

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS
CENTRO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS
E SANEAMENTO



LUIZA FRANÇA MEZZOMO

Reatores de Biofilme em Bateladas Sequenciais Visando a
Nitrificação e Desnitrificação Simultâneas de Esgoto Sintético sob
baixa Relação Carbono/ Nitrogênio

Maceió
2019

LUIZA FRANÇA MEZZOMO

Reatores de Biofilme em Bateladas Sequenciais Visando a
Nitrificação e Desnitrificação Simultâneas de Esgoto Sintético sob
baixa Relação Carbono/ Nitrogênio

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento, Centro de Tecnologia da Universidade Federal de Alagoas, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento.

Orientador: Prof. Dr. Antônio Pedro de
Oliveira Netto

Maceió
2019

Catálogo na fonte
Universidade Federal de Alagoas
Biblioteca Central
Divisão de Tratamento Técnico

Bibliotecária Responsável: Helena Cristina Pimentel do Vale – CRB4 - 661

- M617r Mezzomo, Luiza França.
Reatores de biofilme em bateladas sequenciais visando a nitrificação e desnitrificação simultâneas de esgoto sintético sob baixa relação carbono/ nitrogênio / Luiza França Mezzomo. – 2019.
63 f. : il. color.
- Orientador: Antônio Pedro de Oliveira Netto.
Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento) – Universidade Federal de Alagoas. Centro de Tecnologia. Maceió, 2019.
- Bibliografia: f. 57-63.
1. Esgotos sintéticos – Tratamento. 2. Biofilmes. 3. Nitrificação. 4. Desnitrificação.
I. Título.

CDU: 628.349.087

Folha de Aprovação

LUIZA FRANÇA MEZZOMO

REATORES DE BIOFILME EM BATELADAS SEQUENCIAIS VISANDO
A NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO SIMULTÂNEAS DE ESGOTO
SINTÉTICO SOB BAIXA RELAÇÃO CARBONO/NITROGÊNIO

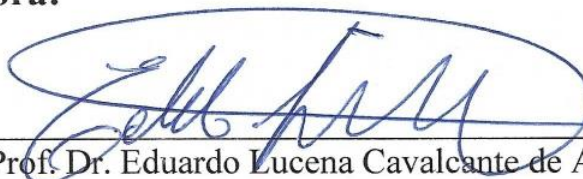
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento, Centro de Tecnologia da Universidade Federal de Alagoas, como requisito para obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento.

Em: 13/03/2019



Prof. Dr. Antônio Pedro de Oliveira Netto
(Orientador - PPGRHS/CTEC/UFAL)

Banca examinadora:



Prof. Dr. Eduardo Lucena Cavalcante de Amorim
(Examinador interno – PPGRHS/CTEC/UFAL)



Prof.^a Dr.^a Norma Cândida dos Santos Amorim
(Examinadora externa – IFAL)

RESUMO

A preocupante presença de nitrogênio nas águas residuárias tem relação com seu potencial de causar eutrofização em corpos d'água, além dos riscos à saúde humana. A nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS) é um processo biológico inovador para remoção de nitrogênio, que minimiza a energia necessária de fornecimento de oxigênio e evita a adição de fonte de elétrons. Esse processo vem sendo aplicado em sistemas bateladas, como sistemas de biofilme em bateladas sequenciais (RBBS), e algumas de suas condições operacionais vem sendo testadas para a remoção máxima juntamente com economia de tempo, fonte de carbono e aeração. Esse trabalho, que utilizou esgoto sintético com baixa relação C/N, foi dividido em testes, onde reatores em batelada com espuma de poliuretano foram avaliados com diferentes concentrações de alcalinidade e nitrogênio afluentes. Cada teste seguiu 32 ciclos de 6h (com aeração de 4,5h) e nesse período foram realizadas análises para verificação das condições ambientais, das eficiências de remoção de carbono e nitrogênio como também a avaliação de adesão microbiana. As condições ambientais indicadas para o processo NDS foram mantidas durante toda a operação. Com a relação C/N média de 5,3, obteve-se uma eficiência de remoção de DQO entre 62 e 84% e remoção de NT de 14 a 34%. As eficiências de nitrificação e desnitrificação obtidas foram baixas, mas indicaram que não houve limitação do processo NDS por indisponibilidade de doadores de elétrons. O processo insatisfatório deve-se as concentrações de oxigênio dissolvido e/ou tempo de aeração insuficientes. O aumento de alcalinizante e de nitrogênio afluente não foi interessante, desfavorecendo a remoção de nitrogênio. Por fim, a eficiência de remoção de DQO mostrou-se, pela regressão múltipla, relacionada com a relação C/N afluente, enquanto a eficiência de remoção de NT sofreu forte influência da DQO e da alcalinidade afluentes.

Palavras-chave: RBBS, Nitrogênio, NDS, Relação C/N.

ABSTRACT

The worrying presence of nitrogen in wastewater is related to its potential to cause eutrophication in water bodies, in addition to the risks to human health. Simultaneous nitrification and denitrification (SND) is an innovative biological process for nitrogen removal, which minimizes the energy needed to supply oxygen and prevents the addition of an electron source. This process has been applied in batch systems, such as Sequential Batch Biofilm Reactor (SBBR), and some of their operational conditions have been tested for maximum removal along with time savings, carbon source and aeration. This work, which used synthetic sewage with low C/N ratio, was divided into tests, where batch reactors with polyurethane foam were evaluated with different concentrations of alkalinity and nitrogen tributaries. Each test followed 32 cycles of 6h (with aeration of 4.5h) and in this period analyzes were carried out to verify the environmental conditions, the carbon and nitrogen removal efficiencies as well as the evaluation of microbial adhesion. The environmental conditions indicated for the NDS process were maintained throughout the operation. With a mean C/N ratio of 5.3, a COD removal efficiency between 62 and 84% and NT removal of 14 to 34% was obtained. The nitrification and denitrification efficiencies obtained were low, but indicated that there was no limitation of the NDS process due to unavailability of electron donors. The unsatisfactory process is due to insufficient dissolved oxygen concentrations and / or aeration time. The increase of alkalizing and of affluent nitrogen was not interesting, discouraging the removal of nitrogen. Finally, COD removal efficiency was shown by multiple regression, related to the affluent C / N ratio, while NT removal efficiency was strongly influenced by COD and alkalinity affluents.

Keywords: SBBR, Nitrogen, SND, C/N ratio.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Ciclo do Nitrogênio.....	15
Figura 2- Representação do biofilme com gradiente de OD	19
Figura 3- Etapas do procedimento em batelada.	25
Figura 4- Fluxograma das etapas metodológicas	27
Figura 5- Esquema experimental dos quatro reatores.	29
Figura 6- Detalhamento do reator	29
Figura 7- Reatores inoculados.....	34
Figura 8- Instalação de equipamentos.	34
Figura 9- Reatores em operação fase de aeração	35
Figura 10- Variação da concentração de OD ao longo do ciclo.....	40
Figura 11- Valores de pH afluente e efluente nos testes I e II.	42
Figura 12- Alcalinidade afluente e efluente nos Testes I e II.....	43
Figura 13- DQO afluente e efluente nos Testes I e II.....	44
Figura 14- Diagrama de caixa da eficiência de remoção de DQO para os Testes I e II.....	45
Figura 15- Série nitrogenada Teste I.....	46
Figura 16- Série Nitrogenada para o Teste II.....	47
Figura 17- Diagrama de caixa para remoção de NT nas etapas I e II.	48
Figura 18- Diagrama de Caixa da Relação DQO/NT nos testes I e II.	51
Figura 19- Comparação entre a série de sólidos de cada reator e do lodo inicial.....	54
Figura 20- Série de sólidos realizada para biomassa aderida.....	55

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Relação C/N e eficiência na remoção de nitrogênio.....	23
Tabela 2- Composição do substrato sintético.	30
Tabela 3- Composição orgânica do esgoto sintético.....	31
Tabela 4- Caracterização do inóculo.	32
Tabela 5- Cronograma de operação	35
Tabela 6- Análises físico-químicas realizadas	36
Tabela 7- Eficiências médias de amonificação, nitrificação, desnitrificação e de remoção total	49
Tabela 8- Alcalinidade afluyente e efluyente (real e estimada) nos testes.	50
Tabela 9- Equações de eficiência de remoção de DQO e NT	52
Tabela 10- Série de sólidos dos lodos dos reatores.....	53

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A²O Anaeróbio-Anóxico-Aeróbio

A-MAO Anaeróbio multi-estágio Anaeróbio/Aeróbio

ANAMMOX Anaerobic Ammonium Oxidation

CaCl₂.2H₂O Cloreto de Cálcio Dihidratado

CaCO₃ Carbonato de Cálcio

CANON Completely Autotrophic Nitrogen Removal Over Nitrite

CO₂ Dióxido de Carbono

CONAMA Conselho Nacional do Meio Ambiente

DQO Demanda Química de Oxigênio

EPS Polímeros Extracelulares

ETE Estação de tratamento de esgoto

MgCl₂.6H₂O Cloreto de Magnésio Hexahidratado

NaCl Cloreto de Sódio

NaHCO₃ Bicarbonato de Sódio

NDS Nitrificação e Desnitrificação Simultânea

NH₄Cl Cloreto de Amônio

N-NH₄⁺ Nitrogênio na forma de amônio

N-NO₂⁻ Nitrogênio na forma de nitrito

N-NO₃⁻ Nitrogênio na forma de nitrato

NT Nitrogênio Total

NTK Nitrogênio Total Kjeldahl

OD Oxigênio Dissolvido

**OLAND Oxygen-Limited Autotrophic Nitrification
Denitrification**

PETG Politereftalato de Etileno Modificado com Glycol

pH Potencial Hidrogeniônico

PHB Polihidroxi butirato

Pré-D Pré- Denitrificação

R1 Reator 1

R2 Reator 2

R3 Reator 3

R4 Reator 4

RBBS Reator com Biofilme em Bateladas Sequenciais

RBS Reator em Bateladas Sequenciais

SHARON Single Reactor for High Ammonia Removal Over Nitrite

SO₄⁻² Sulfato

SSF Sólidos Suspensos Fixos

SST Sólidos Suspensos Totais

SSV Sólidos Suspensos Voláteis

ST Sólidos Totais

STF Sólidos Totais Fixos

STV Sólidos Totais Voláteis

UCT University of Cape Town

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	12
2.	OBJETIVOS E METAS	14
2.1.	Objetivos específicos	14
3.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	15
3.1.	Nitrogênio e as Águas Residuárias	15
3.2.	Processos Biológicos de Remoção de Nitrogênio	17
3.2.1.	<i>Nitrificação e Desnitrificação Simultânea (NDS).....</i>	17
3.2.1.1	Temperatura	17
3.2.1.2	Oxigênio Dissolvido.....	20
3.2.1.3.	Potencial Hidrogeniônico (pH)	21
3.2.1.4.	Alcalinidade	22
3.2.1.5.	Relação Carbono/Nitrogênio.....	22
3.3.	Reator de Biofilme de Bateladas Sequenciais (RBBS).....	24
4.	METODOLOGIA	27
4.1.	Instalação Experimental	27
4.1.1.	<i>Configuração dos reatores</i>	27
4.1.2.	<i>Sistema de Aeração</i>	28
4.1.3.	<i>Ciclos Operacionais.....</i>	28
4.1.4.	<i>Esgoto Sintético.....</i>	30
4.2.	Inoculação e Partida dos reatores.....	31
4.3.	Monitoramento do Sistema	36
4.3.1.	<i>Amostragem e Análises</i>	36
4.3.2.	<i>Eficiência de Remoção de Matéria Carbonácea.....</i>	37
4.3.3.	<i>Eficiência de Remoção de Nitrogênio.....</i>	37
4.3.4.	<i>Avaliação da Biomassa suspensa e aderida dos reatores.....</i>	38
4.3.5.	<i>Análise Estatística.....</i>	38
5.	RESULTADOS E DISCUSSÕES	40
5.1.	Monitoramento do Sistema	40
5.1.1.	<i>Temperatura.....</i>	40
5.1.2.	<i>Oxigênio Dissolvido</i>	40
5.1.3.	<i>pH.....</i>	41
5.1.4.	<i>Alcalinidade Total.....</i>	42
5.2.	Remoção de Carbono	43
5.3.	Remoção de Nitrogênio	53
5.4.	Biomassa Suspensa e Aderida dos reatores	53
6.	CONCLUSÃO	56
7.	SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	57
	REFERÊNCIAS	58

1. INTRODUÇÃO

Quanto maior a demanda hídrica mundial maiores serão os volumes produzidos, e rejeitados, sem nenhum tipo de tratamento, de águas residuárias. Desta forma, os riscos ambientais atribuídos a esses despejos são referentes aos componentes presentes no mesmo: matéria orgânica, sólidos, macronutrientes, microrganismos e poluentes específicos (CONNOR *et al.*, 2017).

O nitrogênio é um macro nutriente que passa a poluente, quando, em excesso, desencadeia reações e processos extremamente danosos ao ambiente e, conseqüentemente, à saúde das populações (MARTINELLI, 2007). O processo de eutrofização em ecossistemas aquáticos e a síndrome do bebê azul são exemplos dos danos causados pelo despejo de esgoto sanitário rico em nitrogênio (DUTTA; SARKAR, 2015; SUJA *et al.*, 2015).

Os processos de remoção biológica de nitrogênio apresentam vantagens econômicas e vêm avançando a fim de minimizar a energia necessária para fornecimento de oxigênio no processo de nitrificação e evitam a adição de fonte de externa carbono na etapa de desnitrificação, redução. Tais como os processos SHARON, ANAMMOX, CANON, OLAND E NDS (DUTTA; SARKAR, 2015; JETTEN, 2012; SCHMIDT *et al.*, 2003).

A nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS) baseia-se na remoção biológica de nitrogênio, onde os processos de nitrificação e desnitrificação ocorrem sem separação, nas mesmas condições operacionais e ao mesmo tempo (ANTILEO *et al.*, 2013; GUERRERO *et al.*, 2013; WANG *et al.*, 2008; YANG; YANG, 2011).

Uma das vantagens do uso da NDS é a remoção da matéria orgânica em termos de demanda química de oxigênio (DQO) e de nitrogênio total (NT) na eficiência de processos tradicionais, com menor consumo de energia elétrica na aeração (cerca de 30 a 40%) (MÜNCH; LANT; KELLER, 1996). No entanto, há necessidade de operação especializada com controle de parâmetros, principalmente oxigênio dissolvido, concentração de carbono e de nitrogênio (BUENO, 2011).

A relação carbono/nitrogênio (C/N) interfere diretamente na eficiência do processo, buscando-se uma relação ótima, mínima requerida para que o processo NDS ocorra de forma satisfatória. Mas muitas das águas residuárias apresentam valores inferiores aos da relação ótima apontadas na literatura (próximos a 9), o que resulta em uma remoção limitada de nitrogênio total (CHIU *et al.*, 2007; LIU *et al.*, 2010).

A habitual utilização de reatores em bateladas sequenciais no processo de NDS dá-se pela possibilidade da utilização de tanque único e variação da duração de cada fase, a partir do período de aeração (ANTILEO *et al.*, 2013). A escolha por reatores de biofilme em bateladas sequenciais apresenta ainda mais vantagens, visto que o crescimento e a aderência da biomassa na superfície do material suporte gera uma proteção para os microrganismos que são menos afetados pelos fatores ambientais externos do que os de crescimento em suspensão (LAZAROVA; MANEM, 1995)

O que se está buscando é um sistema ideal, que alcance maior eficiência de remoção mesmo que com baixa disponibilidade de doadores de elétrons e sem adição de fonte externa de carbono (ZOPPAS; BERNARDES; MENEGUZZI, 2016). Claro que cada caso estudado é considerado único, pois trata do ajuste de parâmetros operacionais e condições ambientais, porém esses resultados contribuem para ampliar debates sobre combinações mais eficientes que poderão basear a implantação de sistemas de tratamento em escala real (CHIU *et al.*, 2007).

Claro que cada caso estudado é considerado único, pois trata do ajuste de parâmetros operacionais e condições ambientais, porém esses resultados contribuem para ampliar debates sobre combinações mais eficientes que poderão basear a implantação de sistemas de tratamento em escala real (CHIU *et al.*, 2007).

Neste sentido propõem-se um estudo experimental do desempenho de remoção de matéria orgânica e nitrogênio em reatores de biofilme em bateladas sequenciais submetendo-os a relação C/N próxima dos valores reais para esgoto doméstico, ou seja, sem adição externa de carbono, a partir da utilização de água residual sintética sob pequenas variações nos parâmetros ambientais.

2. OBJETIVOS E METAS

Avaliar a remoção de nitrogênio de esgoto sanitário sintético por meio do processo conhecido como nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS) em sistema de reator de biofilme de batelada sequencial operado em concentrações afluentes específicas de carbono e nitrogênio (baixa relação C/N) e condições ambientais favoráveis.

2.1. Objetivos específicos

Manter condições ambientais favoráveis ao processo NDS;

Avaliar o comportamento dos reatores em relação a oxidação da matéria carbonácea, nitrificação e desnitrificação;

Avaliar a influência e as variações dos parâmetros operacionais nos processos de remoção;

Investigar a aplicação de diferentes quantidades de alcalinizantes e nitrogênio afluente sob a remoção de nitrogênio e carbono;

Avaliar a adesão microbiana dos reatores.

principalmente, pela conversão de nitrogênio atmosférico em amônia na indústria, pelo processo Haber-Bosch (DUTTA; SARKAR, 2015), que chega a exceder o nitrogênio fixado por processos terrestres naturais e desta forma aumenta os impactos na saúde humana e ao meio ambiente.

O nitrogênio incorporado aos alimentos na forma de proteína, base da alimentação do homem, tem como destino final o ambiente. Os nutrientes não aproveitados pelo homem são eliminados pela sua urina e fezes. Logo a composição do material de um esgoto residencial é rica em compostos nitrogenados e apresenta-se em maior quantidade sob a forma amoniacal, mas é encontrado também como nitrogênio orgânico, nitrito e nitrato (DUTTA; SARKAR, 2015).

Esse nutriente em excesso nos ecossistemas aquáticos ocasiona a proliferação de algas potencialmente tóxicas, que levam ao desenvolvimento de cor, odor, além de turbidez, perda de oxigênio dissolvido e eventualmente redução da biodiversidade. Esse fenômeno conhecido por eutrofização acontece juntamente com fósforo e potássio (DUCE *et al.*, 2008).

O fenômeno da eutrofização não é a única preocupante consequência da presença de nitrogênio em corpos d'água. As formas reduzidas do nitrogênio consomem oxigênio dissolvido do meio e mesmo em pequenas concentrações já podem apresentar efeitos deletérios à vida humana e aquática; a amônia, por exemplo, reduz o crescimento e até mesmo a sobrevivência de peixes. O nitrito causa metahemoglobinemia em lactentes, enquanto o nitrato pode formar nitrosamina e nitrosamida, compostos cancerígenos, teratogênicos e mutagênicos (DUTTA; SARKAR, 2015; NANCHARAI AH; VENKATA MOHAN; LENS, 2016).

A Resolução n° 357 de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), que trata das classes de água segundo seus usos, estabelece um limite de nitrito (NO_2^-) de 1,0 mg/L e 10,0 mg/L para nitrato (NO_3^-) em quatro classes permitido o abastecimento e consumo humano. Já para o lançamento de efluentes nos corpos receptores, a Resolução n° 430/2011 estabelece um limite de lançamento de nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$) de 20,0 mg/L (BRASIL, 2005, 2011).

3.2. Processos Biológicos de Remoção de Nitrogênio

Os níveis de nitrogênio exigidos nos efluentes estão cada vez mais rigorosos e alguns processos mediados por microrganismos são capazes de implementar transformações no estado de oxidação desse nutriente. O processo convencional mais conhecido e utilizado para remoção de nitrogênio se dá pelas reações de nitrificação e desnitrificação (SUJA *et al.*, 2015).

Na nitrificação as enzimas como amônia mono-oxigenase, hidroxilamina oxidoreductase, nitrito oxidoreductase são utilizadas para a produção de energia e redução do oxigênio molecular em água. As bactérias envolvidas nesse processo são autótrofas, ou seja, utilizam o CO₂ como fonte de carbono, produzido durante a degradação aeróbia da matéria carbonácea (COLLIVER; STEPHENSON, 2000; HAGOPIAN; RILEY, 1998)

Já quando o oxigênio se torna limitante para a respiração aeróbia e há presença de outro acceptor de elétron como o SO₄²⁻ e o NO₃⁻ no meio, diz-se que o ambiente se tornou anóxico. É então neste ambiente que é promovida a desnitrificação, quando o nitrato passa a ser utilizado como acceptor de elétrons após a ausência do O₂. Nitrato reductase, nitrito reductase, óxido nítrico reductase e óxido nitroso reductase estão envolvidos no processo de desnitrificação (NANCHARAI; VENKATA MOHAN; LENS, 2016).

A partir dos processos descritos acima, existem combinações de sistema com etapas aeróbias, anaeróbias e/ou anóxicas para que seja promovida a remoção de matéria orgânica, nitrogênio e até mesmo outros nutrientes.

Um desses principais sistemas é o Bardenpho, que consiste basicamente na combinação de reatores aeróbios, anaeróbios ou anóxicos seriados a partir das características do afluente e das necessidades do tratamento (GUERRERO *et al.*, 2013). Existem sistemas Bardenpho compostos por 3 a 5 reatores (estágios) e ainda combinações diferentes desses, os chamados sistemas modificados, como o A²O (anaeróbio-anóxico-aeróbio) e o A-MAO (anaeróbio multi-estágio anaeróbio/aeróbio) (HAGOPIAN; RILEY, 1998). O que sempre ocorre em todas essas disposições é uma recirculação interna do reator aeróbio para o anóxico de forma que ocorra tanto a nitrificação como a desnitrificação.

O sistema Johannesburg difere-se dos demais processos descritos acima por não apresentar zonas de pré-desnitrificação (pré-D) em série. Nesse tipo de sistema tem-se

dois reatores pré-D em paralelo, recebendo o lodo de retorno do decantador e uma parcela do afluente (reator anóxico) e um segundo pré-D recebe o efluente do primeiro reator, essencialmente anaeróbio. Porém, como não é considerada uma pós-desnitrificação pode ocorrer nitrato no efluente (GUERRERO *et al.*, 2013).

Outros processos visam a remoção simultânea de nitrogênio e fósforo como o UCT (University of Cape Town) que evita a introdução de nitrato na zona anaeróbia introduzindo-se lodo da zona anóxica na anaeróbia e o UCT modificado, que apresenta variações significativas na eficiência de desnitrificação (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999).

Novas alternativas de tratamento foram estudadas e propostas a partir das limitações dos processos baseados na convencional nitrificação/desnitrificação, principalmente como alternativa para as altas concentrações de oxigênio necessárias na nitrificação e grande quantidade de matéria orgânica biodegradável para desnitrificação.

O processo SHARON (oxidação parcial de amônia a nitrito em reator único), por exemplo, apresenta alta remoção e tem como principal vantagem a eliminação da etapa de nitratação e da etapa de redução de nitrato a nitrogênio gasoso, resultando em significativa diminuição dos custos operacionais. Esse processo se faz possível porque as bactérias oxidadoras de amônia crescem mais rapidamente que as bactérias de nitrito a temperaturas superiores a 15°C e com pH entre 7 e 8 (VAN DONGEN; JETTEN; VAN LOOSDRECHT, 2001).

Já a oxidação anaeróbia de amônio (ANAMMOX) ocorre por bactérias pertencentes ao phylum *Planctomycetes* (VAN NIFTRIK; JETTEN, 2012) que oxidam amônio a nitrogênio molecular sob condições anaeróbias usando nitrito como receptor de elétron. Desta forma faz-se necessário um passo de pré-tratamento adicional para converter parte do amônio em nitrito, visto que o processo requer o fornecimento do mesmo. A combinação sequencial SHARON-ANAMMOX é bastante aplicada e tem, consideravelmente, menor gasto com energia em relação à nitrificação-desnitrificação convencional (VAN DONGEN; JETTEN; VAN LOOSDRECHT, 2001).

O processo de remoção de nitrogênio completamente autotrófico sobre nitrito (CANON) combina nitrificação parcial e é utilizado com processo ANAMMOX, sempre

em um único reator. É uma alternativa econômica especialmente para aquelas águas ricas em amônio e pobres em carbono orgânico (SCHMIDT *et al.*, 2003).

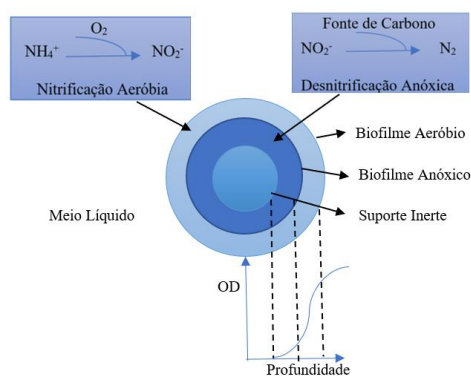
Outro processo que pode ser utilizado visando a remoção da amônia via nitrito é o OLAND (Nitrificação/Desnitrificação autotrófica com oxigênio limitado), onde o oxigênio é fornecido em quantidades estequiométricas para que o nitrito seja consumido na oxidação do restante do amônio, esse processo também remove amônio em um único reator (SCHMIDT *et al.*, 2003).

3.2.1. Nitrificação e Desnitrificação Simultânea (NDS)

Dos processos que ocorrem em reator único, a nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS) vem sendo amplamente estudada (ANDRADE DO CANTO *et al.*, 2008; MÜNCH; LANT; KELLER, 1996; ZHANG; QI, 2007). Uma quantidade significativa de nitrogênio pode ser removida pela oxidação do nitrogênio amoniacal e a redução de compostos oxidados de nitrogênio sob baixas concentrações de oxigênio dissolvido, tendo como uma das principais vantagens a redução da demanda espacial e de oxigênio (CHIU *et al.*, 2007).

O mecanismo e explicação para NDS pode ser dividido em duas grandes categorias. A explicação física e convencional que ocorre gradientes de concentração de oxigênio dissolvido nos flocos ou biofilmes microbianos formando populações diferenciadas, como pode ser demonstrado na Figura 2 abaixo.

Figura 2- Representação do biofilme com gradiente de OD.



Fonte: AUTORA (2019)

Já as explicações biológicas, em contraste com a concepção tradicional de nitrificação e desnitrificação, relataram a existência de desnitrificadores aeróbicos, bem como nitrificantes heterotróficos (KIM; JUNG; PARK, 2008; ZHENG *et al.*, 2013).

Segundo Metcalf e Eddy (2003), as bactérias dos gêneros *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrospira*, *Nitrosolobus* e *Nitrosovibrio* participam da primeira etapa da nitrificação, que é a nitritação. E durante a segunda etapa da nitrificação, também chamada de nitratação, são envolvidos os gêneros *Nitrobacter*, *Nitrococcus*, *Nitrospira*, *Nitrospina* e *Nitrocystis*.

