



UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ
CENTRO DE FORMAÇÃO INTERDISCIPLINAR
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SOCIEDADE, AMBIENTE E
QUALIDADE DE VIDA

JULIA DE SOUZA CARVALHO

AVALIAÇÃO DA BIODEGRADABILIDADE DO LODO E
MONITORAMENTO DE UM SISTEMA COMBINADO ANÓXICO/AERÓBIO
NO TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO

SANTARÉM-PA
2021

JULIA DE SOUZA CARVALHO

**AVALIAÇÃO DA BIODEGRADABILIDADE DO LODO E
MONITORAMENTO DE UM SISTEMA COMBINADO ANÓXICO/AERÓBIO
NO TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sociedade, Ambiente e Qualidade de Vida da Universidade Federal do Oeste do Pará, em cumprimento às exigências para obtenção do título de Mestre; Área de Avaliação “Interdisciplinar”.

Orientador: Prof. Dr. Israel Nunes Henrique

**SANTARÉM-PA
2021**

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

C331a Carvalho, Julia de Souza
Avaliação da biodegradabilidade do lodo e monitoramento de um sistema combinado anóxico/aeróbio no tratamento de esgoto doméstico. / Julia de Souza Carvalho. – Santarém, 2021.
93 p. : il.
Inclui bibliografias.

Orientador: Israel Nunes Henrique
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Oeste do Pará, Pró-Reitoria de Pesquisa, Pós Graduação e Inovação Tecnológica, Programa de Pós-Graduação em Sociedade, Ambiente e Qualidade de Vida.

1. Tratamento anóxico. 2. Tratamento aeróbio. 3. Respirometria. I. Henrique, Israel Nunes, *orient.* II. Título.

CDD: 23 ed. 628.30981

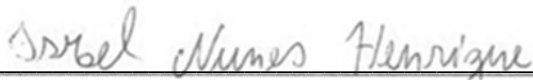
JULIA DE SOUZA CARVALHO

**AVALIAÇÃO DA BIODEGRADABILIDADE DO LODO E
MONITORAMENTO DE UM SISTEMA COMBINADO ANÓXICO/AERÓBIO
NO TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sociedade, Ambiente e Qualidade de Vida da Universidade Federal do Oeste do Pará, em cumprimento às exigências para obtenção do título de Mestre; Área de Avaliação “Interdisciplinar”.

Conceito:

Data de Aprovação 10 / 02 / 2021



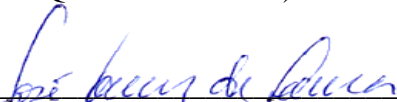
Dr. Israel Nunes Henrique

Orientador - Universidade Federal do Oeste do Pará (Programa de Pós-graduação em Sociedade, Ambiente e Qualidade de Vida)



Dr. Bruno Apolo Miranda Figueira

Universidade Federal do Oeste do Pará (Programa de Pós-graduação em Sociedade, Ambiente e Qualidade de Vida)



Dr. José Tavares de Sousa

Universidade Estadual da Paraíba (Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental)

À minha querida família, Vanelma, Nyckolas e José Benedito, por lutar cada batalha, chorar cada perda e celebrar cada vitória junto a mim.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar a Deus, que me iluminou e consolou nos momentos mais difíceis desta caminhada. Honra e Glória a Ele.

A meus pais, Vanelma e Bené, pelo imensurável apoio e instrução durante esta jornada e sempre.

Ao meu irmão Nyckolas, pelos inumeráveis favores concedidos enquanto me ocupava com as coisas relacionadas à pós-graduação.

Ao meu orientador Professor Israel, pela inspiração de vida, conhecimentos repassados e estimável paciência.

Ao meu esposo Bruno por todas as palavras de sustento e por todas as vezes que se disponibilizou para me ajudar no desenvolvimento deste trabalho.

A toda equipe do Laboratório de Tratamento de Águas Residuárias pela parceria e amizade.

Aos amigos e irmãos na fé pelo constante incentivo com palavras e orações.

Aos professores Bruno e Tavares, por aceitarem o convite para compor a banca de avaliação deste trabalho

A Ufopa-PPGSAQ pela oportunidade de realizar o sonho da pós-graduação e pela concessão de auxílios que contribuíram para o desenvolvimento do presente trabalho.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) pela concessão de bolsa e, conseqüente, contribuição para realização deste trabalho.

A produção de conhecimento voltado para o bem-estar do ser humano, que apresente soluções socialmente includentes, utilizando os recursos naturais com sabedoria e, ao mesmo tempo, preservando a diversidade biológica e cultural, representa um desafio para todos aqueles comprometidos com o futuro da humanidade (ARAGÓN, 2015).

RESUMO

As técnicas de tratamento de esgotos sanitários baseadas na combinação de sistemas anaeróbios e aeróbios se apresentam como alternativas promissoras, principalmente quando se une as vantagens de ambos a processos de pré-tratamento do lodo, com o intuito de disponibilizar ao processo matéria orgânica biodegradável, como fonte satisfatória de carbono. Dessa forma, o presente estudo objetivou tratar esgotos domésticos em um sistema combinado anóxico/aeróbio, com enfoque na produção de efluente de acordo com os padrões de lançamento, bem como na recirculação do lodo produzido como incentivo à prática da sustentabilidade. Nesta perspectiva, esta pesquisa realizada através da parceria firmada entre Universidade Federal do Oeste do Pará e Universidade Estadual da Paraíba foi dividida em três etapas principais: Fase I: Monitoramento do sistema experimental constituído por reator anóxico (RAX) seguido de Reator Aeróbio com Meio suporte Submerso Imobilizado (RAMSI); Fase II: Avaliação do balanço de massa do material orgânico e do material nitrogenado e Fase III: Utilização da respirometria para determinação do melhor método de solubilização de lodo. Por meio dos resultados obtidos, foi possível verificar que houve eficiente remoção de material orgânico, SST e nitrogênio total. Além disso, a partir da avaliação do balanço de massa de material orgânico e nitrogenado, observou-se que o crescimento da biomassa bacteriana se deu a partir da degradação da fração orgânica e através do processo de nitrificação seguido de desnitrificação, para o material nitrogenado. Através dos testes respirométricos, constatou-se que a ação mecânica se destacou como método mais produtivo para solubilização do lodo aeróbio, já com relação ao lodo anaeróbio, obteve-se maior disponibilidade de DQO rapidamente biodegradável, após reação ácido-base. Recomenda-se, portanto, a realização de um estudo que não só englobe métodos de solubilização do lodo, mas também a reutilização deste, bem como avalie a eficiência do tratamento após recirculação do lodo tratado/solubilizado, impulsionando a prática da operação sustentável em sistemas de tratamento de águas residuárias.

Palavras-Chave: Tratamento Anóxico. Tratamento Aeróbio. Respirometria. Biomassa Imobilizada.

ABSTRACT

Wastewater treatment techniques based on the combination of anaerobic and aerobic systems are promising alternatives, especially when the advantages of both are combined with sludge pretreatment processes, with the aim of making biodegradable organic matter available to the process, such as satisfactory carbon source. Thus, the present study aimed to treat domestic sewage in a combined anoxic / aerobic system, with a focus on the production of effluent according to the discharge standards, as well as on the recirculation of the sludge produced as an incentive to the practice of sustainability. In this perspective, this research carried out through the partnership signed between the Universidade Federal do Oeste do Pará and the Universidade Estadual da Paraíba was divided into three main stages: Phase I: Monitoring of the experimental system consisting of an anoxic reactor (RAX) followed by an Aerobic Reactor with Immobilized Submerged Support Medium (RAMSI); Phase II: Evaluation of the mass balance of organic material and nitrogenous material and Phase III: Use of respirometry to determine the best method of sludge solubilization. Through the results obtained, it was possible to verify that there was an efficient removal of organic material, SST and total nitrogen. In addition, from the assessment of the mass balance of organic and nitrogenous material, it was observed that the growth of bacterial biomass occurred from the degradation of the organic fraction and through the nitrification process followed by denitrification, for the nitrogenous material. Through respirometric tests, it was found that the mechanical action stood out as the most productive method for solubilization of aerobic sludge, in relation to anaerobic sludge, greater availability of COD that was rapidly biodegradable, after acid-base reaction. Therefore, it is recommended to carry out a study that not only encompasses sludge solubilization methods, but also the reuse of sludge, as well as evaluating the treatment efficiency after recirculating the treated / solubilized sludge, boosting the practice of sustainable operation in systems wastewater treatment.

Keywords: Anoxic Treatment. Aerobic Treatment. Respirometry. Immobilized Biomass.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Composição de Esgotos Domésticos, conforme Nuvolari (2003).....	21
Tabela 2 - Valores de concentrações médias típicas observadas em esgotos domésticos brutos.	21
Tabela 3– Delineamento experimental da pesquisa: fases, pontos de amostragem e parâmetros determinados.....	38
Tabela 4- Parâmetros operacionais do sistema experimental combinado Reator Anóxico (RAx) seguido de Reator Aeróbio com Meio Suporte Submerso Imobilizado (RAMSI).....	40
Tabela 5– Parâmetros analisados no acompanhamento do desempenho dos reatores.....	42
Tabela 6– Valores médios e desvios padrão dos sólidos no esgoto bruto, no reator An/Ax e no RAMSI, ao longo deste estudo experimental.	62
Tabela 7- Parâmetros operacionais determinados no período experimental para a avaliação do balanço de massa.....	63
Tabela 8– Valores de matéria orgânica metabolizada contida nos substratos utilizados durante a realização do teste respirométrico n° 1, com lodo anaeróbio.	67
Tabela 9 – Valores de matéria orgânica metabolizada contida nos substratos utilizados durante a realização do teste respirométrico n° 2, com lodo anaeróbio.	68
Tabela 10 – Valores de matéria orgânica metabolizada contida nos substratos utilizados durante a realização do teste respirométrico n° 3, com lodo anaeróbio.	69
Tabela 11– Valores de matéria orgânica metabolizada contida nos substratos utilizados durante a realização do teste respirométrico n° 1, com lodo aeróbio.	71
Tabela 12 – Valores de matéria orgânica metabolizada contida nos substratos utilizados durante a realização do teste respirométrico n° 2, com lodo aeróbio.	72
Tabela 13 - Valores de matéria orgânica metabolizada contida nos substratos utilizados durante a realização do teste respirométrico n° 3, com lodo aeróbio.	73
Tabela 14– Médias das frações rapidamente biodegradáveis (Frb) obtidas após respirometria, referente aos quatro tipos de tratamentos aplicados e seus níveis de significância.....	74
Tabela 15 – Médias das frações rapidamente biodegradáveis (Frb) obtidas após respirometria, referente aos quatro tipos de tratamentos aplicados ao lodo aeróbio e ao lodo anaeróbio.....	75

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Esquema simplificado do processo de nitrificação seguido do processo de desnitrificação.	25
Figura 2 - Esquema de processos ocorrentes na digestão anaeróbia.	26
Figura 3 - Esquema das fases ocorrentes em um sistema RBS.....	30
Figura 4 - Representação esquemática do sistema combinado Reator Anóxico (RAx) seguido de Reator Aeróbio com Meio Suporte Submerso Imobilizado (RAMSI).	39
Figura 5 - Dados operacionais temporais aplicados ao sistema experimental combinado Reator Anóxico (RAx) seguido de Reator Aeróbio com Meio Suporte Submerso Imobilizado (RAMSI).	41
Figura 6 – Equipamentos utilizados para a realização dos testes respirométricos.	45
Figura 7 – Box Plot dos valores de pH registrados na fase adaptativa, durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAx seguido por RAMSI.	46
Figura 8– Box Plot dos valores de pH registrados na fase estacionária, durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAx seguido por RAMSI.	47
Figura 9– Box Plot das concentrações médias de CaCO ₃ registradas na fase adaptativa, durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAx seguido por RAMSI.....	48
Figura 10– Box Plot das concentrações médias de CaCO ₃ registradas na fase estacionária, durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAx seguido por RAMSI.....	48
Figura 11– Box Plot das concentrações médias de AGV registradas na fase adaptativa, durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAx seguido por RAMSI.....	49
Figura 12– Box Plot das concentrações médias de AGV registradas na fase estacionária, durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAx seguido por RAMSI.....	50
Figura 13– Box Plot das concentrações médias de fósforo total registradas na fase adaptativa, durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAx seguido por RAMSI.....	51
Figura 14– Box Plot das concentrações médias de fósforo total registradas na fase estacionária, durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAx seguido por RAMSI.....	51
Figura 15– Box Plot das concentrações médias de ortofosfato registradas na fase adaptativa, durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAx seguido por RAMSI.....	52
Figura 16– Box Plot das concentrações médias de ortofosfato registradas na fase estacionária, durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAx seguido por RAMSI.....	53
Figura 17– Box Plot das concentrações médias de DQO registradas na fase adaptativa, durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAx seguido por RAMSI.....	54
Figura 18– Box Plot das concentrações médias de DQO registradas na fase estacionária durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAx seguido por RAMSI.....	54
Figura 19 – Box Plot das concentrações médias de DQO filtrada registradas na fase estacionária durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAx seguido por RAMSI.....	55
Figura 20– Box Plot das concentrações médias de DQO filtrada registradas na fase estacionária durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAx seguido por RAMSI.....	55

Figura 21– Box Plot das concentrações médias de NTK registradas na fase adaptativa durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAx seguido por RAMSI.....	56
Figura 22– Box Plot das concentrações médias de NTK registradas na fase estacionária durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAx seguido por RAMSI.....	57
Figura 23– Box Plot das concentrações médias de nitrogênio amoniacal registradas na fase adaptativa durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAx seguido por RAMSI.....	58
Figura 24– Box Plot das concentrações médias de nitrogênio amoniacal registradas na fase estacionária durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAx seguido por RAMSI.....	59
Figura 25– Box Plot das concentrações médias de nitrato registradas na fase adaptativa durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAx seguido por RAMSI.....	60
Figura 26– Box Plot das concentrações médias de nitrato registradas na fase estacionária durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAx seguido por RAMSI.....	60
Figura 27– Box Plot das concentrações médias de nitrito registradas na fase adaptativa durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAx seguido por RAMSI.....	61
Figura 28– Box Plot das concentrações médias de nitrito registradas na fase estacionária durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAx seguido por RAMSI.....	61
Figura 29– Esquema do Balanço de Massa do material orgânico aplicado ao sistema combinado RAx seguido por RAMSI.....	64
Figura 30– Esquema do Balanço de Massa do material nitrogenado aplicado ao sistema combinado RAx seguido por RAMSI.....	65
Figura 31– Respirograma obtido durante o teste respirométrico nº 1, utilizando lodo anaeróbico.	66
Figura 32– Respirograma obtido durante o teste respirométrico nº 2, utilizando lodo anaeróbico.	68
Figura 33– Respirograma obtido durante o teste respirométrico nº 3, utilizando lodo anaeróbico.	69
Figura 34– Respirograma obtido durante o teste respirométrico nº 1, utilizando lodo aeróbio.....	71
Figura 35– Respirograma obtido durante o teste respirométrico nº 2, utilizando lodo aeróbio.....	72
Figura 36– Respirograma obtido durante o teste respirométrico nº 3, utilizando lodo aeróbio.....	73

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
APHA	American Public Health Association
BO	Balanco de massa do material orgânico
BN	Balanco de Massa do material nitrogenado
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO _{rb}	Demanda Química de Oxigênio rapidamente biodegradável
DQO _{lb}	Demanda Química de Oxigênio lentamente biodegradável
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
F _{rb}	Fração de DQO rapidamente biodegradável
F _{lb}	Fração de DQO lentamente biodegradável
m _{Sta}	Massa de DQO no afluente
m _{Ste}	Massa de DQO no efluente
m _{Sxv}	Massa de DQO no lodo de Excesso
m _{So}	Massa de DQO oxidada
m _{Nta}	Massa de nitrogênio do afluente
m _{Nte}	Massa de nitrogênio no efluente
m _{Nxv}	Nitrogênio presente no lodo de excesso
RAX	Reator Anóxico
RAMSI	Reator Aeróbio com Meio Suporte Imobilizado
RBS	Reator em Bateladas Sequenciais
RLC	Reator de Lise Celular
SEMINFRA	Secretaria Municipal de Infraestrutura
SST	Sólidos Suspenso Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	Sólidos Totais
STV	Sólidos Totais Voláteis

TCO	Taxa de Consumo de Oxigênio
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
TRC	Tempo de Retenção Celular
UASB	Reator de Manta de Lodo de Fluxo Ascendente

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	15
2. OBJETIVOS	18
2.1 Geral	18
2.2 Específicos:	18
3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	19
3.1 Tratamento de Esgotos na Perspectiva do Desenvolvimento Sustentável	19
3.2 Esgoto Doméstico	21
3.3 Processos Biológicos no Tratamento de Esgotos Domésticos	22
3.4 Remoção Biológica de Nitrogênio	23
3.5 Processos Anóxicos no Tratamento de Águas Residuárias	25
3.6 Processos Aeróbios no Tratamento de Águas Residuárias	29
3.7 Biofilme em meio suporte inerte	32
3.8 Biodegradabilidade e Tratabilidade do lodo de excesso	34
3.9 Análise Respirométrica	36
3.10 Balanço de Massa	37
4. MATERIAL E MÉTODOS	38
4.1 Localização do Experimento	38
4.2 Delineamento Experimental	38
4.3 Descrição do sistema experimental combinado	39
4.4 Determinação do Balanço de massa	42
4.5 Avaliação da Biodegradabilidade do Lodo	43
4.6 Análise Estatística	45
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	46
5.1 Primeira fase: Remoção Biológica de nutrientes em sistema combinado: RAx seguido por RAMSI	46
5.2 Determinação do Balanço de Massa	63
5.3 Avaliação da Biodegradabilidade de Lodo Biológico Solubilizado	65
5.3.1 Lodo Anaeróbio	66
5.3.2 Lodo Aeróbio	71
5.3.3 Lodo Anaeróbio versus Lodo Aeróbio	75
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	78
7. RECOMENDAÇÕES	79
REFERÊNCIAS	80

1. INTRODUÇÃO

A escassez hídrica tem sido amplamente discutida em escala mundial, devido principalmente aos conflitos ocasionados pela demanda de água à medida que os efeitos das mudanças climáticas se tornam mais notórios (DUTRA *et al.*, 2019). Nesse sentido, evidencia-se a preocupação com a preservação dos recursos hídricos disponíveis e entre as alternativas utilizadas para minimizar a pressão sobre estes recursos estão os sistemas de tratamento de águas residuárias.

O interesse pela utilização destes sistemas surgiu ao passo que a sociedade percebeu os danos causados pela disposição do esgoto *in natura* nos corpos d'água, acarretando principalmente o processo de eutrofização antrópica, ocasionada pelo lançamento de nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio, que levam à proliferação e predominância de grupos algais e cianobactérias. O problema torna-se especialmente preocupante, em face da potencialidade de produção e liberação de substâncias tóxicas destes organismos ao meio, com graves consequências para o meio ambiente e à saúde pública (VAQUER-SUNYER *et al.*, 2015).

Assim, o propósito do tratamento de esgoto é ajustar suas características indesejáveis de tal maneira que o seu uso ou a sua disposição final possa ocorrer de acordo com as regras e critérios definidos pelos órgãos regulamentadores. Dessa forma, as legislações que são consideradas marcos regulatórios em escala nacional sobre os padrões para lançamento de efluentes em corpos receptores correspondem às resoluções nº 357/2005 e nº 430/2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) (BRASIL, 2005; BRASIL, 2011).

Dessa forma, os sistemas atuais de tratamento de esgotos buscam remover material orgânico, nutrientes e organismos patogênicos visando minimizar os danos recorrentes do despejo dessas águas residuárias em corpos hídricos. Contudo, segundo Henrique (2010), projetar um sistema para remover essas substâncias em conjunto não é uma tarefa fácil, principalmente no que se refere à composição do material orgânico biodegradável encontrado nos esgotos domésticos.

Entre as possibilidades, há diversas configurações cuja finalidade é remover matéria orgânica e nutrientes. Os sistemas combinados anaeróbico, anóxico e/ou aeróbico, por exemplo, estão sendo amplamente estudados, dando origem a resultados relevantes

para o ramo do tratamento de águas residuárias (BASSIN *et al.*, 2012; OLIVEIRA NETTO; ZAIAT, 2012).

Estes sistemas aliam os mecanismos do sistema anaeróbio, anóxico e aeróbio, destacando-se a zona anaeróbia pela remoção da matéria orgânica, diminuindo a demanda de aeração na zona aeróbia, gerando menos lodo biológico do que o sistema de lodo ativado convencional, favorecendo a desnitrificação endógena e estabilização do sistema, aprimorando a remoção simultânea de matéria orgânica e nutrientes, principalmente o nitrogênio (CHERNICHARO, 2006; GARBOSSA, *et al.*, 2005; ZHANG *et al.*, 2018).

No entanto, segundo Van Haandel; Van Der Lubbe (2012), há uma limitação na aplicação do tratamento anaeróbio, relacionada à dificuldade de posterior remoção de nitrogênio devido ao aumento da proporção de NTK (nitrogênio total Kjeldhal)/DQO (demanda química de oxigênio), havendo remoção de material orgânico, mas não de nitrogênio. Este inconveniente produz um efeito desagradável sobre a taxa de nitrificação e a capacidade de desnitrificação. Dessa forma, em complementação ou substituição ao tratamento anaeróbio, a utilização de zonas anóxicas tem ganhado cada vez mais destaque, principalmente quando combinado a outros tratamentos, como o aeróbio.

No que se refere à fase aeróbia do tratamento, em que as etapas com aeração e sem aeração estão separadas temporalmente, os resultados podem ser ainda melhores através da utilização de meio suporte, que se apresentam como eficiente alternativa por permitir ao sistema altos tempos de retenção celular, possibilitando a formação de biofilme que intensifica a remoção biológica de nitrogênio por meio da criação de microambientes aeróbios na superfície mais externa do biofilme e microambientes anaeróbios na parte interna (JETTEN *et al.*, 2005; PRASSE *et al.*, 2015).

Contudo, apesar das vantagens citadas, a insuficiente concentração de material orgânico biodegradável nos esgotos domésticos acaba sendo em vários momentos limitantes para obtenção de um tratamento eficaz. Uma solução para este tipo de inconveniente estar associada ao uso do próprio lodo gerado nos sistemas de tratamento biológico, como fonte de carbono para os microrganismos.

Dessa forma, para a reutilização do lodo de excesso a lise celular tem se apresentado como uma promissora proposta, no sentido de provocar de forma eficaz a ruptura da parede celular das bactérias, que não são facilmente biodegradáveis (CHEN *et al.*, 2004), disponibilizando um material orgânico solúvel e mais facilmente degradável pelos organismos.

Para acelerar esse processo de degradação por meio da lise celular, aumentando a solubilização do lodo, existem diversas técnicas para pré-tratamento deste, como por ação mecânica, térmica, química, processos biológicos ou integrações destes. Essas técnicas foram desenvolvidas e testadas em nível de laboratório e em escala piloto e vem resultando em vários níveis de sucesso (HOUTMEYERS *et al.*, 2014; ZHEN *et al.*, 2014).

O presente trabalho, nesse sentido, foi realizado através da parceria firmada entre a Universidade Federal do Oeste do Pará e Universidade Estadual da Paraíba, buscando tratar esgotos sanitários em sistema combinado anóxico/aeróbio, no intento de produzir efluente com baixas concentrações de material carbonáceo e de nutrientes. Especificamente, pretendeu-se remover nutrientes (principalmente nitrogênio) e matéria orgânica por processo biológico; investigar o potencial da produção de biomassa em ambos os sistemas, estimando o balanço de massa da carga orgânica e nitrogenada aplicada e, paralelamente, realizar testes respirométricos para avaliar a biodegradabilidade de lodo digerido solubilizado por meio de indução física, química e biológica.

2. OBJETIVOS

2.1 Geral

Tratar esgotos domésticos em um sistema combinado anóxico/aeróbio, com enfoque na produção de efluente de acordo com os padrões de lançamento, bem como na reutilização do lodo produzido como incentivo à sustentabilidade.

2.2 Específicos:

- Monitorar um sistema combinado, contendo um reator anóxico seguido de um reator aeróbio com meio suporte imobilizado na remoção de material orgânico, nutrientes e sólidos em suspensão;
- Determinar, por meio do balanço de massa, as frações das substâncias oxidadas/removidas durante o processo de tratamento;
- Avaliar a biodegradabilidade de lodo solubilizado através de diferentes processos com a utilização da respirometria;

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 Tratamento de Esgotos na Perspectiva do Desenvolvimento Sustentável

O desenvolvimento sustentável é um dos grandes desafios globais, sendo motivo de muitos debates que balizaram eventos de âmbito mundial, tendo como gênese, no ano de 1972, a Conferência Mundial sobre o Meio Ambiente das Nações Unidas, realizada em Estocolmo, Suécia. Após este evento seguiram outros, nos quais destacaram-se: a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento - Rio 92, a Cúpula Mundial sobre Desenvolvimento Sustentável - Rio+10 (2010) e a Conferência das Nações Unidas sobre Desenvolvimento Sustentável - Rio+20 (2012). Este último, segundo o Comitê Nacional de Organização da Rio+20, pode ser considerado um relevante evento de política internacional da atualidade (RODRIGUES *et al.*, 2017).

Esses eventos foram importantes para a elaboração de tratados e protocolos de abrangência global que visam alterar o quadro de degradação ambiental, originada pelo crescimento demográfico, pela produção em massa e pelo crescente consumo de bens e serviços, e, por conseguinte, de recursos naturais. Paralelamente ao crescimento da produção em larga escala, a população mundial cresceu rapidamente (TINOCO; KRAEMER, 2008) e esse último fator, adensamento demográfico, tem ocasionado significativas alterações ambientais, que afetam na qualidade de vida da população. Um exemplo, é a geração e o despejo de águas residuárias domésticas em corpos hídricos, sem qualquer tratamento preliminar devido a deficiências no setor de saneamento básico.

Além disso, em meio ao atual debate sobre os maiores desafios que circundam a sustentabilidade, Mihelcic e Zimmerman (2012) enfatizam que entre as soluções mais importantes estão aquelas que envolvem sistemas de engenharia voltados a desatar problemas, como a considerável ausência de acesso ao saneamento.

Somada à cobrança mundial com relação aos serviços de saneamento, tem-se a legislação brasileira, segundo a qual todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, ficando sob responsabilidade do poder público e da coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo, não só para os presentes, mas também para as futuras gerações (BRASIL, 1988).

Para isso, a Lei N. 11.445 de 2007, apresenta como meta precípua a universalização, ou seja, o aumento progressivo dos serviços de saneamento básico

(BRASIL, 2007), visando que todas as camadas sociais tenham acesso a esse ambiente ecologicamente equilibrado.

Nesse cenário, saneamento básico é definido como um conjunto de serviços, infraestrutura e instalações operacionais de abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana, drenagem urbana, manejos de resíduos sólidos e de águas pluviais que tem por objetivo prevenir doenças, promover a saúde e melhorar a qualidade de vida da população (BRASIL, 2007).

Apesar de ser um dos objetivos do desenvolvimento sustentável e ser meta da Política Nacional de Saneamento, o conjunto desses serviços ainda são insuficientes e ofertados a poucas regiões, afetando a população que vive desassistida pelo governo e pelas políticas públicas. Este déficit está concentrado principalmente no que se refere aos serviços de esgotamento e tratamento de esgotos, sendo mais notório nas áreas periféricas dos centros urbanos e nas zonas rurais (GALVÃO JUNIOR; CASTRO, 2009).

Estima-se que o Brasil tenha 211,8 milhões de habitantes distribuídos em 5.570 municípios e apenas 10,6% da população urbana do país reside em municípios cujo acesso aos serviços de esgoto estão universalizados, ou seja, possuem índice de atendimento de 100%. Além disso, os estados do Pará, Amapá e Rondônia possui menos de 10% de coleta de esgoto. Com relação ao tratamento, apenas 29,43% dos municípios brasileiros possuem índice de tratamento de esgoto superior a 90% (IBGE, 2020; SNIS, 2020).

Esse cenário no Brasil fica evidente ao se analisar as condições de vida de moradores que vivem ao entorno de corpos d'água urbanos, sendo que a maioria apresenta qualidade consideravelmente baixa devido à disposição inadequada de esgotos, elevando o grau de vulnerabilidade dos cidadãos às doenças de veiculação hídrica (FERREIRA *et al.*, 2016). As crianças são as principais afetadas, pois as doenças como as infesto parasitárias, incluindo as diarreicas, são frequentemente apontadas como a causa de morbimortalidade neste segmento (BÜHLER *et al.*, 2014).

