



**UEPB**

**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**

**GERLANDIA SOARES BIAS**

**TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS EM SISTEMA BIOLÓGICO  
COMBINADO: REATOR ANÓXICO SEGUIDO DE REATOR AERÓBIO COM  
MEIO SUPORTE IMOBILIZADO**

**CAMPINA GRANDE – PB**

**2020**

**GERLANDIA SOARES BIAS**

**TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS EM SISTEMA BIOLÓGICO  
COMBINADO: REATOR ANÓXICO SEGUIDO DE REATOR AERÓBIO COM  
MEIO SUPORTE IMOBILIZADO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, em cumprimento às exigências para obtenção do título de mestra.

Área de Concentração: Engenharia ambiental

Linha de pesquisa: Tratamento de Esgotos e Recuperação de Produtos

**Orientador:**

**Professor Doutor José Tavares de Sousa**

**CAMPINA GRANDE – PB**

**2020**

É expressamente proibido a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano do trabalho.

B579t Bias, Gerlandia Soares.  
Tratamento de águas residuárias em Sistema biológico combinado [manuscrito] : reator anóxico seguido de reator aeróbio com meio suporte imobilizado / Gerlandia Soares Bias. - 2020.  
73 p. : il. colorido.  
Digitado.  
Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2020.  
"Orientação : Prof. Dr. José Tavares de Sousa , Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - CCT."  
1. Tratamento de água. 2. Desnitrificação. 3. Nitrificação.  
4. Tratamento biológico. I. Título

21. ed. CDD 628.162

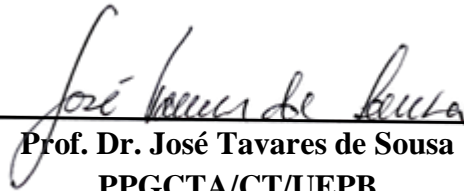
**GERLANDIA SOARES BIAS**

**TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS EM SISTEMA BIOLÓGICO  
COMBINADO: REATOR ANÓXICO SEGUIDO DE REATOR AERÓBIO COM  
MEIO SUPORTE IMOBILIZADO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, em cumprimento às exigências para obtenção do título de mestra.

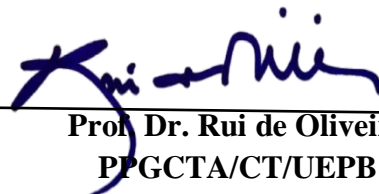
**Aprovada em 28 de setembro de 2020.**

**BANCA EXAMINADORA**



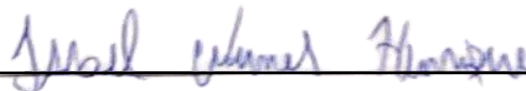
---

**Prof. Dr. José Tavares de Sousa**  
**PPGCTA/CT/UEPB**  
**Orientador**



---

**Prof. Dr. Rui de Oliveira**  
**PPGCTA/CT/UEPB**  
**Examinador Interno**



---

**Prof. Dr. Israel Nunes Henrique**  
**ICTA/UFOPA**  
**Examinador Externo**

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente, gostaria de agradecer a Deus por ter me dado discernimento para chegar até aqui, foram muitas lutas que sem Ele jamais teria conseguido.

Aos meus pais, Gabriel Bias e Maria José Bias, a quem eu devo minha força, minha garra, meu caráter. Agradeço por toda compreensão nos momentos que estive ausente para concluir o mestrado. Agradeço pelas vezes que abriram mão de algo para poder me ver chegar até aqui e por sempre se orgulharem de mim.

Aos meus irmãos e sobrinhas que sempre estiveram ao meu lado e sempre dando apoio.

A Anna Carolina de Miranda por me acompanhar, incentivar e apoiar, por toda paciência nos momentos que estive ausente.

A Rayanna Dias por sempre me apoiar, incentivar e que mesmo distante soube se fazer presente durante essa trajetória.

Ao professor e orientador Dr. José Tavares de Sousa, pelas contribuições acadêmica e profissional. Agradeço por ter aceitado me orientar nesta importante etapa acadêmica.

Aos professores Rui de Oliveira e Israel Nunes por aceitar fazer parte da banca e por contribuir para melhora desta pesquisa.

Aos professores do PPCTA/UEPB por compartilhar conhecimentos acadêmicos, tornando-me uma profissional melhor.

Aos amigos do mestrado da turma 2018.2 por compartilhar comigo conhecimentos, em especial Janailma, Millena, Fábio, e, por último, não menos especial, Pedro Ivo, que esteve ao meu lado durante toda a caminhada do mestrado, dividindo cada etapa, apoiando e incentivando. Deus sabe o momento e a hora certa de colocar as pessoas na nossa caminhada. Irei mantê-los sempre perto de mim, mesmo sabendo que a vida poderá nos levar por caminhos diferentes.

Aos amigos da EXTRABES, em especial Marília Patrício por compartilhar suas experiências e seus conhecimentos.

Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de estudos.

Por fim, a todos que fizeram parte dessa etapa da minha vida, direta ou indiretamente.

Se há uma palavra para definir esse momento da minha vida, essa palavra com certeza é GRATIDÃO!

## RESUMO

O crescimento populacional associado ao desenvolvimento urbano, muitas vezes desordenado, vem aumentando o volume de águas residuárias das cidades. Isso vem gerando uma série de impactos ambientais, como contaminação de corpos hídricos, consequentemente eutrofização do meio aquático, contaminação do solo, impactos diretos à saúde pública. Frente a essa realidade, o uso de sistemas combinados para tratamento biológico de águas residuárias, atualmente, é uma realidade difundida como alternativa na remoção de material carbonáceo e dos nutrientes. Nesse sentido, o presente estudo teve como objetivo o tratamento biológico de águas residuárias em sistema combinado de reator anóxico seguido de um reator aeróbio com meio suporte submerso imobilizado, a fim de produzir efluente com baixas concentrações de material carbonáceo e de nutrientes, bem como investigar a produção de biomassa em ambos os sistemas e o estudo da cinética microbiana. O sistema operou em duas fases, sendo, na primeira, alimentado com água residuária doméstica (fase I) e, na segunda, a fase o sistema foi alimentado com água residuária sanitária (fase II), ambas as fases o período de operação foi de 90 dias, vazão diária de 13,5 L e TDH de 8 horas. A configuração operacional do sistema mostrou-se eficiente, sendo os melhores resultados obtidos na fase II. Em termos percentuais, para a remoção de DQO, SST e NT o sistema apresentou eficiências de 81%, 88% e 70%, respectivamente, na fase I; e, 90%, 91% e 87%, na fase II. Os resultados do balanço de massa estimaram as frações orgânica e nitrogenada que foram removidas do sistema. Quanto às constantes cinéticas para metabolismo das bactérias heterotróficas e autotróficas apresentaram valores próximos aos descritos na literatura.

**Palavras-chave:** Constantes cinéticas. Desnitrificação. Nitrificação. Sistema combinado. Tratamento biológico.

## ABSTRACT

The population growth associated with urban development, which is often disordered, has been increasing the quantity of wastewater in the cities. This has been causing a series of environmental impacts, such as contamination of rivers. Consequently, eutrophication of waters, soil contamination and direct impacts on public health. Therefore, the use of combined systems for wastewater biological treatment is currently a widespread reality as an alternative in the removal of matter and nutrients. In this way, the present research aimed at the biological treatment of domestic and sanitary wastewater in a combined system of anoxic reactor followed by an aerobic reactor with immobilized submerged support medium. In order to produce effluent with low concentrations of carbonaceous material and nutrients, as well how to investigate the production of biomass in both systems and the study of microbial kinetics. The system operated in two phases, the first being composed with domestic wastewater (phase I) and the second phase being composed with sanitary wastewater (phase II). Both phases had an operating time of 90 days, operating with a daily flow of 13.5 L and 8-hour TDH. The operational configuration of the system proved to be efficient for domestic and sanitary wastewater treatment, with the best results being in phase II. In percentage terms, the system of phase I showed removal efficiency of 81%, 88% and 70% for COD, SST and NT, respectively. In a phase II were 90%, 91% and 87% for COD, SST and NT, respectively. The results of the mass balance showed the organic and nitrogenous fractions that were removed from the system. The results of the kinetic constants for metabolism of heterotrophic and autotrophic bacteria showed values close to those described in the literature.

**Keywords:** Combined system. Biological treatment. Nitrification. Denitrification. Kinetic constants.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Fases de crescimento da biomassa em função do tempo.....	10
Figura 2. Representação das frações do material orgânico.....	11
Figura 3. Etapas da remoção biológica do nitrogênio em águas residuárias.....	12
Figura 4. Organograma das atividades realizadas.....	19
Figura 5. Representação esquemática do sistema combinado (RAx/RAMSI).....	20
Figura 6. Meio suporte de poliuretano com abrasivo.....	21
Figura 7. Concentração de oxigênio dissolvido no RAMSI no momento de aeração.....	32
Figura 8. Concentrações de DQO obtidas no sistema combinado RAx/RAMSI.....	35
Figura 9. Concentrações de SST obtidas no sistema combinado RAx/RAMSI.....	36
Figura 10. Concentrações de SSV obtidas no sistema combinado RAx/RAMSI.....	37
Figura 11. Concentrações de NTK obtidas no sistema combinado RAx/RAMSI.....	38
Figura 12. Concentrações de N-amoniaco obtidas no sistema combinado RAx/RAMSI.....	39
Figura 13. Concentrações de nitrito nos efluentes do sistema combinado RAx/RAMSI.....	40
Figura 14. Concentrações de nitrato nos efluentes do sistema combinado RAx/RAMSI.....	40
Figura 15. Biomassa aderida ao meio suporte coletado do reator aeróbio.....	46
Figura 16. Respirograma gerado pelo Software perfil.....	47



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Estudos com a utilização de sistemas combinados.....	6
Tabela 2. Distribuição temporal do ciclo de 8 horas.....	22
Tabela 3. Parâmetros operacionais do sistema combinado RAx/RAMSI.....	23
Tabela 4. Parâmetros físico-químicos analisados.....	23
Tabela 5. Valores médios dos parâmetros de monitoramento do sistema combinado.....	33
Tabela 6. Valores médios das frações de nitrogênio no sistema RAx/RAMSI.....	41
Tabela 7. Valores médios de fósforo no sistema RAx/RAMSI.....	42
Tabela 8. Parâmetros usados para os cálculos do balanço de massa do MO e MN.....	44
Tabela 9. Balanço de massa do material orgânico no sistema RAx/RAMSI.....	45
Tabela 10. Balanço de massa do material nitrogenado no sistema RAx/RAMSI.....	45
Tabela 11. Taxa de consumo de oxigênio das bactérias heterotróficas.....	48
Tabela 12. Valores médios das constantes cinéticas do material orgânico.....	48
Tabela 13. Resultados médios da taxa de consumo de oxigênio.....	50
Tabela 14. Concentrações medias de NI, Nc e Xn.....	51
Tabela 15. Valores das constantes cinéticas das bactérias autotróficas nitrificantes.....	51
Tabela 16. Valores das constantes cinéticas das bactérias autotróficas nitrificadoras.....	52

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

$\Delta t$	Variação do tempo
$\mu$	Taxa específica de crescimento das bactérias ( $\text{dia}^{-1}$ )
$\mu_m$	Taxa específica de crescimento máximo das bactérias ( $\text{dia}^{-1}$ )
$\mu_m^{20}$	Taxa específica máxima de crescimento das bactérias na temperatura de 20°C
$\mu_m^T$	Taxa específica de crescimento máximo das bactérias a uma temperatura T
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
ANAMMOX	Anaerobic Ammonium Oxidation
APHA	American Public Health Association
BAS	Biofiltro aerado submerso
$B_h$	Constante de decaimento das heterotróficas
$B_n$	Constante de decaimento endógeno
$B_o$	Fator de recuperação do material orgânico.
CAGEPA	Companhia de Água e Esgotos da Paraíba
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CPU	Central Processing Unit
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EB	Esgoto bruto
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
EXTRABES	Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários
F	Fração de lodo ativo decaído e transformado em resíduo endógeno
$F_b$	Frações biodegradáveis totais
$F_{bs}$	Fração biodegradável solúvel
$F_{cv}$	Razão DQO/SVS em lodo orgânico
$F_n$	Fração de nitrogênio em lodo volátil
$F_u$	Frações não biodegradáveis
$F_{up}$	Fração da DQO afluente não biodegradável e particulada
$F_{us}$	Fração da DQO afluente não biodegradável e dissolvida
h	Hora
HAc	Ácido acético
$K_s$	Constante de meia saturação

$K_{ms}$	Constante de utilização de substrato
$K_n$	Constante de meia saturação das bactérias autotróficas
$K_{ss}$	Constante de meia saturação das bactérias heterotróficas
L	Litro
mg	Miligrama
min	Minuto
$mS_{ta}$	Massa de DQO no afluente
$mS_{xv}$	Massa de DQO no lodo de excesso
$mS_o$	Fração de DQO afluente oxidada
$N_c$	Concentração de amônia nitrificada
$NH_4^+$	Íon Amônio
$N_l$	Concentração de NTK necessário para produção de lodo
$N-NH_3$	Nitrogênio amoniacal
$N-NO_2$	Nitrito
$N-NO_3$	Nitrato
NT	Nitrogênio Total
$N_{ta}$	Concentração de NTK afluente
$N_{te}$	Concentração de NTK efluente
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
OD	Oxigênio dissolvido
$OD_{max}$	Concentração de oxigênio dissolvido de referência superior
$OD_{min}$	Concentração de oxigênio dissolvido de referência inferior ( $mgO_2.L^{-1}$ )
$P_{total}$	Fósforo total
$Q_a$	Vazão afluente (L/d);
R1	Reator 1
R2	Reator 2
RAMSI	Reator Aeróbio com meio suporte submerso imobilizado
RAX	Reator anóxico
$r_c$	Taxa de crescimento de microrganismos;
RBS	Reator em Batelada Sequencial
$R_h$	Tempo de detenção hidráulica
$R_{max}$	Taxa máxima de consumo do substrato
$r_{n,BAN}$	Taxa de utilização máxima da amônia e do nitrito gerado

$r_{n,BA_n}$	Taxa de utilização máxima do nitrito
RS	Idade de lodo
$r_{us}$	Taxa de utilização do substrato
S	Concentração do substrato
SNIS	Sistema Nacional de Informações de Saneamento
SST	Sólidos suspensos totais
SSV	Sólidos suspensos voláteis
$S_{ba}$	DQO biodegradável afluente
$S_{bsa}$	DQO biodegradável dissolvida afluente
$S_{bpa}$	DQO biodegradável particulada afluente
$S_{ta}$	DQO total do afluente
$S_{ua}$	DQO não biodegradável do afluente
$S_{upa}$	DQO não biodegradável e particulada do afluente
$S_{usa}$	DQO não biodegradável e dissolvida do afluente
$S_{te}$	DQO efluente
$S_{ta}$	DQO afluente
$S_{xv}$	DQO dos SSV no licor misto
TCO	Taxa de Consumo de Oxigênio
$TCO_{end}$	TCO endógena
$TCO_{exo}$	TCO exógena
$TCO_{max}$	TCO máxima
TDH	Tempo de detenção hidráulica
$T_{op}$	Tempo de operação
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
UEPB	Universidade Estadual da Paraíba
X	Concentração de microrganismos;
$X_a$	Concentração das bactérias heterotróficas
$X_n$	Concentração ativa das bactérias
$X_v$	Concentração de sólidos suspensos voláteis no licor misto
Y	Coefficiente de síntese celular
$Y_h$	Coefficiente de rendimento
$Y_n$	Coefficiente de rendimento das bactérias autotróficas

## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO .....	13
2	OBJETIVOS.....	15
2.1	OBJETIVO GERAL.....	15
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	15
3	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA .....	16
3.1	TRATAMENTO BIOLÓGICO DO ESGOTO DOMÉSTICO .....	16
3.2	SISTEMA DE TRATAMENTO BIOLÓGICO COMBINADO ANAERÓBIO-AERÓBIO .....	17
3.2.1	Biofiltros Aerados Submersos .....	19
3.3	METABOLISMO E CRESCIMENTO BACTERIANO .....	20
3.4	REMOÇÃO BIOLÓGICA DO MATERIAL ORGÂNICO.....	22
3.5	REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO .....	23
3.5.1	Nitrificação .....	25
3.5.2	Desnitrificação .....	27
3.6	CINÉTICA DE REAÇÕES DE UTILIZAÇÃO DE SUBSTRATO.....	29
3.7	BALANÇO DE MASSA.....	30
4	MATERIAL E MÉTODO.....	32
4.1	LOCAL DA PESQUISA .....	32
4.2	SISTEMA OPERACIONAL.....	33
4.3	OPERACIONALIDADE E DESEMPENHO DO SISTEMA .....	35
4.4	BALANÇO DE MASSA DO SISTEMA RA <sub>x</sub> /RAMSI.....	37
4.4.1	Balanço de massa do material orgânico.....	37
4.4.2	Balanço de massa do material nitrogenado.....	38
4.5	RESPIROMETRIA .....	39
4.6	DETERMINAÇÃO DAS CONSTANTES CINÉTICAS .....	40

4.6.1	Bactérias heterotróficas.....	40
4.6.2	Bactérias autotróficas.....	42
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	45
5.1	CONSIDERAÇÕES SOBRE A FASE ADAPTATIVA.....	45
5.2	DESEMPENHO DO SISTEMA .....	46
5.2.1	Remoção de nutrientes.....	50
5.3	ESTUDO DO BALANÇO DE MASSA .....	56
5.4	TESTE RESPIROMÉTRICO.....	57
5.4.1	Constantes cinética das bactérias heterotróficas.....	59
5.4.2	Constantes cinética das bactérias autotróficas .....	62
6	CONCLUSÕES.....	66
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	68

## 1 INTRODUÇÃO

O crescente volume de águas residuárias geradas pela população nas cidades vem gerando uma série de problemas ambientais, como contaminação do solo e dos corpos hídricos com impacto direto à saúde pública. A principal causa que cerca essa questão está relacionada à falta de sistema de esgotamento sanitário que realize de forma eficiente a coleta e o tratamento das águas residuárias. Segundo dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), em 2018, o índice de atendimento total com rede de esgotos no Brasil era de 53,2%, deste montante 46,3% foram coletados e tratados (BRASIL, 2019).

O lançamento das águas residuárias em condições inadequadas em corpos hídricos, resulta em contaminação por material carbonáceo e excesso de nutrientes. Com relação aos nutrientes, o nitrogênio e fósforo presentes no despejo bruto, são os principais responsáveis no processo biológico que leva ao problema de eutrofização. Segundo Haandel e Marais (1999) a presença de nitrogênio e o fósforo juntamente com o dióxido de carbono, é condição necessária para o crescimento de microrganismos autótrofos, como algas.

Em 2011, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), criou a Resolução nº 430, a qual altera parcialmente e complementa a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, a qual dispõe sobre condições, parâmetros, padrões e diretrizes para a gestão do lançamento de efluentes em corpos de água receptores. Segundo esta Resolução nº 430 “O lançamento indireto de efluentes no corpo receptor deverá observar o disposto na resolução quando verificada a inexistência de legislação ou normas específicas, disposições do órgão ambiental competente, bem como diretrizes da operadora dos sistemas de coleta e tratamento de esgoto sanitário” (BRASIL, 2011).

Apesar dos aparatos legais, as questões sobre saneamento básico ainda deixam a desejar e os problemas advindos da ausência de esgotamento sanitário adequado em todo o território nacional persistem, tais como doenças de veiculação hídrica e eutrofização dos rios.

Diante dessa realidade e visando proteger o meio ambiente e adequar-se aos padrões de saneamento à população que ainda está distante dos sistemas de coleta e tratamento de águas residuárias, se fazem necessárias mais pesquisas científicas em sistemas de tratamento de esgoto, que apresentem, preferencialmente, características como: simplicidade na implantação e operação, baixos requisitos de energia e de área, baixa produção de lodo e eficiência adequada para atendimento às normas ambientais.

Nesse contexto, se faz necessário aprimorar e desenvolver tecnologias que possam reduzir os impactos sobre os recursos hídricos e a saúde pública. Entre as opções de tratamento de águas residuárias, destacam-se os sistemas combinados, por gerar efluente de boa qualidade com maior redução dos nutrientes, a custos de implantação e de operação viáveis (CHERNICHARO, 2006).

