



**Universidade Federal do Oeste do Pará  
Instituto de Ciência e Tecnologia das Águas  
Curso Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental**

**TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO E USO DA RESPIROMETRIA EM  
REATORES DE BATELADAS SEQUENCIAIS**

**LÚRIAN SÂMIA DE LACERDA FERREIRA  
LUZE DAIANE DA SILVA PEREIRA**

**Santarém – Pará  
2017**

**LÚRIAN SÂMIA DE LACERDA FERREIRA  
LUZE DAIANE DA SILVA PEREIRA**

**TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO E USO DA RESPIROMETRIA EM  
REATORES DE BATELADAS SEQUENCIAIS**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal do Oeste do Pará – Campus de Santarém, como requisito para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental.

**Área de concentração:**

Tratamento de águas residuárias e resíduos

**Orientador:**

Prof. Dr. Israel Nunes Henrique

**Santarém – Pará  
2017**

**Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)**  
**Sistema Integrado de Bibliotecas - SIBI/UFOPA**

---

- F383t      Ferreira, Lúrian Sâmia de Lacerda  
            Tratamento de esgoto doméstico e uso da respirometria em reatores de  
            bateladas sequenciais / Lúrian Sâmia de Lacerda Ferreira, Luze Daiane da  
            Silva Pereira. – Santarém, 2017.  
            48 f. : il.  
            Inclui bibliografias.
- Orientador: Israel Nunes Henrique.  
            Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Universidade Federal do  
            Oeste do Pará, Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas, Bacharelado em  
            Engenharia Sanitária e Ambiental, 2017.
1. Águas residuais - Resíduos orgânicos. 2. Esgotos. 3. Saneamento. I.  
            Pereira, Luze Daiane da Silva. II. Henrique, Israel Nunes, *orient.* III. Título.

CDD: 23.ed. 628.2

---

## FOLHA DE AVALIAÇÃO

Nome do Autor: FERREIRA, Lúrian Sâmia de Lacerda; PEREIRA, Luze Daiane da Silva

Título: Tratamento de esgoto doméstico e uso da respirometria em reatores de bateladas sequenciais

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à Coordenação do Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal do Oeste do Pará, para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Data da aprovação:

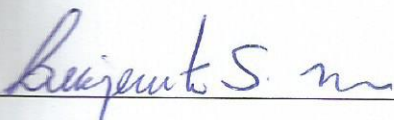
### Banca Examinadora



Orientador e Presidente

Prof. Dr. Israel Nunes Henrique

Curso de Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental/Universidade Federal do Oeste do Pará



Membro Titular

Prof. Dr. Lucinewton Silva de Moura

Curso de Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental/Universidade Federal do Oeste do Pará



Membro Titular

Prof. Dr. Ruy Bessa Lopes

Curso de Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental/Universidade Federal do Oeste do Pará

## RESUMO

FERREIRA, L. S. L.; PEREIRA, L. D. S. **Tratamento de esgoto doméstico e uso da respirometria em reatores de bateladas sequenciais**. 2017. 50 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Tratamento de águas residuárias e resíduos) – Coordenação do Curso de Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal do Oeste do Pará.

Os tratamentos biológicos de águas residuárias tem como objetivo remover a parcela de matéria orgânica e nutrientes existentes nos efluentes. Deste modo, sistemas de tratamento como o de lodos ativados conseguem alcançar essa remoção satisfatoriamente. Para determinar os níveis de remoção atingido pelos sistemas, utilizam-se de métodos químicos ou, ainda, da respirometria. A respirometria é uma ferramenta utilizada em sistema aeróbios que possibilita a medição da Taxa de Consumo de Oxigênio (TCO) exercida pelos microrganismos aeróbios tanto heterotróficos quanto autotróficos nitrificantes durante o consumo do material presente no meio líquido em tempo real. Dessa forma, visando contribuir para aplicação da respirometria em lodos ativados, foram realizadas investigações experimentais com objetivo principal de demonstrar seu uso no tratamento de esgotos tipicamente domésticos para remoção de matéria orgânica e nutrientes. Além de testes respirométricos, foram comparados, o funcionamento de dois reatores em Bateladas Sequenciais (RBS) com diferentes ciclos de operação, para verificar a remoção de nutrientes e sólidos suspensos totais. Os testes respirométricos foram realizados através do respirômetro Beluga associado ao software de leitura e registro S32c e, a partir desses testes, foi possível obter dados de Taxa de Consumo de Oxigênio endógeno ( $TCO_{end}$ ) e da Taxa de Consumo de Oxigênio Máximo ( $TCO_{máx}$ ). Com os dados obtidos, calculou-se a capacidade metabólica através de constantes cinéticas como a taxa máxima de crescimento, taxa de decaimento e a constante de meia saturação. Para a comparação dos sistemas com diferentes bateladas, utilizou-se um reator com 3 ciclos diários, de 8 horas cada, e um reator com 4 ciclos diários, de 6 horas cada, com diferentes ciclos operacionais (alimentação, fase anaeróbia e fase aeróbia). Ambos os reatores operados com 4 e 3 ciclos diários apresentaram desempenho satisfatório quanto à remoção de DQO (86 e 85%), NTK (91 e 90%) e SST (86 e 86%), respectivamente. Além disso, a respirometria se mostrou adequada para elucidar o metabolismo oxidativo, o crescimento e decaimento das bactérias heterotróficas e das autotróficas geradas em um ambiente aeróbio.

**Palavras-chaves:** Respirometria. Lodos ativados. Matéria orgânica. Nutrientes.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1:</b> Ciclos do RBS.....	18
<b>Figura 2:</b> Dimensão dos RBS: (A) Reator operado com 3 ciclos/dia; (B) Reator operado com 4 ciclos/dia.....	27
<b>Figura 3:</b> Ciclo operacional dos reatores em batelada sequenciais aplicado ao tratamento de esgoto bruto .....	28
<b>Figura 4:</b> Respirômetro Beluga e o software S32c em funcionamento .....	29
<b>Figura 5.</b> Software S32c em funcionamento .....	30
<b>Figura 6.</b> Concentrações da DQO no EB e nos reatores (RBS 1 e RBS 2) monitorados com diferentes tempos de ciclos operacionais.....	34
<b>Figura 7.</b> Concentrações de alcalinidade total EB e reatores (RBS 1 e RBS 2) com diferentes tempos de ciclos operacionais .....	35
<b>Figura 8.</b> Concentrações de nitrato nos efluentes dos reatores RBS 1 e RBS 2 monitorados com diferentes tempos de ciclos operacionais.....	36
<b>Figura 9.</b> Concentrações de N-NTK do EB e reatores (RBS 1 e RBS 2) monitorados com diferentes tempos de ciclos operacionais.....	37
<b>Figura 10.</b> Teste respirométrico determinando a TCO durante a adição de substratos .....	38
<b>Figura 11.</b> Representação gráfica da TCO em função do tempo depois da adição de Acetato de Sódio .....	39
<b>Figura 12.</b> Representação gráfica da TCO em função do tempo depois da adição de Cloreto de Amônio .....	40
<b>Figura 13.</b> Representação gráfica da TCO em função do tempo depois da adição de Nitrito de Sódio .....	40

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Distribuição temporal dos ciclos aplicados aos dois reatores em bateladas sequenciais estudados no Sistema Experimental.....	27
<b>Tabela 2.</b> Parâmetros operacionais utilizados no Sistema Experimental.....	28
<b>Tabela 3.</b> Características físicas e químicas do esgoto bruto e dos efluentes dos reatores RBS 1 e RBS 2 com diferentes ciclos operacionais.....	33
<b>Tabela 4.</b> Composição e características do afluente e efluente utilizado no teste respirométrico.....	41
<b>Tabela 5.</b> Parâmetros cinéticos das bactérias heterotróficas.....	42
<b>Tabela 6.</b> Parâmetros cinéticos das bactérias autotróficas.....	44

## LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

- $\mu_m$ : Taxa de crescimento específica máxima das bactérias (dia)
- Alc: Alcalinidade (mgCaCO<sub>3</sub>/L)
- $b_h$ : Constante de decaimento das heterotróficas (dia)
- $b_n$ : Constante de decaimento das autotróficas (dia)
- CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente
- Cr: Massa de lodo ativo presente no sistema por unidade massa de DQO biodegradável
- DQO: Demanda Química de Oxigênio (mgO<sub>2</sub>/L)
- EF: Efluente
- F: Fração de lodo ativo decaído e transformado em resíduo endógeno: 0,2 (MARAIS; EKAMA)
- $f_{cv}$ : Razão DQO/SVS em lodo orgânico (mgDQO/mgSVS)
- $f_n$ : Fração de lodo volátil que é de nitrogênio (10%)
- $f_{np}$ : Fração da DQO afluente não biodegradável e particulada
- $f_{ns}$ : Fração da DQO afluente não biodegradável e solúvel
- $k_{ms}$ : Constante de utilização específica máxima do substrato (mgDQO.mg/X<sub>a</sub>. d)
- $k_{ss}$ : Constante de meia saturação
- LA: Lodo Ativado
- NaC<sub>2</sub>H<sub>3</sub>O<sub>2</sub>.3H<sub>2</sub>O: Acetato de Sódio (mgDQO/L)
- NaNO<sub>2</sub>: Nitrito de Sódio (mgN/L)
- Nc: Concentração da amônia nitrificada
- NH<sub>3</sub>: Nitrogênio amoniacal
- NH<sub>4</sub><sup>+</sup>: íon amônio
- NH<sub>4</sub>Cl: Cloreto de amônio (mgN/L)
- Nl: Concentração de nitrogênio necessário para produção de lodo (mgN/L)
- NO<sub>2</sub><sup>-</sup>: íon nitrito (mgN/L)
- NO<sub>3</sub><sup>-</sup>: íon nitrato (mgN/L)
- NTK: Nitrogênio Total Kjeldahl (mgN/L)
- OD: Concentração de Oxigênio Dissolvido (mgO<sub>2</sub>/L)
- pH: Potencial hidrogeniônico
- P<sub>t</sub>: Fosforo total (mgP/L)
- Q<sub>a</sub>: Vazão do afluente (L/dia)
- RBS: Reator de Bateladas Sequenciais

$R_h$ : Tempo de permanência (d)

$r_{N_{máx}}$ : Taxa máxima de nitrificação (mgN/L.h)

$R_s$ : Idade de lodo do sistema (d)

$r_{us}$ : taxa de utilização do substrato

$S$ : Concentração de substrato

$S_{es}$ : Concentração de material orgânico solúvel e biodegradável.

$SSV$ : Concentração de sólidos voláteis (mgSSV/L)

$S_{in}$ : DQO afluente (mgDQO/d)

$T$ : Temperatura ( $^{\circ}C$ )

$TCO$ : Taxa de Consumo de Oxigênio (mgO<sub>2</sub>/L.h)

$TCO_{end}$ : Taxa de Consumo de Oxigênio endógena (mgO<sub>2</sub>/L.h)

$TCO_{exo}$ : Taxa de consumo de oxigênio exógena (mg O<sub>2</sub>/L.h)

$TCO_{máx}$ : Taxa de consumo de oxigênio máxima (mg O<sub>2</sub>/L.h)

$TCO_n$ : TCO devido a nitrificação (mgO<sub>2</sub>/L.h)

$TDH$ : Tempo de detenção hidráulico

$V_r$ : Volume do sistema de tratamento (L)

$X_a$ : Concentração de lodo ativo heterotrófico (mgSSV/L)

$X_n$ : concentração das bactérias autotróficas (Nitrossomonas)

$X_t$ : Concentração de lodo concentração de lodo total (mgN/L)

$X_v$ : Concentração de lodo volátil (mgN/L)

$Y_h$ : Coeficiente de rendimento das heterotróficas: 0,45mgX<sub>a</sub>/mgS<sub>b</sub> (MARAIS e EKAMA)

$Y_n$ : coeficiente de rendimento de Nitrossomonas

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>11</b>
<b>2 OBJETIVOS</b> .....	<b>13</b>
2.1 Objetivo geral .....	13
2.2 Objetivos específicos .....	13
<b>3 REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	<b>14</b>
3.1 Geração de águas residuárias .....	14
3.2 Processos de tratamento de águas residuárias .....	15
3.3 Sistemas aeróbios de tratamento .....	16
3.4 Lodo ativado .....	17
3.5 Reatores em Bateladas Sequenciais (RBS) .....	18
3.6 Remoção de Matéria Orgânica e Nutrientes .....	19
3.7 Fatores que afetam a remoção biológica dos constituintes .....	20
3.7.1 pH .....	20
3.7.2 Temperatura .....	21
3.7.3 Pré tratamento anaeróbio .....	21
3.7.4 Oxigênio dissolvido (OD) .....	21
3.8 Respirimetria .....	21
3.8.1 Determinação das constantes cinéticas das bactérias heterotróficas utilizando o respirômetro Beluga .....	22
3.8.2 Determinação das constantes cinéticas das bactérias autotróficas utilizando o respirômetro Beluga .....	25
<b>4 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>26</b>
4.1 Caracterização e Local da pesquisa .....	26
4.2 Descrição geral do sistema .....	26
4.2.1 Sistema experimental – Reator em Bateladas Sequenciais (RBS) tratando esgoto bruto com diferentes ciclos operacionais .....	26
4.3 Uso da respirometria .....	29
4.3.1. Material utilizados para execução dos testes respirométricos .....	30
4.3.2 Substratos utilizados para realização dos testes .....	31
4.3.3 Procedimento utilizado durante os testes respirométricos .....	31
4.3.4 Capacidade metabólica das bactérias heterotróficas e autotróficas .....	32
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÕES</b> .....	<b>33</b>

<b>5.1 Sistema experimental – Reator em Bateladas Sequenciais (RBS) tratando esgoto bruto com diferentes ciclos operacionais .....</b>	<b>33</b>
<b>5.2 Testes Respirométricos .....</b>	<b>37</b>
5.2.1 Influência dos substratos .....	37
5.2.2 Balanço de massa para validação do teste respirométrico .....	38
5.2.3 Determinação das constantes cinéticas das bactérias heterotróficas .....	41
5.2.4 Determinação das constantes cinéticas das bactérias autotróficas .....	43
<b>6 CONCLUSÃO .....</b>	<b>46</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>47</b>

## 1 INTRODUÇÃO

O lançamento de esgotos sanitários sem tratamento na natureza pode gerar uma série de problemas ambientais como contaminações no solo e nos corpos hídricos, bem como provocar ou agravar doenças na população. Para minimizar tais impactos negativos, o tratamento biológico dos efluentes se faz necessário na remoção de agentes patogênicos e, também, substâncias que possam levar à eutrofização das águas superficiais (VON SPERLING et al., 2009).