Nessa perspectiva, a ausência de saneamento adequado e a consequente falta de qualidade de vida em meio à população não atendida foram destacados no objetivo 6 da lista dos “17 Objetivos do Desenvolvimento Sustentável-ODS”, uma agenda lançada pelos países membros da ONU para ser cumprida até 2030. No objetivo supracitado, espera-se assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todos. Contudo, para se alcançar a universalização do saneamento, inclusive no tocante ao tratamento de esgotos, faz-se necessária uma ampla e detalhada reflexão a respeito dos

sistemas hoje existentes, bem como a exploração de novas tecnologias adequadas a cada caso.

3.2 Esgoto Doméstico

A definição do esgoto doméstico, conforme a NBR 9648/86 (ABNT, 1986), corresponde ao “despejo líquido resultante do uso da água para higiene e necessidades fisiológicas humanas”. Segundo Nuvolari (2003), quando não contém contribuições industriais, os esgotos são compostos principalmente por água (tabela 1).

Tabela 1 - Composição de Esgotos Domésticos, conforme Nuvolari (2003).

Componentes	Percentual (%)
Água	99,87
Substâncias Dissolvidas	0,07
Sólidos Sedimentáveis	0,04
Sólidos Não Sedimentáveis	0,02

Fonte: Autor.

No que diz respeito à caracterização dos esgotos domésticos, entre os parâmetros mais importantes, estão como a Demanda Química de Oxigênio (DQO) e a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), estes se apresentam como os principais parâmetros por fornecerem dados referentes à concentração de matéria orgânica total, biodegradável e não biodegradável (ROSS, 2015).

Além destes, parâmetros como Nitrogênio, sólidos e contagem bacteriológica também são mensurados frequentemente na maior parte das ETEs (TARDIVO, 2009). Estão contidos na tabela 2 valores típicos para parâmetros observados em diferentes regiões do Brasil.

Tabela 2 - Valores de concentrações médias típicas observadas em esgotos domésticos brutos.

PARÂMETROS	VALORES TÍPICOS DE CONCENTRAÇÕES EM ESGOTOS DOMÉSTICOS		
	(1)	(2)	(4)
DQO (mg/L)	400-700	490±154	572
DQO Solúvel (mg/L)	-	185±54	-
DBO ₅ ²⁰ (mg/L)	200-350	-	288

Fósforo Total (mg/L)	10-14	-	-
Nitrogênio Total (mg/L)	40-50	-	-
Sólidos Totais (mg/L)	730-820	1143±174	-
Sólidos Totais Voláteis (mg/L)	-	375±154	-
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	-	179±86	434
Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)	-	146±74	-
pH	-	7,6±0,3	-
Ácidos Graxos Voláteis (mg/L)	-	72±35	-
Alcalinidade Total (mg/L)	-	362±79	-

Fonte: (1) Adaptado de Jordão; Pessoa (2011); Von Sperling (2005); (2) Lima et al. (2015); (3) Ross (2015).

As estações de tratamento de esgotos são projetadas para que, após a coleta e o transporte, o esgoto seja encaminhado para o tratamento, por meio do qual sejam incorporadas ao esgoto as características físicas, químicas e biológicas necessárias para seu lançamento em corpos hídricos receptores, em concordância com os padrões de lançamento de efluente, vigentes nas legislações.

As diversas etapas de tratamento possuem funções associadas principalmente à remoção de sólidos grosseiros, sólidos suspensos, de matéria orgânica dissolvida, de nutrientes e de agentes patogênicos, através de processos físicos, físico-químicos e biológicos (OLIVEIRA, 2014).

3.3 Processos Biológicos no Tratamento de Esgotos Domésticos

No tocante ao tratamento de esgotos domésticos, os níveis de tratamento a serem aplicados serão em conformidade com as características e carga poluidora do efluente a ser tratado, destacando-se o fato de que estas águas residuárias geralmente apresentam uma elevada carga de matéria orgânica e microrganismos patogênicos, exigindo que estas sejam submetidas a diversas etapas para eficiência no tratamento. Convencionalmente, o

este tratamento é dividido em 4 etapas: preliminar, primário, secundário e terciário (ALBORNOZ, 2015).

Cada nível de tratamento possui uma função que começa na remoção dos sólidos grosseiros, por meio do tratamento preliminar; submetendo-se à remoção de sólidos de menor granulometria por processos físico-químicos no tratamento primário; seguindo por uma das etapas mais importantes, que é o tratamento secundário, por consistir na oxidação da matéria orgânica complexa, como carboidratos, graxas, óleos, lipídeos, proteínas em compostos mais simples e menos poluentes como CO₂, NH₃, H₂S através do tratamento aeróbio, por exemplo; até chegar na quarta etapa, que corresponde ao tratamento terciário, o qual é baseado na remoção de compostos específicos que não são eliminados ou convertidos nos tratamentos primário e secundário como, por exemplo, microrganismos patogênicos (VON SPERLING, 2014).

Nesse sentido, de acordo com Metcalf; Eddy (2016), o objetivo preponderante do tratamento biológico de esgoto doméstico é remoção de matéria orgânica, por meio de processos metabólicos desempenhados por uma gama de microrganismos, principalmente bactérias. Com a ação dessas bactérias, a matéria orgânica particulada e dissolvida é convertida em produtos simples, ocasionando o crescimento de novas células (Equação 1), sendo que em condições anaeróbias tem-se também a produção de metano.



Onde,

MO: Matéria Orgânica

De acordo com Noyola *et al.* (2012), em estudo realizado sobre distribuição das tecnologias utilizadas em estações de tratamento de esgotos por número de plantas na América Latina e Caribe, há uma grande variedade de métodos de tratamento em nível secundário, porém os mais utilizados são as lagoas de estabilização e variantes, os sistemas de lodos ativados, os reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB), os sistemas de Wetlands Construídos, entre outros utilizados em menor escala.

3.4 Remoção Biológica de Nitrogênio

Existem diversas formas, nas quais o nitrogênio pode ser encontrado na natureza, sendo observado na forma de compostos orgânicos, amônia, nitrito, nitrato e nitrogênio gasoso. Vale ressaltar que em pH neutro, a forma ionizada da amônia (NH₄⁺) se torna mais presente, já em pH básico, a forma livre (NH₃) é a mais comum. A toxicidade do

nitrogênio amoniacal se intensifica a partir da elevação do pH (ZOPPAS *et al.*, 2016). Além disso, altas concentrações de nitrato ou nitrito oferecem risco a saúde humana, desencadeando a doença popularmente conhecida como a síndrome do bebê azul (meta-hemoglobinemia) (FAN; STEINBERG, 1996).

Face às potencialidades de danos à saúde coletiva e ao meio ambiente, compreende-se a necessidade de remoção e controle das formas nitrogenadas existentes nos esgotos domésticos. Segundo Zhang *et al.* (2018), uma das formas mais utilizadas para remoção do nitrogênio consiste no método biológico de nitrificação e desnitrificação, em virtude ao seu custo benefício.

Nesse contexto, a definição da nitrificação pode ser entendida como a oxidação da amônia a nitrito (nitrosação) e posteriormente, nitrito a nitrato (nitratação), na presença de oxigênio. Enquanto que a desnitrificação se dá por meio da redução de nitrato a nitrogênio gasoso, em ambientes anaeróbios (METCALF; EDDY, 2016; ALVES *et al.*, 2018).

A compreensão acerca dos microrganismos responsáveis pelo processo de nitrificação começou a ocorrer 1890 (WINOGRADSKY, 1890), sendo este processo catalisado pelas bactérias oxidadoras de amônia (Equação 2) e pelas bactérias oxidadoras de nitrito (Equação 3). Esses microrganismos geralmente pertencem ao grupo dos quimioautotróficos (DAIMS *et al.*, 2015), sendo as *Nitrosomonas* e as *Nitrobacters* as mais conhecidas deste grupo. Esses organismos se caracterizam realizarem a obtenção de energia por meio da oxidação de compostos inorgânicos (NH_4^+ e NO_2^-), utilizando o carbono inorgânico (CO_2) como fonte de carbono e o oxigênio (O_2) como acceptor de elétrons.

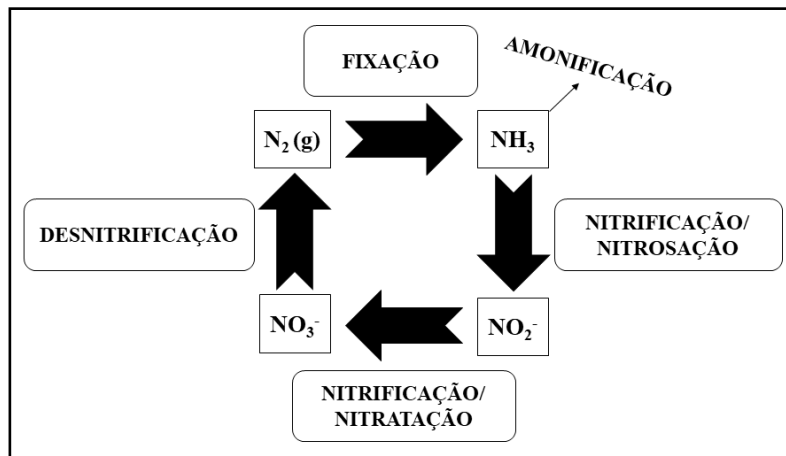


Em contrapartida, o processo de desnitrificação pode ser realizado por microrganismos heterotróficos e autotróficos, sendo mais comum a desnitrificação heterotrófica através da utilização da matéria orgânica como fonte de carbono e de energia. A desnitrificação é favorecida em ambientes anóxicos, onde o amônio oxidado é convertido pelas bactérias em nitrogênio gasoso (equação 4) (CHANG *et al.*, 2011; MUÑOZ *et al.*, 2009). Os microrganismos mais conhecidos atuantes nesse processo são: *Alcaligenes*, *Paracoccus*, *Pseudomonas* (CIUDAD, 2007).



O esquema abaixo (figura 1) demonstra o processo de nitrificação e desnitrificação, conforme exposto acima.

Figura 1 - Esquema simplificado do processo de nitrificação seguido do processo de desnitrificação.



Fonte: Autor.

No geral, inúmeros sistemas de tratamento têm sido investigados no intuito de otimizar a remoção biológica de nitrogênio, com o processo de nitrificação-desnitrificação. Nesse sentido, busca-se aumentar a eficiência e minimizar os custos de operação relacionados principalmente ao requerimento de aeração na etapa de nitrificação e a adição de uma fonte de carbono orgânico externa como fonte de energia na etapa de desnitrificação (ANTILEO *et al.*, 2006, LIU *et al.*, 2010; ZOPPAS *et al.*, 2016).

3.5 Processos Anóxicos no Tratamento de Águas Residuárias

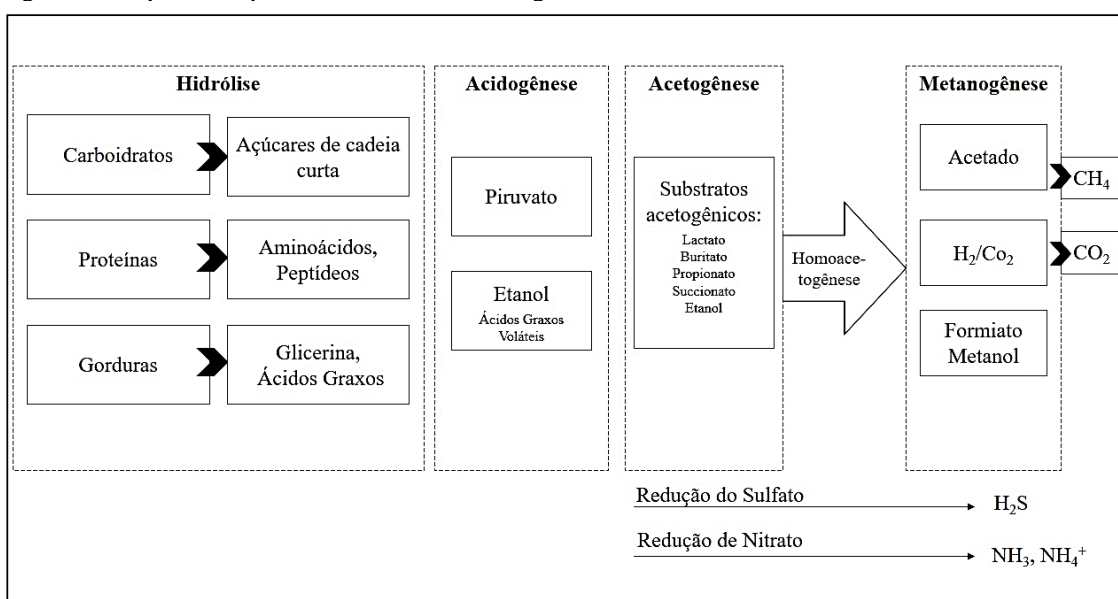
A partir dos estudos de McCarty e colaboradores na Universidade Stanford (MCCARTY, 1981) se deu o desenvolvimento de uma grande e tecnológica ferramenta para tratamento de águas residuárias baseada no tratamento anaeróbio por meio de um reator compartimentado e, apesar das tecnologias envolvendo o tratamento aeróbio serem mais antigas e usadas amplamente em todo o mundo alcançando alta grau de eficiência, o tratamento anaeróbio tem ganhando cada vez mais atenção devido à sua simplicidade operacional, eficiência energética, baixo produção de lodo e pouco ou nenhum uso de produtos químicos (VAN LIER *et al.*, 2015).

Nesse sentido, ao analisar-se a estequiometria envolvida no processo anaeróbio percebe-se, conforme Chernicharo (2007), há a redução de um composto orgânico genérico, constituído por moléculas de carbono, hidrogênio, oxigênio e nitrogênio,

materiais mais simples, por meio da ação de um consórcio de microrganismos. Dessa forma, caracteriza-se como um processo bioquímico complexo dividido em etapas sucessivas de hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.

De acordo com Kunz et al. (2019), cada etapa é realizada por diferentes grupos de microrganismos, requerendo condições ambientais propícias, já que se trata de um processo metabólico complexo, o qual ocorre somente em condições anaeróbias e obrigatoriamente sob atividade integrada de uma associação de microrganismos para transformar material orgânico em dióxido de carbono e metano (Figura 2).

Figura 2 - Esquema de processos ocorrentes na digestão anaeróbia.



Fonte: Adaptado de Deublein; Steinhauser (2011).

A fase da hidrólise é o primeiro passo no processo de digestão anaeróbica, envolvendo a transformação de materiais insolúveis orgânicos e compostos de massa molecular mais alta, como lipídios, polissacarídeos, proteínas, gorduras, ácido, entre outros, em materiais orgânicos solúveis, ou seja, compostos adequados para uso como fonte de energia e carbono celular como monossacarídeos, aminoácidos e outros compostos orgânicos simples (CHRISTY *et al.*, 2014).

Já na acidogênese, os compostos produzidos na fase anterior são degradados por diferentes bactérias, convertendo-se em ácidos orgânicos de cadeia curta, como ácidos butílicos, ácidos propanóicos, ácido acético, álcoois, hidrogênio e dióxido de carbono. Durante esta fase, em linhas gerais, açúcares simples, ácidos graxos e aminoácidos são convertidos em ácidos e álcoois orgânicos (GERARDI, 2003).

Os subprodutos da fase de acidogênese são consumidos como substratos para os outros microrganismos. Também denominada de oxidação anaeróbica, a fase de acetogênese é caracterizada pela conversão de produtos que não podem ser convertidos diretamente em metano, por bactérias metanogênicas, em substratos metanogênicos. Dessa maneira, ácidos graxos voláteis (AGV) e álcoois são degradados acetato, hidrogênio e dióxido de carbono, sendo os AGV, com cadeias de carbono maiores que uma unidade, oxidados em acetato e hidrogênio (ASLANZADEH, 2014; AL SEADI *et al.*, 2008).

Por fim, na fase metanogênica, a produção de metano e dióxido de carbono sob condições anaeróbicas precisas, é realizada por bactérias metanogênicas. Esta fase é, portanto, primordial no processo de digestão, por se configurar como a reação bioquímica mais lenta do processo (ASLANZADEH, 2014; AL SEADI *et al.*, 2008).

Em síntese, utilizar essas quatro etapas em sistemas de tratamento de esgotos representa uma proposta vantajosa, por apresentar baixos custos de construção, pouca exigência de espaço para instalação de reatores, além da baixa produção de lodo em excesso, apresentando operação e manutenção simples (SINGH *et al.*, 2013), somada à eficiência na remoção de DQO (CONCEICÃO *et al.*, 2013), e estabilização do pH (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994).

Além disso, a eficiência e o sucesso de qualquer processo anaeróbio dependem principalmente da manutenção dentro do reator de uma biomassa que contenha elevada atividade metanogênica e seja resistente a choques. Quando se trata de reatores com manta de lodo, é imprescindível também o desenvolvimento de lodo com elevada atividade e com ótimas características de sedimentação (GARCIA, 2011).

Assim, é possível se obter uma combinação harmônica, através da associação do fator economicidade à eficácia do sistema, sendo indispensável futuros trabalhos na área, que busquem alternativas para alcançar a faixa ideal entre esses dois fatores (SOARES; FEIDEN; TAVARES, 2017).

Apesar das vantagens citadas, os processos de digestão anaeróbica apresentam uma considerável desvantagem, que está relacionada às restrições metabólicas das comunidades de digestores microbianos, uma vez que nutrientes como nitrogênio (N) e fósforo (P) não são eficientemente eliminados, decompondo-se apenas a íons de amônio (NH_4^+) e fosfato (PO_4^{3-}) (CHERNICHARO, 2006; GONZALEZ-GIL *et al.*, 2016). Dessa forma, os efluentes anaeróbios geralmente não atendem aos padrões de lançamento e,

portanto, requerem processos de pós-tratamento para melhorar sua qualidade (FORESTI; ZAIAT; VALLERO, 2006).

Evidencia-se, assim, a necessidade de se avaliar os processos atuais usados em substituição ou complementação à digestão anaeróbia quando houver necessidade e viabilidade, visando evitar as desvantagens citadas acima. Dessa maneira, segundo Zoppas *et al.* (2016), apesar da incessante busca pelo sistema de tratamento ideal, que alcance o máximo de eficiência com menor gasto energético, deve-se verificar qual alternativa é a mais adequada, considerando as condições climáticas, volume afluente de esgoto a ser tratado, tecnologia disponível e condições econômicas.

Assim, com vistas ao objetivo almejado uma série de variações sistêmicas foram desenvolvidas, aliando diversos processos. Quando o objetivo é a remoção de material nitrogenado juntamente com a matéria orgânica, por exemplo, a introdução de zonas anóxicas, ou seja zonas onde há a presença de oxigênio apenas em compostos oxidados, promove a redução do $N-NO_3^-$, produzido aerobiamente, como acceptor de elétrons para estabilização da matéria orgânica no lugar do oxigênio molecular (BEZERRA; MATSUMOTO, 2011).

Estudando um sistema combinado (anóxico-aeróbio), constituído de um filtro anóxico (FA) de fluxo ascendente seguido por um biofiltro aerado submerso (BAS) e um decantador secundário (DEC), Foco; Lopes e Nour (2015) encontraram eficiências de remoção de até $83\pm 3\%$ de Nitrogênio Total e $92\pm 4\%$ de DQO, com Tempo de detenção hidráulica (TDH) de 26,4h.

Já nos estudos de Wang *et al.* (2012), verificou-se que em um sistema anaeróbio / anóxico/aeróbio (A2/O) com biorreator de membrana, utilizando um TDH de 48 h para o tratamento de efluente da gaseificação do carvão foi removida 97,4% da DQO. Enquanto Bueno *et al.* (2019), ao estudarem um sistema com Reator de Bateladas Sequenciais de leito móvel com biofilme (MBSBBR) operado também em fases anaeróbia – anóxica-aeróbia (A2/O) com TDH de 6h, registrou remoção de DQO e Nitrogênio Total de Kjeldahl em torno de $91,1\pm 2,8\%$ e $88,6\pm 8,6\%$, respectivamente.

Estudos recentes como estes tem demonstrado a vasta relevância da utilização de sistemas combinado com zonas anóxicas, produzindo efluentes tratados que se enquadrem nos padrões de lançamento, além da possibilidade para o reuso em atividades menos nobres, como irrigação de centros esportivos com áreas verdes comuns, reserva de proteção contra incêndios, sistemas decorativos aquáticos e descarga sanitária em

banheiros públicos, de modo a mover o tratamento anaeróbio de águas residuais em direção a um futuro mais sustentável (HESPANHOL, 2002; RONGWONG *et al.*, 2018).

Nesse caso, a integração de um sistema de pós-tratamento aeróbio possibilita a otimização do processo, permitindo maior estabilidade e elevada remoção de DQO, sólidos suspensos, nitrogênio e quando é projetada para este fim também remove fósforo eficientemente (SANTOS; OLIVEIRA, 2011; YANG; WANG, 1999; ZHANG *et al.*, 2006).

3.6 Processos Aeróbios no Tratamento de Águas Residuárias

Dentre os processos de tratamento aeróbio de esgoto, o sistema de lodo ativado é o mais conhecido e estudado. Compreende basicamente um tanque de aeração seguido de um sedimentador com recirculação de lodo (METCALF; EDDY, 2016).

Em sistema de lodo ativado a biomassa na forma de floco constituído de bactérias heterotróficas aeróbias, autotróficas nitrificantes, heterotróficas desnitrificantes, filamentosas e protozoários aderidos em uma matriz de polissacarídeos consegue ser separada no sedimentador (ALÉM SOBRINHO, 1999; VON SPERLING, 2005).

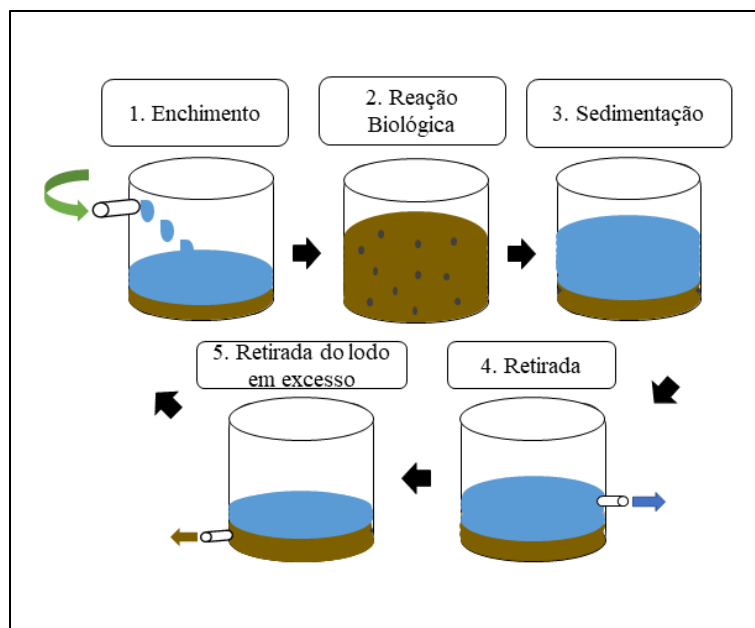
A eficiência do processo depende do lodo e das boas condições de sedimentabilidade, pois este lodo deve ter flocos com diâmetro médio a grande (>100 a 300 μm), já que lodo com diâmetro pequeno (<50 μm) é caracterizado como lodo disperso de difícil sedimentação. Contudo, no geral o sistema de lodos ativados apresenta inúmeras vantagens, se for dimensionado de forma otimizada e configurado adequadamente, tem a capacidade de remover não somente material orgânico, como também nutrientes (VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2012).

Uma das alternativas encontradas para o tratamento de efluentes de forma eficiente é o uso de reatores em Bateladas Sequenciais (RBS), que em comparação com os tratamentos convencionais, se apresentam como sistemas de fácil obtenção, com simples operação e flexível em relação aos poluentes mais novos e variados (DUTTA; SARKAR, 2015; KULKARNI, 2013; POPPLE *et al.*, 2016).

Além disso, entre as vantagens dos sistemas RBS, estão o menor custo operacional, menor volume e maior eficiência nos processos combinados de nitrificação e desnitrificação, processos necessários em um reator (LIM *et al.*, 2011) com boa remoção de nitrogênio, fósforo e demanda química de oxigênio (DQO) (DING *et al.*, 2011; KHAN *et al.*, 2017).

É válido ressaltar que os sistemas do tipo RBS realizam todas as operações de um sistema de lodo ativado convencional (enchimento, reação, sedimentação, repouso e descarte) dentro de um único reator, sendo que sua característica de operação está diretamente relacionada com o tempo de operação de cada etapa (LEE *et al.*, 2008) (Figura 3).

Figura 3 - Esquema das fases ocorrentes em um sistema RBS.



Fonte: Autor

Os processos unitários e bioquímicos são realizados em sequência no mesmo tanque (METCALF; EDDY, 2016). Na remoção biológica de nutrientes, os ciclos operacionais são constituídos de fases que possuem condições anaeróbias, aeróbias e anóxicas.

Um período prolongado de pré-condicionamento anaeróbio estimulará a acumulação microbiana de fósforo na fase aeróbia seguinte (ANCHENG; NDEGWA, 2002). Os sistemas biológicos estimulados para remoção de fósforo (SBERF) representam uma tecnologia eficiente (CHEN *et al.*, 2004). O princípio básico de um SBERF é o funcionamento de uma zona anaeróbia seguida de uma zona aeróbia, de forma que a alimentação ocorrerá na zona anaeróbia. Os SBERF são largamente utilizados ao redor do mundo e tem a vantagem econômica de baixa produção de lodo e menor uso de produtos químicos (OKUNUKI *et al.*, 2004).

Na zona anaeróbia (ausência de oxigênio e nitrato), na presença de substrato orgânico de fácil degradação, é criada condição apropriada para que algumas bactérias

facultativas sejam capazes de utilizar o fósforo armazenado durante o metabolismo para sintetizar a molécula energética ATP (adenosina-trifosfato) necessária à degradação do substrato (WENTZEL *et al.*, 1986; VAN LOOSDRECHT, *et al.*, 1997). A utilização do fósforo é feita através da quebra das ligações de ATP para então ocorrer à absorção do substrato (ácidos graxos voláteis, por exemplo), como resultado a concentração de fósforo solúvel no meio líquido aumenta e a concentração de DBO ou de DQO diminui no tanque anaeróbio. O substrato adsorvido é armazenado no interior das células bacterianas até que possa ser utilizado nas condições aeróbias (STENSEL, 1991; SURAMPALLI *et al.*, 1997).

Nesse mesmo ambiente anaeróbio o fósforo é liberado das bactérias removedoras de fósforo (poli-P), absorvendo carbono e transformando-o em polihidroxialcanoatos (PHA), que são armazenados no interior da célula. Geralmente o PHA apresenta frações de polihidroxibutirato (PHB) e polihidroxivalerato (PHV). O PHA é sintetizado em meio aeróbio na forma de energia (sintetizando o ATP) e o fósforo é absorvido pelas bactérias.

A captação do fósforo se desenvolve em condições estritamente aeróbias, sendo o oxigênio usado como acceptor de elétrons. Entretanto, estudos recentes têm mostrado que o processo pode ocorrer em condições anóxicas, utilizando nitrato e nitrito como aceptores de elétrons (PARK *et al.*, 2009).

No metabolismo aeróbio e/ou anóxico subsequentes à zona anaeróbia o fósforo é capturado em uma quantidade superior à quantidade liberada na fase anaeróbia (luxury uptake), utilizando o PHA armazenado na zona anaeróbia como fonte de carbono e energia, sendo uma parte da energia usada para recuperar o polifosfato liberado na fase anaeróbia e a outra parte da energia usada para crescimento dos microrganismos. Desse modo, há a tendência de se estabelecer um lodo rico em fósforo, podendo chegar até a concentração máxima de 38% com cultura pura de organismos poli-P (WENTZEL *et al.*, 1986). A remoção biológica de fósforo envolve a sua incorporação na biomassa como material celular. A retirada de fósforo do sistema ocorre através do descarte da biomassa (WENTZEL *et al.*, 1990; STENSEL, 1991). No sistema composto por uma população mista (organismos poli-P e não poli-P), a concentração de fósforo no lodo pode variar entre 0,08 a 0,1mgP.mgSSV⁻¹ (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999).

3.7 Biofilme em meio suporte inerte

Reatores com biofilme para tratamento de águas residuárias têm sido utilizados desde 1987, quando um leito de pedra foi utilizado como meio suporte em filtros de percolação (O'REILLY *et al.*, 2008). Atualmente está entre as tecnologias mais utilizadas como tratamento secundário, sendo as mais comuns: lagoas de estabilização e suas variantes; reatores anaeróbios; lodos ativados e variantes; e reatores aeróbios com biofilme (CHERNICHARO, 2016; SPERLING, 2017).

O objetivo da formação do biofilme através da utilização de um meio suporte é a formação de uma camada a partir de uma comunidade de microrganismos imobilizados conjuntamente, numa matriz de substâncias poliméricas extracelulares de origem microbiana. Essa formação ocorre naturalmente em superfícies sólidas em contato com água não esterilizada (SPÍNOLA, 2009).

