



UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL

**TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA COM ALTA CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS EM
REATOR DE BATELADAS SEQUENCIAIS**

VANESSA GOMES MINÁ

CAMPINA GRANDE-PB

2011

VANESSA GOMES MINÁ

**TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA COM ALTA CONCENTRAÇÃO DE
SÓLIDOS EM REATOR DE BATELADAS SEQUENCIAIS**

Dissertação apresentada ao Mestrado de
Ciência e Tecnologia Ambiental da
Universidade Estadual da Paraíba, em
cumprimento às exigências para obtenção do
título de mestre.

Orientador: Dr. José Tavares de Sousa

Co-Orientador: Dr. Wilton Silva Lopes

CAMPINA GRANDE

2011

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL-UEPB

M663t Miná, Vanessa Gomes.
Tratamento de água residuária com alta concentração de sólidos em reator de bateladas sequenciais [manuscrito] / Vanessa Gomes Miná. – 2011.
70 f. : il. color.

Digitado

Dissertação (Mestrado em Ciências e Tecnologia Ambiental), Centro de Ciências e Tecnologias, Universidade Estadual da Paraíba, 2011.

“Orientação: Prof. Dr. José Tavares de Sousa, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental”.

“Co-Orientação: Prof. Dr. Wilton Silva Lopes, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental”.

1. Biodegradabilidade da matéria orgânica. 2. Remoção biológica de nutrientes. 3. Respirometria. I. Título.

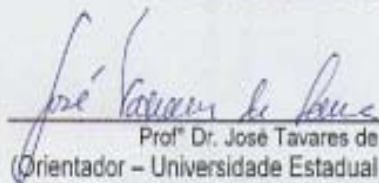
21. ed. CDD 660

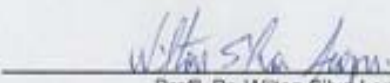
VANESSA GOMES MINÁ

TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA COM ALTA CONCENTRAÇÃO DE
SÓLIDOS EM REATOR DE BATELADAS SEQUENCIAIS


DISSERTAÇÃO APROVADA EM: 25 / 02 / 2011


BANCA EXAMINADORA


Prof.^o Dr. José Tavares de Sousa
(Orientador – Universidade Estadual da Paraíba-UEPB)


Prof.^o Dr. Wilton Silva Lopes
(Co-orientador – Universidade Estadual da Paraíba-UEPB)


Prof.^o Dr. Valderi Duarte Leite
(Examinador Interno - Universidade Estadual da Paraíba-UEPB)


Dr. Israel Nunes Henrique
[Examinador – Bolsista do Programa Nacional de Pós-Doutorado do CNPq
(PNPD/CNPq)]


Prof.^o Dr.^a Aleksandra Vieira de Lacerda
(Examinador externo – Universidade Federal de Campina Grande-UFCG)

Dedico
esta conquista,
principalmente, a minha família,
aos meus pais, Márcia e Joaquim,
minhas irmãs, Eliane e Emanuela;
a minha tia, Fátima
e ao meu noivo, Glauber
e aos seus familiares.

AGRADECIMENTOS

A DEUS, por estar presente em todos os momentos da minha vida, por indicar o caminho certo, dar força e coragem para enfrentar todos os desafios com dignidade;

Aos meus pais, Márcia e Joaquim, e aos familiares pelo amor, dedicação, apoio, incentivo e credibilidade no meu potencial;

A Glauber Antonio Faria, pela paciência, companheirismo e incentivo principalmente nos momentos mais difíceis;

Ao professor José Tavares de Sousa, pela orientação e amizade;

Ao professor Wilton, pela co-orientação, amizade e contribuição nesta pesquisa;

Aos professores Valderi e Howard, pela amizade, sugestões e conhecimentos transmitidos.

Ao grupo do PROSAB, aos professores Adrianus e Paula, pela amizade. Aos bolsistas: Priscila, Nélia, Érica, Elizandra, Adriana, Cleudo e Cirlas, pela amizade e companheirismo;

Aos colegas da turma de mestrado, Patrícia, Célia, Diego, Tafnys, Flávia, Paulinéia, Morgana, Albeni, Graziela e Joildo;

Aos colegas do laboratório, Viviane, Lincoln, Israel, Daniele, Eclésio, Rita, Clélia, Luciana e Luciene pelo companheirismo, amizade e ajuda nas atividades da pesquisa;

A UEPB, por conceder a oportunidade de realização do mestrado;

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, pela concessão da bolsa.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	i
LISTA DE TABELAS	iii
LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS	iv
RESUMO	vi
ABSTRACT	vii
1 INTRODUÇÃO	01
2 OBJETIVOS	03
2.1 Objetivo Geral	03
2.2 Objetivos Específicos	03
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	04
3.1 Caracterização da matéria orgânica de águas residuárias	04
3.2 Composição da matéria orgânica no lodo ativado	07
3.3 Lodo ativado	10
3.3.1 Sistema de lodo ativado convencional	10
3.3.2 Sistema de lodo ativado em reator de batelada sequencial	12
3.4 Remoção biológica de nutrientes	14
3.4.1 Remoção biológica de fósforo	14
3.4.2 Remoção biológica de nitrogênio	16
3.4.3 Parâmetros relevantes nos processos de tratamento biológico	18
3.4.4 Influências de NO_2^- e NO_3^- durante a remoção de P	19
4 MATERIAL E MÉTODOS	22
4.1 Localização do experimento	22
4.2 Descrição do sistema experimental	24
4.3 Sistema experimental	24
4.4 Teste respirométrico	28
4.4.1 Procedimentos	29
4.5 Procedimentos analíticos	31
4.6 ANÁLISES ESTATÍSTICAS	31
5 APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	33
5.1 pH e Alcalinidade	33

5.2 DQO bruta e filtrada	36
5.3 Fósforo solúvel	39
5.4 Compostos nitrogenados	41
6 TESTES RESPIROMÉTRICOS DE BIODEGRADABILIDADE	48
6.1 Testes respirométricos realizados na primeira fase do experimento	48
6.1.1 Resultado da DQO através dos testes e analiticamente	49
6.2 Teste respirométrico realizado na segunda fase do experimento	52
6.2.1 Resultados da DQO dos testes através do procedimento analítico	53
6.3 Avaliação dos substratos utilizados durante a investigação experimental	54
7 CONCLUSÕES	56
8 REFERÊNCIAS	57
APÊNDICE	71

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Representação esquemática da composição da DQO afluente do esgoto doméstico	04
Figura 2 Representação esquemática dos reatores	23
Figura 3 Foto dos sistemas RBS monitorados na 1ª e 2ª fases	23
Figura 4 Comportamento do pH afluente durante a 1ª e 2ª fases do experimento	33
Figura 5 Comportamento do pH do efluente durante a 1ª e 2ª fases do experimento	34
Figura 6 Comportamento da alcalinidade do afluente durante a 1ª e 2ª fases do experimento	35
Figura 7 Comportamento da alcalinidade efluente durante a 1ª e 2ª fases do experimento	35
Figura 8 Comportamento da DQO filtrada do afluente durante a 1ª e 2ª fases do experimento	37
Figura 9 Comportamento da DQO filtrada do efluente durante a 1ª e 2ª fases do experimento	37
Figura 10 Comportamento do fósforo solúvel do afluente durante a 1ª e 2ª fases do experimento	39
Figura 11 Comportamento do fósforo solúvel do efluente durante a 1ª e 2ª fases do experimento	40
Figura 12 Comportamento do NTK afluente da 1ª e 2ª fases do experimento	41
Figura 13 Comportamento do NTK do efluente da 1ª e 2ª fases do experimento	42
Figura 14 Comportamento do nitrogênio amoniacal do afluente da 1ª e 2ª fases do experimento	43
Figura 15 Comportamento do nitrogênio amoniacal do efluente da 1ª e 2ª fases do experimento	44
Figura 16 Comportamento do nitrogênio na forma de nitrito do efluente durante a 1ª e 2ª fases do experimento	45
Figura 17 Comportamento do nitrogênio na forma de nitrato do efluente durante a 1ª e 2ª fases do experimento	46

Figura 18 Respirograma obtido durante um teste respirométrico de assimilação da matéria orgânica.	49
Figura 19 Respirograma obtido durante um teste respirométrico de assimilação da matéria orgânica	53
Figura 21 Respirograma do teste T-1a	73
Figura 22 Respirograma do teste T-2a	74
Figura 23 Respirograma do teste T-3a	75
Figura 24 Respirograma do teste T-4a	76
Figura 25 Respirograma do teste T-5a	77
Figura 26 Respirograma do teste T-1b	78
Figura 27 Respirograma do teste T-2b	79
Figura 28 Respirograma do teste T-3b	80

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Quantificação das frações orgânicas do esgoto bruto de Campina Grande em épocas diferentes	07
Tabela 2 Caracterização de cada fase do experimento	24
Tabela 3 Composição do substrato (cereais cozidos e triturados) utilizado na primeira fase	26
Tabela 4 Ciclos operacionais do sistema	26
Tabela 5 Condições operacionais de cada reator	28
Tabela 6 Parâmetros analisados no monitoramento dos sistemas, frequência em que foram realizados e seus respectivos métodos analíticos	31
Tabela 7 Indica a DQO filtrada rapidamente e lentamente biodegradável na primeira fase através do teste e do procedimento analítico	50
Tabela 8 Apresenta a DQO filtrada biodegradável na segunda fase através do procedimento analítico	54
Tabela 9 Caracterização da matéria orgânica contida nos substratos utilizados durante a investigação experimental	54
Tabela 10 Resultado das análises de DQO filtrada do afluente e efluente nas duas fases da investigação experimental	72
Tabela 11 Resultado das análises dos compostos nitrogenados do afluente e efluente nas duas fases da investigação experimental	72

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

AGV:	Concentração de Ácidos Graxos Voláteis (mgHAc/L)
ATU:	Alil-tioureia
CaCO ₃ ⁻ :	Carbonato de Cálcio
CAGEPA:	Companhia de Água e Esgotos do Estado da Paraíba
CO ₂ :	Dióxido de carbono
CPU:	Central Processing Unit
CONAMA:	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO:	Demanda Bioquímica de Oxigênio (mgO ₂ /L)
DQO:	Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)
DQO _{ta} :	DQO total afluente (mg/L)
DQO _{ba} :	DQO biodegradável afluente (mg/L)
DQO _{bsa} :	DQO biodegradável solúvel (mg/L)
DQO _{bpa} :	DQO biodegradável particulada (mg/L)
DQO _{ua} :	DQO não biodegradável (mg/L)
DQO _{usa} :	DQO não biodegradável solúvel afluente (mg/L)
DQO _{upa} :	DQO não biodegradável particulada afluente (mg/L)
EB:	Esgoto Bruto
ETE:	Estação de Tratamento de Esgoto
f _b :	Fração biodegradável
f _{bs} :	Fração biodegradável solúvel
f _{bp} :	Fração biodegradável particulada
f _{nb} :	Fração não biodegradável
f _{nbs} :	Fração não biodegradável solúvel
f _{nbp} :	Fração não biodegradável particulada
N – NH ₄ ⁺ :	Nitrogênio como amônia (mgN-NH ₄ ⁺ /L)
N - NO ₃ ⁻ :	Nitrogênio como nitrato (mgN-NO ₃ ⁻ /L)
N – NO ₂ ⁻ :	Nitrogênio como nitrito (mgN-NO ₂ ⁻ /L)
N ₂ :	Gás nitrogênio
NO:	Óxido nítrico
N ₂ O:	Óxido nitroso

NTK:	Nitrogênio Total Kjeldahl
OAF:	Organismos Acumuladores de Fosfato
OD:	Oxigênio Dissolvido
OD _{máx} :	Oxigênio dissolvido máximo
OD _{mín} :	Oxigênio dissolvido mínimo
PHA:	Polihidroxidoalcanoato
PHB:	Polihidroxidobutirato
pH:	Potencial hidrogeniônico
P-PO ₄ ⁻ :	Ortofosfato (mgP-PO ₄ ³⁻ /L)
RBS:	Reator em Batelada Seqüencial
SEP:	Substância Extracelular Polimérica
SST:	Sólidos Suspensos Totais (mg/L)
SSV:	Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)
SSI:	Sólidos Suspensos Inorgânicos
TCO:	Taxa de Consumo de Oxigênio (mgO ₂ /L.h)
TCO _{end} :	Taxa de Consumo de Oxigênio Endógena (mgO ₂ /L.h)
TCO _{Max} :	Taxa de Consumo de Oxigênio Máximo (mgO ₂ /L.h)
TDH:	Tempo de Detenção Hidráulica (h)
TRC:	Tempo de Retenção Celular (d)
X _t :	Sólidos suspensos totais
X _v :	Sólidos orgânicos voláteis
X _a :	Lodo ativo
X _e :	Resíduo endógeno
X _i :	Material inerte
X _{in} :	Material inorgânico
X _H :	Biomassa heterotrófica
X _N :	Biomassa nitrificante

RESUMO

Em empreendimento habitacional desprovido de rede coletora de esgoto, uma alternativa sustentável é o tratamento descentralizado dos resíduos líquidos e sólidos gerados pela população residente. A tendência dos moradores, nesse tipo de empreendimento é triturar os resíduos orgânicos putrescíveis (resto de comida, legumes e verduras) e destiná-los na rede predial de esgoto para serem tratados adequadamente. Com o intuito de simular um tratamento descentralizado para atender essa demanda foram monitorados dois sistemas de tratamento em paralelo, operados em bateladas seqüenciais com ciclos de mesmas características. O primeiro sistema era constituído de um Reator em batelada seqüencial (RBS) com tempo de retenção celular (TRC) de 5 dias, alimentado com esgoto bruto enriquecido com cereais cozidos e triturados. O segundo sistema compreende de um RBS com TRC de 3,36 dias utilizando esgoto doméstico e lodo triturado como fonte de carbono. Também foram realizados testes respirométricos como ferramenta para comparar a biodegradabilidade dos substratos utilizados durante o período experimental. Os resultados constataram que o substrato esgoto enriquecido apresentou satisfatória concentração de DQO biodegradável, que proporcionou maior eficiência durante os processos de remoção de DQO, fósforo e nitrogênio, superando a concentração de DQO biodegradável verificada no lodo triturado. Os percentuais de remoção de DQO obtidos nos sistemas RBS1 e RBS2 foram respectivamente, de 93 e 80%, para fósforo foi de 83% (RBS1) e 54% (RBS2) indicando que o cereal disponibilizou concentração de matéria orgânica biodegradável suficiente para que ocorresse satisfatória liberação de fósforo na zona anaeróbia. Para a remoção de amônia no RBS1 e no RBS2 os percentuais foram 98% e 40%, quase toda a amônia do sistema 1 foi oxidada devido o favorecimento de condições ideais, o que não ocorreu no RBS2. A concentração média de nitrato no efluente do RBS1 foi de $1,67 \text{ mgN-NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ e $9,48 \text{ mgN-NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ no efluente do RBS2. Essa constatação de amônia e nitrato no efluente final, confirma que no RBS1 a eficiência da nitrificação se aproximou de 100% e a desnitrificação foi completada com sucesso, enquanto no sistema 2 ocorreu nitrificação abaixo de 50% e a necessidade de material solúvel expressa em DQO biodegradável durante a desnitrificação permitiu alta concentração de nitrato no efluente final.

Palavras-chave: biodegradabilidade da matéria orgânica; remoção biológica de nutrientes; respirometria;

ABSTRACT

In housing developments devoid of any sewage disposal system, a sustainable alternative is to decentralize management of the liquid and solid wastes generated by the residents. The trend in this type of establishment is to triturate the putrescible organic waste (leftovers from food and vegetable peelings), before discharging into the sewage network to be subsequently treated in an appropriate manner. In order to simulate a decentralized treatment system, two parallel treatment systems were operated in sequencing batch cycles with similar characteristics and monitored. The first system consisted of a sequential batch reactor (SBR 1) with a cell retention time (CRT) of 5 days and was fed with raw sewage, enriched with cooked and shredded cereals. The second system SBR 2, had a CRT of 3.36 days with a substrate of sewage mixed with ground up sludge as a carbon source. Respirometry tests were also performed as a tool to compare the biodegradability of the substrates used during the experimental period. The results with enriched sewage showed a satisfactory concentration of biodegradable COD, which provided greater efficiency during the COD, phosphorus and nitrogen removals, exceeding the concentration of biodegradable COD in SBR2 enriched with crushed sludge. The percentage COD removals for systems RBS1 and RBS2 were 93 and 80% respectively, and for phosphorus, 83 and 54% respectively, indicating that the available concentration of biodegradable organic matter in the cereal was enough to satisfactorily release phosphorus into the anaerobic zone. The percentage removals of ammonia in SBR1 and SBR2 were 98% and 40% respectively, almost all the ammonia was oxidized in SBR1 suggesting optimal conditions, which was not the case for SBR 2. The average concentration of nitrate in the effluent of SBR1 was 1.67mgN-NO₃/L and 9.48mgN-NO₃/L in the effluent of SBR 2. These findings for ammonia and nitrate in the effluent, confirm the efficiency of nitrification in SBR 1 which approached 100% and that denitrification was completed successfully, whereas in SBR 2 nitrification was less than 50%, demonstrating the lack of available biodegradable COD which is necessary for denitrification and thus leading to a high concentration of nitrate in the effluent.

Keywords: biodegradability of organic matter; biological nutrient removal; respirometry;

1. INTRODUÇÃO

Com o rápido desenvolvimento urbano alguns problemas se agravaram, como o lançamento de efluentes tanto domésticos quanto industriais nos corpos aquáticos, bem como o descarte de resíduos sólidos orgânicos em lixões ou terrenos desabitados. Os corpos aquáticos vêm recebendo uma carga de efluente concentrada e diversificada, que inclui esgoto doméstico de indústrias clandestinas ou despejos que não são tratados de forma adequada, ocorrendo além de outros prejuízos, o desequilíbrio do corpo receptor, como o fenômeno da eutrofização. A prática do descarte de resíduos sólidos orgânicos em lixões ou terrenos abandonados pode trazer situações indesejáveis, como maus odores, atrair a presença de vetores de doenças e o acúmulo desse material pode induzir a geração de gases como, por exemplo, o metano, contribuinte do efeito estufa. Há também produção do lixiviado, que é uma substância difícil de tratar e pode contaminar o solo e as águas subterrâneas.

Os sistemas de tratamento biológico de águas residuárias, que utilizam apenas esgoto como fonte de matéria orgânica, pode apresentar resultados sofríveis, efluentes com alta concentração de macronutrientes (BARAJAS, ESCALAS e MUJERIEGO, 2002). Algumas etapas dos processos de remoção de nutrientes (fósforo e nitrogênio) exigem concentração de fonte de carbono biodegradável e solúvel suficiente para o rápido metabolismo dos microrganismos (ZHOU, ZHANG e FENG, 2010). A matéria orgânica biodegradável e particulada é de interesse em processos de remoção biológica, se houver no licor misto uma cultura diversificada de microrganismos capazes de degradar esse material até a possível passagem deste pela parede celular bacteriana.

Em algumas regiões, sobretudo em países desenvolvidos, há uma tendência em utilizar resíduos sólidos não consumidos pela população durante o preparo das refeições, como material descartado na própria pia da cozinha, onde é instalado um triturador para encaminhar o resíduo triturado na rede coletora de esgoto e, dessa forma, favorecer a degradação da matéria orgânica durante o percurso do esgoto.

As estações de tratamento de esgotos têm um grande problema que é a produção de lodo (EPSTEIN, 2003) em sistemas aeróbios, principalmente, esse lodo

necessita ser tratado devidamente e ter destino adequado. A produção de lodo pode demandar 60% dos custos totais dos sistemas de tratamento de águas residuárias (HORAN, 1990). Algumas alternativas têm sido propostas para o tratamento do lodo de excesso das ETE's como a digestão, secagem e incineração (RULKENS, 2008).

A utilização do lodo de excesso como fonte de carbono para tratamento terciário, especialmente remoção de fósforo e desnitrificação, é uma maneira alternativa de aproveitar esse material e ao mesmo tempo reduzir os custos da estação de tratamento de esgotos (ETE), no tratamento de estabilização do mesmo.

Com a perspectiva de contribuir, de forma positiva, no aprimoramento de tecnologia para sistemas individuais e descentralizados de tratamento de esgotos, o presente trabalho se concentrou em duas alternativas, a primeira foi adicionar cereais cozidos e triturados ao esgoto doméstico – simulando uma água residuária com alta concentração de sólidos – e a segunda foi utilizar lodo aeróbio triturado juntamente com esgoto bruto durante a alimentação do reator.