Para evitar tais malefícios, os sistemas de tratamentos biológicos de águas residuárias devem ser capazes de remover a matéria orgânica biodegradável presente no efluentes, assim como os sólidos e nutrientes. A matéria orgânica biodegradável presente pode ser consumida pelos microrganismos (bactérias) em sistemas convencionais, no entanto, o material sólido e nitrogenado poderá requerer níveis maiores de tratamento.

Visando a remoção de nutrientes (nitrogênio), o sistema de Lodos Ativados é considerado um dos mais eficientes (SILVA FILHO, 2009). Esse sistema trabalha com a presença de oxigênio, podendo ser contínua ou não, e depende da qualidade do efluente a ser tratado e de suas constantes cinéticas de nitrificação, como a idade do lodo, concentração de OD e volume dos reatores.

Uma das variantes desse sistema é o Reator em Bateladas Sequenciais (RBS), o qual apresenta capacidade de remoção de nutrientes dos esgotos domésticos em quantidade similar ao modelo convencional. Sua funcionalidade se difere na flexibilidade que apresenta quanto à adaptação para situações específicas, alterando seus ciclos e seu funcionamento. Dentre suas vantagens, além da adaptabilidade, está o atendimento dos níveis de eficiência de tratamento com consumo inferior de energia (THANS, 2008).

No entanto, as águas residuárias tem suas constantes cinéticas variáveis, uma vez que dependem do que é emitido pela população, que pode mudar de acordo com vários fatores, sendo eles meteorológicos ou até culturais. Deste modo, faz-se necessário o uso de técnicas ou ferramentas como a respirometria, que estabelece essas constantes com precisão e rapidez através de fatores operacionais como a concentração de OD presente no efluente, velocidade no consumo de substratos, temperatura e pH. Sendo assim, a respirometria, ferramenta que mede as concentrações de OD durante o consumo do oxigênio por parte dos microrganismos

durante o catabolismo oxidativo (BERNARDES; SOARES, 2005), permite a otimização de sistemas de tratamento como os lodos ativados.

A respirometria é uma ferramenta que possibilita a medição da Taxa de Consumo de Oxigênio (TCO) exercida pelos microrganismos aeróbios tanto heterotróficos quanto autotróficos nitrificantes, ou seja, os valores da TCO refletem a atividade biológica referente ao metabolismo do lodo em tempo real. A medição da TCO é realizada através de determinações contínuas ou semi-contínuas (tipo aberto) ou do tipo fechado (manométricos ou volumétricos) de consumo de oxigênio dissolvido. O monitoramento on-line (respirometria) resulta em economia de tempo e financeira, pois é possível obter respostas mais rápidas às situações anormais que possam causar danos irreversíveis aos processos biológicos (GUISASOLA et al., 2007).

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

A partir de tais considerações, buscando comparar e otimizar os processos de remoção de matéria orgânica e nutrientes dos esgotos sanitários, esse trabalho intenciona mostrar o comportamento das bactérias autotróficas e heterotróficas na presença de diferentes substratos através do uso da respirometria, e, também, comparar a eficiência de dois reatores em bateladas com ciclos diferentes de operação.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo geral**

Demonstrar o uso da respirometria no tratamento tratando esgotos tipicamente domésticos na remoção de matéria orgânica e nutrientes e comparar o funcionamento de dois reatores com diferentes ciclos de operação e suas respectivas eficiências.

### **2.2 Objetivos específicos**

- 1- Verificar o comportamento e qualidade do esgoto doméstico tratado em sistemas de lodos ativados com reatores de bateladas sequenciais (RBS) possuindo diferentes ciclos de operação;
- 2- Analisar o comportamento do uso da respirometria na remoção da matéria orgânica e nutrientes;
- 3- Avaliar a relação sólidos em suspensão voláteis com a atividade bacteriana calculando as constantes cinéticas das bactérias.

### 3 REVISÃO DE LITERATURA

#### 3.1 Geração de águas residuárias

Através do uso da água nas mais variadas atividades cotidianas, geram-se despejos líquidos provenientes de atividades estéticas, higiênicas, alimentares, entre outras. A partir do consumo e da alteração das propriedades físicas e químicas da água, como a presença de material orgânico, o qual contém compostos como lipídios (gorduras e óleos), carboidratos (açúcares e amidos) e proteínas (complexos de aminoácidos), e de compostos químicos, origina-se a necessidade de tratamento desse bem para sua reutilização futura.

Os esgotos são classificados, conforme Jordão e Pessoa (2011), em esgotos sanitários domésticos e industriais. De acordo com o Manual de Saneamento da FUNASA (2006), considera-se esgoto doméstico aquele gerado, principalmente, em residências, estabelecimentos comerciais, instituições ou edificações que possuem instalações de banheiros, cozinhas e lavanderias. Dentre os constituintes desse esgoto, os principais poluentes, capazes de trazer desequilíbrio aos ecossistemas aquáticos, são a matéria orgânica, os sólidos e os nutrientes. Ele contém aproximadamente 99,9% de água, a fração restante inclui sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos, bem como microrganismos. Portanto, é devido à fração de 0,1% que há necessidade de se tratar esses despejos domésticos (VON SPERLING, 1996).

Para realizar o tratamento desses efluentes, as Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) dividem seus níveis de tratamento em preliminar, primário, secundário e terciário. Primeiramente, o tratamento preliminar remove material grosseiro e areia, seguido do primário, o qual remove sólidos sedimentáveis. No tratamento secundário, remove-se a matéria orgânica, seguindo do tratamento terciário, que remove nutrientes e organismos patogênicos.

Para especificar a intensidade do tratamento a ser aplicado no efluente a ser tratado, deve-se verificar qual a destinação que será dada a este e buscar a legislação que atende à prática, como, por exemplo, as especificações para emissão em corpos hídricos que estão contidas na Resolução CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) nº. 357/2005, a qual classifica os corpos d'água em função do seu uso e qualidade e a resolução CONAMA 430/2011 que regulamenta os padrões de lançamento.

O maior desafio desse tipo de lançamento é fazer a remoção de nutrientes, já que necessita de um nível maior na tratabilidade. Caso não seja aplicado o nível de tratamento adequadamente e não haja a remoção dos nutrientes, a qualidade do corpo receptor pode ser comprometida com o crescimento de algas e tornando-se eutrofizado, além de ser um possível meio de crescimento de microrganismos patogênicos.

Deste modo, é importante entender que para manter a salubridade do meio ambiente, os efluentes devem ser submetidos aos sistemas de tratamentos disponíveis e adequados para a remoção máxima possível de material orgânico e dos nutrientes presentes, a fim de não provocar alterações significativas e comprometer a capacidade de autodepuração dos corpos hídricos.

### 3.2 Processos de tratamento de águas residuárias

Um sistema de tratamento de esgotos é constituído por uma série de operações e processos individuais ou combinados que são empregados para a remoção de substâncias indesejáveis da água, de acordo com as características do efluente a ser tratado ou para sua transformação em outros constituintes de formas aceitáveis. Os processos de tratamentos podem ser físicos, químicos ou biológicos e esses procedimentos são utilizados com o objetivo de simular ou intensificar a autodepuração que ocorrem na natureza (MOTTER, 2013).

Segundo Jordão e Pessoa (2009), o tratamento por processos físicos é assim chamado pelos eventos físicos que ocorrem na remoção ou transformação de poluentes nos esgotos. São utilizados basicamente para separar sólidos grosseiros em suspensão, sólidos sedimentáveis, sólidos flutuantes e areia, mas também podem ser utilizados para equalizar e homogeneizar um efluente. Os processos físicos são considerados importantes para a proteção dos dispositivos de transporte e tratamento dos esgotos, pois os sólidos grosseiros podem entupir e danificar esses dispositivos.

Os processos químicos são aqueles em que o uso de substâncias químicas é necessária, sendo isso a principal causa de menor aplicação desse processo. Normalmente, são utilizados conjugados a processos físicos e algumas vezes a processos biológicos quando esses não atuam eficientemente nas características que se pretende reduzir ou remover. São utilizados para

aumentar a eficiência de remoção de um elemento ou substância, modificar seu estado ou estrutura, ou simplesmente alterar suas características químicas (LINS, 2010).

Segundo Jordão e Pessôa (2005), os principais processos biológicos de tratamento de esgoto são a oxidação biológica anaeróbia e aeróbia e digestão do lodo. No processo de oxidação biológica, os microrganismos decompõem a matéria orgânica contida no esgoto ou no lodo e transformam substâncias complexas em produtos finais simples. Nos sistemas aeróbios de tratamento são empregados microrganismos que utilizam o oxigênio molecular ( $O_2$ ) para a sua alimentação e a decomposição da matéria orgânica presente no esgoto.

### 3.3 Sistemas aeróbios de tratamento

O processo aeróbio de tratamento consiste em processos oxidativos, tendo como figuras principais as bactérias heterotróficas e autotróficas, dentre muitos microrganismos. As bactérias heterotróficas se incumbem da matéria orgânica, tendo como resultado final energia, gás carbônico, água e novas células. Estas bactérias têm um metabolismo rápido e muito eficiente, se agregando em pequenos flocos, de forma que, enquanto houver matéria orgânica e oxigênio dissolvido, elas prevalecem sobre as outras, no caso, as autotróficas. (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999)

As bactérias autotróficas não são capazes de utilizar a matéria orgânica como fonte de carbono, por isso utilizam o gás carbônico ( $CO_2$ ) dissolvido na água para suas funções vitais. No entanto, para processar este carbono na forma mineral, retira energia da oxidação de nitrogênio amoniacal ( $NH_3$ ) presente nas águas residuárias e os gerados pela digestão de material orgânico nitrogenado pelas bactérias heterotróficas (BRITO, 2006).

Há uma grande variedade de sistemas aeróbios de tratamento de águas residuárias baseados na digestão aeróbia como lagoa aerada, filtro biológico percolador, filtro biológico aerado, submerso, biodisco, lodos ativados em suas diversas variantes (METCALF; EDDY, 2003).

Os sistemas aeróbios de tratamento de esgoto se destacam pela boa qualidade do efluente final, que apresenta baixos valores de DBO, DQO e sólidos em suspensão e possibilidade de remoção de nutrientes. Entretanto, as desvantagens são o alto custo de implantação e manutenção, a grande quantidade de lodo gerado e a elevada mecanização (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999)

O sistema de lodo ativado é o mais conhecido e estudado dentre os processos de tratamento aeróbio de esgoto. Compreende basicamente um tanque de aeração seguido de um sedimentador com recirculação de lodo (METCALF; EDDY, 2003).

### 3.4 Lodo ativado

Formado a partir da síntese da matéria orgânica o sistema de lodo ativado, é bastante utilizado no tratamento de esgotos domésticos, pois produz um afluente com baixos teores de matéria orgânica, nutrientes e sólidos suspensos (PAULA, 2014). Segundo van Handeel e Marais (1999), os pesquisadores Arden e Lockett, em 1914, notaram que uma simples aeração resultava na remoção de matéria orgânica e ao mesmo tempo formava flocos macroscópicos de microrganismos que se separava da fase líquida por decantação. Eles descobriram que retornando o lodo sedimentado ao tanque de aeração resultava numa aceleração do processo de remoção do material orgânico.

Dentre os constituintes dos flocos de lodos ativados as bactérias filamentosas são as que mais contribuem na floculação, porém o excesso dessas bactérias pode causar uma sedimentação lenta por ser um processo biológico. Para a obtenção de resultados eficientes no sistema de lodos ativados é necessário alcançar um equilíbrio entre seus constituintes (YANO, 2012).

Para que a massa e a concentração do lodo no reator sejam constantes, faz necessária uma descarga intencional de lodo do reator com o objetivo de estabelecer o tempo de residência do lodo no sistema. A idade de lodo é determinada pela razão entre a massa de lodo presente no sistema e a taxa de descarga de lodo (PORTO, 2007).