Os principais gêneros de bactérias heterotróficas envolvidas no processo de desnitrificação são: *Achromobacter*, *Acinetobacter*, *Agrobacterium*, *Alcaligenes*, *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Chromobacterium*, *Corynebacterium*, *Flavobacterium*, *Hypomicrobium*, *Moraxella*, *Nesseria*, *Paracoccus*, *Propionibacteria*, *Pseudomonas*, *Rhizobium*, *Rhodopseudomonas*, *Spirillum*, *Vibrio*, *Halobacterium* e *Methanomonas* (METCALF; EDDY, 2003; POCHANA; KELLER, 1999). A presença desses microrganismos pode ser utilizada como indicador biológico das condições e eficiência do processo.

A operação de sistemas NDS testa hipóteses sobre a importância de parâmetros e suas melhores configurações. Pesquisas anteriores apontam o fornecimento de carbono e nitrogênio (relação carbono/nitrogênio) e a concentração de oxigênio influências predominantes na remoção de nitrogênio, além das condições ambientais como: temperatura, alcalinidade e pH (SANTOS *et al.*, 2016; ZHENG *et al.*, 2013; ZOPPAS; BERNARDES; MENEGUZZI, 2016).

3.2.1.1. Temperatura

A temperatura afeta as velocidades de reação biológica, sendo diretamente proporcionais, porém acima de uma temperatura ideal desnaturam-se proteínas enzimáticas e as velocidades diminuem (GUERRERO *et al.*, 2013).

A faixa de temperatura para cultura de bactérias nitrificantes, como as *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, estão entre 30 e 36°C, com crescimento ótimo em 35°C e de 8 a 28°C, com crescimento ótimo em 28°C, respectivamente. Já taxa de desnitrificação aumenta com a temperatura até um valor ótimo de 40°C (NOCKO, 2008).

Guo *et al.* (2013) estudaram a remoção de nitrogênio total em reator RBS para NDS em diferentes temperaturas; $5\pm 2^{\circ}\text{C}$, $10\pm 2^{\circ}\text{C}$, $20\pm 2^{\circ}\text{C}$ e $30\pm 2^{\circ}\text{C}$ obtendo, respectivamente, eficiências de 34%, 62%, 70,9% e 85,5%. Comprovando o intervalo ótimo de temperatura para o desenvolvimento das bactérias essenciais ao processo em torno dos $30\pm 2^{\circ}\text{C}$.

3.2.1.2. Oxigênio Dissolvido

O controle da concentração de oxigênio dissolvido em sistema de NDS é crucial, uma vez que determina os processos dominantes no reator e equilíbrio harmonioso entre os processos de nitrificação e desnitrificação. A alta concentração de oxigênio dissolvido (OD) inibe a desnitrificação, ao passo que uma baixa concentração de OD causa limitação na oxidação da amônia (ZHU *et al.*, 2007).

Pesquisas de NDS trabalham com concentrações de oxigênio numa faixa de 0,35 a 1,5 mg/L (ANTILEO *et al.*, 2013; BERNAT *et al.*, 2011; CHIU *et al.*, 2007; COMA *et al.*, 2012; JIA *et al.*, 2013). Porém, de formas separadas, a nitrificação não é indicada em concentrações menores que 0,5 mg/L e a desnitrificação em concentrações maiores que 1 mg/L (ABREU, 1994; SURAMPALLI *et al.*, 1997).

O efeito da concentração de oxigênio dissolvido (OD) em NDS foi estudada em um reator em batelada sequencial em leito móvel por medidas de microelétrodos e por PCR em tempo real. Neste sistema, o biofilme cresceu em espuma de poliuretano usadas para tratar o esgoto municipal em cinco concentrações de OD (1,5, 2,5, 3,5, 4,5 e 5,5 mg /L). Os resultados indicaram que o MBSBR exibiram boa remoção de DQO e NT quando a concentração de OD foi de 2,5 mg / L (CAO *et al.*, 2017).

3.2.1.3. Potencial Hidrogeniônico (pH)

Em reatores que utilizam biofilme, pode ocorrer do valor do pH na fase líquida ser diferente do pH dentro do biofilme (NOCKO, 2008). Porém a faixa considerada ótima para desnitrificação está entre 6,5 e 8,0 com atividade máxima das bactérias oxidantes de N-amoniaco em pH 8 (SURAMPALLI *et al.*, 1997; ZOPPAS; BERNARDES; MENEGUZZI, 2016).

Já o crescimento favorável das bactérias nitrificantes varia em pH de 7 a 9, essas bactérias não são capazes de realizar a nitrificação em valores menores a 5 (COLLIVER; STEPHENSON, 2000; ZHENG *et al.*, 2013).

3.2.1.4. Alcalinidade

Para que não haja grandes variações nos valores de pH e consequentes desequilíbrios, a alcalinidade do meio tem que ser considerada. Existe consumo de alcalinidade na nitrificação e produção na desnitrificação, ocorrendo uma neutralização parcial no sistema NDS (BERNAT *et al.*, 2011).

Estequiometricamente o processo de amonificação gera em torno de 3,57 mg, em função de CaCO_3 , por mg de nitrogênio amonificado. Enquanto que o processo de nitrificação observa-se uma relação de 7,14 mg $\text{CaCO}_3/\text{mg N-NH}_4^+$ e a taxa teórica de produção de alcalinidade durante desnitrificação é 3,57 mg $\text{CaCO}_3/\text{mg de NO}_x\text{-N}$ reduzido (ZHU *et al.*, 2007; ANDRADE DO CANTO *et al.*, 2008).

Comumente faz-se uso de bicarbonato de sódio para garantir esse equilíbrio por ser de fácil uso, solúvel em água e erros eventuais na dosagem, especialmente por excesso, não afetam a operação (PAULO *et al.*, 2002)

3.2.1.5. Relação Carbono/Nitrogênio

Um dos parâmetros mais críticos do processo de NDS é a relação carbono/nitrogênio (relação C/N), por influenciar diretamente a competição entre populações de micro-organismos pelo oxigênio dissolvido do meio. Uma quantidade adequada de matéria orgânica biodegradável é exigida para que haja equilíbrio entre as taxas de nitrificação e desnitrificação, sem que ocorra o acúmulo de intermediários, como nitrito e nitrato (CHIU *et al.*, 2007; LIU *et al.*, 2010).

A nitrificação autotrófica é geralmente lenta se comparada com o metabolismo heterotrófico e tendem a perder a competição pelo OD do meio. Desta forma o aumento da concentração de carbono não é interessante pois pode prejudicar o processo de nitrificação autotrófica. Por outro lado, substrato é requerido para o fornecimento dos elétrons necessários na redução do nitrato e quando esse é insuficiente acarreta na

diminuição da população de bactérias heterotróficas e, conseqüentemente, numa insatisfeita desnitrificação (CHIU *et al.*, 2007).

A eficiência de remoção de nitrogênio tende a aumentar linearmente com o aumento da relação C/N até atingir uma faixa ótima, onde essa remoção é estabilizada e, partir desse ponto, se a relação aumentar muito pode ocorrer inibição do processo e queda de eficiência (MÜNCH; LANT; KELLER, 1996).

A relação existente em diversas classes de águas residuárias é inferior aos valores ótimos do processo NDS apontados na literatura, próximos a 9 (MENG *et al.*, 2008; SANTOS, 2016). Nesses casos, observa-se que a remoção de N-total é limitada pela falta de doadores biodisponíveis para a desnitrificação.

Pesquisas vêm sendo realizadas para otimizar a remoção mesmo que com baixa disponibilidade de doadores de elétrons e sem adição de fonte externa de carbono. A Tabela 1 apresenta a aplicação de diferentes relações C/N em processos de NDS, operados em batelada, e suas respectivas eficiências.

Tabela 1- Relação C/N e eficiência na remoção de nitrogênio.

Relação C/N	Remoção máxima de Nitrogênio (%)	Referência
2	94	(ANTILEO <i>et al.</i> , 2013)
3	96	(BERNAT <i>et al.</i> , 2011)
3,8	98	(DING <i>et al.</i> , 2011)
4	84	(LIM <i>et al.</i> , 2011)
5	84	(COMA <i>et al.</i> , 2012)
7	92,5	(JIA <i>et al.</i> , 2013)
10	86,5	(WANG <i>et al.</i> , 2017)

Fonte: AUTORA (2019).

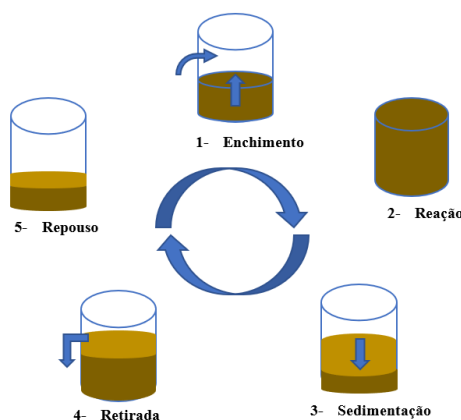
3.3. Reator de Biofilme de Bateladas Sequenciais (RBBS)

O processo de nitrificação e desnitrificação simultânea é aplicado em diversos sistemas como:

- Sistemas de membranas (PAETKAU; CICEK, 2011; YANG; YANG, 2011);
- Sistemas de reatores de leito móvel (CHEN *et al.*, 2015; LIM *et al.*, 2011);
- Sistemas de reatores de leito fixo (RAHIMI *et al.*, 2011);
- Sistemas híbridos (RODRÍGUEZ-HERNÁNDEZ; ESTEBAN-GARCÍA; TEJERO, 2014; SHE *et al.*, 2017);
- Sistemas de biofilme (ANDRADE DO CANTO *et al.*, 2008; DING *et al.*, 2011; LI *et al.*, 2007) ;
- Sistemas de reator em bateladas sequenciais (COMA *et al.*, 2012; JIA *et al.*, 2013; MÜNCH; LANT; KELLER, 1996; SURAMPALLI *et al.*, 1997);
- Sistemas de fluxo contínuo (BUENO, 2011; SANTOS *et al.*, 2016).

Sistemas em bateladas são bastante aplicados a NDS pela flexibilidade operacional atribuída a sua orientação temporal (ANTILEO *et al.*, 2013) e preferido aos processos de fluxo contínuo devido à redução do consumo de energia e aprimoramento nas pressões seletivas para remoção de nutrientes e controle de bactérias filamentosas (DUTTA; SARKAR, 2015). O procedimento em batelada divide-se em enchimento, aeração, sedimentação e retirada do efluente tratado, como pode ser visto na Figura 3.

Figura 3- Etapas do procedimento em batelada.



Fonte: AUTORA (2019)

No NDS, após a fase de enchimento, a concentração de carbono no meio líquido é elevada e o excesso dessa matéria orgânica é completamente difundido para o interior dos grânulos sendo parcialmente convertido e armazenado na forma de polímeros, como os polihidroxibutiratos (PHB). Já a penetração de oxigênio é baixa, porque ele é rapidamente consumido pelas bactérias autotróficas e heterotróficas. No período de saciedade, o oxigênio é utilizado na oxidação do carbono orgânico e no crescimento da biomassa aeróbia. O nitrito e o nitrato produzidos vão difundir em direção ao centro dos grânulos, nessa zona o PHB está disponível para ser usado como fonte de carbono para o processo de desnitrificação (DE KREUK; DE BRUIN,2004).

A duração de cada ciclo pode ser ajustada para atender às diferentes necessidades de tratamento (DUTTA; SARKAR, 2015). Trabalhos anteriores levam em consideração a rapidez do processo NDS e o volume dos reatores. Kim; Jung; Park, (2008) demonstraram um período 6h para completa nitrificação e desnitrificação e RAHIMI et al., (2011) testaram ciclos com o mínimo de 4h e obtiveram resultados significativos de remoção de nitrogênio. O tempo de cada ciclo varia também de acordo com a estratégia de controle em tempo real.

O reator de biofilme de bateladas sequenciais (RBBS) é uma combinação criada de biomassa suspensas e fixadas que tornou-se uma alternativa de design para alcance dos mais recentes padrões de descarga de nitrogênio dos efluentes mundiais (DUTTA; SARKAR, 2015). Pela utilização de material suporte permite maiores concentrações de

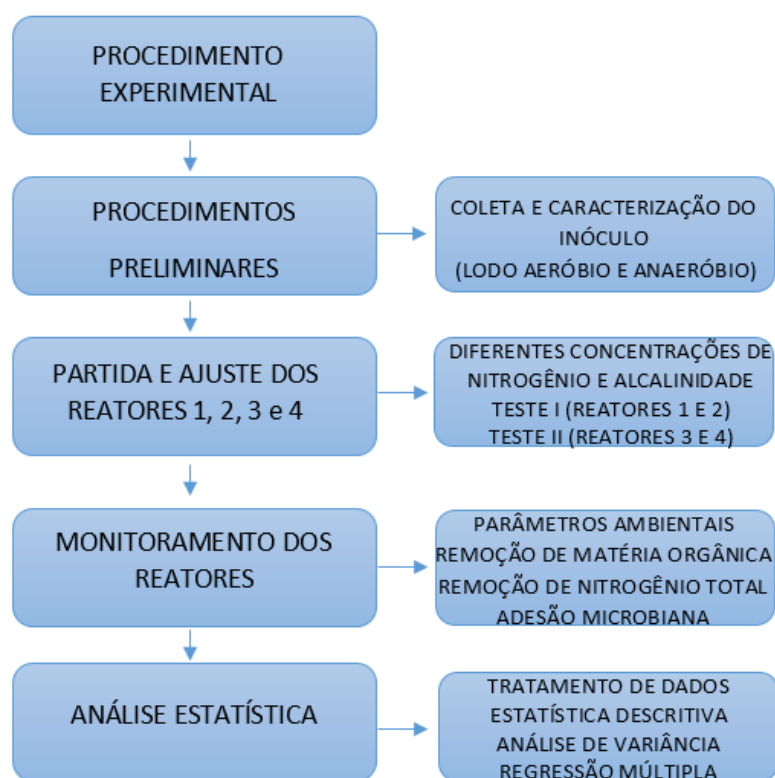
bactérias em sistemas naturalmente instáveis, como o NDS, pois supera as dificuldades de crescimento e manutenção de flocos, evitando a eliminação dos organismos nitrificantes que tem crescimento lento (KIM; JUNG; PARK, 2008).