Diante do exposto, o presente estudo teve como objetivo o tratamento biológico de águas residuárias doméstica e sanitária em sistema combinado de reator anóxico seguido de um reator aeróbio com meio suporte submerso imobilizado, a fim de produzir efluente com baixas concentrações de material carbonáceo e de nutrientes, bem como investigar a produção de biomassa em ambos os sistemas e o estudo da cinética microbiana.



## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Tratar águas residuárias em sistema combinado, constituído de reator anóxico seguido de reator aeróbio com meio suporte de poliuretano com abrasivo, imobilizado, operando em regime de bateladas com recirculação.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analisar a eficiência do sistema combinado com uso de dois tipos de águas residuárias: doméstica e sanitária;
- Quantificar, através do balanço de massa, as frações do material orgânico e material nitrogenado presentes no lodo e no efluente,
- Determinar características cinéticas do processo de remoção da matéria orgânica e do nitrogênio, utilizando a respirometria.

### 3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

#### 3.1 TRATAMENTO BIOLÓGICO DO ESGOTO DOMÉSTICO

As particularidades das águas residuárias exigem cada vez mais variedades nas características das tecnologias que possam obter o melhor processo de tratamento possível, adequado às necessidades exigidas. O tratamento biológico reproduz, de certa maneira, os processos naturais que ocorrem nos corpos d'água, sendo a matéria orgânica convertida em produtos mineralizados. A diferença é que em uma estação de tratamento há a introdução de tecnologia (VON SPERLING, 2005).

Em geral, as estações de tratamento de esgoto (ETE's) consideram para o processo de tratamento, um tratamento preliminar para remoção de sólidos grosseiros mais três níveis de tratamento: o primário, o secundário e eventualmente o terciário. O tratamento primário remove sólidos sedimentáveis, o tratamento secundário visa à remoção de matéria orgânica e o tratamento terciário objetiva a remoção de nutrientes e organismos patogênicos (METCALF e EDDY, 2003; VON SPERLING, 2005).

O princípio básico dos processos biológicos de tratamento é a oxidação biológica da matéria orgânica. Entende-se por oxidação biológica a conversão de compostos orgânicos a formas inorgânicas, exclusivamente pela ação de microrganismos, principalmente bactérias (METCALF e EDDY, 1991). Segundo Brock *et al.* (2016), a oxidação implica na perda de um ou mais elétrons da substância oxidada ou doadora de elétron, que pode ser tanto matéria orgânica quanto compostos inorgânicos reduzidos. Por meio das reações bioquímicas, intermediadas por enzimas, os elétrons são transferidos para outros compostos, chamados de receptores de elétrons, estes receptores têm então seu estado de oxidação reduzido.

Essas reações de oxidação diferenciam-se por processos biológicos aeróbios, anaeróbios e anóxicos. O tratamento biológico pelo processo aeróbio ocorre pela presença de oxigênio livre, como forma de energia, propiciando o desenvolvimento e acelerando o metabolismo dos microrganismos aeróbios responsáveis pela oxidação da matéria orgânica e dos nutrientes. Os sistemas anaeróbios, ocorre na ausência de oxigênio, grande parte do carbono contido na matéria orgânica é convertida e liberada sob a forma de metano e gás carbônico. Já o termo anóxico, segundo Metcalf e Eddy (2016) é utilizado para distinguir o uso de nitrito ou de nitrato, como receptores de elétrons, de outros em condições anaeróbias.

Nesse contexto, é possível tratar águas residuárias através de diversos tipos de sistemas de tratamento, tais como: lagoas de estabilização, sistema de lodo ativado e reatores anaeróbios e aeróbios. Entre as propostas de reatores, com etapas anaeróbias, anóxicas e aeróbias, estas podem ser separadas fisicamente e de forma combinada, reatores nos quais as etapas estão presentes em uma única unidade, sistemas em batelada, nos quais as etapas com aeração e sem aeração estão separadas temporalmente, também existem os sistemas que utilizam meio suporte pois estes permitem alto tempo de retenção celular (TRC) aumentando a eficiência no tratamento de águas residuárias.

### 3.2 SISTEMA DE TRATAMENTO BIOLÓGICO COMBINADO ANAERÓBIO-AERÓBIO

Os sistemas convencionais de tratamento de esgoto, projetados visando principalmente a remoção de matéria orgânica, resultam em efluente com concentrações de nutrientes próximas às do esgoto bruto, dificultando o atendimento às exigências da Resolução CONAMA nº 430/2011 com relação aos teores no corpo hídrico (MOTA & VON SPERLING, 2009).

Novas configurações de reatores para tratamento biológico de águas residuárias vêm sendo usadas com objetivo de obter melhor eficiência e maior facilidade na operação. O uso de sistemas combinados, atualmente, é uma realidade difundida como alternativa na remoção da matéria orgânica e dos nutrientes. Em condições favoráveis, os sistemas combinados podem unir as vantagens dos sistemas individuais, produzindo efluente com boa qualidade, a custos de implantação e de operação consideravelmente reduzidos (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999; DAVEREY *et al.*, 2012).

Reatores anaeróbios são eficazes para quebrar substâncias complexas e remover a carga orgânica total, enquanto os reatores aeróbios podem ser eficientes para remover carbono e nitrogênio. Para obter melhor estabilidade do processo de tratamento biológico de águas residuárias e maior remoção de poluentes, muitos pesquisadores têm se concentrado em tecnologias combinadas (anaeróbio/aeróbio) para o tratamento, devido a vantagens, incluindo baixa demanda de nutrientes e baixa produção de lodo em excesso (REBAH *et al.* 2010; JAAFARI *et al.*, 2014, Henrique *et al.*, 2014).

Na Tabela 1 encontra-se descritos alguns estudos referentes a sistemas de tratamento combinado anaeróbio/anóxico/aeróbio e suas diferentes configurações. É possível observar

que existem várias configurações de sistemas biológicos combinados para o tratamento de águas residuárias. Vale salientar que ter o conhecimento das características da água residuária a ser tratada é essencial para escolha do sistema mais adequado a ser aplicado.

Tabela 1. Estudos com a utilização de sistemas combinados.

Autores	Água residuária	Tipo de Fluxo	Vazão diária (L/d)	Meio suporte	TDH (hora)	Eficiência de Remoção (%)		
						DQO	N <sub>total</sub>	N – NH <sub>4</sub>
Rebah <i>et al.</i> (2010)	Sintética	Ascendente	20	Argila e Plástico	36	90	70	70
Henrique <i>et al.</i> (2014)	Doméstica	Ascendente	25,2	Poliuretano	12	98	92,5	95
Foco <i>et al.</i> (2015)	Hospitalar	Ascendente	52	Eletrodutos corrugados de PVC	26,4	92	83	80
Kordkandi e Khosfetrat (2015)	Sintética	Ascendente	7,6	Plástico	7,3	97	53	63,8
Liu <i>et al.</i> (2017)	Doméstica	Ascendente	14	Carvão mineral	18	88	70	91,7

Fonte: autora (2020)

De acordo com Henrique (2010) os sistemas combinados mostram-se promissores, principalmente quando, além da redução da matéria orgânica, deseja-se a remoção de nutrientes, em particular nitrogênio orgânico e amoniacal. Entre as vantagens destacam-se a baixa potência de aeração requerida na fase aeróbia, menor produção de lodo biológico e menor custo de implantação e operação, quando comparados aos sistemas convencionais de lodos ativados.

Nota-se, portanto, que os sistemas combinados anaeróbio/anóxico/aeróbio têm-se mostrado como opções eficientes e eficazes para remoção de poluentes das águas residuárias. E isso ocorre devido ao fato de esses sistemas promoverem oxidação do material carbonáceo, nitrificação, desnitrificação e remoção biológica de fósforo, de modo a permitir que sejam atingidos os padrões de lançamento de acordo com a Resolução CONAMA nº 430/2011.

### 3.2.1 Biofiltros Aerados Submersos

O Biofiltro Aerado Submerso (BAS) é constituído por um compartimento preenchido com material poroso, chamado de meio suporte, onde efluente e ar fluem permanentemente. Geralmente, nos processos existentes o meio suporte é mantido sob total imersão do fluxo hidráulico. Esse sistema funciona tanto semelhante aos filtros biológicos clássicos em que pode ocorrer uma percolação com eliminação biológica dos poluentes como também semelhante aos filtros rápidos clássicos usados em tratamento de água, em que pode ocorrer um processo de filtração física com retenção das partículas sólidas (METCALF e EDDY, 2003; JORDÃO E PESSOA, 2011).

De acordo com Von Sperling (2005) biofiltro é um reator trifásico, composto por fase sólida, líquida e gasosa. A fase sólida é constituída pelo meio suporte e a colônia de organismos que nele se desenvolve sob forma de biofilme; a fase líquida é composta pelo efluente em permanente escoamento através do meio poroso; e, a fase gasosa é formada pela aeração artificial e, em pequena escala, pelos gases subprodutos da atividade biológica.

De acordo com Liu *et al.* (2017) com o uso dos biofiltros aerados, os níveis mais altos de remoção de poluentes podem ser obtidos porque eles contêm meios que desempenham um papel fundamental na manutenção de uma grande quantidade de biomassa ativa. Isso favorece a formação de biofilmes e fornece uma variedade de populações microbianas responsáveis pela degradação de poluentes nas águas residuárias.

Segundo Yang *et al.* (2015), nem todos os meios de suporte são adequados para a adesão de microrganismos, pois alguns meios de suportes possuem baixo teor de porosidade e pode ocorrer obstruções nos sistemas comprometendo a eficiência de operação. Portanto, a seleção do meio suporte é muito importante para obter níveis mais altos de remoção de poluentes e para manter a estabilidade do sistema de tratamento. Além disso, o meio deve ter uma superfície específica alta para o crescimento de biofilme e elevada porosidade para evitar obstruções.

Outro fato importante é que o excesso de biomassa deve ser periodicamente retirado do meio filtrante para limpeza, sendo indicada lavagem por contracorrente, como nos filtros rápidos de tratamento de água. Essa contracorrente é normalmente realizada com o próprio efluente tratado e com ar, saindo o lodo de excesso no topo do reator e retomando para o início do tratamento. Essa lavagem é necessária devido à perda de carga ou pior qualidade do efluente (JORDÃO E PESSOA, 2011).

O biofilme pode ser exposto a condições alternadas de aeração, ele é heterogêneo com presença de organismos aeróbios e anaeróbios, e isso possibilita a ocorrência de ambos os processos, devido a esta propriedade o biofilme pode facilitar a nitrificação e desnitrificação (GIESEKE *et al.*, 2002).

Segundo Jordão e Pessoa (2011) os biofiltros biológicos submersos apresentam elevada eficiência, tendo-se obtido efluentes com concentração de DBO e de sólidos em suspensão menor que 20 mg/L e de acordo com as características do projeto, o processo pode se dar na fase de nitrificação-desnitrificação.

Foco *et al.* (2014), avaliou o desempenho de um sistema anaeróbio-aeróbio constituído por filtro anaeróbio seguido de biofiltro aerado submerso, cujo os volumes foram de 32,6 L e 17,4 L respectivamente, utilizou como meio suporte eletrodutos corrugados de PVC para imobilização da biomassa. Os autores obtiveram uma eficiência média de remoção da DQO de 90% e eficiência de remoção do nitrogênio total (NT) de 43%. Segundo esses autores o sistema operou com razão de recirculação de 0,5 e que, provavelmente, o aumento da recirculação permitirá maiores remoções de NT.

Rosário (2016) operou um sistema combinado construído em escala de bancada, por filtro anaeróbio seguido de biofiltro aerado submerso, cujo os volumes úteis foram aproximadamente 20 litros e 9 litros, respectivamente, utilizando como meio suporte espuma de poliuretano envolta em anel de polipropileno e operou com efluente sintético simulando o esgoto sanitário. A autora obteve eficiências de remoção de 94% da DQO, 89% de SST e 94% de nitrogênio total.

### 3.3 METABOLISMO E CRESCIMENTO BACTERIANO

De acordo com Van Haandel e Marais (1999) os microrganismos envolvidos no tratamento das águas residuárias promovem um conjunto de reações enzimáticas, de oxido-redução, denominadas de catabolismo que resulta na obtenção de energia e o anabolismo que resulta na síntese de novo material celular ou biossíntese.

Von Sperling (1996) esclarece que em ambas as categorias, catabolismo e/ou anabolismo, as transformações químicas ocorrem numa sequência de diversas reações intermediárias, cada qual catalizada por um tipo específico de enzima. A maioria das enzimas está localizada dentro da célula, sendo essas chamadas de enzimas intracelulares ou

endoenzimas. No entanto, algumas enzimas são lançadas no meio externo, sendo denominadas de enzimas extracelulares ou exoenzimas.

De acordo com Metcalf e Eddy (2003), os processos de catabolismo e anabolismo são interdependentes: sem anabolismo a manutenção da vida dos microrganismos e, conseqüentemente, o próprio metabolismo desses seria impossível. Por outro lado, anabolismo é um processo que requer energia e o microrganismo a obtém através de oxidação catabólica. Portanto anabolismo é necessário para o catabolismo e vice-versa.

A fonte de material para a síntese de nova massa celular vai depender do tipo de microrganismo, segundo Metcalf e Eddy (2016) os organismos que utilizam carbono orgânico para a formação de nova biomassa são chamados de heterotróficos, enquanto que organismos que derivam carbono celular de dióxido de carbono são chamados de autotróficos. Também existem os organismos capazes de utilizar luz como fonte de energia os quais são chamados de fotótrofos, e organismos que derivam sua energia de reações químicas são chamados de quimiotróficos, podem estes serem heterotróficos ou autotróficos.

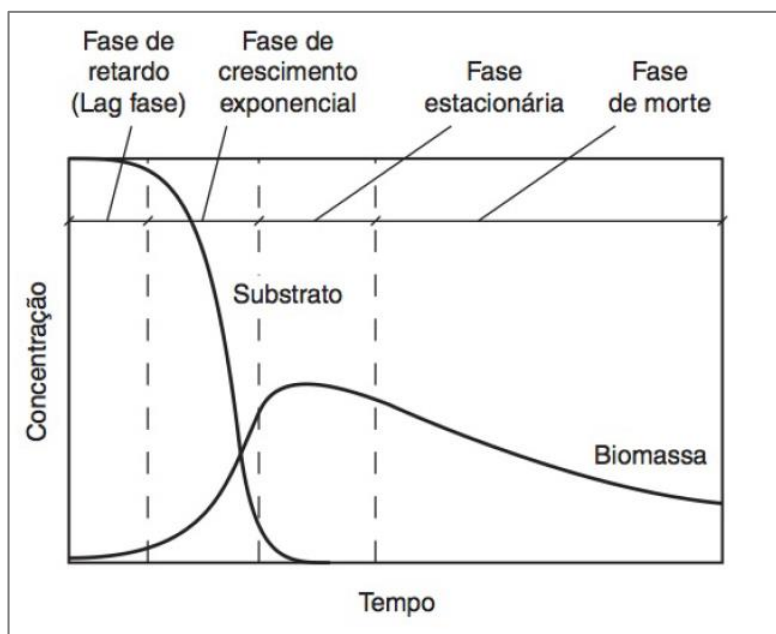
As reações químicas que produzem energia por organismos quimiotróficos são reações de oxidação-redução que envolvem a transferência de elétrons de um doador de elétrons a um receptor de elétrons, o doador é oxidado e o receptor é reduzido. O receptor de elétron pode estar disponível internamente na célula durante o metabolismo (endógeno) ou pode ser externamente à célula (exógeno) (METCALF E EDDY, 2016).

O resíduo endógeno se origina no decaimento da taxa de utilização do substrato, processo que faz com que parte do lodo ativo deixe de existir como organismo vivo capaz de metabolizar o material orgânico. No decaimento, parte da massa microbiana é oxidada em um processo que se chama respiração endógena (VAN HAANDEL E MARAIS,1999).

Metcalf e Eddy (2016) afirmam que para reproduzir e funcionar adequadamente, os organismos precisam ter fontes de energia, carbono para a síntese de novo material celular e elementos inorgânicos, como nitrogênio, fósforo, enxofre, potássio, cálcio e magnésio; e nutrientes orgânicos também podem ser requeridos para a síntese celular.

O crescimento bacteriano pode ser caracterizado por fases identificáveis, como ilustrado na Figura 1, as curvas representam o que ocorre em um reator batelada, no qual ao tempo zero, os substratos estão presentes em excesso e existe uma população de biomassa bacteriana pequena. Conforme os substratos são consumidos, quatro fases distintas de crescimento se desenvolvem sequencialmente.

Figura 1. Fases de crescimento da biomassa em função do tempo.



Fonte: Metcalf e Eddy, 2016

A fase de retardo representa o tempo necessário para os microrganismos se adaptarem ao meio antes que ocorra a divisão celular e a produção de biomassa significativa. Na fase de crescimento exponencial as células das bactérias estão se multiplicando em suas taxas máximas, uma vez que não ocorre limitação devido à quantidade de substrato. Durante a fase estacionária a concentração de biomassa permanece constante com o tempo, deixando de ser uma fase exponencial. E, por último, a fase de morte, neste momento o substrato já foi deplecionado de modo a não haver mais crescimento e a mudança na concentração do substrato é devida a morte celular.

### 3.4 REMOÇÃO BIOLÓGICA DO MATERIAL ORGÂNICO

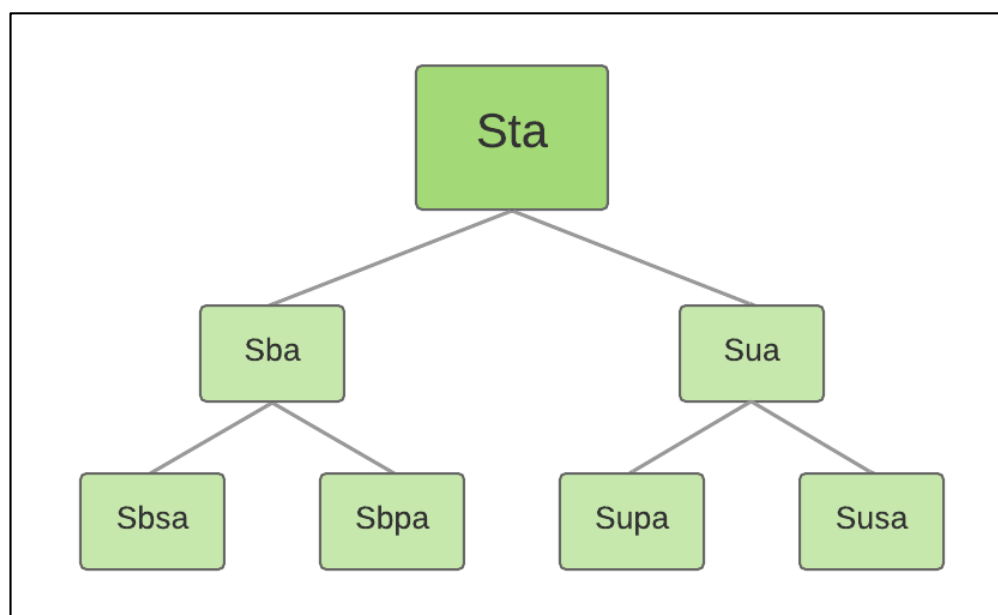
Em processos de tratamento biológico de águas residuárias, a remoção de material orgânico é realizada principalmente através de oxidação da matéria orgânica. Por outro lado, quando as condições anaeróbias são favorecidas, processos fermentativos anaeróbio ocorrem (MOTA e VON SPERLING, 2009).

O material orgânico presente na água residuária é convertido pela ação bioquímica, principalmente, bactérias heterótrofas. No anabolismo as bactérias heterótrofas usam o material orgânico como fonte para síntese de material celular, o que resulta no aumento da massa bacteriana (BLACK, 2002).



Para efeito de modelar a remoção do material orgânico, Van Haandel e Marais (1999), dividiram o material orgânico em diferentes frações (Figura 2). Em resumo o material orgânico afluyente ( $S_{ta}$ ) é dividido em duas frações: o material orgânico biodegradável ( $S_{ba}$ ) e a não biodegradável ( $S_{ua}$ ), sendo que o primeiro pode ser metabolizado pelos microrganismos, enquanto o segundo não é afetado pela ação bioquímica destes. Essas frações são subdivididas em fração dissolvida e particulada. No material biodegradável, a fração dissolvida ( $S_{bsa}$ ), é a fração mais rapidamente assimilável pelos microrganismos e a fração particulada ( $S_{bpa}$ ), que precisa passar pelos processos de floculação, adsorção, hidrólise, solubilização e, finalmente ser metabolizado. A fração não biodegradável particulada ( $S_{upa}$ ) é floculada e acumulada no sistema até a sua descarga junto com o lodo de excesso, enquanto a dissolvida ( $S_{usa}$ ) não é afetada pelo meio, saindo juntamente com o efluente.