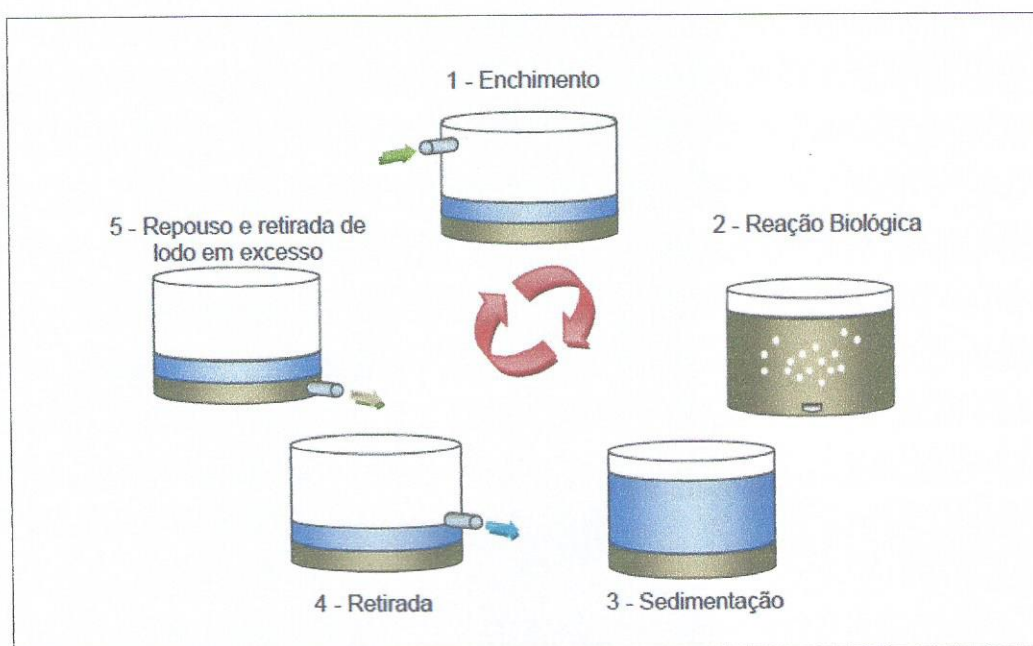
O sistema de lodos ativados possui variantes quanto ao seu modo operacional. Pode ser convencional, de aeração prolongada, de fluxo contínuo e por bateladas sequenciais e a escolha será de acordo com o efluente a ser tratado (COSTA NETO, 2016). O primeiro sistema de lodos ativados operava em bateladas, no qual o afluente era introduzido no reator biológico e a aeração promovia a depuração da matéria orgânica. Após o desligamento dos aeradores, dava-se início a sedimentação da massa microbiana e somente depois do descarregamento do sobrenadante o processo era novamente iniciado (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999).

### 3.5 Reatores em Bateladas Sequenciais (RBS)

O sistema por bateladas, também conhecido como reator de batelada sequencial (RBS), consiste na incorporação de todas as etapas de tratamento biológico dentro de um único reator de mistura completa, conseguido através do estabelecimento de ciclos de operação com duração definidas (VON SPERLING, 1997).

Entre as vantagens atribuídas ao RBS podem-se destacar os menores custos de operação e menos equipamentos no processo, a facilidade de adaptação as diferentes concentrações de poluentes, maior eficiência e flexibilidade em relação aos reatores contínuos (MESQUITA, 2006).

Usualmente, um ciclo no RBS consiste de cinco fases: o enchimento do reator, a aeração que resulta na reação biológica, a sedimentação, onde os aeradores são desligados para permitir a separação do lodo ativado da água residuária tratada, a descarga da água depurada e a retirada do lodo de excesso (JORDÃO; PESSÔA, 2005), conforme mostra a Figura 1.



**Figura 1:** Ciclos do RBS  
**Fonte:** Jordão e Pessôa (2005)

A fase de enchimento corresponde ao período de alimentação do reator, dispondo substrato para a atividade da biomassa bacteriana. Nesse período ocorre a hidrólise e os processos biológicos para a remoção de nitrogênio e fósforo. Essa etapa pode ser controlada por boias ou temporizadores. A fase de reação compreende a mistura, a aeração ou ambos para

oxidação biológica da matéria orgânica carbonácea, pelo nível do líquido ou pelo grau de tratamento, através do monitoramento do reator (PAULA, 2014).

Para um bom funcionamento do RBS, a capacidade de oxigenação deve ser suficiente para que supra de oxigênio tanto as bactérias que oxidam o material orgânico, como as nitrificadoras. Caso contrário, os procedimentos de remoção de matéria orgânica e nitrificação ocorrem de forma incompleta, lançando um efluente de má qualidade (PORTO, 2007).

### 3.6 Remoção de Matéria Orgânica e Nutrientes

O processo de remoção de matéria orgânica carbonácea dos esgotos fundamenta-se na existência de um substrato representado indiretamente através da medição do consumo de oxigênio pelo teste da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e pela demanda química de oxigênio (DQO). É fundamental que haja o fornecimento adequado de oxigênio para que os microrganismos possam realizar os processos metabólicos conduzindo à estabilização da matéria orgânica nos processos aeróbios (COSTA NETO, 2016).

A DQO biodegradável é metabolizada por processos químicos e bioquímicos pelos microrganismos, utilizando substâncias orgânicas e pode ser dividida em solúvel e particulada. As substâncias solúveis são metabolizadas na parede celular das bactérias sendo facilmente consumidas, no entanto, o material orgânico particulado forma primeiramente os flocos para que os microrganismos possam se aderir. Após isso, o material particulado é hidrolisado e solubilizado para o metabolismo microbiano. A estes dois tipos de degradação denomina-se o lodo ativo. A fração solúvel de DQO não biodegradável irá se solubilizar no efluente e não sofrer metabolização, sendo fração particulada que irá flocular e constituir o lodo inerte (JORDÃO; PESSÔA, 2009).

Entende-se por nutrientes a parte composta por nitrogênio e fósforo nos esgotos sanitários, pois essa serve como alimento aos organismos biológicos (METCALF; EDDY, 2003). A parte nitrogenada pode apresentar diferentes formas químicas na natureza. No meio aquático pode estar na forma gasosa, orgânica (suspensa ou dissolvida), de nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) e amoniacal na forma gasosa ( $\text{NH}_3$ ) ou ionizada ( $\text{NH}_4^+$ ).

O nitrogênio é responsável pelo crescimento de organismos que realizam a depuração biológica em meios aquosos, mas em grandes concentrações pode ocasionar o aparecimento

excessivo de algas, o que causa a eutrofização de corpos hídricos e impede o uso destes (FERNANDES, 1997).

Mesmo com o tratamento dos efluentes por meio de sistemas de lodos ativados, observou-se, em meados da década de 1960, que não havia eficiência na remoção dos nutrientes, dando início a uma série de estudos e adaptações desse sistema para adequá-lo às necessidades que surgiram (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999). A exemplo disso, Metcalf e Eddy (2003) sugerem o uso de reatores de lodos ativados possuindo zonas pré ou pós-anóxicas para a remoção do nitrogênio presente, onde a biomassa é comum aos dois ambientes.

No sistema de lodos ativados, a remoção do material nitrogenado pode ocorrer pelo método convencional, composto por etapas que alteram a forma química desse nutriente, as quais são: amonificação (e o processo inverso, chamado assimilação), nitrificação e desnitrificação.

De acordo com van Haandel e van der Lubbe (2007), a amonificação ocorre por ação de microrganismos com conversão de nitrogênio orgânico em íon amônio (nitrogênio amoniacal), e se inicia no momento da formação do esgoto. A nitrificação é a conversão de amônia a nitrato e acontece em duas etapas: nitrificação e nitratação. Na nitrificação, a amônia é oxidada a nitrito, principalmente pela ação das bactérias *Nitrossomonas*, seguido da nitratação, pela ação, em geral, das bactérias *Nitrobacter*, onde o nitrito é oxidado a nitrato (RITMANN; McCARTY, 2001). A desnitrificação é a redução do nitrito ou nitrato a nitrogênio gasoso, como óxido nítrico (NO) e gás nitrogênio (N<sub>2</sub>) por bactérias como as *Pseudomonas* e *Achromobacter*, na ausência de oxigênio (METCALF; EDDY, 2003).

### **3.7 Fatores que afetam a remoção biológica dos constituintes**

#### **3.7.1 pH**

Segundo Metcalf e Eddy (2013), a faixa de pH ideal para remoção de nutrientes está entre 7,5 a 8,0. Fora dessa faixa, pode haver mudanças na velocidade de crescimento das bactérias, o que pode afetar as reações nitrificantes. O pH ótimo para a desnitrificação está entre 6,5 a 7,5, com queda de 70% na taxa de desnitrificação para pH < 6,0 e pH > 8,5. Com a recuperação da alcalinidade, a desnitrificação reverte parte dos efeitos da nitrificação e eleva o pH do meio.

### 3.7.2 Temperatura

A temperatura é importante nas atividades de decomposição do material orgânico e das transformações das frações nitrogenadas, pois tem influência direta na velocidade das ações metabólicas dos microrganismos. Em geral, a temperatura ideal para crescimento de bactérias nitrificantes está entre 25 a 36 °C. Já para as bactérias desnitrificantes, a temperatura ideal está entre 30 a 40 °C (METCALF & EDDY, 2003).

### 3.7.3 Pré tratamento anaeróbio

Os sistemas de lodo ativado que recebem efluente de um pré tratamento anaeróbio, como de reatores UASB, precisam de menor oxigenação, o que leva a uma significativa redução nos custos operacionais (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999). O pré tratamento afeta tanto a concentração como a composição e a quantidade do material orgânico a ser tratado no sistema de lodo ativado, já que sistemas anaeróbios com alta eficiência fazem remoção de grande parte do material orgânico e sólidos suspensos, reduzindo, posteriormente, a demanda de oxigênio no sistema de lodo ativado.

### 3.7.4 Oxigênio dissolvido (OD)

As taxas de nitrificação são afetadas pelas concentrações de OD nos sistemas de lodos ativados. De forma geral, concentrações superiores a 0,5 mg.L<sup>-1</sup> reduzem significativamente a taxa de desnitrificação. Em condições com baixa concentração de oxigênio dissolvido e presença de doadores de elétrons (matéria orgânica), os microrganismos utilizam o oxigênio da estrutura molecular dos nitratos para respirar, favorecendo o processo de desnitrificação (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999).

## 3.8 Respirometria

A respirometria é um método de análise das atividade de populações microbianas, principalmente em sistemas de lodos ativados, através da medida do consumo de oxigênio na

assimilação de substratos (BERNARDES; SOARES, 2005). A Taxa de Consumo de Oxigênio (TCO) é medida através de sistemas semi-contínuos ou contínuos (tipo aberto) ou, ainda, manométricos ou volumétricos (do tipo fechado). O sistema do tipo aberto e semi-contínuo consiste em aerar a amostra de lodo ativado até atingir a quantidade de oxigênio dissolvido (OD) máxima estipulada, interrompendo, então, a aeração. A partir daí, a concentração de OD começa a diminuir ao mesmo tempo que o substrato é consumido, e registra-se essa TCO até atingir o limite mínimo de concentração de OD estipulado, iniciando uma nova etapa de aeração.

As taxas de consumo de oxigênio e de crescimento dos microrganismos estão ligadas, também, à digestão do material orgânico e transformação dos compostos nitrogenados. Através da respirometria é possível prever o funcionamento do sistema, como a velocidade das reações de acordo com as condições impostas à ele. O uso dessa metodologia é vantajosa pois é uma maneira otimizada de monitoramento que possibilita menor desperdício de tempo e dinheiro, pois fornece respostas mais rápidas às situações que possam vir a causar danos aos processos biológicos (GUISASOLA et al., 2007).

### 3.8.1 Determinação das constantes cinéticas das bactérias heterotróficas utilizando o respirômetro Beluga

Para estimar o consumo de oxigênio correspondente à respiração exógena faz-se necessário calcular o somatório dos intervalos de taxa de consumo de OD (TCO). Através do respirograma calcula-se a área debaixo da curva de linha interrompida através da equação (1):

$$A_n = (TCO_n + TCO_{n+1}) \times \frac{(t_{n+1} - t_n)}{2} \quad (\text{Eq.1})$$

Onde:

$A_n$  = área debaixo da curva entre os momentos  $t_n$  e  $t_{n+1}$

$TCO_n$  = TCO exógena no momento  $t_n$

A área total é a soma de todos os trapézios Equação (2):

$$A_{exo} = \sum_N Na \quad (\text{Eq.2})$$

Onde:

$N$  = número de pontos da TCO exógena.

Com base na teoria básica de lodo ativado (MARAIS; EKAMA 1976), determina-se a concentração das bactérias heterotróficas através da Equação (3):

$$X_a = \left[ \frac{(1 - f_{us} - f_{up})YR_s}{(1 + b_h R_s)} \right] \frac{S_{ta}}{R_h} = (1 - f_{us} - f_{up}) \frac{C_r S_{ta}}{R_h} \quad (\text{Eq.3})$$

Onde:

$X_a$  = concentração das bactérias heterotróficas (lodo ativo)

$S_{ta}$  = DQO do afluente

$f_{us}$  = fração não biodegradável e solúvel

$f_{up}$  = fração não biodegradável e particulado

$R_s$  = idade de lodo

$R_h$  = tempo de permanência

$Y$  = coeficiente de rendimento

$T$  = temperatura

$b_h$  = constante de decaimento das heterotróficas

$C_r$  = massa de lodo ativo presente no sistema por unidade massa de DQO

biodegradável

Marais e Ekama (1976) sugeriram que o valor da concentração das bactérias heterotróficas também pode ser determinado a partir da TCO endógena dada pela Equação (4):

$$X_a = \frac{TCO_{end}}{[(f_{cv} f_n) (1 - f) b_h]} \quad (\text{Eq.4})$$

Onde:

$X_a$  = concentração das bactérias heterotróficas (lodo ativo)

$f_{cv}$  = razão DQO/SVS em lodo orgânico mgDQO/mgSVS

$b_h$  = constante de decaimento das heterotróficas

$f$  = fração não biodegradável após decaimento

$TCO_{end}$  = Taxa de Consumo de oxigênio necessário para a respiração do lodo ativado

A expressão da utilização de material orgânico solúvel pelas bactérias heterotróficas é dada pela equação de Monod Equação (5):

$$r_{us} = K_{ms} \left[ \frac{S_{bs}}{(S_{bs} + K_{ss})} \right] X_a \quad (\text{Eq.5})$$

Onde:

$r_{us}$  = taxa de utilização do substrato

$S_{bs}$  = concentração de material orgânico solúvel e biodegradável.