O material suporte utilizado no RBBS pode ser de origem mineral ou sintético desde que seja inerte e apresente elevada superfície específica, além de rugosidade e porosidade necessárias para a adesão da biomassa (WOLFF; PAUL; COSTA, 2010). A espuma de poliuretano é largamente utilizada por proteger o biofilme do cisalhamento do fluido e de colisões, fornecendo pontos de ancoragem por causa dos grandes volumes de poros. Sofrem de baixa eficiência de transferência de massa ocasionando em gradientes de concentrações de oxigênio dissolvido dentro do transportador, condições ideais para NDS (MACHDAR *et al.*, 1997).

4. METODOLOGIA

A metodologia aplicada visou a análise da influência de alguns parâmetros operacionais do sistema de nitrificação e desnitrificação simultânea sob a eficiência de remoção de matéria orgânica e nitrogênio, realizadas nas etapas ilustradas no fluxograma da Figura 4.

Figura 4- Fluxograma das etapas metodológicas



Fonte: AUTORA (2019).

4.1. Instalação Experimental

4.1.1. Configuração dos Reatores

Os reatores utilizados são idênticos, todos em PETG (politereftalato de etileno modificado com glycol), com capacidade total de cinco litros. Como a réplica dos experimentos é fundamental para determinação do erro experimental do esquema

utilizado (metodologia + equipamento) cada teste foi realizado em duplicata, totalizando dois reatores por teste.

A espuma de poliuretano, que contém cerca de 90% de vazios (SILVA *et al.*, 2016), foi utilizada como material suporte, estando em cubos de aproximadamente 1cm de aresta, os quais preencheram cerca de 40% do volume do reator e tinham peso de 14 gramas (ANDRADE DO CANTO *et al.*, 2008; LIM *et al.*, 2011).

4.1.2. Sistema de Aeração

A concentração de oxigênio dissolvido foi mantida entre 0,5 mg/L e 1 mg/L por ser o intervalo comum de beneficiamento para as bactérias nitrificante e desnitrificantes. Foi utilizado compressor de ar (JEBO® 660) com vazão máxima de 3,5 L/min, com mangueira de silicone e pedra porosa na extremidade.

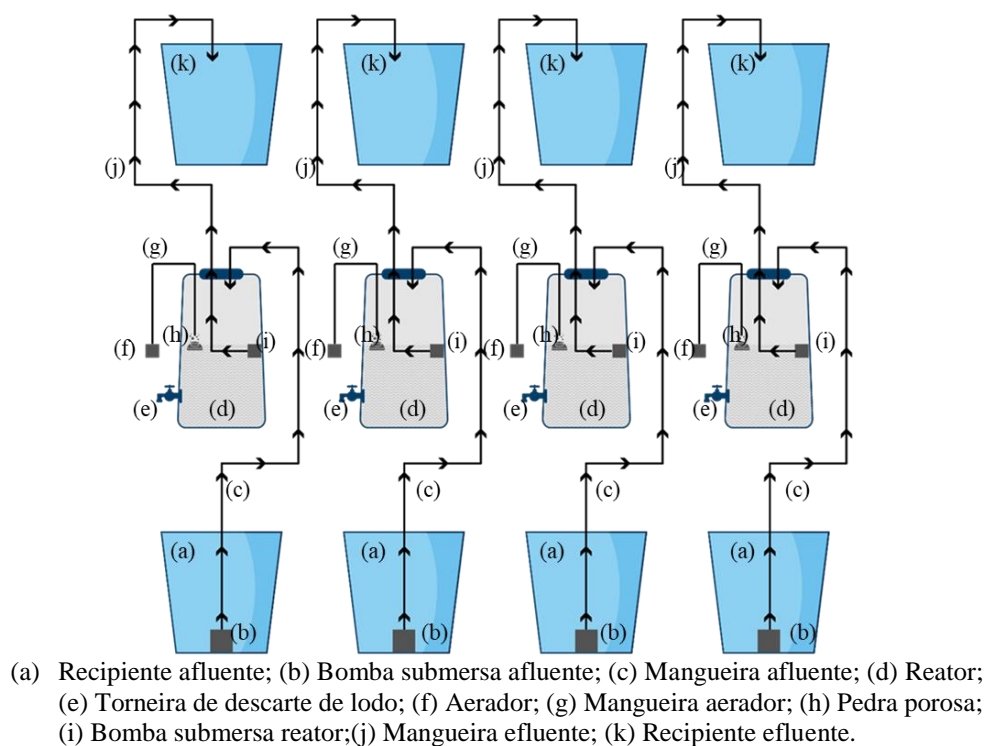
4.1.3. Ciclos Operacionais

Os ciclos foram definidos com duração de seis horas, intercalados com mais seis horas de repouso. As fases foram: enchimento (E), 15 minutos; aeração (A), 270 minutos; decantação (D), 60 minutos e retirada (R), 15 minutos.

Iniciou-se pela alimentação durante fase de enchimento por bomba submersa (SUNSUN® Hj -111) em uma vazão ajustada de 12 L/h, resultando em 3L de afluente, logo após o período de aeração, na fase de sedimentação e retirada, a aeração parava e cerca de 3L do sobrenadante era retirado com bomba submersa (SUNSUN® Hj-111) com 12 L/h de vazão.

A bomba foi posicionada nas proximidades da parede do reator em altura que possibilitasse a permanência da camada de lodo em 2 litros. Tanto as bombas como os compressores foram ligados a temporizadores analógicos (ULTRA® WLP-60/B39), para que os ciclos pudessem acontecer de forma automatizada. Desta forma foi possível operar ciclos de madrugada e aos finais de semana, só sendo necessária a garantia de volume afluente para tais. A Figura 5 apresenta um esquema do experimento com os quatro reatores:

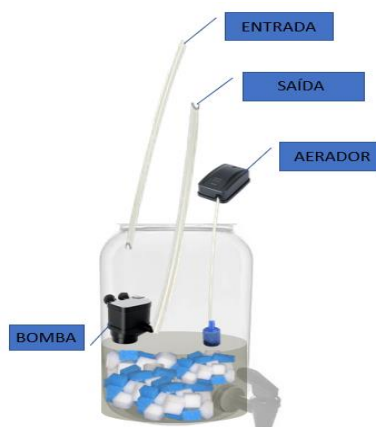
Figura 5- Esquema experimental dos quatro reatores.



Fonte: AUTORA (2019)

Já a Figura 6 representa o interior do reator em relação ao material suporte e o posicionamento das bombas e mangueiras:

Figura 6- Detalhamento do interior reator



Fonte: AUTORA (2019)

4.1.4. Esgoto Sintético

Na literatura a relação Carbono/Nitrogênio é expressa em termos de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Nitrogênio Total (NT). A relação DQO/NT observada em águas residuárias depende das características da mesma (forte ou fraca), e a partir, daí tomou-se as concentrações de DQO com base em esgoto doméstico fraco e as de NT variando entre esgoto forte e fraco (METCALF; EDDY, 2003). A Tabela 2 apresenta os Testes I e II, bem como as concentrações dos compostos utilizados.

Tabela 2- Composição do substrato sintético.

Compostos	Teste I (R1 e R2)	Teste II (R3 e R4)
NT	70 mg/L	35 mg/L
DQO	400 mg/L	400 mg/L
Bicarbonato de Sódio	700 mg/L	472,5 mg/L
Solução de sais	2,5 mL/L	2,5 mL/L

Fonte: Adaptado de TORRES (1992)

Fez-se uso de substrato sintético baseado em metodologia consolidada, que além de apresentar as fontes de DQO e NT propõe uma solução de sais, com cloreto de sódio (NaCl), cloreto de magnésio hexahidratado ($MgCl_2 \cdot 6H_2O$) e cloreto de cálcio ($CaCl_2 \cdot 2H_2O$) nas respectivas concentrações de 100 g/L, 2,8 g/L e 1,8 g/L (TORRES,1992).

Cloreto de amônio (NH_4Cl) foi uma das fontes de nitrogênio utilizada numa concentração de 200 e 135 mg/L, respectivamente, para os Testes I e II. Visto que o grau de hidrólise deste sal é de cerca de 5%, resultou-se em 10 mg/L e 8 mg/L de nitrogênio total na solução por sua contribuição.

A maior parcela de nitrogênio total foi obtida por um solução líquida de fígado bovino previamente cozido em água, posteriormente triturado em liquidificador e passado em peneira convencional de cozinha. No fígado bovino há presença de ácido úrico, substância nitrogenada não proteica, em cerca de 2,3g/kg de fígado bovino cru. Sendo então transformada no processo de amonificação pela presença da enzima uréase (SEU β , 1990).

O bicarbonato de sódio foi adicionado para tamponamento numa relação de 3,5 mg de NaHCO₃ /mg de NH₄Cl, valor referente ao balanço de consumo e produção de alcalinidade.

O esgoto sintético foi preparado em baldes plásticos utilizando-se água do sistema de abastecimento à temperatura ambiente. A fonte de proteína utilizada foi a própria solução líquida de fígado bovino, com demanda química de 20.000 mg/L. Considerando DQO de 400 mg/L, a Tabela 3 apresenta as concentrações dos compostos orgânicos adicionados.

Tabela 3- Composição orgânica do esgoto sintético.

Composto	% DQO	Fonte	DQO de 400 mg/L
Proteínas	50	Fígado Cozido, 50%	3 mL/L
Carboidratos	40	Sacarose, 40% Amido Comercial, 60%	73 mg/L 96,6 mg/L
Lipídeos	10	Óleo de soja, 10%.	0,04 mL/L (Emulsionado com 3 gotas de detergente/L de solução)

Fonte: Adaptado de TORRES (1992)

4.2. Inoculação e Partida dos Reatores

O objetivo desta fase foi permitir o desenvolvimento da biomassa nitrificante autotrófica e a biomassa desnitrificante heterotrófica, optando-se assim por realizar uma mistura de lodo anaeróbio e aeróbio (1:1).

Os lodos foram obtidos de duas estações de tratamento de esgoto de condomínios residenciais da cidade de Maceió. Lodo de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) e aeróbio de um sistema de lodos ativados. Após a coleta realizou-se a caracterização dos mesmos e da mistura (Tabela 4).

Tabela 4- Caracterização do inóculo.

Parâmetro	Lodo aeróbio	Lodo anaeróbio	Mistura
Sólidos Totais (ST)	3240 mg/L	14580 mg/L	5660 mg/L
<i>Sólidos Totais Voláteis (STV)</i>	2528 mg/L	10750 mg/L	4280 mg/L
<i>Sólidos Totais Fixos (STF)</i>	712 mg/L	3830 mg/L	1380 mg/L
Sólidos Suspensos Totais (SST)	2990 mg/L	7600 mg/L	3733 mg/L
<i>Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)</i>	2040 mg/L	5067 mg/L	2980 mg/L
<i>Sólidos Suspensos Fixos (SSF)</i>	950 mg/L	2533 mg/L	753 mg/L
Potencial Hidrogeniônico (pH)	7,13	6,94	7,20
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	1730 mg/L	5371 mg/L	3453 mg/L
N-amoniaco	67mg/L	149 mg/L	112 mg/L

Fonte: AUTORA (2019).

O pH pode ser considerado um bom indicador do estado de decomposição da matéria orgânica. Devido ao aumento do pH, a atividade microbiana é favorecida aumentando assim a mineralização da matéria orgânica. A partir dos resultados obtidos foi possível constatar que o pH esteve próximo aos reportados em literatura, sendo o

aeróbio maior e a mistura entre o intervalo de 7 a 8 indicado para o processo de NDS. (CASSINI *et al.*, 2003; VON SPERLING, 2005)

Os sólidos totais, sólidos voláteis e sólidos fixos (teor de cinzas) podem ser parâmetros utilizados para monitorar o grau de estabilização da matéria orgânica e estiveram condizentes com as grandezas observadas na literatura para ambos processos de digestão.

Dessa forma o lodo aeróbio possui uma porcentagem de sólidos voláteis entre 60 a 80% em relação a sólidos totais, enquanto o lodo anaeróbio de 30 a 60% ST. Para ser utilizado como inóculo é recomendado uma proporção de 60 a 80% (ABREU, 2003). A caracterização realizada obteve 78% e 36 %, respectivamente, para os lodos aeróbios e anaeróbio. A mistura obtida dos lodos e utilizada na inoculação apresentou 76% indicando que esse lodo pode ser utilizado.

Os valores de DQO, tanto as amostras do lodo aeróbio como anaeróbio, apresentaram valores altos, como era de se esperar, porém superiores aos vistos em literatura (ABREU, 2003). Já a concentração de amônia está dentro da faixa de 36 a 278 mg/L N-NH₃ encontrada em alguns trabalhos e com valores abaixo de ser considerada tóxica (CASSINI *et al.*, 2003).