Figura 2. Representação das frações do material orgânico.



Fonte: adaptado de Van Haandel e Marais (1999)

### 3.5 REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO

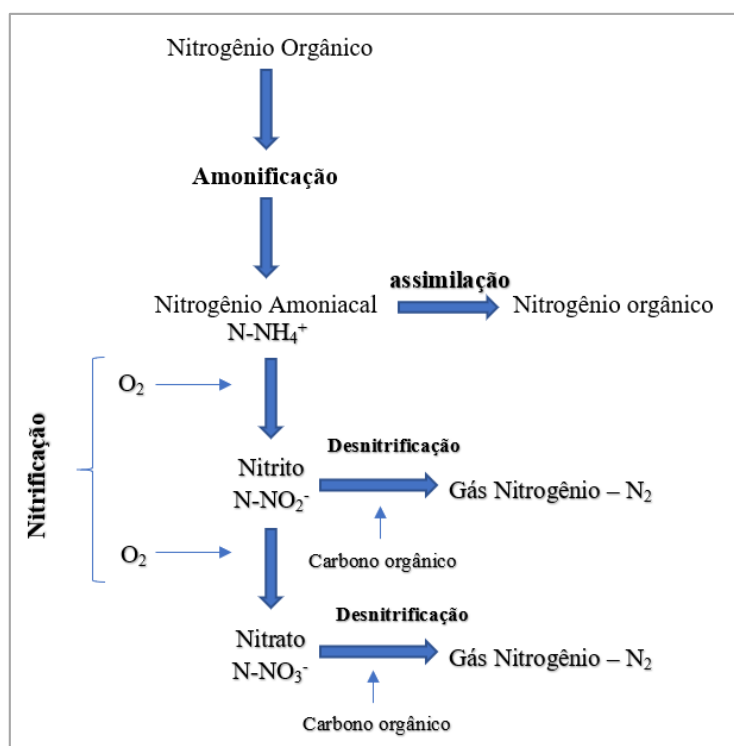
O lançamento de águas residuárias com grandes quantidades de nutrientes dissolvidos nos corpos hídricos tende a causar crescimento exacerbado da vegetação aquática, acarretando no processo da eutrofização, conseqüentemente efeitos no volume de oxigênio dissolvido e toxicidade para os peixes. O nitrogênio pode se apresentar em diversas

formas, sendo as mais encontradas o nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato.

A Resolução CONAMA nº 430/2011 estabelece que o lançamento de efluentes em corpos receptores deve atender simultaneamente às condições e padrões de lançamento de efluentes. Para o nitrogênio é estabelecido em 20 mgN/L na forma de nitrogênio amoniacal total, porém, deve-se levar em consideração a classe do corpo receptor e a zona de mistura.

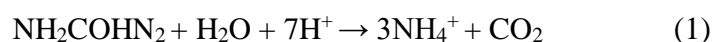
De acordo com Van Haandel e Marais (1999) observam que as seguintes reações podem ocorrer no sistema de tratamento: amonificação ou o inverso, assimilação de amônia, nitrificação e desnitrificação. Essas etapas são representadas na Figura 3.

Figura 3. Etapas da remoção biológica do nitrogênio em águas residuárias.



Fonte: adaptado de Van Haandel e Marais (1999); Metcalf e Eddy (2016)

No processo de amonificação (Equação 1) o nitrogênio orgânico particulado é hidrolisado a nitrogênio orgânico solúvel e, por sua vez, esta fração é hidrolisada a nitrogênio amoniacal no tratamento biológico (SUN *et al.* 2010).



Segundo Van Haandel e Marais (1999), no processo de amonificação ocorre a produção da alcalinidade de 50g/mol de amônia, essa variação pode ser expressa como mostra a Equação 2.

$$(\Delta\text{Alc}/\Delta\text{N})_{\text{am}} = 50/14 = 3,57 \text{ mgCaCO}_3.\text{mg.N}^{-1} \quad (2)$$

Segundo Metcalf e Eddy (2016), a amonificação é sempre uma das etapas limitantes do processo de nitrificação, os autores afirmam que a ureia é a principal fonte de N-orgânico e sua transformação para N-amoniacal pode ser facilmente efetuada pela enzima urease, quando a mesma se encontra presente, porém quando não presente, o processo de amonificação fica comprometido e por muitas vezes não é executado, o que compromete a nitrificação significativamente.

O processo de amonificação é um processo essencial na remoção do nitrogênio, no entanto os fenômenos mais relevantes para a remoção biológica de nitrogênio são a nitrificação e a desnitrificação. A nitrificação ocorre sob condições aeróbias, sendo o nitrogênio amoniacal oxidado a nitrato e a desnitrificação ocorre na ausência de oxigênio, onde o nitrato é reduzido a nitrogênio gasoso.

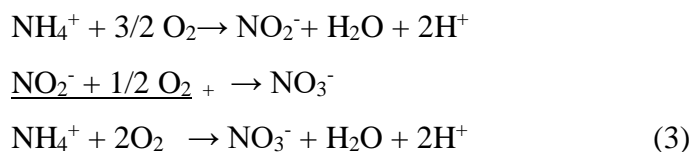
Segundo Forouzesh *et al.* (2017) a maioria dos tratamentos biológicos de remoção do nitrogênio geralmente envolve uma combinação de dois reatores separados combinando os tratamentos anaeróbio/anóxico e aeróbio. Assim a nitrificação é facilitada devido a pouca quantidade de matéria orgânica presente no reator aeróbio, após ter sido utilizada no reator precedente, o que reduz a quantidade de bactérias heterotróficas no reator aeróbio.

### 3.5.1 Nitrificação

A nitrificação, segundo Metcalf e Eddy (2016) é o termo usado para descrever a primeira etapa do processo de remoção biológica de nitrogênio, em que a amônia é oxidada a nitrito e o nitrito é oxidado a nitrato. As bactérias são autótrofas, ou seja, utilizam o CO<sub>2</sub> como fonte de carbono, produzido durante a degradação aeróbia da matéria carbonácea.

De acordo com Van Haandel e Marais (1999) a nitrificação ocorre em duas etapas sequenciais: na primeira, a amônia é oxidada para nitrito por meio da ação bioquímica de bactérias do gênero *Nitrosomonas*; a etapa seguinte, a oxidação de nitrito para nitrato é realizada por bactérias do gênero *Nitrobacter*.

As duas etapas são descritas conforme as seguintes reações químicas (Equação 3):



A etapa de nitrificação gera  $\text{H}^+$ , isso quer dizer que consome a alcalinidade do meio na proporção de  $7,14 \text{ mgCaCO}_3.\text{mgN}^{-1}$ , como mostra a Equação 4.

$$(\Delta\text{Alc}/\Delta\text{N})_n = -100/14 = -7,14 \text{ mgCaCO}_3.\text{mg.N}^{-1} \quad (4)$$

Assim, a tendência é que ocorra a diminuição do pH do meio. Valores de pH inferiores a 5,5 e superiores a 9,0 ocasionam uma drástica queda de nitrificação. Outros fatores limitantes para a nitrificação são a concentração de Oxigênio Dissolvido (OD) e a temperatura, além de ser inibida pelas concentrações de amônia e ácido nitroso (HAANDEL E MARAIS, 1999; WIESMANN *et al.*, 2007, ZOPPAS *et al.*, 2016).

De acordo com Silva Filho (2009), sistemas biológicos de tratamento de águas residuárias com nitrificação, tendem a demandar amplas quantidades de oxigênio, pois o oxigênio dissolvido disponível é utilizado concomitantemente pelos organismos heterótrofos responsáveis pela remoção da matéria carbonácea em ambientes aeróbios, e pelos organismos autótrofos nitrificantes. Ao se considerar a quantidade de bactérias nitrificantes presentes no sistema em relação às bactérias heterotróficas, na maioria dos casos as bactérias heterotróficas predominam, competindo assim pelo oxigênio disponível.

De acordo com Jordão e Pessoa (2011), em filtros percoladores muitos fatores influem na nitrificação, tais como características do esgoto (DBO, NTK, SS), as cargas hidráulicas, a recirculação, a disponibilidade de oxigênio e até o meio filtrante. Diferentemente da nitrificação nos processos de lodos ativados, que ocorre ao longo do tanque de aeração, no caso dos filtros biológicos a remoção da DBO se dá nas camadas superiores do meio, enquanto o processo de nitrificação poderá ocorrer nas camadas inferiores.

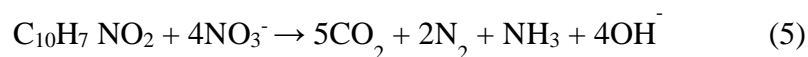
Em sistemas com biofilmes de crescimento aderido utilizados para nitrificação, a maior parte da matéria orgânica deve ser removida antes que os organismos nitrificantes se estabeleçam. As bactérias heterotróficas têm uma síntese de biomassa maior, nesse sentido,

a nitrificação deve ser obtida em um reator de crescimento aderido após remoção parcial do material orgânico ou em um reator de crescimento aderido separado e especialmente projetado para a nitrificação (METCALF E EDDY, 2016).

### 3.5.2 Desnitrificação

A desnitrificação é um processo respiratório anóxico, realizado por bactérias heterotróficas, sendo estas, em sua vasta maioria, facultativas, ou seja, em ambiente aeróbio utilizam o oxigênio como acceptor final de elétrons e em ambiente anóxico utilizam o nitrato, sempre consumindo a matéria orgânica e convertendo-a em CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>O (METCALF e EDDY, 2003). Em resumo, as bactérias desnitrificantes oxidam o material orgânico e em paralelo reduzem as formas oxidadas de nitrogênio.

Segundo Henrique (2010) a presença de doadores de elétrons no processo de remoção de nitrato é necessária para que ocorra desnitrificação, sendo o material orgânico biodegradável o doador mais utilizado no processo. A equação estequiométrica da desnitrificação biológica em condições anóxicas, é mostrada na Equação 5.



A desnitrificação diminui o consumo de O<sub>2</sub> para a remoção de matéria orgânica e devolve parte da alcalinidade do sistema que venha a ser consumida pelo processo de nitrificação. Segundo Van Haandel e Marais (1999) produz-se 50g CaCO<sub>3</sub> por mol de N (Equação 6).

$$(\Delta\text{Alc}/\Delta\text{N})_d = 50/14 = 3,57 \text{ mgCaCO}_3.\text{mg.N}^{-1} \quad (6)$$

Nesse sentido manter a estabilidade do sistema é essencial, visto que a nitrificação pode alterar o pH do meio após haver utilização da alcalinidade e, conseqüentemente, diminuição de sua capacidade de tamponamento (METCALF e EDDY, 2003).

O processo de desnitrificação pode ser afetado pela concentração de nitrito e de nitrato, quantidade de matéria orgânica (relação C/N), presença de oxigênio, temperatura e pH. Segundo Van Haandel e Marais (1999) entre as condições mais importantes estão a temperatura e o pH do licor misto, pois a taxa de desnitrificação aumenta com a temperatura

até um valor de 40 °C, quanto ao pH a taxa de desnitrificação é máxima para um faixa entre  $7 < \text{pH} < 7,5$ , por outro lado um pH abaixo de 6 ou acima de 8, além de inibir a desnitrificação também pode prejudicar o desenvolvimento da nitrificação.

A escolha do material orgânico é de fundamental importância para a desnitrificação, de acordo com Jordão e Pessoa (2011) os microrganismos responsáveis pela desnitrificação requerem uma fonte de carbono orgânico disponível que pode estar presente na própria água residuária ou pode ser adicionado externamente como, por exemplo, o metanol. Segundo esses autores, basicamente existem dois distintos sistemas de remoção de nitrogênio, que são eles: sistemas com dois ou mais conjuntos subsequentes de reatores e respectivo decantador, e sistema composto por um conjunto único de reatores e decantador final, também chamados de lodo único.

A desnitrificação com o material orgânico como fonte externa foi sugerido por Barth, Brenner e Lewis em 1969, em que o sistema era composto por três reatores biológicos em série (aeróbio – aeróbio – anóxico) e cada um seguido de um decantador, nesse sistema há uma separação física entre os três processos, tendo-se um lodo diferente para cada processo. Apesar desse sistema apresentar bom desempenho, o custo de operação e construção é alto, não apenas pelo fato de se construir três reatores, mas também pela necessidade de se adicionar a fonte externa de material orgânico.

Segundo Van Haandel e Marais (1999) o primeiro sistema de lodo único foi desenvolvido por Wuhurmann em 1964, o sistema era composto por um reator aeróbio seguido de um reator anóxico, configuração também conhecida como Pós-desnitrificação (pós-D), em que ocorre a redução de nitrato tendo-se como redutor a matéria orgânica não metabolizada no reator aeróbio, e o licor misto que sai do reator anóxico passa por um decantador onde o lodo é recirculado para o reator aeróbio. Nesse sistema a taxa de desnitrificação é baixa devido à baixa concentração de material orgânico que chega no reator anóxico.

Em 1964 Ludzack e Ettinger, propuseram um sistema de lodo único em que o primeiro reator era anóxico seguido de um reator aeróbio, nesse sistema o nitrato formado no segundo reator recircula para o reator anóxico junto com o lodo de retorno do decantador. Esse tipo de sistema, chamado de pré-D, por ter o reator anóxico antes do aeróbio, a taxa de desnitrificação é maior devido à taxa de material orgânico no reator anóxico ser elevada. A desvantagem desse sistema é que a desnitrificação não ocorre por completo porque parte do

nitrito formado no reator aeróbio não é recirculada (VAN HAANDEL E MARAIS, 1999; JORDAO E PESSOA 2011).

### 3.6 CINÉTICA DE REAÇÕES DE UTILIZAÇÃO DE SUBSTRATO

A cinética de utilização da biomassa bacteriana reflete a velocidade com que os processos de remoção e de síntese ocorrem dentro do sistema de tratamento biológico. Van Haandel e Van Der Lubbe (2012), destacam que o principal fator a ser considerado, quando se pretende determinar a cinética da utilização do material, é a taxa de utilização deste material. Essa taxa corresponde à velocidade com que os processos oxidativos e de síntese ocorrem dentro dos sistemas biológicos.

De acordo com Van Haandel e Marais (1999) um dos modelos mais conhecidos da cinética de metabolismo dos microrganismos foi o desenvolvido por Monod em 1948, esse modelo se resume em dois pontos:

(1) A taxa de crescimento de microrganismos é proporcional à taxa de utilização do substrato pelos microrganismos, e pode ser representada pela Equação 7:

$$r_c = \left(\frac{dx}{dt}\right) = -Y \cdot r_u = -Y \left(\frac{dS}{dt}\right)_u \quad (7)$$

Em que:

$r_c$ : taxa de crescimento de microrganismos;

$X$ : concentração de microrganismos;

$S$ : concentração do substrato;

$Y$ : coeficiente de produção celular;

$u, c$ : são índices que se referem à utilização e ao crescimento respectivamente.

(2) a taxa de utilização do substrato depende da concentração deste substrato como mostra a Equação 8:

$$r_u = K_m \cdot \frac{S}{S+K_s} \cdot X \quad (8)$$

Em que:

$r_u$ : taxa de utilização do substrato;

$K_m$ : constante de utilização específica máxima do substrato pelo lodo;

$K_s$ : constante de meia saturação;

X: concentração de microrganismos

Combinando-se as Equações 7 e 8, tem-se que:

$$\frac{dx}{dt} = Y \cdot K_m \frac{S}{S+K_s} \cdot X = u_m \frac{S}{S+K_s} \cdot X \quad (9)$$

Em que:

$u_m$  = Taxa de crescimento específico de microrganismos.

O valor da constante de meia saturação do substrato ( $K_s$ ) fornece uma indicação da não afinidade dos microrganismos em relação a um dado substrato. Assim, quanto maior o valor de  $K_s$ , menor a taxa de crescimento específico e menor é a afinidade dos microrganismos com o substrato (SILVA FILHO, 2009)

Segundo Von Sperling (1996) a grande vantagem de usar a equação de Monod está na sua estrutura que permite representar, de forma contínua, a faixa de variação entre os extremos de escassez e abundância do substrato no meio. Outro aspecto que indica a capacidade metabólica da biomassa do sistema é a relação da TCO exógena máxima e a TCO endógena. Van Haandel e Catunda (2013) afirmam que uma relação  $TCO_{exó,max}/TCO_{end}$  maior que 10 indica um lodo de boa qualidade, enquanto uma proporção inferior a 3 indica uma capacidade metabólica baixa.

### 3.7 BALANÇO DE MASSA

O balanço de massa é uma descrição quantitativa de todos os materiais que entram, saem e se acumulam em um sistema com limites físicos. O balanço de massa é baseado na lei da conservação da massa (VON SPERLING, 1996), de maneira simples, podem ocorrer reações químicas que transformam reagentes em produtos, mas a massa total não será alterada.

Considerando um volume qualquer, independentemente do tipo de processo e/ou sistema de tratamento de águas residuárias, estes sempre estarão sujeitos às mesmas leis da física e da química, principalmente às que concernem à conservação de massa. De acordo com Metcalf e Eddy (2016), matematicamente o balanço de massa para utilização de substrato pode ser expresso da seguinte forma:



$$\text{Acúmulo} = \text{entrada} - \text{saída} + \text{produção} - \text{utilização}$$

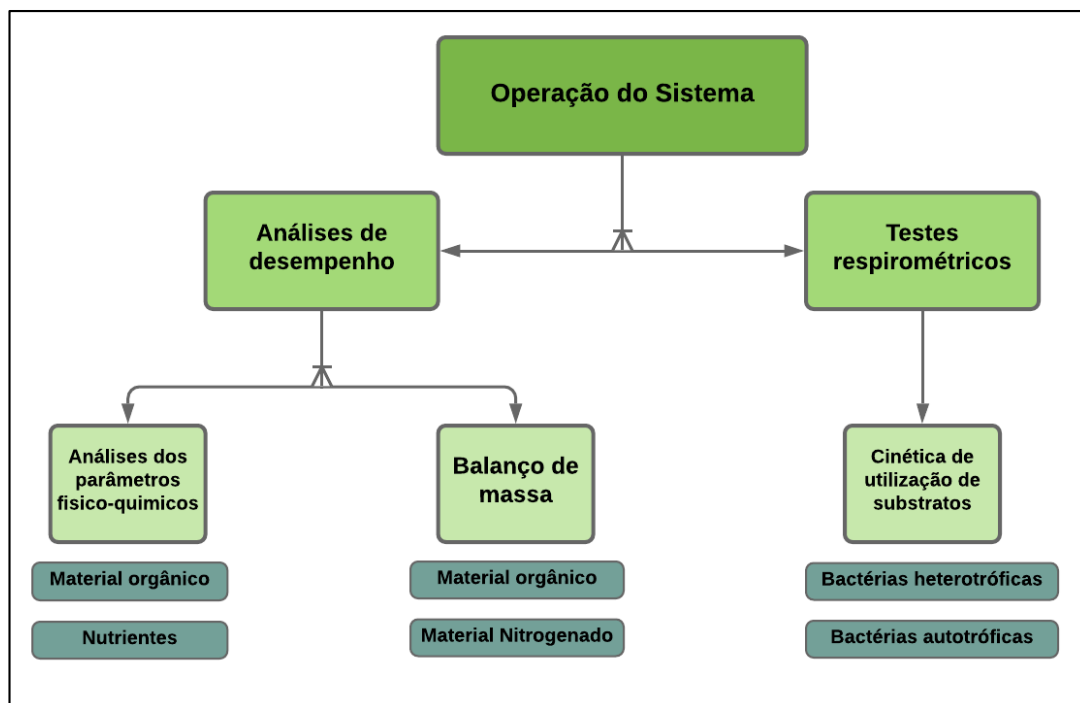
O modelo matemático pode ser estruturado para duas condições: estado permanente (ou estacionário) e dinâmico. No estado permanente a vazão e as concentrações de entrada e saída são constantes, e portanto, não há acúmulo dos compostos no sistema, logo a concentração do acumulado é zero. Já o estado dinâmico a concentração dos compostos no sistema é variada com o tempo, podendo aumentar ou diminuir, em função do balanço entre os termos positivos e negativos. Em geral, nesse estado a vazão e a concentração de entrada são variáveis, além disso há a possibilidade de haver algum tipo de perturbação externa ao sistema, como por exemplo, a temperatura.