$K_{ms}$  = constante de utilização de  $S_{bs}$

$K_{ss}$  = constante de meia saturação

A expressão de Monod então se simplificada Equação (6):

$$r_{us} = K_{ms} \times X_a \quad (\text{Eq.6})$$

Por outro lado sabe se que no metabolismo há oxidação de 1/3 do material orgânico (catabolismo), enquanto 2/3 são sintetizados (anabolismo). Assim sendo, a constante de utilização pode ser estimada como Equação (7):

$$K_{ms} = 3 \times \frac{TCO_{exo}}{X_a} \quad (\text{Eq.7})$$

Onde:

$K_{ms}$  = constante de meia saturação

$X_a$  = concentração de bactérias

### 3.8.2 Determinação das constantes cinéticas das bactérias autotróficas utilizando o respirômetro Beluga

Com base na teoria básica de lodo ativado desenvolvida por Marais e Ekama (1976), determinou-se a concentração das bactérias autotróficas dada pela Equação (8):

$$X_n = \frac{Y_n R_s}{(1 + b_n R_s)} \times \frac{N_c}{R_h} \quad (\text{Eq.8})$$

Onde:

$X_n$  = concentração das bactérias autotróficas (Nitrossomonas)

$N_c$  = concentração da amônia nitrificada

$R_s$  = idade de lodo

$R_h$  = tempo de permanência

$Y_n$  = coeficiente de rendimento de Nitrossomonas

$T$  = temperatura

$b_n$  = constante de decaimento das autotróficas

A concentração de nitrogênio necessário para produção de lodo ( $N_l$ ) é calculada através da Equação (9):

$$N_l = \frac{f_n X_v V_r}{R_s Q_a} \quad (\text{Eq.9})$$

Onde:

$F_n$  = fração de lodo volátil que é de nitrogênio (10%)

$X_v$  = concentração de lodo volátil (mgN/L)

$V_r$  = volume do reator no sistema (L)

$Q_a$  = vazão do afluente (L/dia)

## **4 MATERIAL E MÉTODOS**

### **4.1 Caracterização e Local da pesquisa**

Foi utilizado para essa pesquisa um sistema experimental constituído de dois reatores em bateladas sequenciais (RBS) com diferentes ciclos operacionais para tratamento de esgoto bruto. Nesse sistema, também foi utilizada a respirometria para determinação das constantes cinéticas das bactérias heterotróficas e autotróficas.

Esses sistemas foram monitorados na Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários (EXTRABES), localizada em área pertencente à Universidade Estadual da Paraíba e Universidade Federal de Campina Grande (UEPB/UFCG), onde está o laboratório do Programa em Saneamento Básico (PROSAB). O esgoto coletado originava-se da rede coletora de esgotos da Companhia de Água e Esgoto da Paraíba – CAGEPA, bombeado através de um ramal do emissário, passando por um tanque de equalização e alimentando os sistemas experimentais.

### **4.2 Descrição geral do sistema**

#### **4.2.1 Sistema experimental – Reator em Bateladas Sequenciais (RBS) tratando esgoto bruto com diferentes ciclos operacionais**

Utilizou-se dois sistemas aeróbios em escala piloto de mesmas dimensões e que operavam em bateladas sequenciais (RBS). Os reatores foram construídos de vidro, possuindo volume útil de 16,8 litros. Os sistemas trataram o mesmo volume de esgoto por ciclo (8,4 L por ciclo), no qual o RBS 1 operava com 3 ciclos por dia com duração de 8 horas cada, enquanto o RBS 2 operava com 4 ciclos por dia com duração de 6 horas cada um (Figura 2).

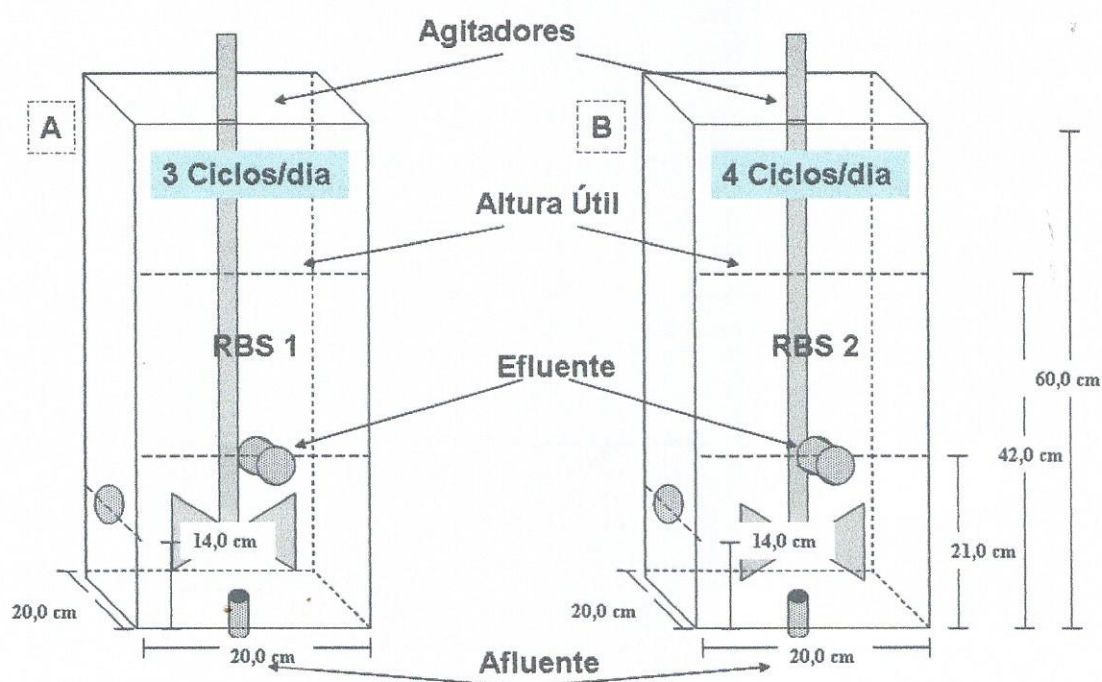


Figura 2: Dimensão dos RBS: (A) Reator operado com 3 ciclos/dia; (B) Reator operado com 4 ciclos/dia

Os reatores possuíam configurações diferentes e funcionaram com ciclos operacionais controlados por temporizadores analógicos. As configurações operacionais são apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1 - Distribuição temporal dos ciclos aplicados aos dois reatores em bateladas sequenciais estudados no Sistema Experimental

RBS 1		RBS 2	
Tempo (h)	Fase	Tempo (h)	Fase
0,25	Alimentação <sup>1</sup>	0,25	Alimentação <sup>3</sup>
1,50	Anaeróbia (Agitação Mecânica)	2,25	Anaeróbia (Agitação Mecânica)
1,75	Aeróbia (Agitação Mecânica)	2,50	Aeróbia (Agitação Mecânica)
1,75	Anóxica/Anaeróbia (Agitação Mecânica) <sup>2</sup>	0,50	Sedimentação
1,75	Aeração (Agitação Mecânica)	0,25	Descarga
0,50	Sedimentação	0,25	Ajuste
0,25	Descarga		
0,25	Ajuste		
<b>8,00</b>	<b>Tempo total do ciclo</b>	<b>6,00</b>	<b>Tempo total do ciclo</b>

<sup>1</sup>Nesse momento apenas  $\frac{1}{2}$  da alimentação é fornecida (4,2L)

<sup>2</sup>Fornecida a segunda parte da alimentação (4,2L)

<sup>3</sup>Toda a alimentação é fornecida (8,4L)

O objetivo de atribuir duas etapas de alimentação no RBS1 foi de promover a desnitrificação das formas oxidadas de nitrogênio produzido na primeira etapa de alimentação, com a DQO fornecida pela segunda etapa de alimentação.

Na Figura 3 apresenta-se a configuração operacional aplicada nos diferentes ciclos atribuídos aos sistemas estudados, RBS 1 e RBS 2.

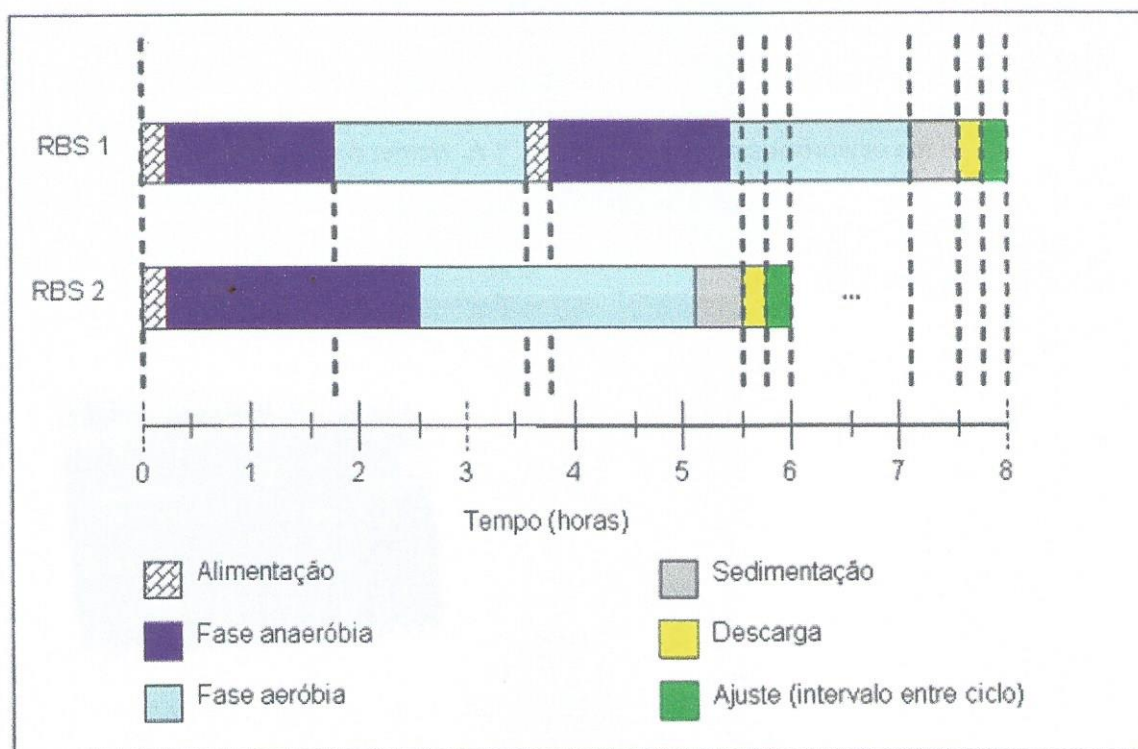


Figura 3: Ciclo operacional dos reatores em batelada sequenciais aplicado ao tratamento de esgoto bruto

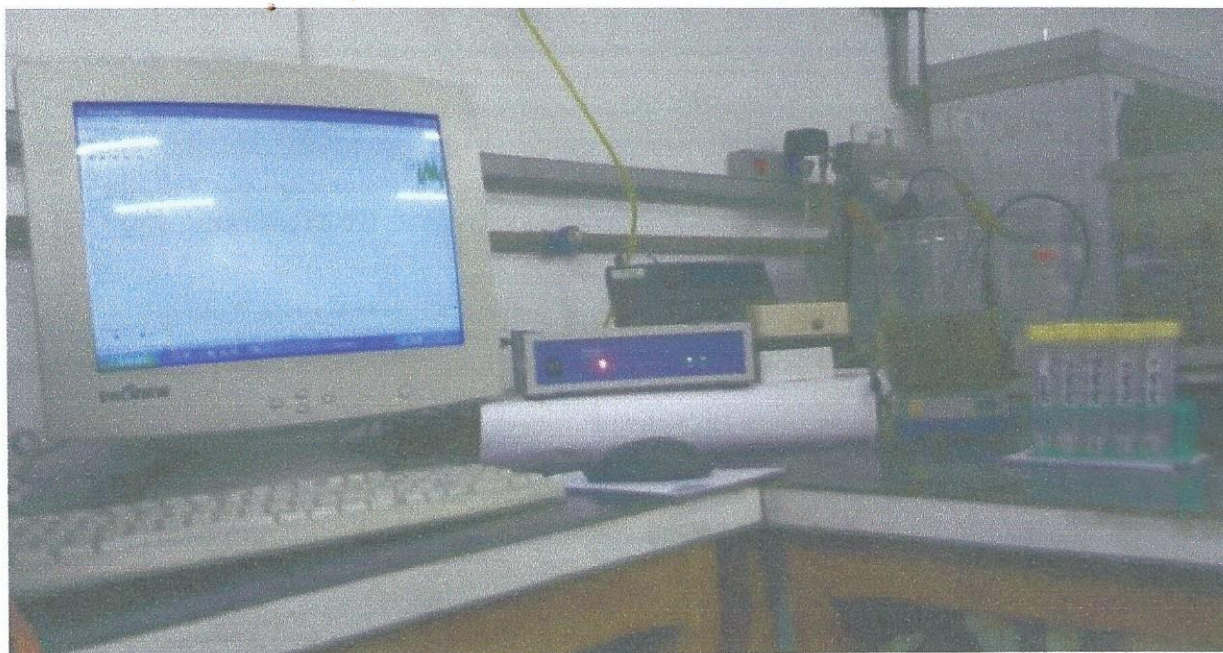
A Tabela 2 mostra alguns parâmetros operacionais importantes aplicados durante a fase experimental, para os dois sistemas em bateladas sequenciais.