A caracterização físico-química do lodo apresentou valores dentro ou próximos das faixas reportadas por outros autores, significando que a mistura de lodo pode ser utilizada como inóculo.

Os reatores (R1, R2, R3 e R4) foram inoculados no mesmo dia, com cerca de 2 litros de lodo misto e cerca de 2 litros de espuma (equivalentes a 14 gramas) e mantidos em repouso por cerca de 10 dias, quando a partir daí foram alimentados. A Figura 7 apresenta a foto da inoculação desses reatores.

Figura 7- Reatores inoculados



Fonte: AUTORA (2019).

Ademais, o sistema não exigiu período de adaptação mais longo devido à escolha de misturar lodo aeróbio com característica nitrificante ao lodo anaeróbio, com elevada diversidade microbiana. Os equipamentos foram testados e instalados para que funcionassem conforme o esperado. A Figura 8 apresenta esse processo de instalação dos reatores.

Figura 8- Instalação de equipamentos.



Fonte: AUTORA (2019).

A partir de então os reatores foram alimentados e deu-se início a operação, a Tabela 5 apresenta um cronograma de operação.

Tabela 5- Cronograma de operação

Atividade	Período	Ciclos
Montagem dos equipamentos; Inoculação e Alimentação dos reatores	22/10/2018 a 22/11/2018	25
Ajuste de equipamentos e parâmetros	26/11/2018 a 28/12/2018	47
Operação e Análise de parâmetros	02/01/2019 a 06/02/2019	35

Fonte: AUTORA (2019).

O esquema experimental foi montado no mesmo nível para evitar a entrada e saída do esgoto por gravidade, já que as bombas utilizadas eram submersas. As mangueiras de enchimento e esvaziamento eram frequentemente limpas, assim como as próprias bombas, e os recipientes afluentes e efluentes. Uma tela foi colocada na abertura do reator para evitar a proliferação de insetos. Promovia-se a mistura do lodo cerca de uma vez por semana, assim como seu descarte, para que a altura de 2L fosse mantida. Esse descarte se dava pela torneira do fundo. Um orifício foi feito próximo da abertura superior do reator funcionando como “ladrão” e evitando transbordamentos. A Figura 9 apresenta a foto do esquema em operação.

Figura 9- Reatores em operação fase de aeração



Fonte: AUTORA (2019)

4.3. Monitoramento do Sistema

4.3.1. Amostragem e Análises

A amostragem foi realizada com volume necessário para prática das análises, sendo manuseadas e conservadas de acordo com as metodologias propostas para cada parâmetro, como as descritas na Tabela 6.

Tabela 6- Análises físico-químicas realizadas

Análise	Metodologia	Amostra	Frequência
Alcalinidade	Titulométrico (APHA,2005)	Afluentes Efluentes	2 ciclos/semana
Oxigênio Dissolvido	Eletrométrico	Reator	2 vezes/semana
pH	Potenciométrico	Afluentes Efluentes	2 ciclos /semana
Série de Sólidos	Gravimétrico (SILVA; OLIVEIRA,2001)	Reator	1 vez/teste
Temperatura	Eletrométrico	Reator	2 vezes/semana
DQO	Espectrofotométrico (APHA,2005)	Afluentes Efluentes	2 ciclos/semana
NTK	Titulométrico (APHA,2005)	Afluentes Efluentes	2 ciclos/semana
Nitrogênio Amoniacal	Titulométrico (MACKERETH; HERON;TALLING,1978)	Afluentes Efluentes	2 ciclos/semana
Nitrito	Espectrofotométrico (MACKERETH; HERON;TALLING,1978)	Afluentes Efluentes	2 ciclos/semana
Nitrato	Espectrofotométrico (MACKERETH; HERON;TALLING,1978)	Afluentes Efluentes	2 ciclos/semana

Fonte: AUTORA (2019).

4.3.2. Eficiência de Remoção de Matéria Carbonácea

A eficiência de remoção de matéria carbonácea do sistema foi medida através da remoção de DQO pela diferença entre DQO afluyente e efluente (equação 1):

$$\%EFIC_{DQO} = \frac{100*(DQO_{afluente} - DQO_{efluente})}{DQO_{afluente}} \quad \text{eq. 1}$$

4.3.3. Eficiência de Remoção de Nitrogênio

Em processos biológicos com remoção de nitrogênio, apesar dos fenômenos de nitrificação e desnitrificação serem considerados preponderantes, uma pequena proporção de nitrogênio amoniacal é assimilada pela biomassa heterotrófica durante o tratamento (GRAY, 1992).

É comum encontrar autores que consideram em torno de 7 a 20% como a relação de nitrogênio assimilado da concentração afluyente de nitrogênio (CHUI *et al.*, 2001; VON SPERLING, 2005). Algumas metodologias utilizam coeficientes de crescimento para bactérias aeróbias e anaeróbias em seu balanço para melhor calcular essa parcela (JIMENEZ *et al.*, 1987; FOCO *et al.*, 2015). Adaptando essas metodologias para nitrificação e desnitrificação simultâneas em reatores em bateladas, obtive-se a equação 2:

$$NTK_{assimilado} = [NTK_{afluente} - (Y_A * Y_H * DQO_{removido})] * f \quad \text{eq. 2}$$

Considerando os coeficientes de rendimento celular Y_A e Y_H , para bactérias autotróficas e heterotróficas, de 0,1 e 0,45 mg SSV/mg de DQO removida, respectivamente (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999); e f como fator de conversão de SSV para Nitrogênio, igual a 0,108 mg N/mg SSV (METCALF; EDDY, 2003).

Retirando a parcela do NTK assimilado pode-se obter as eficiências de amonificação, nitrificação e desnitrificação pelas equações 3, 4 e 5 apresentadas abaixo:

$$\%EFIC_{Amonif} = \frac{(NT_{afluente} - N_{orgânico\ efluente})}{NT_{afluente}} * 100 \quad \text{eq. 3}$$

$$\%EFIC_{Nitrif} = \frac{(NT_{afluente} - N_{orgânico\ efluente}) - N_{amoniacal\ efluente}}{(NT_{afluente} - N_{orgânico\ efluente})} * 100 \quad \text{eq. 4}$$

$$\%EFIC_{desnitrif} = \frac{[(NT_{afluente} - N_{orgânico\ efluente}) - N_{amoniacal\ efluente}] - (Nitrito_{efluente} + Nitrato_{efluente})}{(NT_{afluente} - N_{orgânico\ efluente}) - N_{amoniacal\ efluente}} * 100$$

Já a eficiência de remoção de nitrogênio total do sistema foi determinada pela diferença entre o NT afluyente e efluente, pela equação 6, determinado a partir da soma da quantificação das diferentes formas de nitrogênio: o nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) e decrescido dos valores de NTK assimilado.

$$\%EFIC_{NT} = \frac{100 * (NT_{afluente} - NT_{efluente})}{NT_{afluente}} \quad \text{eq. 6}$$

4.3.4. Avaliação da Biomassa suspensa e aderida dos Reatores

A biomassa suspensa foi caracterizada em termos de sólidos totais e suspensos (fixos e voláteis) pelo método gravimétrico (SILVA; OLIVEIRA,2001). Já a biomassa aderida foi avaliada pelas análises de sólidos totais, fixos e voláteis, adaptando a metodologia de Silva e Oliveira (2001) onde se considerou os pesos iniciais da espuma e a quantidade da mesma em cada reator.

Biomassa aderida e suspensa foram avaliadas ao final da operação dos reatores. Esses valores de biomassa (suspensa e aderidas) foram comparados entre os reatores como também em relação as características aeróbias, anaeróbias e a digestão do lodo.

4.3.5. Análise Estatística

Os dados das análises foram processados através de planilhas eletrônicas e *software* específicos. Primeiramente foram apresentados resultados da caracterização do lodo e da fase de inóculo e depois os dados das Etapas I e II por meio da estatística descritiva (média, desvio padrão, mediana) em gráficos e tabelas.

O teste de variância pela tabela ANOVA no *excel* para dois fatores com repetição foi utilizado para comprovação de variância entre os Testes I e II e a não variância entre as duplicatas (R1 com R2; R3 com R4).

Regressões lineares e múltiplas foram utilizadas para compreender a correlação entre as eficiências de remoção (carbono e nitrogênio) e os fatores intervenientes no processo NDS monitorados nesse trabalho, como as concentrações de carbono, nitrogênio, relação C/N, pH e alcalinidade.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1. Monitoramento do Sistema

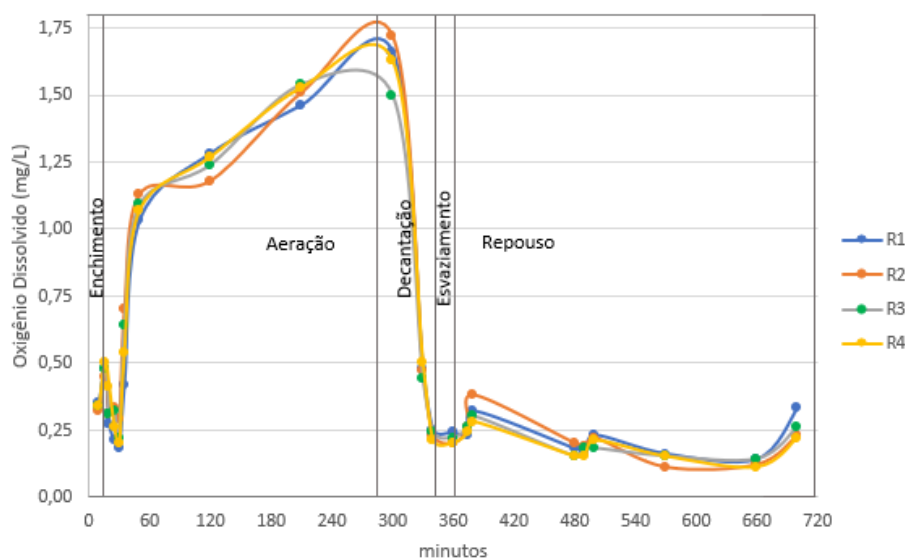
5.1.1. Temperatura

Os valores da temperatura do líquido dentro dos quatro reatores (R1, R2, R3 e R4) estiveram entre $29,5 \pm 1,8$ °C em todo período de operação. Esses valores estiveram dentro da faixa ótima para bactérias nitrificantes, entre 28 a 35 °C, e abaixo do máximo para bactérias desnitrificantes, de 40°C (NOCKO, 2008).

5.1.2. Oxigênio Dissolvido

O oxigênio dissolvido no interior dos reatores foi medido em diferentes horários e ciclos para conhecer seu perfil temporal. Apesar de serem diferentes momentos, as medições eram feitas em todos os reatores. Esse perfil pode ser visto na Figura 10.

Figura 10- Variação da concentração de OD ao longo do ciclo.



Fonte: AUTORA (2019).

Observa-se que os valores de OD mantiveram-se aproximados em todos os reatores, mostrando semelhança nas condições de aeração aplicada. Tem-se primeiramente na fase de enchimento dos reatores valores próximos a 0,35 mg/L. Logo no início do período de aeração observa-se um crescimento das concentrações, seguida por um decréscimo, esse comportamento explica um processo de ajuste, visto que o

afluente se apresenta com valores altos de OD. E então, nos 35 minutos de ciclo (cerca de 20 minutos após aeração) os valores de OD começam a subir gradativamente.

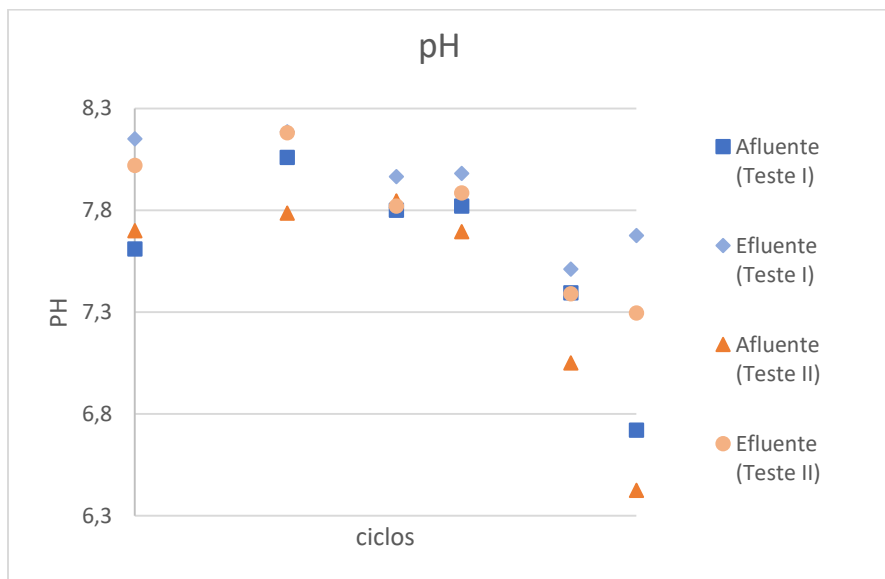
Os valores de OD ultrapassam os 1 mg/L aos 50 minutos de ciclo, seguindo até os 320 min, quando a aeração já foi finalizada e tem-se o processo de decantação. Neste momento os valores de oxigênio decrescem até o fim do esvaziamento. No início do repouso há uma pequena variação, comportamento observado também no período de enchimento, e logo depois as concentrações decrescem a tal ponto que podem ser consideradas constantes em 0,20 mg/L. É então a cerca desses valores que se inicia um novo ciclo.