Dessa forma, se obtém a formação do biofilme aderido à superfície do suporte, com predomínio deste sobre as culturas livres em suspensão. Assim, são desenvolvidos microambientes de interação entre as espécies que favorecem a estabilização das colônias, assegurando a retenção da biomassa no reator e propiciando a operação com tempo de retenção celular muito elevado, aumentando a eficiência do reator (ØDEGAARD, 2006).

Um fator muito importante que deve ser levado em consideração na hora da escolha do suporte a ser utilizado é a aderência das células bacterianas sobre esse suporte, o que depende em grande parte, das propriedades físicas e químicas do material.

Além disso, a condição hidrodinâmica do sistema deve propiciar a manutenção do biofilme. Em situações hidrodinâmicas críticas, o biofilme pode se desprender do suporte e conseqüentemente ser arrastado do reator (GIJZEN *et al.*, 1988; ØDEGAARD, 2006).

Nesse sentido, existem dois tipos de processos de formação de biofilme por uso de meio suporte: processos de crescimento aderido e crescimento suspenso. O primeiro processo torna-se altamente vantajoso em comparação com os sistemas de tratamento de águas residuárias de crescimento suspenso, quando se considera a simplicidade na manutenção e operação, volume compacto dos reatores, menores requisitos de energia, menor produção de volume de lodo, melhor espessamento de lodo, alta concentração de biomassa ativa e a coexistência de microrganismos aeróbios e anóxicos dentro do mesmo reator (CHEN; SUN, CHUNG, 2008; RODGERS; ZHAN, 2003; ROSTRON *et al.*, 2001; SHORE *et al.*, 2012).

A relevante possibilidade de se obter sistemas compactos com a utilização de meio suporte de crescimento aderido é atribuída à disponibilidade de meios de biofilme com uma alta área de superfície específica, e a menor abundância de bactérias filamentosas não floculantes, criando melhores propriedades de espessamento de lodo, minimizando problemas com a formação de lodo no sistema. Além disso, a imobilização de microrganismos no sistema produz uma alta concentração de biomassa ativa e, portanto, aumenta o desempenho geral do sistema (BAKAR *et al.*, 2018).

Em relação ao meio suporte, este pode ser classificado como: leito fixo ou móvel (sistemas de mídia móvel) (RODGERS; ZHAN, 2003). Entre os sistemas de leito fixo estão os filtros de gotejamento e filtros biológicos aerados, nos quais os meios onde se encontram o biofilme são estáticos nos reatores, e as reações biológicas ocorrem na biomassa desenvolvido no meio estático.

Em contrapartida, contadores biológicos rotativos (Rotating Biological Contactors - RBCs), reatores de biofilme de leito móvel (Moving Bed Biofilm Reactor - MBBRs), reatores de biofilme de movimento vertical (Vertically Moving Biofilm Reactor - VMBRs) e reatores de biofilme de leito fluidizado (Fluidized Bed Biofilm Reactor - FBBRs) são exemplos de sistemas de mídia móvel.

Nessa classificação, os meios suportes são mantidos em movimento contínuo, através de forças mecânicas, hidráulicas ou aéreas (RODGERS; ZHAN, 2003). Essa estratégia aumenta a estabilidade do processo, especialmente nitrificação em águas residuais estações de tratamento (ETEs), é utilizar sistemas baseados em biofilme (CHU; WANG, 2011).

É importante salientar que quando se usa meio suporte de material inerte, devem ser disponibilizados meios para facilitar sua imobilização e, evitando que este seja removido junto com o efluente do sistema (KOTLAR *et al.*, 1996). Segundo Hagopian e Riley (1998), os organismos nitrificantes tendem a liberar polímero extracelular que facilita sua fixação em uma matriz de lodo.

Além disso, ressalta-se que o biofilme pode ser exposto às condições alternadas de aeração; ele é espacialmente heterogêneo com presença de organismos aeróbios e anaeróbios, o que possibilita a ocorrência dos dois processos (GIESEKE *et al.*, 2002). Esta propriedade do biofilme pode facilitar a nitrificação e desnitrificação no mesmo reator.

Henrique *et al.* (2014), propuseram em seus estudos um reator com características operacionais semelhantes ao RBS, contendo no interior do reator a presença de meio

suporte, sendo denominado de Reator Aeróbio com Meio Suporte Submerso Imobilizado (RAMSI). As eficiências de remoção no RAMSI, como tratamento posterior a um Reator Anaeróbio, foram de 80% para material carbonáceo, 86% para sólidos suspensos totais, 89,3% para Nitrogênio Total de Kjeldahl e 89,7% para Nitrogênio Amoniacal, demonstrando-se promissor para o tratamento de águas residuárias com elevada carga orgânica.

3.8 Biodegradabilidade e Tratabilidade do lodo de excesso

A gestão do lodo produzido durante o tratamento de águas residuárias tem se tornado um dos desafios mais críticos (FOLADORI; ANDREOTTOLA; ZIGLIO, 2010), e, nesse contexto, alguns estudos têm empregado o conceito de economia circular, entendida como um modelo sustentável que busca manter o fluxo de materiais e produtos em sua maior utilidade e valor, transformando resíduos em novos recursos, devendo este conceito ser levado em consideração e apoiado política e operacionalmente (FRANKLIN-JOHNSON; FIGGE; CANNING, 2016; SANTOS; SHIBAO; SILVA, 2019).

Dessa forma, os sistemas de tratamento de águas residuárias podem e devem se adequar à concepção de economia circular, visto que há inúmeras possibilidades de produção de energia e recuperação de recursos durante as fases de tratamento (RASHIDI *et al.*, 2015; MO; ZHANG, 2013). Esta visão distingue-se do modo de produção da economia linear, baseada no sistema de “tomar-fazer-usar-dispor”, sendo o resíduo a última fase do ciclo de vida do produto. Atualmente, demanda-se a nível mundial a recuperação de água, energia e nutrientes, a serem recuperados do esgoto (SANTOS; SHIBAO; SILVA, 2019).

No Brasil, o termo que tem sido aplicado às Estações de Tratamento de Esgoto voltadas para a recuperação de recursos é “ETEs Sustentáveis”, referente ao Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia, pertencente à Universidade Federal de Minas Gerais em parceria com governo federal e coordenado pelo professor Carlos Chernicharo.

Para que este vasto conceito consiga ultrapassar as limitações e ser aplicado, são necessários estudos voltados para a reutilização de recursos que anteriormente eram vistos como resíduos a serem descartados. Entre estes recursos está o lodo produzido nos processos anaeróbios e principalmente aeróbios.

A redução da produção de lodo de excesso se apresenta como uma alternativa considerável, sendo possível através de inúmeros mecanismos que devem ser escolhidos

mediante disponibilidade de condições estruturais, operacionais, financeiras e climáticas. Esses mecanismos podem reduzir a produção de 25 a 75% (VELHO *et al.*, 2016), diminuindo drasticamente o volume de lodo a ser descartado.

Entre os mecanismos, têm-se a possibilidade de utilização do lodo gerado nos próprios sistemas de tratamento biológico, fornecendo fonte de carbono para os microrganismos. Contudo, um fator limitante para essa reutilização é biodegradabilidade que deve se manter na faixa ideal para não ocasionar altos tempos de retenção, baixa produção de metano (quando esse for o objetivo) e baixa degradação de sólidos orgânicos (ABELLEIRA-PEREIRA *et al.*, 2015; ZHEN *et al.*, 2014).

Assim, uma das maneiras de aumentar a disponibilidade de matéria orgânica facilmente biodegradável é por meio da realização de um pré-tratamento do lodo baseado no processo de lise celular, rompendo a parede da célula e favorecendo a liberação de substâncias moleculares, tornando-as mais acessível às atividades microbianas subsequentes (ZHEN *et al.*, 2017).

O conceito de lise celular é descrito pelo processo de ruptura ou dissolução da membrana plasmática ou da parede bacteriana, que leva à morte da célula e à liberação de seu conteúdo protéico, sais, ácidos nucléicos, lipídeos, compostos fenólicos, polissacarídeos, entre outros (BOMBERG *et al.*, 1988; KAMPAS *et al.*, 2007).

No tratamento de esgotos, a lise celular pode ser induzida (acelerada), para disponibilizar substrato que será mais facilmente metabolizado proporcionando tratamento mais rápido. Nessa perspectiva, utilizar o lodo que será descartado (lodo que composto basicamente de microrganismos que podem ainda ser biodegradados), é um importante insumo para o processo de alimento da biomassa do sistema em operação.

Nesse sentido, a desintegração dos sólidos contidos em lodos biológicos muda a estrutura e aumenta a solubilidade e a eficiência na remoção da matéria orgânica, portanto, para acelerar esse processo, pode-se utilizar métodos biológicos, químicos, físicos, mecânico, tratamento termoquímico em meio ácido ou básico, tratamento térmico, ozonização (ROCHER *et al.*, 1999), entre outros. Todos esses métodos podem ser empregados no processamento de lodo, buscando melhoria das características microbiológicas, de desidratação e de degradação do lodo.

Ainda assim, o material orgânico disponibilizado pode ser utilizado como fonte de carbono no processo de desnitrificação e remoção de fósforo em sistemas de tratamento de esgoto que possuem concentrações insuficientes de carbono solúvel (KAMPAS *et al.*, 2007).

3.9 Análise Respirométrica

A toxicidade em sistemas de tratamento de águas residuárias, principalmente em sistemas de lodos ativados pode apresentar um risco à atividade metabólica da biomassa, mesmo que não haja diminuição da carga orgânica aplicada. Nesse sentido, os processos de anabolismos e catabolismo envolvem o crescimento do lodo ativo (microrganismos) e o consumo de oxigênio (FERNANDES *et al.*, 2001).

Controlar a velocidade com que o oxigênio é consumido, que é denominada Taxa de Consumo de Oxigênio (TCO) é imprescindível para monitoramento da operação e do desempenho dos sistemas. É possível obter esse parâmetro por meio dos testes respirométricos. Esse teste também pode ser chamado de toximetria, ao identificar uma diminuição do valor da TCO, quando não há redução da carga orgânica aplicada, indicando a provável presença de substâncias tóxicas ou inibidoras no afluente (VAN HAANDEL *et al.*, 1998).

Dessa forma, basicamente a respirometria corresponde à medição e interpretação da taxa do consumo biológico de oxigênio, levando-se em consideração a velocidade de consumo deste oxigênio, sob condições experimentais controladas. A importância desta taxa está associada ao crescimento de biomassa e remoção de substrato, evidenciando a vasta utilidade que os teste respirométricos apresentam para a operação dos processos de lodos ativados (COPP; SPAN-JERS; VANROLLEGHEM, 2002).

Ao se conhecer o mecanismo de consumo de oxigênio tanto em ambientes aeróbios, como em ambientes anóxicos, pode-se determinar o melhor tipo de substrato visando o consumo pelos grupos de microrganismos de interesse e, conseqüentemente, e condições melhores de tratabilidade das águas residuárias (SILVA FILHO *et al.*, 2015).

Além disso, é possível obter por meio da respirometria a determinação as frações de DQO, sendo estas denominadas de não biodegradáveis e biodegradáveis, sendo estas últimas subdivididas em rapidamente e lentamente biodegradáveis, as quais são hidrolisadas e transformadas em moléculas mais simples e de fácil biodegradação (SALLES; SOUZA, 2020; WU *et al.*, 2016), por meio da velocidade e quantidade de oxigênio consumido para degradação do substrato utilizado no sistema.

3.10 Balanço de Massa

Segundo von Sperling (1996), o balanço de massa está fundamentado na lei de conservação da massa para avaliação de sistemas físicos com limites definidos, conforme a qual a matéria não pode ser criada ou destruída naturalmente, apenas pode ser transformada, ou seja, o balanço de massa descreve quantitativamente todos os materiais que entram, saem e se acumulam no sistema.

Dessa forma, o balanço de massa se caracteriza com um instrumento altamente efetivo para contribuir com a gestão do tratamento, auxiliando na compreensão acerca do fluxo de matéria orgânica que percorre o reator, determinando os compostos de entrada e saída, no desempenho do processo, dentre outros (PAULA, 2019).

Para Seghezzo (2004), para monitoramento de reatores utilizados para o tratamento de esgoto, o balanço de massa pode se apresentar com um instrumento de relevante significância, para, não só avaliar os materiais que percorrem o reator, como também avaliar o desempenho do processo e prever os materiais de saída.

O balanço de massa pode ser estimado para o material que se deseja analisar como, por exemplo, nitrogênio e matéria orgânica, obtendo-se o balanço de massa em termos de material nitrogenado e em termos de DQO (VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2012). Avaliando-se, portanto, a eficiência do sistema no que diz respeito à oxidação da matéria orgânicas e remoção de nitrogênio, podendo-se observar o que ficou retido na biomassa, bem como no efluente final, auxiliando na tomada de decisões visando as melhorias no processo de tratamento.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Localização do Experimento

O presente estudo foi conduzido na Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES) da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), localizada no município de Campina Grande – PB, Brasil, com coordenadas geográficas de 07° 14' 22''S e 35° 53'05''W.

4.2 Delineamento Experimental

Esta pesquisa foi realizada em três etapas principais, as quais estão esquematizadas na Tabela 3: Fase I: Monitoramento do sistema experimental constituído por reator anóxico (RAX) seguido de Reator Aeróbio com Meio suporte Submerso Imobilizado (RAMSI); Fase II: Avaliação do balanço de massa do material orgânico e do material nitrogenado e Fase III: Utilização da respirometria para determinação do melhor método de solubilização de lodo.

Tabela 3– Delineamento experimental da pesquisa: fases, pontos de amostragem e parâmetros determinados.

FASES	ETAPAS	AMOSTRAS/PONTOS DE AMOSTRAGEM	PARÂMETROS DETERMINADOS
I	Remoção de Nutrientes	Esgoto Bruto, efluentes do RAX e do RAMSI	Ver tabela 5
II	Avaliação do Balanço de Massa	Esgoto Bruto, efluentes do RAX e do RAMSI	mS_{ta} , mS_{te} , mS_{xv} , mS_o , B_o ; mN_{ta} , mN_{te} , mN_{xv} , mN_d , B_n^*
III	Respirometria	Amostras de lodo anaeróbio e aeróbio solubilizadas.	TCO, DQOrb, DQOlB, Frb, Flb*

Fonte: Autor.

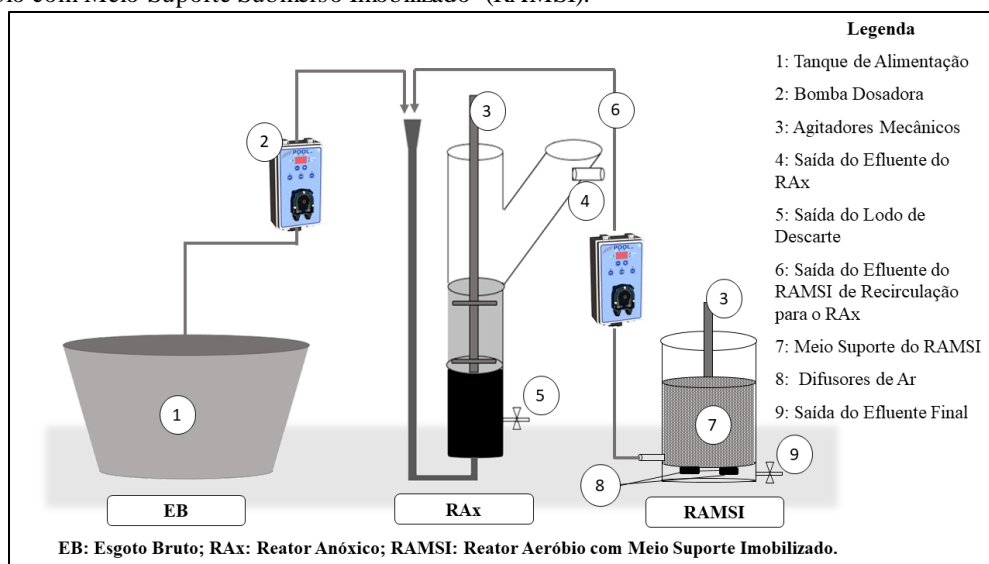
* mS_{ta} : Massa de DQO no afluente; mS_{te} : Massa de DQO no efluente; mS_{xv} : Massa de DQO no lodo de excesso; mS_o : Fração de DQO afluente oxidada; B_o : Balanço de massa do material orgânico; mN_{ta} : Nitrogênio afluente; mN_{te} : Nitrogênio descarregado no efluente; mN_{xv} : Nitrogênio no lodo de excesso; mN_d : Nitrogênio utilizado na desnitrificação; B_n : Balanço de massa do material nitrogenado. TCO: taxa de consumo de oxigênio, DQOrb: DQO rapidamente biodegradável, DQOlB: DQO lentamente biodegradável, Frb: Fração rapidamente biodegradável, Flb: Fração lentamente biodegradável.

4.3 Descrição do sistema experimental combinado

Para realização da primeira fase do experimento, correspondente às determinações físico-químicas, alimentou-se o sistema com o esgoto bruto oriundo do esgotamento sanitário da cidade de Campina Grande, coletado pela Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA). Após chegar no local onde eram conduzidos os experimentos, o esgoto bruto era encaminhado para um decantador primário construído de PVC, através do qual alimentava-se o sistema.

O sistema experimental era constituído de um sistema combinado: Reator Anóxico (RAX) seguido de Reator Aeróbio com Meio suporte Submerso Imobilizado (RAMSI) (Figura 4), sendo este sistema instalado e monitorado em regime de bateladas sequenciais, com ciclos de 12 horas cada (2 ciclos.dia⁻¹), tratando um volume de 12,6 L de esgoto a cada ciclo (25,2 L.dia⁻¹). A operação se deu por meio das seguintes fases: alimentação, reação (recirculação, aeração e mistura), sedimentação e descarga do efluente. Na Tabela 4 são apresentados os parâmetros operacionais do sistema combinado RAX seguido de RAMSI.

Figura 4 - Representação esquemática do sistema combinado Reator Anóxico (RAX) seguido de Reator Aeróbio com Meio Suporte Submerso Imobilizado (RAMSI).



Fonte: Autor

Tabela 4- Parâmetros operacionais do sistema experimental combinado Reator Anóxico (RAx) seguido de Reator Aeróbio com Meio Suporte Submerso Imobilizado (RAMSI).

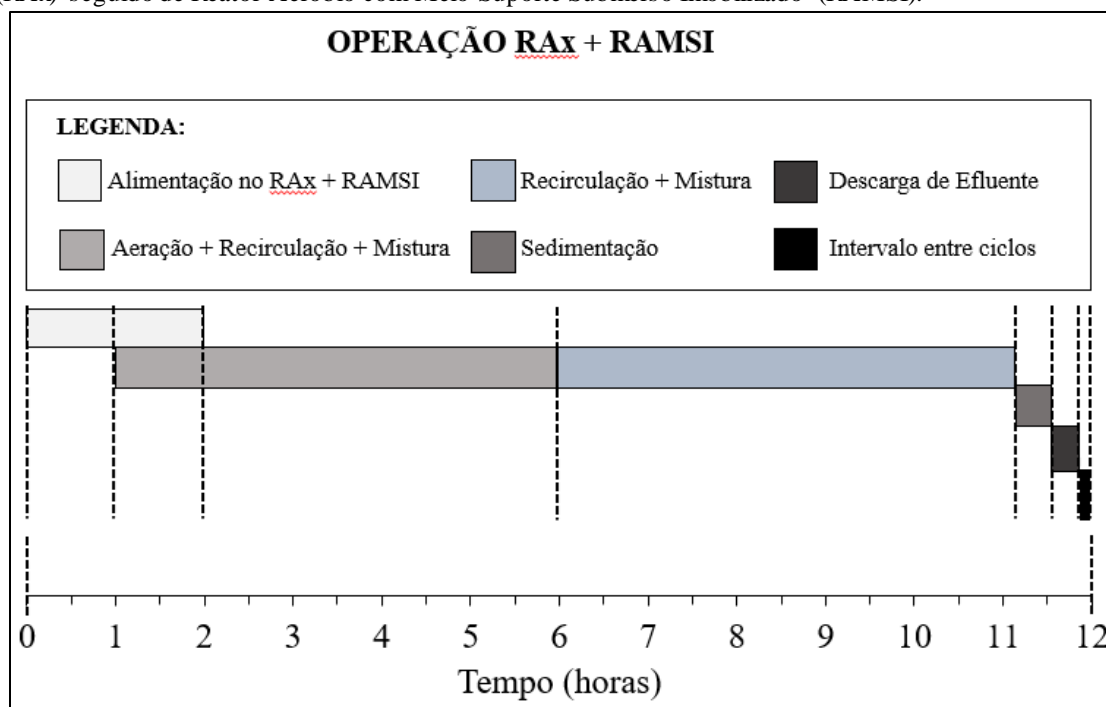
Parâmetros	RAx	RAMSI
Volume útil do reator (L)	21,5	12,6
Volume de EB alimentado (L.dia ⁻¹)	25,2	-
Carga orgânica volumétrica aplicada (gDQO.m ⁻³ .d ⁻¹)	11,08	1,30
Carga nitrogenada volumétrica aplicada (gN-NTK.m ⁻³ .dia ⁻¹)	1,32	0,86
Relação (C:N) {DQO:t:N-NTK}	8,4:1	1,5:1
Vazão (L.d ⁻¹)	103 (Afluente+recirculação)	25,2 (Afluente)
Tempo Detenção Hidráulica (TDH) (h)	-	12

Fonte: Autor.

Com relação à programação para operação do sistema experimental, foi controlada por meio da utilização de temporizadores digitais e analógicos. O RAx recebia alimentação de esgoto bruto durante as primeiras 2 horas; alimentando simultaneamente o RAMSI, sendo que ao final da primeira hora iniciava-se a aeração, recirculação e mistura. O tempo de aeração foi de 5 horas com concentração de oxigênio dissolvido entre 3 e 4 mgO₂.L⁻¹.

A recirculação e mistura ocorriam em intervalos alternados de 15 minutos durante o período de 10 horas; assim que acabava o período de aeração, o sistema permanecia em recirculação para promover o processo de desnitrificação no RAx. Concluído o intervalo de recirculação e mistura, iniciava-se o processo de sedimentação durante 40 minutos, logo após começava a descarga do efluente por um período de 15 minutos, que precedia o intervalo de 5 minutos para início do próximo ciclo, conforme figura 5.

Figura 5 - Dados operacionais temporais aplicados ao sistema experimental combinado Reator Anóxico (RAX) seguido de Reator Aeróbio com Meio Suporte Submerso Imobilizado (RAMSI).



Fonte: Autor.

Com relação ao RAX, este foi confeccionado de PVC, projetado pra operar com volume útil de 21,5 L e vazão de recirculação de $38,85 \text{ L.ciclo}^{-1}$. Além disso, neste reator foi instalado um agitador mecânico, para desencadear uma mistura de baixa rotação com aproximadamente 2 rpm, visando a liberação dos gases formados durante o processo de desnitrificação. Já o RAMSI foi confeccionado em material acrílico, projetado para operar com volume útil de aproximadamente 12,6 L. Para proporcionar a aeração uniforme dentro do reator, foi instalado um difusor de ar na base inferior do mesmo.

O material do meio suporte para formação de biofilme utilizado no reator RAMSI era de esponja de fibra sintética (poliuretano) com abrasivo. Essa esponja foi cortada em formato geométrico retangular, com largura (l) de 2,0 cm, comprimento (c) de 2,5 a 3,0 cm e espessura (e) de 0,5 a 1,0 cm, sendo utilizados 960 unidades com essas dimensões. Essas esponjas foram imobilizadas num dispositivo de plástico cilíndrico envolvido por uma tela de nylon, sendo acoplado um agitador mecânico, responsável pela homogeneização do esgoto a ser tratado no interior do reator. Esse dispositivo tinha uma de suas extremidades fixada na base e outra no topo do reator.

Para a avaliação da remoção biológica de nutrientes, matéria orgânica e sólidos foram coletadas amostras afluentes e efluentes às unidades de tratamento deste sistema,

para posterior determinação de parâmetros físicos e químicos. As análises foram realizadas conforme as recomendações preconizadas pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012). No entanto, ácidos voláteis e alcalinidade foram determinados com base no método KAPP descrito por Buchauer (1998) (Tabela 5).

Tabela 5– Parâmetros analisados no acompanhamento do desempenho dos reatores.

VARIÁVEIS	MÉTODOS ANALÍTICOS	REFERÊNCIA
DQO (mgO ₂ .L ⁻¹)	Titulométrico Refluxação Fechada	5220 C. / APHA, (2012)
pH	Potenciométrico	4500 / APHA, (2012)
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	Kapp	BUCHAUER (1998)
Alcalinidade AGV (mg.L ⁻¹)	Kapp	BUCHAUER (1998)
Nitrato (mgN-NO ₃ .L ⁻¹)	Salicilato de Sódio	RODIER (1975)
Nítrito (mgN-NO ₂ .L ⁻¹)	Colorimétrico Diazotização	4500-NO ₂ B. / APHA (2012)
Amônia (mgN-NH ₄ .L ⁻¹)	Semi-Micro Kjeldahl	4500-NH ₃ / APHA, (2012)
NTK (mgN-NTK.L ⁻¹)	Semi-Micro Kjeldahl	4500-Norg / APHA, (2012)
Fósforo e Frações (mg.L ⁻¹)	Ácido Ascórbico	4500-P E. / APHA, (2012)
SST (mg.L ⁻¹)	Gravimétrico	2540 D. / APHA, (2012)
SSV (mg.L ⁻¹)	Gravimétrico	2540 E. / APHA, (2012)

Fonte: Autor.

*DQO – Demanda Química de Oxigênio; N-NH₄⁺ – Nitrogênio Amoniacal; NTK – Nitrogênio Total de Kjeldahl; pH – Potencial Hidrogeniônico; SST – Sólidos Suspensos Totais; SSV – Sólidos Suspensos Voláteis.

4.4 Determinação do Balanço de massa

Para a determinação do balanço de massa os cálculos foram realizados conforme equações apresentadas por Van Haandel e Van Der Lubbe (2012), de acordo com as equações de 5 a 9. A Eq. 05 permite quantificar a massa de DQO aplicada por dia no sistema biológico de tratamento (mS_{ta}). Com o auxílio das demais equações: Eq. 06, Eq. 07 e Eq. 08 é possível determinar a transformação da DQO afluente e suas respectivas frações. Parte do material orgânico não removido da fase líquida deixa o sistema junto com o efluente (mS_{te}), outra fração é transformada em lodo orgânico e compõe a biomassa do sistema (mS_{xv}) e a última fração do material orgânico é oxidado para produtos inorgânicos gasosos (mS_o). Por fim, o balanço de massa para o material orgânico no sistema combinado, é dado pela equação Eq. 09.

$$mS_{ta} = (Q_a S_{ta}) \quad (5)$$

$$mS_{te} = (Q_a S_{te}) \quad (6)$$

$$mS_{xv} = \sum \left(\frac{S_{xv}}{xv} \right) \quad (7)$$

$$mS_o = mS_{ta} - (mS_{te} + mS_{xv}) \quad (8)$$

$$B_o = \frac{(mS_{te} + mS_{xv} + mS_o)}{mS_{ta}} \quad (9)$$

Onde:

mS_{ta} : Massa de DQO no afluente (mg.d^{-1}); mS_{te} : Massa de DQO no efluente (mg.d^{-1}); mS_{xv} : Massa de DQO no lodo de excesso (mg.d^{-1}); mS_o : Fração de DQO afluente oxidada ($\text{mgO}_2.\text{d}^{-1}$); B_o : Balanço de massa do material orgânico.