Tabela 2 - Parâmetros operacionais utilizados no Sistema Experimental

PARAMÊTROS	RBS 1	RBS 2
OD (mg O <sub>2</sub> /L)	2,5 – 3,1	2,2 – 3,0
Temperatura (°C)	26,1	26,3
Volume de EB Tratado (L/dia)	25,2	33,6
Carga orgânica volumétrica aplicada (gDQO/m <sup>3</sup> .dia)	11	15
Carga nitrogenada vol. aplicada (gN-NTK/m <sup>3</sup> .dia)	1,2	1,6
Relação (C:N) {DQOt:N-NTK} (EB)	9:1	
TRC (dias)	10	

### 4.3 Uso da respirometria

Para os testes respirométricos, utilizou-se o respirômetro Beluga do tipo aberto e de forma semi-contínua. A aeração foi controlada pelo software S32c, que ativava o aerador quando a concentração de OD atingia o limite inferior estabelecido e o desativava quando alcançava o limite superior também estabelecido iniciando, assim, ciclos de períodos com e sem aeração. Nos períodos sem aeração, o respirômetro determinava a TCO a partir da variação da concentração de OD com o tempo. A Figura 4 mostra o respirômetro em operação (software S32c – respirômetro Beluga).



**Figura 4:** Respirômetro Beluga e o software S32c em funcionamento  
**Fonte:** Campos (2014)

Na Figura 5, a seguir, temos a tela de funcionamento do software S32c.

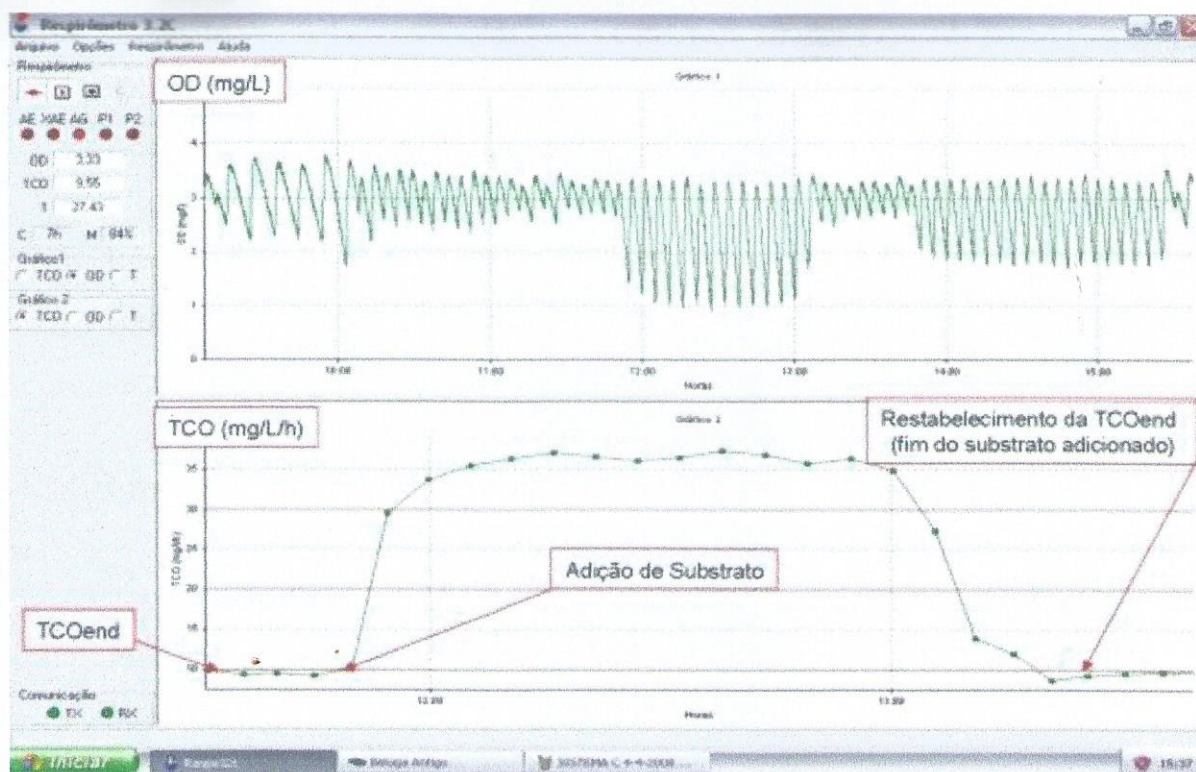


Figura 5. Software S32c em funcionamento  
Fonte: Silva Filho (2009)

A Figura 5 apresenta duas janelas: na janela superior, pode-se observar o gráfico da concentração de OD, traçado a partir dos dados de OD medidos durante os períodos com aeração e os sem aeração. Nos testes respirométricos, as concentrações de OD de referências mínima e máxima usadas foram de 1,0 e 3,0 mg/L. Os valores de referência foram escolhidos de acordo com a resposta metabólica do lodo para que não houvesse erro na leitura da TCO. Os dados pontuais da temperatura do licor misto, da concentração de OD e da TCO podem ser lidos diretamente na tela e no lado esquerdo do gráfico. Na janela inferior vê-se o respirograma, ou seja, os valores da TCO em função do tempo, calculados pelo software S32c do respirômetro Beluga.

#### 4.3.1. Material utilizados para execução dos testes respirométricos

- CPU (Central Processing Unit), contendo o software S32c instalado e seus periféricos (monitor, mouse, teclado);

- Respirômetro Beluga com saída para a CPU, para aerador e entrada para o eletrodo de OD;
- Aerador com pedra porosa;
- Eletrodo de oxigênio;
- Recipiente para acomodar o lodo com 2 litros de capacidade;
- Agitador mecânico, para manter o lodo em suspensão.

#### 4.3.2 Substratos utilizados para realização dos testes

Para realização dos testes respirométricos, foram utilizados três substratos:

- Acetato de sódio ( $\text{NaC}_2\text{H}_3\text{O}_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ ): Composto cristalino incolor e solúvel de fácil degradação pelas bactérias heterotróficas.
- Cloreto de amônio ( $\text{NH}_4\text{Cl}$ ): Composto usado pelas bactérias nitrificantes para fazer nitrito e este nitrito é usado para fazer nitrato.
- Nitrito de Sódio ( $\text{NaNO}_2$ ): Substrato usado para converter o nitrito em nitrato mediante a oxidação com oxigênio.

#### 4.3.3 Procedimento utilizado durante os testes respirométricos

- Primeiramente, ligava-se o respirômetro e se procedia a calibração do eletrodo de oxigênio para a temperatura ambiente;
- Coletava-se uma amostra de 1 (um) litro do licor misto do lodo descartado dos reatores aerados dos sistemas;
- A amostra era submetida à agitação e aeração controlada pelo respirômetro, sendo assim mantida até que todo material orgânico biodegradável, presente na amostra, fosse utilizado e se estabelecesse uma TCO contínua e mínima, correspondente à respiração endógena;

- Após a respiração endógena ser estabelecida eram adicionados os substratos acetato de sódio, cloreto de amônio e nitrito de sódio respectivamente.

#### **4.3.4 Capacidade metabólica das bactérias heterotróficas e autotróficas**

Para verificar a atividade metabólica das bactérias heterotróficas geradas a partir do esgoto digerido, foram realizados testes respirométricos usando-se Acetato de Sódio e, para verificar a atividade metabólicas das bactérias autotróficas, foram utilizados os substratos Cloreto de Amônio (bactérias nitritadoras) e Nitrito de Sódio (bactérias nitrificadoras). A partir dessas avaliações foi possível obter dados de  $TCO_{end}$  e da  $TCO_{máx}$ . Com os dados obtidos, calculou-se taxa de utilização específica máxima do substrato solúvel ( $K_{ms}$ ), taxa de crescimento específico máxima ( $\mu_m$ ) e constante de meia saturação ( $K_{ss}$ ).

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 5.1 Sistema experimental – Reator em Bateladas Sequenciais (RBS) tratando esgoto bruto com diferentes ciclos operacionais

Apresentou-se na Tabela 3 os valores médios dos parâmetros químicos e físicos obtidos durante o monitoramento do sistema experimental. No sistema estudado os valores de pH e a temperatura estiveram apropriados para o tratamento utilizado: temperatura em torno de 25°C para esgoto bruto (EB-afluente) e 26°C para os efluentes do RBS 1 e RBS 2, o que é ideal para atividades metabólicas das bactérias pois quando muito baixa, a atividade metabólica *diminui* diminuindo também o consumo de OD para respiração endógena, o que leva ao aumento da produção de lodo em excesso, de acordo com van Haandel e Marais (1999) e pH em torno de 7,5, sendo considerado ótimo, estando dentro da faixa indicada de 7,0 e 8,0 (CLAAS, 2007).

Configurou-se os reatores para favorecer a remoção de matéria orgânica e de nitrogênio. Portanto, em ambos os sistemas não foram verificadas grandes remoções de fósforo (Tabela 3). Para sólidos em suspensão, a remoção foi de 86% para ambos os sistemas, ficando próximo aos valores esperados de 90%, ideal indicado por van Haandel e Marais (1999); Metcalf & Eddy, (2003).

A remoção de sólidos em suspensão está relacionada da boa sedimentabilidade do lodo. Esta ocorre pela ação da força gravitacional que deve agir sobre o conjunto de flocos interligados, os quais sedimentam com a mesma velocidade. Para isso, a concentração mínima desses sólidos suspensos no licor misto deve estar entre 500 e 1000 mg/L, pois se estiver abaixo deste valor os flocos tendem a sedimentar individualmente, alterando a qualidade do efluente final (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999).

**Tabela 3** - Características físicas e químicas do esgoto bruto e dos efluentes dos reatores RBS 1 e RBS 2 com diferentes ciclos operacionais

Parâmetro		EB	RBS 1	RBS 2
pH	Média	7,46	7,54	7,43
	Mínimo	6,92	6,85	6,97
	Máximo	8,10	8,49	8,01
Temperatura (°C)	Média	24,8	26,1	26,3
	Mínimo	21,7	23,1	23,2

		EB	RBS 1	RBS 2
Pt (mgP/L)	Máximo	26,9	29,2	29,7
	Média	6,95	5,63	5,52
	Mínimo	3,07	3,44	2,63
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mgP-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> /L)	Máximo	12,63	9,56	9,13
	Média	5,57	5,20	5,02
	Mínimo	2,78	3,23	2,32
SST (mg/L)	Máximo	10,47	9,48	8,91
	Média	144	21	22
	Mínimo	27	5	12
SSV (mg/L)	Máximo	404	26	26
	Média	117	15	14
	Mínimo	45	6	8
SST - Licor Misto (mg/L)	Máximo	382	25	22
	Média	-	2265	1532
	Mínimo	-	399	464
SSV - Licor Misto (mg/L)	Máximo	-	4225	3492
	Média	-	1628	1146
	Mínimo	-	658	532
	Máximo	-	2917	2892

Para melhor visualização, a Figura 6 mostra a distribuição dos dados da concentração da DQO obtida dos reatores. Os dados mostram que para um intervalo de confiança de 95% a concentração média no EB foi de 433 mgDQO/L, indicando que 50% dos valores estiveram entre 390 e 494 mgDQO/L, com intervalo interquartil (d) de 104 mgDQO/L.

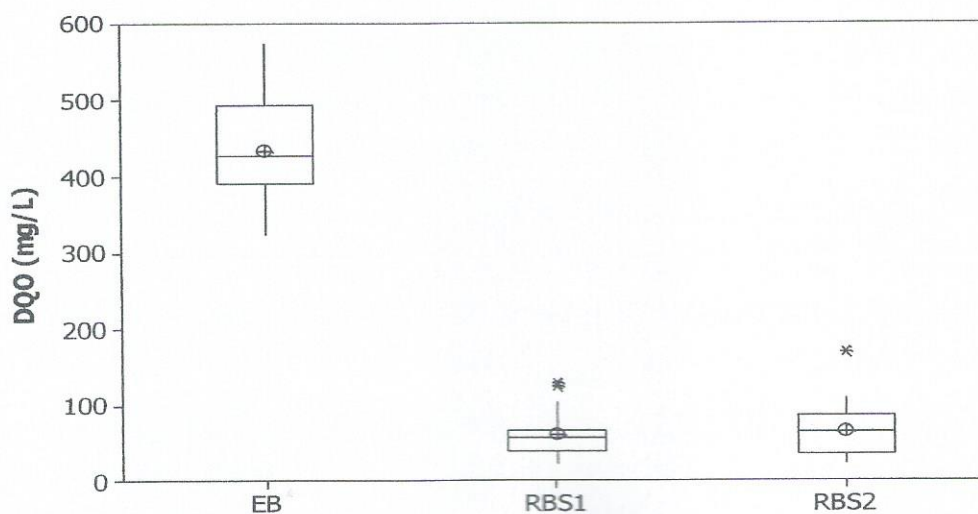


Figura 6. Concentrações da DQO no EB e nos reatores (RBS 1 e RBS 2) monitorados com diferentes tempos de ciclos operacionais

As concentrações médias presentes nos efluentes de RBS 1 e RBS 2 são de 61 e 63 mgDQO/L, respectivamente. Os valores dos quartis (Q1 e Q3) para o RBS 1 foram, 38 e 67 mgDQO/L, e para o RBS 2 foram 34 e 85 mgDQO/L, apresentando menor variação dos resultados no primeiro reator (RBS1:  $d = 28,3$  mgDQO/L; RBS2:  $d = 50,6$  mgDQO/L). Os resultados indicam que o sistema RBS 1, operado com 3 ciclos por dia apresentou maior estabilidade que o RBS 2.