Os valores observados estiveram entre a faixa observada em pesquisas de NDS de 0,35 a 1,5 mg/L (ANTILEO *et al.*, 2013; BERNAT *et al.*, 2011; CHIU *et al.*, 2007; COMA *et al.*, 2012; JIA *et al.*, 2013). A média observada durante o ciclo de operação (0 a 360 minutos) foi de 0,66 e 0,67 mg/L, respectivamente, nos testes I (R1 e R2) e II (R3 e R4).

5.1.3. pH

O esgoto sintético ao ser preparado e sem adição do bicarbonato apresentou pH ácido nas proximidades de 4, o que é facilmente explicado pela elevada concentração de ácidos voláteis no extrato de fígado assim como o cloreto de amônio, que ao sofrer dissociação resulta em íons H^+ livres. Mesmo assim, o sistema de tratamento apresentou um bom tamponamento com a adição de bicarbonato e não ocorreu risco de acidificação provocando redução do pH. Os valores de pH afluente e o efluente são apresentados na Figura 11.

Figura 11- Valores de pH afluente e efluente nos testes I e II.



Fonte: AUTORA (2019).

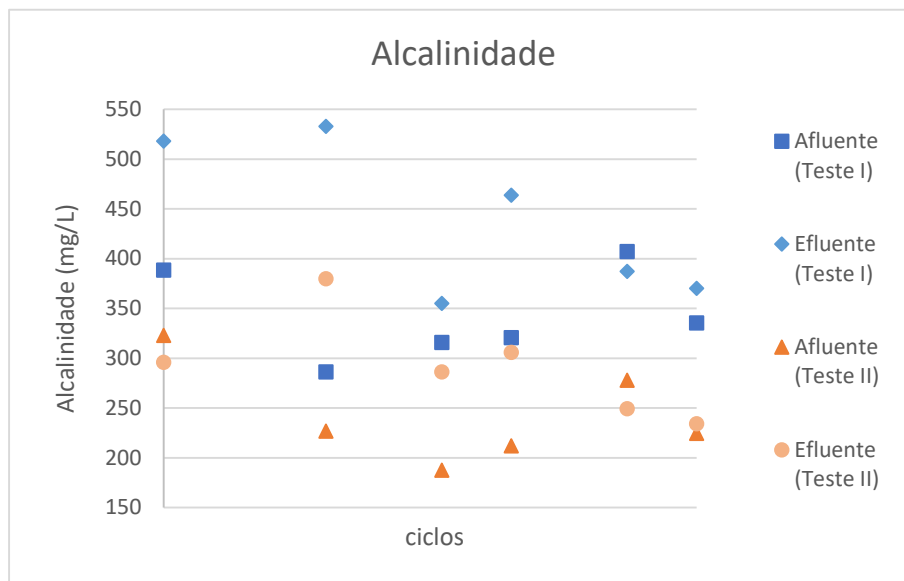
Os valores de pH do afluente do teste I foram maiores que o do teste II, justificável pela adição diferenciada de bicarbonato. Observou-se que no ciclo 30, houve uma redução de pH afluente, provavelmente, por uma mudança do bicarbonato de sódio utilizado. Em relação aos valores de pH efluente nota-se que, na maioria dos ciclos, são maiores que nos afluentes. E que o Teste I teve menor variação e maiores valores de pH que o Teste II, tanto afluente como efluente.

Como a faixa ótima para desnitrificação está entre 6,5 e 8,0 (SURAMPALLI *et al.*, 1997; ZOPPAS; BERNARDES; MENEGUZZI, 2016) e das bactérias nitrificantes entre 7 a 9 (COLLIVER; STEPHENSON, 2000; ZHENG *et al.*, 2013), considerou-se 7 a 8 um intervalo comum ideal para o processo NDS, e que de certa forma foi atendido durante o experimento.

5.1.4. Alcalinidade Total

A alcalinidade total do esgoto sintético calculada antes da adição do bicarbonato estava em torno de 20 mg/L. A Figura 12 apresenta alcalinidade afluente e efluente para os Testes I e II.

Figura 12- Alcalinidade afluente e efluente nos Testes I e II.



Fonte: AUTORA (2019).

A alcalinidade afluente no Teste I esteve entre 286 e 407 mg/L enquanto no Teste II foi de 187 a 323 mg/L. Já os valores efluentes foram de 355 e 533 mg/L para o Teste I e de 244 e 380 mg/L para o Teste II.

Observa-se que os valores de alcalinidade efluente foram sempre maiores que o afluente, exceto no penúltimo ciclo. As diferenças entre os valores afluentes dos Testes I e II dos afluentes são facilmente explicadas por diferenças na adição do bicarbonato, já as diferenças nos valores efluentes dizem respeito também a eficiência do processo de remoção de nitrogênio.

Além da observação na manutenção do pH, todos os valores afluentes para alcalinidade estiveram maiores que os 120 mg/L descritos em esgoto bruto e os 200 mg/L recomendados para esgoto sintético (TORRES,1992). E a produção de alcalinidade observada nos valores efluentes são esperadas como resultados do processo de NDS, especificamente de desnitrificação (BERNAT *et al.*, 2011).

5.2. Remoção de Carbono

Como o esgoto sintético era preparado a cada cinco ciclos completos e de forma separada por reator, estando sujeito a erros e variações no valor de DQO, que estiveram menores que os 400 mg/L desejáveis. Além desse fator, a análise era realizada com o sobrenadante, visto que quando se emprega efluente sintético deve-se avaliar a eficiência de remoção da matéria orgânica solúvel, já que se tem produção de elevada quantidade de polímeros extracelulares (EPS) (KERMANI *et al.*, 2008).

Os valores de DQO afluente e DQO efluente dos Testes I e II são apresentados na Figura 13.

Figura 13- DQO afluente e efluente nos Testes I e II.

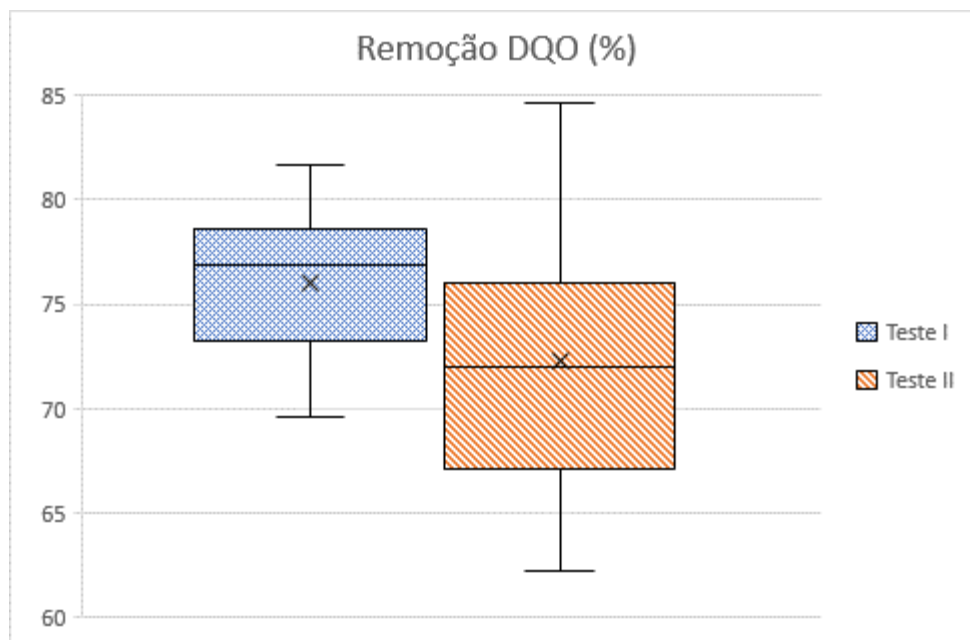


Fonte: AUTORA (2019).

Os valores de DQO afluente variaram em torno de 256 mg/L e 366 mg/L, com o Teste I maior na maioria dos ciclos. Já os efluentes variaram entre 42 e 69,6 mg/L, observando o comportamento semelhantes entres os testes, mas com o Teste I alcançando maiores remoções e constância.

Para melhor compreender os valores de remoção construiu-se um diagrama de caixa apresentado na Figura 14.

Figura 14- Diagrama de caixa da eficiência de remoção de DQO para os Testes I e II.



Fonte: AUTORA (2019).

No diagrama percebe-se claramente a pequena variação na eficiência do Teste I (69 a 81%), comparado aos do Teste II (62 a 84%). O Teste I também obteve os maiores valores de eficiência.

Os valores médios de eficiência de remoção de DQO por reator estiveram abaixo aos reportados na literatura para processos de nitrificação e desnitrificação simultâneas, como os 82% médios em reator de batelada sequenciais de grânulos aeróbios com ciclos de 4 horas e que utilizou esgoto doméstico com concentração de DQO afluente variando entre 191 e 602 mg/L (WAGNER; COSTA, 2015). Ou os 93,1% de remoção obtidos em um RBS tratando esgoto sintético de concentrações médias em torno de 350 mg/L, com glicose e acetato de sódio como fonte de carboidratos, aplicados a ciclo de 6h (JIA et al., 2013) ou ainda os 95% obtidos em RBBS com sistema de controle de aeração, ciclo de 7h e esgoto sintético a base de glicose e leite com DQO afluente médio de 502,44 mg/l (DING *et al.*, 2011).

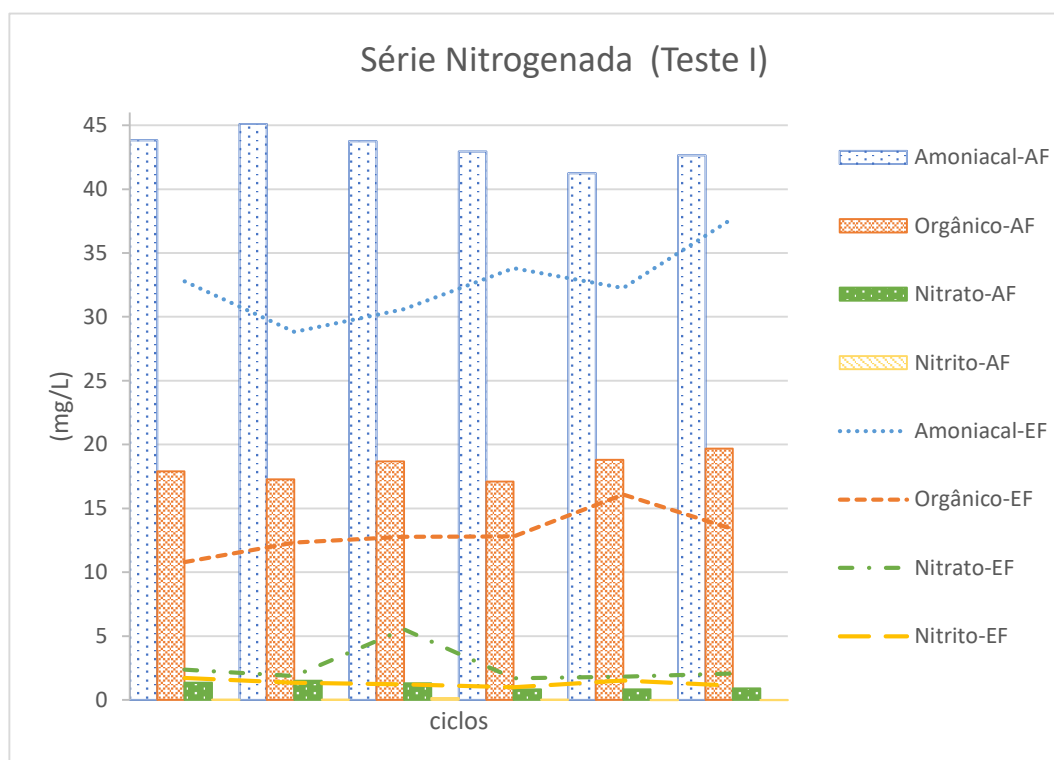
Uma fato observado neste trabalho foi que quanto maior a concentração de DQO afluente, menor se deu a remoção da mesma. Esse fato também foi observado em um

trabalho anterior, que reduziu de 95% para 86,6% sua eficiência de remoção de DQO com o aumento afluente dessas concentrações (BERNART *et al.*, 2011).

5.3. Remoção de Nitrogênio

A remoção de NT foi calculada levando em consideração as análises de NTK, N-amoniacal, nitrito e nitrato, realizadas nos afluentes e efluentes amostrados no mesmo ciclo. A Figura 15 apresenta a série nitrogenada para o Teste I (valores afluente e efluente).