De acordo com Van Haandel e Lettinga (1994) se não houver acumulação de material no sistema de tratamento, a massa diária de material afluente deve ser igual à soma das frações diárias do material que deixa o sistema, fração do efluente mais fração oxidada mais a fração presente no lodo, caracterizando um estado estacionário.

## 4 MATERIAL E MÉTODO

As etapas experimentais seguiram o esboço apresentado no organograma mostrado a Figura 4, o qual apresenta um breve resumo das atividades realizadas para atender aos objetivos do presente estudo.

Figura 4. Organograma das atividades realizadas



Fonte: autora (2020)

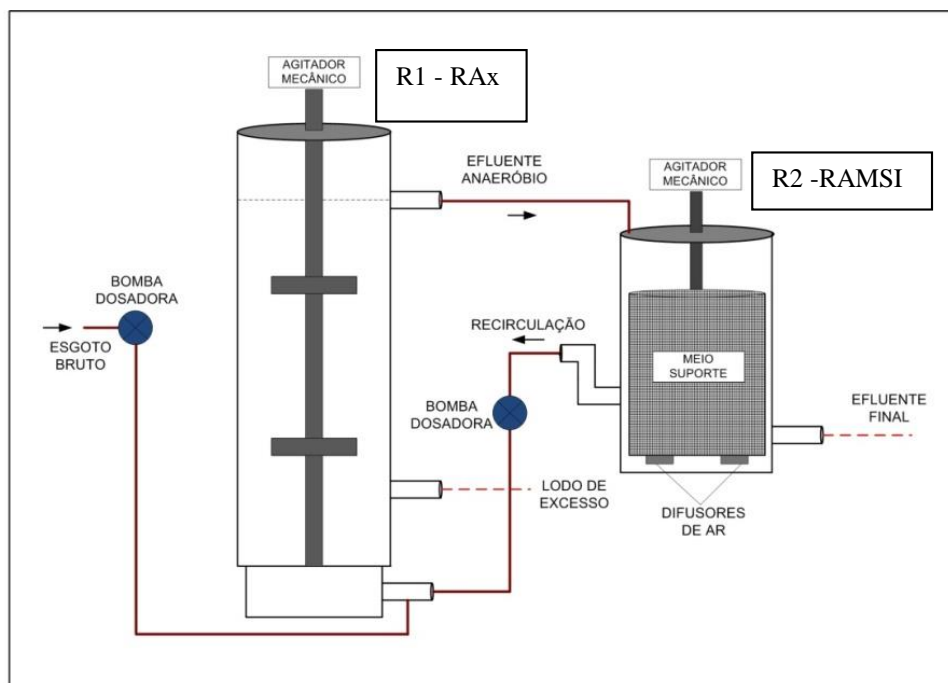
### 4.1 LOCAL DA PESQUISA

O sistema combinado foi construído e monitorado na Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES), localizada no município de Campina Grande, Estado da Paraíba, com coordenadas geográficas de 7° 14' 22''S e 35° 53' 5''W, em uma área pertencente à Universidade Estadual da Paraíba (UEPB).

## 4.2 SISTEMA OPERACIONAL

O sistema experimental, ilustrado na Figura 5, compõe-se de dois reatores configurando um sistema combinado composto por um Reator Anóxico (RAx) seguido de um Reator Aeróbio com Meio Suporte Submerso Imobilizado (RAMSI).

Figura 5. Representação esquemática do sistema combinado (RAx/RAMSI).



Fonte: autora (2020)

O Reator Anóxico (RAx) foi construído em acrílico, com capacidade volumétrica de 9 litros, operou em ciclos de oito horas, totalizando três ciclos por dia, recebendo uma vazão afluente diária de 13,5 L através de uma bomba dosadora. No topo do reator foi instalado um agitador mecânico de baixa rotação (5/6 RPM/min) para manter uma leve mistura do lodo e substratos, bem como, facilitar a liberação dos gases formados durante o processo de desnitrificação.

O reator aerado (RAMSI), também em acrílico, foi construído com capacidade volumétrica de 7 litros, em sua base inferior foram instalados três difusores de ar para proporcionarem a aeração em regime uniforme. A vazão de ar comprimido foi injetada por um compressor de ar com vazão de 4 L/min. Dentro do RAMSI foi instalado um dispositivo de plástico cilíndrico para imobilizar o meio suporte.

O meio suporte utilizado foi esponja de poliuretano com abrasivo (Figura 6), a qual foi fixada no dispositivo de plástico, acoplado a um agitador mecânico para proporcionar a mistura completa e difusão total de oxigênio no meio. A escolha desse material se deu devido a sua capacidade de não compactar ao longo da operação e, assim, não ter perda dos espaços vazios. Com base na pesquisa de Henrique *et al.* (2014) a esponja foi cortada em formato geométrico retangular com largura 2,0 cm, comprimento de 3 cm e espessura de 1 cm, a fim de ter-se melhor distribuição dentro do dispositivo. Foram inseridas 80 unidades de cubos da esponja preenchendo todo o dispositivo.

Figura 6. Meio suporte de poliuretano com abrasivo.



Foto: autora (2020)

O meio suporte imobilizado possibilitou a formação e crescimento do biofilme, o qual apresentou papel fundamental no tratamento. O Sistema combinado operou em 3 ciclos/dia, distribuído por períodos, como apresentado na Tabela 2. O controle operacional se deu por uso de 4 temporizadores digitais e duas bombas dosadoras.

Tabela 2. Distribuição temporal do ciclo de 8 horas.

<b>Períodos</b>	<b>Duração (h:min)</b>	<b>Tempo de Ciclo (%)</b>
Alimentação de EB no Rax + transbordo para RAMSI	2:00	25
Aeração + agitação no RAMSI	1:00	12,5
Aeração no RAMSI, Recirculação + agitação em ambos os reatores	3:00	37,5
Recirculação + agitação no RAX	1:20	18,75
Sedimentação e Repouso	0:30	4,167
Descarga	0:10	2,083
<b>Total</b>	<b>8:00</b>	<b>100</b>

Fonte: autora (2020)

O reator anóxico foi alimentado durante as primeiras 2 horas de operação e simultaneamente com o transbordo do efluente para o RAMSI, de forma contínua, no final da alimentação iniciava-se o processo de aeração e mistura no reator aeróbio, o tempo de aeração foi de 4 horas. A recirculação e mistura no reator anóxico se iniciava após a primeira hora da aeração, no entanto se estendia por mais 1 hora e 20 minutos, somando 4 horas e 20 minutos de agitação e recirculação. Passadas as 7 horas e 20 minutos, o sistema entrava no período de sedimentação por 30 minutos. Em seguida era realizada a descarga do efluente por um período de 10 minutos, e assim encerrando o ciclo.

#### 4.3 OPERACIONALIDADE E DESEMPENHO DO SISTEMA

A operação do sistema ocorreu em duas fases, na primeira fase, durante período de 90 dias, foi utilizada água residuária doméstica oriunda de um empreendimento residencial próximo à EXTRABES, cuja população residente é de cerca de 70 habitantes, esgoto livre de água de infiltração e ligações clandestinas. Na segunda fase, também compreendendo um período de 90 dias, foi utilizada água residuária sanitária proveniente do interceptor leste do sistema de esgoto da Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA), que transporta cerca de 48% do esgoto da cidade de Campina Grande, passando pelo campo experimental da EXTRABES. As águas residuárias eram bombeadas por um conjunto motor-bomba até um reservatório para alimentação dos reatores. Vale salientar que os parâmetros operacionais

do sistema foram os mesmos nas duas fases, apenas diferenciou-se o tipo de despejo a ser tratado. Os parâmetros gerais de operacionalidade são mostrados na Tabela 3.

Tabela 3. Parâmetros operacionais do sistema combinado RAx/RAMSI.

Parâmetros	RAx	RAMSI
<b>Volume útil</b>	8,5 L	4,5 L
<b>Vazão de alimentação</b>	2,25 L/h	-
<b>Vazão de recirculação</b>	-	2,0 L/h
<b>Vazão de aeração</b>	-	4 L/min
<b>Carga Hidráulica Volumétrica</b>	1,58 m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> .d	3,0 m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> .d
<b>TDH</b>	8h	8h

Fonte: autora (2020)

Quanto ao monitoramento do desempenho sistema, eram coletadas amostras semanalmente do esgoto afluente e do efluente. As coletas eram feitas sempre após o primeiro ciclo do dia e logo em seguida eram levadas para o laboratório para serem analisadas. Em paralelo monitorava-se, *in loco*, o oxigênio dissolvido para que o mesmo se mantivesse entre 1,5 e 3 mg/L. As análises realizadas são citadas da Tabela 4 e seguiram as recomendações preconizadas pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

Tabela 4. Parâmetros físico-químicos analisados.

Parâmetros	Frequência	Método
<b>Turbidez (UNT)</b>	Semanal	Nefolométrico
<b>pH</b>	Semanal	Eletrométrico
<b>Alcalinidade total (mgCaCO<sub>3</sub>/L)</b>	Semanal	Titulação Potenciométrica
<b>Ácidos graxos voláteis (mgHAc/L)</b>	Semanal	Kapp
<b>Demanda química de oxigênio (mg/L)</b>	Semanal	Refluxação fechada
<b>Oxigênio dissolvido (mg/L)</b>	Semanal	Sonda Polarográfica
<b>Sólidos e frações (mg/L)</b>	Semanal	Gravimétrico
<b>Nitrogênio total kjeldahl (mgN-NTK/L)</b>	Semanal	Titulométrico após destilação
<b>Nitrogênio amoniacal (mgN-NH<sub>4</sub>/L)</b>	Semanal	Titulométrico após destilação
<b>Nitrito (mgN-NO<sub>2</sub>/L)</b>	semanal	Cromatografia
<b>Nitrato (N-NO<sub>3</sub>/L)</b>	semanal	Cromatografia
<b>Fósforo Total (mgP/L)</b>	Quinzenal	Ácido ascórbico
<b>Ortofósforo (mgP/L)</b>	Quinzenal	Cromatografia

Fonte: autora (2020)

#### 4.4 BALANÇO DE MASSA DO SISTEMA RA<sub>x</sub>/RAMSI

##### 4.4.1 Balanço de massa do material orgânico

O balanço de massa do material orgânico consiste na verificação da quantidade dos constituintes que entram e que saem do sistema, permite estabelecer quais são os valores das frações de material orgânico descarregado no efluente ( $mS_e$ ), no lodo de excesso ( $mS_{xv}$ ) e oxidada no sistema ( $mS_o$ ).

Os cálculos do balanço de massa para o material orgânico do sistema combinado foram realizados de acordo com as equações propostas por Van Haandel e Marais (1999):

$$mS_{ta} = (Q_a * S_{ta}) \quad (10)$$

$$mS_{te} = (Q_a * S_{te}) \quad (11)$$

$$mS_{xv} = \sum \frac{S_{xv}}{xv} \quad (12)$$

$$mS_o = mS_{ta} - (mS_{te} + mS_{xv}) \quad (13)$$

$$Bo = \frac{(mS_{te} + mS_{xv} + mS_o)}{mS_{ta}} \quad (14)$$

Em que:

$mS_{ta}$ : Massa de DQO no afluente (mg/d);

$mS_{te}$ : Massa de DQO no efluente (mg/d);

$mS_{xv}$ : Massa de DQO no lodo de excesso (mg/d);

$mS_o$ : Fração de DQO afluente oxidada (mg/d);

$Q_a$ : vazão afluente (L/d);

$S_{te}$ : DQO efluente (mg/L);

$S_{ta}$ : DQO afluente (mg/L);

$S_{xv}$ : DQO do licor misto (mg/L);

$Xv$ : concentração de SSV do lodo (mg/L);

$B_o$ : fator de recuperação do material orgânico.

#### 4.4.2 Balanço de massa do material nitrogenado

Usando o conceito desenvolvido por Van Haandel e Marais (1999) para o balanço do material orgânico, calculou-se o balanço de massa para o material nitrogenado. Foi determinado pela fração de recuperação de material nitrogenado como a razão entre os três fluxos de material que deixam o sistema combinado:

Sendo:

$$mN_{ta} = Q_a(NTK_a + N_{na}) = Q_a N_{ta} \quad (15)$$

$$mN_{te} = Q_a(NTK_e + N_{ne}) = Q_a N_{te} \quad (16)$$

$$mN_{xv} = \frac{NTK_{RAx}}{Xv_{RAx}} + \frac{NTK_{RAMSI}}{Xv_{RAMSI}} \quad (17)$$

$$mN_d = mN_{ta} - (mN_{te} + mN_{xv}) \quad (18)$$

$$B_n = \frac{(mN_{te} + mN_{xv} + mN_d)}{mN_{ta}} \quad (19)$$

Em que:

$mN_{ta}$ : massa de nitrogênio afluyente (mgN/d);

$mN_{te}$ : massa de nitrogênio no efluente (mgN/d);

$mN_{xv}$ : massa de nitrogênio no lodo de excesso (mgN/d);

$mN_d$ : massa de nitrogênio utilizado na desnitrificação (mgN/d);

$NTK_a$ : Concentração de NTK afluyente (mg/L);

$NTK_e$ : Concentração de NTK efluente (mg/L);

$NTK_{RAx}$ : Concentração de NTK no RAx (mg/L);

$NTK_{RAMSI}$ : Concentração de NTK do RAMSI (mg/L);

$N_n$ : concentração de nitrogênio de nitrato (mg/L);

$N_{ta}$ : Concentração total de nitrogênio afluyente (mg/L);

$N_{te}$ : Concentração total de nitrogênio efluente (mg/L);

$B_n$ : fator de recuperação do material nitrogenado.



#### 4.5 RESPIROMETRIA

Os testes respirométricos foram realizados para determinar as constantes cinéticas das bactérias heterotróficas e autotróficas a partir da determinação da Taxa de Consumo de Oxigênio (TCO). Os testes foram feitos seguindo as orientações descritas por Van Haandel e Catunda (1982) e Catunda *et al.* (1996) e utilizando o equipamento Beluga, do tipo aberto e de forma semi-contínua, juntamente com o *software V.3.2C* para computadores. Para realização do teste foram utilizados os seguintes materiais:

- (1) Computador contendo o *software V.3.2C* instalado, e seus periféricos (monitor, mouse, teclado);
- (2) Respirômetro Beluga com saída para a CPU;
- (3) Compressor de ar;
- (4) Eletrodo de oxigênio modelo YSI5718;
- (5) Agitador mecânico.

Durante os testes a aeração foi controlada pelo *software* que, ao chegar no limite mínimo estabelecido, ativava o aerador e desativando-o quando era atingido o limite superior, também estabelecido. As concentrações de OD estabelecidas como referências mínima e máxima foram de 1,0 e 3,0 mg/L, respectivamente. Durante os períodos sem aeração o equipamento determinava a TCO a partir da variação da concentração de oxigênio dissolvido com o tempo, conforme a Equação 20.

$$TCO = \left(\frac{dOD}{dt}\right) = \left(\frac{OD_{max} - OD_{min}}{\Delta t}\right) \quad (20)$$

Em que:

TCO: Taxa de Consumo de Oxigênio ( $\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ )

$OD_{max}$ : concentração de oxigênio dissolvido de referência superior ( $\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ )

$OD_{min}$ : concentração de oxigênio dissolvido de referência inferior ( $\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ )

$\Delta t$ : variação do tempo (h).

O procedimento usado durante os testes respirométricos seguiu as seguintes etapas: (1) inicialmente ligava-se o respirômetro e esperava-se 10 minutos para, então, calibrar o eletrodo de oxigênio para a temperatura ambiente e altitude local; (2) antes de iniciar o teste respirométrico, era verificado o pH da amostra para avaliar se este indicador estava adequado para o desenvolvimento da atividade da biomassa; (3) uma amostra de 1 litro do licor misto era submetida à agitação e aeração controladas pelo respirômetro, até que todo substrato extracelular disponível no licor misto fosse utilizado pelas bactérias, estabelecendo-se uma TCO endógena; (4) quando estabelecida a respiração endógena, era então adicionado o substrato específico para determinação das constantes cinéticas do grupo de bactérias testadas.

Para avaliação das taxas específicas de utilização de oxigênio foram utilizados três tipos de substratos: 120 mgDQO/L de acetato de sódio para as bactérias heterotróficas, 8 mgN/L de Cloreto de amônio e 8 mgN/L de nitrito de sódio, para as bactérias autotróficas. Primeiramente foi usado o acetato de sódio, ao chegar na respiração endógena era adicionado o cloreto de amônio e por último, após chegar a respiração endógena novamente, o nitrito de sódio.

## 4.6 DETERMINAÇÃO DAS CONSTANTES CINÉTICAS

### 4.6.1 Bactérias heterotróficas

Na determinação da taxa de crescimento das bactérias heterotróficas, pode-se inicialmente calcular a concentração dessas bactérias, conforme a Equação 21:

$$X_a = [(1 - f_{us} - f_{up})Y_h R_s / (1 + b_h R_s)] S_{ta} / R_h \quad (21)$$

Em que:

$X_a$ : concentração das bactérias heterotróficas (mgSSV.L<sup>-1</sup>).

$S_{ta}$ : DQO do afluente (mg.L<sup>-1</sup>).

$f_{us}$ : fração não biodegradável e solúvel.

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

$R_s$ : idade de lodo (dias);

$R_h$ : tempo de permanência (dia<sup>-1</sup>);

$Y_h$ : coeficiente de rendimento =  $0,45 \text{ mgX}_a.\text{mgDQO}^{-1}$  (MARAIS; EKAMA, 1976).

$b_h$ : constante de decaimento das heterotróficas;

Onde,  $b_h$ , de acordo com Van Haandel; Van Der Lubbe (2007), pode ser determinado pela Equação 22:

$$b_h = 0.24 * 1,04^{(t-20)} \quad (22)$$

O valor da concentração das bactérias heterotróficas também pode ser determinado a partir da TCO endógena, conforme a Equação 23:

$$X_a = \frac{TCO_{end}}{f_{cv}(1-f)b_h} \quad (23)$$

$f$ : fração não biodegradável após decaimento = 0,2;

$f_{cv}$ : proporcionalidade entre DQO e massa de sólidos orgânicos suspensos ( $1,5 \text{ mgDQO/mgSSV}$ ) (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

A expressão da utilização de material orgânico solúvel pelas bactérias heterotróficas é dada pela equação de Monod (Equação 24):

$$r_{us} = K_{ms} \cdot X_a \left[ \frac{S_{bs}}{(S_{bs} + K_{ss})} \right] \quad (24)$$

Em que:

$r_{us}$ : taxa de utilização do substrato ( $\text{mg DQO L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ ).

$S_{bs}$ : concentração de material orgânico solúvel e biodegradável ( $\text{mg.L}^{-1}$ ).

$K_{ms}$ : constante de utilização de  $S_{bs}$  ( $\text{mg.L}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ ).

$K_{ss}$ : constante de meia saturação ( $\text{mg.L}^{-1}$ ).

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, conforme a Equação 25:

$$S_{bs}/(S_{bs} + K_{ss}) \approx 1 \quad (25)$$

Logo, a equação de Monod (24) é simplificada, conforme definido na Equação (26).

$$r_{us} = K_{ms}X_a \quad (26)$$

Marais e Ekama (1976) destacam que na utilização do substrato orgânico 2/3 formam nova massa de bactérias (anabolismo) e 1/3 é oxidado (catabolismo). Desse modo correlacionaram a taxa de utilização à taxa de utilização máxima ( $TCO_{exo}$ ), de acordo com a Equação 27:

$$K_{ms} = 3 * TCO_{exo}/X_a \quad (27)$$

Com o coeficiente de rendimento ( $Y_h = 0,45 \text{ mgDQO.mgX}_a^{-1}$ ) a taxa máxima de crescimento ( $\mu_m$ ) das bactérias é dada pela Equação 28:

$$\mu_m = Y_h * K_{ms} \quad (28)$$

#### 4.6.2 Bactérias autotróficas

Para determinar a taxa específica de crescimento das bactérias autotróficas foi utilizada a Equação de Monod (Equação 29):

$$\mu = \mu_m \cdot [S/(S + K_n)] \quad (29)$$

Em que:

$\mu$ : taxa de crescimento específica ( $\text{dia}^{-1}$ );

$\mu_m$ : taxa de crescimento específica máxima ( $\text{dia}^{-1}$ );

$K_n$ : constante de meia saturação;

S: concentração do substrato ( $\text{mg/L}$ ).