Quanto à remoção de DQO, os sistemas RBS 1 e RBS 2 apresentaram aproximadamente 86 e 85% de eficiência, respectivamente. Mahvi, et al., (2004) obtiveram 94% na eficiência de remoção de DQO tratando esgoto doméstico em sistema RBS com ciclos de 6 horas com aeração cerca de 50% do tempo total do ciclo.

Verificou-se a alcalinidade total para deduzir a concentração média teórica de nitrato mediante seu consumo. Na Figura 7 indicou-se os valores de alcalinidade do EB e dos efluentes dos reatores. Verifica-se que os valores da média e da mediana de EB são iguais (390 mgCaCO<sub>3</sub>/L), exibindo valores com boa distribuição. Em ambos os sistemas (RBS 1 e RBS 2), o consumo de alcalinidade não apresenta diferença significativa ao nível de 5% de probabilidade.

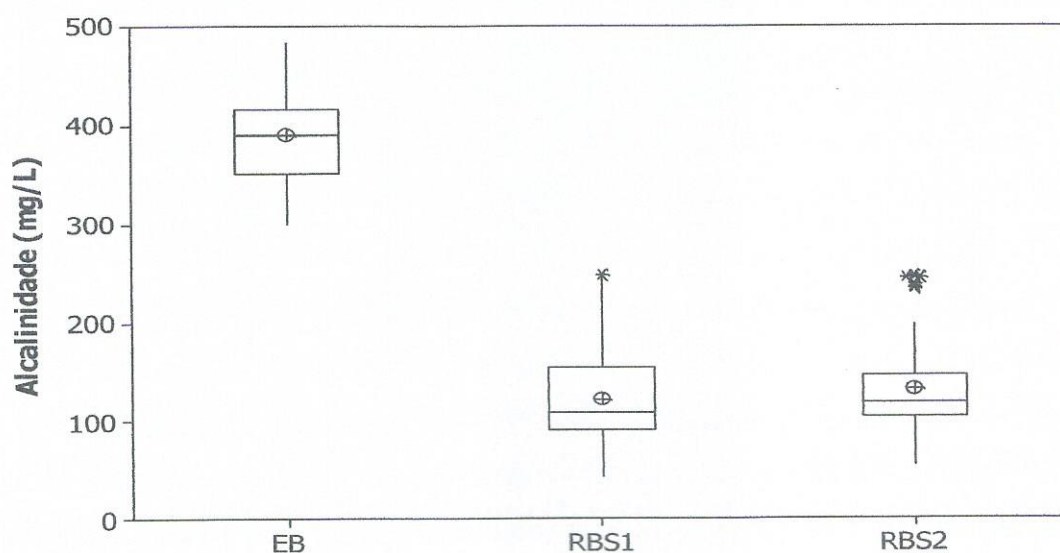
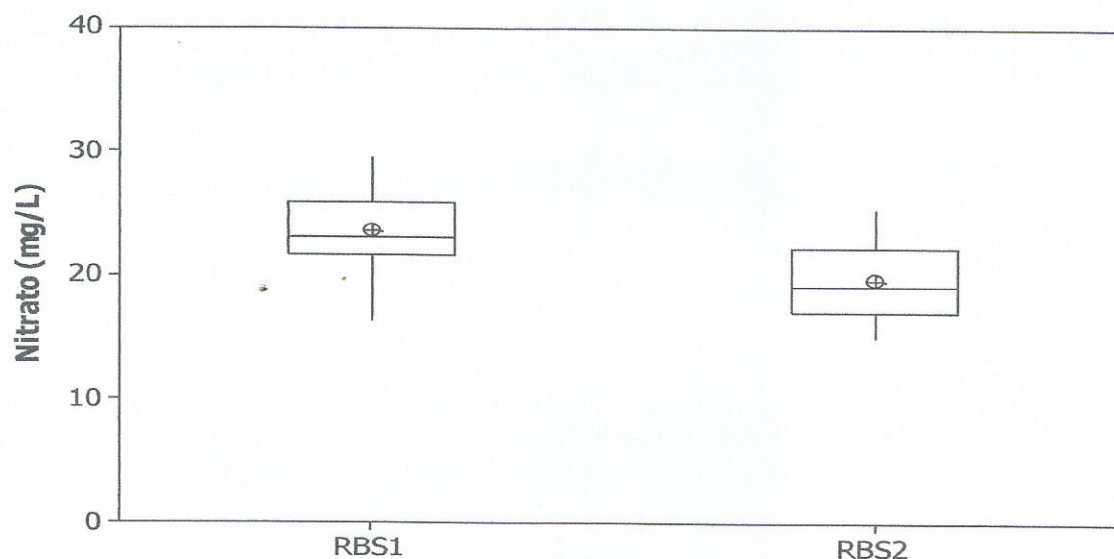


Figura 7. Concentrações de alcalinidade total EB e reatores (RBS 1 e RBS 2) com diferentes tempos de ciclos operacionais

No RBS 1, o consumo médio de alcalinidade foi de 264 mgCaCO<sub>3</sub>/L, equivalendo a uma concentração teórica de nitrato de 37 mgN-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L. Para o RBS 2, o nitrato teórico foi de

36 mgN-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L, onde o consumo médio de alcalinidade foi 257 mgCaCO<sub>3</sub>/L. Deste modo, o sistema RBS 2 teve menor variação na alcalinidade, no entanto, apresentou alguns valores discrepantes (*outliers*), fugindo do intervalo de confiança de 95%.

Para a concentração média de nitrato, o efluente do RBS 1 apresentou 24 mgN-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L, o qual se mostrou superior ao do efluente do RBS 2, de aproximadamente 20 mgN-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L, para valores com intervalo de confiança de 95% (Figura 8).



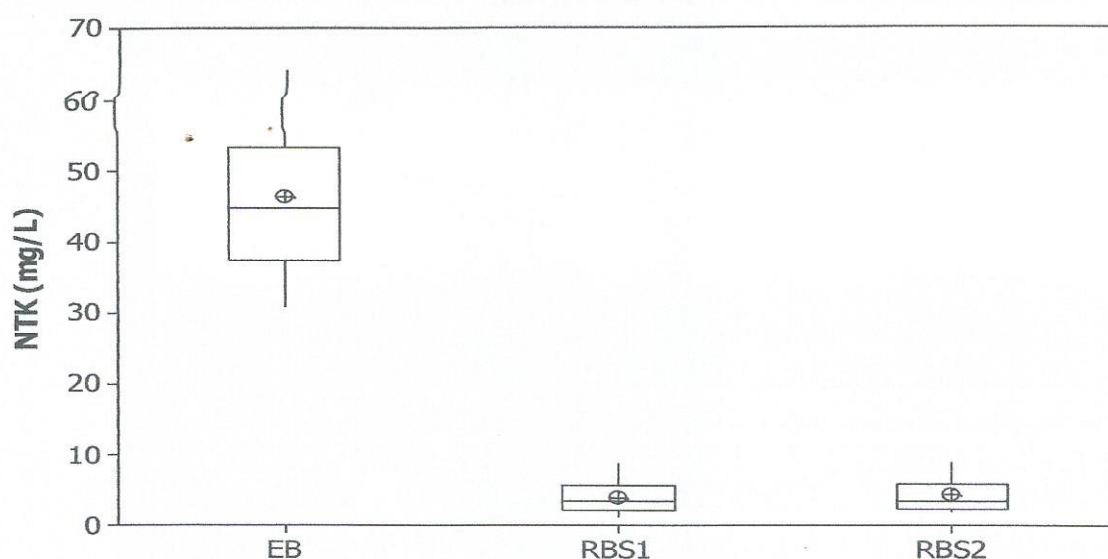
**Figura 8.** Concentrações de nitrato nos efluentes dos reatores RBS 1 e RBS 2 monitorados com diferentes tempos de ciclos operacionais

Os valores dos quartis (Q1 e Q3) para o RBS 1, como mostrado na Figura 8, foram, respectivamente, 22 e 26 mgN-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L, e para o RBS 2 foram 17 e 22,3 mgN-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L, apresentando variação de resultados para o RBS 1 ( $d = 4,3$  mgN-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L), e para o RBS 2 ( $d = 5,25$  mgN-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L). De acordo com os dados obtidos, o sistema RBS 1, operando com 3 ciclos por dia, apresentou menor variação de concentrações finais de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> que no RBS 2, operando com 4 ciclos por dia. Houve diferença significativa ao nível de 5% de probabilidade para as concentrações de nitrato nos efluentes finais de RBS 1 e RBS 2, de acordo com a ANOVA.

A concentração de N-NTK presente no EB durante a experimentação apontou que 50% dos dados variaram entre 37 e 53 mgN-NTK/L com concentração média de 46 mgN-NTK/L, como mostra a Figura 9, para um nível de significância de 95%. Ambos os reatores apresentaram resultados similares para o RBS 1, com valores de quartis (Q1 e Q3) de 2,1 e 5,7 mgN-NTK/L, e para o RBS 2 de 2,3 e 5,8 mgN-NTK/L, onde os dois sistemas compreenderam amplitude interquartil de 3,5 mgN-NTK/L. Seus percentuais de remoção de nitrogênio na forma de NTK nos sistema RBS 1 e RBS 2 foi de aproximadamente 91 e 90%, respectivamente.

Lamego Neto (2008) monitorou um sistema RBS tratando efluente de alta concentração de nitrogênio, obtendo remoção de 70% de nitrogênio. Brasil (2010) obteve remoção do material nitrogenado de até 96% e de material orgânico variando entre 82 e 84%, tratando esgoto doméstico em reatores em batelada sequencial.

Operando sistemas RBSs com variação de TDH com objetivo de melhorar a eficiência de remoção de N e P, Lamine et al. (2007) obtiveram remoções de DBO e DQO em torno de 89-98%, SST de 85-97%, nitrificação de 91-97% e, ainda, remoção de nitrogênio total superior a 75% e remoção biológica de fósforo de 57 a 69%.



**Figura 9.** Concentrações de N-NTK do EB e reatores (RBS 1 e RBS 2) monitorados com diferentes tempos de ciclos operacionais

De acordo com os resultados obtidos, o uso de reator que operou com 4 ciclos por dia seria o mais indicado para tratar esse tipo de esgoto bruto, visto que os resultados não se mostraram consideravelmente diferentes e, além disso, as concentrações de nitrato no efluente final foram inferiores ao sistema operado com 3 ciclos por dia. Ademais, quanto maior o número de ciclos operacionais, maior o volume de efluente tratado.

## 5.2 Testes Respirométricos

### 5.2.1 Influência dos substratos

Para determinar as constantes cinéticas do metabolismo das bactérias heterotróficas foram realizados testes respirométricos buscando a identificação da TCO exercida quando se adicionava os substratos. A Figura 10 mostra o perfil do comportamento da taxa de consumo de oxigênio obtida e representa as taxas de digestão da matéria orgânica e do processo de nitrificação em um teste realizado com o lodo de sistema de lodo ativado. Para aumentar a velocidade da TCO o lodo foi adensado mediante sedimentação. O lodo utilizado nos testes tinha uma concentração três vezes maior que o licor misto do sistema.