A quantificação e composição da matéria orgânica foram também avaliadas por meio do teste respirométrico, que indicou a influência deste parâmetro na obtenção de efluentes depurados e adequados as normas e resoluções de lançamento deste em corpos d'água receptores.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Tratar a água residuária com alta concentração de sólidos em reatores em bateladas sequenciais, visando à remoção de matéria orgânica, como também nutrientes.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Utilizar o esgoto doméstico enriquecido (cereais cozidos e triturados) como fonte de material solúvel para ser utilizado no tratamento terciário, na remoção de fósforo e na desnitrificação;
- Investigar a utilização de lodo aeróbio triturado como fonte de matéria orgânica solúvel;
- Avaliar a biodegradabilidade dos substratos via processo de respirometria.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Caracterização da matéria orgânica de águas residuárias

A concentração de matéria orgânica no esgoto pode ser quantificada por meio da demanda química de oxigênio (DQO), carbono orgânico total (COT) ou pela demanda biológica de oxigênio (DBO). A DBO geralmente é aplicada como parâmetro para identificar todo substrato sensível à oxidação biológica. Em contrapartida, a DQO pode representar tanto matéria orgânica biodegradável quanto a não biodegradável, apenas por método químico, através de um oxidante forte como o dicromato de potássio (APHA, 1998).

A atividade microbiana é favorecida quando a relação existente entre os parâmetros DBO/DQO atinge valores superiores a 0,1 – indicando que a matéria orgânica existente no meio é biodegradável. Este valor não é superado na presença de matéria orgânica não biodegradável ou substâncias tóxicas (PRIAMBODO e KARNANINGROEM, 2010).

A composição do esgoto doméstico compreende apenas 0,1% de sólidos (Melo et al., 2001) que pode ser fracionado em material biodegradável e não biodegradável, e ambos ainda podem ser divididos em material solúvel e particulado, conforme o diâmetro das partículas.

Henze et al., (1987); Van Haandel e Marais (1999) representam a matéria orgânica afluyente dividida em frações, a partir da DQO total, conforme a Figura 1.

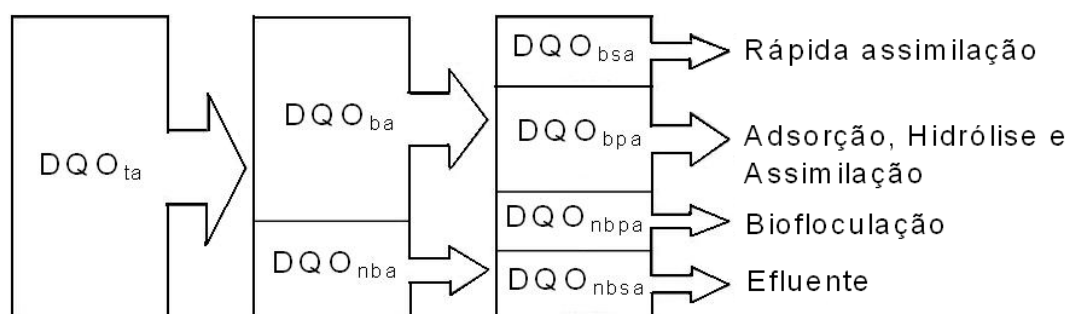


Figura 1 Composição da DQO afluyente do esgoto doméstico (adaptado de VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

$$DQO_{ta} = DQO_{ba} + DQO_{nba} \quad (3.1)$$

$$DQO_{ta} = DQO_{bsa} + DQO_{bpa} + DQO_{nbsa} + DQO_{nbpa} \quad (3.2)$$

$$DQO_{ba} = DQO_{bsa} + DQO_{bpa} \quad (3.3)$$

$$DQO_{nba} = DQO_{nbsa} + DQO_{nbpa} \quad (3.4)$$

As frações do material orgânico do esgoto doméstico, representado em termos de DQO, podem ser definidas conforme as Equações 3.1 a 3.4:

DQO_{ta} : DQO total afluente;

DQO_{ba} : DQO biodegradável afluente;

DQO_{bsa} : DQO biodegradável e solúvel afluente;

DQO_{bpa} : DQO biodegradável e particulada afluente;

DQO_{nba} : DQO não biodegradável afluente;

DQO_{nbsa} : DQO não biodegradável e solúvel afluente;

DQO_{nbpa} : DQO não biodegradável e particulada afluente.

A DQO total afluente (DQO_{ta}) é constituída de material biodegradável (DQO_{ba}) e não biodegradável (DQO_{nba}). O material sensível à oxidação biológica (Foresti et al., 2006) é dividido, em parte, por uma fração biodegradável solúvel (DQO_{bsa}) de grande interesse aos processos biológicos de tratamento de despejos líquidos. As dimensões das partículas são de rápida assimilação pelas bactérias heterotróficas e, por isso, considerada como fonte de alimento ideal aos organismos acumuladores de fosfato (OAF), bem como os desnitrificantes, por permitir metabolismo mais rápido. A fração restante corresponde a DQO biodegradável particulada (DQO_{bpa}), que é lentamente biodegradável. Somente após a adsorção deste material pela superfície do lodo, inicia-se a ruptura das cadeias carbônicas de alto peso molecular, transformando-as em moléculas de cadeia curta por meio de uma população mista de microrganismos, que possibilitam a lise e posterior absorção dos monômeros. Em ambientes anaeróbios, a matéria orgânica particulada é degradada por exoenzimas excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas (TEIXEIRA, CHERNICHARO e AQUINO, 2008).

As bactérias heterotróficas inferiores não tem habilidade de decompor polímeros, dessa forma, necessitam de uma parceria com uma cultura diversificada de microrganismos em águas residuárias, para garantir seu metabolismo, utilizando monômeros solúveis ou acetato (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

O material susceptível à oxidação, apenas por processos químicos (DQO_{nba}), é constituído por substâncias complexas, as quais exigem tratamentos de degradação mais sofisticados e onerosos, como por exemplo, o tratamento por fotocatalise – que consegue romper o anel benzênico de compostos aromáticos, dentre outras degradações, e torná-los biodegradáveis (RAMDANI et al., 2010). A DQO não biodegradável se fraciona em duas frações: solúvel (DQO_{nbsa}), que não é afetada pela ação bioquímica dos microrganismos e se apresenta juntamente com o efluente depurado, como também a fração particulada (DQO_{nbpa}) que, geralmente, é adsorvida pela substância extracelular polimérica (SEP) e mantêm-se aderida no lodo, sendo descartada, parcialmente, com o lodo de excesso.

O percentual das frações biodegradáveis (solúvel e particulada) e não biodegradáveis (solúvel e particulada) podem ser estimadas a partir das equações seguintes:

$$f_b = DQO_{ba}/DQO_{ta} \quad : f_b: \text{fração biodegradável}; \quad (3.5)$$

$$f_{bs} = DQO_{bsa}/DQO_{ba} \quad : f_{bs}: \text{fração biodegradável solúvel}; \quad (3.6)$$

$$f_{bp} = f_b - f_{bs} \quad : f_{bp}: \text{fração biodegradável particulada}; \quad (3.7)$$

$$f_{nb} = 1 - f_b \quad : f_{nb}: \text{fração não biodegradável}; \quad (3.8)$$

$$f_{nbs} = DQO_{nbsa}/DQO_{ta} \quad : f_{nbs}: \text{fração não biodegradável solúvel}; \quad (3.9)$$

$$f_{nbp} = f_{nb} - f_{nbs} \quad : f_{nbp}: \text{fração não biodegradável particulada}; \quad (3.10)$$

O sistema de tratamento biológico de águas residuárias, não apresenta eficiência na degradação da DQO considerada não biodegradável, indicando necessidade de técnicas que permitam tornar este tipo de substrato susceptível à ação metabólica das bactérias e, só então, adicioná-los ao sistema como fonte de alimento (PRIAMBODO e KARNANINGROEM, 2010).

A Tabela 1 indica os valores que relacionam as frações biodegradáveis e não biodegradáveis de esgoto urbano da cidade de Campina Grande - PB.

Tabela 1 Quantificação das frações orgânicas do esgoto bruto de Campina Grande em épocas diferentes:

Afluente	Frações Orgânicas			Referências
	fb		fnb	
	fbs	fbp	fnb	
Esgoto bruto	0,25	0,63	0,12	Coura Dias et al., 1982
"	0,27	0,53	0,2	Silva, 2003
"	0,09	0,64	0,27	Nóbrega, 2009
"	0,1	0,56	0,34	Henrique, 2010

Os valores da fração solúvel e biodegradável (f_{bs}), observadas na Tabela 1, nos anos de 1982 e 2003, apresentaram valores próximos (25 e 27%), indicando que os hábitos alimentares da população mantiveram-se constantes. Porém, nos últimos anos, observa-se uma redução drástica da f_{bs} no esgoto bruto, que vem a preocupar quando se trata processos (remoção de fósforo e desnitrificação), que atingem eficiência no tratamento a partir da rápida assimilação de matéria orgânica biodegradável e solúvel. A fração biodegradável e particulada não apresentou grandes oscilações durante todo período verificado.

Com base nos dados da Tabela 1, o afluente analisado indicou aumento de 7% na fração orgânica não biodegradável. Em um intervalo de seis anos (2003 a 2009), observou-se aumento da $f_{nb} = 7\%$, sendo considerado baixo, se comparado a elevação desta fração entre os anos de 2009 e 2010, que foi de 7%.

3.2 Composição da matéria orgânica no lodo ativo

Segundo Feng et al., (2009), o lodo ativado é constituído principalmente de proteínas e carboidratos que representam um percentual de 40 e 7%, respectivamente. O restante se caracteriza por lipídeos (0,4%) e outros constituintes (52,6%) em percentual de sólidos suspensos totais, que representam a massa bacteriana.

A identificação dos sólidos de um substrato geralmente é determinada pelo método gravimétrico, retirando a umidade do material a uma temperatura de 103 ou 105°C e por meio da ignição da amostra a 550°C (APHA, 1998).

As frações do lodo ativado foram propostas por Marais e Ekama (1976), conforme as Equações 3.11 e 3.12:

$$X_t = X_v + X_{in}; \quad (3.11)$$

$$X_v = X_a + X_e + X_i \quad (3.12)$$

onde:

X_t : sólidos suspensos totais;

X_v : sólidos orgânicos voláteis;

X_a : lodo ativo;

X_e : resíduo endógeno;

X_i : material inerte;

X_{in} : matéria inorgânica.

O lodo ativado no licor misto compõe-se de sólidos suspensos totais (X_t), subdividido em sólidos orgânicos voláteis (X_v) e os sólidos inorgânicos (X_{in}). A fração orgânica subdivide-se em três porções, que compreende: lodo ativo (X_a), resíduo endógeno (X_e) e material inerte (X_i). Os microrganismos que metabolizam o material biodegradável são considerados lodo ativo (X_a), que incluem os grupos heterotróficos e autotróficos. A biomassa heterotrófica (X_H) utiliza o substrato rapidamente biodegradável (DQO_{rb}) para seu metabolismo, no sistema de lodo ativado, sem limitação de oxigênio (METCALF & EDDY et al., 2003). A DQO_{bp} é, inicialmente, hidrolisada e posteriormente metabolizada. A biomassa autotrófica, considerando os microrganismos nitrificantes (X_N), utiliza para seu crescimento e produção de novas células o carbono inorgânico (CO_2). A partir do tempo de retenção celular adotado é possível estimar qualitativamente a população bacteriana atuante no sistema de tratamento biológico (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

O desempenho dos microrganismos aeróbios e anaeróbios pode ser avaliado a partir da degradação dos sólidos. Geralmente, considera-se que a fração inativa (X_i) e o resíduo endógeno (X_e), não são sensíveis às reações bioquímicas das bactérias (RAMDANI et al., 2010). O resíduo endógeno resulta da respiração

endógena que inclui decaimento, lise, manutenção de energia e predação. Já a fração inerte, compreende as substâncias não biodegradáveis ou recalcitrantes.

Geralmente, são citados dois modelos para descrever o processo de formação do resíduo endógeno. O modelo de Mckinney (1960), denominado de respiração endógena, ocorre a partir da degradação do substrato na presença de oxigênio dissolvido, formando a biomassa heterotrófica. Após o consumo de todo o substrato disponível, inicia-se a degradação do protoplasma celular, para manutenção de energia. Com pouca disponibilidade por alimento, inicia-se a morte da célula, obtendo como produto final o resíduo endógeno. O segundo modelo – denominado morte/regeneração de Dold, Ekama e Marais (1980) –, explicam a biodisponibilidade da biomassa degradada pelos organismos ativos, a fração acumulada permanece no sistema como resíduo endógeno.

A matéria inorgânica (X_{in}), também denominada de sólidos fixos, é quantificada após a volatilização da matéria orgânica, que pode corresponder a 20% de sais e sólidos inorgânicos.

Ramdani et al., (2010) consideram que um sistema de lodo ativado, alimentado com afluente totalmente solúvel e biodegradável, reduz a composição do lodo a duas frações, X_H e X_e . Sendo negligenciada a biomassa nitrificante, com o acetato indicado como única fonte de carbono. Os autores compreendem a fração ativa do SSV no licor misto como, $X_e \approx SSV - X_H$.

Araújo et al., (1998) formularam a primeira hipótese de degradação das frações não biodegradáveis (X_i e X_e) sob condições anaeróbias. Em temperatura de 25°C e TRC igual a 20 dias, os autores observaram extrapolação na curva de degradação, indicando remoção de 15% de SSV, que correspondeu a fração nula de lodo ativo. A partir destes resultados, concluiu-se que ocorreu degradação da DQO_{nb} e do X_e , durante a digestão anaeróbia. Laera et al., (2005) pesquisaram um bioreator com membrana e observaram a degradação das frações não biodegradáveis do lodo ativo, após longos períodos de monitoramento (180 dias). Logo após esse período, verificou-se que SST, SSV e SSI mantiveram-se praticamente constantes, os autores confirmam que houve um equilíbrio entre o crescimento da biomassa, metabolismo endógeno e a solubilização do material inorgânico. Ekama et al. (2007) monitoraram um digestor anaeróbio em temperatura de 37°C e TRC de 60 dias. Os

autores concluíram que as frações orgânicas do lodo ativo, que não são biodegradáveis sob condições aeróbias, permanecem, dessa forma, em condições anaeróbias.

3.3 Lodo Ativado

3.3.1 Sistema de lodo ativado convencional

O sistema de lodo ativado foi assim denominado, por apresentar massa de lodo constituída, principalmente, por bactérias ativas e protozoários (MARA, 1978).

Adern e Lockett (1914) impulsionaram a descoberta do sistema de lodo ativado por meio da aeração de águas residuárias e observaram o desenvolvimento de uma massa de lodo em forma de floco que tinha capacidade de decompor matéria orgânica, sendo possível a separação entre o líquido clarificado e a biomassa por simples processo físico de sedimentação. A adição contínua de esgoto na presença de oxigênio acelerava o metabolismo das bactérias. As contribuições destes autores têm sido aplicadas com excelência no tratamento de esgotos domésticos e industriais, devido à produção de efluentes com elevada qualidade (VON SPERLING, 2002).

O processo de degradação da matéria orgânica biodegradável, presente em águas residuárias, ocorre por meio de microrganismos, quando submetidos a ambientes aeróbios e/ou anaeróbios. A contaminação do afluente com produtos tóxicos pode causar perturbação do processo de tratamento, inibindo a depuração do esgoto (MONTEITH et al., 1995; O'BRIEN e TEATHER 1995; BHATTACHARYA et al. 1996; PAXE'US, 1996).

O sistema convencional compreende as unidades de aeração (tanque de reação) e tanque de decantação (decantador secundário). O lodo do sistema é formado por flocos macroscópicos, devido à presença de microrganismos filamentosos, que tem a capacidade de adsorver principalmente bactérias, partículas inertes e resíduos endógenos. Essa adsorção é realizada por uma substância extracelular polimérica (SEP) (Morgan, Forster e Evison, 1990), excretada pelos microrganismos que possuem uma espécie de tentáculos. O processo de separação

sólido-líquido pode ser interferido pela má formação do floco, quando se desenvolve no reator:

- Lodo filamentoso: quando há predominância no lodo de organismos filamentosos, os tentáculos impedem o contato direto entre os flocos que permanecem ligados pelos filamentos. Neste caso, o floco apresenta estrutura bastante resistente, ao ponto de não romper quando submetida às turbulências do processo de aeração. A ligação formada entre os flocos, por meio dos filamentos, torna a estrutura insatisfatoriamente densa para sedimentar. Contudo, o efluente é clarificado pela decantação dos sólidos, porém torna-se inadequado para descarte (FIGUEIREDO et al., 1997);
- Lodo cabeça de alfinete: há concentração insuficiente de microrganismos filamentosos, formando flocos pequenos, pouco densos, que sedimentam lentamente. Dessa forma, na etapa de descarte, o efluente encontra-se turvo, indesejável para lançamento em corpos receptores.

A formação do floco ideal para sistemas de lodo ativado deve incluir um equilíbrio entre as populações de organismos filamentosos e as bactérias que são adsorvidas (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999). A transferência de oxigênio no floco é realizada, inicialmente, na superfície. Com isso, há menor possibilidade de manter oxigênio nas regiões mais internas, podendo tornar a área central anaeróbia (MUSTAFA et al., 2009). A dupla camada (anaeróbia/aeróbia), que pode ser formada no floco, tem a vantagem de favorecer os processos de óxido-redução dos compostos orgânicos que se deseja remover do esgoto.

As etapas que regem o sistema iniciam-se pela alimentação, seguida por reação, decantação, descarte do efluente tratado e descarte do lodo. Parte do lodo retirado do sistema retorna ao tanque de aeração com a finalidade de manter a concentração de sólidos ativos do sistema e efetivar a remoção de matéria orgânica. Devido à eficiência deste tipo de sistema, o tempo de detenção hidráulica (TDH) é baixo, medido em horas e, por isso, a implantação do sistema de lodo ativado não exige grandes áreas (VON SPERLING, 2002). O tempo de retenção celular (TRC)

pode ser determinado como a razão entre a concentração de SSV no reator e a massa de lodo descartada diariamente (DENNIS e IRVINE, 1979).

Os processos metabólicos do sistema iniciam-se com a fase de enchimento no tanque de aeração, em que há decomposição do material carbonáceo biodegradável e, ao mesmo tempo, desenvolvimento microbiano (SANTOS, CYBIS e GEHLING, 2007). Em seguida, o licor misto é lançado no decantador secundário, onde o líquido depurado decanta e os flocos macroscópicos sedimentam. Após a separação das fases, o efluente é destinado ao corpo receptor e o lodo de excesso é removido do sistema para sua posterior estabilização.

Para que o metabolismo bacteriano atue de forma enfática na produção de novas células, dióxido de carbono (CO_2) e água (H_2O), é essencial que a relação entre alimento (A) e microrganismo (M) se mantenha na faixa determinada dos valores padrões. A concentração de alimento aplicada ao sistema é inversamente proporcional ao volume do reator. Afluentes de alta carga contribuem em reatores pequenos, de forma a induzir o consumo de todo material orgânico a um TRC elevado, o tempo de permanência do lodo no reator garante a remoção do substrato. Paralelamente a isso, tanques maiores compreendem afluentes de baixa taxa, provocando busca mais acentuada por alimento, devido a pouca disponibilidade de fonte de carbono, os organismos são forçados a degradar o próprio protoplasma celular. A relação A/M, para o sistema de lodo ativado convencional em termos das concentrações da demanda biológica de oxigênio (DBO_5) e de sólidos suspensos voláteis, encontra-se no intervalo compreendido entre 0,3 e 0,8 $\text{KgDBO}_5/\text{KgSSV.d}$ (VON SPERLING, 2002).

3.3.2 Sistema de lodo ativado em reator de batelada sequencial

O sistema de lodo ativado em bateladas sequenciais permite flexibilidade em sua configuração, adaptando todas as etapas do ciclo em um mesmo tanque, que inclui a oxidação da matéria carbonácea, remoção de nutrientes e separação sólido-líquido por processo físico (MANNING e IRVINE, 1985). Em cada batelada, há uma sequência de etapas que se repetem ao final de cada ciclo e compreende a fase de

enchimento, reação, sedimentação, descarte do líquido depurado, como também repouso (Irvine e Bush, 1979) e descarte do lodo de excesso.

Nolasco e Manoharan (1999) observavam limitações em pesquisas envolvendo RBS, sobre informações de rendimento, eficiência, custos de construção e áreas de otimização no projeto e operação dos sistemas. O processo de tratamento de águas residuárias operado em RBS reduz 60% dos custos se comparado com o sistema de lodo ativado convencional, obtendo melhor qualidade do efluente e exigindo menor tempo de aeração. (NG et al.,1993). Atualmente, pesquisas com RBS em tratamento de águas residuárias têm evoluído, devido ao aumento em pesquisas sobre os aspectos bioquímicos de esgotos domésticos, industriais e também na área de controle de processos (GUIMARÃES, 2003). O RBS, que possui em sua configuração biomassa suspensa, apresenta melhor desempenho na remoção de DBO que o sistema convencional (VENKATAMOHAN et al.; 2005).

Os ciclos operacionais podem ser manipulados para induzir a remoção de nutrientes, sobretudo remover fósforo e nitrogênio simultaneamente. A possibilidade de adicionar uma zona anaeróbia durante e após a fase de enchimento, submetendo o reator a mistura completa do licor misto, permite a degradação dos polímeros e assimilação dos monômeros dissolvidos pela massa de lodo favorecendo, sobretudo, dois fatores: menor necessidade de aeração para oxidar o material carbonáceo restante e permitir que todo o nitrato seja removido, durante a desnitrificação (VON SPERLING, 2002). Rim et al. (1997) favoreciam os processos de nitrificação e desnitrificação, submetendo o sistema a condições alternadas de períodos anóxicos e aeróbios.