Figura 15- Série nitrogenada Teste I

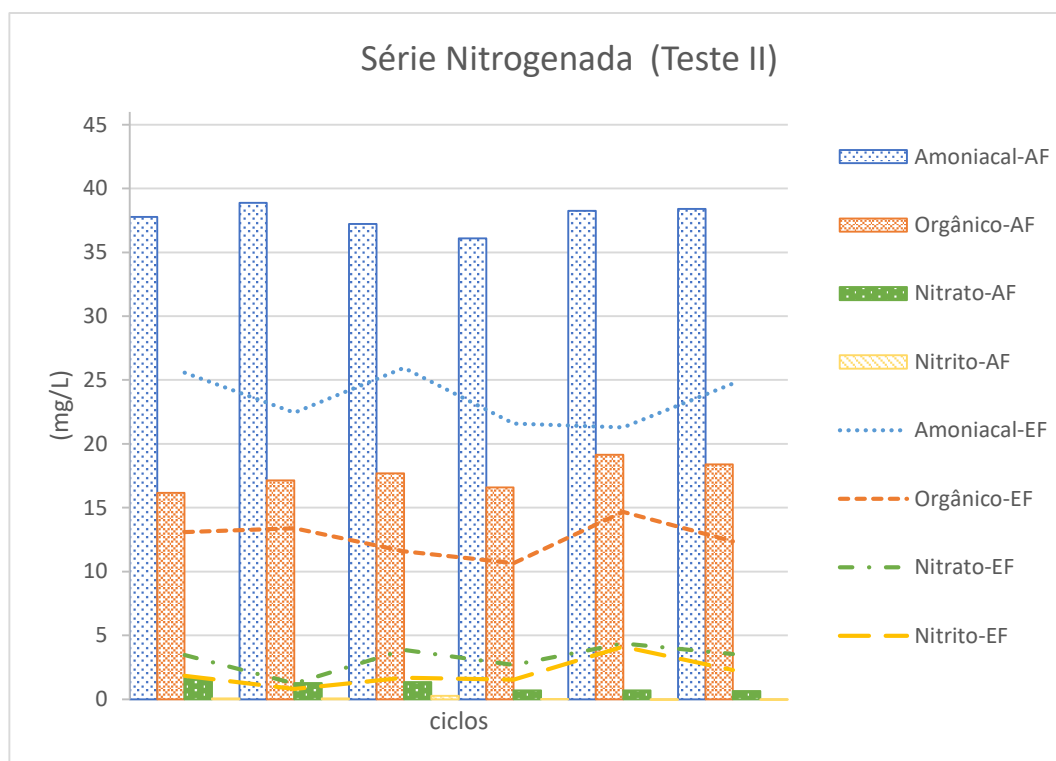


Fonte: AUTORA (2019)

Na Figura 16 tem-se valores afluente de nitrogênio amoniacal de 41 a 45 mg/L, nitrogênio orgânico de 17 a 19,7 mg/L, nitrato 1 a 1,34 mg/L, nitrito 0 a 0,14 mg/L. Já os valores efluentes estiveram entre 28,8 e 37,7 mg/L para nitrogênio amoniacal, 10,8 e 16 mg/L para nitrogênio orgânico, 1 e 5,5 mg/L para nitrato, 1 e 1,72 mg/L para nitrito.

Pelos valores de nitrogênio amoniacal é possível observar um aumento dos valores efluentes ao longo dos ciclos. Os valores efluentes de nitrogênio orgânico oscilaram ao longo dos ciclos e as produções de nitrito e nitrato mantiveram-se quase constante com pico de 5,54 mg/L de nitrato. A Figura 16 apresenta a série nitrogenada para o Teste II (valores afluente e efluente).

Figura 16- Série Nitrogenada para o Teste II



Fonte: AUTORA (2019)

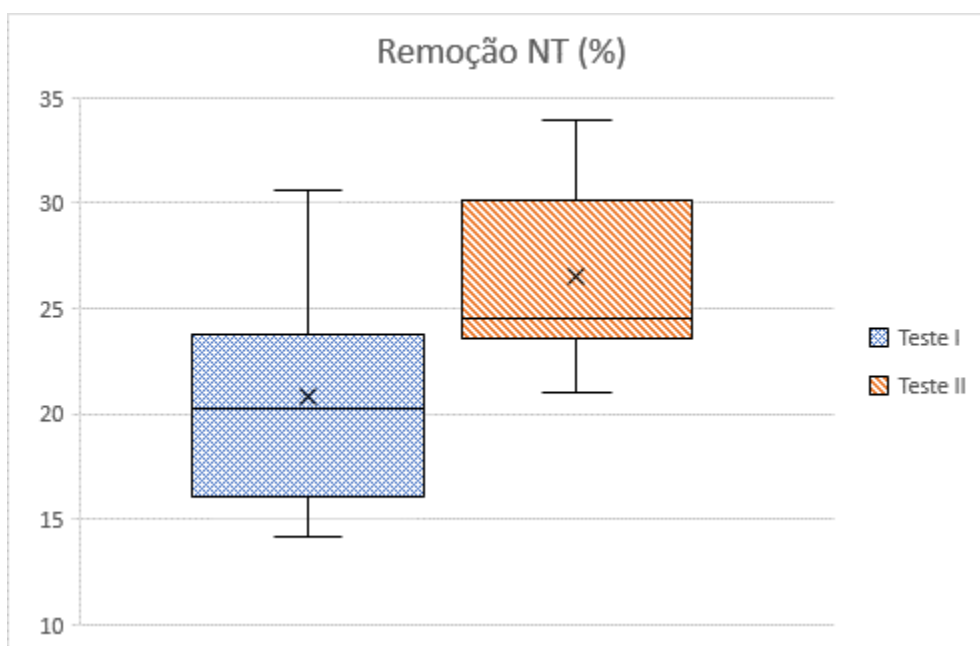
Na Figura 17 tem-se valores afluente de nitrogênio amoniacal de 36 a 38,9 mg/L, nitrogênio orgânico de 16,15 a 19,15 mg/L, nitrato 0,64 a 1,22 mg/L, nitrito 0 a 0,26 mg/L. Já os valores efluentes estiveram entre 21,3 e 26 mg/L para nitrogênio amoniacal, 10,65 e 14,7 mg/L para nitrogênio orgânico, 1,22 e 4,11 mg/L para nitrato, 0,8 e 4,11 mg/L para nitrito.

Os valores de nitrogênio amoniacal efluente mantiveram-se quase constantes ao longo dos ciclos, essa oscilação é vista na também em nitrogênio orgânico. Já as produções de nitrito e nitrato apresentam seus máximos no mesmo dia.

Observa-se que em ambos os testes o nitrogênio amoniacal e orgânico efluentes eram menores que os afluentes, contrário do que ocorreu com os parâmetros nitrato e nitrito, que apareceram em maiores valores no efluente. Isso mostra que ocorreu processo de nitrificação em todos os reatores ao longo dos ciclos.

Com o balanço de nitrogênio realizado para cada etapa conseguiu-se estimar tanto a eficiência de remoção de nitrogênio total como os processos de nitrificação e desnitrificação, em separado, baseada nas equações 2, 3, 4 e 5 já apresentadas nesse trabalho. A porcentagem de NTK utilizada para assimilação foi de 9,4%. Construiu-se um diagrama de caixa (Figura 17) com a representação das remoções de NT nos reatores.

Figura 17- Diagrama de caixa para remoção de NT nas etapas I e II.



Fonte: AUTORA (2019)

Em relação a variância dos valores de remoção de NT ambos os testes tiveram comportamento parecido, o Teste II variou entre 21 e 34% e o Teste I de 14 a 30%. No Teste II observou-se as maiores remoções, onde mais da metade dos dados estiveram acima de 24%. Desta forma, a remoção de NT foi maior no Teste II, o qual apresentava valores menores de alcalinidade e NT afluentes. As etapas de amonificação, nitrificação e desnitrificação foram calculadas separadamente (Tabela 7) para um melhor entendimento dos processos.

Tabela 7- Eficiências médias de amonificação, nitrificação, desnitrificação e de remoção total

Teste	Amonificação	Nitrificação	Desnitrificação	Remoção Total
I	48%	5%	7%	21%
II	58%	27%	39%	26%

Fonte: AUTORA (2019)

Nota-se que o processo de amonificação foi o mais eficiente em todos os testes, a nitrificação variou bastante, com destaque negativo para o Teste I com 5%. A desnitrificação também se mostrou diferente entre os testes, porém ainda maiores que a eficiência de nitrificação.

Comparando com a média de remoção total, percebe-se que essa é mascarada pelos valores de amonificação, sendo assim de suma importância a análise dos processos de forma separada. E com isso percebe-se que o Teste II obteve as maiores remoções e que o Teste I teve os seus processos de nitrificação e desnitrificação limitados.

A efetividade do processo de remoção de nitrogênio depende principalmente do processo de nitrificação, pois sem a presença de nitrato no meio líquido não é possível a realização do processo de desnitrificação, porém como as condições ambientais ideais são diferentes para os dois processos não se pode afirmar forte correlação entre suas eficiências. De forma geral, os valores de remoção de NT estiveram abaixo dos reportados na literatura para SND em condições semelhantes de operação.

Como a produção e consumo de alcalinidade apresenta uma correlação com o processo de remoção de NT estimou-se a alcalinidade efluente considerando a possível remoção de nitrogênio via assimilação celular, amonificação, nitrificação e desnitrificação, apresentadas na Tabela 8.

Tabela 8- Alcalinidade afluente e efluente (real e estimada) nos testes.

Testes	Alcalinidade real afluente (mg/L)	Alcalinidade real efluente (mg/L)	Alcalinidade estimada efluente (mg/L)
I	342,36 ± 45,56	437,98 ± 72,97	429,28 ± 43,28
II	242,03 ± 45,81	291,99 ± 55,31	303,23 ± 45,02

Fonte: AUTORA (2019)

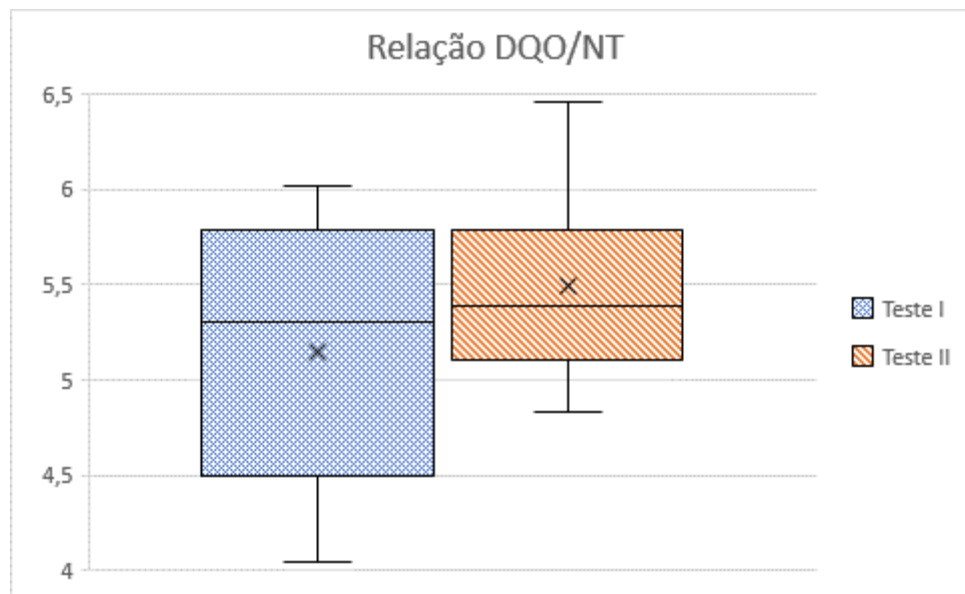
Os valores da alcalinidade efluente estimada estiveram próximos aos reais e com desvio padrão mais baixo, uma prova que os valores observados de remoção de NT estão válidos.

Outra comprovação é de que a alcalinidade não deve ter sido fator limitante para a nitrificação incompleta, observados só pelo valor de alcalinidade média afluente no Teste II, de 242,03 mg/L, pelo nitrogênio médio disponível após amonificação 29,8 mg/L e pelos 213 mg /L de alcalinidade necessários.

No Teste I, para amonificação de 27,3 mg/L de nitrogênio seriam necessários 194,7 mg/L de alcalinidade total, bem abaixo dos 437,98 mg/L efluente. Essa alcalinidade em excesso pode ter sido um fator limitante no processo NDS no Teste I. De qualquer forma a adição aumentada do bicarbonato nesse teste não se mostrou vantajoso.

Outro parâmetro avaliado foi a relação C/N, a partir dos valores reais obtidos de DQO e NT. A análise de distribuição da relação para ambos os testes pode ser observada no diagrama de caixa abaixo, Figura 18.

Figura 18- Diagrama de Caixa da Relação DQO/NT nos testes I e II.



Fonte: AUTORA (2019)

Os valores DQO/NT estiveram entre 4 e 6,4, com maior variação no Teste I, onde também foram alcançados os menores valores. O Teste I teve metade de seus dados abaixo de 5,3 enquanto o Teste II teve metade de seus dados acima de 5,4. Ambos os testes tiveram comportamento parecidos e pela análise de variância realizada não são consideradas duas condições distintas a ponto de serem comparadas. Então consideramos a média dos testes ($5,3 \pm 0,5$) como o valor da relação C/N trabalhado nessa pesquisa.

Esses valores de remoção estiveram abaixo dos esperados para os processos de NDS com baixa relação C/N. Alguns trabalhos com diferentes relações obtiveram maiores faixas para remoção de NT.

Andrade do Canto *et al.* (2008) obtiveram cerca de 80% de remoção de NT em um RBBS tratando esgoto sintético com relação C/N igual a 2. Ding (2011) operando um RBBS com ciclo de 7h e com esgoto sintético testou diversas relações e obteve 80% de remoção de NT para uma relação de 3,8 e 79% para uma relação de 6,8.

Zou *et al.* (2012) operaram quatro reatores de biofiltros de lodo-cerâmica com relação C/N diferentes (4; 5,7; 8 e 10) mostraram que as eficiências de remoção nitrogênio total aumentam junto com a relação C/N. A menor remoção de NT foi 43,9% na relação de 4 e o máximo foi 51% na relação de 10. Testando diferentes tamanhos de espuma de

polietileno e diferentes volumes de preenchimento em um RBBS, Lim *et al* (2011) obtiveram 84% de remoção de NT em um com relação C/N de aproximadamente 4,17. Com baixa concentração de OD em um RBS de ciclos de 6h e com relação C/N de 7, Jia *et al.* (2013) obtiveram 92,5% de remoção de NT.

Considerando todos os parâmetros monitorados e aqui apresentados, após uma primeira análise estatística, realizou-se a regressão múltipla para as eficiências de remoção de DQO e de NT. A Tabela 9 apresenta as equações obtidas, com os respectivos coeficientes e variáveis significativas.