Já o balanço de massa do material nitrogenado no sistema combinado, foi determinado por meio do uso da equação Eq. 10, que permite determinar a carga de nitrogênio total afluente aplicado por dia (mN_{ta}). No intento de obter demais frações, foram utilizadas as equações: Eq. 11, Eq. 12 e Eq. 13 para determinar respectivamente, as frações de nitrogênio descarregado no efluente final (mN_{te}), as frações de nitrogênio no lodo de excesso (mN_{xv}) e as frações de nitrogênio desnitrificado (mN_d). A Eq. 14 resulta no balanço final do material nitrogenado, conforme Van Haandel e Van Der Lubbe (2012).

$$mN_{ta} = Q_a (NTK_a + N_{oa}) = Q_a N_{ta} \quad (10)$$

$$mN_{te} = Q_a (NTK_e + N_{oe}) = Q_a N_{te} \quad (11)$$

$$mN_{xv} = \left(\frac{NTK_{RAn/Ax}}{SSV_{RAn/Ax}} \right) + \left(\frac{NTK_{RAMSI}}{SSV_{RAMSI}} \right) \quad (12)$$

$$mN_d = mN_{ta} - (mN_{te} + mN_{xv}) \quad (13)$$

$$B_n = \frac{(mN_{te} + mN_{xv} + mN_d)}{mN_{ta}} \quad (14)$$

Onde:

mN_{ta} : Nitrogênio afluente (mgN.d^{-1}); mN_{te} : Nitrogênio descarregado no efluente (mgN.d^{-1}); mN_{xv} : Nitrogênio no lodo de excesso (mgN.d^{-1}); mN_d : Nitrogênio utilizado na desnitrificação (mgN.d^{-1}); B_n : Balanço de massa do material nitrogenado; N_{ta} : Concentração de nitrogênio afluente (mg.L^{-1}); N_{te} : Concentração de nitrogênio efluente (mg.L^{-1}); NTK_a : Nitrogênio Total Kjeldahl afluente (mg.L^{-1}); NTK_e : Nitrogênio Total Kjeldahl efluente (mg.L^{-1}); N_{oa} : nitrogênio oxidado afluente (mg.L^{-1}); N_{oe} : nitrogênio oxidado efluente (mg.L^{-1}); NTK_{RAX} : Concentração de NTK do RAX (mg.L^{-1}); NTK_{RAMSI} : Concentração de NTK do RAMSI (mg.L^{-1}); SSV_{RAX} : Concentração de SSV do RAX (mg.L^{-1}); SSV_{RAMSI} : Concentração de SSV do RAMSI (mg.L^{-1}).

4.5 Avaliação da Biodegradabilidade do Lodo

Visando disponibilizar substrato rapidamente biodegradável, de origem endógena, foi realizada a lise celular induzida do lodo biológico, por meio das seguintes técnicas:

(i). Ação mecânica, a qual consistia no trituração do lodo em um liquidificador com rotação 1200 rpm, por um período de tempo de 30 minutos; (ii) Ação térmica, nesse

processo o lodo era aquecido até atingir a temperatura de 50°C por um período de 30 minutos, (iii) Reação ácido-base, através da qual foi utilizado uma solução de ácido clorídrico (HCl) a 1N para manter o pH do lodo na faixa de 4, desencadeando a inativação da biomassa, informação determinada por testes respirométricos. Confirmada a inativação, o pH era ajustado para valores próximos à neutralidade com solução alcalina de NaOH (1N) e (iv) Ação por Micro-ondas, por meio da qual foram expostos 400 ml da amostra de lodo à irradiação por um período de 60 segundos, utilizando-se um micro-ondas doméstico, com potência de 1,2 KW, frequência de 2450MHz e capacidade de 18L.

As amostras de lodo submetidas à lise celular foram provenientes de duas fontes, sendo uma aeróbia e outra anaeróbia, o lodo anaeróbio foi retirado de um reator UASB com um ano de operação sem descarte, já o lodo aeróbio foi retirado de um sistema de lodos ativados. Após serem solubilizadas pelos processos descritos acima, essas amostras foram submetidas a testes respirométricos, com o objetivo de conhecer a taxa de respiração celular, avaliando-se o consumo de oxigênio e a remoção de matéria orgânica rapidamente biodegradável, que representa papel importante para interpretação do comportamento dos sistemas de tratamento de águas residuárias.

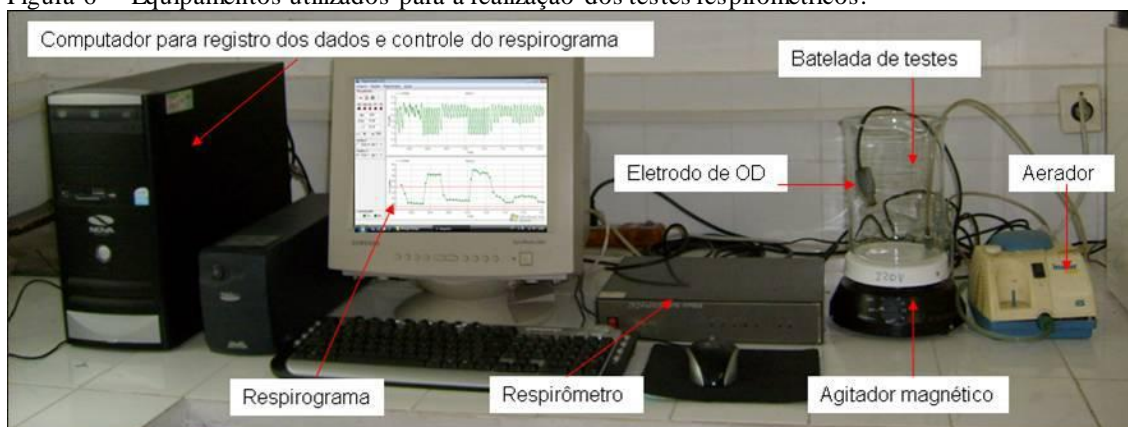
Dessa forma, para execução destas análises, uma amostra com 2 litros de lodo, proveniente do sistema de lodos ativados (LA) foi submetida à agitação e aeração com a finalidade de fazer com que toda a matéria orgânica fosse consumida até atingir uma taxa de consumo de oxigênio (TCO) mínima, denominada de fase endógena.

Posteriormente, foram adicionados 10 ml do substrato acetato de sódio, correspondendo a uma concentração de DQO de 65 mg/L, e após a biomassa atingir a TCO endógena, acrescentou-se 100mL de lodo biológico solubilizado pelas quatro técnicas a cada duas horas, tempo estabelecido para o consumo do material orgânico biodegradável.

Para execução desses testes foi utilizado um respirômetro Beluga, CPU (Central Processing Unit) contendo o software S32c instalado e seus periféricos (monitor, mouse, teclado), aerador com pedra porosa, eletrodo de oxigênio, recipiente com 2 L de capacidade e um agitador magnético, para manter o lodo em suspensão monitorado com a utilização de um respirograma, usando como substrato orgânico o acetato de sódio.

O respiromêtro foi desenvolvido no Departamento de Engenharia Elétrica da Universidade Federal de Campina Grande – UFCG e denominado Beluga, o qual envia os dados de leituras de OD (mg.L⁻¹), Temperatura (°C) e TCO (mg.L⁻¹.h⁻¹) para um microcomputador (Figura 6).

Figura 6 – Equipamentos utilizados para a realização dos testes respirométricos.



Fonte: Autor.

4.6 Análise Estatística

Os dados foram analisados por meio de estatística descritiva, com extração de média, desvio padrão e porcentagens, além de confecção de gráficos com o auxílio do programa Microsoft® Office Excel 2013. No caso dos resultados referentes à análise respirométrica, por meio da qual se obteve as frações rápida e lentamente biodegradáveis, empregou-se o teste F e a posteriori o teste de Tukey, sendo ambos a 5% de probabilidade, visando a identificação de diferença significativa entre as frações rapidamente biodegradáveis, comparando-se os resultados entre os lodos anaeróbio e aeróbio, bem como entre os tipos de técnicas aplicadas para indução da lise celular (mecânica, térmica, mudança de pH e micro-ondas). Ressalta-se também que antes da escolha do teste F, os dados foram analisados por meio do teste de Shapiro-Wilk, a fim de detectar se apresentava ou não distribuição normal. Os testes foram feitos com o auxílio do *software* PAST versão 3.x.

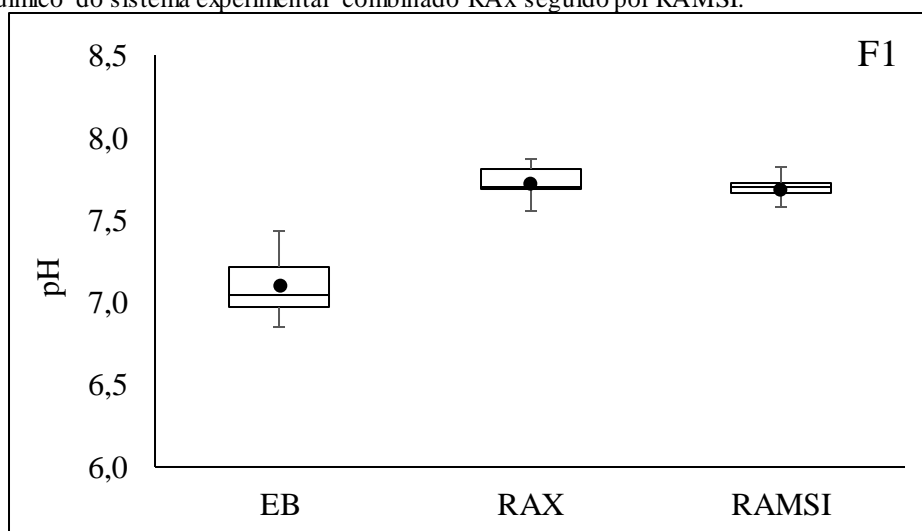
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Primeira fase: Remoção Biológica de nutrientes em sistema combinado: RAX seguido por RAMSI

Na primeira fase os resultados foram caracterizados pela fase adaptativa do experimento, enquadrando-se como F1, havendo monitoramento desta fase por um período de 60 dias. A segunda fase (F2), porém, compreendeu à fase estacionária e complementou a avaliação até os 200 dias de operação do sistema.

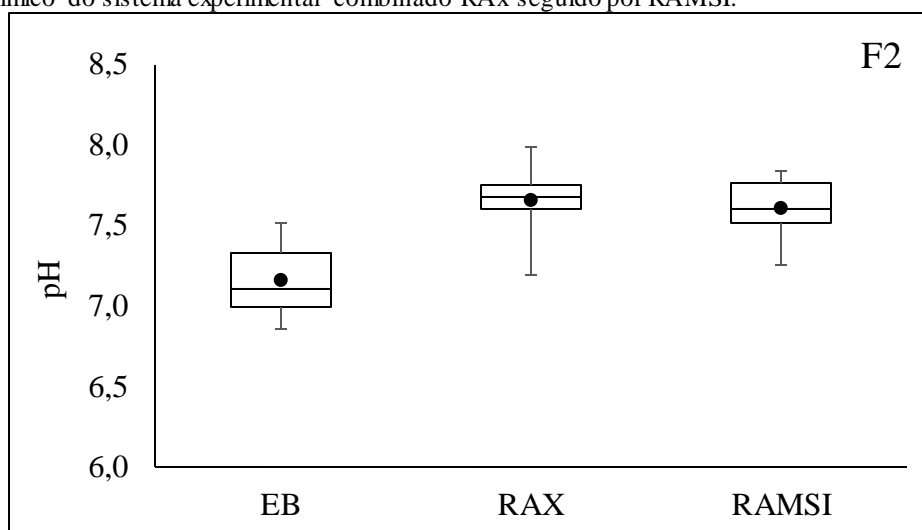
Em relação aos valores de pH em ambas as fases, as médias dos efluentes mantiveram-se entre 7,0 e 8,0. Já na fase estacionária o valor médio de pH do EB e dos efluentes do RAX e RAMSI foram, respectivamente de 7,1, 7,7 e 7,6 unidades de pH (Figuras 7 e 8).

Figura 7 – Box Plot dos valores de pH registrados na fase adaptativa, durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAX seguido por RAMSI.



Fonte: Autor.

Figura 8– Box Plot dos valores de pH registrados na fase estacionária, durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAX seguido por RAMSI.



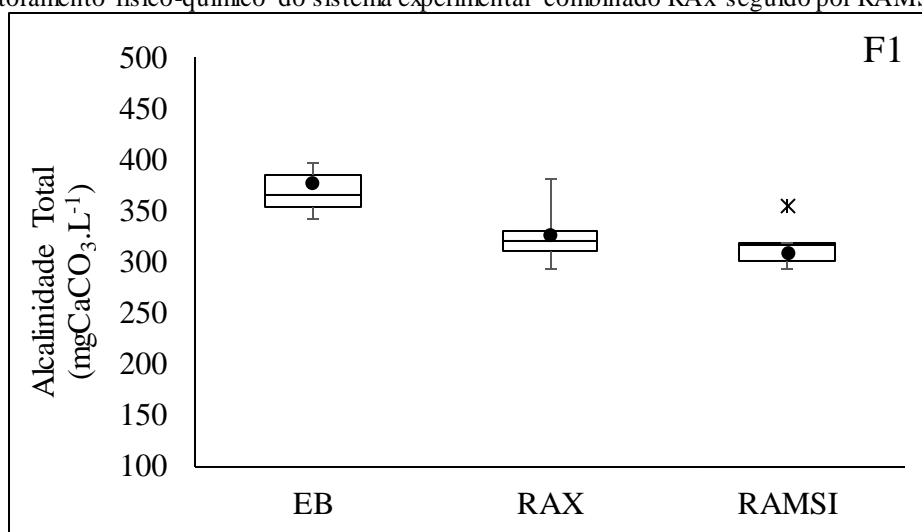
Fonte: Autor.

Em ambas as fases, por meio da análise do gráfico, percebe-se que pelo menos 75% das amostras retiradas do RAX e RAMSI apresentaram pH até 8,0, com médias entre 7,5 e 8,0. Na fase estacionária o valor médio de pH do EB e dos efluentes do RAX e RAMSI foram, respectivamente de 7,1, 7,7 e 7,6 unidades de pH.

Esses registros se caracterizaram como ideais, pois valores de pH abaixo de 6,0 podem reduzir a eficiência da nitrificação em até 90% (METCALF E EDDY, 2016). Queiroz *et al.* (2018), avaliando o comportamento do pH em um sistema de tratamento combinado anaeróbio-aeróbio, encontrou valores médios de pH semelhantes, registrando médias de 6,94, 6,70, e 7,05 no Esgoto Bruto, saída do UASB e saída do sistema de Lodos Ativados, respectivamente. Confirmando a faixa ideal de pH para um sistema operado em boas condições, mantendo-se propício para ativação de bactérias nitrificantes.

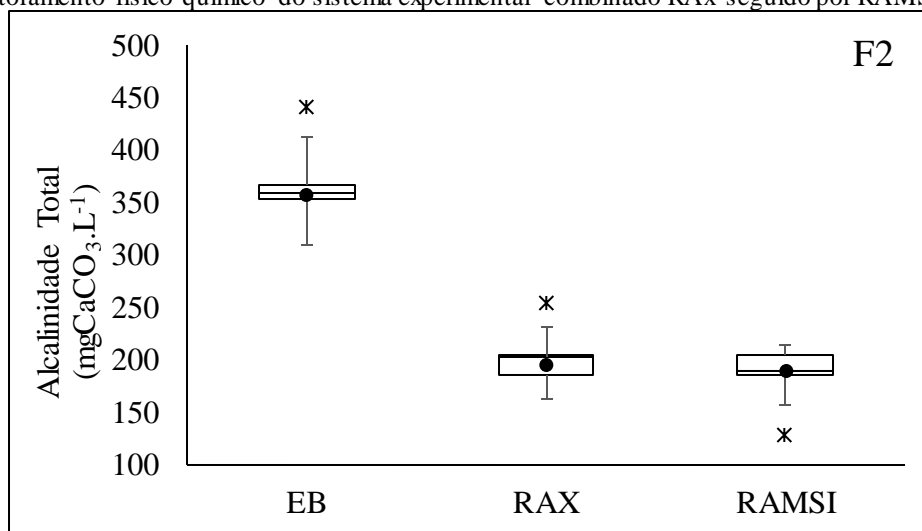
No tocante à alcalinidade total, houve o consumo desse material ao longo das etapas de tratamento, uma vez que na fase F1, a alcalinidade total manteve-se na média de 377 mgCaCO₃.L⁻¹ no EB e de 309 mgCaCO₃.L⁻¹ no efluente final (RAMSI) (Figura 9). Na fase F2 com o sistema em equilíbrio dinâmico o efluente final apresentou concentração média de 190 mgCaCO₃.L⁻¹ (Figura 10).

Figura 9– Box Plot das concentrações médias de CaCO_3 registradas na fase adaptativa, durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAX seguido por RAMSI.



Fonte: Autor.

Figura 10– Box Plot das concentrações médias de CaCO_3 registradas na fase estacionária, durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAX seguido por RAMSI.



Fonte: Autor.

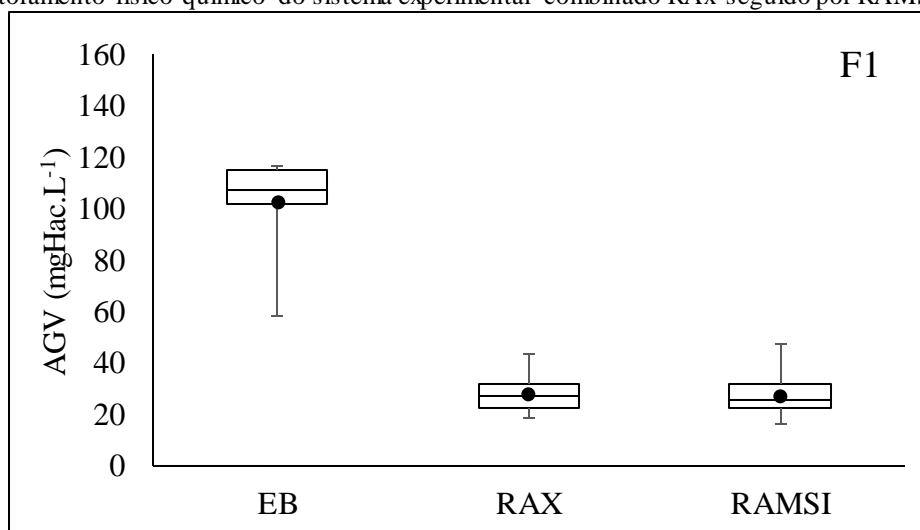
Por meio da apresentação dos dados verifica-se a dispersão destes, sendo que após passagem pelo RAX e pelo RAMSI o terceiro quartil, ou seja 75% dos valores de alcalinidade, caiu de 300 a 350 mgCaCO₃.L⁻¹ (primeira fase) para 200 a 250 mgCaCO₃.L⁻¹ (segunda fase). Dessa maneira, houve o consumo desse material ao longo das etapas de tratamento, uma vez que na fase F I, a alcalinidade total manteve-se na média de 377 mgCaCO₃.L⁻¹ no EB e de 309 mgCaCO₃.L⁻¹ no efluente final (RAMSI). Na fase F II com

o sistema em equilíbrio dinâmico o efluente final apresentou concentração média de 190 mgCaCO₃.L⁻¹.

Evidenciando, dessa forma, o processo de nitrificação, uma vez que para que ocorra o processo de nitrificação biológica é necessário à presença de alcalinidade no meio, visto que são consumidos cerca de 7,1 mg CaCO₃ a cada mg de N-amoniaco oxidado (EPA, 1993; METCALF E EDDY, 2016), em virtude da liberação de H⁺ no processo.

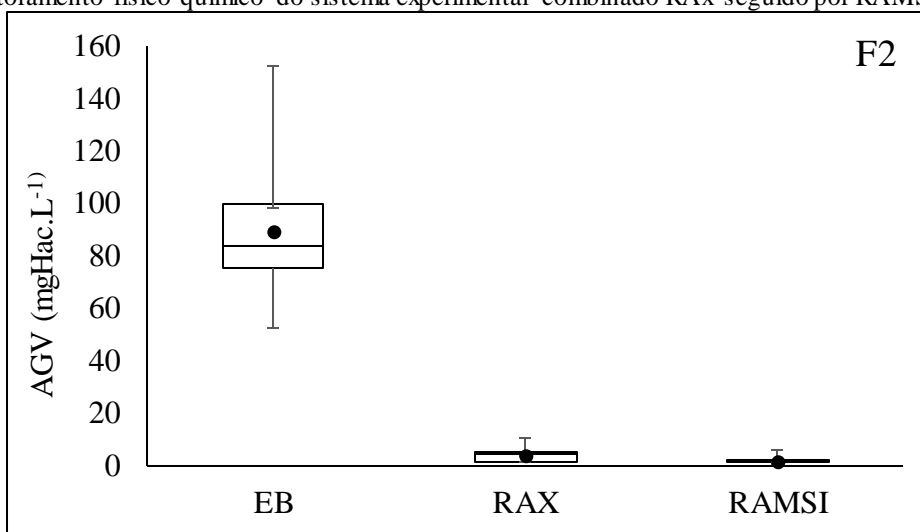
No que diz respeito à concentração dos Ácidos Graxos Voláteis (AGV), foram registrados a produção e o consumo destes compostos, sendo baixa a concentração de AGV verificada no efluente produzido no sistema combinado, correspondendo a 27,8 mgHAc.L⁻¹, enquanto que no afluente e no efluentes do RAX a concentração média foi de 103 e 28,5 mgHAc.L⁻¹, respectivamente, na fase F I (Figura 11). Todavia, ao entrar na fase de equilíbrio (F II), a concentração média no efluente final foi de 1,9 mgHAc.L⁻¹ (Figura 12).

Figura 11– Box Plot das concentrações médias de AGV registradas na fase adaptativa, durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAX seguido por RAMSI.



Fonte: Autor.

Figura 12– Box Plot das concentrações médias de AGV registradas na fase estacionária, durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAX seguido por RAMSI.

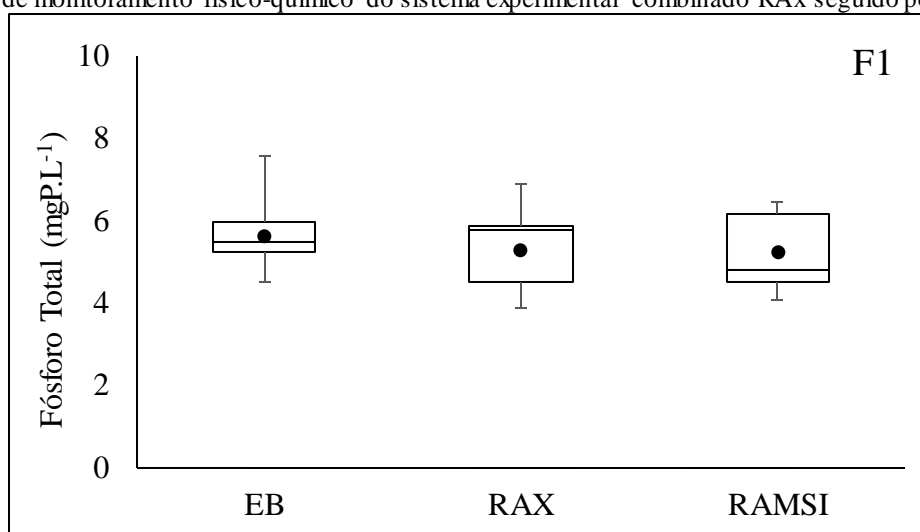


Fonte: Autor.

Foi possível verificar que na segunda fase de monitoramento experimental, após o tratamento, a concentração dos AGV caiu consideravelmente, com pelo menos 75% das amostras com valores abaixo de 20 mgHAc.L⁻¹. Fato que provavelmente está associado aos processos ocorrentes ambientes com baixa concentração de oxigênio, ocorrendo a conversão dos AGV em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono (AL SEADI *et al.*, 2008; ASLANZADEH, 2014; KUNZ *et al.*, 2019).

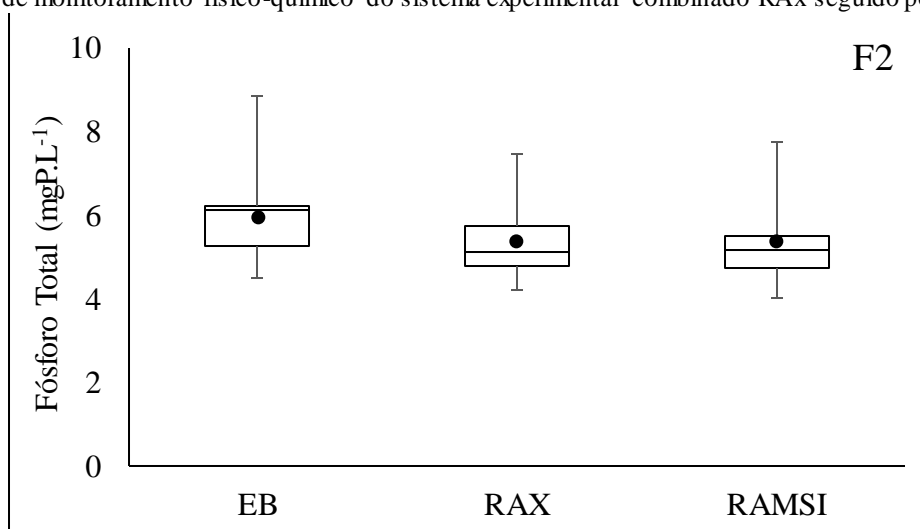
No que diz respeito à concentração de Fósforo Total, na fase I o valor médio para o EB e efluente final foi de 5,67 e 5,27 mgP.L⁻¹, respectivamente (Figura 13). Na segunda fase, esses valores mantiveram-se em torno de 5,95 e 5,39 mgP.L⁻¹, não havendo eficiência na remoção desta substância (Figura 14).

Figura 13– Box Plot das concentrações médias de fósforo total registradas na fase adaptativa, durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAX seguido por RAMSI.



Fonte: Autor.

Figura 14– Box Plot das concentrações médias de fósforo total registradas na fase estacionária, durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAX seguido por RAMSI.



Fonte: Autor.

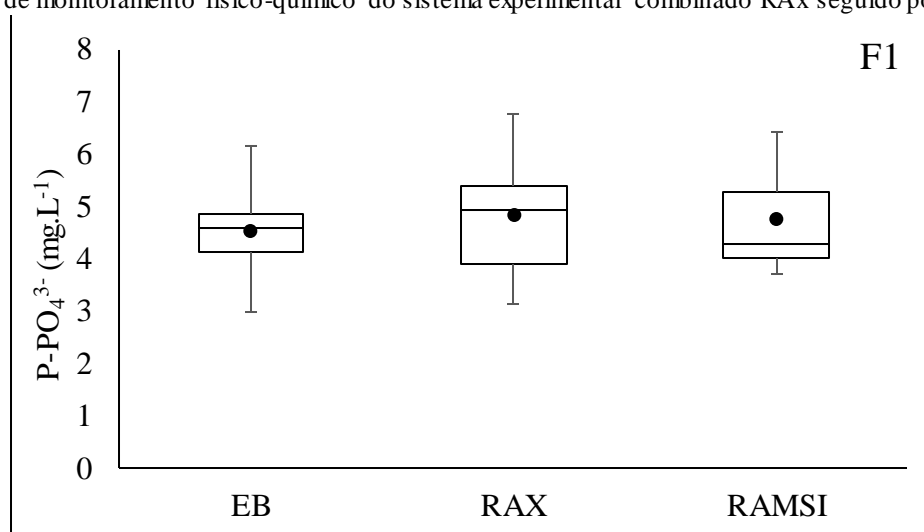
Conforme apresentação dos gráficos, a dispersão dos dados obtidos após tratamento no RAX e no RAMSI foi menor na segunda fase do monitoramento, confirmando maior estabilidade, assim como a assimetria, que foi maior na primeira fase, apresentando-se como negativa no RAX e positiva no RAMSI.

Apesar da maior estabilidade dos dados na segunda fase, não foram registradas remoções significativas de fósforo total. Segundo Henrique *et al.* (2014), sistemas projetados para remover fósforo devem conter uma zona anaeróbia, seguida de fase aeróbia ou anóxica, proporcionando a assimilação em excesso do fósforo adicional pela biomassa (*luxury uptake*), e posterior remoção por meio da retirada do lodo excedente.

Neste estudo, não houve determinação do tempo de retenção celular (TRC) e, conseqüentemente, retirada do lodo; desencadeando baixa eficiência de remoção de fósforo.

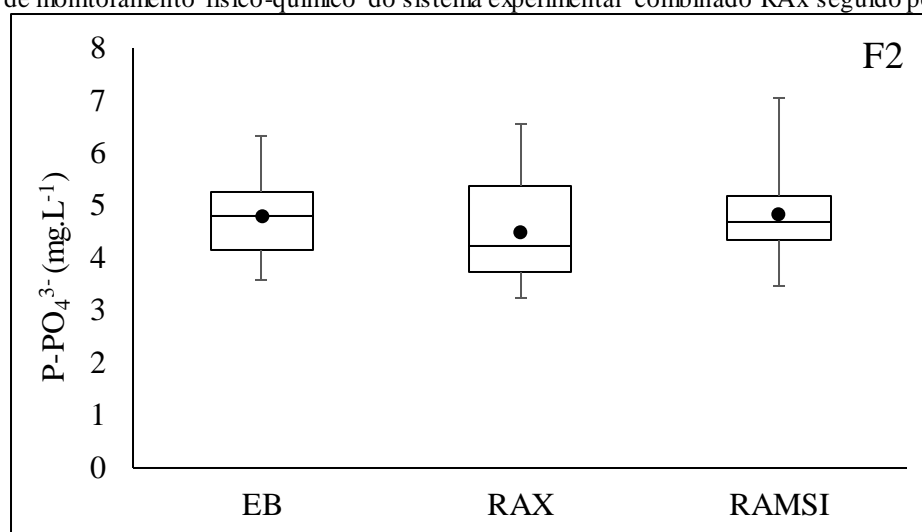
Neste contexto, também não foram registradas eficientes remoções de Ortofosfato Solúvel, registrando-se concentrações médias de 4,55 e 4,75 mgP-PO₄³⁻.L⁻¹ na entrada e saída do sistema, respectivamente, na primeira fase (Figura 15). Esses valores não apresentaram grandes diferenças em relação aos resultados obtidos na fase II, que obteve concentração média final de 4,86 mgP-PO₄³⁻.L⁻¹ na saída do RAMSI (Figura 16).