O uso de reatores em bateladas sequenciais, operados com alta carga orgânica, apresentam como principais vantagens: remoção simultânea de matéria orgânica e nutrientes (incluindo fósforo e nitrogênio), sob condições alternadas (presença/ausência de OD); flexibilidade de operação, adaptando o tempo de reação e o volume do reator, conforme as características do afluente (Carucci et al., 1999).

3.4 Remoção biológica de nutrientes

3.4.1 Remoção biológica de fósforo

O ciclo do fósforo pode ser entendido quando na fase anaeróbia e em presença de matéria orgânica biodegradável e solúvel suficiente, há indução da quebra do polifosfato. Com isso, as bactérias obtêm energia para armazenar polihidroxidobutirato (PHB), sendo o ortofosfato liberado para a fase líquida (MINO et al., 1987). O acetato e o propionato, moléculas de cadeia curta, são indicadas como fonte de carbono mais eficiente para o aumento da liberação de fósforo na fase anaeróbia (Tasli, Artan e Orhon, 1997), bem como para desnitrificação em condições anóxicas (TAM, LEUNG e WONG, 1994; SORM et al., 1997). Na fase seguinte, aeróbia ocorre oxidação do PHB e captura do fósforo solúvel. Acreditava-se que durante o processo de remoção biológica de nutrientes, os OAF's não poderiam utilizar nitrato como acceptor de elétrons para seu crescimento, nem para acumular fosfato em condições aeróbias (WENTZEL et al., 1989). Posteriormente, surgiram hipóteses de que a população removedora de fósforo é compreendida em dois grupos: um grupo capaz de utilizar tanto oxigênio quanto nitrato como acceptor de elétrons (OAF's e desnitrificantes) e outro grupo capaz de utilizar apenas oxigênio (OAF's aeróbios) (GERBER et al., 1987; KERRN-JESPERSON e HENZE, 1993; MEINHOLD et al., 1998). Em sistemas enriquecidos com OAF's e desnitrificantes foi verificado bom desempenho da remoção de fósforo (KUBA et al., 1993; SORM et al., 1998).

O carbono orgânico pode ser utilizado simultaneamente pelos OAF's e desnitrificantes, conseqüentemente, a concentração de carbono orgânico contida no esgoto doméstico, que geralmente é baixa, torna-se um fator limitante no processo de remoção de fósforo e nitrogênio. O emprego dos dois grupos de microrganismos participantes destes processos pode possibilitar a redução de produção de lodo e a demanda por aeração (COPP e DOLD, 1998).

A concentração de DQO, rapidamente biodegradável (DQO_{rb}), determina a eficiência de armazenamento de PHB e, conseqüentemente, captura fósforo solúvel. Pode haver "*Luxury Uptake*" (Marais et al., 1983), quando o lodo absorve um

percentual de fósforo acima (superior a 0,025 mgP/mg SSV) do que normalmente ocorre quando se utiliza água residuária como fonte de carbono (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999). As condições ideais para ocorrer luxúria de fósforo exigem concentração satisfatória de material de fácil assimilação pelos OAF's e adição de fósforo no meio, para garantir elevada captura do mesmo na célula bacteriana. No fim da etapa de aeração, o fósforo é removido junto com o descarte do lodo de excesso, caso contrário, ele permanece no sistema.

Durante o processo de remoção biológica de fósforo vários grupos de bactérias heterotróficas, consideradas aeróbias facultativas, participam das reações metabólicas como *Acinetobacter* (primeiras identificadas), *Pseudomonas*, *Aeromonas*, *Moraxella*, entre outras (METCALF & EDDY, 2003). Juni (1972) foi capaz de identificar organismos capazes de reduzir nitrato a nitrito, conhecidos por *Acinetobacter*. Este grupo de bactérias é capaz de utilizar nitrato, como alternativa de aceptor de elétrons na ausência de oxigênio molecular. Em sistemas com configuração anaeróbia/aeróbia/anóxica, pode existir a presença de organismos acumuladores de fósforo e desnitrificantes (OAFD) (TSUNEDA et al., 2006). Testes microbiológicos indicaram que, durante a desnitrificação, há significativa fração de organismos poli-P (LOTTER, 1985).

Quando o substrato disponível para o sistema de tratamento apresenta DQO particulada, como é o caso de esgotos domésticos, por exemplo, torna-se necessária a presença de um grupo diversificado de bactérias no licor misto para degradar os polímeros em partículas menores e, assim, garantir a assimilação do material pelos OAF's, que têm dificuldade em degradar a matéria orgânica que não se apresenta prontamente solúvel (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

Ekama, Siebritz e Marais (1983) observaram que sistemas com TRC mais elevado (> 2 dias), favorecem a redução da eficiência de remoção de fósforo por unidade de massa de lodo removida. Indicando que, para o aumento da remoção biológica de fósforo, torna-se favorável, sistemas que operam com TRC mais baixo, havendo maior produção de lodo de excesso.

3.4.2 Remoção biológica de nitrogênio

A transformação do nitrogênio total kjeldahl (NTK), produzindo amônia, pode ocorrer tanto em ambiente anaeróbico quanto aeróbico. A matéria orgânica biodegradável nitrogenada, advinda da uréia ou de proteínas, pode ser dividida em amônia, nitrogênio orgânico solúvel e nitrogênio orgânico particulado. A hidrólise do nitrogênio orgânico particulado e do material orgânico, lentamente biodegradável, ocorre simultaneamente. A síntese da amônia se processa devido à degradação do material nitrogenado solúvel pelas bactérias heterotróficas. O nitrogênio amoniacal fornece energia para o anabolismo das heterotróficas e autotróficas nitrificantes. Na presença de oxigênio, há formação do nitrato, que pode servir como aceptor de elétrons quando submetido a condições anóxicas. O resíduo endógeno formado pelos dois grupos de bactérias, participantes dos processos de nitrificação e desnitrificação, pode contribuir com a liberação de material orgânico nitrogenado no licor misto, comportando-se como em um ciclo. Em ambiente aeróbico ocorre oxidação da amônia a nitrito (nitritação) e este a nitrato (nitratação) (HENZE et al., 1987).

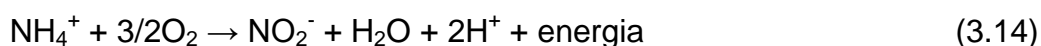
A desnitrificação exige ambiente isento de OD e concentração suficiente de matéria orgânica oxidável, neste processo a remoção de nitrato é proporcional a quantidade de substrato solúvel utilizado durante o catabolismo (HENZE et al., 1987).

As reações envolvidas nos processos de amonificação, nitritação, nitratação e desnitrificação estão representadas a seguir:

- Amonificação/ Assimilação:



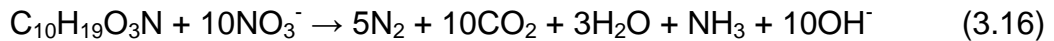
- Nitritação:



- Nitratação:



- Desnitrificação:



A Equação (3.13) indica produção de alcalinidade durante o processo de amonificação; 3,57 g CaCO₃ são formados por grama de nitrogênio na forma de amônia. Enquanto no processo de nitrificação ocorre um déficit na alcalinidade, há consumo de 7,14 g CaCO₃ por grama de nitrogênio oxidado na forma de nitrito (VILLAVERDE, GARCÍA-ENCINA, FDZ-POLANCO, 1997). Observa-se que no processo de nitratação não há produção nem consumo de alcalinidade, e a necessidade por oxidante é inferior, se comparada a Equação (3.14) (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999). Na desnitrificação, há produção de 3,57 g CaCO₃ por grama de nitrogênio na forma de gás. Indicando que, em condições específicas que favorecem o metabolismo das bactérias envolvidas, em todo processo de transformação do nitrogênio, a concentração de alcalinidade consumida é proporcional a concentração produzida (USEPA, 1993).

As bactérias responsáveis pela oxidação da amônia são conhecidas como aeróbias quimioautotróficas e utilizam dióxido de carbono como fonte de alimento. O processo de nitrificação pode ser dividido em duas etapas: a nitrificação (oxidação de N-NH₄⁺ em N-NO₂⁻) – tem como grupo de bactérias participantes *Nitrossomonas*, *Nitrosospira*, *Nitrosolobus* e *Nitrosorobrio* –, e a nitratação (oxidação de N-NO₂⁻ em N-NO₃⁻) – tem como principais participantes os gêneros *Nitrobacter*, *Nitrococcus*, *Nitrospira*, *Nitrospina* e *Nitroeystis*. O processo de redução do nitrato a óxido nítrico (NO), óxido nitroso (N₂O) e nitrogênio gasoso (N₂) é desenvolvido por bactérias aeróbias facultativas em que se encontram presentes os gêneros *Achromobacter*, *Acinetobacter*, *Agrobacterium*, *Alcaligenes*, *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Chromobacterium*, *Corynebacterium*, *Flavobacterium*, *Hypomicrobium*, *Moraxella*, *Neisseria*, *Paracoccus*, *Propionibacterium*, *Pseudomonas*, *Rhizobium*, *Rhodopseudomonas*, *Spirillum*, *Vibrio*, *Halobacterium* e *Methanomonas* (METCALF & EDDY, 2003). As bactérias nitrificantes como as *Nitrossomonas* e *Nitrobacter* podem apresentar crescimento lento em idade de lodo baixa, de 2 a 5 dias (LUMBERS, 1984).

3.4.3 Parâmetros relevantes nos processos de tratamento biológico

Os microrganismos que atuam nos processos de remoção de nutrientes possuem particularidades que, a princípio, torna-se impraticável o desenvolvimento destes grupos no mesmo reator. Os organismos acumuladores de fósforo (OAF's) e os nitrificantes possuem bom desempenho dos seus processos metabólicos em TRC diferentes (EKAMA, SIEBRITZ e MARAIS, 1983; LUMBERS, 1984).

A disponibilidade de material biodegradável e solúvel, juntamente com a configuração do reator, pode permitir que ocorra eficiência na remoção simultânea de fósforo e nitrogênio em um mesmo reator RBS (VON SPERLING, 2002). Contudo, o controle de alguns parâmetros é essencial para permitir a manutenção de condições ideais, de acordo com o tipo de tratamento determinado, como:

- TRC e TDH: os valores destes parâmetros são determinados de acordo com o objetivo do processo, alguns microrganismos necessitam de um TRC maior (em torno de 4 a 10 dias) (MARAIS e EKAMA, 1976), devido ao lento crescimento, como é o caso das bactérias nitrificantes, enquanto as heterotróficas removedoras de fósforo se desenvolvem com excelência em TRC inferior a 3 dias;
- pH e alcalinidade: o pH é fator relevante durante o processo de nitrificação, cada molécula de amônia oxidada libera dois prótons de hidrogênio, com isso, o meio tende a consumir alcalinidade. Diferentes autores relatam que a faixa ideal varia entre 7,0 e 8,0 (JONES e PASKINS, 1982; PAINTER e LOVELESS, 1983; ANTONIOU et al., 1990). Valores de pH menores que 6,0 podem diminuir o bom desempenho da nitrificação em até 90% (METCALF & EDDY, 2003). A eficiência da atividade das *Nitrossomonas* ocorre entre um intervalo de pH que varia de 7,9 a 8,2 (ALLEMAN, 1984). Abeling e Seyfried (1992) relataram que valores de pH acima de 7,5 inibe a oxidação do nitrito, ocasionando acúmulo de nitrito no sistema;

- AGV: a liberação de ortofosfato para a fase líquida é proporcional ao consumo de ácidos graxos voláteis pelos OAF's, assim a quebra da molécula de polifosfato é favorecida quando houver disponibilidade suficiente de matéria orgânica rapidamente solúvel;
- OD: no caso específico do processo de remoção biológica de nutrientes a concentração ótima de OD se encontra na faixa de 1,5 a 2,0mg O₂/L (METCALF & EDDY, 2003). Segundo Henze et al. (1987), em condições aeróbias, a taxa máxima de remoção do substrato orgânico supera quando em ambientes anóxicos, indicando que o OD é mais reativo que o nitrato. Baixa eficiência na produção de energia foi observada utilizando o nitrato como acceptor de elétrons (MURNLEITNER et al., 1997);
- Temperatura: em regiões tropicais onde a temperatura geralmente se encontra acima de 25°C, a nitrificação se desenvolve em sistemas de tratamento de águas residuárias que utilizam a aeração como etapa do processo, mesmo que o projetista do sistema não almeje esta finalidade (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999). Em países que apresentam altos índices pluviométricos este processo se torna oneroso, devido à necessidade de aclimatação do experimento.

3.4.4 Influências de NO₂⁻ e NO₃⁻ durante a remoção de P

Geralmente, o esgoto doméstico não dispõe de matéria orgânica biodegradável solúvel suficiente para que se desenvolvam os processos de desnitrificação e de remoção de fósforo, com isso, a competição por alimento entre estes grupos de bactérias pode comprometer a eficiência do tratamento. Estes organismos acumuladores de fósforo e desnitrificantes (OAFD) são bactérias especiais, capazes de utilizar o oxigênio dissolvido ou combinado, como acceptor de elétrons, presente no meio para oxidar o PHB e capturar o ortofosfato para dentro de suas células (transformando-o novamente em polifosfato), ao mesmo tempo em que reduz o nitrato a nitrogênio molecular.

Comeau et al. (1987) relataram que a captura de fósforo na fase anóxica não foi observada quando o nitrito foi utilizado como aceptor de elétrons. Porém, Meinhold et al. (1999) verificaram que baixas concentrações de nitrito não inibem a captura de fosfato na fase anóxica e pode servir como aceptor de elétrons.

A aplicação de uma fase anóxica pode trazer vantagens, como a utilização do nitrato pelos OAF's para oxidação do material carbonáceo, ao mesmo tempo em que reduz o nitrato a nitrogênio gasoso e reduz a produção de lodo e o tempo de aeração (ZHOU, ZHANG e FENG, 2010). Mas, pode-se considerar como desvantagens, menor quantidade de fósforo capturada na fase anóxica, quando comparada a fase aeróbia. O nitrato é menos reativo durante o processo de oxidação de matéria orgânica do que o oxigênio dissolvido. Na fase anóxica, os organismos degradam menor concentração de matéria orgânica, com isso, a quantidade de energia produzida para a captura do fósforo, pela biomassa, também será menor (OEHMEN et al. 2007).

Malnou et al. (1984) verificou que o nitrato poderia ser utilizado como aceptor de elétrons para a captura de fósforo na zona anóxica. A redução da eficiência da remoção de fósforo com a recirculação do nitrato para zona anaeróbia foi explicada pela teoria de Fush e Chen (1975), afirmando que o nitrato cessa a acidogênese e impede a remoção de fósforo pelas bactérias que assimilam ácidos graxos voláteis, desfavorecendo, também, o acúmulo de PHB.

Zhou (2001, 2007) observou que o nitrito é mais reativo quando utilizado pelos OAF's como aceptor de elétrons na fase anóxica durante a oxidação do polihidroxidobutirato, se comparado com o nitrato, quando o processo de remoção biológica de fósforo se processa no mesmo ambiente em que ocorre a remoção do nitrogênio. Concentração de nitrato entre um intervalo de 4-5mg/L não prejudica a captura de fósforo na fase anóxica e pode ser utilizado como aceptor de elétrons, porém a concentração (≥ 8 mgN-NO₂⁻/L) poderá inibir completamente a captura de fósforo na fase anóxica (MEINHOLD, 1998).

Zhou, Zhang e Feng (2009) comprovaram que o uso da concentração de nitrato igual a 30mg N-NO₃⁻/L, favoreceu a completa desnitrificação, bem como no processo de assimilação do fósforo, utilizando o nitrato na mesma concentração como aceptor de elétrons na zona anóxica. Quando a concentração do nitrato

apresentou valores inferiores ou superiores a 30mg N-NO₃⁻/L, o processo de assimilação do fósforo se tornou comprometido. Outra comprovação observada foi a utilização bem sucedida do nitrito por parte dos microrganismos removedores de fósforo e desnitrificantes, o aumento da concentração do nitrito favorecia a captura do fósforo e a redução do nitrito a nitrogênio gasoso.

Alguns autores indicam como a presença de nitrito pode ser benéfica durante a desfosfatação. Zhang, Huang e Hua (2010) observaram que a concentração de nitrito inferior a 2mg N/L, na fase anaeróbia, ocorre satisfatória liberação de fósforo, devido a baixa competição por alimento entre os OAF e os organismos desnitrificantes, a melhor faixa de pH, verificada tanto na fase anaeróbia quanto na aeróbia para remoção do fósforo, se apresentou com valores entre 7,0 e 8,0 unidades de pH.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Localização do Experimento

O experimento foi instalado e monitorado na Estação de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários (EXTRABES), pertencente à Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), no município de Campina Grande – PB, com coordenadas geográficas de 07° 13' S e 35° 52' W e altitude de 550m.

O sistema experimental era alimentado com esgoto bruto advindo de um poço de visita de um interceptor da Companhia de Água e Esgotos do Estado da Paraíba (CAGEPA), o afluente era captado por uma bomba de marca KSB de 220W e modelo 50-160K, com bóia controladora de nível para regular o funcionamento da bomba de recalque. Em seguida, o esgoto era encaminhado através de mangueiras de plástico de 12mm de diâmetro para dois recipientes cilíndricos com capacidade de 100 litros cada, constituídos de plástico.

4.2 Descrição do sistema experimental

O experimento foi realizado em duas fases, sendo diferenciadas pelo tipo de substrato utilizado e pelo tempo de retenção celular.

Na primeira fase foi utilizado esgoto enriquecido com cereais cozidos e triturados por 30 minutos a 120 rpm, diluído no esgoto e, na segunda fase, foram utilizados esgoto bruto e lodo de descarte triturado por 30 minutos a 120rpm. Apenas o lodo triturado, adicionava-se uma vez por dia de forma manual.

Durante o período experimental foram operados e monitorados dois reatores, os quais eram constituídos de vidro em forma de paralelepípedo, com base quadrada medindo 20cm, e altura de 60cm. Para o sistema de aeração foram instaladas bombas ligadas a pedras porosas na parte inferior do reator, os misturadores utilizados foram de baixa rotação, motor adaptado de marca BOSH de 12W de potência.

O esgoto que alimentou o sistema foi succionado por bombas dosadoras e o efluente tratado era descartado através de válvulas solenóides.

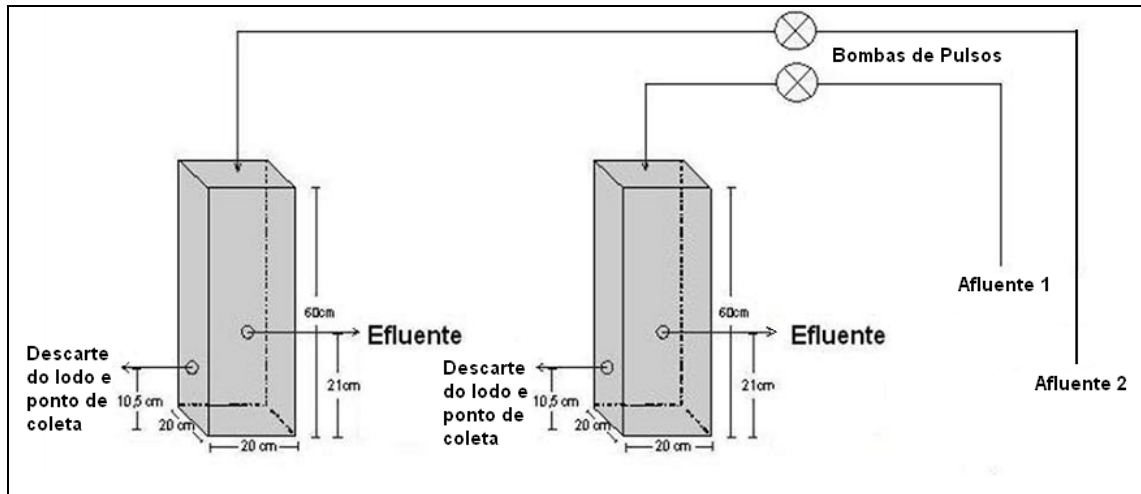


Figura 2 Representação esquemática dos reatores.