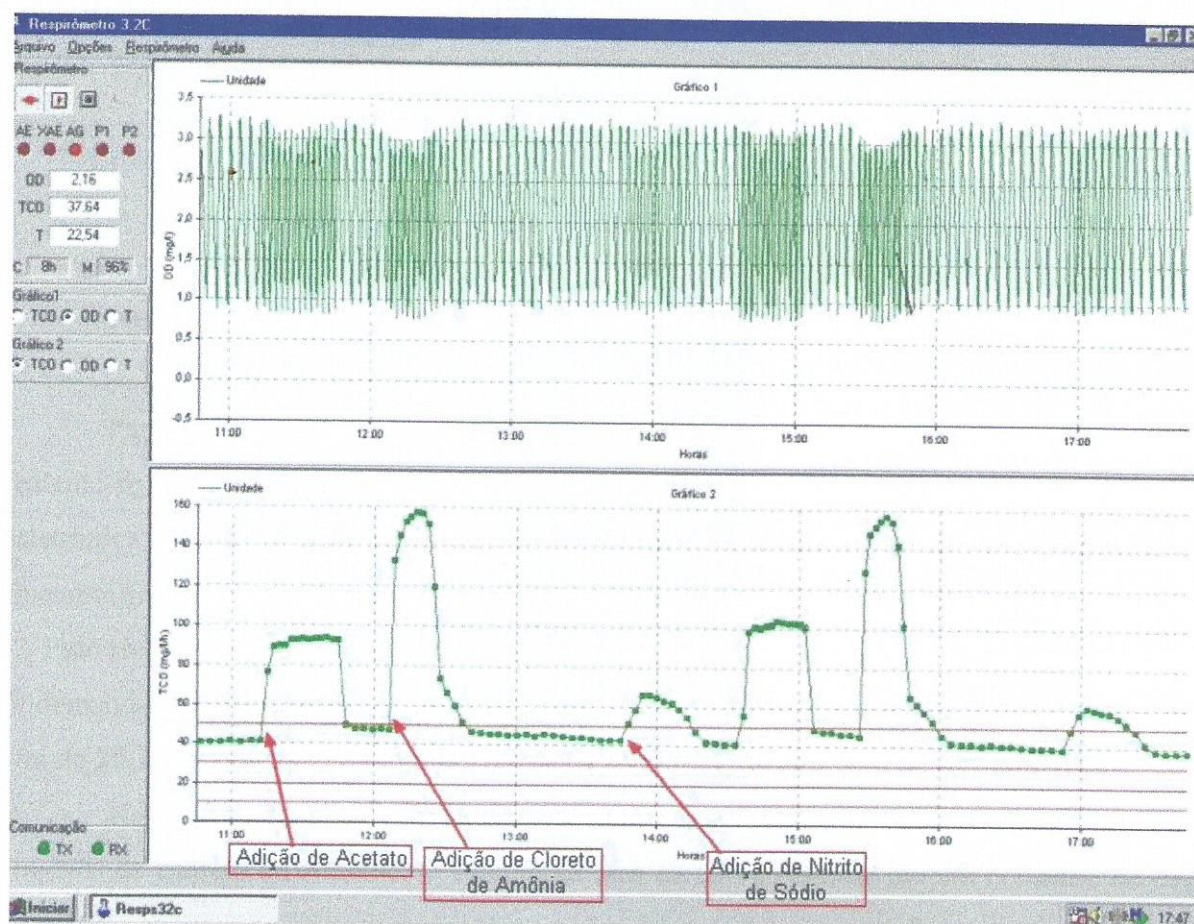
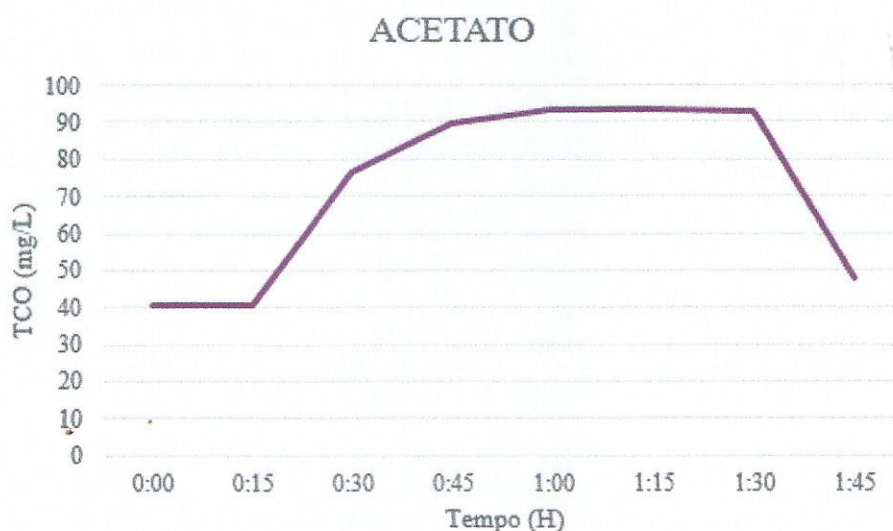


Figura 10. Teste respirométrico determinando a TCO durante a adição de substratos

## 5.2.2 Balanço de massa para validação do teste respirométrico

Para validar os dados obtidos, foram verificados o consumo de oxigênio partindo do processo de respiração endógena. Após este, o substrato orgânico (acetato de sódio) foi

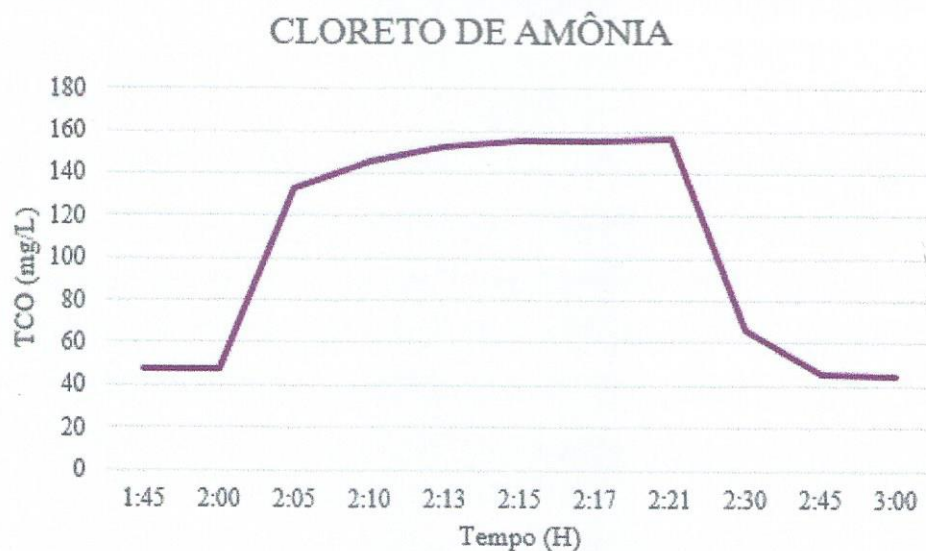
adicionado. Na curva referente as bactérias heterotróficas (Figura 11) adicionou-se uma concentração de 75 mgDQO/L de acetato de sódio.



**Figura 11.** Representação gráfica da TCO em função do tempo depois da adição de Acetato de Sódio

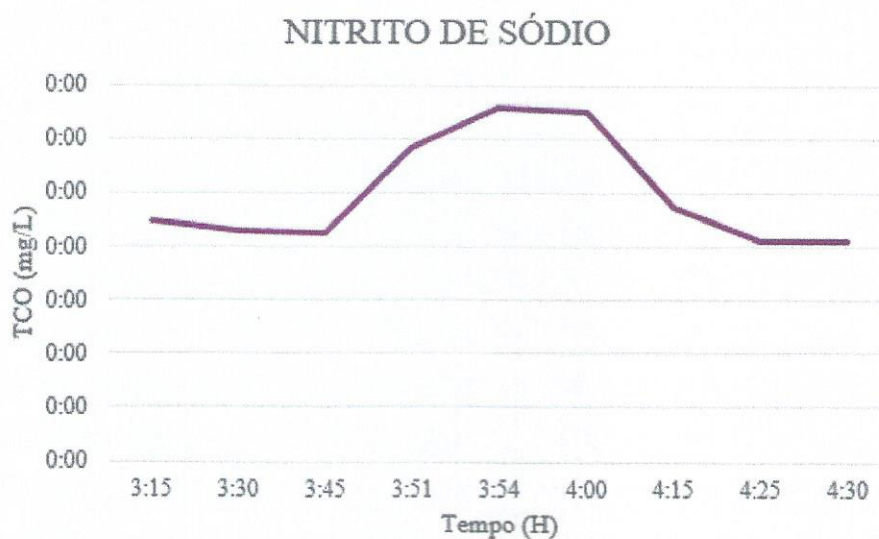
Para estimar a taxa de consumo de oxigênio correspondente à respiração exógena calcula-se a área debaixo da curva de linha interrompida. Nesse caso com o auxílio da planilha eletrônica do Excel, calculou-se que a área correspondia à 25,3 mgO<sub>2</sub>/L. Sabe-se que no metabolismo de material orgânico é 1/3 da DQO oxidada, servindo como fonte de energia e os 2/3 são sintetizados. Como foi adicionado uma concentração de 75mg/L, o valor correspondente a demanda teórica de oxigênio seria de 25 mgO<sub>2</sub>/L e a demanda observada experimentalmente foi de 25,3 mgO<sub>2</sub>/L, por conseguinte os dados adquirem um alto grau de confiabilidade.

No caso das curvas referente às bactérias nitrificantes (Figura 12), adicionou-se 8 mgN/L de Cloreto de Amônia. O cálculo da área da curva resultou em um consumo de 35,2 mgO<sub>2</sub>/L com base na estequiometria das reações do material nitrogenado, que em consonância com a estequiometria, mostra que na nitrificação de 1 mol de amônia o consumo de oxigênio é igual a 4,57 mgO<sub>2</sub>/mgN e, portanto, a área corresponde a 7,7 mgN/L.



**Figura 12.** Representação gráfica da TCO em função do tempo depois da adição de Cloreto de Amônia

A Figura 13 apresenta a curva de Nitrito de Sódio, o qual foi adicionado uma concentração de 8 mgN/L e o cálculo do consumo da área equivaleu a 8,8 mgO<sub>2</sub>/L. Na estequiometria do material nitrogenado, a quantidade de oxigênio usada para consumir 1 mol de Nitrito é 4 vezes menor que a quantidade de consumo de oxigênio necessária para consumir o valor de 1,14. Assim, a área debaixo da curva é de 7,7 mgN/L. Portanto, a demanda teórica de oxigênio para respiração exógena dos três substratos é praticamente idêntica à demanda experimentalmente determinada e os dados obtidos adquirem confiabilidade.



**Figura 13.** Representação gráfica da TCO em função do tempo depois da adição de Nitrito de Sódio

### 5.2.3 Determinação das constantes cinéticas das bactérias heterotróficas

O lodo utilizado nos testes respirométricos foi advindo de sistema de lodos ativados que tratava esgoto parcialmente digerido, conforme Tabela 4, que apresenta a composição do afluente e do efluente. Para aumentar a velocidade da TCO o lodo foi adensado mediante sedimentação. O lodo utilizado no teste tinha uma concentração três vezes maior que o licor misto do sistema. Portanto a sua concentração de lodo total é de 9330mg/L e de lodo volátil final de 6162mg/L.

**Tabela 4** - Composição e características do afluente e efluente utilizado no teste respirométrico

PARÂMETRO	SÍMBOLO	UNIDADES	AFLUENTE	EFLUENTE
DQO	$S_{ta}$	mg/L	257	42
SÓLIDOS SUSPENSOS	STS	mg/L	152	12
NTK	$N_{ta}$	mgN/L	49	3,8
NH <sub>3</sub>	$N_a$	mgN/L	35	0,8
NO <sub>3</sub>	$N_n$	mgN/L	0	-
P <sub>TOT</sub>	P	mgP/L	4,7	2,4
PH	pH	-	7,6	7,2
ALCALINIDADE	Alc	mgCaCO <sub>3</sub> /L	345	-
LODO TOTAL	$X_t$	3110mgN/L	-	-
LODO VOLÁTIL	$X_v$	2054mgN/L	-	-

Com base na teoria básica de lodo ativado pôde-se encontrar a concentração das bactérias heterotróficas é de 805mg/L. Como a amostra foi adensada três vezes, a concentração total de bactérias heterotróficas é de 2415 mg/L.

O valor da concentração das bactérias heterotróficas a partir da TCO endógena dada foi de 2120 mg/L. A partir de uma média obtida com os resultados das duas concentrações foi possível estimar que a concentração de lodo ativo é de 2268mg/L.

A constante de utilização do material orgânico  $K_{ms}$  indica qual a massa de material orgânico (expressa em mg DQO) pode ser utilizada por unidade de massa de bactérias heterotróficas (expressa como  $mgX_a/L$ ) e por unidade de tempo (d). A constante de meia saturação indica qual a concentração da DQO quando a taxa de utilização é a metade da taxa máxima. A taxa máxima ocorre quando há muito material orgânico, sendo aproximadamente 1.

Por outro lado, sabe-se que no metabolismo há oxidação de 1/3 do material orgânico enquanto 2/3 são sintetizados, assim sendo a constante de utilização é de 1,5 mgDQO/  $mgX_a$  d. Como o coeficiente de crescimento é  $Y_h = 0,45$  mgDQO/ $mgX_a$  a taxa máxima de crescimento das bactérias é  $\mu_m$  0,68 d.

Na Tabela 5 encontram-se os resultados dos parâmetros cinéticos das bactérias heterotróficas analisados.

**Tabela 5** - Parâmetros cinéticos das bactérias heterotróficas

Parâmetros	Resultados
$TCO_{end}$ (mgO/L.h)	42,2
$TCO_{exo}$ (mgO/L.h)	48
$TCO_{exo/2}$ (mgO/L.h)	24
$X_a$ (mgSSV/L)	2268
$K_{ms}$ (mgDQO. $mg/X_a$ . d)	1,5
$K_{ss}$ (mg/L)	2,2
$b_n$ (d)	0,3
$\mu_m$ (d)	0,68

Observou-se que a concentração total de lodo é de 3110 e que a concentração das bactérias ativas  $X_a$  nesse sistema é de 2268 mgSSV/L, ou seja, aproximadamente 73% da concentração de lodo é de bactérias ativas. O valor de  $X_a$  (2268 mg/L) quando comparado com a literatura são aceitáveis, Porto (2007), em seu estudo para caracterização da atividade metabólica de bactérias heterotróficas indicou uma concentração de lodo ativo de 2267,50 mg/L. Além disso, a taxa de crescimento é maior que a de decaimento e corresponde a um aumento de 0,68 por dia esse crescimento é aproximadamente 68% com esses dados é possível determinar o tempo de descarga de lodo.