Figura 15– Box Plot das concentrações médias de ortofosfato registradas na fase adaptativa, durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAX seguido por RAMSI.



Fonte: Autor.

Figura 16– Box Plot das concentrações médias de ortofosfato registradas na fase estacionária, durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAX seguido por RAMSI.

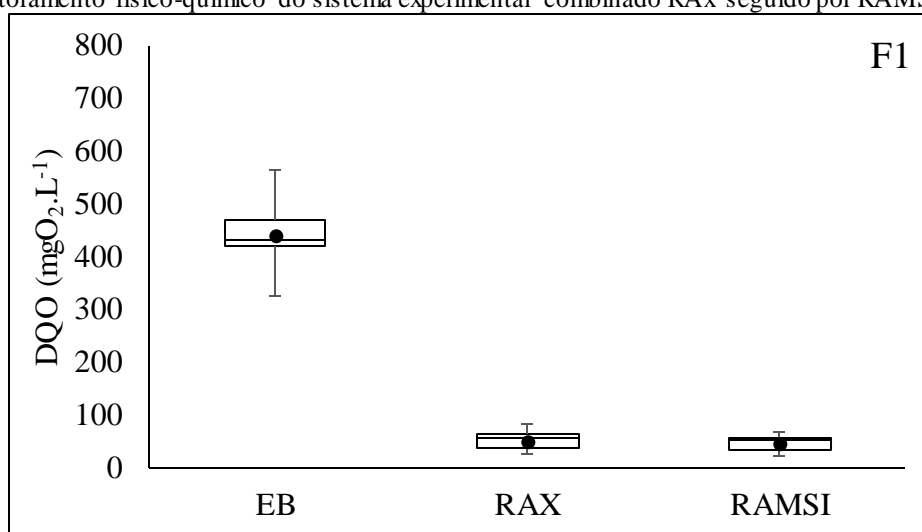


Fonte: Autor.

Os dados apresentaram uma leve assimetria, principalmente na primeira fase, com maior dispersão registrada nas concentrações de P-PO₄³⁻ obtidas do efluente oriundo do RAX, em ambas as fases. Contudo, as variações de Ortofosfato foram discretas ao longo do estudo, fato que pode ser entendido mediante a baixa remoção de Fósforo neste experimento, pois as técnicas de remoção biológica de fósforo consistem na capacidade de acumulação de fosfato solubilizado na forma de polifosfatos, (WANG *et al*, 2008), logo, entende-se que se não houve remoção considerável de Fósforo, também não ocorreu redução na concentração de suas formas fosfatadas.

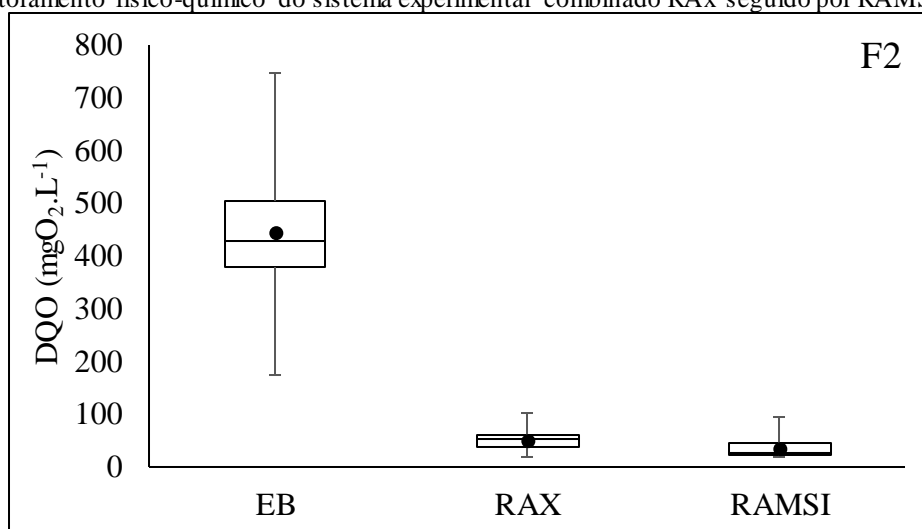
No tocante à remoção de matéria orgânica, houve remoção eficiente nas duas fases de avaliação, sendo registrada na fase F I concentração média de DQO bruta de 441,67 mgO₂.L⁻¹ no afluente e valores médios de 51,56 e 46,44 mgO₂.L⁻¹, respectivamente, no RAX e RAMSI (Figura 17). Enquanto que na fase F II, a média de DQO bruta para o EB foi de 446,14 mgO₂.L⁻¹ e os efluentes do RAX e RAMSI obtiveram concentrações médias de 50,93 e 34,71 mgO₂.L⁻¹, respectivamente. Dessa forma, a eficiência de remoção na fase F I foi de 89,49% e na fase F II subiu para 92,22% (Figura 18).

Figura 17– Box Plot das concentrações médias de DQO registradas na fase adaptativa, durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAX seguido por RAMSI.



Fonte: Autor.

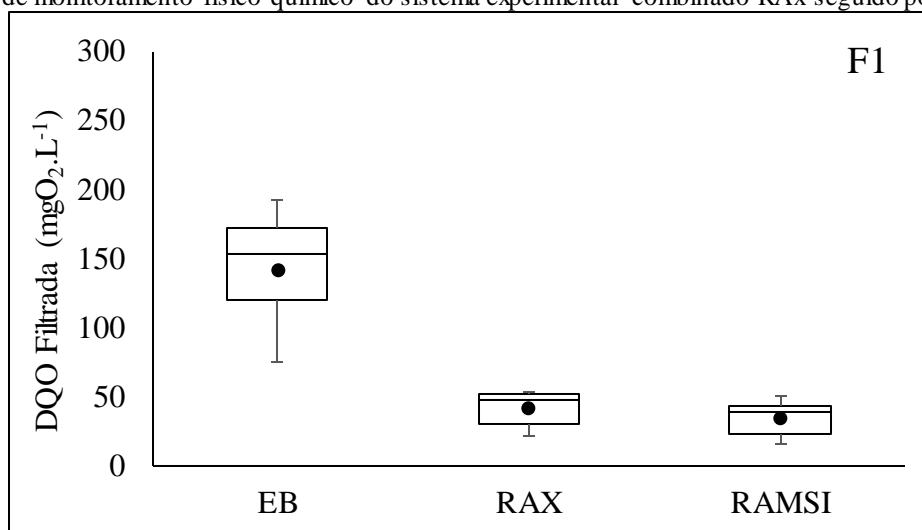
Figura 18– Box Plot das concentrações médias de DQO registradas na fase estacionária durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAX seguido por RAMSI.



Fonte: Autor.

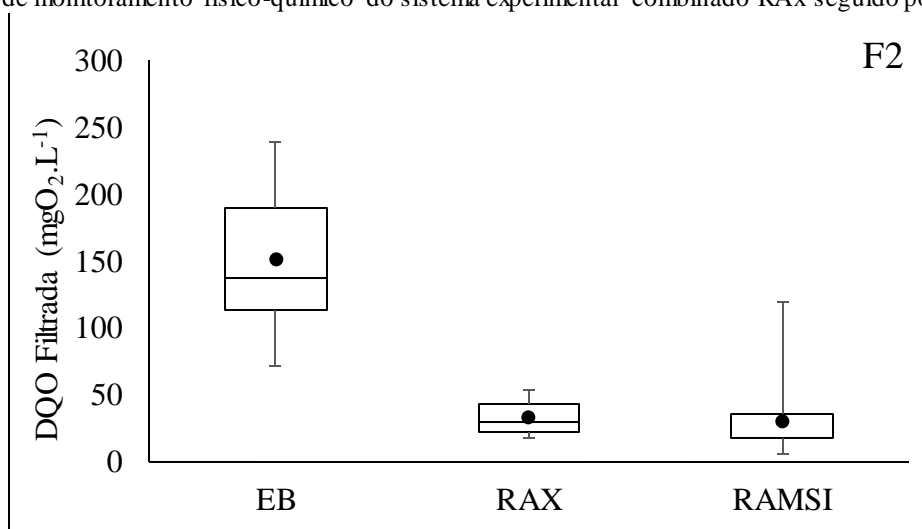
Com base na apresentação dos diagramas é perceptível que as maiores amplitude e dispersão foram registradas no esgoto bruto afluente, devido às variadas concentrações de matéria orgânica no esgoto que alimentava o sistema. Além disso, a remoção de DQO filtrada também foi bastante considerável ao longo do estudo, perfazendo percentual de remoção de 75,87% na primeira fase e 80,37% na segunda. Com média de 143, 41,88 e 34,50 mgO₂.L⁻¹ no EB, RAX e RAMSI, respectivamente, na fase F I (Figura 19) e 150,80, 33,07 e 29,60 na fase F II (Figura 20).

Figura 19 – Box Plot das concentrações médias de DQO filtrada registradas na fase estacionária durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAX seguido por RAMSI.



Fonte: Autor.

Figura 20– Box Plot das concentrações médias de DQO filtrada registradas na fase estacionária durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAX seguido por RAMSI.



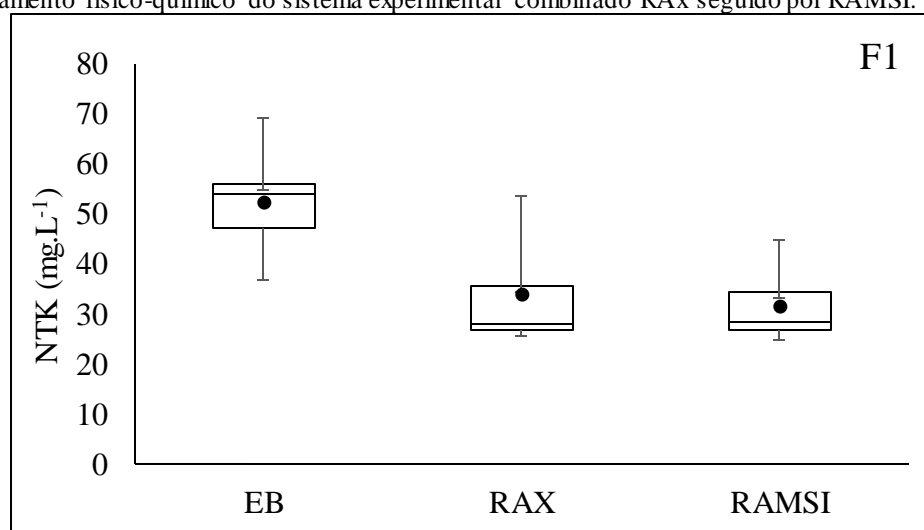
Fonte: Autor.

Assim como ocorreu com os dados referentes à DQO total, a maior dispersão dos dados esteve associada ao esgoto bruto, com elevada assimetria negativa nos valores provenientes do RAMSI, na fase 2. A considerável remoção da DQO neste estudo esteve próxima aos valores registrados no trabalho de Queiroz *et al.* (2018), o qual registrou uma eficiência de remoção na ordem de 92% ao avaliar o desempenho do tratamento em sistema combinado, composto por reator UASB seguido de sistema de lodos ativado. Nos estudos de Pantoja Filho (2011) também foram observados resultados semelhantes, com remoção de DQO total acima de 93%, em tratamento por reator aeróbio-anóxico de leito fixo (RAALF) preenchido com espuma de poliuretano em cubo como meio suporte.

Altas remoções de DQO (91,7%) foram reportadas por Zhang; Lee; Cheng (2016) ao analisarem um sistema de célula de combustível microbiana no tratamento de esgoto doméstico, sendo esta eficiência atribuída pelos autores à formação de biofilme. Apesar do sistema avaliado neste estudo se basear em outros mecanismos biológicos de tratamento, notou-se também a formação do biofilme no meio suporte, favorecendo a remoção de altas concentrações de matéria orgânica.

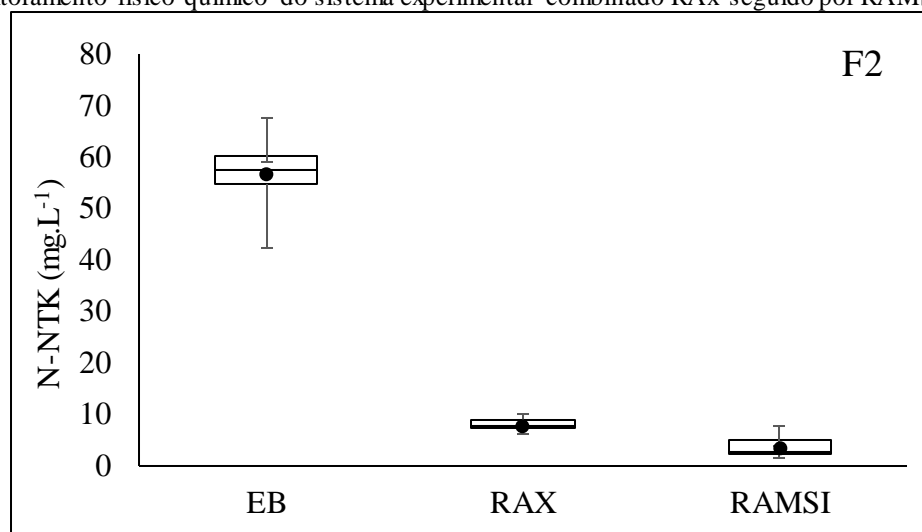
Com relação à remoção de Nitrogênio, obteve-se concentrações médias de Nitrogênio Total Kjeldahl no afluente (EB) e efluentes (RAX e RAMSI) de 52,4, 34,1 e 31,8 mgN-NTK.L⁻¹, respectivamente, na fase F I (Figura 21). Enquanto que na fase F II foram registrados valores médios de 56,9, 8,0 e 3,7 mgN-NTK.L⁻¹, respectivamente, para o EB, RAX e RAMSI (Figura 22), representando desta maneira remoções de 85,9% para o efluente do RAX e 93,5% para o RAMSI.

Figura 21– Box Plot das concentrações médias de NTK registradas na fase adaptativa durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAX seguido por RAMSI.



Fonte: Autor.

Figura 22– Box Plot das concentrações médias de N-NTK registradas na fase estacionária durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAX seguido por RAMSI.



Fonte: Autor.

Na primeira fase do monitoramento, foi possível observar que os dados apresentaram maior amplitude, dispersão e assimetria devido ao período de adaptação do sistema. Com a estabilização do sistema, após os tratamentos o terceiro quartil passou de 30 a 40 mgN-NTK.L⁻¹ para 0 a 10 mgN-NTK.L⁻¹, confirmando alta eficiência de remoção na segunda fase de monitoramento.

Oliveira e Santana (2011), avaliando o desempenho de reatores UASB, em dois estágios, seguidos de RBS com etapa aeróbia, em escala-piloto, para o tratamento de águas residuárias de suinocultura, observaram eficiência de remoção de NTK em torno de 47 a 63% nos dois estágios de tratamento anaeróbio, sendo que esse percentual aumentou ao analisarem a concentração média no efluente do RBS, que apresentou percentuais de remoção na faixa de até 83%, variando conforme a Carga Orgânica Volumétrica e o TDH aplicados.

Menores eficiências foram registradas por Araújo; Freitas (2014), que observaram remoção de 25% ao estudarem o tratamento de esgoto sintético por meio de um reator UASB seguido de BFAS (biofilto aerado subsersmo) com volume de 14 L. Enquanto que Rebah *et al.* (2010), encontraram eficiências de remoção 68% para NTK, estudando o desempenho de um reator combinado de fluxo ascendente, também utilizando meio suporte, porém, confeccionado com argila e plástico, com volume de 44 L, no tratamento de esgoto sintético com TDH de 36 h.

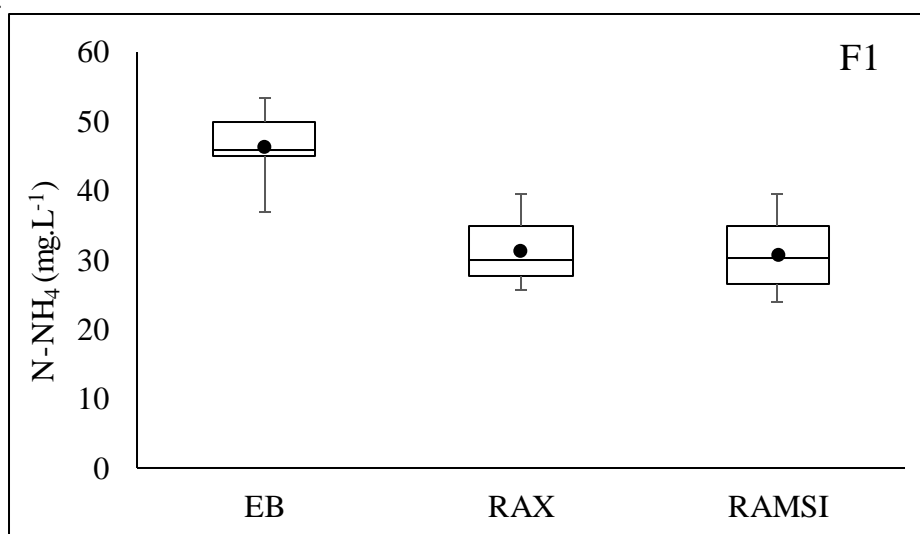
Contudo, Zhang *et al.* (2019), relataram altas eficiências na remoção de Nitrogênio (90,3%) no tratamento de esgoto com sistema em regime anaeróbico/óxico/

anóxico por meio da utilização de um Reator de Biofilme com Bateladas Sequenciais, favorecendo o processo de desnitrificação.

Neste estudo, a considerável remoção de NTK, em relação aos resultados dos trabalhos acima citados, pode estar associada à metodologia empregada, que possibilitou a recirculação do efluente proveniente do RAMSI para o RAX, propiciando a disponibilização de material orgânico necessário para o processo de desnitrificação.

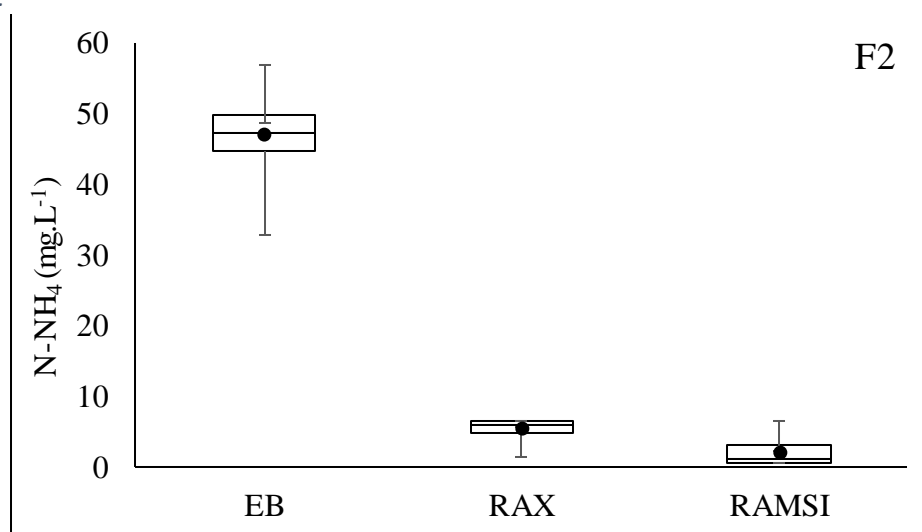
As médias registradas para a concentração de nitrogênio amoniacal no afluente (EB) e nos efluentes do RAX e RAMSI, mantiveram-se na faixa de 46,7, 31,7 e 30,8 mg N-NH₄⁺.L⁻¹, respectivamente, na fase I (Figura 23). Apesar do sistema não ter apresentado eficiente remoção na primeira fase, devido à necessidade de estabilização para o desenvolvimento das bactérias autotróficas nitrificantes; foi verificado considerável desempenho na fase II, com teores de 47,1; 5,6 e 2,2 mgN-NH₄⁺.L⁻¹ no EB, RAX e RAMSI, respectivamente (Figura 24), perfazendo um percentual de remoção de 95%.

Figura 23– Box Plot das concentrações médias de nitrogênio amoniacal registradas na fase adaptativa durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAX seguido por RAMSI.



Fonte: Autor.

Figura 24– Box Plot das concentrações médias de nitrogênio amoniacal registradas na fase estacionária durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAX seguido por RAMSI.



Fonte: Autor.

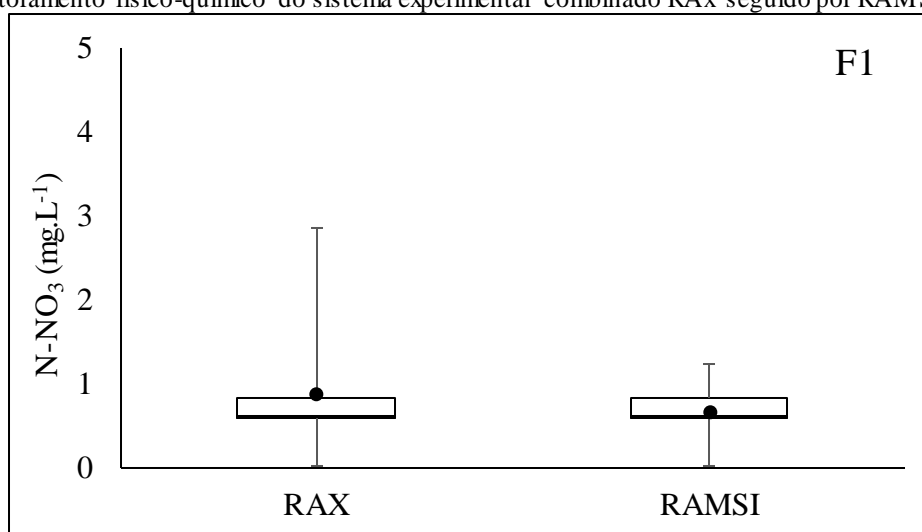
Conforme se observa nos gráficos, as remoções foram menores e maior foi a dispersão dos dados na F1, sendo que 75% dos dados após os tratamentos nesta fase esteve na faixa de 30 a 40 mgN-NH₄⁺.L⁻¹, já na segunda fase essa faixa passou para 0 a 10 mgN-NH₄⁺.L⁻¹.

Em sistemas de tratamento, cujas etapas envolvem digestão anaeróbia é comum observar o aumento de Nitrogênio Amoniacal (N-am), em virtude do processo de amonificação promovido pela ação das bactérias heterotróficas, como nos estudos de Santos; Oliveira (2011), os quais objetivaram avaliar desempenho de reatores anaeróbios horizontais em série, seguido de reator aeróbio em bateladas sequenciais (RBS) com alimentação contínua, e perceberam o aumento de N-am na fase anaeróbia e remoção na fase aeróbia.

Dessa maneira, associa-se o alto teor de remoção de N-am registrado neste estudo à recirculação do efluente do RAMSI para o RAX, fornecendo um efluente nitrificado, com possibilidade de utilização do oxigênio das formas oxidadas do nitrogênio, ocasionando o processo de conversão do N-am a gás Nitrogênio, possibilitando alta eficiência de remoção, como registrado por Henrique (2010), que obteve percentual de remoção, acima de 90%, havendo aproximação com os resultados obtidos neste estudo.

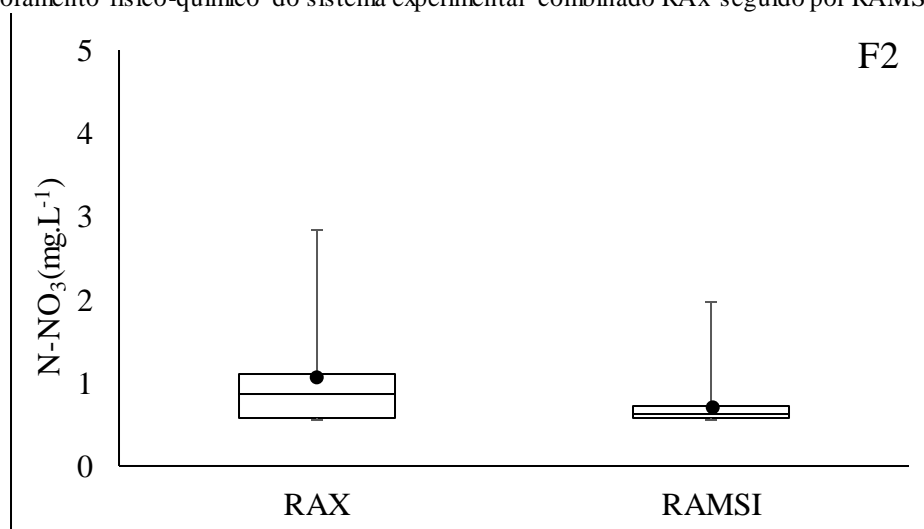
Durante todo o monitoramento a concentração média de nitrato não passou de 1 mgN-NO₃⁻.L⁻¹, registrando-se concentração média no efluente final (RAMSI) na fase I (Figura 25) e II de 0,67 mgN-NO₃⁻.L⁻¹ e 0,72 mgN-NO₃⁻.L⁻¹, respectivamente (Figura 26).

Figura 25– Box Plot das concentrações médias de nitrato registradas na fase adaptativa durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAX seguido por RAMSI.



Fonte: Autor.

Figura 26– Box Plot das concentrações médias de nitrato registradas na fase estacionária durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAX seguido por RAMSI.

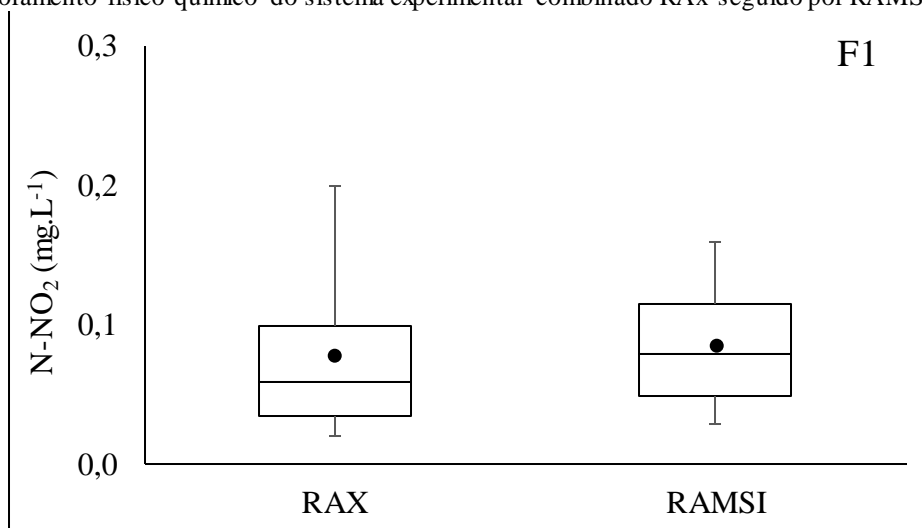


Fonte: Autor.

Os dados apresentaram elevadas amplitudes em ambas as fases, apesar de não ter sido registrado intensa variação na concentração de nitrato entre as unidades de tratamento. Dessa forma, em ambas as fases de monitoramento os baixos valores médios provavelmente estão relacionados com a ocorrência do processo de desnitrificação tanto em regime de anoxia, quanto em aerobiose, por se tratar da ação das bactérias heterotróficas, que na maioria das vezes são facultativas, utilizando o oxigênio em meio aeróbio comoceptor final de elétrons e das formas oxidadas do nitrogênio em ambiente anóxico, favorecendo a remoção do nitrato (SANTOS *et al.*, 2020).