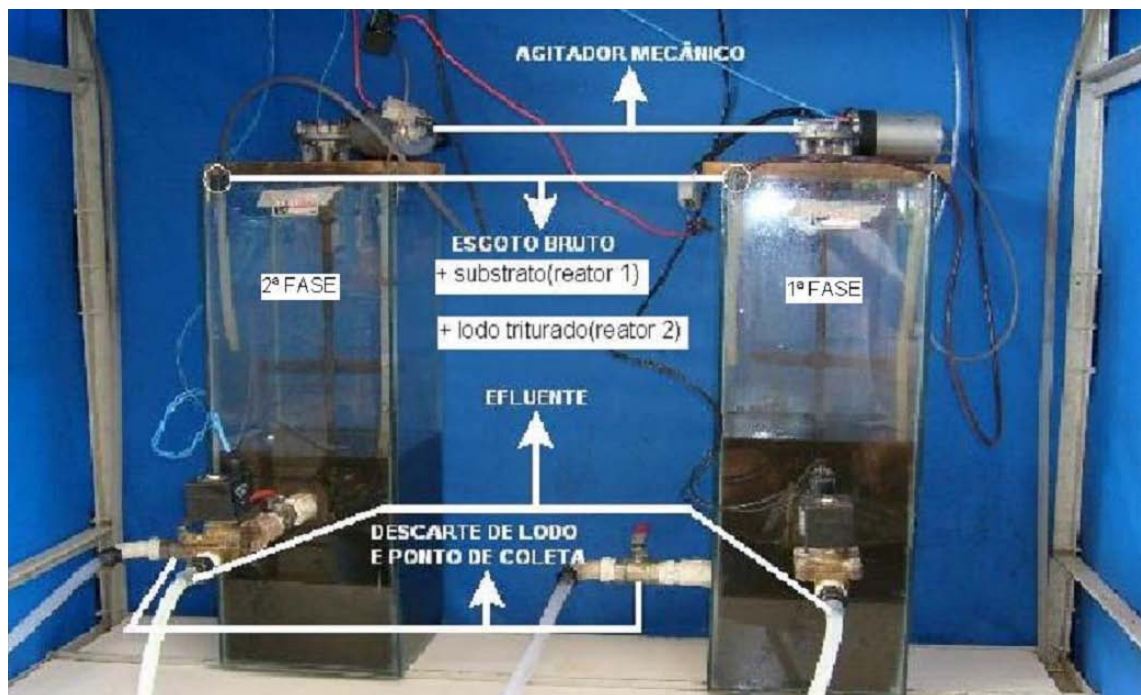


Figura 3 Foto dos sistemas RBS monitorados na 1ª e 2ª fases.

4.3 Sistema experimental

Cada reator foi operado com um volume útil de 16,8L e funcionaram com dois ciclos por dia, sendo cada ciclo de doze horas, tratando o mesmo volume de esgoto por ciclo 8,4L.

No início do experimento foram inoculados aos reatores uma biomassa de lodo secundário, com a finalidade de otimizar o processo de tratamento. Os tempos de retenção celular da 1ª e 2ª fases foram de 5 dias e de 3,36 dias, respectivamente, o descarte do lodo de excesso foi realizado diariamente e de forma manual. Houve necessidade de diferentes TRC no sistema experimental, conforme as condições operacionais de cada reator. O RBS1 operou com idade de lodo de 5 dias, para proporcionar a simultânea remoção de fósforo (TRC < 3 dias) (Ekama, Siebritz e Marais, 1983) e de nitrogênio (TRC > 7 dias) (LUMBERS, 1984). Dessa forma, determinou-se uma idade de lodo intermediária (2 d < TRC < 7 d). No RBS2 foi necessário adotar um TRC curto (3,36 dias), pois a remoção de fósforo foi priorizada neste sistema, bem como utilizar parte do lodo de excesso (2,5L) como fonte de alimento ao próprio reator (lodo de retorno).

Os substratos utilizados em cada fase e o período de monitoramento dos sistemas estão descritos na Tabela 2.

Tabela 2 – Caracterização de cada fase do experimento.

Divisão do Experimento	Período de Monitoramento	Substrato
1ª FASE (RBS1)	Janeiro (2010) a julho (2010)	Esgoto bruto + Cereal cozido e triturado
2ª FASE (RBS2)	Março (2010) a julho (2010)	Esgoto bruto + Lodo triturado

Os reatores Sequenciais em Bateladas foram alimentados com esgoto bruto e fontes adicionais de carbono, da seguinte forma:

- O reator 1 (RBS1) foi monitorado durante sete meses, alimentado com esgoto enriquecido: 50g de feijão mais 50g de arroz cozidos e triturados, em seguida, diluídos em 100L de esgotos domésticos.

A DQO do esgoto enriquecido foi determinada após várias tentativas, buscando estimar quantitativamente a média em termos de massa de cereais desperdiçada por habitante/dia e diluída no volume per capita de esgoto produzido. Dessa forma, com base na Equação 4.1, a DQO do esgoto enriquecido foi determinada em torno de 1000mg/L, esse valor sofreu algumas oscilações devido às variações da DQO do esgoto bruto. O volume de esgoto foi fixado em 100L (produção per capita).

$$DQO_{\text{calculado}} \cdot V_{\text{calculado}} = DQO_{\text{desejada}} \cdot V_{\text{desejado}} \quad (4.1)$$

onde, $DQO_{\text{desejada}} = 800\text{mg/L}$; $V_{\text{desejado}} = 100\text{L}$

Na Tabela 3, está indicada a composição dos principais constituintes do substrato utilizado na primeira fase, obtidas por meio da embalagem de cada cereal. Com base nas Equações 4.2 e 4.3, referenciadas por Metcalf & Eddy (2003), foram obtidas quantitativamente as composições de carboidratos e proteínas em (1,07 g DQO/g de carboidrato) e (1,5 g DQO/g de proteína), respectivamente:

- Carboidrato:



- Proteína:

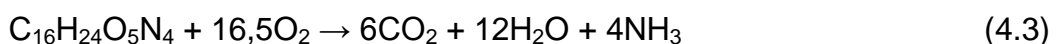


Tabela 3 – Composição do substrato (cereais cozidos e triturados) utilizado na primeira fase.

COMPOSIÇÃO DO SUBSTRATO		
Constituintes	Feijão	Arroz
Massa	50g	50g
Carboidratos	7,12 g DQO/g de carboidrato - 13,33%	13,9 g DQO/g de carboidrato - 26%
Proteínas	48,9 g DQO/g de proteínas - 46,6%	8,4 g DQO/g de proteína - 8%
Fósforo	5,0g - 5,24%	-
Outros	34,83%	66%

- Na segunda fase, o reator 2 (RBS2) foi monitorado durante cinco meses, alimentado com esgoto bruto e lodo triturado. O lodo de descarte do sistema era submetido à sedimentação pelo período de tempo médio de 1 hora, em seguida, o sobrenadante era descartado e, o lodo sedimentado (cerca de 1L), era triturado em um liquidificador industrial por 30 minutos, e, finalmente, esse material era adicionado de forma manual ao reator uma vez por dia, durante o período da primeira alimentação do sistema.

Tabela 4 - Ciclos operacionais do sistema.

ETAPAS	TEMPO	FASE
1ª Alimentação – 50%(4,2L)	30 minutos	M e S/A
Etapa sem aeração	2h 15min	M e S/A
Etapa com aeração	2h 45min	M e A
2ª Alimentação– 50%(4,2L)	30 minutos	M e S/A
Etapa sem aeração	2h 15min	M e S/A
Etapa com aeração	2h 45min	M e A
Sedimentação	45 minutos	S/M e S/A
Descarga	15 minutos	S/M e S/A
Tempo total do ciclo	12 horas	

M = reação com mistura; A = reação com aeração;

S/M = reação sem mistura; S/A = reação sem aeração.

Cada ciclo foi constituído das seguintes etapas:

- Alimentação: cada ciclo recebia duas alimentações de 4,2L, com duração de 30 minutos, totalizando 8,4L e uma hora de alimentação por ciclo. O objetivo de se ter duas alimentações no reator foi obter uma menor concentração de nitrato ao final da fase aerada, para que a desnitrificação se completasse na etapa anóxica;
- Etapa sem aeração: em cada ciclo aplicou-se duas fases anaeróbias de igual período. O reator foi alimentado durante os 30 primeiros minutos da fase anaeróbia, assim, o período sem aeração foi de 2:15h. Nessa etapa ocorre a remoção de material carbonáceo, liberação do fosfato para a fase líquida e transformação do nitrato a nitrogênio gasoso;
- Etapa com aeração: em cada ciclo funcionou duas fases com aeração de igual período, cada uma de 2:45h. A presença de oxigênio no sistema favoreceu o processo de nitrificação, remoção de matéria orgânica e assimilação do fosfato pelo lodo;
- Agitação: cada ciclo foi homogeneizado por 11h, iniciando na primeira alimentação e com término no final da segunda fase com aeração;
- Sedimentação: com duração de 45 minutos em cada ciclo. Durante esse período houve separação entre a fase sólida e a líquida, em que o líquido clarificado decantou;
- Descarte do efluente: essa fase durou 15 minutos, em que o líquido tratado foi removido do sistema, com isso, deu-se início a um novo ciclo.

Na Tabela 5 estão indicadas as condições operacionais de cada reator:

Tabela 5 - Condições operacionais de cada reator.

Condições operacionais	RBS1	RBS2
Volume útil do reator (L)	16,8	16,8
Idade de lodo (dias)	5	3,36
Volume de descarte de lodo diário (L)	3,36	5
Vazão (L/ciclo)	8,4	8,4
Vazão(L/d)	16,8	16,8
TDH (h)	12	12

O sistema foi operado com diferentes idades de lodo, diferentes fontes de matéria orgânica e mesmo tempo dos ciclos, com o objetivo de avaliar a diferença de comportamento dos mesmos.

4.4 Teste Respirométrico

A respirometria é utilizada, geralmente, para quantificar e qualificar substratos, para o controle e automação dos sistemas de tratamento de esgoto, bem como avaliar a biodegradabilidade dos compostos e identificar a presença de substâncias tóxicas de efluentes industriais (SPANJERS et al., 1993; VANROLLEGHAM et al., 1994).

O respirômetro utilizado nesta pesquisa foi do tipo aberto e semi-contínuo, desenvolvido por Catunda et al. (1996), juntamente com a Universidade Federal de Campina Grande. O teste respirométrico teve como finalidade, avaliar a taxa de consumo de oxigênio e a taxa de remoção de matéria orgânica rapidamente biodegradável, em função dos organismos heterotróficos. Dessa forma, houve a necessidade de utilização da substância alil-tioureia (ATU) para a total inibição da atividade das bactérias nitrificantes. A ATU tem a propriedade de inibir a ação da enzima monooxigenase, que permite a oxidação da amônia a nitrito (GINESTET et al., 1998).

Com os respirogramas foi possível comparar a concentração de material orgânico solúvel e particulado presente nos substratos utilizados e avaliar o metabolismo das bactérias heterotróficas. Além disso, pesquisas recentes, utilizando apenas EB como fonte de carbono, também serviram como referencial.

Para a realização do teste foram necessários uma CPU (Central Processing Unit) para o armazenamento dos dados no programa Microsoft Excel, um software S32c instalado para controlar a aeração por meio do limite inferior (ativa aeração) e do limite superior (cessa aeração), previamente estabelecido. O registro da concentração de OD nos períodos sem aeração permite o cálculo da TCO. Os demais materiais utilizados foram monitor, mouse e teclado. Além disso, foi utilizado repirômetro Beluga com saída para a CPU, aerador de oxigênio dissolvido, pedra porosa, eletrodo de oxigênio, béquer de 2L e agitador magnético com bastão para haver uma mistura do lodo durante todo o teste.

A TCO registrada pelo software, juntamente com o eletrodo, pode ser calculada através da Equação (4.4).

$$TCO = (OD_{max} - OD_{min})/\Delta t \quad (4.4)$$

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

OD_{max} : concentração de oxigênio dissolvido máxima (previamente estabelecida) ($mgO_2.L^{-1}$);

OD_{min} : concentração de oxigênio dissolvido mínima (previamente estabelecida) ($mgO_2.L^{-1}$);

Δt : tempo decorrido entre o registro da concentração máxima e mínima de OD (horas).

Todos os gráficos dos testes respirométricos, apresentados neste estudo, apresentam duas janelas: a que se encontra na parte superior indica a concentração de OD medida entre os intervalos inferior ($1 mgO_2/L$) e superior ($3 mgO_2/L$). A janela inferior mostra a curva da TCO, também denominada de respirograma, que é obtido pelo software S32c nos períodos sem aeração.

4.4.1 Procedimentos

No início do teste, a amostra foi submetida à agitação e aeração controlada pelo aparelho respirométrico Beluga para que toda a matéria orgânica presente fosse consumida, levando a uma TCO (taxa de consumo de oxigênio) gradativa

mínima denominada TCO endógena ou respiração endógena. Em seguida, foi retirada uma amostra de 75mL do licor misto para a realização das análises (DQO, SST e SSV).

Quando a amostra atingiu a TCO endógena, adicionou-se 10mL de ATU para inibir a ação das bactérias nitritantes (oxidam amônia a nitrito), com um intervalo de 5 a 10 minutos para ocorrer uma mistura completa da substância com o licor misto. Quando se deseja inibir o processo de nitrificação, recomenda-se a utilização de 10mL de ATU para cada litro de amostra analisada, esse volume é suficiente para garantir a ineficácia do processo de oxidação da amônia.

Em seguida, adicionou-se 300mL de esgoto enriquecido na primeira fase do experimento, e, na segunda fase, o substrato adicionado era 300mL de lodo lisado. Assim, procedeu-se da mesma forma até que a biomassa atingisse a TCO endógena.

O fim do teste se dá com a retirada de 75mL de amostra para as análises (DQO, SST e SSV), com a finalidade de avaliar as variações nas concentrações inicial e final da biomassa e o percentual de recuperação da fonte de carbono.

Com os dados de TCO obtidos nos testes, determinou-se por integração das áreas identificadas nas Figuras 19 e 20 e as demais em anexo, as frações, biodegradável solúvel (DQO_{bsa}) e biodegradável particulada (DQO_{bpa}), correspondendo a DQO_{rb} e DQO_{Lb} , respectivamente, conforme a Equação 5, referenciada por Silva Filho (2003):

$$S_b = \{A/[1 - (f_{cv} \cdot y)]\} \cdot (V_T/V_S) \quad (4.5)$$

S_b : DQO do substrato biodegradável (mg/L);

A: área do respirograma, descontando a respiração endógena (mg/L);

f_{cv} : razão DQO/SSV;

Y: coeficiente de rendimento celular (0,45 mgSSV/mgDQO) (EKAMA, 1976);

V_T : volume total do reator de bancada (substrato + biomassa);

V_S : volume do substrato adicionado.

4.5 Procedimentos Analíticos

A eficiência do processo foi avaliada por meio de análises físico-químicas convencionais: pH, DQO, sólidos totais, sólidos fixos, sólidos voláteis, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos voláteis, NTK (nitrogênio total Kjeldhal), nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrito, alcalinidade total, ortofosfato e fósforo total (APHA, 1998), referido na Tabela 6.

Tabela 6 - Parâmetros analisados no monitoramento dos sistemas, frequência em que foram realizados e seus respectivos métodos analíticos.

PARÂMETROS	FREQUÊNCIAS	MÉTODOS ANALÍTICOS	REFERÊNCIAS
pH (unidade)	Diária	Potenciométrico	APHA (1998)
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	Diária	KAPP	BUCHAUER (1998)
DQO (mg.L ⁻¹)	2/semana	Refluxação fechada	APHA (1998)
N-NTK (mg.L ⁻¹)	2/semana	Micro Kjeldhal	APHA (1998)
N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	2/semana	Micro Kjeldhal	APHA (1998)
N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	2/semana	Salicilato de Sódio	RODIER (1975)
N-NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)	2/semana	Colorimétrico	APHA (1998)
P (mg.L ⁻¹)	2/semana	Espectrofométrico	APHA (1998)
P-PO ₄ (mg.L ⁻¹)	2/semana	Espectrofométrico	APHA (1998)
ST(mg.L ⁻¹)	2/semana	Gravimétrico	APHA (1998)
STV(mg.L ⁻¹)	2/semana	Gravimétrico	APHA (1998)
SSV (mg.L ⁻¹)	2/semana	Gravimétrico	APHA (1998)
SST (mg.L ⁻¹)	2/semana	Gravimétrico	APHA (1998)
TCO (mgO ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹)	Diária	Semicontínuo	Respirometria
OD (mg.L ⁻¹)	Diário	Medidor de OD	

4.6 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

A análise estatística dos resultados obtidos no sistema foi realizada através de análises descritivas, utilizando o programa Microsoft EXCEL (2007).

Os dados coletados foram apresentados em gráficos no modelo boxplot, utilizando o programa Minitab 15 English. Este tipo de gráfico indica a média,

mediana, os valores do primeiro e do terceiro quartil, a diferença interquartil, o número de determinações e os pontos que estão fora do intervalo de confiança de 95% (outliers).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Serão apresentados e discutidos os dados referentes ao período de monitoramento das duas fases do sistema, operadas em reatores, em bateladas sequenciais, tratando esgoto doméstico com alta concentração de sólidos. Os sistemas foram operados com valores de OD variando entre 1,5 a 2,0 mg.L⁻¹ e variações de temperatura ambiente de 24 a 35°C, considerados dentro da faixa ideal para o processo de nitrificação e desnitrificação (METCALF & EDDY, 2003). Os sistemas diferenciaram-se pela fonte de matéria orgânica utilizada e idade de lodo adotada como parâmetro operacional. Para cada fase, serão discutidas as concentrações e os comportamentos dos principais parâmetros físicos e químicos. Na primeira e segunda fase do experimento, foram realizadas, para cada parâmetro, 28 e 18 determinações, respectivamente.

5.1 pH e Alcalinidade

Os dados de pH estão indicados nas Figuras 4 e 5, em que é possível avaliar o comportamento das fases tanto no afluente quanto do efluente.

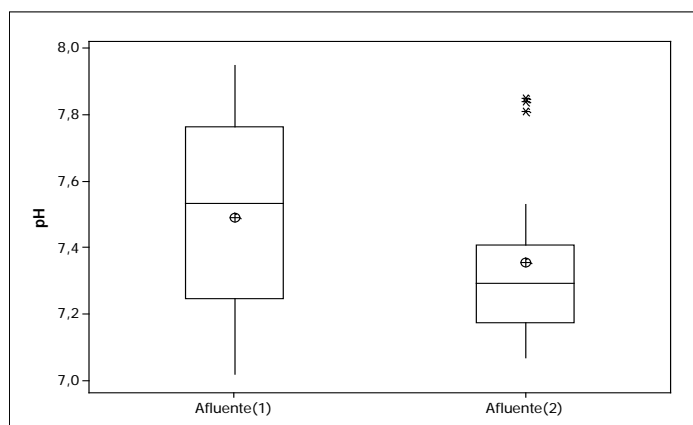


Figura 4 Comportamento do pH do afluente durante a 1^a e 2^a fases do experimento.

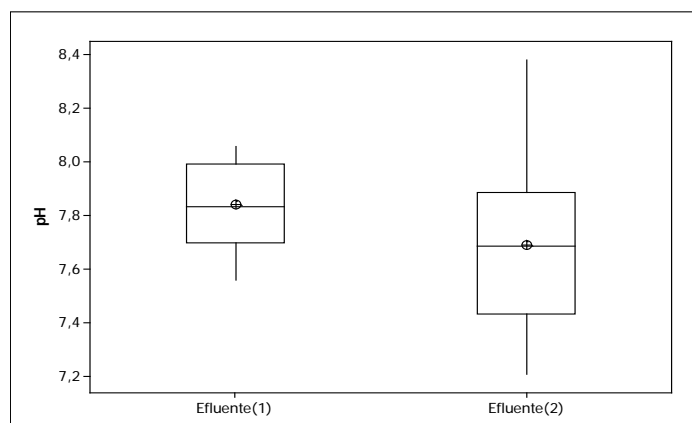


Figura 5 Comportamento do pH do efluente durante a 1ª e 2ª fases do experimento.

Em ambas as fases, os valores de potencial hidrogeniônico do afluente se mantiveram entre 7,0 e 8,0 unidades de pH, considerados ideais para os processos de nitrificação (METCALF & EDDY, 2003). As médias do afluente do RBS1 e RBS2 foram de 7,49 e 7,36 unidades de pH, respectivamente.

O reator 2 apresentou dois valores outliers, que se encontram fora do intervalo de confiança de 95%, conforme a Figura 4. Os valores dos quartis (Q_1 e Q_3) oscilaram 7,25 e 7,77 unidades de pH (fase 1) e, na segunda fase, variaram de 7,18 e 7,41 unidades de pH. O reator 1 apresentou maior variação interquartil ($d = 0,52$), superando o RBS2, que atingiu diferença de 0,23 unidades de pH.

Na Figura 5, estão indicadas as concentrações médias obtidas no efluente do RBS1 que foi alimentado com esgoto enriquecido com cereais cozidos e triturados, e no efluente do RBS2, alimentado com lodo triturado, foram respectivamente de 7,84 e 7,69 unidades de pH. Esse valor obtido no efluente do RBS1 favoreceu da atividade das *Nitrossomonas* que apresentam bom desempenho em uma faixa de pH entre 7,8 e 8,0 (JETTEN et al., 1999; STROUS et al., 1999b), o que não foi observado no efluente do RBS2, que indicou valor médio de pH não compatível às exigências do processo de nitrificação. As variações dos efluentes em um percentual de 50% foi entre 7,7 e 7,9 unidades de pH (efluente 1) e, para o efluente 2, foi entre 7,43 e 7,9 unidades de pH. A maior estabilidade foi observada no RBS1 que apresentou $d = 0,2$, enquanto o reator 2 apresentou variação interquartil de 0,47. Campos et al. (2007), operando um reator de lodo ativado, obtiveram 100% de eficiência no desempenho do processo de nitrificação, adotando pH 9,0 e 10.