Segundo Van Haandel e Van Der Lubbe (2007), se a quantidade de substrato adicionada for muito grande ( $S \gg K_s$ ), o valor de  $\mu$  é igual ao valor de  $\mu_m$ , sendo  $\mu_m$  determinado através da respirometria, nesse caso foi usada a Equação 30:

$$\mu_m = \left( \frac{Y \cdot r_{max}}{X_n} \right) \quad (30)$$

Em que:

Y: coeficiente de rendimento das bactérias (0,1 mgX<sub>n</sub>.mgN<sup>-1</sup> para autotróficas);

r<sub>max</sub>: taxa máxima de consumo do substrato (mg.L<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>), determinada através da TCO;

X<sub>n</sub>: concentração ativa das bactérias (X<sub>N</sub> para autotróficas, mgX.L<sup>-1</sup>);

As Equações 31 e 32, expressam a taxa de utilização máxima dos substratos, segundo dados teóricos de lodo ativado expressos por Van Haandel e Marais (1999):

$$r_{n,(BAN)} : \frac{TCO_n}{4,57} \quad (31)$$

$$r_{n,(BAN)} : \frac{TCO_n}{1,14} \quad (32)$$

Em que:

r<sub>n,(BAN)</sub>: taxa de utilização máxima da amônia e do nitrito gerado (mgN.mgX<sub>n</sub><sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>).

r<sub>n,(BAN)</sub>: taxa de utilização máxima do nitrito (mgN.mgX<sub>n</sub><sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>).

TCO<sub>n</sub>: TCO total devido à nitrificação (mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>).

Os denominadores das Equações 31 e 32, representam o consumo estequiométrico de oxigênio por mol do substrato considerado (4,57 para amônia e 1,14 para nitrito).

A concentração das bactérias pode ser determinada pela Equação 33.

$$X_n = \frac{Y_n R_s}{(1+b_n R_s) \cdot R_h} \cdot N_c \quad (33)$$

Em que:

X<sub>n</sub>: concentração das bactérias autotróficas nitrificantes (mgX<sub>n</sub>/L);

Y<sub>n</sub>: coeficiente de rendimento das bactérias (0,1 mgX<sub>n</sub>.mgN<sup>-1</sup> para autotróficas);

R<sub>s</sub>: idade de lodo (dia);

b<sub>n</sub>: constante de decaimento endógeno (b<sub>n</sub>= 0,04\*1,04<sup>(t-20)</sup>);

N<sub>c</sub>: concentração de amônia nitrificada (mgN/L);

R<sub>h</sub>: tempo de detenção hidráulica (dia).

Para determinar a concentração de amônia nitrificada ( $N_c$ ) foram usadas as Equações (34) e (35):

$$N_c = N_{ta} - N_{te} - N_l \quad (34)$$

$$N_l = (f_n X_v R_h) / R_s \quad (35)$$

Em que:

$N_{ta}$ : concentração de N-NTK afluente (mgN/L).

$N_{te}$ : concentração de N-NTK efluente (mgN/L).

$N_l$ : concentração de N-NTK necessário para produção de lodo (mgN/L).

$f_n$ : fração de nitrogênio em lodo volátil = 10% = (0,1g.gSSV<sup>-1</sup>).

$X_v$ : concentração de sólidos suspensos voláteis no licor misto (gSSV/L).

Para estimar as constantes de meia saturação  $K_{ss}$  e  $K_{sn}$ , determinou-se a área correspondente entre a  $TCO_{m\acute{a}x}/2$  e a  $TCO_{end}$ . Esta determinação pode ser feita através do respirograma obtido na metodologia descrita.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

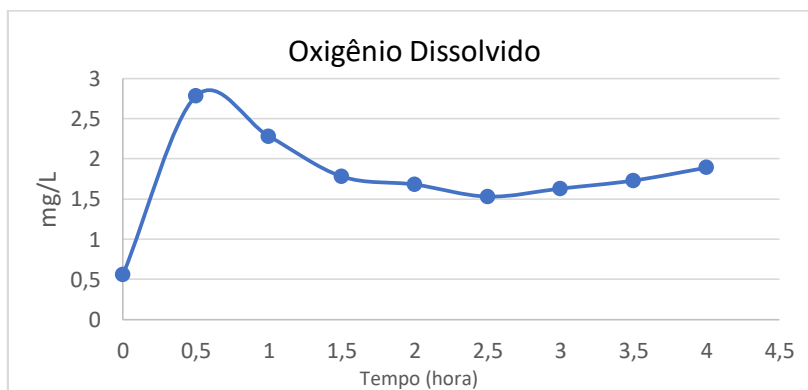
Aqui serão apresentados resultados e discussão referente as duas fases experimentais considerando os parâmetros de interesse para o desempenho do sistema e para processo de nitrificação e desnitrificação. Também serão tratados o balanço de massa do material orgânico e nitrogenado e os dados da cinética microbiana das bactérias autotróficas e heterotróficas.

### 5.1 CONSIDERAÇÕES SOBRE A FASE ADAPTATIVA

O sistema operou durante 220 dias, sendo inicialmente a fase de adaptação do sistema biológico, em que os parâmetros operacionais, carga aplicada e parâmetros limitantes, foram sendo ajustados até o sistema apresentar estabilidade e estado de equilíbrio dinâmico. Após o período de adaptação do sistema, cerca de 40 dias, foi observado a formação do biofilme no RAMSI. A partir daí deu-se início as análises físico-químicas a fim de analisar estabilidade e a eficiência do sistema.

Na fase adaptativa, a vazão foi um dos parâmetros que variou de acordo com a rotina operacional, em especial devido a alguns problemas de entupimento e/ou entrada de ar na mangueira de adução da bomba. Outro parâmetro que variou muito inicialmente foi o OD, no RAMSI, devido a bomba de ar não haver configuração de ajuste da vazão e devido as alterações na carga orgânica, pois o aumento da carga reduzia o oxigênio. No entanto, as variações foram em geral aceitáveis, apresentado uma faixa de 1,5 a 3 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> como mostrado na Figura 7.

Figura 7. Concentração de oxigênio dissolvido no RAMSI no momento de aeração.



Fonte: autora (2020)

## 5.2 DESEMPENHO DO SISTEMA

Os valores das médias que estão apresentados nas tabelas e gráficos correspondem ao período após estabilização do sistema, são mostrados resultados médios do afluente e efluentes do R1 (reator anóxico) e do R2 (reator aeróbio). A fase I refere-se ao uso da água residuária doméstica e a fase II refere-se ao período de uso de água residuária sanitária. A Tabela 5 mostra os valores médios para o pH, turbidez, Alcalinidade total e AGV.

Tabela 5. Valores médios dos parâmetros de monitoramento do sistema combinado.

Parâmetro	Fase I			Fase II				
	n°	EB	R1	R2	n°	EB	R1	R2
pH		7,2	7,5	7,4		7,0	7,2	7,1
Turbidez (NTU)	10	290 ± 77	121 ± 68	27 ± 19	10	164 ± 37	69 ± 32	5 ± 3
Alcalinidade total (mg/L)		426 ± 101	348 ± 85	249 ± 54		203 ± 13	119 ± 42	81 ± 28
AGV (mgHAc/L)		186 ± 67	74 ± 27	51 ± 20		77 ± 18	27 ± 12	15 ± 7

Fonte: autora (2020)

Durante o período de análise foi possível observar que não houve maiores alterações nos valores de pH em nenhuma das fases, garantindo assim a estabilidade do sistema para que ocorresse a nitrificação e a desnitrificação. Segundo Mayer *et al.* (2009) para obter uma nitrificação e desnitrificação satisfatória, os valores de pH devem ser mantidos entre 6,5 e 8,0. Barnes e Bliss (1983) afirmam que se tem melhor desempenho com pH na faixa de 6,5 a 7,5, nesse sentido, o sistema funcionou dentro dos limites esperados e de forma satisfatória.

A alcalinidade do afluente, na fase I, variou entre 536 mg/l e 264 mg/L valores superiores a faixa de alcalinidade do efluente, que variou de 452 a 214 mg/L no R1 e de 297 mg/l a 126 mg/L no R2; e na fase II o afluente variou entre 227 e 182 mg/L, e para o R1 variou entre 206 e 87 mg/L e no R2 variou entre 139 a 28 mg/L.

A alcalinidade é consumida com a oxidação da amônia, logo essa diminuição da concentração da alcalinidade do afluente para o efluente é consequência do processo de nitrificação. Em quanto isso a desnitrificação, ao consumir a matéria orgânica devolve parte



da alcalinidade do sistema que é ser consumida pelo processo de nitrificação. (METCALF E EDDY, 2003; JORDÃO E PESSOA, 2011).

Para uma alcalinidade maior que 35ppm  $\text{CaCO}_3$ , o pH não varia significativamente quando a alcalinidade varia, em contraste, quando a alcalinidade é menor que 35ppm o valor do pH depende diretamente do valor da alcalinidade, por exemplo, se a alcalinidade for menor que 3  $\text{mgCaCO}_3/\text{L}$  fará com que o pH caia da faixa neutra para valores ácidos, conseqüentemente isso afetará a atividade dos microrganismo (VAN HAANDEL E MARAIS, 1999).

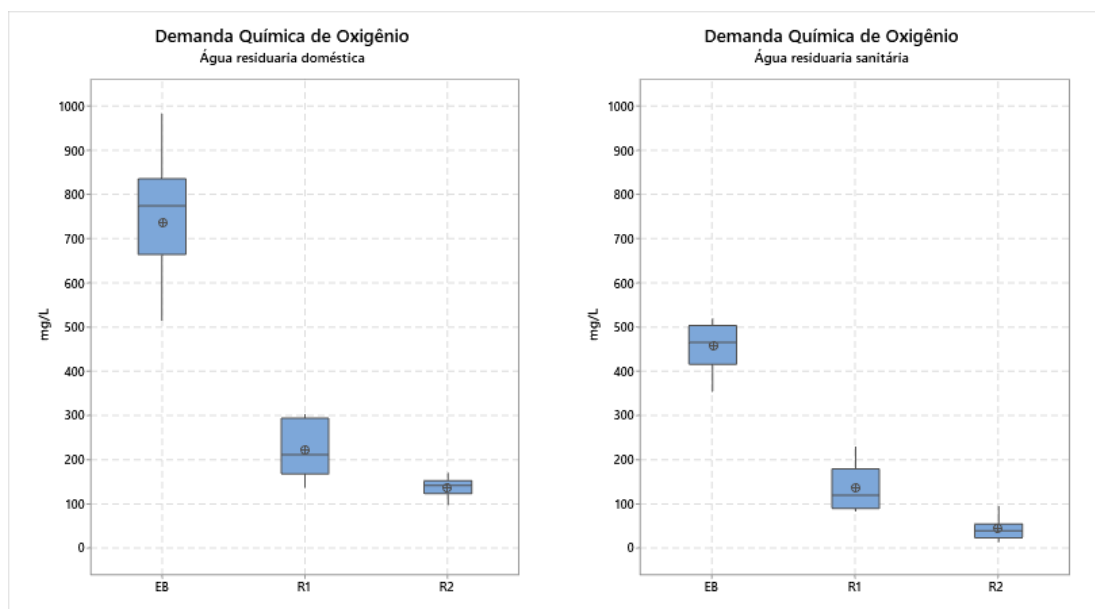
A concentração de ácidos graxos voláteis no afluente variou de 273 a 81  $\text{mgHAc/L}$  e de 110 a 47  $\text{mgHAc/L}$ , nas fases I e II respectivamente. No efluente do R1 e do R2 estes valores foram reduzidos, variando num faixa de 124 a 26  $\text{mgHAc/L}$  e de 74 a 22  $\text{mgHAc/L}$ , respectivamente na fase I, quanto que os efluentes da fase II variaram entre 45 e 10  $\text{mg/L}$  e de 24 a 2  $\text{mgHAc/L}$ . A diminuição dos valores no efluente quando comparados aos valores afluentes, indicam equilíbrio no sistema. Portanto, verifica-se que os resultados do pH, alcalinidade e ácidos graxos voláteis, fornecem indicação de que o processo se desenvolveu dentro do esperado garantindo o equilíbrio do sistema.

Quanto a turbidez a eficiência de remoção foi satisfatória nas duas fases, eficiência de remoção de 91% e de 97% na primeira e segunda fases, respectivamente. A turbidez não é objeto de controle na Resolução CONAMA nº 430/2011, porém é possível deduzir, em princípio, que quanto menor a turbidez menor a concentração de SST. Nesse sentido pode-se dizer que a turbidez funciona como indicador de remoção do material orgânico.

Na Figura 8 são apresentadas as concentrações da matéria orgânica expressas em DQO bruta do afluente e efluentes do sistema. Na fase I, a concentração afluente média da DQO bruta foi de  $739 \pm 173 \text{ mg/L}$  e os efluentes do R1 e R2 mantiveram valores médios de  $226 \pm 62$  e  $136 \pm 42 \text{ mg/L}$ , respectivamente; na fase II a concentração média afluente foi de  $460 \pm 50 \text{ mg/L}$  e as concentrações médias efluentes foram  $141 \pm 50$  e  $48 \pm 28 \text{ mg/L}$  para o R1 e R2, respectivamente. A eficiência de remoção da matéria orgânica durante as fases foi considerada satisfatória, com o percentual de 81% na fase I e 90% na fase II.

Liu *et al.* (2013) alcançaram resultados semelhantes em estudo com sistema combinado composto por um reator anaeróbio, um reator aeróbio e dois anóxicos, sequenciados, operando com TDH de 8 horas e tratando água residuária sintética, alcançaram remoção de 90% de matéria orgânica.

Figura 8. Concentrações de DQO obtidas no sistema combinado RAx/RAMSI.

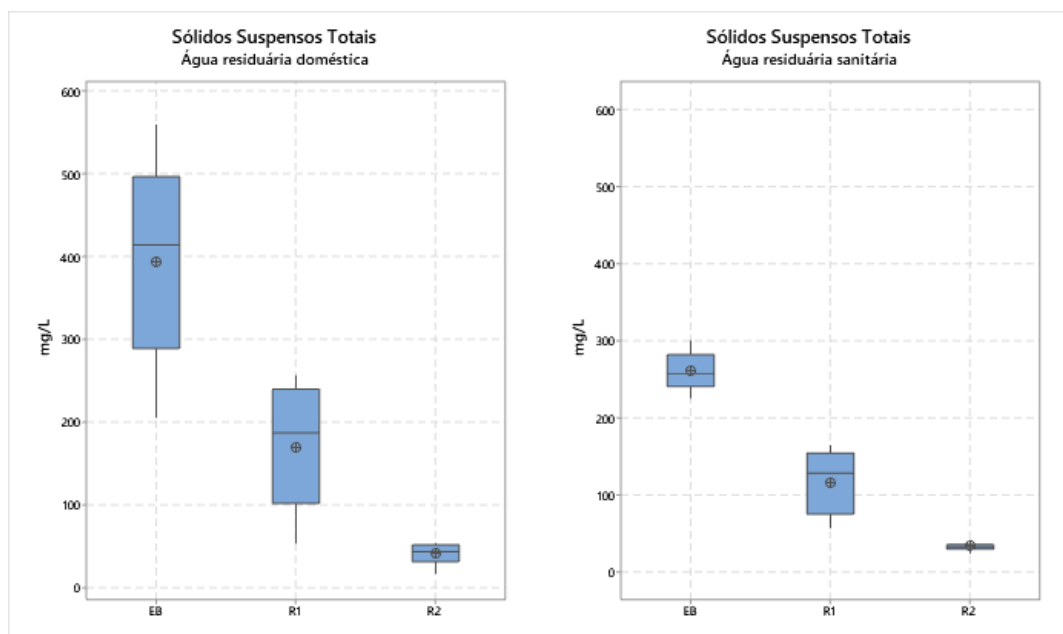


Fonte: autora (2020)

Bueno *et al.* (2019) avaliaram o desempenho de dois reatores do tipo lodo ativado com dimensões iguais, sendo que em um deles foi introduzido meio suporte de anéis de plástico, não imobilizados, para o desenvolvimento de biomassa aderida, operados pelo processo anaeróbio-anóxico-óxico (A<sup>2</sup>O). O estudo foi feito com água residuária sanitária, operando com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 6 horas, os resultados da eficiência de remoção de demanda química de oxigênio (DQO), foi de 89,5% para o reator sem uso do meio suporte (RBS) e de 91% para o reator em batelada sequencial de leito móvel com meio suporte (MBSBBR).

Na Figura 9 observa-se os valores médios das concentrações de sólidos suspensos totais (SST) para o sistema combinado RAx/RAMSI. Na fase I a concentração média afluyente de SST foi de  $395 \pm 114$  mg/L e os valores médios dos efluentes no R1 e R2 foram de  $177 \pm 98$  mg/L e  $41 \pm 13$  mg/L, respectivamente; na fase II a concentração média afluyente foi de  $268 \pm 23$  mg/L e os valores efluentes foram  $126 \pm 56$  mg/L no R1 e de  $28 \pm 5$  no R2. Esses valores correspondem à eficiência de remoção dos SST de 90% em ambas as fases. Essa eficiência de remoção dos sólidos suspensos, indica boa retenção dos sólidos no meio suporte.

Figura 9. Concentrações de SST obtidas no sistema combinado RAx/RAMSI.



Fonte: autora (2020)

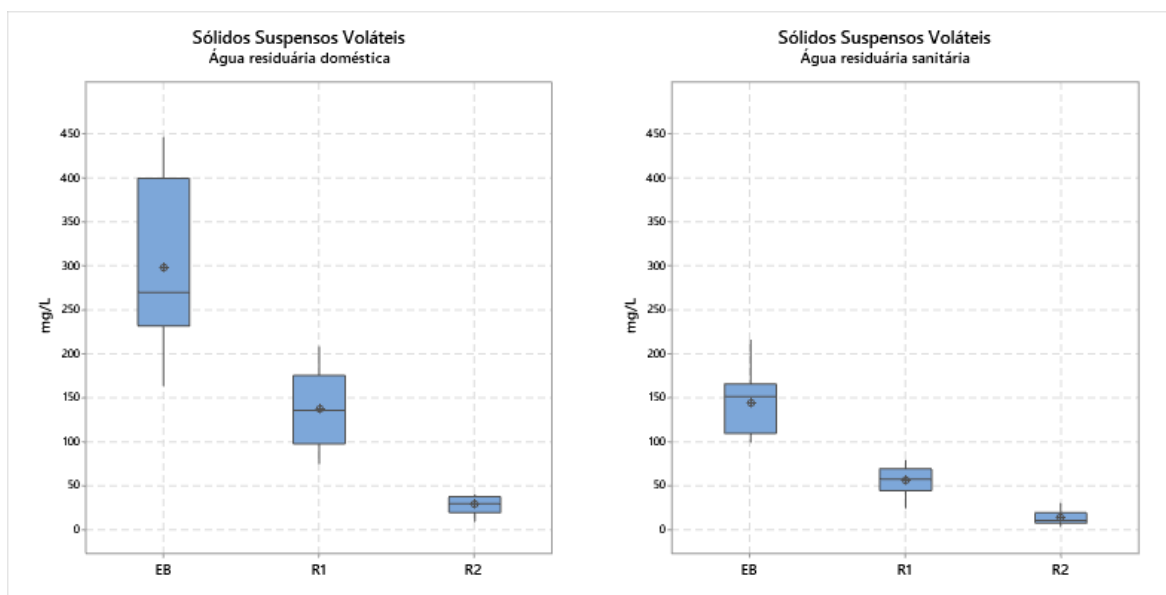
Araújo *et al.* (2017), operaram com um conjunto de quatro reatores UASB em paralelos operando com TDH de 15h, tendo na sequência dois reatores UASB, um reator anóxico operando com TDH igual a 2,9h e um reator aeróbio híbrido operando com TDH de 3,2h e tratando água residuária sanitária, removeram um percentual de 63% dos SST.

Bueno *et al.* (2017), utilizaram sistemas de lodo ativado de fluxo contínuo para tratar água residuária de um Campus universitário, o sistema era composto por um tanque de aeração seguido de um tanque de decantação, operando em quatro estágio sob diferentes configurações de vazão, tempos de retenção celular (TRC), razão A/M, concentrações de oxigênio dissolvido. Alcançaram eficiências médias de remoção de SST de 89%, 91%, 92%, e 89% para os estágios 1, 2, 3 e 4, respectivamente. Importante ressaltar que reatores de fluxo contínuo necessitam de maior flexibilidade operacional respeito à variação de cargas, pois o a medida que o sistema é alimentado de forma contínua, simultaneamente, o produto formado é descarregado.