Para avaliar a constante de meia saturação estimou-se qual a concentração do acetato, no momento em que o valor da  $TCO_{exo}$  é a metade do seu valor máximo (24 mg/L.h), de modo

que quando a taxa de consumo de oxigênio é a metade do seu valor máximo. Isto ocorre quando 97% do substrato tem sido metabolizado. Portanto, neste momento a concentração da DQO do acetato é 3% de seu valor inicial, ou seja 2,2 mg/L. Conclui-se que o metabolismo do acetato se desenvolve a uma taxa máxima até valores muito baixos.

#### 5.2.4 Determinação das constantes cinéticas das bactérias autotróficas

A concentração de nitrogênio necessário para produção de lodo é 3mg/L. A concentração de amônia nitrificada se calcula como a diferença da concentração do NTK no afluente e no efluente, subtraindo-se a concentração de  $N_1$  necessário para a produção de lodo. O valor de  $N_c$  é 42,8 mg/L.

Com os dados disponíveis foi possível calcular a concentração da bactérias autotróficas de 143 mg $X_n$ /L. A amostra de lodo foi adensada três vezes de modo que sua concentração de bactérias nitrificadoras é de 428 mg $X_n$ /L.

A TCO devido a nitrificação é 4,57 vezes maior que a taxa de nitratação. Como a TCO máxima é 110 mg/L.h, avaliou-se que a taxa máxima de nitrificação é 24,0 mgN/L.h ( $r_{Nmax}$ ).

A TCO máxima para oxidação de nitrito foi de 24 mg/L.h e neste caso a taxa de nitratação foi calculada a partir da razão entre  $r_{Nmax}$  pela quantidade de oxigênio consumida na nitratação, o valor da TCO é 21 mg/L.h, ou seja, a taxa de oxidação de nitrito é menor que a taxa de oxidação de amônia, do mesmo modo observou-se que constante de crescimento máximo das bactérias nitrificadoras é menor que a constante de crescimento máximo das bactérias nitrificadoras.

A Tabela 6 apresenta as constantes cinéticas do metabolismo das bactérias autotróficas, bem como a TCO máxima para oxidação de amônia ( $TCO_{m\acute{a}x\ am\acute{o}nia}$ ), a taxa máxima de oxidação de nitrito ( $TCO_{m\acute{a}x\ nitrito}$ ), a concentração de N necessário para a produção de lodo ( $N_1$ ), a concentração de amônia nitrificado ( $N_c$ ), a concentração das bactérias autotróficas ( $X_n$ ), a constante de decaimento das bactérias autotróficas ( $b_n$ ), as constantes de crescimento máximo das bactérias nitrificadoras ( $\mu m_{nitrificadoras}$ ) e a constante de crescimento máximo das bactérias nitrificadoras ( $\mu m_{nitrificadoras}$ ).

Tabela 6 - Parâmetros cinéticos das bactérias autotróficas

Parâmetros	Resultados
TCO <sub>máx</sub> amônia (mg/L.h)	24
TCO <sub>máx</sub> nitrito (mg/L.h)	21
N <sub>l</sub> (mgN/L)	3
N <sub>c</sub> (mgN/L)	42,8
X <sub>n</sub> (mgX <sub>n</sub> /L)	143
b <sub>n</sub>	0,05
μ <sub>m</sub> nitritadoras (d)	0,14
K <sub>ms</sub> nitritadoras	2
μ <sub>m</sub> nitratadoras (d)	0,12
K <sub>ms</sub> nitratadoras	1,54
r <sub>Nmáx</sub> (mgN/L/h)	24

Van Haandel e Marais (1999) demonstraram que a constante mais importante das três que descrevem o fenômeno de Nitrificação, é a taxa máxima de crescimento de Nitrossomonas, por esse motivo, a determinação experimental dessa constante é de maior importância, uma vez que indica o quanto a população de microrganismo cresce por dia.

Os valores de μ<sub>m</sub> das nitritadoras 0,14/dia é considerado baixo quando comparados ao resultados encontrados por Derks (2007), que usou a respirometria para avaliar a influência de fatores operacionais e ambientais sobre cinética da nitrificação em reatores de bateladas sequenciais, o valor de μ<sub>m</sub> das nitritadoras foi de 0,5/dia. Enquanto Souza (2005), tratando o esgoto da cidade de Campina Grande em um RBS encontrou μ<sub>m</sub> de 0,28/dia. A taxa máxima de crescimento das nitratadoras 0,12/dia também foi menor do que a encontrada por Derks (2007) 0,32/dia.

De acordo com Abreu et al (2000), os valores obtidos por diversos autores para as constantes cinéticas de nitrificação apresentam uma grande dispersão, tendo-se valores para μ<sub>m</sub> entre 0,1 e 1,0/d com média em torno de 0,4/ d, para b<sub>n</sub> entre 0,0 a 0,1/ d com média de 0,04/ d e K<sub>n</sub> entre 0,0 e 2,0mg/L com média de 0,5mg/L. O referido autor sugere que parte dessa grande dispersão possa ser atribuída a técnicas experimentais diferentes empregadas para determinar as constantes, mas que as diferenças na composição das águas residuárias empregadas nos testes, indicam que as constantes variam de uma para outra.

A constante de meia saturação das bactérias nitratadoras pode ser determinada a partir da metade da TCO<sub>exo</sub> máxima (12 mg/L.h). Esta TCO ocorre quando 92% do oxigênio para

utilização do substrato é consumido e a concentração residual ainda é 0,6 mgN/L. A importância dessa constante se deve ao fato de que quando a TCO começa a decrescer, o substrato (amônia ou nitrito) torna-se um fator limitante para o crescimento das bactérias nitrificantes.

## 6 CONCLUSÃO

Para os sistemas o reator de bateladas sequenciais monitorado com 4 ciclos diários não apresentou diferenças significativas ( $p > 0,05$ ) quanto a remoção de DQO, NTK e SST, em relação ao RBS monitorado com 3 ciclos diários. Porém, os valores médios de nitrato dos efluentes apresentaram diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) entre os sistemas, com maior eficiência de remoção de nitrogênio para RBS operado com 4 ciclo por dia (57,5%). Ambos os reatores operados com 4 e 3 ciclos diários apresentaram bom desempenho quanto à remoção de DQO (86 e 85%), NTK (91 e 90%) e SST (86 e 86%), respectivamente.

De acordo com o observado, sistemas RBS com ciclos de 6 horas (4 ciclos) pode diminuir o tempo de tratamento obtendo mesmo volume de esgoto tratado. Para melhorar o desempenho do processo. A proposta viabiliza o sistema com a finalidade de favorecer maior desnitrificação, possibilitando a remoção completa de nitrogênio com remoção biológica de fósforo.

A partir das constantes cinéticas obtidas foi possível analisar o comportamento do uso da respirometria na remoção da matéria orgânica e nutrientes. Observou-se que a concentração das bactérias heterotróficas presentes no teste é bastante satisfatório (73%) com uma taxa de crescimento celular superior a taxa de decaimento. Com esses dados é possível preestabelecer a melhor idade de lodo dentro do sistema;

Para a cinética das bactérias autotróficas, o processo de nitrificação mostrou bom desempenho na conversão da amônia, representado pela constante de crescimento máximo das bactérias nitrificantes.

A respirometria se mostrou adequada para elucidar o metabolismo oxidativo, o crescimento e decaimento das bactérias heterotróficas e das autotróficas geradas em um ambiente aeróbio, proporcionando parâmetros de projeto importantes para o monitoramento e operação de sistemas de lodos ativados.

## REFERÊNCIAS

- ABREU, A.F., Catunda, Y. S. C., Guimarães, P., van Haandel, A. – *Uso da respirometria para a determinação experimental da cinética de nitrificação* – anais do XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Abes/2000.
- BERNARDES, R. S.; SOARES, S. R. A. *Fundamentos da respirometria no controle de poluição da água e do solo*. Editora Universidade de Brasília: Finatec, Brasília, 2005, 164p.
- BRASIL, D. P. *Remoção biológica de matéria orgânica e nutrientes de esgotos sanitários utilizando reatores em bateladas sequenciais*. 2010. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba. Campina Grande, 2010. 89 p.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA - Resolução N° 357 de 17 de março de 2005. *Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências*. Diário Oficial da União, Brasília Seção 1, p. 58-63.
- \_\_\_\_\_. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA - Resolução N° 430 de 13 de maio de 2011. *Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n° 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA*.
- \_\_\_\_\_. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. *Manual de Saneamento* / Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. 4. ed. Brasília: Funasa, 2015. 408 p.
- BRITO, M. F - *Determinação das Frações Orgânicas de Efluentes de Reatores Uasb*. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2006. 100 p.
- CAMPOS, F. *Influência do recebimento de lixiviado de aterro sanitário sobre o tratamento de esgoto em processo de Lodo Ativado e Reator Integrado de Lodo Ativado Com Biofilme em Leito Móvel*. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014. 224 p.
- CLAAS, I. C. *Lodos ativados: Princípios teóricos fundamentais, operação e controle*. Porto Alegre: Evangraf, 2007. 136 p.
- COSTA NETO, A. *Avaliação do processo de lodos ativados por batelada seguida de tratamento terciário com ênfase na remoção de matéria orgânica e sedimentabilidade do lodo*. 2016. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do rio Grande do Norte. Programa de Pós Graduação em Engenharia Sanitária. Natal, 2016. 81 p.
- DERKS, Y.M. *Uso da respirometria para avaliar a influência de fatores operacionais sobre a cinética de nitrificação*. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Campina Grande, 2007. 103 p.
- FERNANDES, C. - *Esgotos Sanitários*, Ed. Univ./UFPB, João Pessoa, 1997, 435p.

GUISASOLA, A.; VARGAS, M.; MARCELINO, M.; LAFUENTE, J.; CASAS, C.; BAEZA, J. A. *On-line monitoring of the enhanced biological phosphorus removal process using respirometry and titrimetry*. *Biochemical Engineering Journal*. v. 35, 2007, p. 371–379.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. *Tratamento de Esgoto Domésticos*. 4. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2005. 932 p.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. *Tratamento de Esgotos Domésticos*. 6. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2011. 1050 p.

JORDÃO, E. P. *Eficiência Energética em Tratamento de Esgotos*, Revista DAE, 2009.

LAMEGO NETO, L. G. *Tratamento de esgoto urbano em reator híbrido operado em bateladas sequenciais (RHBS) submetido a variações de cargas*. Dissertação (mestrado) do Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental - Universidade Federal de Santa Catarina, UFSC. Florianópolis. 2008. 224p.

LINS, G. A. *Avaliação de Impactos Ambientais em estação de tratamento de esgoto (ETE)*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Escola Politécnica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010. 286 p.

MAHVI, A. H.; MESDAGHINIA, A.; KARAKANI F. *Feasibility of continuous flow sequencing batch reactor in domestic wastewater treatment*. *American Journal of applied Sciences*. v. 1, n. 4, 2004, p. 348-353.

MARAIS, G. V. R.; EKAMA, G. A. *The activated sludge process: Steady state behaviour*. Water S. A. 1976.

MESQUITA, D. P., *Monitoração e Análise de Imagem de um Reactor Descontínuo Sequencial de Lamas Activadas*. (Mestrado em Biotecnologia) - UFRJ- EQ/ Universidade do Minho, Braga, Portugal, 2006. 122 p.

METCALF, L.; EDDY, H. P. Inc. *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*. 4. Ed. NewYork, McGraw - Hill Book, 2003. 1815p.

MOTTER, P. R. G. *Projeto do Sistema Coletor e do Tratamento dos Esgotos Sanitários de um Loteamento Residencial*. (Monografia Curso de Engenharia Ambiental) - Universidade do Itajaí. Santa Catarina, 2013. 92 p.

PAULA, L. G. A. *Avaliação da influência das condições operacionais e da configuração de sistemas de lodo ativado sobre a sedimentabilidade do lodo*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande, 2014. 124 p.

PORTO, A. L. *Uso da respirometria para caracterização da atividade metabólica de bactérias heterotróficas*. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande, 2007. 76 p.

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

SOUZA, A. R. *Caracterização de lodo autotrófico de sistemas de lodo ativado gerados de diferentes substratos*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande, 2005. 115 p.

THANS, F. C. *Controle Operacional de Reator em Bateladas Sequenciais (RBS): Ajustes na Concentração de Oxigênio Dissolvido Visando a Remoção de Nutrientes*. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2008. 108 p.

VAN HAANDEL, A. C.; VAN DER LUBBE, J. *Handbook Biological Wastewater Treatment: design and optimization of activate sludge systems*. IWA Publishing. London, 2007. 816 p.

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

VON SPERLING, M. *Lodos ativados - Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG. Belo Horizonte, 1997. 416 p.

VON SPERLING, M. *Princípios básicos do tratamento de esgotos - Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. UFMG. Belo Horizonte. v.2. 1996. 452 p.

VON SPERLING, M.; ANDRADE NETO, C. O.; VALSCHAN JUNIOR, I.; FLORÊNCIO, L. *Impacto dos nutrientes do esgoto lançado em corpos de água*. In: *Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção*. Coord.: Francisco Suetônio Bastos e Marcos von Sperling. Editora Zepplini. ABES, Rio de Janeiro, 2009.

YANO, A.A. *Estudo sobre o controle do intumescimento filamentosos, utilizando cloro em lodos ativados de indústria alimentícia*. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Ambiental) Universidade Federal de Mato Grosso. Cuiabá, 2012. 90 p.