Os valores de alcalinidade do afluente e do efluente, obtidos no RBS1 e no RBS2, estão indicados nas Figuras 6 e 7, que permitem a comparação do desempenho dos reatores biológicos no fim do processo de desnitrificação.

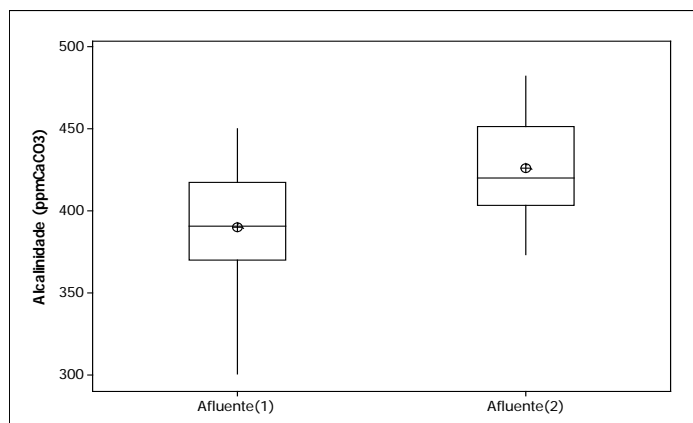


Figura 6 Comportamento da alcalinidade do afluente durante a 1ª e 2ª fases do experimento.

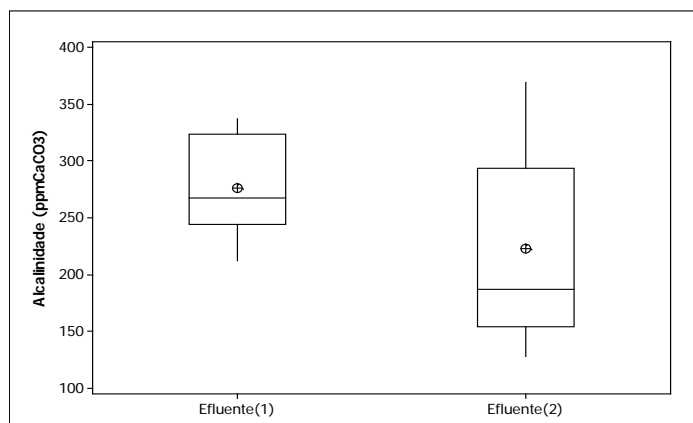


Figura 7 Comportamento da alcalinidade do efluente durante a 1ª e 2ª fases do experimento.

Os valores de alcalinidade total do afluente e efluente foram determinados para avaliar o desempenho na remoção de nitrogênio, com o auxílio dos valores de amônia, e, nitratos obtidos dos efluentes dos dois reatores monitorados, durante a investigação experimental.

Os valores da concentração média e mediana foram semelhantes no afluente do RBS1 de 390,43 mg CaCO₃/L e 390,72 mg CaCO₃/L, indicando boa distribuição

normal dos dados, conforme Figura 6. A concentração média da alcalinidade no afluente do RBS2 foi de 426,1 mg CaCO₃/L. Valores de alcalinidade igual a 35 ppm proporcionam bom desempenho da nitrificação, pois nestas condições, dificilmente o pH será reduzido, superior a 35 ppmCaCO₃⁻, não favorece aumento relevante do pH (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999). Os quartis Q₁ e Q₃ foram, respectivamente, de 370 mg CaCO₃/L e 417,44 mg CaCO₃/L (RBS1). Contudo, no RBS2, o primeiro quartil foi de 403,68 mg CaCO₃/L e o terceiro quartil de 451,82 mg CaCO₃/L. As variações atingiram valores próximos em ambas as fases (RBS1: d = 47,44 mg CaCO₃/L; RBS2: d = 48,14 mg CaCO₃/L).

Pode-se observar na Figura 7, que correu disparidade entre as concentrações médias dos efluentes, no RBS1 de 276 mg CaCO₃/L e de 223,23 mg CaCO₃/L, no RBS2. Com base nos valores de amônia (Figura 16) e nitrato (Figura 18) dos efluentes, pode-se supor que no RBS1 ocorreu nitrificação seguida de desnitrificação, ocorrendo recuperação de alcalinidade no fim do processo. Enquanto o efluente do RBS2 apresentou valor elevado de alcalinidade, devido ao baixo desempenho da nitrificação na primeira metade do monitoramento do reator, o período restante investigado apresentou nitrificação, porém não desnitrificou. Os valores do 1º e 3º quartil foram, respectivamente, de 244,36 e 323,79 mg CaCO₃/L no efluente do reator 1, enquanto no efluente 2 foram de 154,28 e 293,68 mg CaCO₃/L. Observou-se menor variabilidade na alcalinidade do sistema 1 (d = 79,43), porém a variação interquartil do RBS2 superou (d = 139,4), apresentando menor estabilidade.

5.2 DQO FILTRADA

Nas Figuras 8 e 9 estão representados o comportamento da DQO filtrada do afluente e efluente nas duas fases operacionais.

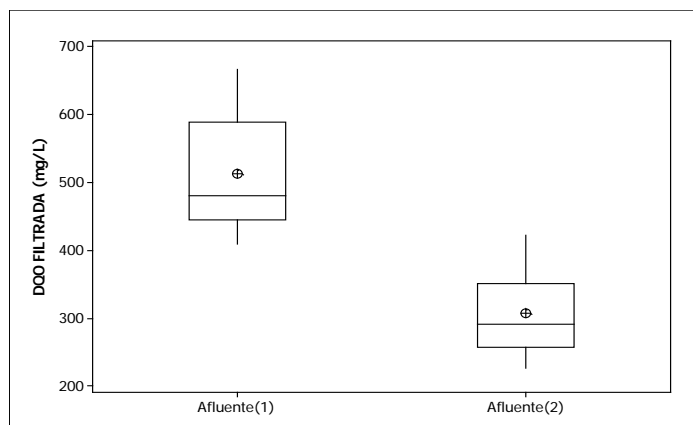


Figura 8 Comportamento da DQO filtrada do afluente durante a 1^a e 2^a fases do experimento.

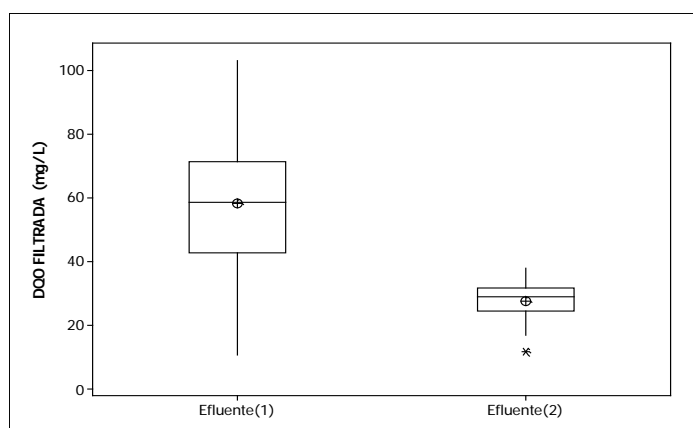


Figura 9 Comportamento da DQO filtrada do efluente durante a 1^a e 2^a fases do experimento.

Os dois afluentes utilizados para alimentação dos reatores RBS1 e RBS2 apresentaram concentrações médias de DQO filtrada de 513 mgDQO.L⁻¹ e 308 mgDQO.L⁻¹, respectivamente, indicados na Figura 8. O afluente do RBS1 apresentou valor de DQO filtrada, superior ao afluente do RBS2, visto que os cereais apresentam maior concentração de matéria orgânica rapidamente biodegradável se comparada à concentração deste material contida tanto no esgoto doméstico, quanto no lodo triturado, que foram juntamente utilizados como afluente na 2^a fase. Os valores dos quartis (Q₁ e Q₃) foram 446 e 589 mgDQO.L⁻¹, e, para o sistema 2, foram 257 e 351mgDQO.L⁻¹. A menor variação dos resultados foi verificada no reator 2 (RBS1: d = 143 mgDQO.L⁻¹; RBS2: d = 94 mgDQO.L⁻¹), visto que a concentração

de DQO biodegradável na fase 2 foi bastante baixa com relação a primeira fase. Assim, o afluente do RBS2 apresentou menor variação. Artiga et al. (2007) obtiveram eficiência de remoção próxima (>97%) ao que foi obtido nos sistemas RBS1(88,7%) e RBS2 (91%), conforme a Tabela 15 do apêndice. Os afluentes que alimentaram o RBS1 e o RBS2, apresentaram concentração de DQO filtrada, respectivamente, de 0,5 g/L e 0,31 g/L.. Os autores operaram um reator biológico com membrana, alimentado com afluente, com concentração de DQO solúvel entre 1 e 4 g/L e concentração de OD entre 3 e 4 mg/L. Nos primeiros dez dias de monitoramento, observaram bom desempenho do processo de remoção de DQO, produzindo efluente ao longo do experimento com concentração de DQO filtrada entre 20 e 100 mgDQO/L.

Conforme a Figura 9, as concentrações médias no RBS1 e RBS2 de DQO filtrada foram de 58 mgDQO.L⁻¹ e 28 mgDQO.L⁻¹, respectivamente. Os valores dos quartis (Q₁ e Q₃) nos efluentes foram 43 e 71,5 mgDQO/L para o RBS1 e, no RBS2, foram, 24,5 e 32 mgDQO/L, apresentando menor variação dos resultados na segunda fase (RBS1: d = 28,5 mgDQO/L; RBS2: d = 7,5 mgDQO/L). Observou-se a representação de apenas um valor discrepante (outlier) no efluente do RBS2 que foge ao intervalo de confiança de 95%.

Comparando a DQO filtrada do afluente e efluente de cada reator, percebeu-se que a remoção de matéria orgânica solúvel foi proporcional nas fases de 89%, no RBS1, e, no RBS2, a eficiência foi de 91%. Como apresentaram valores muito próximos, pode-se afirmar que para DQO solúvel a eficiência de remoção foi praticamente igual nos dois experimentos. Hait e Mazumber (2011) apresentaram diferentes valores de remoção de DQO em diferentes TDH. Em TDH de 3 e 8h, os percentuais de remoção foram, respectivamente, de 50 e 80%. Os autores monitoraram um sistema de lodo ativado, alimentado com substrato sintético com alta carga orgânica (10000 mg/L).

Mesdaghinia et al., (2010) monitoraram um sistema de lodo ativado de fluxo ascendente, alimentado com substrato sintético, que continha características similares a esgoto doméstico (DQO: 277 mg/L). Apresentando valor de DQO muito próximo a concentração obtida de DQO filtrada no afluente do RBS2 (DQO filtrada: 308 mg/L). Os autores adotaram um TDH igual a 6 horas e a remoção de DQO foi

de 85,7%, sendo inferior a remoção observada no RBS2 (91%), alimentado com esgoto bruto e lodo triturado, e com TDH de 12 horas.

O RBS1, alimentado com esgoto enriquecido e concentração média de 513 mgDQO/L no afluente filtrado, apresentou percentual de remoção de DQO filtrada de 88,7%. Este percentual encontra-se dentro da faixa de remoção de DQO obtida por Ghazy, Sakran e El-Tahaway (2010), que obtiveram um intervalo entre 86-95%. Quando monitoraram um sistema de lodo ativado, alimentado com concentração de matéria orgânica no afluente (334-500 mgDQO/L) inferior a que foi verificada no afluente do RBS1.

Salehi Moayed e Mirbagheri (2010) obtiveram resultados próximo ao que foi obtido no RBS1, adotando TRC e TDH de 20 dias e 20 horas, respectivamente.

5.3 FÓSFORO SOLÚVEL

Nas Figuras 10 e 11, observou-se diferenças nas concentrações de fósforo solúvel detectadas no afluente e efluente das duas fases monitoradas.

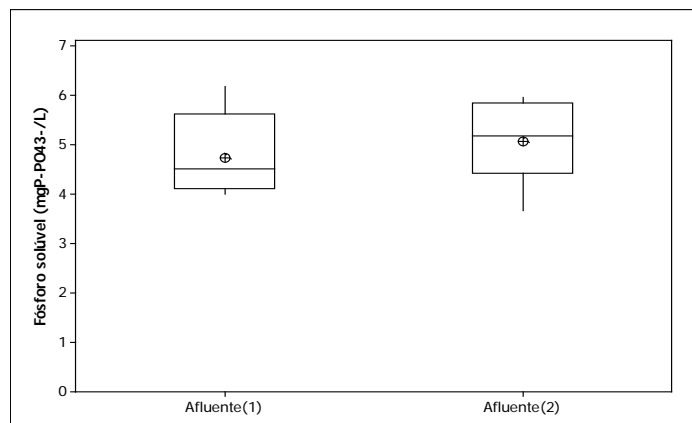


Figura 10 Comportamento do fósforo solúvel do afluente durante a 1ª e 2ª fases do experimento.

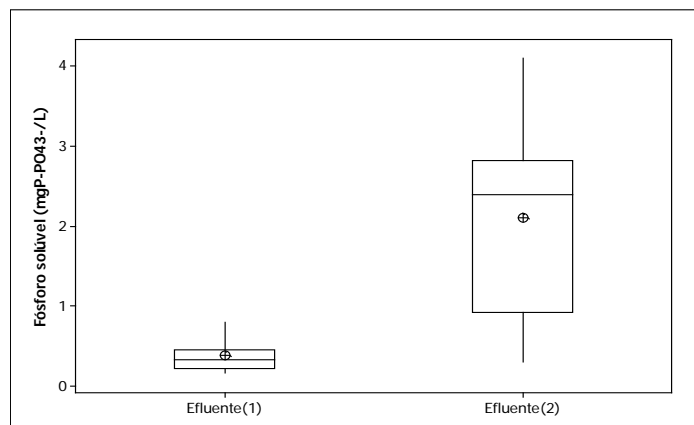


Figura 11 Comportamento do fósforo solúvel do efluente durante a 1ª e 2ª fases do experimento.

Pode-se observar na Figura 10, que as concentrações médias nos afluentes 1 e 2 foram, respectivamente, de 4,74 mgP-PO₄³⁻/L e 5,09 mgP-PO₄³⁻/L. Os quartis (Q₁ e Q₃) foram de 4,11 e 5,64 mgPO₄³⁻/L, para a fase 1 e, para a fase 2, de 4,43 e 5,85 mgP-PO₄³⁻/L. As variações nos dados apresentaram valores bem próximos de 1,53 mgP-PO₄³⁻/L no RBS1 e, no RBS2, de 1,42 mgP-PO₄³⁻/L.

As concentrações médias de fósforo solúvel, indicados na Figura 11, nos efluentes do RBS1 e RBS2 foram de 0,39 e 2,11 mgPO₄³⁻/L, respectivamente. Goel e Noguera (2006), alimentando um RBS com acetato de sódio, obtiveram concentração de fósforo solúvel no efluente próxima ao que foi obtido no efluente do RBS1.

Os valores dos quartis (Q₁ e Q₃) no efluente DO RBS1 foram de 0,22 e 0,46 mgPO₄³⁻/L, e de 0,92 e 2,83 mgPO₄³⁻/L, no efluente do RBS2. A segunda fase também apresentou maior variação interquartil (1,91 mgPO₄³⁻/L) que a fase 1 (0,24 mgPO₄³⁻/L), indicando maior estabilidade na primeira fase. A disponibilidade de DQO biodegradável no reator 1 proporcionou a liberação de fósforo na fase anaeróbia e armazenamento suficiente de PHB. Com isso, foi possível a oxidação do substrato da célula bacteriana, seguida da captura de ortofosfato. Enquanto no RBS2 o processo de remoção de fósforo foi considerado insatisfatório, devido a condições desfavoráveis do meio relacionadas à baixa concentração de material de fácil degradação contido no lodo triturado.

A massa de fósforo, no licor misto, obtida no fim da fase aerada do RBS1 e do RBS2 foi, respectivamente, de 38,68 mgP/gSSV e 156,65 mgP/gSSV. A massa de fósforo verificada no RBS2, que operou com carga orgânica solúvel de 300 mgDQO/L, foi um pouco superior a obtida por Lopez, Pons e Morgenroth (2006) de 140 mgP/gSSV, que, semelhantemente, operou um RBS com carga orgânica média de 400 mgDQO/L.

5.4 COMPOSTOS NITROGENADOS

O comportamento da concentração do nitrogênio total de Kjeldahl, do afluente e efluente, está representado nas Figuras 12 e 13, nas duas fases de monitoramento do sistema.

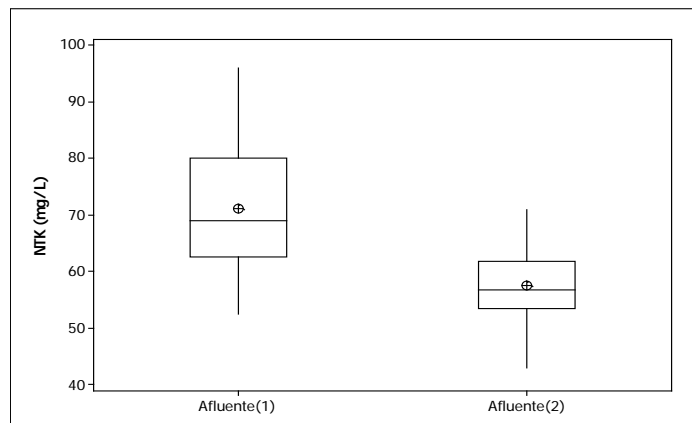


Figura 12 Comportamento do NTK do afluente durante a 1^a e 2^a fases do experimento.

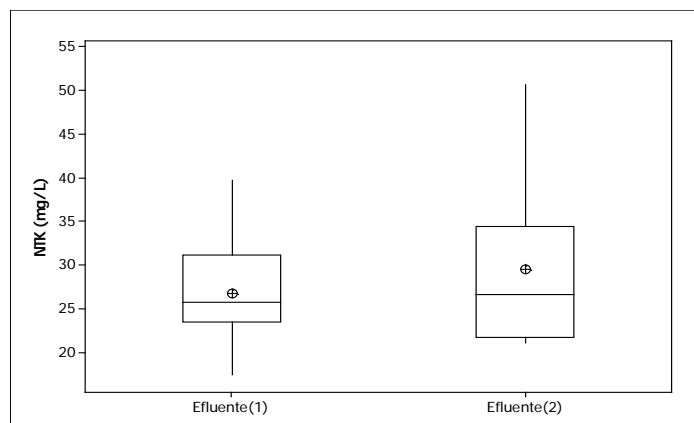


Figura 13 Comportamento do NTK do efluente durante a 1ª e 2ª fases do experimento.

Na Figura 12, pode-se observar que as concentrações de N-NTK nos afluentes, durante o experimento, mostrou que 50% dos dados variaram entre 62,64 e 80,08 mgN-NTK/L(RBS1); 53,43 e 61,88 mgN-NTK/L(RBS2), apresentando variações interquartis de 17,45 mgN-NTK/L(RBS1) e 8,45 mgN-NTK/L(RBS2). Com concentrações médias nos afluentes de 71,18 mgN-NTK/L(RBS1), e, no reator 2, de 57,53 mgN-NTK/L.

Os efluentes das duas fases apresentaram concentrações médias de 26,84 mgN-NTK/L no reator 1. No reator 2, foi de 29,49 mgN-NTK/L, conforme a Figura 13. O valor dos quartis (Q_1 e Q_3) foram de 23,49 e 31,21 mgN-NTK/L na fase 1, e, no RBS2, foram de 21,73 e 34,46 mgN-NTK/L. As variações interquartis, em 50% dos dados, foram de 7,72 mgN-NTK/L no reator 1. Já no sistema 2 foi 12,74 mgN-NTK/L. Esses valores altos, observados, podem ser explicados, devido a elevada concentração de proteínas (46,6% no feijão + 8% no arroz) contida no afluente do RBS1, isso leva a um processo mais lento de transformação para amônia. Enquanto no sistema 2, além do NTK do EB (57,53 mgN-NTK/L), também foi adicionado ao RBS2, lodo de excesso com elevada concentração de NTK (151 mgN-NTK/L), que pode ter contribuído com a baixa eficiência de redução deste parâmetro. O percentual de remoção de NTK no RBS1 foi de 62% e, no RBS2, foi de 50%. Park et al., (2007) apresentou percentual de remoção de NTK entre 40 e 55%, apresentando semelhança com o valor obtido no RBS2, indicado na Figura 17 do apêndice. Wen et al., (2009) obteve eficiência de remoção de NTK superior (93,3%), se comparado ao

que foi obtido no RBS1 e no RBS2. Monitoraram um sistema de lodo ativado, operado em bateladas, com TRC de 20 dias e alimentado com esgoto doméstico.

Yu e Zhou (2010) trataram afluente advindo de três diferentes fontes: esgoto doméstico, esgoto fecal e percolado de aterro sanitário, com intervalos de concentrações de NTK, respectivamente, de 20-40 mg/L, 700-2500 mg/L e 2000-8000 mg/L. Monitoraram um sistema anaeróbio/anóxico/aeróbio, com eficiência de remoção de NTK (61%) muito próxima a remoção obtida no RBS1 (61%), em que utilizou-se um sistema anóxico/aeróbio.