Quanto à remoção dos SSV no RAx/RAMSI, observa-se na Figura 10, que na fase I a concentração média afluyente foi de  $300 \pm 97$  mg/L e os valores médios dos efluentes no R1 e R2 foram de  $126 \pm 76$  mg/L e  $29 \pm 10$  mg/L, respectivamente; na fase II a concentração média afluyente foi de  $149 \pm 35$  mg/L e os valores efluentes foram  $57 \pm 17$  mg/L no R1 e de

$14 \pm 7$  no R2. A eficiência de remoção dos SSV foi de 90% na fase I e de 91% na fases II, resultando em um efluente bastante clarificado.

Figura 10. Concentrações de SSV obtidas no sistema combinado RAx/RAMSI.



Fonte: autora (2020)

Novack *et al.* (2011) analisaram três combinações de digestão, um reator anaeróbio mesofílico convencional com Tempo de Retenção Celular de 20 dias, um sistema combinado anaeróbio/aeróbio (ANA/AER) ajustado a um estágio anaeróbio de 15 dias e um estágio aeróbio de 5 dias e um sistema combinado anaeróbio/aeróbio/anaeróbio. Na fase de uso do digestor convencional a eficiência de remoção do SSV foi de 50%, na fase ANA/AER a eficiência alcançou 60% de remoção dos SSV e na fase ANA/AER/ANA a eficiência foi de 70% de SSV removidos. De acordo com os autores, estudo foi conduzido para comparar o desempenho de sistemas combinados com a digestão mesofílica anaeróbia convencional.

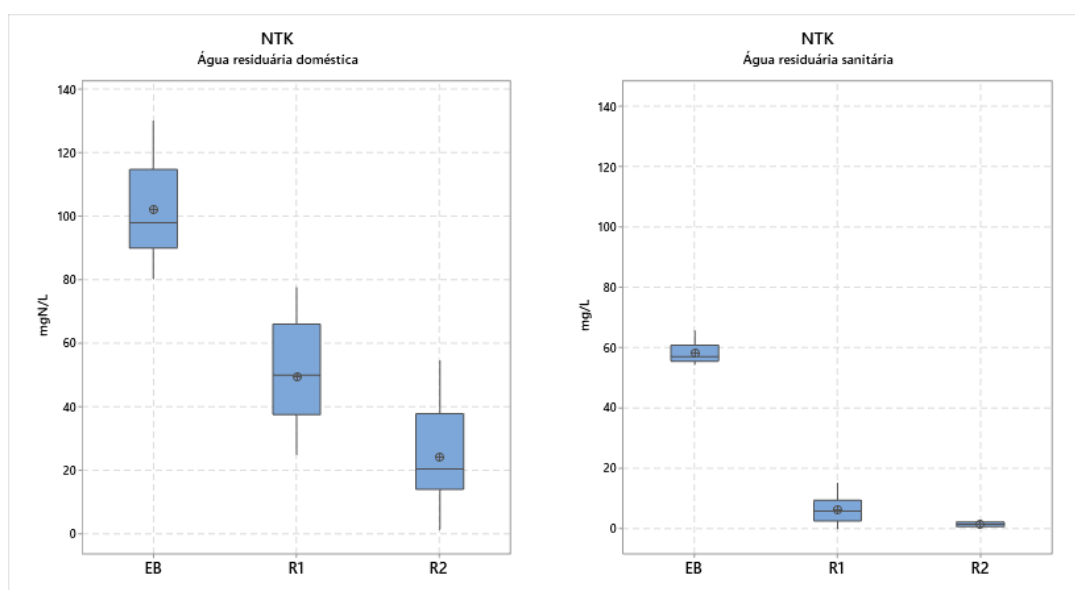
### 5.2.1 Remoção de nutrientes

Considerando os limites máximos proposto pela resolução CONANA nº 430/2011, os sistemas combinados destacam-se por apresentar como vantagem boa eficiência na remoção dos nutrientes. Van Handeel e Marais (1999) ressaltam que a remoção de nutrientes é de grande importância tanto sobre a qualidade do efluente quanto dos corpos hídricos receptores, além disso a remoção satisfatória dos nutrientes possibilita o reuso do efluente

em atividades de reuso urbano, como por exemplo, lavagem de calçadas, lavagem de automóvel e descarga sanitária

Na Figura 11 são mostrados os resultados referentes as concentrações de N-NTK afluente e efluentes para as duas fases do sistema RAX/RAMSI. Observa-se que a concentração média afluente na fase I foi de  $103 \pm 17$  mg/L e as médias efluentes foram de  $49 \pm 16$  mg/L para o R1 e de  $24 \pm 15$  mg/L no R2. Quanto à fase II, a concentração média afluente foi de  $58 \pm 4$  mg/L e as concentrações médias efluentes obtidas no R1 e R2 foram de  $6 \pm 5$  mg e  $1 \pm 1$  mg/L, respectivamente. Em percentuais, a eficiência de remoção foi de 77% na fase I e de 98% na fase II.

Figura 11. Concentrações de N-NTK obtidas no sistema combinado RAX/RAMSI.



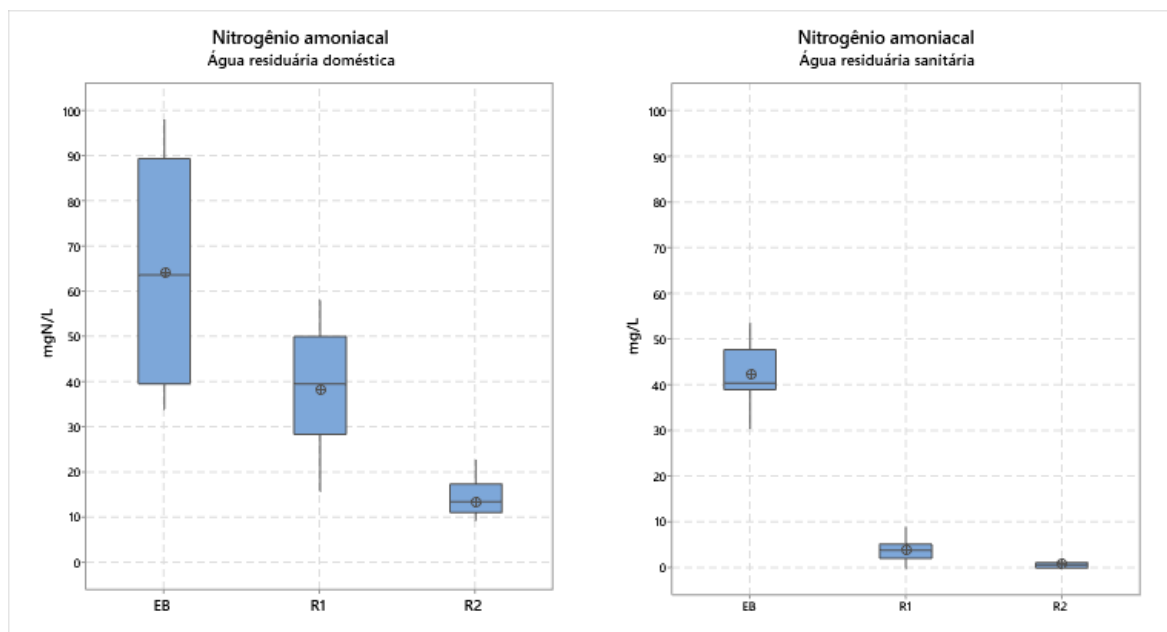
Fonte: autora (2020)

Rebah *et al.* (2010) avaliaram o desempenho de dois sistemas de biofiltros anaeróbios-aeróbios para o tratamento água residuária sintética de alta concentração, com TDH de 1,5 dia, e atingiram eficiência máxima de remoção de NTK de 59% e 76% para os sistemas 1 e 2, respectivamente. Messias Araújo e Zaiat (2013) trataram água residuária industrial em sistema combinado anaeróbico-aeróbico de leito fixo com recirculação, com TDH de 19h para o reator anaeróbico e 14h para o reator aeróbico, e alcançaram eficiência de remoção de NTK igual a 96%.

Na Figura 12 estão as concentrações de N-amoniaco do sistema RAX/RAMSI. Na fase I o sistema RAX/RAMSI proporcionou concentração média afluente de  $64 \text{ mg/L} \pm 23$  e

concentrações efluentes médias de  $39 \pm 15$  mg/L no R1 e  $15 \pm 7$  mg/L no R2, obtendo eficiência de remoção de 77%. Na fase II, os valores afluentes e efluentes no R1 e R2 foram de  $42 \pm 7$  mg/L,  $4 \pm 3$  mg/L e  $0,7 \pm 1$  mg/L, respectivamente, alcançando uma eficiência de remoção do N-amoniaco igual a 98%.

Figura 12. Concentrações de N-amoniaco obtidas no sistema combinado RAx/RAMSI.



Fonte: autora (2020)

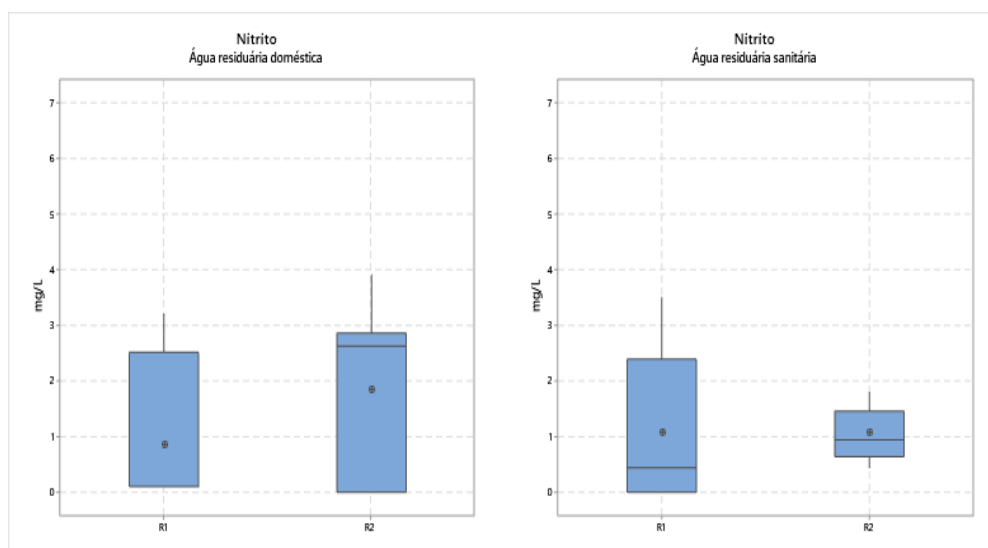
A Resolução CONAMA nº 430/2011 determina o máximo de 20 mgN/L para o N-amoniaco no efluente a ser lançado no corpo hídrico (BRASIL, 2011). Portanto, os valores alcançados pelo sistema RAx/RAMSI encontram-se dentro dos limites estabelecidos, atendendo a norma em vigência.

Hu *et al.* (2019), em estudo semelhante, tratando água residuária oriunda de um campus universitário em sistema combinado de um reator anóxico seguido de um biofiltro aerado, ambos preenchidos com dois tipos de meio suporte, espuma de poliuretano e esferas a base de ferro fundido, TDH de 12 horas, alcançaram eficiência de remoção de N-amoniaco igual a 97%.

Jin *et al.* (2019), analisaram um sistema combinado de dois reatores de bateladas sequenciais em paralelo seguidos de um reator Anammox (*Anaerobic Ammonium Oxidation*), tratando água residuária sanitária e operando com TDH de 3,4 horas, obtendo eficiência de remoção do N-amoniaco de 93%.

A Figura 13 mostra as concentrações de nitrito do sistema RAx/RAMSI, observa-se na fase I concentrações médias no efluente do R1 e R2 (do RAMSI) igual a 0,6 e 1,6 mgN-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>/L, respectivamente; na fase II as concentrações médias do R1 foi de 1,2 e no R2 de 1,1 mgN-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>/L, respectivamente.

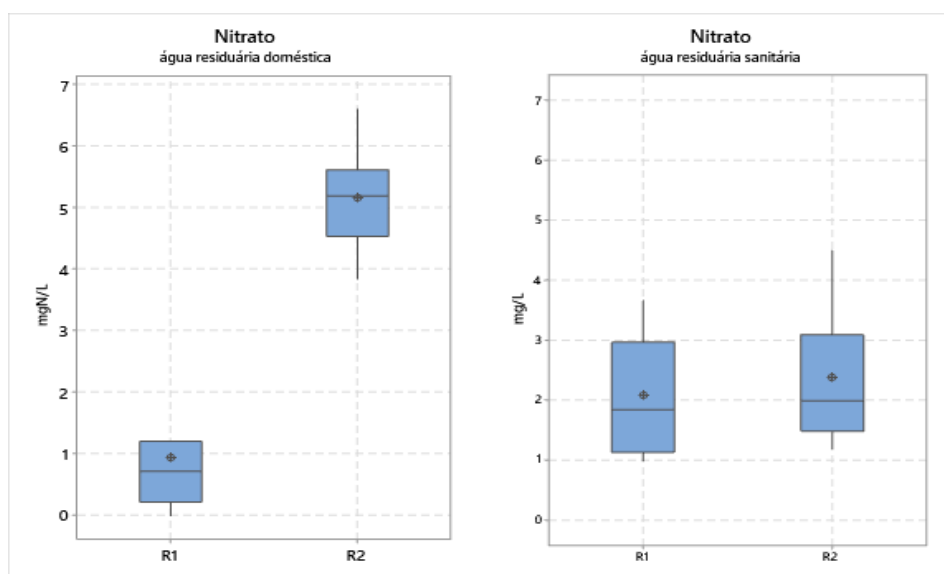
Figura 13. Concentrações de nitrito nos efluentes do sistema combinado RAx/RAMSI.



Fonte: autora (2020)

A Figura 14 mostra as concentrações de nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), na fase I as concentrações médias do R1 e do R2 foi de 0,93 e 5,2 mgN-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L, respectivamente. Na fase II foram verificadas concentrações médias igual a 2 e 2,4 mgN-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L para R1 e R2, respectivamente.

Figura 14. concentrações de nitrato nos efluentes do sistema combinado RAx/RAMSI.



Fonte: autora (2020)

Diante do exposto, o sistema combinado do presente estudo, alcançou concentrações médias de nitrogênio total afluyente para as fases I e fase II de 103 e 58 mgN/L, respectivamente, enquanto as médias de concentrações efluentes para a fase I foram 51 e 31 mgN/L para R1 e R2, respectivamente; e para fase II as concentrações médias no efluente foram 9,2 e 4,5 mgN/L, para R1 e R2, respectivamente.

Na Tabela 6 são apresentados os valores das médias das frações de nitrogênio. Em percentuais a remoção de nitrogênio total na fase I foi de 70% e na fase II de 92%. Essa diferença da remoção, entre a fase I e a fase II, pode ser atribuída a variação da carga orgânica na primeira fase, sendo necessários controles apropriados da entrada da carga orgânica no sistema para alcançar a estabilidade.

Tabela 6. Valores médios das frações de nitrogênio no sistema RAx/RAMSI.

Parâmetros	Fase I (mgN/L)			Fase II (mgN/L)				
	n°	EB	R1	R2	n°	EB	R1	R2
N-NTK	10	103 ± 17	49 ± 17	24 ± 15	10	58 ± 4	6 ± 5	1 ± 1
N-Amoniacal		64 ± 23	39 ± 15	15 ± 7		42 ± 7	4,0 ± 3	0,7 ± 1
N-Nitrito		0	0,6 ± 2	1,6 ± 2		0	1,2 ± 1	1,1 ± 1
N-Nitrato		0	0,93 ± 1	5,2 ± 1		0	2 ± 2	2,4 ± 1
<b>Nitrogênio total</b>		<b>103 ± 17</b>	<b>51,5 ± 17</b>	<b>31 ± 15</b>		<b>58 ± 4</b>	<b>9,2 ± 16</b>	<b>4,5 ± 2</b>

Fonte: autora (2020)

Analisando os resultados, nota-se que foi possível manter o sistema combinado RAx/RAMSI com estabilidade operacional, independentemente das variações de carga orgânica e nutrientes que adentraram no sistema durante o período experimental. Os resultados referentes a nitrogênio demonstram que a nitrificação e desnitrificação no sistema, apesar de não ter sido completa, ocorreu de forma eficiente.

Observa-se também que as concentrações de nitrato no efluente final atendem a Resolução CONAMA n° 430/2011, a qual limita a concentração de nitrato a 10 mgN/L para as condições e padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos da classe de água doce. Quanto a nitrito, os resultados ultrapassaram o limite estabelecido pela norma, que estabelece 1 mgN-NO<sub>2</sub>/L para lançamento no corpo receptor.

Guerrero *et al.* (2016) utilizaram sistema combinado de dois reatores de bateladas sequenciais, utilizando zeólita como meio suporte microbiano, operando com processos anóxico-aeróbio para tratar água residuária sintética. Operando com TDH de 17 h, alcançaram concentrações médias de nitrato no efluente final de 0,69 mgN/L e 2,69 mgN/L,



para o reator 1 e reator 2, respectivamente, e chegaram à eficiência de remoção do nitrogênio total igual a 86%.

A pesquisa de Bueno *et al.* (2019), em sistema operado com processo anaeróbio-anóxico-óxico (A<sup>2</sup>O), já mencionado anteriormente, obteve concentrações médias de nitrato de 6,5 mgN/ L e 7,7 mgN/L, no reator 1 (com meio suporte) e no reator 2 (sem meio suporte), respectivamente, e eficiência de remoção do nitrogênio total de 91% para o reator 1 e 89% para o reator 2.

Em relação a remoção de fósforo, no sistema combinado RAX/RAMSI, a Tabela 7 apresenta os resultados de fósforo total e ortofosfato para ambas as fases.

Tabela 7. valores médios de fósforo no sistema RAX/RAMSI.

Parâmetros	Fase I (mgP/L)				%	Fase II (mgP/L)				%
	nº	EB	R1	R2		n	EB	R1	R2	
Ortofosfato	6	6 ± 0,7	3 ± 1	5 ± 1	40	6	3 ± 1	1,5 ± 1	2 ± 1	37
Fósforo Total		10 ± 1	4,4 ± 0,7	6 ± 1			4 ± 1	3 ± 0,6	2,5 ± 0,5	

Fonte: autora (2020)

Observa-se que não houve remoção satisfatórias para as concentrações de fósforo. Tal resultado pode ser explicado devido ao fato que as configurações operacionais do sistema experimental estudado, proporcionou benefícios à remoção de matéria orgânica e nitrogenada.

De acordo com Van Haandel e Marais (1999) a remoção simultânea de nitrogênio e fósforo é complicada pois as condições para a maximização destes nutrientes são conflitantes. Em resumo, para boa remoção de fósforo, a presença de uma ampla zona anaeróbia é imprescindível, no entanto a presença dessa zona anaeróbia limita a zona anóxica e conseqüentemente diminui a capacidade de desnitrificação. E caso opere amplamente, tanto com a zona anaeróbio como a anóxica, a zona aeróbia será reduzida afetando assim a nitrificação.

Nos processos aeróbios de remoção biológica de fósforo, determinar a idade de lodo é fundamental para o sucesso da remoção biológica de fósforo. Sistemas operando com maior idade de lodo produzem menos lodo excedente, assim, quanto maior a idade de lodo, menor a produção de lodo, menor o volume de descarte do lodo excedente e menor a retirada de fósforo do sistema (HENRIQUE, 2014).

### 5.3 ESTUDO DO BALANÇO DE MASSA

Como mencionado anteriormente, o material orgânico (MO) e o material nitrogenado (MN) afluentes, pode deixar o sistema como material dissolvido no efluente, como material sólido no lodo produzido e material oxidado. Na Tabela 8 são mostrados os valores dos resultados e parâmetros usados para os cálculos conforme as equações mostradas na sessão 4.4. Os valores de  $S_{xv}$ ,  $X_v$ ,  $NTK_{RAX}$  e  $NTK_{RAMSI}$  são valores médios obtidos a partir de 5 determinações.

Tabela 8. Parâmetros de os cálculos do balanço de massa.