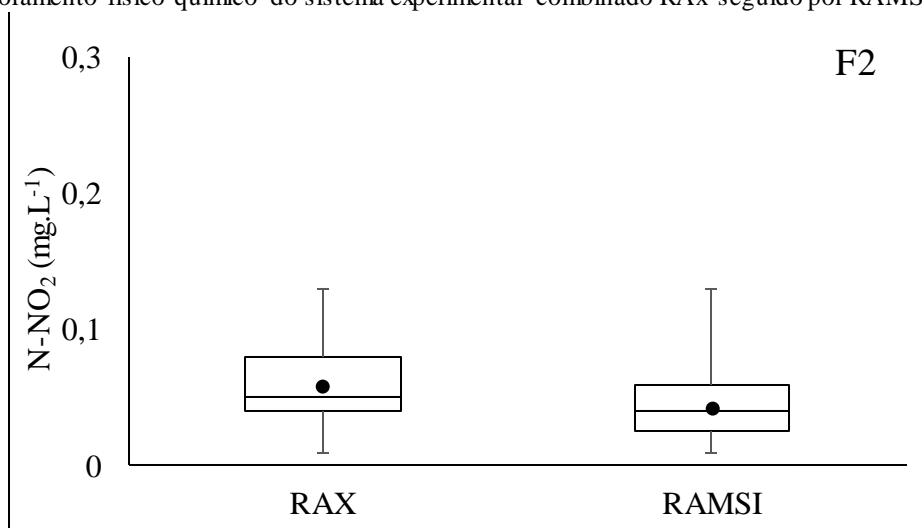
Semelhantemente foi observado com as variações de nitrito, cuja concentração ocorreu em baixas quantidades ao longo deste experimento, perfazendo 0,08 e 0,09 mgN-NO₂⁻.L⁻¹ no reator RAX e no RAMSI, respectivamente na primeira fase (Figura 27). Na fase II esses valores foram de 0,06 e 0,04 mgN-NO₂⁻.L⁻¹ (Figura 28).

Figura 27– Box Plot das concentrações médias de nitrito registradas na fase adaptativa durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAX seguido por RAMSI.



Fonte: Autor.

Figura 28– Box Plot das concentrações médias de nitrito registradas na fase estacionária durante o período de monitoramento físico-químico do sistema experimental combinado RAX seguido por RAMSI.



Fonte: Autor.

É possível verificar que nas duas fases de monitoramento o terceiro quartil não teve considerável variação, ou seja, 75% dos dados chegaram até 0,1 mgN-NO₂⁻.L⁻¹ para os dois tipos de tratamento.

Estas discretas variações de nitrito neste trabalho são explicadas mediante o processo mais usual para remoção biológica de nitrogênio, sustentado pela nitrificação e desnitrificação, por meio das quais se obtém a oxidação do amônio a nitrito e posteriormente a nitrato na presença de oxigênio, sendo que após isso, em condições anóxicas, o amônio oxidado é transformado em nitrogênio gasoso (CHANG et al., 2011; MUÑOZ et al., 2009; PHILIPS, 2008). As bactérias responsáveis por um desses processos de oxidação do amônio a nitrito são as *Nitrosomonas*, que possuem baixa velocidade de crescimento em comparação a outras bactérias envolvidas nesse processo, favorecendo o baixo acúmulo de nitrito (AHN, 2006; CHARLEY et al., 1980).

No que se refere à remoção de Sólidos Suspensos Totais (SST) foi eficiente nas duas fases de avaliação, sendo registrada na fase de maior estabilidade concentração média de 229,38 mg.L⁻¹ no afluente e valores médios de 9,38 e 4,00 mg.L⁻¹, respectivamente, no RAx e RAMSI. Perfazendo, eficiência de remoção em torno de 98,26% fase II.

Da mesma maneira, houve alta remoção de Sólidos Suspensos Voláteis, perfazendo um percentual de remoção de 95,73% na fase I e 98,37% na fase II (tabela 6).

Tabela 6– Valores médios e desvios padrão dos sólidos no esgoto bruto, no reator An/Ax e no RAMSI, ao longo deste estudo experimental.

		Fase I		Fase II	
		Média	Desvio Padrão (±)	Média	Desvio Padrão (±)
EB	ST	1013,50	97,49	1002,36	152,05
	STV	293,44	66,53	355,33	126,99
	SST	201,33	49,50	229,38	66,10
	SSV	148,22	39,49	169,69	68,51
RAx	ST	827,00	68,08	772,73	88,56
	STV	123,89	75,15	155,25	80,33
	SST	13,56	5,48	9,38	3,82
	SSV	11,11	4,26	5,69	4,01
RAMSI	ST	795,00	58,38	781,27	106,12
	STV	96,89	55,75	155,08	76,65
	SST	8,33	5,12	4,00	1,41
	SSV	6,33	3,54	2,77	1,69

Fonte: Autor.

EB: esgoto bruto; RAx: reator anóxico; RAMSI: reator aeróbio com meio suporte submerso imobilizado, ST: sólidos totais; STV: sólidos totais voláteis; SST: sólidos suspensos totais; SSV: sólidos suspensos voláteis.

A alta concentração de SST removida principalmente no RAX pode atribuída às boas condições de lodo nesta unidade, pois, segundo Henrique (2010), a remoção de sólidos suspensos depende da estabilidade no processo de sedimentabilidade, sendo que esta característica, segundo Wang *et al.* (2019), é diretamente proporcional à quantidade de microrganismos removedores de materiais presente no lodo.

Rodrigues *et al.* (2016) observaram eficiência de 90% na redução de SST em combinado UASB- Filtro anaeróbico no tratamento de efluentes proveniente do abate de frangos, com alta concentração de matéria orgânica e sólidos. Santos; Oliveira (2011), por sua vez, registraram eficiência de 96% de SST com o uso de reatores horizontais em série, com manta de lodo e leito fixo com anéis de bambu, plástico (eletroduto corrugado) e bucha (*Luffa cyllynrca*). Essa eficiência passou de 98% após a inclusão do reator aeróbico operado em batelada sequencial (RBS).

5.2 Determinação do Balanço de Massa

Para a determinação do balanço de massa orgânico e nitrogenado foram monitorados os parâmetros, conforme a Tabela 7.

Tabela 7- Parâmetros operacionais determinados no período experimental para a avaliação do balanço de massa.

Parâmetro	Unid.	Fases de Monitoramento	
		F I	F II
Q_a	$L.d^{-1}$	25,2	25,2
t_{op}	d	60	140
DQO_a		442	446
DQO_e		46	35
NTK_a		52,44	56,98
NTK_e		31,75	3,69
N_{oa}		0	0
N_{oe}		0,72	0,78
$DQO_{(RAX)}$	$mg.L^{-1}$	4667	7000
$DQO_{(RAMSI)}$		8367	10878
$NTK_{(RAX)}$		1143	1269
$NTK_{(RAMSI)}$		1242,6	1472,7
$SSV_{(RAX)}$		3499	3893
$SSV_{(RAMSI)}$		12009	12766

Fonte: Autor.

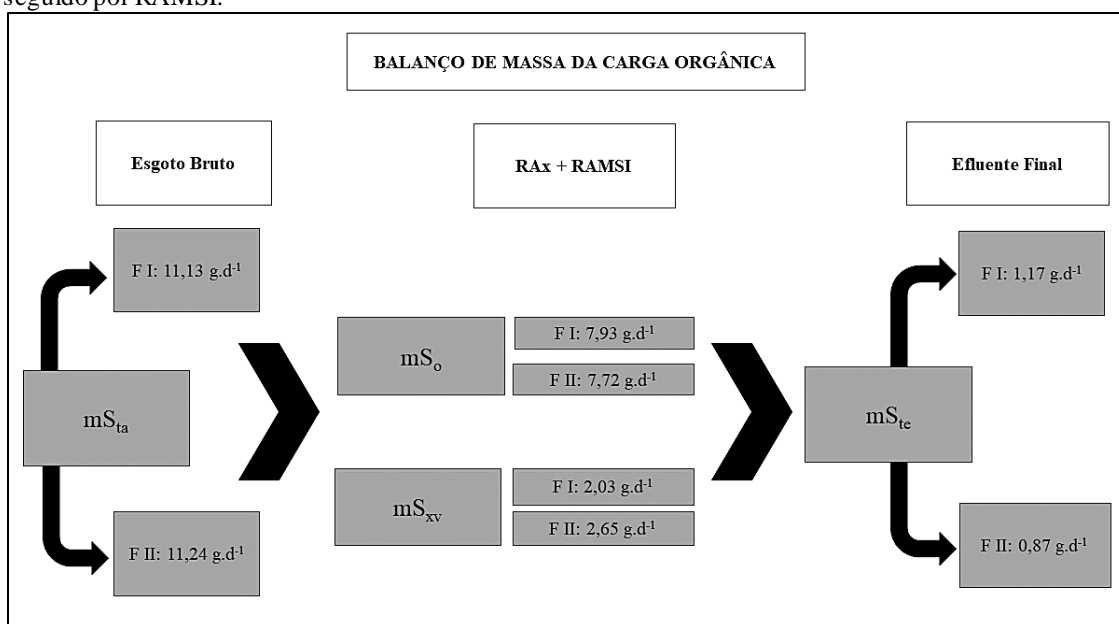
T_{op} : tempo de operação

Vale ressaltar que não houve variação na vazão afluyente (Q_a), e na carga aplicada tanto do material orgânico (DQO_a), quanto do nitrogenado (NTK_a) nas duas fases de monitoramento foi pequena a alteração. Contudo, foi registrada intensa variação nas concentrações afluyente e efluyente de DQO e NTK, confirmando a considerável remoção de nitrogênio e matéria orgânica, uma vez que as médias de DQO_e e NTK_e na Fase II foi 35 e 3,69 $mg.L^{-1}$, respectivamente.

Os resultados também demonstraram que a carga de DQO obtida no lodo biológico da fase F II foi cerca de 30% maior que na fase FI. Além disso, na segunda fase também houve aumento da concentração de sólidos suspensos voláteis nos dois reatores, com elevação de 10% no RAX e 6% no RAMSI, confirmando a importância da estabilização do sistema para obter maior atividade bacteriana e, conseqüentemente, maior produção de biomassa.

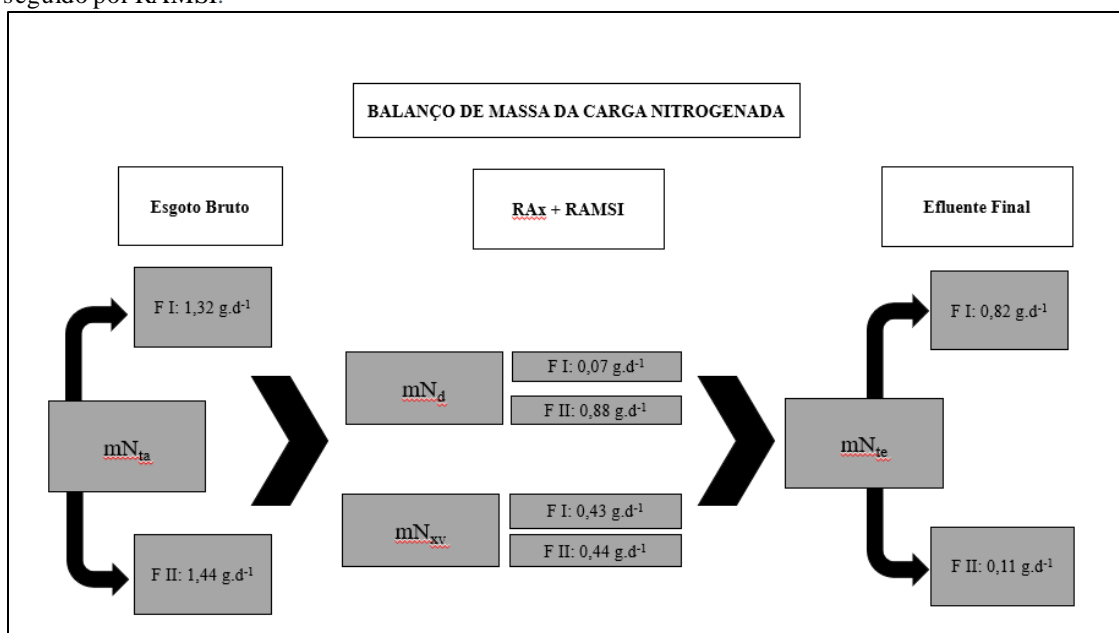
Com relação ao balanço de massa final dos compostos orgânicos e nitrogenados, registrou-se que da carga orgânica aplicada ao sistema (mS_{ta}), a maioria foi oxidada a outros compostos orgânicos, representando 71,25% e 68,65% nas fase I e II, respectivamente. A parcela incorporada à biomassa totalizou 18,25% (F I) e 23,57% (F II) (Figura 29). Já com relação ao material nitrogenado, foi possível perceber que a maior remoção ocorreu na fase II, na qual 61,11% (mN_d) foi utilizado no processo de desnitrificação e 30,56% (mN_{xv}) foi incorporada ao lodo (Figura 30).

Figura 29– Esquema do Balanço de Massa do material orgânico aplicado ao sistema combinado RAX seguido por RAMSI.



Fonte: Autor.

Figura 30– Esquema do Balanço de Massa do material nitrogenado aplicado ao sistema combinado RAx seguido por RAMSI.



Fonte: Autor.

Segundo Seghezzo (2004), calcular o balanço de massa é imprescindível para o esclarecimento do fluxo de material que percorre as unidades de tratamento, permitindo a determinação dos compostos de entrada e saída e, por sua vez, o desempenho do tratamento. Nesse sentido, o equacionamento do balanço de massa deste sistema experimental evidenciou um desempenho satisfatório, principalmente na segunda fase de avaliação, removendo nitrogênio e matéria orgânica, por meio dos processos oxidativos e de síntese de biomassa.

5.3 Avaliação da Biodegradabilidade de Lodo Biológico Solubilizado

Foram realizados seis testes respirométricos, sendo três com lodo anaeróbico e três com lodo aeróbico, com um período de duração média de 12 horas, visando avaliar o potencial de reaproveitamento do lodo biológico, por meio da verificação da biodegradabilidade após realização de lise celular induzida por meio de ação mecânica (trituração), térmica, por micro-ondas e por reação ácido-base. Nesse sentido, foram aplicados testes respirométricos, podendo-se verificar, quantitativamente, a concentração de matéria orgânica biodegradável contida no lodo submetido a cada tipo de técnica.

Dessa maneira, quantificou-se a concentração de matéria orgânica biodegradável, por meio de dados da taxa de consumo de oxigênio (TCO) apresentados nos testes, obtendo-se, através da integração das áreas identificadas, a fração biodegradável solúvel

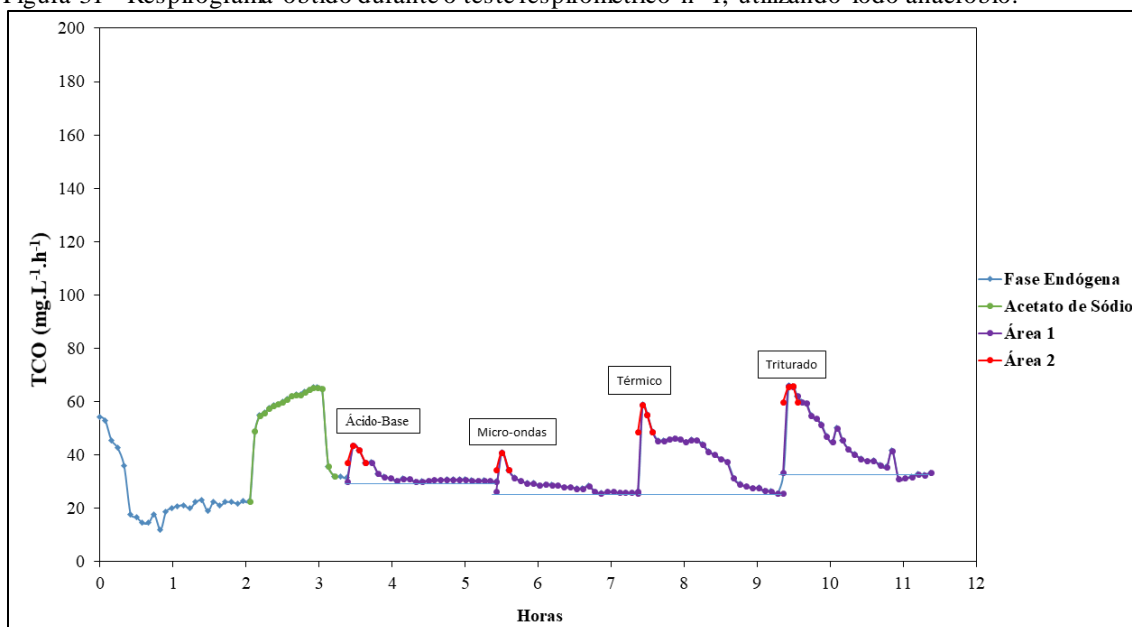
(DQO_{bsa}) ou DQO consumida, que é o resultado da soma da DQO rapidamente biodegradável (DQO_{rb}) e da DQO lentamente biodegradável (DQO_{lb}) por um período de duas horas.

Os resultados dos testes estão apresentados nas tabelas de 8 a 16 e nas figuras de 31 a 36, podendo-se obter um comparativo entre os substratos anaeróbios e aeróbios utilizados neste experimento, para verificar qual técnica de solubilização e qual tipo de lodo (anaeróbio ou aeróbio) apresenta concentração de DQO_{rb} mais satisfatória. Ressalta-se que a área 1 representa a DQO_{lb} e a área 2 a DQO_{rb} , as quais foram determinadas por meio do cálculo da área do trapézio.

5.3.1 Lodo Anaeróbio

Os resultados para o primeiro teste com lodo anaeróbio estão apresentados na figura 31 e na tabela 8, registrando-se maior fração rapidamente biodegradável (F_{rb}) presente no lodo solubilizado por reação ácido-base (77,84%), já a menor fração foi detectada no lodo solubilizado por ação térmica (13,24%).

Figura 31– Respirograma obtido durante o teste respirométrico nº 1, utilizando lodo anaeróbio.



Fonte: Autor.

Tabela 8– Valores de matéria orgânica metabolizada contida nos substratos utilizados durante a realização do teste respirométrico n° 1, com lodo anaeróbio.

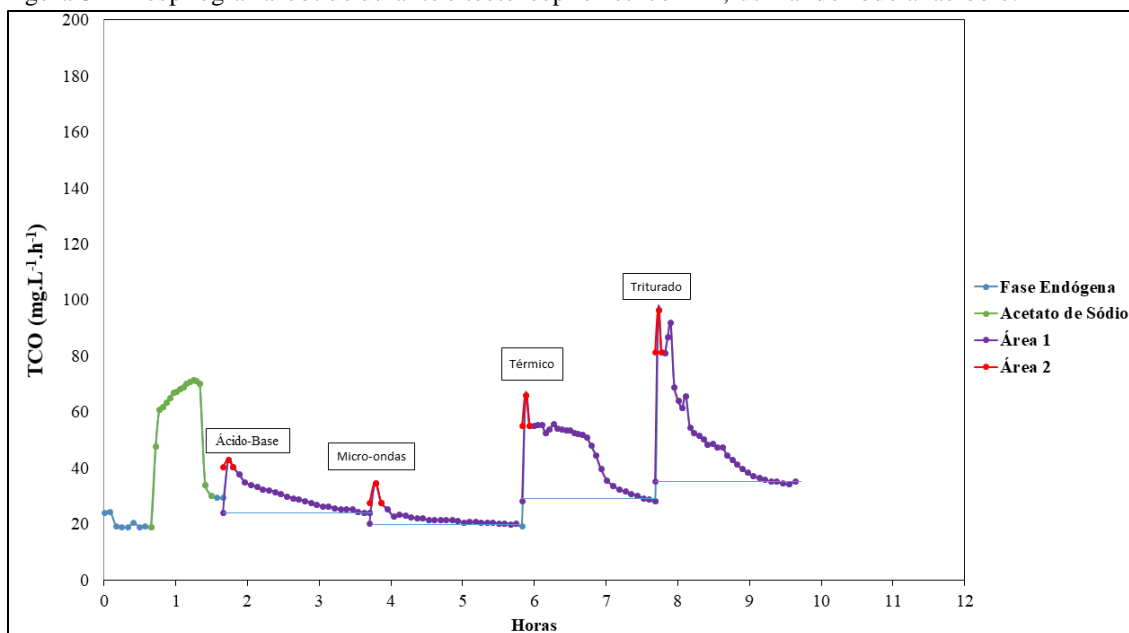
Determinação Analítica					Determinação pelo teste Respirométrico n° 1					
Substrato ^a	DQO _t	DQO _f	DQO _t /DQO _f	DQO _{Adicio} nada	DQO _{Consumida}	F _b ^b	DQO _{rb} ^c	DQO _{lb} ^d	F _{rb} ^e	F _{lb} ^f
	(mg.L ⁻¹)	(mg.L ⁻¹)	-	(mg.L ⁻¹)	(mg.L ⁻¹)	(%)	(mg.L ⁻¹)	(mg.L ⁻¹)	(%)	(%)
Acetato de sódio	65	-	-	65	-	100	-	-	-	-
Lodo solubilizado por reação ácido-base	21000	1600	13,13	2100	17	0,81	13,41	3,59	78,88	22,12
Lodo solubilizado por micro-ondas		1700	12,35	2100	14	0,67	3,62	10,38	25,86	74,14
Lodo solubilizado por ação térmica		6650	3,16	2100	77	3,67	10,23	66,77	13,29	86,71
Lodo solubilizado por ação mecânica		6100	3,44	2100	57	2,71	9,79	47,21	17,18	82,82

Fonte: Autor.

^aAcetato e lodo anaeróbio; ^bFração biodegradável da DQO afluente, durante duas horas de teste; ^cDQO rapidamente biodegradável (mg.L⁻¹); ^dDQO lentamente biodegradável (mg.L⁻¹); ^eFração de DQO rapidamente biodegradável; ^fFração de DQO lentamente biodegradável.

Já no segundo teste, foi possível observar maior F_{rb} presente no lodo solubilizado por micro-ondas, totalizando um percentual de 26,67%. Já a menor F_{rb} foi registrada no lodo tratado por ação mecânica (trituração) (6,52%) (Figura 32 e Tabela 9).

Figura 32– Respirograma obtido durante o teste respirométrico nº 2, utilizando lodo anaeróbio.



Fonte: Autor.

Tabela 9 – Valores de matéria orgânica metabolizada contida nos substratos utilizados durante a realização do teste respirométrico nº 2, com lodo anaeróbio.

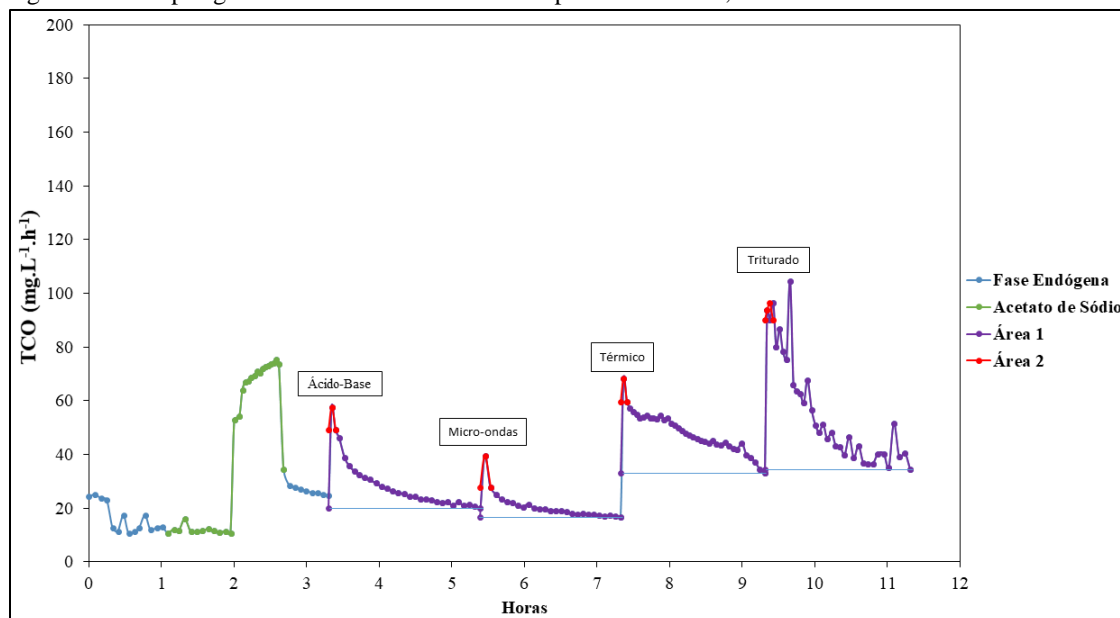
Determinação Analítica					Determinação pelo teste Respirométrico nº 2					
Substrato ^a	DQO _t	DQO _f	DQO _t / DQO _f	DQO _{Adicionada}	DQO _{Consumida}	F _b ^b	DQO _{rb} ^c	DQO _{lb} ^d	F _{rb} ^e	F _{lb} ^f
	(mg.L ⁻¹)	(mg.L ⁻¹)	-	(mg.L ⁻¹)	(mg.L ⁻¹)	(%)	(mg.L ⁻¹)	(mg.L ⁻¹)	(%)	(%)
Acetato de sódio	65	-	-	65	-	100	-	-	-	-
Lodo solubilizado por reação ácido-base	14000	2300	6,09	1400	35	2,50	4,06	30,94	11,60	88,40
Lodo solubilizado por micro-ondas		1600	8,75	1400	13	0,93	3,55	9,45	27,31	72,69
Lodo solubilizado por ação térmica		13000	1,08	1400	88	6,26	6,13	81,87	6,97	93,03
Lodo solubilizado por ação mecânica		8500	1,65	1400	123	8,79	8,04	114,96	6,54	93,46

Fonte: Autor.

^aAcetato e lodo anaeróbio; ^bFração biodegradável da DQO afluente, durante duas horas de teste; ^cDQO rapidamente biodegradável (mg.L⁻¹); ^dDQO lentamente biodegradável (mg.L⁻¹); ^eFração de DQO rapidamente biodegradável; ^fFração de DQO lentamente biodegradável.

Por fim, no último teste com lodo anaeróbio, registrou-se maior F_{rb} no lodo solubilizado por micro-ondas (23,41%). Enquanto que a menor fração observada foi atribuída ao substrato submetido à ação térmica, resultando em uma F_{rb} de 2,98% (Figura 33 e Tabela 10).

Figura 33– Respirograma obtido durante o teste respirométrico n° 3, utilizando lodo anaeróbio.



Fonte: Autor.

Tabela 10 – Valores de matéria orgânica metabolizada contida nos substratos utilizados durante a realização do teste respirométrico n° 3, com lodo anaeróbio.

Determinação Analítica					Determinação pelo teste Respirométrico n° 3					
Substrato ^a	DQO _t	DQO _f	DQO _t / DQO _f	DQO _{Adicionada}	DQO _{Consumida}	F _b ^b	DQO _{rb} ^c	DQO _{lb} ^d	F _{rb} ^e	F _{lb} ^f
	(mg.L ⁻¹)	(mg.L ⁻¹)	-	(mg.L ⁻¹)	(mg.L ⁻¹)	(%)	(mg.L ⁻¹)	(mg.L ⁻¹)	(%)	(%)
Acetato de sódio	65	-	-	65	-	100	-	-	-	-
Lodo solubilizado por ácido-base	19000	1800	10,56	1900	48	2,53	6,06	41,94	12,63	87,38
Lodo solubilizado por micro-ondas		975	19,49	1900	23	1,21	5,37	17,63	23,35	76,65
Lodo solubilizado por ação térmica		3700	5,14	1900	86	4,53	2,58	83,42	3,00	97,00

Lodo solubilizado por ação mecânica		8700	2,18	1900	114	6,00	3,75	110,25	3,29	96,71
-------------------------------------	--	------	------	------	-----	------	------	--------	------	-------

Fonte: Autor.

^aAcetato e lodo anaeróbico; ^bFração biodegradável da DQO afluente, durante duas horas de teste; ^cDQO rapidamente biodegradável (mg.L⁻¹); ^dDQO lentamente biodegradável (mg.L⁻¹); ^eFração de DQO rapidamente biodegradável; ^fFração de DQO lentamente biodegradável.

Ao se analisar os dados estatisticamente, por meio da comparação das frações médias entre os tipos de tratamento para desintegração do lodo, foi possível perceber que a análise de variância não detectou diferença significativa ($F= 1,28$; $p= 0,34$). Apesar disso, evidenciou-se que a maior fração média rapidamente biodegradável está associada ao lodo tratado por reação ácido-base, obtendo F_{rb} média de 34,37% (correspondendo a uma DQO_{rb} média de 7,84 mg.L⁻¹) ao longo dos três ensaios respirométricos.

Contudo, embora o tratamento por reação ácido-base tenha obtido a maior média, ressalta-se que em dois dos três testes a maior fração rapidamente biodegradável foi verificada no tratamento por micro-ondas, com F_{rb} de 27,31% ($DQO: 3,55$ mg.L⁻¹) e 23,35% ($DQO: 5,37$ mg.L⁻¹) no segundo e terceiro teste, respectivamente. Dessa forma, as duas técnicas mais eficientes para solubilização do lodo anaeróbico foram por micro-ondas e por reação ácido-base.