Os dois sistemas de lodo ativado, que foram operados no presente trabalho, indicam os dados obtidos de nitrogênio amoniacal na entrada e na saída dos RBS, conforme as Figuras 14 e 15.

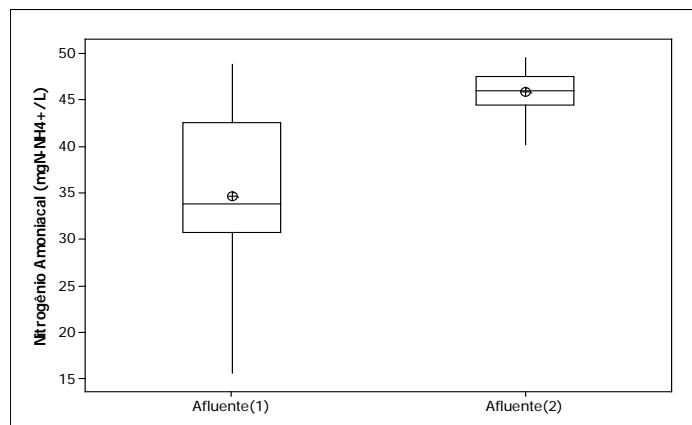


Figura 14 Comportamento do nitrogênio amoniacal do afluente durante a 1^a e 2^a fases do experimento.

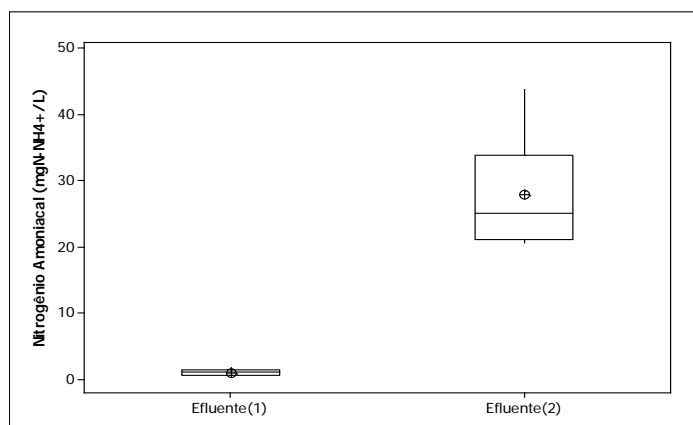


Figura 15 Comportamento do nitrogênio amoniacal do efluente durante a 1ª e 2ª fases do experimento.

Com base nos dados da Figura 14, a concentração média observada no s afluentes do RBS1 e do RBS2 foram de 34,63 mgN-NH₄⁺/L e 45,83 mgN-NH₄⁺/L, respectivamente. As variações ocorridas em 50% dos dados dos afluentes foram 30,8 e 42,53 mgN-NH₄⁺/L (fase 1), e oscilou entre 44,51 e 47,52 mgN-NH₄⁺/L na segunda fase. O afluente 1 apresentou maior variação interquartil de 11,73 mgN-NH₄⁺/L e, no afluente 2, foi de 3,02 mgN-NH₄⁺/L. Visto que, o substrato utilizado no reator 1 era constituído de 46,6% de proteínas.

Com base nos dados dos efluentes da Figura 15, o RBS1 apresentou maior estabilidade que o RBS2, pois os valores das variações interquartis foram de 0,82 e 12,62 mgN-NH₄⁺/L para o RBS1 e RBS2, respectivamente. Com concentrações médias de 1,01 mgN-NH₄⁺/L (RBS1) e 27,93 mgN-NH₄⁺/L (RBS2). Vaipoulou, Melidis e Aivasidis (2007) monitoraram um sistema anóxico/aeróbio, obtiveram efluente com concentração de nitrogênio amoniacal (1,23 mg N-NH₄⁺/L) próxima ao que foi obtido no efluente do RBS1.

As concentrações de amônia nos efluentes, indicaram que 50% dos dados variaram entre 0,57 e 1,39 mgN-NH₄⁺/L (RBS1) e entre 21,16 e 33,78 mgN-NH₄⁺/L (RBS2).

No RBS1, a atividade nitrificante foi bastante satisfatória, atingindo percentual de 97,2% de remoção de nitrogênio na forma de amônia, conforme Figura 11 do apêndice. Enquanto no RBS2 (39,2%), observou-se déficit na concentração de OD que interferiu no processo de nitrificação, além da idade de lodo de 3,6 dias. Magrí e

Flotats (2008) operaram sistemas anóxico/aeróbio, com percentual de remoção de nitrogênio amoniacal de 98%, semelhante ao que foi obtido no RBS1.

A amonificação produz alcalinidade que é necessária durante o processo de nitrificação. Na fase 2, o processo de síntese da amônia foi considerado baixo, com isso, houve produção insuficiente de alcalinidade. Quando ocorre bom desempenho do processo de amonificação, há também satisfatória produção de alcalinidade, que favorece a nitrificação, produzindo efluente com baixa concentração de amônia.

Mazumder (2010) monitorou um sistema de lodo ativado, alimentado com água residuária sintética que apresentava 1000-3500 mgDQO/L e 500-1750 mg N-NH₄⁺/L. O sistema apresentou remoção de nitrogênio amoniacal acima de 90%, sendo inferior ao percentual obtido no RBS1 (97,2%). Mirhossaini, Godini e Jafari (2010) adicionaram diferentes concentrações de DQO e amônia em um sistema de lodo ativado. Obtiveram 79,84% de remoção de nitrogênio amoniacal quando a concentração de DQO foi de 351 mg/L. Os autores concluíram que o aumento da atividade heterotrófica pode inibir a nitrificação, devido a competição entre os microorganismos heterotróficos e autotróficos.

Com base nos dados de nitrito, obtidos nos efluentes do RBS1 e RBS2, é possível comparar as eficiências do processo de nitrificação representadas na Figura 16.

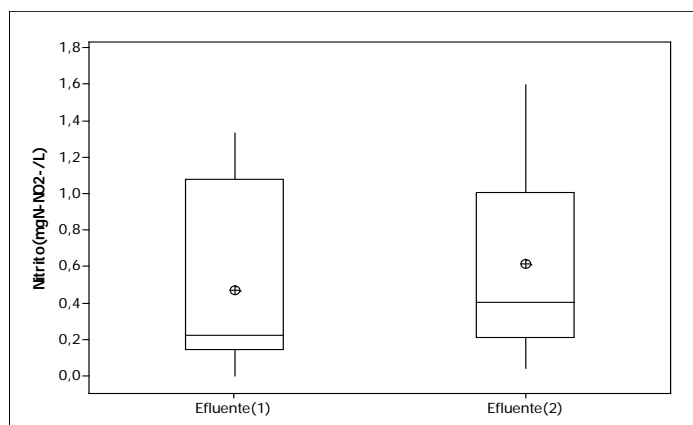


Figura 16 Comportamento do nitrogênio na forma de nitrito do efluente durante a 1ª e 2ª fases do experimento.

Obteve-se durante o experimento concentrações médias nos efluentes de 0,47 mgN-NO₂⁻/L (RBS1) e de 0,62 mgN-NO₂⁻/L (RBS2); e as variações em 50% dos dados foram entre 0,14 e 1,08 mgN-NO₂⁻/L na primeira fase e, no RBS2, foram entre 0,29 e 1,29 mgN-NO₂⁻/L. Conforme a Figura 16, as variações interquartis apresentaram valores bem próximos de 0,94 mgN-NO₂⁻/L (RBS1) e de 0,79 mgN-NO₂⁻/L (RBS2), indicando estabilidade em ambas as fases.

As concentrações de nitrato obtidas na saída dos reatores 1, permite verificar qual sistema apresentou melhor desempenho durante o processo de nitratação e desnitrificação, observados na Figura 17.

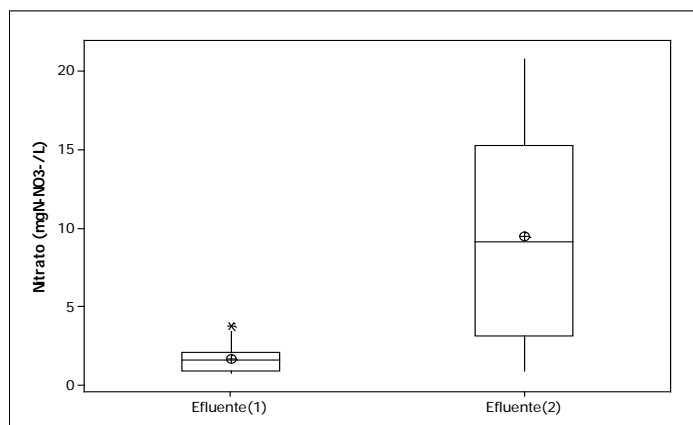


Figura 17 Comportamento do nitrogênio na forma de nitrato do efluente durante a 1ª e 2ª fases do experimento.

O RBS1 apresentou menor concentração de nitrato no efluente, como pode ser verificado na Figura 17. As concentrações médias de nitrato nos efluentes foram de 1,67 mgN-NO₃⁻/L e de 12,11 mgN-NO₃⁻/L para os reatores 1 e 2, respectivamente. A primeira fase do RBS1 apresentou valores da média (1,67 mgN-NO₃⁻/L) e mediana (1,6 mgN-NO₃⁻/L) bem próximos, apresentando dados com boa distribuição normal. Elivânia (2009), monitorando um sistema Bardenpho com diferentes TRC e alimentado apenas com esgoto bruto obteve êxito durante o processo de remoção de nitrato. As concentrações de nitrato obtidas foram, respectivamente, de 1,46 mg/L e 0,8 mg/L, indicando resultados inferiores, se comparado ao efluente do RBS1.

Spagni e Marsili-Libelli (2009) obtiveram eficiência no processo de desnitrificação de 90%, tratando lixiviado de aterro sanitário em sistema de lodo ativado. Contudo, houve necessidade do uso de fonte de carbono externa (acetato), durante o processo de redução do nitrato, devido à baixa concentração de DQO biodegradável do afluente.

Vale ressaltar que 50% dos dados oscilaram entre 0,94 e 2,09 mgN-NO₃⁻/L. Na fase 1, apenas um ponto foi considerado fora do intervalo de confiança de 95%. A variação interquartil da fase 2, foi entre 3,18 e 15,29 mgN-NO₃⁻/L. O menor intervalo interquartil foi verificado no RBS1(d = 1,14 mgN-NO₃⁻/L), conseqüentemente, apresentou também maior estabilidade, enquanto no RBS2 foi de 12,11 mgN-NO₃⁻/L. Metade do período de operação do RBS2 foi sofrível, quando refere-se ao processo de nitrificação, devido a baixa concentração de OD disponibilizada ao reator. Na segunda metade do período de monitoramento do RBS2, a nitrificação foi favorecida com a regularização da concentração de OD, mas a desnitrificação não foi satisfatória, devido à baixa concentração de substrato oxidável durante o processo.

6. TESTES RESPIROMÉTRICOS DE BIODEGRADABILIDADE

Os testes respirométricos foram aplicados com a finalidade de verificar, quantitativamente, a concentração de matéria orgânica biodegradável contida no afluente utilizado nas duas fases do experimento, até que ponto essas concentrações influenciaram na atividade metabólica dos microrganismos.

Com base nos resultados de DQO, obtidos dos dois substratos utilizados, foram realizados perfis de avaliação da remoção de matéria orgânica para as duas fases do sistema. Para tanto, utilizou-se, além de determinações analíticas para comparação de dados, a respirometria em ambiente aeróbio, que tinha como finalidade controlar a concentração de oxigênio dissolvido (OD) e avaliar a taxa de consumo de oxigênio (TCO). A concentração de OD foi controlada em limites entre 1 e 3 mgO₂.L⁻¹, simulando a concentração de operação do experimento em torno de 2 mgO₂.L⁻¹.

As áreas dos gráficos apresentadas nas Figuras 18, 19, e, em anexo, foram calculadas tendo como base a área do trapézio, a cada dois pontos registrados nos testes. Dessa forma, foi possível dimensionar a biodegradabilidade do material utilizado como fonte de carbono. Devido ao comportamento do gráfico, no caso específico da primeira fase, pôde-se quantificar a DQO, rapidamente biodegradável (DQO_{rb}), e a DQO, lentamente biodegradável (DQO_{lb}).

Através de procedimentos analíticos, verificou-se que grande parte (96%) da matéria orgânica contida no lodo triturado, apresentou-se como DQO bruta. Com a realização dos testes respirométricos na segunda fase, verificou-se que apenas 52% da DQO filtrada foi sensível a oxidação biológica. Observou-se, na Figura 19, que a maior região ocupada no gráfico indicou DQO de lenta degradação. Indicando que o processo utilizado de hidrólise mecânica no lodo, não favoreceu a quebra satisfatória dos polímeros em moléculas de cadeia curta.

6.1 Testes respirométricos realizados na primeira fase do experimento

Na primeira fase do experimento, foram realizados seis testes respirométricos. A Figura 18, representa um respirograma obtido no sexto teste com

o lodo do reator 1, os demais encontram-se em anexo, o substrato utilizado foi esgoto enriquecido. O período de duração de cada teste oscilou em um intervalo de 3 a 6 horas. As substâncias adicionadas foram 10 mL de alil-tioureia (ATU), quantidade suficiente para inibir a atividade das bactérias Nitrossomonas para cada 1 litro de amostra analisada, bem como 300 mL de esgoto enriquecido com concentração média de DQO filtrada de 180 mgDQO.L^{-1} . A concentração média de SSV do lodo foi de $1557 \text{ mgSSV.L}^{-1}$, que representou uma relação de $0,12 \text{ mgDQO.mgSSV}^{-1}$, indicando 12% de DQO por massa microbiana.

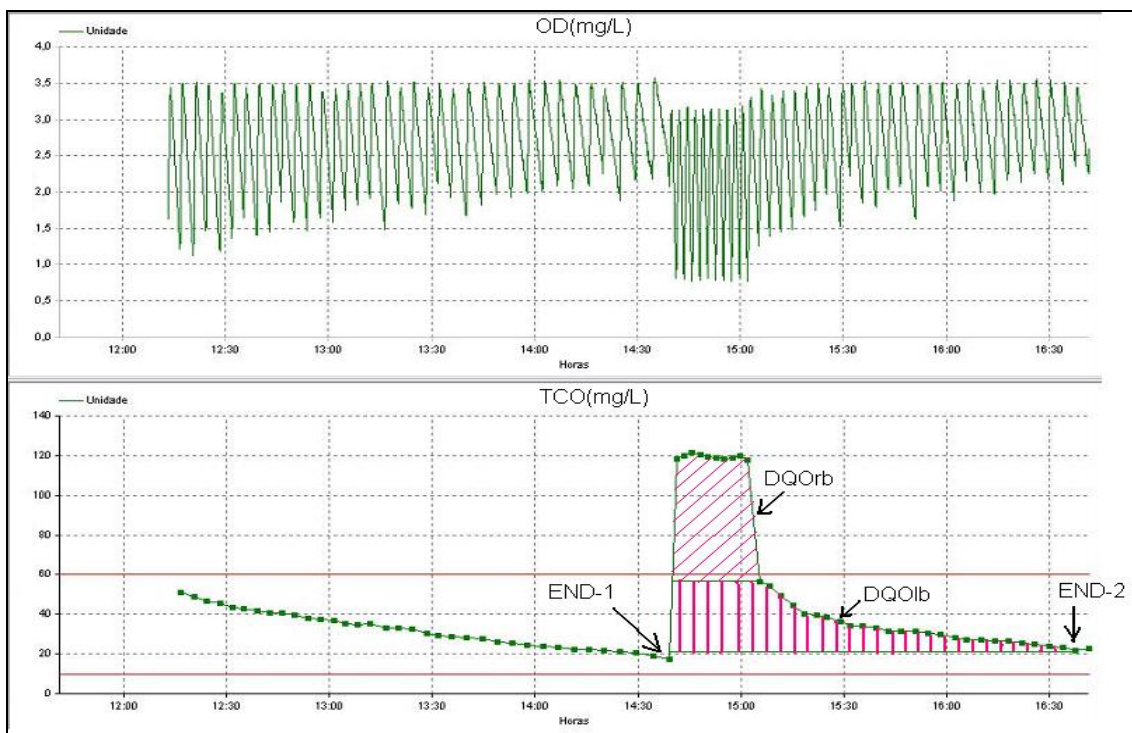


Figura 18 Respirograma obtido durante um teste respirométrico de assimilação da matéria orgânica.

6.1.1 Resultados da DQO através dos testes e analiticamente

Os cálculos referentes à DQO, rapidamente e lentamente biodegradável, apresentados na Tabela 7, correspondem apenas a 1/3 do material filtrado, a qual refere-se a fração teoricamente catabolizada no processo oxidativo. As áreas hachuradas, apresentadas nas Figuras 18 e 19, indicam a DQO_{rb} e DQO_{lb} calculadas no respirograma. Na $DQO_{reman}(1)$, foi considerada a DQO_f que não foi consumida, a

diferença entre a DQO_f (adicionada) e a área. A recuperação indica quanto do material adicionado foi consumido durante o teste, o cálculo é feito pela razão entre a área (multiplicada por cem) e a DQO_f (adicionada). As DQO_{rb} e DQO_{lb} , nos testes, foram calculadas por meio das áreas dos gráficos, que teve como base, cada ponto registrado. A Figura 18 indica os pontos onde cada DQO apresenta início e fim.

A endógena representada no teste respirométrico, indica que toda a matéria orgânica rapidamente e lentamente biodegradável, já foi oxidada, restando uma parte que não será oxidada ou levará um tempo maior para se estabilizar. A END-1 (endógena 1) e END-2 (endógena 2) foram calculadas analiticamente. A primeira foi calculada com uma amostra coletada do último ponto anterior a adição do substrato, representando a concentração de DQO_f que se apresentava no início do teste contida no licor misto. A segunda foi calculada com uma amostra coletada no ponto de menor valor, caracterizando o fim do teste, que representou a concentração de DQO_f que esteve presente no início do teste, mais uma parte da DQO_f (adicionada), que não foi consumida durante o teste. A $DQO_{reman.}$ foi obtida através da diferença entre a END-2 e a END-1. Enquanto que a $DQO_{cons.}$ foi representada pela diferença entre a DQO_f (adicionada) e a $DQO_{reman.}$

Tabela 7 Indica a DQO filtrada, rapidamente e lentamente biodegradável, na primeira fase, através do teste e do procedimento analítico.

TESTES	SSV	DQOf	Área	Respirometria			Analítica				
				DQO (reman.1)	(%)	DQOrb	DQOlb	END-1	DQO (cons.)	END-2	DQO (reman.2)
T-1	1346	53	30	23	57	22	9	65	45	73	8
T-2	1285	51	38	13	75	29	10	76	47	80	4
T-3	1687	64	45	19	70	34	12	65	41	88	23
T-4	1702	62	61	1	98	44	20	60	30	92	32
T-5	1479	65	56	9	86	43	15	62	57	70	8
T-6	1842	63	56	7	89	42	16	70	59	74	4
Máximo	1842	65	61	23	98	44	20	76	59	92	32
Médio	1557	60	48	12	79	36	14	66	47	80	13
Mínimo	1285	51	30	1	57	22	9	60	30	70	4

SSV: sólidos suspensos voláteis (mg/L); Área: $DQO_{rb} + DQO_{lb}$ (mg/L); (%): Recuperação;

DQO_{rb} : DQO rapidamente biodegradável (mg/L); DQO_{lb} : DQO lentamente biodegradável (mg/L);

DQO_f : 1/3 da DQO filtrada adicionada (mg/L); $DQO_{reman.}$: DQO remanescente (mg/L);

$DQO_{cons.}$: DQO consumida ($DQO_{rb} + DQO_{lb}$); END-1: DQO inicial filtrada do licor misto;

END-2: DQO final filtrada do licor misto.

Com os dados apresentados na Tabela 7, torna-se possível obter um comparativo entre os resultados calculados nos testes e, analiticamente, a partir das concentrações de DQO degradada e não degradada.

Em todos os testes, os valores da DQO degradada analiticamente, superaram os valores calculados através da respirometria, exceto nos teste 3 e 4, isto pode ser explicado devido ao rápido desenvolvimento dos microrganismos no afluente, que pode ter levado ao consumo de parte da matéria orgânica contida na amostra a ser analisada.

As concentrações médias da DQO, degradada e não degradada, nos testes foram respectivamente de 48 mg.L⁻¹ e 12 mg.L⁻¹, pode-se observar grande aproximação com os valores obtidos analiticamente, que foram, respectivamente, de 47 mg.L⁻¹ e 13 mg.L⁻¹.

Os dados obtidos nos dois métodos utilizados indicam que, no esgoto enriquecido, há predominância de matéria orgânica biodegradável. As médias das concentrações das DQO solúvel e particulada foram de 36 mg.L⁻¹ e 14 mg.L⁻¹. A respirometria foi a única ferramenta capaz de obter este comparativo, devido ao comportamento de cada gráfico, que pôde comprovar alta concentração de DQO biodegradável no substrato utilizado na primeira fase.