Material orgânico			Material nitrogenado		
Parâmetro	Fase I	Fase II	Parâmetro	Fase I	Fase II
$T_{op}$ (dias)	90	90	$T_{op}$ (dias)	90,0	90,0
$Q_a$ (L/d)	13,5	13,5	$Q_a$ (L/d)	13,5	13,5
$S_{ta}$ (mg/L)	739	460	$NTK_a$ (mg/L)	103,0	58,0
$S_{te}$ (mg/L)	136	48	$NTK_e$ (mg/L)	24,0	1,0
$S_{xv}$ RAX (mgDQO/L)	9489,2	6325,7	$NTK_{RAX}$ (mg/L)	407,4	271,6
$S_{xv}$ RAMSI (mgDQO/L)	4922,1	3281,4	$NTK_{RAMSI}$ (mg/L)	190,0	127,0
$X_v$ RAX (mgSSV/L)	6,5	4,3	$N_n$ afluentes	0,0	0,0
$X_v$ RAMSI (mgSSV/l)	2,9	1,9	$N_n$ efluente	5,2	2,4

Fonte: autora (2020)

A Tabela 9 apresenta resultados referentes ao balanço de massa total do material orgânico do sistema RAX/RAMSI durante o tempo de operação de ambas as fases. Obteve-se um total de 9,98 gDQO/d de carga orgânica afluentes na fase I e 6,21 gDQO/d na fase II. Esse resultado se mostra coerente visto que a água residuária doméstica tem concentração de matéria orgânica mais alta que a água residuária sanitária, por não sofrer interferências como infiltração ou diluição em águas da drenagem urbana. Observa-se que a maior carga de material orgânico que deixou o sistema foi na fração oxidada, sendo 63% na fase I e 69% na fase II.

Tabela 9. Balanço de massa do material orgânico no sistema RAX/RAMSI.

Massa	Fase I	%	Fase II	%
$mS_{ta}$ (g/d)	9,98	-	6,21	-
$mS_{te}$ (g/d)	1,84	18	0,65	10
$mS_{xv}$ (g/d)	1,89	19	1,26	20
$mS_o$ (g/d)	6,25	6	4,30	70

Fonte: autora (2020)

A Tabela 10 apresenta o resultado do balanço de massa total do material nitrogenado do sistema RAX/RAMSI. Obteve-se um total de 1,39 g/d de material nitrogenado na fase I e 0,80 g/d na fase II entrando no sistema. Desse montante nota-se que em termos percentuais, a carga nitrogenada deixou o sistema com maior eficiência sob a forma de nitrogênio desnitrificado em ambas as fases.

Tabela 10. Balanço de massa do material nitrogenado no sistema RAX/RAMSI.

Massa	Fase I	%	Fase II	%
mNta (g/d)	1,39	-	0,80	-
mNte (g/d)	0,40	28	0,06	7
mNxv (g/d)	0,26	18	0,19	24
mNd (g/d)	0,74	53	0,55	69

Fonte: autora (2020)

Henrique *et al.* (2014), em estudo parecido de um sistema combinado operando com processo anóxico-aeróbio e alimentado com água residuária sanitária, obtiveram um percentual de remoção do material orgânico pela fração oxidada de 71% na fase adaptativa e 68,6% na fase estacionária. Já no balanço de massa do material nitrogenado no estudo de Henrique *et al.* (2014), o maior percentual de remoção na fase adaptativa foi na fração de massa efluente com 62% e na fase estacionária o maior percentual de remoção de nitrogênio ficou na fração de material desnitrificado com 60%.

#### 5.4 TESTE RESPIROMÉTRICO

Após o término do período experimental, o sistema combinado RAX/RAMSI foi desmontado e retirou-se as cubetas de espuma de poliuretano com abrasivo (Figura 15). As cubetas de poliuretano com abrasivo foram retiradas parcialmente, optou-se por retirar 1/5 das cubetas inseridas, e assim sucessivamente, após retiradas do reator as cubetas foram lavadas com o próprio efluente do reator aeróbio para desprendimento da biomassa do meio suporte e, em seguida, esse material foi levado ao laboratório para dar início às análises e ao teste respirométrico. Importante ressaltar que o efluente usado para lavar o meio suporte foi o da fase II, ou seja, da água residuária sanitária.

Figura 15. Biomassa aderida ao meio suporte coletado do reator aeróbio.



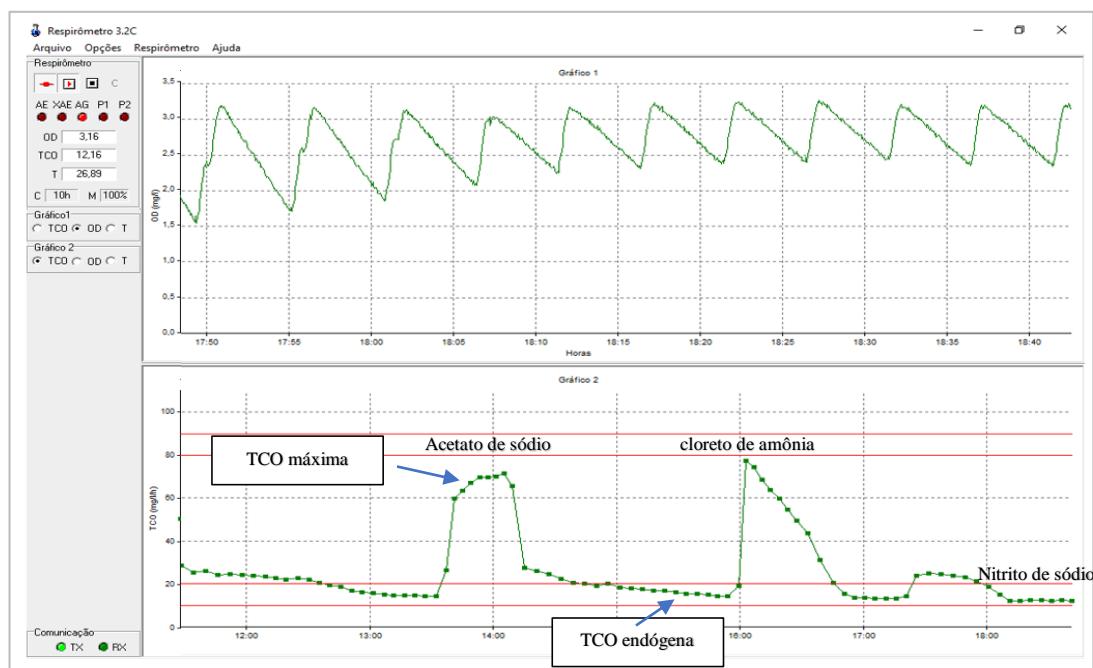
Fonte: autora (2020)

A espuma de poliuretano com abrasivo mostrou ser um meio suporte eficiente e eficaz na retenção da biomassa, além do mais, é um material inerte, não biodegradável e indeformável, podendo voltar ao reator após limpeza periódica.

Para identificar a capacidade metabólica dos lodos do sistema RAX/RAMSI foram feitos testes respirométricos para determinar parâmetros cinéticos típicos das bactérias heterotróficas, responsáveis pela oxidação da matéria orgânica e das bactérias autotróficas, responsáveis pelo processo de nitrificação. Foi utilizado acetato de sódio como fonte de material orgânico, cloreto de amônio como fonte de material nitrogenado para as bactérias nitrificantes e nitrito de sódio, fonte de material nitrogenado para as bactérias nitrificadoras, conforme recomendação de SILVA FILHO *et al.* (2015).

A Figura 16 mostra o respirograma gerado pelo *Software*, a parte superior tem-se o diagrama de concentração de OD e na parte inferior do diagrama da TCO, ambos funcionando em função do tempo. Ao iniciar o teste espera-se até que a TCO permaneça constante em um valor muito baixo, nesse estágio tem-se a respiração endógena, quando se adiciona o substrato, a TCO cresce exponencialmente até atingir um valor constante e máximo, o substrato ao ser consumido leva a TCO a cair e retorna praticamente ao valor inicial da TCO endógena.

Figura 16. Respirograma gerado pelo Software.



Fonte: autora (2020)

Nota-se que após a adição do substrato em pulsos a TCO vai transitoriamente a um nível elevado após a adição do substrato, e, em seguida, aumenta gradualmente até o nível máximo e continua nesse nível até que todo substrato externo seja utilizado e armazenado para crescimento. Esse fato foi observado inicialmente por Krishna Van Loosdrecht (1999), durante a fase de ausência de substrato orgânico externo, a TCO declina até um nível logo acima da TCO endógena, dessa forma, a biomassa passa a crescer por meio de produtos de armazenamento interno acumulados na fase anterior.

#### 5.4.1 Constantes cinética das bactérias heterotróficas

A partir do respirograma foi possível calcular a área correspondente a curva formada após a adição do substrato acetato de sódio para obter o consumo de oxigênio, dessa forma, obteve-se valor médio a 37,5 mgO<sub>2</sub>/L. De acordo com Van Haandel e Marais (1999) no metabolismo de material orgânico 1/3 da DQO é oxidada e 2/3 são sintetizados, sabendo-se que foram adicionados 120 mgDQO/L de acetato de sódio, houve uma demanda de oxigênio teórica de 40 mg/L pelo acetato adicionado. Nesse sentido nota-se que houve proximidade entre a demanda teórica de oxigênio e a demanda observada experimentalmente, de modo que os dados adquirem grau de confiabilidade para os cálculos cinéticos.

Na Tabela 11, são apresentados os resultados médios da ( $TCO_{m\acute{a}x}$ ), ( $TCO_{exo}$ ) e ( $TCO_{end}$ ) relativos ao consumo do acetato de sódio. Os valores de  $TCO_{m\acute{a}x}$  e  $TCO_{end}$  foram obtidos após a adição dos substratos, a subtração da  $TCO_{m\acute{a}x}$  pela  $TCO_{end}$  corresponde à taxa de consumo de oxigênio exógena,  $TCO_{exo}$ .

Tabela 11. Taxa de Consumo de Oxigênio das bactérias heterotróficas.

	$TCO_{max}$	$TCO_{end}$	$TCO_{exo}$
<b>Média</b> ( $mgO_2.L^{-1}.h^{-1}$ )	31,1	11	20,1
<b>DP</b>	6,8	1,7	5,3
<b>CV (%)</b>	21,7	15,2	26,3
<b>Máx.</b>	44	14	30
<b>Min.</b>	25	10	15
<b>Nº de testes</b>	5		

Fonte: autora (2020)

Os testes respirométricos foram realizados para a determinação das constantes cinéticas de oxidação da matéria orgânica e material nitrogenado em ambiente aeróbio a partir da determinação da  $TCO_{end}$  e da  $TCO_{m\acute{a}x}$ . Na Tabela 12 são apresentados os valores médios da concentração de bactérias heterotróficas, das constantes cinéticas de crescimento e de utilização de material orgânico, obtidos por meio das equações apresentadas na Seção 4.6.1 do Capítulo 4.

A concentração das bactérias heterotróficas ( $X_a$ ) é a parcela de lodo ativo que efetivamente realizam o metabolismo, desenvolvendo-se e decaindo continuamente. Para a determinação do  $X_a$  foi utilizada a equação proposta por Van Haandel e Marais (1999) com valores de  $f_{cv} = 1,5$  mg SSV/mgDQO,  $f = 0,2$  e decaimento estipulado com  $b_h$  levando em consideração a temperatura ambiente de 25°C. Para a idade de lodo ( $R_s$ ) foi utilizado o tempo de operação das duas fases, de 180 dias, visto que não houve grande produção de lodo no sistema e conseqüentemente não houve retirada de lodo de excesso.

Tabela 12. Valores médios das constantes cinéticas das bactérias heterotróficas.

	$X_a$ ( $mgSSV/L$ )	$\mu_m$ ( $d^{-1}$ )	$K_{ms}$ ( $mgDQO.mgX_a^{-1}.d^{-1}$ )	$K_{ss}$ ( $mgDQO/L$ )
<b>Média</b>	377	4,0	8,8	3,3
<b>DV</b>	56	0,4	0,9	0,8
<b>CV (%)</b>	15	10,0	10,2	25
<b>Máx</b>	488	4,5	10,1	4,8
<b>Min</b>	332	3,5	7,7	2,2
<b>Nº</b>	5			

Fonte: autora (2020)

O valor médio da constante de crescimento ( $\mu_m$ ) encontrado foi de  $4 \text{ d}^{-1}$ , valor próximo ao que Metcalf & Eddy (2003) menciona, de acordo com os autores a taxa de crescimento das bactérias heterotróficas varia entre 1,5 e 5,0 e Lawrence e McCarty (1970) mencionam  $3,7 \text{ d}^{-1}$ . Esse parâmetro cinético é um indicador de anormalidade na capacidade metabólica do lodo no sistema, valores fora desses intervalos indicam a presença de substâncias inibidoras à atividade das bactérias.

Bueno (2011), estudando o metabolismo das bactérias heterotróficas com diferentes cargas orgânicas aplicadas em sistema de lodo ativado de aeração prolongada, com o intuito de desenvolver os processos de nitrificação e desnitrificação simultâneos (SND), obteve valores variando de  $3,1 \text{ d}^{-1}$  a  $2,2 \text{ d}^{-1}$ , durante três fases experimentais

Em relação à constante de utilização específica máxima do substrato ( $K_{ms}$ ) o valor médio obtido foi  $8,8 \text{ mgDQO} \cdot \text{mgX}_a^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ , tendo em vista que o acetato de sódio é um substrato solúvel de fácil degradação pelas bactérias heterotróficas, esperava-se um valor médio nessa faixa.

Barros (2014) avaliou a cinética em grupos em três diferentes sistemas de lodos ativados: reatores em batelada sequenciais com um único reator, reatores dedicados para nitrificação e desnitrificação e um sistema de fluxo contínuo. Os sistemas obtiveram valores para  $K_{ms}$  de 6,5, 5,9, e 6,0  $\text{mgDQO} \cdot \text{mgX}_a^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ , respectivamente. Segundo o autor, tendo em vista que os sistemas apresentaram valores semelhantes, percebe-se que a composição da água residuária e da carga aplicada têm mais influência sobre o metabolismo das bactérias heterotróficas do que a configuração dos sistemas.

Silva Filho *et al.* (2015) operando sistema de lodo ativado de aeração prolongada investigaram a influência de diferentes substratos na determinação da constante específica de utilização do substrato, utilizando o acetato de sódio obtiveram o resultado de  $10,5 \text{ mgDQO} \cdot \text{mgX}_a^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$  para as bactérias heterotróficas e percebeu que esse, dentre outros utilizados, foi o melhor substrato para a caracterização das propriedades biológicas de organismos heterotróficos em condição de máxima utilização.

Quanto ao valor da constante de meia saturação ( $K_{ss}$ ) do sistema RAX/RAMSI, obteve-se uma média de  $3,3 \text{ mgDQO/L}$ . De acordo com Metcalf e Eddy (2003) os valores típicos de  $K_{ss}$  estão na faixa entre 1 e  $5 \text{ mgDQO/L}$ . Dold *et al.* (1980) menciona  $5 \text{ mgDQO/L}$ .

A constante de meia saturação indica qual a concentração da DQO quando a taxa de utilização do substrato é a metade da taxa máxima. Para avaliar a constante de meia saturação estima-se qual a concentração do acetato quando o valor da  $\text{TCO}_{\text{exo}}$  é a metade do seu valor

máximo. Nesta situação a concentração do substrato é igual a constante de meia saturação. Portanto, para uma concentração de DQO de 120 mg/L do acetato de sódio, a taxa de consumo de oxigênio exógena é a metade do seu valor máximo quando 97% do substrato já foram metabolizados.

#### 5.4.2 Constantes cinética das bactérias autotróficas

A partir da obtenção do perfil da TCO em função do tempo foram determinados aspectos da cinética da nitrificação, tal como a verificação do consumo de oxigênio para o processo de nitrificação, constante de utilização do substrato, constante de crescimento máxima das bactérias autotróficas e determinação da constante de meia saturação.

Os valores médios da área das curvas do consumo de oxigênio para os substratos de cloreto de amônia e de nitrito de sódio foi de 29,1 e 7,2 mgO<sub>2</sub>/L, respectivamente. Visto que são necessários 4,57 g de O<sub>2</sub> por N oxidado e 1,14 g para a oxidação do nitrito, tem-se que  $29,1/4,57 = 6,36$  mgN/L e  $7,2/1,14 = 6,31$  mgN/L. Tendo em vista que adicionou-se 8 mgN/L de cloreto de amônio e de nitrito de sódio, conclui-se que nos dois casos houve recuperação de 80% no nitrogênio adicionado. Observa-se ainda que o consumo pelo nitrito (7,2 mg/l) é aproximadamente 4 vezes menor que o de amônia (29,1 mg/l), o que mostra conformidade com a estequiometria. Assim os dados obtidos adquirem confiabilidade e para serem usados para cálculos da cinética.

Na Tabela 13, são apresentados os resultados médios da taxa de consumo de oxigênio exógena (TCO<sub>exo</sub>) e a taxa de consumo de oxigênio máxima (TCO<sub>n.máx</sub>) e taxa de consumo de oxigênio endógena (TCO<sub>end</sub>) relacionado ao consumo de amônia e nitrito, respectivamente.

Tabela 13. Resultados médios da taxa de consumo de oxigênio.

	Bactérias nitrificantes			Bactérias nitrificadoras		
	TCO <sub>n.máx</sub>	TCO <sub>end</sub>	TCO <sub>exo</sub>	TCO <sub>n.máx</sub>	TCO <sub>end</sub>	TCO <sub>exo</sub>
<b>Média (mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>)</b>	32,9	10,6	22,4	13,3	7,8	5,6
<b>DV</b>	8,0	3,6	4,6	4,2	3,7	1,1
<b>CV (%)</b>	24,3	34,3	20,5	31,2	48,2	19,3
<b>Max</b>	48,2	17,3	30,9	21,0	14,6	6,4
<b>Min</b>	24,7	7,2	17,0	9,2	3,4	3,5
<b>n°</b>	5					

Fonte: autora (2020)

A partir da Equação 33 apresentadas na Seção 4.6.2, calculou-se a concentração de bactérias autotróficas no sistema RAX/RAMSI. Utilizando as equações propostas por Van



Haandel e Marais (1999) e para fins de cálculo foi usado coeficiente de rendimento ( $Y_n$ ) igual 0,1 mg $X_n$ /mgN e a constante de decaimento ( $b_h$ ) levando em consideração a temperatura ambiente de 25°C. A Tabela 14 mostra os valores médios de  $N_i$ ,  $N_c$  e  $X_n$  determinados para avaliação cinética.

Tabela 14. Concentrações médias de  $N_i$ ,  $N_c$  e  $X_n$ .

	$N_i$ (mgN/L)	$N_c$ (mgN/L)	$X_n$ (mg $X_n$ /L)
<b>Média</b>	0,92	46,1	296,4
<b>DV</b>	0,17	0,2	1,1
<b>CV (%)</b>	18,8	0,4	0,4
<b>Max</b>	1,99	46,35	298,1
<b>Min</b>	0,65	45,35	294,6
<b>n°</b>	5		

Fonte: autora (2020)

A Tabela 15 mostra o resultado dos cálculos cinéticos das bactérias autotróficas referente ao substrato cloreto de amônia. Observa-se que a concentração média para a taxa de utilização do substrato das bactérias nitrificantes foi de 212 mgN/L.

Tabela 15. Valores médios das constantes cinéticas das bactérias autotróficas nitrificantes.

	$r_n$ (mgN.mg $X_n^{-1}$ .dia $^{-1}$ )	$\mu_m$ (d $^{-1}$ )	$K_{mn}$ (mgDQO/mg $X_n$ /d)	$K_{sn}$ (mgN/L)
<b>Média</b>	212,3	0,25	0,72	1,61
<b>DV</b>	20,5	0,01	0,1	1,3
<b>CV</b>	9,7	9,5	9,5	81,0
<b>Max</b>	241,4	0,08	0,81	4,22
<b>Min</b>	179,8	0,06	0,61	0,85
<b>n°</b>	5			

Fonte: autora (2020)

O resultado da constante de crescimento ( $\mu_m$ ) foi igual a 0,25 d $^{-1}$ , esse valor está abaixo dos valores experimentais de referência encontrados por vários pesquisadores relatados por Van Haandel e Marais (1999), sendo de, aproximadamente, 0,4 dia $^{-1}$  em sistemas de lodos ativados convencionais operados a uma temperatura de 20°C, chegando em torno de 0,7 dia $^{-1}$  para temperatura a de 25°C. Marais e Ekama (1976) mencionam 0,33 – 0,65 dia $^{-1}$ .

A variedade de valores encontrados na literatura pode ser atribuída a fatores relacionados a diferentes características da água residuária tratada e ao sistema de tratamento utilizado. Silva Filho *et al.* (2015) estudaram 4 sistemas de lodo ativado diferentes, UCT, de câmara única, de duas câmaras e sistema de aeração prolongada, obtendo diferentes resultados da taxa de crescimento, 0,25, 0,37, 0,21 e 0,11 d $^{-1}$ , respectivamente.