Segundo Appels *et al.* (2008), o descarte do lodo produzido em uma estação de tratamento é um dos itens mais caros, representando até 50% dos gastos. Nesse sentido, é de considerável importância o estudo de técnicas que promovam a solubilização do lodo, para que haja recirculação deste ao sistema como modo de promoção da sustentabilidade.

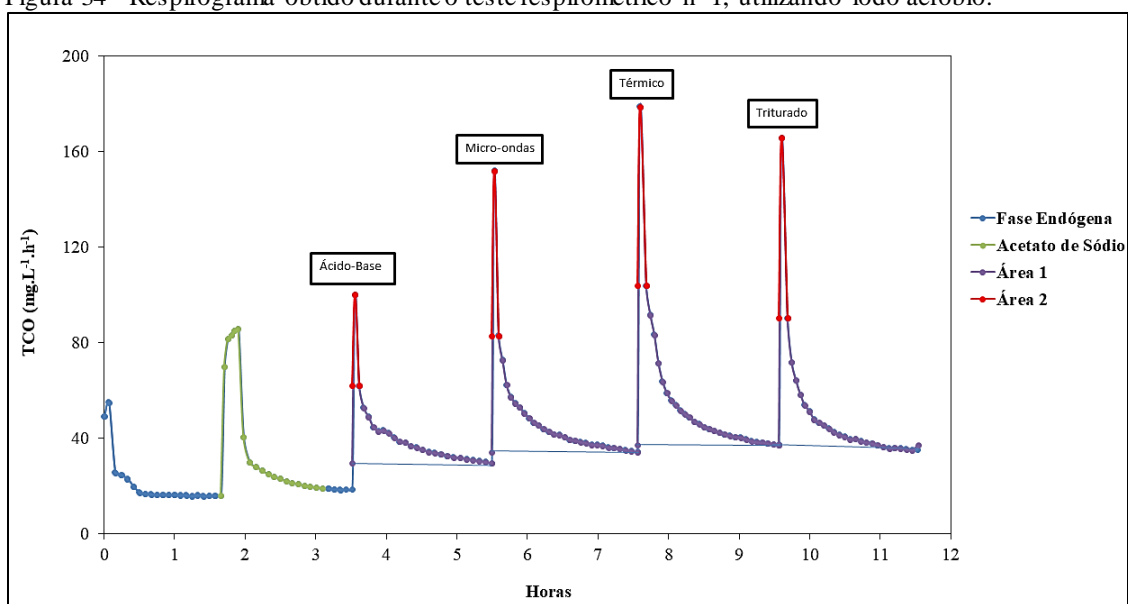
Neste estudo a técnica que se mostrou mais relevante para disponibilização de material orgânico facilmente biodegradável, utilizando lodo anaeróbico como substrato, foi por meio de reação ácido-base que se configura como um método altamente vantajoso, devido à facilidade de operação e baixo custo, em virtude de se evitar a demanda de altas temperaturas para processar o lodo, sendo que o sucesso da utilização desta técnica varia de acordo com a afinidade do substrato com os componentes orgânicos (APPELS *et al.*, 2008; ZHEN *et al.*, 2014; ZHEN *et al.*, 2017).

5.3.2 Lodo Aeróbio

Em relação aos resultados dos testes respirométricos realizados com o lodo aeróbio após solubilização pelas técnicas de trituração, ação térmica, ação de micro-ondas e reação ácido-base, estão apresentados nas figura de 34 a 36 e nas tabelas 12 a 14.

No tocante ao primeiro teste respirométrico realizado, obteve-se maior F_{rb} associado ao lodo aeróbio solubilizado por processo de trituração (19,40%). Já a menor fração foi observado no lodo solubilizado por reação ácido base (6,46%) (Figura 34 e tabela 11).

Figura 34– Respirograma obtido durante o teste respirométrico n° 1, utilizando lodo aeróbio.



Fonte: Autor.

Tabela 11– Valores de matéria orgânica metabolizada contida nos substratos utilizados durante a realização do teste respirométrico n° 1, com lodo aeróbio.

Determinação Analítica					Determinação pelo teste Respirométrico n° 1					
Substrato ^a	DQO _t	DQO _f	DQO _t / DQO _f	DQO _{Adicionada}	DQO _{Consumida}	F _b ^b	DQO _{rb} ^c	DQO _{lb} ^d	F _{rb} ^e	F _{lb} ^f
	(mg.L ⁻¹)	(mg.L ⁻¹)	-	(mg.L ⁻¹)	(mg.L ⁻¹)	(%)	(mg.L ⁻¹)	(mg.L ⁻¹)	(%)	(%)
Acetato de sódio	65	-	-	65	0	100	-	-	-	-
Lodo solubilizado por ácido-base	2422	543	0,22	242	88	36,15	5,66	81,89	6,46	93,54
Lodo solubilizado por micro-ondas		1473	0,61	242	90	37,15	10,13	79,85	11,26	88,74

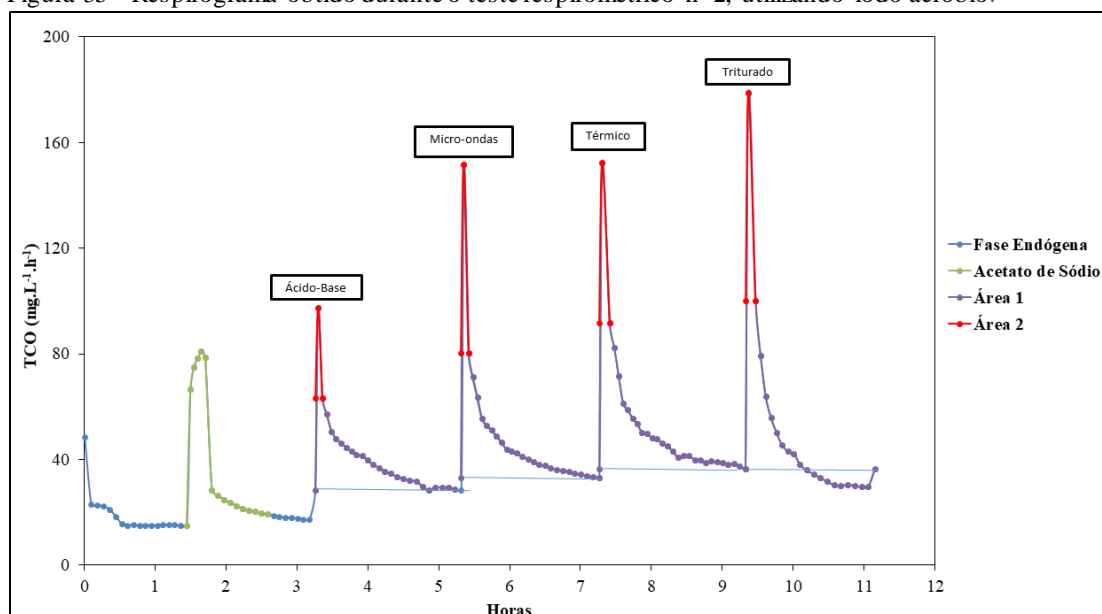
Lodo solubilizado por ação térmica	659	0,27	242	110	45,24	13,92	95,64	12,71	87,29
Lodo solubilizado por ação mecânica	1744	0,72	242	72	29,63	13,92	57,84	19,40	80,60

Fonte: Autor.

^aAcetato e lodo aeróbio ^bFração biodegradável da DQO afluyente, durante duas horas de teste; ^cDQO rapidamente biodegradável (mg.L⁻¹); ^dDQO lentamente biodegradável (mg.L⁻¹); ^eFração de DQO rapidamente biodegradável; ^fFração de DQO lentamente biodegradável.

Semelhantemente, no segundo teste a maior fração rapidamente biodegradável foi observada no lodo resultante do processo de trituração (21,06%) e a menor F_{rb} foi verificada no lodo proveniente da reação ácido-base (5,21%) (Figura 35 e Tabela 12).

Figura 35– Respirograma obtido durante o teste respirométrico n° 2, utilizando lodo aeróbio.



Fonte: Autor.

Tabela 12 – Valores de matéria orgânica metabolizada contida nos substratos utilizados durante a realização do teste respirométrico n° 2, com lodo aeróbio.

Determinação Analítica					Determinação pelo teste Respirométrico n° 2					
Substrato ^a	DQO _t	DQO _f	DQO _t /DQO _f	DQO _{Adicionada}	DQO _{Consumida}	F _b ^b	DQO _{rb} ^c	DQO _{lb} ^d	F _{rb} ^e	F _{lb} ^f
	(mg.L ⁻¹)	(mg.L ⁻¹)	-	(mg.L ⁻¹)	(mg.L ⁻¹)	(%)	(mg.L ⁻¹)	(mg.L ⁻¹)	(%)	(%)
Acetato de sódio	65	-	-	65	0	100	-	-	-	-
Lodo solubilizado por ácido-base	3173	654	0,21	317	97	30,65	5,07	92,17	5,21	94,79

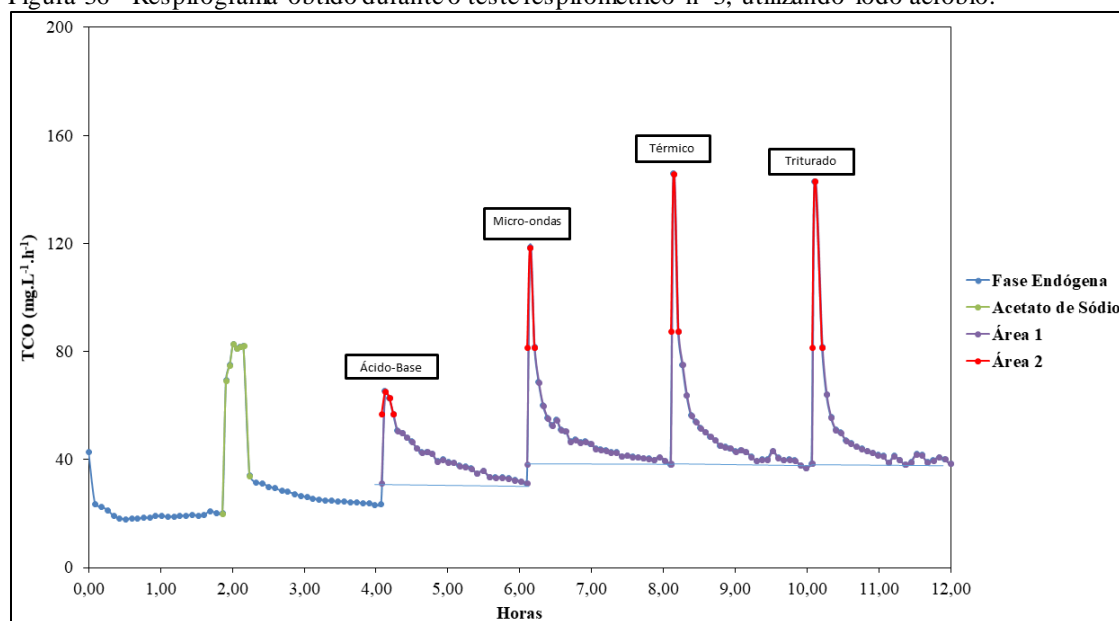
Lodo solubilizado por micro-ondas	769	0,24	317	90	28,48	11,40	78,97	12,61	87,39
Lodo solubilizado por ação térmica	1462	0,46	317	106	33,25	13,28	92,22	12,59	87,41
Lodo solubilizado por ação mecânica	2308	0,73	317	80	25,30	16,91	63,38	21,06	78,94

Fonte: Autor.

^aAcetato e lodo aeróbio; ^bFração biodegradável da DQO afluente, durante duas horas de teste; ^cDQO rapidamente biodegradável (mg.L⁻¹); ^dDQO lentamente biodegradável (mg.L⁻¹); ^eFração de DQO rapidamente biodegradável; ^fFração de DQO lentamente biodegradável

No último teste, assim como nos demais, a maior (38,58%) e a menor (8,66%) F_{rb} foram registradas no lodo processado pela reação ácido-base e por trituração, respectivamente (Figura 36 e Tabela 13).

Figura 36– Respirograma obtido durante o teste respirométrico n° 3, utilizando lodo aeróbio.



Fonte: Autor.

Tabela 13 - Valores de matéria orgânica metabolizada contida nos substratos utilizados durante a realização do teste respirométrico n° 3, com lodo aeróbio.

Determinação Analítica					Determinação pelo teste Respirométrico n° 3					
Substrato ^a	DQO _t	DQO _f	DQO _t /DQO _f	DQO _{Adicionada}	DQO _{Consumida}	F _b ^b	DQO _{rb} ^c	DQO _{lb} ^d	F _{rb} ^e	F _{lb} ^f
	(mg.L ⁻¹)	(mg.L ⁻¹)	-	(mg.L ⁻¹)	(mg.L ⁻¹)	(%)	(mg.L ⁻¹)	(mg.L ⁻¹)	(%)	(%)
Acetato de sódio	65	-	-	65	-	100	-	-	-	-

Lodo solubilizado por ácido-base	2107	575	0,27	211	79	37,70	6,88	72,56	8,66	91,34
Lodo solubilizado por micro-ondas		690	0,33	211	84	39,83	13,80	70,12	16,44	83,56
Lodo solubilizado por ação térmica		862	0,41	211	64	30,27	17,14	46,63	26,88	73,12
Lodo solubilizado por ação mecânica		1341	0,64	211	60	28,26	22,97	36,57	38,58	61,42

Fonte: Autor.

^aAcetato e lodo aeróbio; ^bFração biodegradável da DQO afluente, durante duas horas de teste; ^cDQO rapidamente biodegradável (mg.L⁻¹); ^dDQO lentamente biodegradável (mg.L⁻¹); ^eFração de DQO rapidamente biodegradável; ^fFração de DQO lentamente biodegradável

Após extração das médias, referentes à fração rapidamente biodegradável do lodo aeróbio submetido à solubilização por meio dos quatro tipos de processo e aplicação da análise de variância, constatou-se diferença significativa ($F= 4,21$; $p=0,04$) entre essas F_{rb} médias, sendo essa diferença associada ao lodo proveniente do processo de trituração, cuja média de 25,43% se diferenciou significativamente da F_{rb} média resultante da reação ácido-base (6,66%), porém não se diferenciou dos demais tratamentos (tabela 14).

Tabela 14– Médias das frações rapidamente biodegradáveis (F_{rb}) obtidas após respirometria, referente aos quatro tipos de tratamentos aplicados ao lodo aeróbio e seus níveis de significância.

Lodo Aeróbio		
Tratamento	Média (%)	Significância
Triturado	25,43	a
Térmico	15,90	a b
Ácido-Base	6,66	b
Micro-ondas	13,37	a b

Fonte: Autor.

Neste estudo, as técnicas de tratamento do lodo aeróbio também se mostraram promissoras, principalmente a técnica por ação mecânica, que foi capaz de disponibilizar um lodo com alto teor de matéria orgânica facilmente degradável. Entre as técnicas mecânicas de desintegração do lodo, as mais conhecidas são: homogeneizador de alta pressão, moinho de bolas, prensa francesa e ultrassom (DEWIL, 2006; HENRIQUE, 2010; ZHEN *et al.*, 2017).

Segundo Guo; Van Lier; Kreuk (2020), promover a degradação da estrutura dos flocos do lodo aeróbio por meio de trituração e, dessa forma, aumentar a área superficial pode consubstanciar o aceleração da taxa de degradação de materiais orgânicos rapidamente biodegradáveis. Dessa forma, é disponibilizado um lodo propício para reutilização como fonte de carbono ou para digestão anaeróbia, melhorando a produção de metano.

A técnica mecânica utilizada neste experimento foi a trituração, através da utilização de um liquidificador, ou seja, não foi utilizado um equipamento a nível industrial e/ou científico e, por isso, poucos estudos foram realizados fazendo uso deste mesmo método. E, ao contrário do que aconteceu com o lodo anaeróbio, a menor F_{rb} foi obtida após reação ácido-base para o lodo aeróbio. Fato que provavelmente está associado à diferente composição do lodo, já que o lodo anaeróbio reagiu bem e disponibilizou considerável concentração de DQO_{rb} .

5.3.3 Lodo Anaeróbio *versus* Lodo Aeróbio

Com o intuito de entender qual tipo de lodo após passar pelos processos estudados de solubilização pode ser utilizado, obtendo-se maior eficiência, na recirculação como fonte de carbono em sistemas de tratamento de esgotos, aplicou-se o teste T de Student, por meio do qual foi registrado que a maior F_{rb} média (33,98%), observado no lodo anaeróbio processado por reação ácido-base não se diferenciou significativamente dos demais tipos de tratamento entre os dois tipos de lodo. Porém o lodo anaeróbio processado por micro-ondas se diferenciou significativamente ($T=4,97$; $p= 004$) do lodo aeróbio tratado pela mesma técnica. Para os demais tipos de tratamento não foi verificada diferença significativa entre o lodo aeróbio e anaeróbio (tabela 15).

Tabela 15 – Variabilidade das frações rapidamente biodegradáveis (F_{rb}) obtidas após respirometria, referente aos quatro tipos de tratamentos aplicados ao lodo aeróbio e ao lodo anaeróbio.

Tratamentos	Lodo Aeróbio		Lodo Anaeróbio	
	F_{rb} (%)	Média	F_{rb} (%)	Média
Ácido-Base (1° teste)	6,46		78,88	
Ácido-Base (2° teste)	5,21	6,66	11,60	34,37
Ácido-Base (3° teste)	8,66		12,62	
Micro-ondas (1° teste)	11,26		25,86	
Micro-ondas (2° teste)	12,61	13,37	27,31	25,50
Micro-ondas (3° teste)	16,44		23,35	
Térmico (1° teste)	12,71	15,90	13,29	7,75

Térmico (2° teste)	12,59		06,97	
Térmico (3° teste)	26,88		03,00	
Triturado (1° teste)	19,40		17,18	
Triturado (2° teste)	21,06	25,43	06,54	9,00
Triturado (3° teste)	38,58		03,29	

Fonte: Autor.

Diversas estratégias para desintegração de lodo foram testadas em escala de laboratório em estudos, como é o caso dos métodos: tratamento ultrassônico (PHAM; BRAR; TYAGI, 2009; XIE; LIU; YAM, 2009), oxidação de ozônio (AHN *et al.*, 2002), tratamento alcalino (LIN; CHANG; CHANG, 2007), termo-alcalino (UMA RANI *et al.*, 2012), processo Fenton (KAYNAKE; FILIBELI, 2008) e hidrólise biológica com enzimas (GOPI KUMAR *et al.*, 2012). Estas pesquisas tiveram como objetivo preparar o lodo para o processo de digestão anaeróbia, facilitando o processo de hidrólise que é considerado um fator limitante.

Apesar de ser registrado diferença significativa apenas no lodo tratado por micro-ondas, percebe-se que as maiores frações médias estão associadas ao lodo anaeróbio, que obteve F_{rb} média final de 18,94%, já com relação ao lodo aeróbio essa média foi de 15,99%. Contudo essa diferença foi discreta. Confirmando que tanto os lodos provenientes de sistemas de tratamento anaeróbios como de sistemas aeróbios são promissores para aplicação de tratamentos, visando disponibilização de matéria orgânica facilmente degradável, através do rompimento da complexa estrutura dos flocos e da resistente parede celular presentes no lodo (ABELLEIRA-PEREIRA *et al.*, 2015; ZHEN *et al.*, 2014).

Uma Rani *et al.* (2013), avaliando o desempenho de um pré-tratamento de lodo proveniente de um sistema de lodos ativados, através de irradiação por micro-ondas observaram um aumento na solubilização de DQO e associou à quebra de grandes moléculas orgânicas, à lise das paredes celulares e a desintegração dos flocos de lodo, atividades que foram intensificadas pela aplicação da irradiação por micro-ondas. Além disso, Wonglertarak; Wichitsathian (2014), estudando um pré-tratamento alcalino para digestão anaeróbia, conseguiram aumentar a taxa de DQO solúvel quando o pH foi ajustado para 8 através da utilização de NaOH.

Neste estudo, as técnicas utilizadas não estiveram voltadas para o objetivo de pré-tratamento para posterior digestão anaeróbia e sim para utilização do lodo solubilizado no próprio sistema de tratamento, como fonte de matéria orgânica facilmente

biodegradável para elevar a eficiência das atividades biológicas. Mas assim como nos estudos citados, foram encontrados resultados satisfatórios com relação à solubilização de matéria orgânica, principalmente nos tratamentos por irradiação de micro-ondas, reação ácido-base (lodo anaeróbio) e trituração (lodo aeróbio).

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O estudo constatou que houve eficiente remoção de material orgânico, SST e nitrogênio total principalmente na fase estacionária do monitoramento físico-químico do sistema. Contudo, não houve satisfatória remoção de fósforo, pois este sistema não foi projetado para remoção de fósforo, somente para remoção de nitrogênio.

A partir da avaliação do balanço de massa de material orgânico e nitrogenado, observou-se que o crescimento da biomassa bacteriana se deu a partir da degradação da fração orgânica e através do processo de nitrificação seguido de desnitrificação, para o material nitrogenado.

Os testes respirométricos apontaram a ação mecânica (trituração) como o método mais produtivo para solubilização do lodo aeróbio, disponibilizando um material rico em matéria orgânica rapidamente biodegradável. Já com relação ao lodo anaeróbio, obteve-se maior disponibilidade de DQO rapidamente biodegradável, após reação ácido-base, sendo que foi observada diferença significativa apenas entre o lodo aeróbio tratado por micro-ondas e o lodo anaeróbio tratado pelo mesmo mecanismo.

Assim, o sistema em estudo apresentou alta eficiência, principalmente com relação à aos resultados de biodegradabilidade do lodo, que apresentam alta importância por apresentarem alternativas para reutilização do lodo como recurso inevitavelmente gerado em estações de tratamento, contribuindo para a concepção de economia circular e desenvolvimento sustentável.

7. RECOMENDAÇÕES

A partir da experiência vivenciada na realização desta pesquisa, recomenda-se:

- projeção dos reatores aeróbios para remoção de fósforo, importante nutriente que contribui para o fenômeno de eutrofização. Para isso, é necessária a retirada do lodo em excesso, contendo este nutriente que sofre o processo de precipitação;
- diluição do lodo anaeróbio antes da realização de análise respirométrica, evitando as instabilidades e oscilações durante a leitura, como observado neste experimento;
- realização de um estudo que não só englobe métodos de solubilização do lodo, mas também a reutilização deste em sistemas de tratamento, pois neste estudo não foi possível aplicar nos reatores o lodo processado. É importante também avaliar a eficiência do tratamento após recirculação do lodo tratado/solubilizado, impulsionando a prática da operação sustentável em sistemas de tratamento de águas residuárias.

REFERÊNCIAS

ABELLEIRA-PEREIRA, J. M.; PEREZ-ELVIRA, S. I.; SANCHEZ-ONETO, J.; DE LA CRUZ R.; PORTELA J. R.; NEBOT, E. Enhancement of methane production in mesophilic anaerobic digestion of secondary sewage sludge by advanced thermal hydrolysis pretreatment. **Water Research**, v. 71, p. 330-340, 2015.

AHN, Y. H. Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review. **Process Biochemistry**, v.41, n.8, p.1709–1721, 2006.

AHN, K.H.; PARK, K.Y.; MAENG, S.K.; HWANG, J.G.; LEE, J.W.; SONG, K.G.; CHAI, S. Ozonation of wastewater sludge for reduction and recycling. **Water Science & Technology**, v. 46, p. 71–77, 2002.

AL SEADI, T.; RUIZ, D.; PRASSL, H.; KOTTNER, M.; FINSTERWALDES, T.; VOLKE, S.; JANSSENS, R. **Handbook of Biogas**. University of Southern Denmark, Esbjerg, 2008.

ALBORNOZ, L. L. **Estudo de caso: avaliação da eficiência de uma estação de tratamento de efluentes de um campus universitário**. Departamento de Engenharia Química - Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFGRS), 2015.

ALÉM SOBRINHO, P.; KATO, M. T. Análise crítica do uso do processo anaeróbio para tratamento de esgotos sanitários. In: CAMPOS, J. R. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição no solo**. PROSAB, ABES, Rio de Janeiro - RJ, 1999, cap. 12, p. 301-310.

ALVES, C. F.; BORTOLUCI, C. B. C.; OLIVEIRA, E. P.; PIZZO, M. M.; RODRIGUEZ, R. P. Remoção biológica de nitrogênio em águas residuárias: uma revisão dos processos convencionais aos processos modernos. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, v.9, n.3, p.174-187, 2018.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22. ed. Washington, D.C.: APHA/AWWA/WEF, 2012.

ANCHENG LUO, J.Z.; NDEGWA, P.M. Influence of anaerobic pre-conditioning on phosphorus removal in swine manure by aeration. **Water, Air and soil Pollution**, Amsterdam, v. 140, n. 1, p. 219-230, 2002.

ANTILEO, C.; WERNER, A.; CIUDAD, G.; MUÑOZ, C.; BORNHARDT, C.; JEISON, D.; URRUTIA, D.J.H. Novel operational strategy for partial nitrification to nitrite in a sequencing batch rotating disk reactor. **Biochemical Engineering Journal**, v. 32, n. 2, p. 69-78, 2006.

APPELS, L.; BAEYENS, J.; DEGREVE, J.; DEWIL, R. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. **Progress in Energy and Combustion Science**, v. 34, p.755–781, 2008.

ARAGÓN, L. E. Desenvolvimento Amazônico em Questão. **Revista Crítica de Ciências Sociais**, Coimbra, v. 107, p. 5-16, 2015.

ARAÚJO, A. P. C. S.; FREITAS, B. O. Remoção de Matéria Orgânica e Oxidação do Nitrogênio Amoniacal Presente em Esgoto Sanitário Por Sistema Combinado UASB e Biofiltro Aerado Submerso. **Enciclopédia Biosfera**, v. 10, n. 19, p. 1642-1655, 2014.

ASLANZADEH, S, 2014. **Pretreatment of Cellulosic Waste and High Rate Biogas Production**. University of Borås, Borås. 1-50.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR-9648**: Estudo de Concepção de sistemas de esgoto sanitário. Rio de Janeiro, 1986.

BAKAR, S. N. A.; HASAN, H. A.; MOHAMMAD, A. W.; ABDULLAH, S. R. S.; HAAN, T. Y.; NGTENI, R.; YUSOF, K. M. M. A Review of Moving-Bed Biofilm Reactor Technology for Palm Oil Mill Effluent Treatment. **Journal of Cleaner Production**, v. 171, p. 1532-1545, 2018.

BASSIN, J. P.; KLEEREBEZEM, R.; ROSADO, A. S.; LOOSDRECHT, M. C. M VAN; DEZOTTI, M. Effect of Different Operational Conditions on Biofilm Development, Nitrification, and Nitrifying Microbial Population in Moving-Bed Biofilm Reactors. **Environmental Science & Technology**, v. 46, n. 3, p.1546-1555, 2012.

BELTRAN, C.A.E. **Aplicación de un sistema de control supervisor de pH y OD en la operación continua de un reactor nitrificante de disco rotatório**. Departamento de Ingeniería Química, Universidad de La Frontera, Temuco, Chile, 2008.

BEZERRA; L. F.; MATSUMOTO, TSUNAO. Avaliação da remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada de águas residuárias em biorreator de membranas. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 16, n. 3, p. 253-260, 2011.

BOMBERG, A.; GODELMANN, B.; KRAMER, P. Application of highly turbulent liquid jets for the disintegration of different types of microorganisms. **Biotechnology Techniques**. v. 2, n. 2, p. 105–112, 1988.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. 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. Resolução Nº 357, de 17 de Março de 2005. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Legislativo, Brasília, DF, seção 1, p. 58 a 63, 2007.

BRASIL. Constituição (1988). **Constituição da República Federativa do Brasil**: promulgada em 5 de outubro de 1988. 4. ed. São Paulo: Saraiva, 1990.

BRASIL. Lei nº 11.445 de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979, nº 8.036, de 11 de maio de 1990, nº 8.666, de 21 de junho de 1993, nº 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, p. 3, col. 2, 2007.

BUENO, R. 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**, v. 24, n. 4, p. 747-760, 2019.

BÜHLER HF, IGNOTTI E, NEVES SMAS, HACON SS. Análise espacial de indicadores integrados de saúde e ambiente para morbimortalidade por diarreia infantil no Brasil, 2010. **Cadernos de Saúde Pública**; v. 30, p.1921-1934, 2014.

CHARLEY, R. C.; HOOPER, D. G.; MCLEE, A. G. Nitrification kinetics in activated sludge at various temperatures and dissolved oxygen concentrations. **Water Research**, v.14, n.10, p.1387-1396, 1980.

CHANG, C.Y.; TANONG, K.; XU, J.; SHON, H. Microbial community analysis of an aerobic nitrifying-denitrifying MBR treating ABS resin wastewater. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 9, p. 5337-5344, 2011.

CHEN, S.; SUN, D.; CHUNG, J.S. Simultaneous removal of COD and ammonium from landfill leachate using an anaerobic-aerobic moving bed biofilm reactor system. **Waste Management**, v 28, p. 339-346, 2008.