A média do percentual de substrato consumido nos testes foi de 79%, demonstrando que no sistema experimental havia disponibilidade suficiente de material de fácil degradação pela biomassa ativa. Assim, foi possível obter altos níveis de remoção de fósforo e nitrogênio no sistema de tratamento operado em bateladas sequenciais. Hajiabadi, Alavi Moghaddam e Hashemi (2009), tratando água residuária com alta carga orgânica (1372 mgDQO/L), obteve percentual de remoção de DQO, de 95%, operando um sistema de lodo ativado com TRC igual a 5 dias. Para isso, houve necessidade de aclimatação do sistema de 10 dias (incluindo 70 dias de monitoramento) e aeração prolongada de 22,5 horas por ciclo.

Bertolino, Carvalho e Aquino (2008), avaliaram a biodegradabilidade aeróbia de um afluente com diferentes concentrações de DQO e SSV. Todos os percentuais de remoção de DQO encontraram-se acima de 90%, em quatro ensaios, com os respectivos valores de DQO de 500 mg/L, 525 mg/L, 470 mg/L e 1250 mg/L. Os valores de SSV foram de 1600 mg/L, 1000mg/L, 440mg/L e 350 mg/L.

6.2 Teste respirométrico realizado na segunda fase do experimento

Na segunda fase do experimento foram realizados três testes respirométricos. Conforme o respirograma apresentado na Figura 19, representa um respirograma obtido no último teste, com o lodo do reator 2, os demais estão representados em anexo, o substrato utilizado foi o lodo triturado.

As médias dos valores da DQO_{rb} , quanto para a DQO_{lb} , podem ser observados na Tabela 8. O tempo de duração da degradação da matéria orgânica, nos testes, foi considerado longo, devido à lenta degradação da matéria orgânica contida no lodo triturado, que tornou os resultados não confiáveis.

O período de duração de cada teste oscilou, sendo observados horários superiores à 7 horas, apenas um teste teve duração de 2 horas. As substâncias adicionadas foram 10 mL de alil-tioureia (ATU), quantidade suficiente indicada para inibir a atividade das bactérias Nitrossomonas para cada 1 litro de amostra analisada, bem como 300 mL de lodo hidrolisado, mecanicamente, com concentração média de DQO filtrada de 17 mgDQO.L^{-1} , considerando apenas 1/3 da DQO utilizada no catabolismo oxidativo.

A concentração de matéria orgânica biodegradável adicionada ao sistema, que foi considerada baixa, influenciou nos valores de SSV do lodo, assim como o tempo de retenção celular adotado nesta fase, que foi de 3,36 dias, pois foi retirada grande concentração de sólidos em suspensão pelo descarte de lodo. A média da concentração de SSV e DQO filtrada, obtida nos testes da fase 2, foram, respectivamente, de 700 mgSSV.L^{-1} e 87 mgDQO.L^{-1} , que representou uma relação de $0,124 \text{ mgDQO.mgSSV}^{-1}$, indicando 12,4% de DQO por biomassa ativa.

O comportamento do gráfico durante o teste respirométrico, realizado com lodo do reator 2, que adicionou lodo triturado como substrato, pode ser observado na Figura 19.

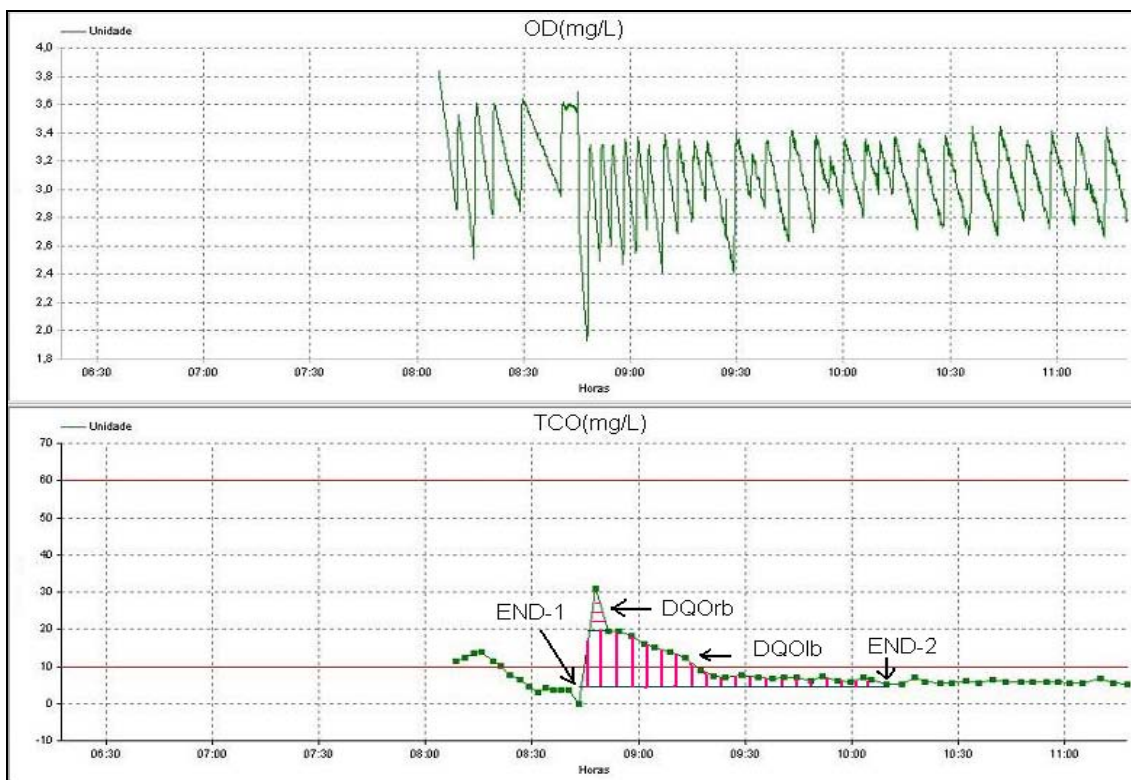


Figura 19 Respirograma obtido durante um teste respirométrico de assimilação da matéria orgânica.

6.2.1 Resultados da DQO dos testes através do procedimento analítico

O segundo teste respirométrico, realizado com lodo do RBS2, que obteve como substrato lodo triturado, apresentou resultado de DQO remanescente (1) negativo, podendo ser explicado pela baixa concentração de DQO filtrada, apresentada no afluente do teste 2.

A Tabela 8, contém dados da DQO filtrada, adicionada em todos os testes, sendo considerada apenas a fração (1/3), utilizada no catabolismo oxidativo. A média do percentual de consumo da DQO solúvel foi de 52%, indicando que, em média 48% da DQO filtrada presente no lodo, não era biodegradável. Com isso, observou-se que a TCO foi considerada baixa, haja vista que apenas 4% da DQO, do lodo triturado, apresentou-se como material oxidável.

Na Tabela 8, os dados representam o comportamento do lodo triturado, utilizado como fonte de carbono pela biomassa heterotrófica.

Tabela 8 Apresenta a DQO filtrada biodegradável na segunda fase, através do procedimento analítico.

TESTES	SSV	DQOf	Área	Respirometria			Analítica				
				DQO (reman.1)	(%)	DQOrb	DQOlb	END-1	DQO (cons.)	END-2	DQO (reman.2)
T-1	680	30	16	14	53	5	12	51	19	62	11
T-2	668	25	16	-	64	9	18	61	20	66	5
T-3	754	32	12	20	38	3	9	124	20	136	12
Máximo	680	32	16	20	64	9	18	124	20	136	12
Médio	700	29	15	17	52	6	13	79	20	88	9
Mínimo	754	25	12	14	53	3	9	51	19	66	5

SSV: sólidos suspensos voláteis(mg/L); (%): Recuperação(percentual de DQO consumida);

DQOf: 1/3 da DQO filtrada adicionada(mg/L); DQO_{reman.}: DQO remanescente(mg/L);

DQO_{cons.}: DQO consumida; END-1: DQO inicial filtrada do licor misto; END-2: DQO final filtrada do licor misto.

6.3 Avaliação dos substratos utilizados durante a investigação experimental

Com os dados da Tabela 9, foi possível obter um comparativo entre os dois substratos utilizados nesta pesquisa, para identificar qual afluente apresenta concentração de DQO_{rb} mais satisfatório e, assim, atender as expectativas do sistema do lodo ativado operado em RBS.

Tabela 9 Caracterização da matéria orgânica contida nos substratos utilizados durante a investigação experimental.

SUBSTRATOS	N° de TESTES	Frações biodegradáveis de diferentes substratos						
		DQO _{ta} (mg/L)	DQO _{bsa} (mg/L)	DQO _{bpa} (mg/L)	DQO _{ba} (mg/L)	f _{bs}	f _{bp}	f _{nb}
EB enriquecido	6	597,33	208,00	171,24	379,25	0,54	0,08	0,38
Lodo Triturado	3	170,00	5,46	56,44	61,91	0,08	0,28	0,64

$DQO_{ba} = DQO_{bsa} + DQO_{bpa}$; $f_{bs} = DQO_{bsa}/DQO_{ba}$; $f_{bp} = f_b - f_{bs}$; $f_{nb} = 1 - f_b$

A composição dos dois substratos utilizados durante esta pesquisa, com o auxílio dos testes respirométricos, pode ser avaliada com base na Tabela 9. Comparando os resultados da fração orgânica biodegradável solúvel de Coura Dias et al. (1982); Silva (2003); Nóbrega (2009) e Henrique (2010) , pode-se observar que não houve aproximação com os dados do afluente utilizado no RBS1. Indicando que o esgoto enriquecido, da primeira fase, apresentou concentração de DQO_{rb} superior ao esgoto bruto, analisado pelos autores. Enquanto os valores da f_{bs} , do lodo triturado, apresentaram semelhança com os resultados obtidos por Nóbrega (2009) e Henrique (2010). Com base na configuração do RBS2, pode-se supor que a utilização do lodo triturado, juntamente com EB como afluentes, obtém-se f_{bs} próximo a 18%, que corresponde ao dobro da fração do esgoto, conforme os dados recentes da Tabela 1. Porém, ainda é considerado insatisfatório, limitando os processos de biodesfosfatação e desnitrificação, em que a massa microbiana, atuante nestes processos, absorve material biodegradável solúvel.

Os resultados da fração não biodegradável do esgoto enriquecido com cereais cozidos e triturados ($f_{nb} = 38\%$) aproximaram-se dos dados de Henrique (2010), que foi de 34%, indicando que um pequeno percentual (4%) foi originado do substrato utilizado no RBS1. Entretanto, a f_{nb} do lodo triturado (64%), foi considerada elevada, haja vista que o lodo de excesso compõe-se em parte de material inerte e resíduo endógeno.

7. CONCLUSÕES

- O reator em batelada sequencial (1), alimentado com esgoto enriquecido, apresentou eficiência de remoção de 89%, 85%, 62%, 97,2% para DQO filtrada, fósforo solúvel, nitrogênio total kjeldhal e nitrogênio amoniacal, respectivamente. Produzindo efluente com concentrações médias de nitrito e nitrato, respectivamente de 0,5 mgN-NO₂⁻/L e 1,7 mgN-NO₃⁻/L;
- Nas condições de operação, o reator em batelada seqüencial (2), alimentado com EB e lodo triturado, apresentou eficiência de remoção, em termos percentuais para DQO filtrada, fósforo solúvel, nitrogênio total Kjeldhal e nitrogênio amoniacal, 74%, 59%, 50% e 39,2%, respectivamente. Produzindo efluente com concentrações médias de nitrito e nitrato, respectivamente, de 0,6 mgN-NO₂⁻/L e 9,5 mgN-NO₃⁻/L;
- Os testes respirométricos indicaram que o esgoto enriquecido, apresentou fração biodegradável solúvel (f_{bs}) de 54%, enquanto o lodo triturado foi de 8%;
- A fração biodegradável do afluente enriquecido foi de 62%, indicando quase o dobro da f_b do lodo de retorno, que foi de 36%. Material considerado suficiente para o metabolismo das bactérias heterotróficas, que necessitam de uma fonte carbono para remoção de fósforo e durante o processo de desnitrificação;
- Reatores em bateladas seqüenciais, operados com tempo de ciclo de 12 horas e tempo de retenção celular de 3,6 e 5 dias, mostraram-se eficientes para remoção de material carbonáceo, fósforo e nitrogênio.

8. REFERÊNCIAS

ABELING, U.; SEYFRIED, C. F. Anaerobic-aerobic treatment of high-strength ammonium wastewater-nitrogen removal via nitrite. **Water Science and Technology**. v.26, p.1007-1015, 1992.

ALLEMAN, J. E. Elevated nitrite occurrence in biological wastewater treatment systems. **Water Science and Technology**. v.17, p.409-419, 1984.

ANTONIOU, P.; HAMILTON, J.; KOOPMAN, B.; JAIN, R.; HOLLOWAY, B.; LYBERATOS, G.; SVORONOS, S. A. Effect of temperature and pH on the effective maximum specific growth rate of nitrifying bacteria. **Water Research**. v.24, p.97-101, 1990.

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20th. Washington: Public Health Association, 1998.

ARAÚJO, L.D.S.; CATUNDA, P.F.C.; VAN HAANDEL, A.C. Biological sludge stabilisation Part 2: influence of the composition of waste activated sludge on anaerobic stabilisation. **Water S. A.** 1998. 24 (3), 231–236.

ARTIGA, P.; CARBALLA, M.; GARRIDO, J. M.; MÉNDEZ, R. Treatment of winery wastewater in a membrane submerged bioreactor. **Water Science & Technology**. v.56, n.2, p.63-69, 2007.

BARAJAS, M. G.; ESCALAS, A.; MUJERIEGO, R. Fermentation of a low VFA wastewater in an activated primary tank. **Water S. A.** v.28, n.1, p.89-98, 2002.

BETOLINO, S. M.; CARVALHO, C. F.; AQUINO, S. F. Caracterização e biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia dos esgotos produzidos em campus universitário. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v.13, n.3, p.271-277, 2008.

BHATTACHARYA, S. K.; MADURA, R. L.; DOBBS, R. A.; ANGARA, R. V. R.; TABAK, H. Fate of selected RCRA compounds in a pilot-scale activated sludge system. **Water Environmental Research**. v.68, p.260-269, 1996.

BUCHAUER, K. A. A comparison of two simple titration procedures to determine volatile fatty acids in effluents to waste – water and sludge treatment processes. **Water S. A.** v.1, n.24, p.49 – 56, 1998.

CAMPOS, J. L.; GARRIDO, J. M.; MOSQUERA-CORRAL, A.; MÉNDEZ, R. S. Stability of a nitrifying activated sludge reactor. **Biochemical Engineering Journal**. v.35, p.87-92, 2007.

CARUCCI, A.; CHIAVOLA, A.; MAJONE, M.; ROLLE, E. Treatment of tannery wastewater in a sequencing batch reactor. **Water Science and Technology**. v.40, n.1, p.253-259, 1999.

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

CHEN, Y.; JIANG, S.; YUAN, H.; ZHOU, Q.; GU, G. Hydrolysis and acidification of waste activated sludge at different pHs. **Water Research**. v.41, p.683-689, 2007.

COMEAU, Y.; OLDHAM, W. K.; HALL, K. J. Dynamics of carbon reserves in biological dephosphatation of wastewater. **Proceedings of an IAWPRC Specialized Conference in Rome on Biological Phosphate Removal from wastewater**. p.39-55, 1987.

COURA DIAS, M. (1982). **Comportamento do sistema de lodo ativado sob condições estacionárias em regiões tropicais**. Dissertação de Mestrado, 104p. Campina Grande – UFCG.

COPP, J.B.; DOLD, P. Comparing sludge production under aerobic and anoxic conditions. **IAWQ 19th Biennial International Conference**. p.268-275, 1998.

DENNIS, R. W., IRVINE, R. L. Effect of fill: react ratio on sequencing batch biological reactors. **Journal Water Pollution Control Federation**. v. 51, n. 2, p. 255-263, 1979.

DOLD, P.L.; EKAMA, G. A.; MARAIS, G. V.; General model for the activated sludge process. **Progress in Water Technology**. v.12, p.47-77, 1980.

EPSTEIN, E. **Land application of sewage sludge and biosolids**. 1^a ed. London, New York, Washington: Lewis Publishers. 220p. 2003.

EKAMA, G. A.; SIEBRITZ, I. P.; MARAIS, G. V. R. Considerations in the process design of a nutrient removal activated sludge process. **Water Science and Technology**. v.47, n.11, p.1 -8, 1983.

EKAMA, G. A.; SOTEMANN, S. W.; WENTZEL, M. C. Biodegradability of activated sludge organics under anaerobic conditions. **Water Research**. v.41, n.1, p.244-252, 2007.

FENG, L., WANG, H., CHEN, Y., WANG, Q. Effect of solids retention time and temperature on waste activated sludge hydrolysis and short-chain fatty acids accumulation under alkaline conditions in continuous-flow reactors. **Bioresource Technology**. v.100, p.44-49, 2009.

FIGUEIREDO, M. G.; DOMINGUES, V. B. **Microbiologia de lodos ativados**. CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. São Paulo: CETESB. 48p. 1997.

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.

FUSH, G. W.; CHEN, M. Phosphate metabolism in the activated sludge process. **Microbial Ecology**. v.2, p.119-138, 1975.

GERBER, A.; VILLIERS, R. H.; MOSTERT, E. S.; van RIET, C. J. The phenomenon of simultaneous phosphate uptake and release and its importance in biological nutrient removal. In **Biological Phosphate Removal from Wastewater**. Ed. R. Ramadori, Pergamon Press, Oxford. 1987.

GHAZY, M. M. E.; SAKRAN, T. F. A.; EL-TAHAWAY, E. E. I. I. Efficiency evaluation of a wastewater treatment plant by activated sludge. **Australian Journal of Basic and Applied Sciences**. v.4, n.11, p.5727-5738, 2010.

GINESTET, P., AUDIC, J., URBAIN, V., BLOCK, J. Estimation of nitrifying bacterial activities by measuring oxygen uptake in the presence of the metabolic inhibitors allylthiourea and azide. **Applied and Environmental Microbiology**. v.64, n.6, p.2266-2268, 1998.

GOEL, R. K.; NOGUERA, D. R. Evaluation of sludge yield and phosphorus removal in a cannibal solids reduction system. **Journal of Environmental Engineering**. v.132, n.10, p.1331-1337, 2006.

GUIMARÃES, P. **Modelagem e otimização de um sistema anaeróbio-aeróbio de tratamento de esgoto utilizando o reator UASB e o reator de bateladas**

seqüenciais. Tese de Doutorado. Departamento de Engenharia Química. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal-RN. 2003.

HAIT, S.; MAZUMDER, D. High-rate wastewater treatment by a shaft-type activated sludge reactor. **International Journal of Civil and Environmental Engineering.** v.3, n.1, p.22-27, 2011.

HAJIABADI, H.; ALAVI MOGHADDAM, M. R.; HASHEMI, S. H. Effect of sludge retention time on treating high load synthetic wastewater using aerobic sequencing batch reactors. **Iranian Journal of Environmental Health Science & Engineering.** v.6, n.4, p.217-222, 2009.

HENRIQUE, I. N. **Tratamento de águas residuárias domésticas através de sistema conjugado anaeróbio/aeróbio: alternativa tecnológica para minimização de impactos ambientais.** Tese de Doutorado. Departamento de Recursos Naturais. Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande-PB. 2010.

HENZE, M; HARREMOËS, P.; JANSEN, J. L. C.; ARVIN, E. **Wastewater treatment.** 2.ed. Germany, Springer. 1987.

HORAN, N. J. **Biological wastewater treatment systems.** Wiley, Chichester, UK. 1990.

IRVINE, R. L., BUSH, A. W. Sequencing batch biological reactor: an overview. **Journal Water Pollution Control Federation.** v.51, n.2, p.235-243, 1979.

JONES, G.L.; PASKINS, A. R. Influence of high partial pressure of carbon dioxide and/or oxygen on nitrification. **Journal Chemistry Technology Biotechnology.** n.32, p.213-223, 1982.

JUNI, E. Interspecies transformation of *Acinetobacter*: genetic evidence for a ubiquitous genus. **Journal of Bacteriology.** n.112, p.917-931, 1972.

KERRN-JESPERSON, J. P.; HENZE, M. Biological phosphorus uptake under anoxic and aerobic conditions. **Water Research**. v.27, n.4, p.617-624, 1993.

KUBA, T.; SMOLDERS, G. J. F.; van LOOSDERCHT, M. C. M.; HEIJNEN, J. J. Biological phosphorus removal from wastewater by anaerobic-anoxic sequencing batch reactor. **Water Science and Technology**. v.27, p.241-252, 1993.

LAERA, G.; POLLICE, A.; SATURNO, D.; GIORDANO, C.; LOPEZ, A. Zero net growth in a membrane bioreactor with complete sludge retention. **Water Research**. v.39, p.5241-5249, 2005.

LOEHR, R.C. Land application of wastes. In: **van Nostrand Reinhold Environmental Engineering Series**. New York, USA: Vol. II. van Nostrand Reinhold Company, 1979. p. 431.