Quanto ao valor da constante de utilização do substrato ( $K_{mn}$ ) e à constante de meia saturação ( $K_{sn}$ ), o sistema RAx/RAMSI alcançou os valores médios igual a 0,72 mgDQO/mgX<sub>n</sub>/d e a 1,61 mgN/L, respectivamente. O valor da constante de meia saturação das bactérias nitrificantes do presente estudo quando se comparado com os valores típicos da literatura que está entre 0,04 - 1,0 mgN/L, observa-se uma boa proximidade. Marais e Ekama (1976) obteve valor igual a 1,0 mgN/L e Gujer (1977) 0,6 mgN/L.

Bueno (2011) obteve valores para  $K_{nm}$  entre 2,5 e 6,8 mgDQO/mgX<sub>n</sub>/d e para  $K_{sn}$  valores entre 0,34 e 0,42. Segundo Barros (2014) valores obtidos de  $K_{sn}$  menores que 1 mgN/L indicam que tanto o processo de nitrificação como o de nitratação não se limitam pela concentração dos substratos nitrogenados, a não ser para concentrações muito pequenas, como é normalmente observado.

Guerra (2017) avaliou as condições operacionais de um sistema de lodo ativado (RBS) através da determinação das constantes cinéticas de nitrificação, o autor obteve valores da constante de meia saturação que variaram de 0,17 a 1,92 mgN/L, para diferentes temperaturas. O mesmo verificou que o valor da constante de meia saturação tende a diminuir conforme a diminuição da temperatura.

A Tabela 16 mostra os valores cinéticos referente às bactérias nitrificadoras. Os mesmos métodos de determinação e avaliação do metabolismo das bactérias nitrificantes também foram aplicados para as bactérias nitrificadoras, conforme equações da Sessão 4.6.2.

Tabela 16. Valores médios das constantes cinéticas das bactérias autotróficas nitrificadoras.

	$\Gamma_n$ (mgDQO/mgX <sub>n</sub> /d)	$\mu_m(d-1)$	$K_{mn}$ (mgDQO/mgX <sub>n</sub> /d)	$K_{sn}$ (mgN/L)
<b>Média</b>	239,9	0,1	0,80	0,51
<b>DV</b>	57,4	0,02	0,20	0,22
<b>CV</b>	23,9	24,22	24,20	42,21
<b>Max</b>	325,7	0,11	1,10	0,75
<b>Min</b>	180,7	0,06	0,60	0,36
<b>n°</b>	5			

Fonte: autora (2020)

A constante de crescimento para as nitrificadoras foi igual a 0,1 d<sup>-1</sup>, valor próximo ao das bactérias nitrificantes. A constante de utilização do substrato das nitrificadoras também não apresentou grande variação quando comparado com a das bactérias nitrificantes, obteve-se 0,8 mgDQO/mgX<sub>n</sub>/d. A constante de meia saturação para as nitrificadoras, foi duas vezes menor do que as bactérias nitrificantes, apresentando valor médio igual a 0,5 mgN/L.

Barros (2014) obteve valores entre 0,26 e 0,62 d<sup>-1</sup> para constantes de crescimento específico máximo das bactérias nitrificadoras e encontrou valores de  $K_{sn}$  iguais a 0,5 mgN/L<sup>-1</sup> tanto para as bactérias nitrificantes na presença de amônia quanto para as nitrificadoras na presença de nitrito.

Van Haandel e Van der Lubbe (2007), mencionam para a  $\mu_m$  valores de 0,30 a 0,45 d<sup>-1</sup> para as bactérias nitrificantes autotróficas e valores de 0,18 a 0,35 d<sup>-1</sup> para as bactérias nitrificadoras. Silva Filho (2009) monitorando dois sistemas de lodos ativados, um do tipo Bardenpho e o outro tipo UCT, e tratando esgoto com idades de lodo de 20 e 15 dias, encontrou valores superiores, sendo 0,33 e 0,42 d<sup>-1</sup> no reator Bardenpho e 0,29 e 0,43 d<sup>-1</sup> no reator UCT. Esses valores também foram próximos ou iguais para as bactérias nitrificantes.

Nota-se, portanto, que parâmetros cinéticos das bactérias nitrificadoras quando comparados com os valores obtidos para as bactérias nitrificantes são muito próximos o que indica que houve nitrificação eficiente e confirma que a velocidade de crescimento de *Nitrobacter* é maior ou igual, à de *Nitrosomonas*.

## 6 CONCLUSÕES

O desenvolvimento desta pesquisa resultou em importantes remates de aplicabilidade práticas relativas ao desempenho e operação de sistemas, levando em consideração o metabolismo das bactérias heterotróficas e autotróficas nitrificantes. Os resultados encontrados levaram às seguintes conclusões:

- A configuração operacional do sistema mostrou-se eficiente para tratar águas residuárias de origem doméstica e sanitária, sendo que os melhores resultados se deram na fase II.
- O processo de nitrificação ocorreu com eficiência satisfatória durante o período experimental, resultando em efluente com baixas concentrações de nitrogênio amoniacal, atingindo eficiência de 77% na fase I e de 98% na fase II.
- Quanto a desnitrificação apesar de não ter sido completa, ocorreu de forma eficiente, tendo em vista que as concentrações de nitrato no efluente final para ambas as fases, atende a Resolução do CONAMA nº 430/2011, para as condições e padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos.
- A espuma de poliuretano com abrasivo mostrou-se um meio suporte eficiente na retenção da biomassa aderida, além do mais, após retirada do reator e lavada mostrou-se indeformável, podendo voltar ao reator após limpeza periódica.
- Em relação aos parâmetros cinéticos  $\mu_m$ ,  $K_{ms}$  e  $K_{ss}$ , para as bactérias heterotróficas os valores obtidos no presente estudo se aproximaram de valores encontrados na literatura estimados pelo modelo descrito por van Haandel e Marais (1999).
- Quanto a cinética de nitrificação os valores obtidos de  $K_{mn}$ ,  $K_{sn}$  se aproximaram dos valores encontrado na literatura, no entanto. tendo em vista a boa eficiência da nitrificação, o resultado da  $\mu_m$  foi menor do que o esperado para as bactérias nitrificadoras.

- O valor obtido para a taxa de utilização máxima para as bactérias nitrificantes ( $r_n$ ) foi levemente menor do que a taxa de utilização das nitrificadoras. Desse modo, é possível concluir que a nitrificação foi conduzida melhor pelas bactérias autotróficas nitrificadoras. As bactérias oxidadoras de nitrito possuem maior afinidade com o substrato, permitindo o crescimento microbiano mesmo em baixas concentrações.

## 7 REFERÊNCIAS

- APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 21 ed. American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington, DC, USA, 2012.
- ARAÚJO, A. L. C., FERRAZ, D. L. DE M. et al. Operational Performance of an Anaerobic- Anoxic-Aerobic Treatment System. **Journal of Social, Technological and Environmental**, v. 6, n. 3, p. 247-263, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.21664/2238-8869.2017v6i3.p247-263>. Acesso em: 20 maio 2020.
- BARROS, A. R. M. **Avaliação dos parâmetros cinéticos de biomassa gerada em sistemas de lodo ativado**. 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2014.
- BLACK, J. G. **Microbiology: Principles and Explorations**. 5ª ed. Phoenix: Jonh Wiley & Sons, Inc. 2002.
- BRASIL. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: 24º Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2018**. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. Brasília: SNS/MDR, 2019. 180 p.
- BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº. 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. CONAMA, 2005. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF.
- BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº. 430, de 17 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA, 2011. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF.
- BARNES, D.; BLISS, P. J. **Biological control of nitrogen in wastewater treatment**. E. & F.N. Spon, 1983. p. 146.
- BARTH, E. F., BRENNER R.C., LEWIS, R.F. Chemical Biological Control of Nitrogen and Phosphorus in Waste-water Effluent. **Water Pollution Control Federation**, vol. 40, n. 12, p. 2040-2054, dez., 1968. DOI: 10.2307/25036193. Disponível em: <https://www.jstor.com/stable/25036193>. Acesso em: 22 abr. 2020.
- BROCK, T.D., **Microbiologia De Brock**. 14ª Ed. Porto Alegre: Artmed, 2016.
- BUENO, R. D. F. **Nitrificação e desnitrificação simultânea em reator com biomassa em suspensão e fluxo contínuo de esgoto**. 2011. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2011.

BUENO, R.F.; PIVELI, R.P.; CAMPOS, F.; SOBRINHO, P. Simultaneous nitrification and denitrification in the activated sludge systems of continuous flow. **Environmental Technology**, vol. 39, nº 20, p. 2641-2652, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1080/09593330.2017.1363820>. Acesso em: 20 mai. 2020.

BUENO, R. DE F., CAMPOS F., RIVERA, M. M., LENIS, C , PIVELI, R. P. Remoção simultânea de material orgânico, nitrogênio e fósforo em um reator em bateladas sequenciais com biofilme de leito móvel operado pelo processo anaeróbio-anóxico-óxico. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, vol. 24, nº 4, p. 747-760, 2019.

CHERNICHARO, C.A.L. Post-treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, vol. 5, p. 73-92, fev. 2006. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11157-005-5683-5>. Acesso em: 20 abr. 2020.

DAVEREY, A.; SU, S.; HUANG, Y.; LIN, J. Nitrogen removal from opto-electronic wastewater using the simultaneous partial nitrification, anaerobic ammonium oxidation and denitrification (SNAD) process in sequencing batch reactor. **Bioresource Technology**, vol. 113, p. 225-231, 2012. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22237171>>. Acesso em: 20 abr. 2020.

DOLD, P. L., EKAMA, G. A., & MARAIS, G. vR. A General Model For The Activated Sludge Process. **Water Pollution Research and Development**, p. 47-77, 1980. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-1-4832-8438-5.50010-8>. Acesso em: 24 jun. 2020.

FOCO, M. L. R e NOUR, E. A. A. Desempenho de Sistema Combinado Anaeróbio-Aeróbio na Remoção de Nitrogênio no Tratamento de Esgoto Sanitário. **Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas**, Londrina, vol. 35, nº 2, p. 131-138, jul./dez. 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.5433/1679-0375.2014v35n2p131>. Acesso em: 20 abr. 2020

FOCO, M. L. R; LOPES, G. P. R; NOUR, E. A. A. Remoção de nitrogênio em sistema combinado anóxico-aeróbio com biomassa imobilizada. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s.l.], vol. 20, n. 1, p.55-64, mar. 2015. FapUNIFESP (SciELO). DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522015020000121276>. Acesso em: 20 abr. 2020

FOROUZESH, M., KHOSHFETRAT, A. B. e KORDKANDI, S. A. Partially aerated submerged fixed-film bioreactor for simultaneous removal of carbon and nutrients from high-strength nitrogen wastewaters: effect of aeration rate and C:N:P ratio. **Water Science & Technology**, vol. 76 (3-4), p. 877-884, abr. 2017. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/28799934>>. Acesso em: 21 abr. 2020.

GIESEKE, A.; ARNZ, P.; AMANN, R.; SCHRAMM, A. Simultaneous P and N removal in a sequencing batch biofilm reactor: insights from reactor and microscale investigation. *Water Research*, v. 36, p. 501-509, 2002. DOI: 10.1016/S0043-1354(01)00232-9.

GUERRA, T.F.M.F. **Determinação das constantes cinéticas de nitrificação e nitratação em função da temperatura**. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2017.

GUERRERO, L., MONTALVO, S., HUILINIR, C., BARAHONA, A., BORJA, R., CORTES, A. **Simultaneous nitrification–denitrification of wastewater: effect of zeolite as a support in sequential batch reactor with step-feed strategy**. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 13:2325–2338, 2016. DOI 10.1007/s13762-016-1065-5.

GUJER W. Design of Nitrification Activated Sludge Process with the Aid of Dynamic Simulation. **Water Pollution Research**, vol. 9, p. 323-336, 1977. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-020902-9.50048-1>. Acesso em: 21 abr. 2020.

HENRIQUE, I. N. **Tratamento de águas residuárias domésticas através de sistema conjugado anaeróbio/aeróbio: alternativa tecnológica para minimização de impactos ambientais**. 2010. Tese (Doutorado em Recursos Naturais) – Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2010.

HENRIQUE, I. N., SOUSA, J. T., SOUTO, A. L. F., LEITE, V. D. LOPES, W. S. Tratamento de esgoto doméstico em regime de recirculação com utilização de reator anaeróbio anóxico seguido de reator aeróbio com meio suporte. **Ciência & Engenharia (Science & Engineering Journal)**, vol. 23, n. 1, p.103 – 113, jan/jun, 2014. DOI: <https://doi.org/10.14393/19834071.2014.24597>. Acesso em: 21 abr. 2020.

HU, Z., LI, D., LIU, J., ZHENG, W., LIU, Y., & YAO, H. Highly-efficient nitrogen removal from domestic wastewater based on enriched aerobic/anoxic biological filters and functional microbial community characteristics. **Journal of Cleaner Production**, vol. 238, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117867>. Acesso em: 21 abr. 2020.

JAAFARI J., MESDAGHINIA A., NABIZADEH R., MOHAMMAD H., KAMANI, H., MAHVI, A. H. . Influence of upflow velocity on performance and biofilm characteristics of anaerobic fluidized Bed reactor (AFBR) in treating high-strength wastewater. **Journal Environ Health Sci Eng**, vol. 12, p. 139, 2014. Disponível em: <<http://www.ijehse.com/content/12/1/139>>. Acesso em: 20 abr. 2020.

JIN, P., LI, B., MU, D., LI, X., & PENG, Y. High-efficient nitrogen removal from sanitária wastewater via two-stage nitrification/anammox process: Long-term stability assessment and mechanism analysis. *Bioresource Technology*, vol. 271, p. 150–158, 2019. DOI: <http://doi:10.1016/j.biortech.2018.09.097>. Acesso em: 20 abr. 2020.

JORDÃO, E. P. e PESSOA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 6ª ed. Rio de Janeiro: ABES, 2011. 932p.

KRISHNA, C.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Substrate flux into storage and growth in relation to activated sludge modeling. **Water Research**, vol. 33, n. 14, pp. 3149–3161, out. 1999. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00031-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00031-7). Acesso em: 19 jun. 2020.

KORDKANDI, S. A.; KHOSHFETRAT, A. B. Influence of carbon/nitrogen ratio and non-aerated zone size on performance and energy efficiency of a partially-aerated submerged fixed-film bioreactor. **Journal Of Industrial And Engineering Chemistry**, vol. 31, p.257-262, nov. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2015.06.034>. Acesso em: 21 abr. 2020.



LAWRENCE, A. W, BROWN, C. G. **Biokinetic approach to optimal design and control nitrifying activated sludge systems**. Presented at the Annual Meeting of the New York Water Pollution Control Association, New York City, 1973.

LOHANI, S. P., BAKKE, R., & KHANAL, S. N. Load limit of a UASB fed septic tank-treated domestic wastewater. **Water Science and Technology**, vol. 72, n. 8, p. 1455–1461, 2015. DOI:10.2166/wst.2015.358. Acesso em: 15 mai. 2020.

LIU, G.; XU, X.; ZHU, L.; XING, S.; CHEN, J. Biological nutrient removal in a continuous anaerobic-aerobic-anoxic process treating synthetic domestic wastewater. *Chemical Engineering Journal*, v. 225, p. 223-229, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2013.01.098>.

LIU, Y., LEI Y., YIN XI, LIAO, Z., ZHANG, X. High-load domestic wastewater treatment using a combined anaerobic-aerobic bio-filter with coal cinder as medium. **Environmental Technology**, vol. 39, n. 1, p. 102-108, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1080/09593330.2017.1296496>. Acesso em: 20 abr. 2020.

LUDZACK, F. J. E ETTINGER, M. G. Controlling Operation to Minimize Activated Sludge Effluent Nitrogen. **Water Pollution Control Federation**, vol. 34, n. 9, p. 920-931, set. 1962. DOI: 10.2307/25034693. Disponível em: <https://www.jstor.com/stable/25034693>. Acesso em: 18 jun. 2020.

MARAIS, G. V. R e EKAMA, G. A. The activated sludge process: Part I - Steady state behaviour. **Water SA**, vol. 2, n.4, out. 1976.

MAYER, M., SMEETS, W., BRAUN, R., FUCHS, W. Enhanced ammonium removal from liquid anaerobic digestion residuals in an advanced sequencing batch reactor system. **Water Science & Technology**, v. 60, n. 7, p. 1649-1660, 2009. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19809127>>. Acesso em: 20 jun. 2019

MESSIAS DE ARAÚJO, M., & ZAIAT, M. An upflow fixed-bed anaerobic–aerobic reactor for removal of organic matter and nitrogen from L-lysine plant wastewater. **Journal of Environmental Engineering and Science**, vol. 8, n. 3, p. 303–312, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1680/jees.2013.0031>. Acesso em: 19 mai. 2020

METCALF E EDDY, INC. **Wastewater Engineering - Treatment, Disposal and Reuse**. 3ª ed. New York: McGraw-Hill, 1991. 1334 p.

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

METCALF, L., EDDY. H. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. 5ª ed. Porto Alegre: MacGrawn Hill Brasil, 2016.

MOTA, S. e VON SPERLING, M. **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: PROSAB/FINEP, 2009. vol. 1, 430 p.

NOVAK, J.T., BANJADE, S., MURTHY, S.N. **Combined anaerobic aerobic digestion for increased solids reduction and nitrogen removal.** Water Research Vol. 45, p. 618 - 624, 2011.

REBAH, F.B.; KANTARDJIEFF, A.; YEZZA, A.; JONES, P.J. Performance of two combined anaerobic–aerobic biofilters packed with clay or plastic media for the treatment of highly concentrated effluent. **Desalination**, vol. 253, n. 1, p. 141-146, abr. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.11.018>. Acesso em: 19 mai. 2020

ROSÁRIO, T. M. da S. **Aplicação do sistema combinado por filtro anaeróbio seguido de biofiltro aerado submerso ao tratamento de esgotos sanitários de unidades residenciais unifamiliares.** 2016. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2016.

SANTOS, A. B. dos (org). **Caracterização, Tratamento e Gerenciamento de Subprodutos de Correntes de Esgotos Segregadas e Não Segregadas em Empreendimentos Habitacionais.** Fortaleza: Impreco, 2019.

SILVA FILHO, H. A. **Nitrificação em sistemas de lodo ativado.** 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2009.

SILVA FILHO, H. A, BARROS, A. R. M., SANTOS, E. V. M. dos, SOUSA, J. T., VAN HAANDEL, A. C. Seleção de substratos padrões para ensaios respirométricos aeróbios com biomassa de sistemas de lodo ativado. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, vol. 20, n.1, p.141-150, jan./mar. 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522015020000134471>. Acesso em: 19 mai. 2020.

SUN, SHENG-PENG; NÀCHER C. L., MERKEY B., ZHOU Q., SI-QING XIA, YANG D.H., SUN J.H., SMETS B.F. Effective Biological Nitrogen Removal Treatment Processes for Domestic Wastewaters with Low C=N Ratios: A Review. **Environmental Engineering Science**, vol. 27, n.2, p. 111-126, fev. 2010. DOI: 10.1089/ees.2009.0100. Acesso em: 20 abr. 2020

VAN HAANDEL, A. C. e CATUNDA, Y. C. **O Respirometria aplicada ao sistema de lodo ativado: Teoria e aplicações.** Campina Grande: Epgraf, 2013, 110p. No prelo.

VAN HAANDEL, A.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: Um manual para regiões de clima quente.** Campina Grande, Editora Epgraf, 212p., 1994

VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. O. **O comportamento do sistema de lodo ativado – Teoria e aplicação para projeto e operação.** Campina Grande: Epgraf, 472 p., 1999.

VAN HAANDEL, A. C.; VAN DER LUBBE, J. **Handbook biological wastewater treatment: Design and optimisation of activated sludge systems.** 2 ed. Netherlands: Quist Publishing, P. 506, 2007.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos.** Belo Horizonte: DESA/UFMG, vol. 2, 211p., 1996.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias.** 3ª ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, vol. 1, 452p. 2005.

YANG, K., YUE Q., HAN W., JIAOJIAO K., BAYOU G., ZHAO P., DUAN LIAN. Effect of novel sludge and coal cinder ceramic media in combined anaerobic–aerobic biofilter for tetracycline wastewater treatment at low temperature. **Chemical Engineering Journal**, vol. 277, n. 1, p.130–139, out. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.04.114>. Acesso: 22 abr. 2020.

WUHRMANN, K., Nitrogen Removal in Sewage Treatment Processes. **Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie, Verhandlungen**, vol.15 n°2, p. 580-596, 1964. DOI: <https://doi.org/10.1080/03680770.1962.11895576>. Acesso em: 19 mai. 2020.