CHEN, Y.; RANDALL, A.A.; McCUE, T. The efficiency of enhanced biological phosphorus removal from real wastewater affected by different ratios of acetic to propionic acid. **Water Research**, London, v. 38, n. 1, p. 27-36, 2004.

CHERNICHARO, C. A. L. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. In: CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. 2. Ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2016.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, v. 5, 377 p, 2007.

CHERNICHARO, C.A.L. Post-treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v.5, p.73-92, 2006.

CHERNICHARO, C.A.L. **Princípios de tratamento biológico de águas residuais - reatores anaeróbios**. v. 5, 147 f, 2008.

CHRISTY, M.P.; GOPINATH, L.R; DIVYA, D. A Review on Anaerobic Decomposition and Enhancement of Biogas Production through Enzymes and Microorganisms. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 34, p. 167-173, 2014.

CIUDAD, G.A.B. **Nitrificación-desnitrificación vía nitrito en reactores de discos rotatorios bajo dos modalidades de operación: continua y secuenciada**. Departamento de Engenharia Química. Instituto de Agroindústria, Universidad de La Frontera, Temuco, 2007.

COPP, J. B.; SPANJERS, H.; VANROLLEGHEM, P. A. **Respirome-try in Control of the Activated Sludge Process: benchmarking Control Strategies: IWA Task Group on**

Respirometry in Control of the Activated Sludge Process. London: Tj International, 189 p., 2002.

DAIMS, H.; LEBEDEVA, E. V.; PJEVAC, P.; HAN, P.; HERBOLD, C.; ALBERTSEN, M.; KIRKEGAARD, R. H. Complete nitrification by Nitrospira bacteria. **Nature**, v.528, n.7583, p.504–509, 2015.

DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. **Biogas from Waste and Renewable Resources: an introduction**. Wiley-VCH, 2011.

DEWIL, R.; BAEYENS, J.; GOUTVRIND, R. The use of ultrasonics in the treatment of waste activated sludge. **Chinese journal of chemical engineering**, v. 14, p. 105-113. 2006.

DING, D.; FENG, C.; JIN, Y.; HAO, C.; ZHAO, Y. SUEMURA T. Domestic sewage treatment in a sequencing batch biofilm reactor (SBBR) with an intelligent controlling system. **Desalination**, v. 276, p.260–265, 2011.

DUTRA, JOISA; SMIDERLE, JULIANA JERÔNIMO; CAPODEFERRO, MORGANNA. Mercado de água: uma solução possível para o Brasil lidar com a escassez hídrica? **Conjuntura Econômica**, v. 73, n. 4, p. 20-22, 2019.

DUTTA, A.; SARKAR, S. Sequencing batch reactor for wastewater treatment: recente advances. **Current Pollution Reports**, v. 1, p. 177–190, 2015.

EPA. Environmental Protection Agency. Manual: **Nitrogen Control**. United States, Washington, DC, 1993.

FAN, A. M.; STEINBERG, V. E. Health implications of nitrate and nitrite in drinking water: an update on methemoglobinemia occurrence and reproductive and developmental toxicity. **Regulatory toxicology and pharmacology**, v.23, n.1, p.35-43, 1996.

FERNANDES, J.G.S.; VAN HAANDEL, A.; CAVALCANTI, P.F.F.; COURA, L.R. Utilização da Respirometria no Controle Operacional de Sistemas Aeróbios de Tratamento de Águas Residuárias - A Experiência Da Cetrel. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 6, n. 3, p. 131-137, 2001.

FERREIRA, P.S.F.; MOTTA, P.C.; SOUZA, T.C.; SILVA, T.P.; OLIVEIRA, J.F.; SANTOS, A.S.P. Avaliação preliminar dos efeitos da ineficiência dos serviços de saneamento na saúde pública brasileira. **Revista Internacional de Ciências**, v. 06, n. 02, p. 214 - 229, 2016.

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**, v. 20, n. 1, p. 55-64, 2015.

FOLADORI, P.; ANDREOTTOLA, G. E.; ZIGLIO, G. **Sludge Reduction Technologies in Wastewater Treatment Plants**. Londres: IWA Publishing, 2010.

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

FRANKLIN-JOHNSON, E.; FIGGE, F.; CANNING, L. Resource duration as a managerial indicator for circular economy performance. **Journal of Cleaner Production**, v.133, p.589-598, 2016.

GALVÃO JUNIOR, CASTRO, ALCEU. Desafios para a universalização dos serviços de água e esgoto no Brasil. **Revista Panamerica de Salud Publica**, v. 25, n. 6, p. 548-556, 2009.

GARBOSSA, L.H.P; LAPA, K. R.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. Development and evaluation of a radial anaerobic/aerobic reactor treating organic matter and nitrogen in sewage. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 22, n. 4, p. 511-519, 2005.

GARCIA, G.G. **Meta-análise do tratamento de dejetos suínos em reatores anaeróbios de de fluxo ascendente e reator sequencial em batelada**. Universidade Federal de Santa Maria - Rio Grande do Sul, 2011.

GERARDI, M.H. **The Microbiology of Anaerobic Digesters**. Wiley, p. 89-92, 2003.

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.

GIJZEN, H.J.; SCHOENMAKERS, T.J.M.; CAERTELING, C.G.M.; VOGELS, G.D. Anaerobic degradation of papermill sludge in a two-phase digester containing rumen microorganisms and colonized polyurethane foam. **Biotechnology Letters**, v.10, n.1, p.61-66. 1988.

GONZALEZ-GIL, L.; PAPA, M.; FERETTI, M.; CERETTI, E.; MAZZOLENI, Z.; STEIMBERG, N.; BERTANZA, G.; LEMA, J. M.; CARBALLA, M. Is anaerobic digestion effective for the removal of organic micropollutants and biological activities from sewage sludge. **Water Research**, v. 102, p. 211–220, 2016.

GOPI KUMAR, S.; MERRYLIN, J.; KALIAPPAN, S.; ADISH KUMAR, S.; YEOM, I.T.; RAJESH BANU, J. Effect of cation binding agents on sludge solubilization potential of bacteria. **Biotechnol. Biotechnology and Bioprocess Engineering**, v. 17, p. 346–352, 2012.

GUO, H.; VAN LIER, J. B.; KREUK, M. Digestibility of waste aerobic granular sludge from a full-scale municipal wastewater treatment system. **Water Research**, v. 173, 115617, 2020.

HAGOPIAN, D. S.; RILEY, J. G. A closer look at the bacteriology of nitrification. **Aquacultural Engineering**. v. 18, n. 4, p. 223-244. 1998.

HENRIQUE, I. N. **Tratamento de águas residuárias domésticas através de sistema conjugado anaeróbio/aeróbio**: alternativa tecnológica para minimização de impactos ambientais. Tese de doutorado. Universidade Federal de Campina Grande - Paraíba, 134p. 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**, v. 23, n. 1, p. 103-113, 2014.

HESPANHOL, I. Potencial de reúso de água no Brasil: agricultura, indústria, municípios, recarga de aquíferos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 7, n. 4, p. 75-95, 2002.

HOUTMEYERS, S.; DEGREVE, J.; WILLEMS, K.; DEWIL, R.; APPELS, L. Comparing the influence of low power ultrasonic and microwave pre-treatments on the solubilisation and semi-continuous anaerobic digestion of waste activated sludge. **Bioresource Technology**, v.171, 2014.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Estimativa da população dos municípios para 2020**. Ed. Estatísticas Sociais, Rio de Janeiro: IBGE, 2020.

JETTEN, M.S.M.; CIRPUST, I.; KARTAL, B.; VAN NIFTRIK L.; VAN DE PAS-SHOONEN, K.T.; SLIEKERS, O.; HAAIJER, S.; VAN DER STAR, W.; SCHMID, M.; VAN DE VOSSENBERG, J.; SCHMIDT, I.; HARHANGI, H.; VAN LOOSDRECHT, M.; KUENEN, J.G.; DEN CAMP, H.O.; STROUS, M. 1994-2004: 10 years of research on the anaerobic oxidation of ammonium. **Biochemical Society Transactions**. v. 33. p.119-123. 2005.

JORDÃO, E.P.; PESSOA, C.A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 6 ed., Rio de Janeiro: ABES, 011, 2011, 1050f.

KAMPAS, P.; PARSONS, S.A.; PEARCE, P.; LEDOUX, S.; VALE, P.; CHURCHLEY, J. CARTMELL, E. Mechanical sludge disintegration for the production of carbon source for biological nutrient removal. **Water Research**, v. 41. n. 8, p. 1734-1742. 2007.

KAYNAK, G.E.; FILIBELI, A. Assessment of Fenton process as a minimization technique for biological sludge: effects on anaerobic sludge bioprocessing. **Journal of Scientific & Technology Research**, v. 5, n. 151-160, 2008.

KHAN NA, HUSSAIN A, CHANGANI F, HUSSAIN K. Review on SBR (sequencing batch reactor) treatments technology of industrial wastewater. **REST Journal on Emerging trends in Modelling and Manufacturing**, v.3, n 4, p. 87-91, 2017.

KOTLAR, E.; TARTAKOVSKY, B.; ARGAMAN, Y.; SHEINTUCH, M. The nature of interaction between immobilized nitrification and denitrification bacteria. **Journal of biotechnology**, n. 51, p. 251-258, 1996.

KULKARNI, P. Nitrophenol removal by simultaneous nitrification denitrification (SND) using *T. pantotropha* in sequencing batch reactors (SBR). **Bioresource Technology**, v. 128, p 273–280, 2013.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R.L.R.; AMARAL, A.C. **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. Concórdia, Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 209 f, 2019.

LEE, J.K.; CHOI, C. K.; LEE, K.H.; YIM, S.B. Mass balance of nitrogen, and estimates of COD, nitrogen and phosphorus used in microbial synthesis as a function of sludge retention time in a sequencing batch reactor system. **Bioresource Technology**. v. 99, p. 7788-7796. 2008.

LIM, J.W.; SENG, C.E.; LIM, P.E.; NG, S.L.; AHMAD SUJARI, A.N. Nitrogen removal in moving bed sequencing batch reactor using polyurethane foam cubes of various sizes as carrier materials. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 21, p. 9876–9883, 2011.

LIMA, D.A.; SOUSA, J.T.; LIMA, J.F.; SOUSA, T.A.T.; HENRIQUE, I.N. Tratamento de Esgotos Domésticos em Reator Anaeróbio Híbrido seguido de Reator com Algas Imobilizadas. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales**, v. 8, n. 2, p. 270 – 285, 2015.

LIN, J.G.; CHANG, C.N.; CHANG, S.C. Enhancement of anaerobic digestion of waste activated sludge by alkaline solubilization. **Bioresource Technology**, v. 62, p. 85–90, 2007.

LIU, J.; ZUO, J.E.; YANG, Y.; ZHU, S.; KUANG, S.; WANG, K. An autotrophic nitrogen removal process: short-cut nitrification combined with ANAMMOX for treating diluted effluent from an UASB reactor fed by landfill leachate. **Journal of Environmental Sciences (China)**, v. 22, n. 5, p. 777-783, 2010.

MCCARTY, P.L. One hundred years of anaerobic treatment. In: STAFFORD, D.A.; WHEATLEY, B.I.; HUGHES, D.E. (Ed.) **Anaerobic digestion**. Elsevier Biomedical Press, v. 4. p. 30-41, 1981.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.1980 p.

MIHELICIC, James R.; ZIMMERMAN, Julie Beth; colaboradores: AUER, Martin T. et al. **Engenharia Ambiental: Fundamentos, Sustentabilidade e Projetos**. Rio de Janeiro: LTC, 617 p., 2012.

MO, W.; ZHANG, Q. Energy–nutrients–water nexus: Integrated resource recovery in municipal wastewater treatment plants. **Journal of Environmental Management**, v. 1, p. 255–267, 2013.

MUÑOZ, C.; ROJAS, D.; CANDIA, O.; AZOCAR, L.; BORNHARDT, C.; ANTILEO, C. Supervisory control system to enhance partial nitrification in an activated sludge reactor. **Chemical Engineering Journal**, v. 145, n. 3, p. 453-460, 2009.

NOYOLA, A.; PADILLA-RIVERA, A.; MORGAN-SAGASTUME, J.M.; GÜERECÁ, L.P.; HERNÁNDEZ-PADILLA, F. Typology of municipal wastewater treatment technologies in Latin America. **Clean-Soil, Air Water**, v. 40, n. 9, p. 926 – 932, 2012.

NUVOLARI, A. **Esgoto Sanitário**: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola. In: NUVOLARI, Ariovaldo (Org). et al. São Paulo: Edgard Blücher, 2003. 505 f.

ØDEGAARD, H. Innovations in wastewater treatment: the moving bed biofilm process. **Water Science and Technology**. v. 53, n. 9, p. 17-33. 2006.

OKUNUKI, S; KAWAHARASAKI, M.; TANAKA, H.; KANAGAWA T. Changes in phosphorus removing performance and bacterial community structure in an enhanced biological phosphorus removal reactor. **Water Research**, v. 38, n. 9, p. 2.433-2.439, 2004.

OLIVEIRA NETTO, A.P.; ZAIAT, M. Treatment of Domestic Sewage in an AnaerobicAerobic Fixed-bed Reactor with Recirculation of the Liquid Phase. **Clean - Soil, Air, Water**, v.40, p. 965-971, 2012.

OLIVEIRA, C.M.R. **Aplicabilidade de sistemas simplificados para estações de tratamento de esgoto de cidades de pequeno porte**. Juiz de Fora, 2014.

OLIVEIRA, M.F. **Tratamento de esgotos sanitários em sistema combinado anaeróbio/aeróbio utilizando lodo como fonte endógena de carbono**. Dissertação – Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2012.

OLIVEIRA, R. A.; SANTANA, A. M. Tratamento de Águas Residuárias de Suinocultura em Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo (UASB) em dois estágios seguidos de Reator operado em Batelada Sequencial (RBS). **Engenharia Agrícola**, v. 31, n. 1, p. 178-192, 2011.

O'REILLY, E.; RODGERS, M.; ZHAN, X. M. Pumped flow biofilm reactors (PFBR) for treating municipal wastewater. **Water Science & Technology**, London, v. 57, n. 12, 1857-1865, 2008.

PANTOJA FILHO, J. L. R. **Remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogênio em reator anaeróbio-anóxico de leito fixo (RAALF) aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio**. Tese de doutorado – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos-SP. 147p., 2011.

PARK, J.B.K.; CRAGGS, R.J.; SUKIAS, J.P.S. Removal of nitrate and phosphorus from hydroponic wastewater using a hybrid denitrification filter (HDF). **Bioresource Technology**, v. 100, n. 13, p. 3175-3179. 2009.

PAULA, A. C. **Avaliação Integrada do desempenho de reatores anaeróbios do tipo USB tratando esgoto doméstico em escala real**. Universidade Federal do Paraná – Programa de Pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental. Curitiba, 221p., 2019.

PHAM, T.T.H., BRAR, S.K., TYAGI, R.D., SURAMPALLI, R.Y., 2009. Ultrasonication of wastewater sludge consequences on biodegradability and flowability. **Journal of Hazardous Materials**, 163, 891–898, 2009.

PHILIPS, A.M.L. **Utilização de reator de biodiscos para tratamento de efluentes com altas concentrações de nitrogênio**. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Universidade Federal De Santa Catarina. Florianópolis, 2008.

POPPLER T, WILLIAMS JB, MAY E, MILLS GA, OLIVER R. Evaluation of a sequencing batch reactor sewage treatment rig for investigating the fate of radioactively labelled pharmaceuticals: case study of propranolol. **Water Research**, v. 88, p. 83–92, 2016.

PRASSE, C.; STALTERC, D.; SCHULTE-OEHLMANNE, U. OEHLMANNE, J.; TERNES, T.A. Spoilt for choice: A critical review on the chemical and biological assessment of current wastewater treatment Technologies. **Water Research**.v. 87, p. 237–270. 2015.

QUEIROZ, S. C. B.; TEIXEIRA, R. J. O.; QUEIROZ, A. B. S.; SILVA, G. G.; PASCHOALATO, C.F.P.R.; OLIVEIRA, L. R. A.; MARTINS, F. M. S. Avaliação de Desempenho do Tratamento de Esgoto Sanitário por Sistema Combinado Anaeróbio seguido de Aeróbio. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, v. 10, n. 1, p. 217-228, 2018.

RASHIDI, H.; GHAFARIAN HOSEINI, A.; SULAIMAN, N.M.N.; TOOKEY, J.; HASHIM, N.A. Application of wastewater treatment in sustainable design of green built environments: A review. **Renewable & Sustainable Energy Reviews**, v. 49, p. 845–856, 2015.

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**, v. 253, n.1, p. 141-146, 2010.

ROCHER, M.; GOMA, G.; BEGUE, A. P.; LOUVEL, L.; ROLS, J. L. Towards a reduction in excess sludge production in activated sludge processes: biomass physicochemical treatment and biodegradation. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 51, p. 883-890, 1999.

RODGERS, M.; ZHAN, X. M. Moving-medium biofilm reactors. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, v. 2, p. 213-224, 2003.

RODRIGUES, L. S.; LOPES, B. C.; LIMA, C. A.; RIBEIRO, M. C.; SANTOS, R. P.; SILVA, I. J. Tratamento de efluentes de abatedouro de frangos por meio de reator UASB seguido de filtro anaeróbio. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 68, n. 1, p. 97-103, 2016.

RODRIGUES, T.C.; MACHADO, D.G.; COSTA, A.A.; SOUZA, M.A. Desenvolvimento Sustentável: Percepção dos Alunos do Curso de Graduação em Ciências Contábeis das Instituições Federais de Ensino Superior do Estado do Rio Grande do Sul. **Revista Metropolitana de Sustentabilidade- RMS**, v. 7, n. 1, p. 68-90, 2017.

RONGWONG, WICHITPAN; LEE, JAEWOO; GOH, KUNLI; KARAHAN, H. ENIS; BAE, TAE-HYUN. Membrane-based technologies for post-treatment of anaerobic effluents. **Clean Water**, v. 1, n 21, 2018.

ROSS, BÁRBARA Z.L. **Escuma de reatores anaeróbicos tratando esgotos domésticos em escala real: produção, caracterização e proposição de parâmetros para seu gerenciamento**. Curitiba, 144p., 2015.

ROSTRON, W. M.; STUCKEY, D. C.; YOUNG, A. A. Nitrification of high strength ammonia wastewaters: comparative study of immobilization media. **Water Research**, v.35, n 5 p. 1169-1178. 2001.

SALLES, N. A.; SOUZA, T. S. O. Aplicabilidade do Activated Sludge Model No. 1 (ASM 1) para simulação do cotratamento de esgoto sanitário e lixiviado de aterro sanitário em lagoas aeradas. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 25, n. 2, p. 293-301, 2020.

SANTOS, A. C.; OLIVEIRA, R. A. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios horizontais seguidos de reator aeróbio em batelada sequencial. **Engenharia Agrícola**, v. 31, n. 4, 2011.

SANTOS, E. V. M.; FILHO, H. A. S.; VAN HAANDEL, A. C.; SOUSA, J. T. Capacidade metabólica de bactérias heterotróficas de sistemas de lodo ativado em ambientes aeróbios e anóxicos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 25, n. 1, p. 41-50, 2020.

SANTOS, M. R.; SHIBAO, F. Y.; SILVA, F. C. Economia Circular: Conceitos e Aplicação. **Revista Eletrônica Gestão e Serviços**, v.10, n. 2, p. 2808 – 2826, 2019.

SEGHEZZO, L. **Anaerobic Treatment of domestic wastewater in subtropical regions. p. 133. Wageningen University. Wageningen, The Netherlands, 2004.**

SHORE, J. L.; M'COY WILLIAM, S.; GUNSCH, C. K.; DESHUSSES, A. M. Application of a moving bed biofilm reactor for tertiary ammonia treatment in high temperature industrial wastewater. **Bioresource Technology**, v. 112, p. 51-60, 2012.

SILVA FILHO, H. A.; BARROS, A. R. M.; SANTOS, A. V. M.; 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**, v. 20, n. 1, p. 141-150, 2015.

SNIS- Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **24º Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos 2019**. Brasília, Ministério de Desenvolvimento Regional – Secretaria Nacional de Saneamento, 183f, 2020.

SOARES, CAROLINE MONIQUE TIETZ; FEIDEN, ARMIN; TAVARES, SIDNEI GREGÓRIO. Fatores que influenciam o processo de digestão anaeróbia na produção de biogás. **Nativa**, v.5, p. 509-514, 2017.

SPÍNOLA, A. L. G. **Biofilmes Aeróbios para Remoção de Nitrogênio em Células de fluxo, submetidos a diferentes velocidades superficiais e taxas de carregamento.** Universidade de São Carlos, São Paulo, 96f, 2009.

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

SURAMPALLI R.Y.; TYAGI R.D.; SCHEIBLE O.K.; HEIDMAN J.A. Nitrification, denitrification and phosphorus removal in sequential batch reactors. **Bioresource Technology**, n.61, n. 2, p. 151-157, 1997.

SVENSSON, J. M.; ENRICH-PRAST, A.; LEONARDSON. L. Nitrification and denitrification in a eutrophic lake sediment bioturbated by oligochaetes. **Aquatic microbial ecology**. v. 23, p. 177–186, 2001.

TARDIVO, MAURÍCIO. **Considerações sobre o monitoramento e controle de parâmetros físicos, químicos e biológicos de estações de tratamento de esgotos e propostas para sistema integrado de gestão ambiental, controle de qualidade, segurança e saúde.** Universidade de São Paulo, São Paulo, 135 f, 2009.

TINOCO, J. E. P.; KRAEMER, M. E. P. **Contabilidade e gestão ambiental.** 2. ed. São Paulo: Atlas, 2008.

UMA RANI, R.; ADISH KUMAR, S.; KALIAPPAN, S.; YEOM, ICK-TAE.; RAJESH BANU, J. Low temperature thermo – chemical pretreatment of dairy waste activated sludge for anaerobic digestion process. **Bioresource Technology**, v. 103, p. 415–424, 2012.

UMA RANI, R.; KUMAR, S. A.; KALIAPPAN, A.; YEOM, I.; BANU, J. R. Impacts of microwave pretreatments on the semi-continuous anaerobic digestion of dairy waste activated sludge. **Waste Management**, v. 33, p. 1119-1127, 2013.

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

VAN HAANDEL, A.; CAVALCANTI, P. F. F.; CATUNDA, S. Y. C.; FERNANDES, J. G. S. Uso da Respirimetria para Controle de Sistemas de Lodo Ativado. In: **Seminário de Meio Ambiente em Indústrias de Processo.** São Paulo, Brasil. p. 147 – 161, 1998.

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

VAN HAANDEL, A.C.; VAN DER LUBBE, J. **Handbook Biological Wastewater Treatment: design and optimization of activate sludge systems.** Londres: IWA, 816 p., 2012.

VAN LIER, J. B.; VAN DER ZEE, F. P.; FRIJTERS, C. T. M. J.; ERSAHIN, M. E. Celebrating 40 years anaerobic sludge bed reactors for industrial wastewater treatment. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, v. 14, p. 681–702, 2015.

VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; SMOLDERS, G.J.; KUBA, T.; HEIJNEM, J.J. Metabolism of micro-organisms responsible for enhanced biological phosphorus removal from wastewater. **Kluwer Academic Publishers**, v. 71, p. 109-116. 1997.

VAQUER-SUNYER, R.; CONLEY, D.J.; MUTHUSAMY, S.; LINDH, M.K.; PINHASSI, J.; KRITZBERG, E.M. Dissolved Organic Nitrogen Inputs from Wastewater Treatment Plant Effluents Increase Responses of Planktonic Metabolic Rates to Warming. **Environment. Science. Technology**, 49 (19), pp 11411–11420. 2015.

VELHO, V. F.; DAUDT, G. C.; MARTINS, C. L.; BELLI FILHO, P.; COSTA, R. H. R. Reduction of Excess Sludge Production in an Activated Sludge System Based on Lysis - Cryptic Growth, Uncoupling Metabolism and Folic Acid Addition. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 33, n. 1, p. 47-57, 2016.

VON SPERLING, M. Introdução. In: SPERLING, M. **Lagoas de Estabilização**. 3.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2017.

VON SPERLING, M. **Características das águas residuárias. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**, v. 1, p. 24-42; 82-126, 2014.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. In: VON SPERLING, M. (Coord.). **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, v. 1. 2ª ed. 1996.

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

XIE, B.; LIU, H.; YAN, Y. Improvement of the activity of anaerobic sludge by low-intensity ultrasound. **Journal of Environmental Management**, v. 90, p. 260–264, 2009.

WANG, D.; LI, X. M.; YANG, QI.; ZENG, G. M.; LIAO, D. X.; ZHANG, JIE. Biological Phosphorus removal in sequencing batch reactor with single-stage oxic process. **Bioresource Technology**. v. 99, n. 13, p. 5466-5473, 2008.

WANG, J.; CHON, K.; REN, X.; KOU, Y.; CHAE, K. J.; PIAO, Y. Effects of beneficial microorganisms on nutrient removal and excess sludge production in an anaerobic-anoxic/oxic (A2O) process for municipal wastewater treatment. **Bioresource Technology**, v. 281, p. 90-98, 2019.

WANG, Z. X.; XU, X. C.; GONG, Z.; YANG, F. Y. Removal of COD phenols and ammonium from Lurgi coal gasification wastewater using A2O – MBR system. **Journal of Hazardous Materials**, v. 1, n. 78, p. 235-236, 2012.

WENTZEL, M.C.; LÖTTER, L.H.; EKAMA, G.A.; LOEWENTHAL, R.E.; MARAIS, G.V.R. Evaluation of biochemical models for biological excess phosphorus removal. **Water Science and Technology**, New York, USA, v. 23, p. 567-576, 1990.

WENTZEL, M.C.; LÖTTER, L.H.; LOEWENTHAL, R.E.; MARAIS, G.V.R. Metabolic behaviour of *Acinetobacter* spp. In enhanced biological phosphorus removal – a biochemical model. **Water SA**, v. 12, n. 4, p. 209-224, 1986.

WINOGRADSKY, S. Recherches sur les organismes de la nitrification. **Annales de l'Institut Pasteur**, Massoon, v.4, p.213–231, 1890.

WONGLERTARAK, W.; WICHITSATHIAN, B. Alkaline Pretreatment of Waste Activated Sludge in Anaerobic Digestion. **Journal of Clean Energy Technologies**, v. 2, n. 2, p. 118-121, 2014.

WU, X.; YANG, Y.; WU, G.; MAO, J.; ZHOU, T. Simulation and optimization of a coking wastewater biological treatment process by activated sludge models (ASM). **Journal of Environmental Management**, v. 165, p. 235–242, 2016.

YANG, P.Y.; WANG, Z. Integrating an intermittent aerator in a swine wastewater treatment system for land-limited conditions, **Bioresource Technology**, Barking, v.69, p.191-198, 1999.

ZHANG, G.; LEE, D. J.; CHENG, F. Treatment of Domestic Sewage with Anoxic/oxic Membrane-less Microbial Fuel Cell with Intermittent Aeration. **Bioresource Technology**, v. 218, p. 680-686, 2016.

ZHANG, J.; ZHANG, L.; MIAO, Y.; SUN, Y.; ZHANG, Q.; WU, L.; PENG, Y. Enhancing sewage nitrogen removal via anammox and endogenous denitrification: Significance of anaerobic/oxic/anoxic operation mode. **Bioresource Technology**, v. 289, 121665, 2019.

ZHANG, JIANHUA; ZHANG, LIANG; MIAO, YUANYUAN; SUN, YAWEN; LI, XIYAO; ZHANG, QIONG; PENG, YONGZHEN. Feasibility of in-situ enriching anammox bacteria in a sequencing batch biofilm reactor (SBBR) for enhancing nitrogen removal of real domestic wastewater. **Chemical Engineering Journal**, 2018.

ZHANG, Z.; ZHU, J.; KING, J.; LI, W. A two-step fed SBR for treating swine manure. **Process Biochemistry**, London, v.41, n.4, p.892-900, 2006.

ZHEN, G.Y.; LU, X.Q.; KATO, H.; ZHAO, Y.C.; LI, Y.Y. Overview of pretreatment strategies for enhancing sewage sludge disintegration and subsequent anaerobic digestion: Current advances, fullscale application and future perspectives. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 69, p. 559–577, 2017.

ZHEN, G.Y.; LU, X.Q.; LI, Y.Y.; ZHAO, Y.C. Combined electrical-alkali pretreatment to increase the anaerobic hydrolysis rate of waste activated sludge during anaerobic digestion. **Applied Energy**, v.128, p. 93–102, 2014.

ZOPPAS, F. M.; BERNARDES, A. M.; MENEGUZZI, A. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.21, n.1, p. 29-42, 2016.