LOPEZ, C.; PONS, M. N.; MORGENROTH, E. Endogenous processes during long-term starvation in activated sludge performing enhanced biological phosphorus removal. **Water Research**. v.40, p.1519-1530, 2006.

LOTTER, L. H. The role of bacterial phosphate metabolism in enhanced phosphorus removal from the activated sludge process. **Water Science and Technology**. v.17, n.11, p.127-138, 1985.

LUMBERS, J. P. Effluent reuse. **Course on waste stabilization ponds designs and operation**. Organized by NED University of Engineering and Technology, Karachi. Pakistan, in collaboration with world health organization. 1984.

MAGRÍ, A.; FLOTATS, X. Modelling of biological nitrogen removal from the liquid fraction of pig slurry in a sequencing batch reactor. **Biosystems Engineering**. p.239-259, 2008.

MALNOU, D.; MEGANCK, M.; FAUP, G. M.; du ROSTU, M. Biological phosphorus removal: study of the main parameters. **Water Science and Technology**. v.16, n.10-11, p.173-185, 1984.

MANNING, J.F.; IRVINE, R. L. The biological removal of phosphorus in a sequencing batch reactor. **Journal Water Pollution Control Federation**. v. 57, n. 1, p. 87-94, Jan. 1985.

MARA, D. **Sewage treatment in hot climates**. Jonh Wiley and Sons, Inc. New York. 1978.

MARAIS, G.R.; EKAMA, G. A. The activated sludge process part I – steady state behavior. **Water S. A.** v.2, n.4, p.164-200, 1976.

MARAIS, G.; LOEWENTHAL, R. E.; SIEBRITZ, I. Observation supporting phosphate removal by biological excess uptake – a review. **Water Science and Technology**. v.15, p.15-41, 1983.

MAZUMDER, D. Simultaneous COD and ammonium nitrogen removal from a high-strength wastewater in a shaft-type aerobic hybrid bioreactor. **International Journal of Environmental Science and Development**. v.1, n.4, p.327-332, 2010.

MCKINNEY, R. E. Complete mixing activated sludge. **Water and Sewage Works**. v.107, n.2, p.69, 1960.

MEINHOLD, J.; PEDERSEN, H.; ARNOLD, E.; ISAACS, S.; HENZE, M. Effect of continuous addition of an organic substrate to the anoxic phase on biological phosphorus removal. **Water Science and Technology**. v.38, n.1, p.97-105, 1998.

MEINHOLD, J.; ARNOLD, E.; ISAACS, S. Effect of nitrite on anoxic phosphate uptake in biological phosphorus removal activated sludge. **Water Research**. v.33, n.8, p.1871-1883, 1999.

MELO, W.J.; MARQUES, M.O. (ed.). **Biossólidos na agricultura**. São Paulo: SABESP. Cap. 11. p.289-363, 2001.

METCALF & EDDY. **Waste engineering: Treatment and reuse**. 4th ed. Rev. New York: McGraw-Hill, 1.758 p. 2003.

MESDAGHINIA, A. R.; MAHVI, A. H.; SAEEDI, R.; PISHRAFTI, H. Upflow sludge blanket filtration (USBF): an innovative technology in activated sludge process. **Iranian Journal Publication Health**. v.39, n.2, p.7-12, 2010.

MINO, T.; ARUN, V.; TSUZUKI, Y.; MATSUO, T. **Effect of phosphorus accumulation on acetate metabolism in the biological phosphorus removal process. Proceedings of the IAWPRC International Conference on Biological Phosphate Removal from Wastewaters**, Rome, Adv. Water Pollut. Cont., ed. R.Ramadori, Pergamon Press, Oxford, 1987. p. 27-38.

MIRHOSSAINI, S. H.; GODINI, H.; JAFARI, A. Effect of influent COD on biological ammonia removal efficiency. **World Academy of Science, Engineering and Technology**. v. 62, 2010.

MONTEITH, H.D.; PARKER, W. J.; BELL, J. P.; MELCER, H. Modeling the fate of pesticides in municipal wastewater treatment. **Water Environmental Research**. v.67, p.964-970, 1995.

MORGAN, J. W.; FORSTER, C. F.; EVISON, L. M. A comparative study of the nature of biopolymers extracted from anaerobic and activated sludge. **Water Research**. v.6, p.743-750, 1990.

MURNLEITNER, E.; KUBA, T.; van LOOSDRECHT, M. C. M.; HEIJNEN, J.J. An integrated metabolic model for the aerobic and denitrifying biological phosphorus removal. **Biotechnology Bioengineering**. v.54, n.5, p.434-450, 1997.

MUSTAFA, I.H., IBRAHIM, G., ELKAMEL, A., ELAHWANY, A.H. **Modeling of activated sludge floc characteristics**. American Journal of Environmental Sciences, v.5, n.1, p.69-79, 2009.

NG, W.J.; SIM, T. S.; LONG, S. L.; NG, K. Y.; RAMASAMY, M.; TAN, K. N. Efficiency of sequencing batch reactor (SBR) in the removal of selected microorganisms from domestic sewage. **Water Research**. v.27, n.10, p.1591-1600, 1993.

NÓBREGA, E. O. **Estequiometria e cinética da remoção de fósforo em sistemas de lodo ativado**. Dissertação de mestrado. Engenharia de Recursos Hídricos e Sanitária. Universidade Federal de Campina Grande. 2009.

NOLASCO, D.; MANOHARAN, M. Evaluación de los reactores biológicos secuenciados: selección, diseño, operación y optimización de SBR em plantas depuradoras municipales. In: 20° CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1999, Rio de Janeiro. **Trabalhos Técnicos em CD ROM...**, Rio de Janeiro, 1999.

O'BRIEN, G. J.; TEATHER, E. W.; A dynamic model for predicting effluent concentrations of organic priority pollutants from an industrial wastewater treatment plant. **Water Environmental Research**. v.67, p.935-942, 1995.

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

OUYANG, C. F.; JUAN, C. T. A study of a modified process for the intermittent cycle extended aeration system. **Water Science and Technology**. v.31, p.173-180, 1995.

PAINTER, H. A.; LOVELESS, J.E. Effect of temperature and pH value on the growth-rate constants of nitrifying bacteria in the activated-sludge process. **Water Research**. v.17, p.237-248, 1983.

PARK, K. Y.; KIM, S. J.; JUNG, J. Y.; LEE, S. H. Reduction of N₂O emission from biological nitrogen removal processes by *alcaligenes faecalis*. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**. v.13, n.4, p.508-511, 2007.

PAXÉUS, N. Organic pollutants in the effluents of large wastewater treatment plants in Sweden. **Water Research**. n.30, p.1115-1122, 1996.

PRIAMBODO, G., KARNANINGROEM. **A review in increasing biodegradability of wastewater for biological process**. International Journal of Academic Research, v.2, n.5, September, 2010.

RAMDANI, A., DOLD, P., DÉLÉRIS, S., LAMARRE, D., GADBOIS, A., COMEAU, Y. **Biodegradation of the endogenous residue of activated sludge**. Water Research, v.44, p.2179-2188, 2010.

RIM, Y. T.; YANG, H. J.; YOON, C. H.; KIM, Y. S.; SEO, J. B.; RYU, J. K.; SHIN, E. B. A full-scale test of a biological nutrients removal system using the sequencing batch reactor. **Water Science and Technology**. v.35, p.241-247, 1997.

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

RULKENS, W. Sewage sludge as a biomass resource for the production of energy: Overview and assessment of the various options. **Energy & Fuels**. v.22, p.9-15, 2008.

SALEHI MOAYED, M.; MIRBAGHERI, S. A. Determination of kinetic constants an biological treatment of automobile industries wastewater. **International Journal of Environmental Resource**. v.4, n.1, p.131-136, 2010.

SANTOS, A. V.; CYBIS, L. F. A.; GEHLING, G. R. Sizing of the sequential batch reactor (sbr) with static filling. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v.12, n.4, p.380-388, 2007.

SANTOS, E. V. M. **Desnitrificação em sistemas de lodo ativado**. Dissertação de mestrado. Engenharia de Recursos Hídricos e Sanitária. Universidade Federal de Campina Grande. 2009.

SILVA, E. B. F. **Aplicação da respirometria na determinação da composição da matéria orgânica em águas residuárias**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal da Paraíba-UFCG, Campina Grande-PB. 2003.

SORM, R.; WANNE, J.; SALTARELLI, R.; BORTONE, G.; TILCHE, A. Verification of anoxic phosphate uptake as the main biochemical mechanism of the Dephanox process. **Water Science and Technology**. v.35, n.10, p.87-94, 1997.

SORM, R.; BORTONE, G.; WANNER, J.; TILCHE, A. Behaviour of activated sludge from a system with anoxic phosphate uptake. **Water Science and Technology**. v.34, n.4-5, p.563-566, 1998.

SPAGNI, A.; MARSILI – LIBELLI, S. Nitrogen removal via nitrite in a sequencing batch reactor treating sanitary landfill leachate. **Bioresource Technology**. v.100, p.609-614, 2009.

SPANJERS, H.; OLSSON, G.; KLAPWIJK, A. Determining influent short-term biochemical oxygen demand by combined respirometry and estimation. **Water Science and Technology**. v.28, n.11-12, p.401-414, 1993.

TAM, N. F. Y.; LEGUN, G. L. W.; WONG, Y. S. The effects of external carbon loading in nitrogen removal in sequencing batch reactors. **Water Quality International Proceeding, International Association on Water Quality, IAWQ 17th Biennial Conference, Budapest, Hungary**. p.237-243, 1994.

TASLI, R.; ARTAN, N.; ORHON, D. The influence of different substrate on enhanced biological phosphorus removal in a sequencing batch reactor. **Water Science and Technology**. v.35, n.1, p.75-80, 1997.

TEIXEIRA, A. R.; CHERNICHARO, C. A. L.; AQUINO, S. F. Influence of particle size reduction on the hydrolysis rate of domestic raw sewage. **Engenharia Santária e Ambiental**. v.13, n.4, p.405-415, 2008.

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

U. S. EPA. (1993). **Nitrogen control**. Washigton, P. C. ISBN: 1-56676-135-2.

VAIOPOULOU, E.; MELIDIS, P.; AIVASIDIS. An activated sludge treatment plant for integrated removal of carbon, nitrogen & phosphorus. **Proceedings of the 9th International Conference on Environmental Science and Technology**. Rhodes Islands. Greece. September, 2007.

VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodo ativado**. Campina Grande: Epgraf, 1999.

VANROLLEGHAM, P. A.; KONG, Z.; ROMBOUTS, G.; VERSTRAETE, W. An on-line respirografic biosensor for the characterization of load and toxicity of wastewater. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology**. v.59, p.321-333, 1994.

VENKATA MOHAM, S.; RAO, N. C.; PRASAD, K. K.; MADHAVI, B. T. V.; SHARMA, P. N. Treatment of complex chemical wastewater in a sequencing batch reactor (SBR) with aerobic suspended growth configuration. **Process Biochemistry**. v.40, n.5, p. 1501-1508, 2005.

VILLAVERDE, S.; GARCÍA-ENCINA, P. A.; FDZ-POLANCO, F. Influence of pH over nitrifying biofilm activity in submerged biofilters. **Water Research**. v.31, n.5, p.1180-1186, 1997.

VON SPERLING, M. **Princípio de tratamento biológico de águas Residuárias**. Lagoa de estabilização. 2ª ed. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. v.3,196p. 2002.

ZHANG, S., HUANG, Y., HUA, Y. Denitrifying dephosphatation over nitrite: Effects of nitrite concentration, organic carbon, and pH. **Bioresource Technology**. v.101, p.3870-3875, 2010.

ZHOU, S.; ZHANG, X.; FENG, L. Effect of different types of electron acceptors on the anoxic phosphorus uptake activity of denitrifying phosphorus removing bacteria. **Bioresource Technology**. v. 101, p. 1603-1610, 2010.

ZHOU, S.Q., Stoichiometry of biological nitrogen transformations in wetlands and other ecosystems. **Journal Biotechnology**. v.2, p.497-507. 2007.

ZHOU, S.Q., Theoretical stoichiometry of biological desnitrifications. **Environmental Technology**. v.22, p.869-880, 2001.

WEN, Q.; TUTUKA, C.; KEEGAN, A.; JIN, BO. Fate of pathogenic microorganisms and indicators in secondary activated sludge wastewater treatment plants. **Journal of Environmental Management**. v.90, p.1442-1447, 2009.

WENTZEL, M. C.; EKAMA, G. A.; LOEWENTHAL, R. E.; DOLD, P. L.; MARAIS, G.V.R. Enhanced polyphosphate organisms cultures in activated sludge systems. Part II: experimental behaviour. **Water S. A.** n.15, p.71-81, 1989.

YU, J.; ZHOU, S. Nitrogen removal efficiency of an A²/O bio-reactor treating domestic sewage mixed with landfill leachate and fecal sewage. **Global NEST Journal**. v.12, n.2, p.181-189, 2010.

YUAN, Q.; SPARLING, R.; OLESZKIEWICZ, J. A. Waste activated sludge fermentation: Effect of solids retention time and biomass concentration. **Water Research**. v.48, p.5180-5186, 2009.

APÊNDICE
Análises Físico-Químicas
e
Respirogramas

Tabela 10 Resultado das análises de DQO filtrada do afluente e efluente nas duas fases da investigação experimental.

PARÂMETRO		1ª FASE		2ª FASE	
		Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
DQO FILTRADA(mg/L)	Máximo	667	100	423	38
	Média	513	58	308	28
	Mínimo	409	11	227	12
	Remoção	x	88,7%	x	91%
	DP	81,16	23,75	57,84	6,52

Afluente(1ª FASE): esgoto enriquecido com cereal cozido e triturado;

Afluente(2ª FASE): esgoto bruto e lodo triturado.

Tabela 11 Resultado das análises dos compostos nitrogenados do afluente e efluente nas duas fases da investigação experimental.

PARÂMETRO		1ª FASE		2ª FASE	
		Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
N-NTK(mg/L)	MÁXIMO	96,1	39,8	71,1	50,7
	MÉDIO	71,0	27,0	58,0	29,0
	MÍNIMO	51,6	17,5	43,1	21,2
	REMOÇÃO	x	62%	x	50%
N-NH4(mg/L)	MÁXIMO	48,8	1,8	49,5	47,3
	MÉDIO	35,0	1,0	46,0	28,0
	MÍNIMO	15,7	0,6	40,2	20,6
	REMOÇÃO	x	97,2%	x	39,2%

Afluente(1ª FASE): esgoto enriquecido com cereal cozido e triturado;

Afluente(2ª FASE): esgoto bruto e lodo triturado.

No Apêndice, encontram-se também representados os respirogramas obtidos durante testes em batelada com os lodos dos sistemas RBS1 e RBS2.

Respirogramas obtidos nos testes com lodo do reator 1, representados pela letra a:

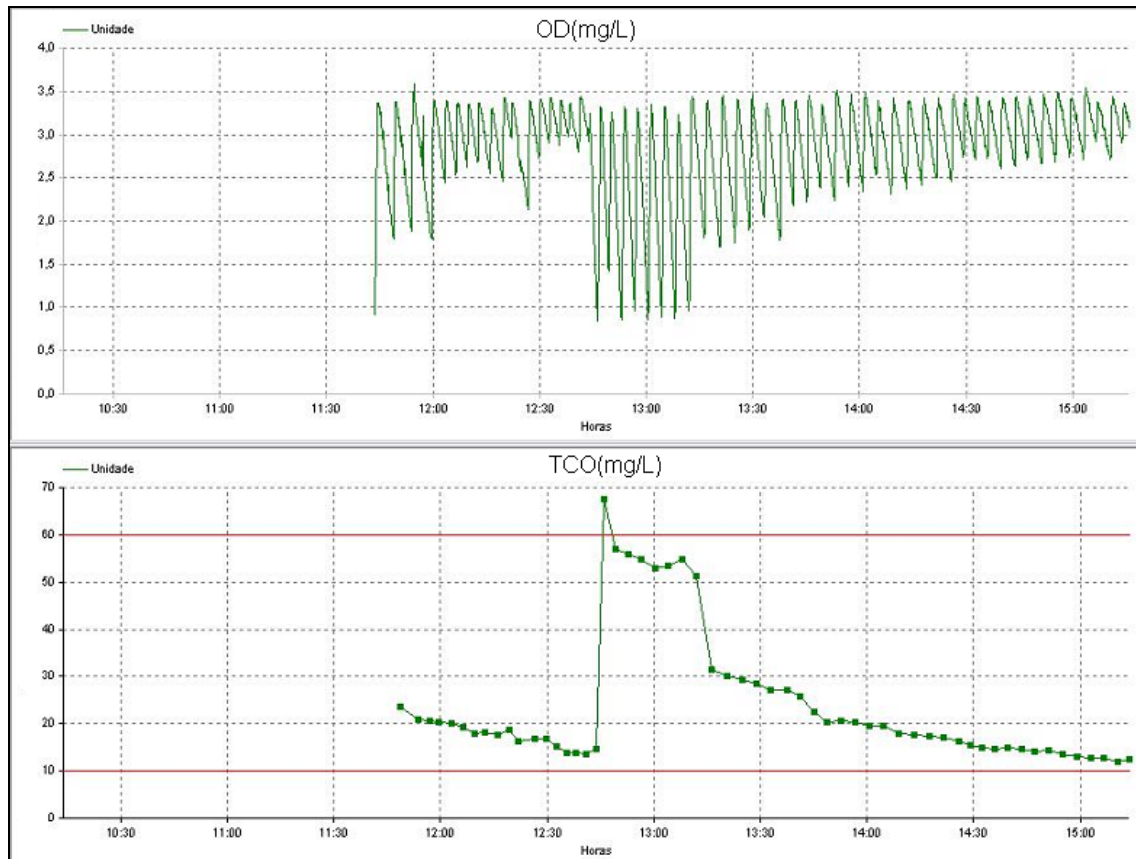


Figura 21 Respirograma do teste T-1a.

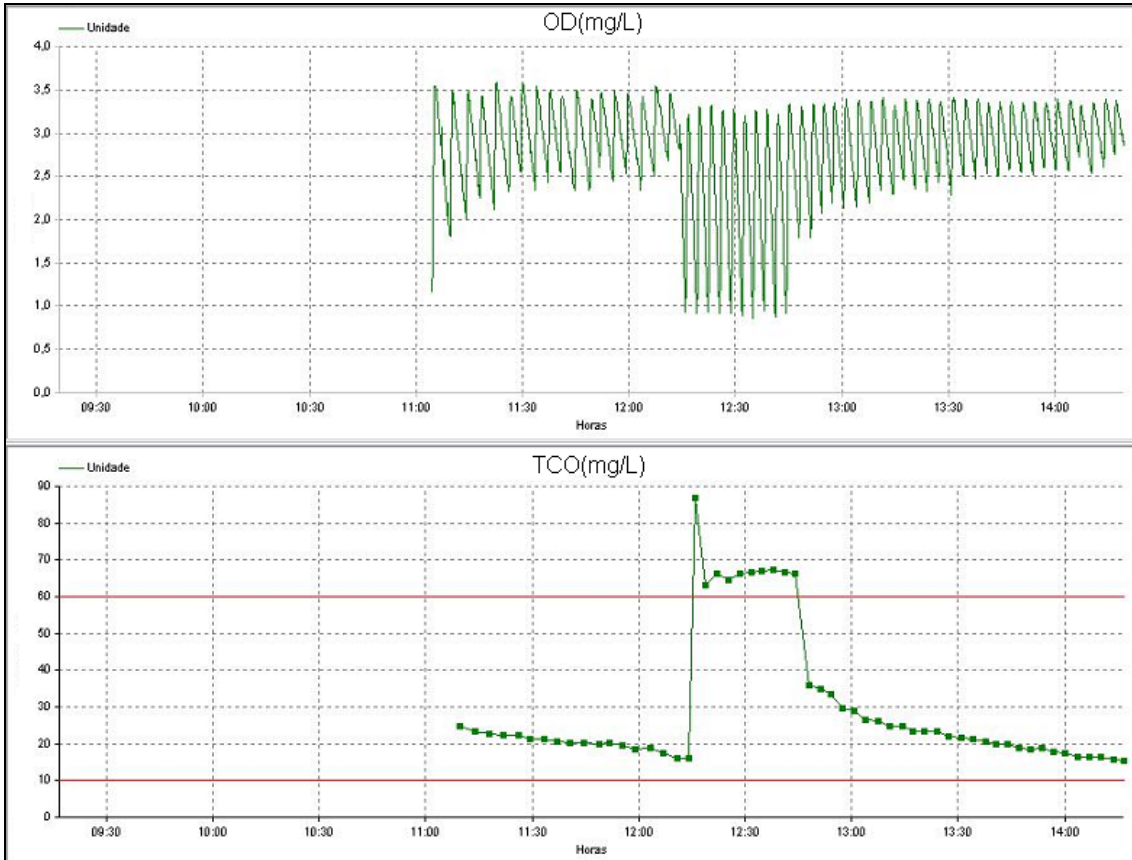


Figura 22 Respirograma do teste T-2a.