Tabela 9- Equações de eficiência de remoção de DQO e NT

Eficiência de Remoção (%)	Equação	Intervalo de aplicação e R^2
DQO	$= 108,2 - 6,4 * \left(\frac{DQO}{NT}\right)_{afluente}$	$\left(\frac{DQO}{NT}\right)_{afluente}$ entre 4 e 6 $R^2 = 0,44$
NT	$= 65,3 - 0,05 * Alcalinidade_{afluente} - 0,08 * DQO_{afluente}$	$Alcalinidade_{afluente}$ entre 200 e 500 mg/L $DQO_{afluente}$ entre 300 e 490 mg/L $R^2 = 0,65$

Fonte: AUTORA (2019)

Pela equação concluímos que a remoção de DQO está diretamente ligada a relação DQO/NT afluente, de forma inversamente proporcional. Enquanto para a eficiência de remoção de NT a alcalinidade afluente e DQO afluente se mostraram relevantes, quanto maiores esses valores, menor foi a remoção. A influência de outros parâmetros também foi testada, inclusive a remoção de DQO sob a remoção de NT e vice e versa, porém esses foram os melhores resultados obtidos. Os parâmetros de temperatura e oxigênio dissolvidos não puderam ser testados, visto que não foram medidos nos mesmo ciclos que os outros parâmetros.

5.4. Biomassa Suspensa e Aderida dos Reatores

A série de sólidos foi realizada para o lodo de todos os reatores ao final da operação dos mesmos e apresentadas de forma separada, na Tabela 10, sem considerar a divisão de Testes, visto que as características da biomassa são muito particulares e variáveis, não sendo possível considerar os reatores como duplicatas.

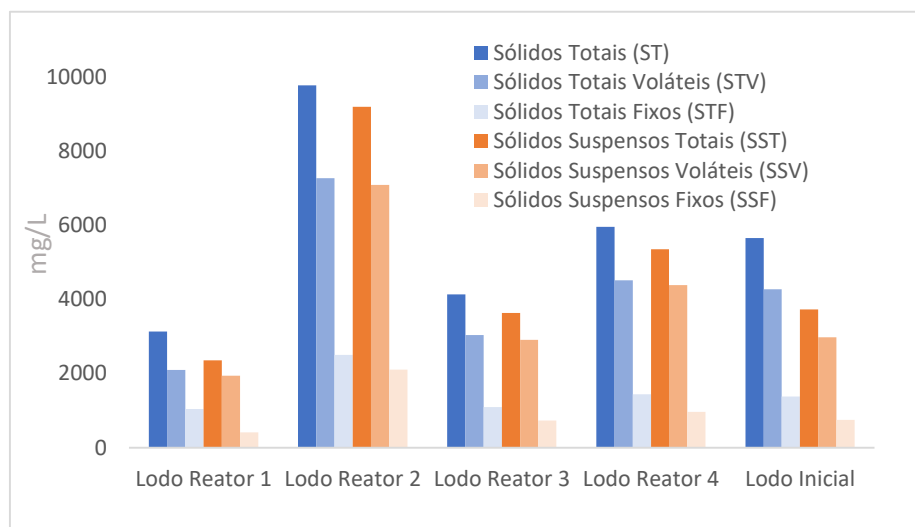
Tabela 10- Série de sólidos dos lodos dos reatores.

Parâmetro	Lodo Reator 1 (mg/L)	Lodo Reator 2 (mg/L)	Lodo Reator 3 (mg/L)	Lodo Reator 4 (mg/L)
Sólidos Totais (ST)	3138	9784	4138	5964
<i>Sólidos Totais Voláteis (STV)</i>	2098	7276	3040	4522
<i>Sólidos Totais Fixos (STF)</i>	1040	2508	1098	1442
Sólidos Suspensos Totais (SST)	2360	9204	3638	5356
<i>Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)</i>	1946	7096	2908	4386
<i>Sólidos Suspensos Fixos (SSF)</i>	414	2108	730	970

Fonte: AUTORA (2019)

Observa-se que o reator 2 apresenta valores bem acima dos outros para todos os parâmetros, mas que ainda assim se assemelham a de lodo aeróbio. A relação STV/ST foi de 0,67; 0,74; 0,73 e 0,76 para os reatores 1,2,3 e 4, respectivamente, e estiveram de acordo com o com o intervalo encontrado em literatura entre 0,6 e 0,8 para lodo aeróbio, A mistura inicial de lodo tinha uma relação de 0,76. A Figura 19 apresenta os valores de sólidos em comparação com a mistura inicial.

Figura 19- Comparação entre a série de sólidos de cada reator e do lodo inicial.

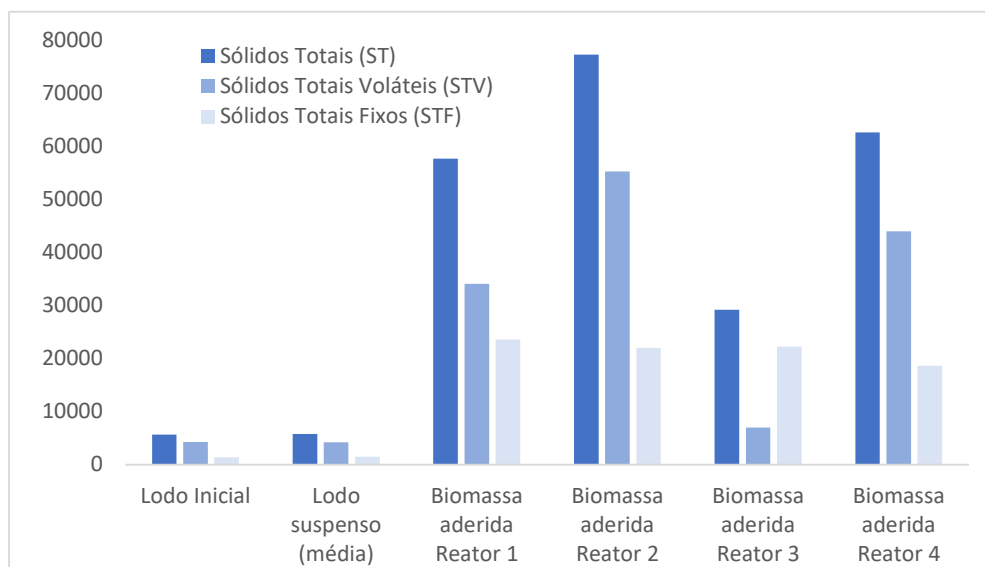


Fonte: AUTORA (2019)

Os reatores 2 e 4 tiveram seus valores de sólidos maiores que o do lodo inicial enquanto nos reatores 1 e 3 tiveram valores menores. Coincidentemente, esses dois últimos obtiveram os maiores valores de remoção de DQO e NT. Esse fato pode ser explicado por uma redução na energia direcionada ao crescimento celular.

A Figura 20 apresenta os valores de sólidos totais, fixos e voláteis encontrados na biomassa aderida por reator.

Figura 20- Série de sólidos realizada para biomassa aderida



Fonte: AUTORA (2019)

Primeiramente nota-se um aumento de cerca de 10 vezes nos valores encontrados em relação a biomassa suspensa, mostrando a eficiência de adesão a espuma. As relações STV/ST foram de 0,59;0,72;0,24 e 0,70. Os reatores 1 e 3 mantiveram-se com as menores relações, sendo valores característicos de lodo anaeróbios. No reator 3 os valores de sólidos voláteis mostraram-se menores até que os fixos, indicando um processo de digestão anaeróbia.

6. CONCLUSÃO

A partir dos resultados obtidos na presente pesquisa, verificou-se a potencialidade da remoção concomitante de matéria carbonácea e nitrogenada em reatores com biofilme de bateladas sequenciais submetidos a baixas relações C/N ($5,3 \pm 0,5$), ciclos de 6h com regime de aeração contínua por 4,5 horas. A eficiência média de remoção de DQO manteve-se acima de 70%. Já a eficiência média máxima de remoção de NT foi de 26%.

As eficiências de nitrificação e desnitrificação obtidas foram baixas, porém mantiveram-se próximas umas das outras. O que indica que não houve limitação do processo NDS por indisponibilidade de doadores de elétrons. O processo de nitrificação e desnitrificação foi ainda menor no Teste I, demonstrando que a alcalinidade e NT afluentes influenciaram negativamente no processo de remoção (comprovado pela regressão múltipla).

O processo de nitrificação não foi satisfatório e isso deve-se as concentrações de oxigênio dissolvido e/ou tempo de aeração insuficientes. Um intervalo maior de concentrações de OD poderia obter uma remoção NT mais eficiente por NDS, já que o biofilme é espesso o suficiente para criar uma zona anóxica e não reduzir a taxa de desnitrificação. A espuma de poliuretano como meio suporte mostrou-se uma alternativa adequada para a imobilização da biomassa. Isto pode ser confirmado pela alta concentração de ST quando comparada a biomassa suspensa.

Pelo teste de variância observou-se que os reatores 1 e 2 e os reatores 3 e 4 tiveram comportamento similares, funcionando como duplicatas. O mesmo teste concluiu que muitos dos parâmetros (DQO, pH, temperatura, relação C/N) sofreram variação irrelevante, podendo assim ser considerados controlados para o favorecimento do processo SND.

Já a variação da alcalinidade e nitrogênio total afluentes não implicaram em variações nos outros parâmetros e nem sobre as remoções. A eficiência de remoção de DQO mostrou-se, pela regressão múltipla, relacionada com a relação C/N afluente, enquanto a eficiência de remoção de NT sofreu influência da DQO e da alcalinidade afluentes.

7. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Diante dos resultados obtidos nesse trabalho, as seguintes ações são sugeridas para o aprimoramento do processo NDS em reatores com biofilme de bateladas sequenciais:

Estudar a composição e o tratamento dos gases gerados no reator;

Estudar ciclos maiores e conseqüentemente maiores tempos de reação (aeração);

Aumentar a concentração de OD desde que buscando custos energéticos mais baixos;

Aplicação de sistemas de controle para garantia da aplicação da faixa de concentração de OD ideal para o processo;

Para a influência da relação C/N seria interessante o estudo com mais valores, assim como, para os parâmetros de alcalinidade e nitrogênio afluentes;

A utilização de esgoto sintético é válida, sugere-se a utilização de fontes proteicas mais simples;

Aplicação de uma fonte de nitrogênio diferente do cloreto de amônio;

Diferentes fontes de carbono também podem ser estudadas em relação a facilidade de biodegradabilidade;

Uma análise microscópica do lodo como também do meio suporte.

REFERÊNCIAS

ABREU, L. M. Aspectos microbiológicos de los procesos de nitrificación-denitrificación. *Taller y seminario latino-americano de tratamiento anaeróbico de águas residuales*. Montevideo, Uruguay, p. 55-63, 1994.

ABREU, T. A. *Hidrólise Química Visando a Solubilização da Matéria Orgânica e a Higienização de Lodos Aeróbico e Anaeróbico de Estações de Tratamento de esgotos Sanitários*. Dissertação de mestrado - Programa de Mestrado em engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2003.

ANDRADE DO CANTO, C.S.; RODRIGUES, J.A; RATUSZNEI, S.M; ZAIAT, M.; FORESTI E. Feasibility of nitrification/denitrification in a sequencing batch biofilm reactor with liquid circulation applied to post-treatment. *Bioresource Technology*, v. 99, n. 3, p. 644–654, 2008.

ANTILEO, C.; MEDINA, H.; BORNHARDT, C.; MUÑOZ, C.; JARAMILLO, F., PROAL, J. Actuators monitoring system for real-time control of nitrification-denitrification via nitrite on long term operation. *Chemical Engineering Journal*, v. 223, p. 467–478, 2013.

APHA. American Public Health Association. *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 21st ed. Washington, 2005.

BERNAT, K.; KULIKOWSKA, D.; ZIELIŃSKA, M.; CYDZIK-KWIATKOWSKA A.; WOJNOWSKA-BARYŁA I. Nitrogen removal from wastewater with a low COD/N ratio at a low oxygen concentration. *Bioresource Technology*, v. 102, n. 7, p. 4913–4916, 2011.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA nº357, de 17 de março de 2005. *Classificação de águas, doces, salobras e salinas do Território Nacional*. Publicado no D.O.U.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. *Dispõe sobre as condições e*

padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho. Publicado no D.O.U.

BUENO, R. D. F. Nitrificação e Desnitrificação Simultânea em Reator com Biomassa em Suspensão e Fluxo Contínuo de Esgoto. p. 148, 2011.

CAO, Y.; ZHANG, C.; RONG, H.; ZHENG, G.; ZHAO, L. The effect of dissolved oxygen concentration (DO) on oxygen diffusion and bacterial community structure in moving bed sequencing batch reactor (MBSBR), *Water Research*, v. 108, p.86 - 94, 2017.

CASSINI, S. T. *Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás* - Rio de Janeiro, ABES, RiMa, p.210, projeto PROSAB, 2003.

CHEN, X.; KONG, L.; WANG, X.; TIAN, S.; XIONG, Y. Accelerated start-up of moving bed biofilm reactor by using a novel suspended carrier with porous surface. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, v. 38, n. 2, p. 273–285, 2015.

CHIU, Y.C.; LEE, L.L.; CHANG, CH. N.; CHAO, A. Control of carbon and ammonium ratio for simultaneous nitrification and denitrification in a sequencing batch bioreactor. *International Biodeterioration and Biodegradation*, v. 59, n. 1, p. 1–7, 2007.

CHUI, P.C.; TERASHIMA, Y.; TAY, J.H.; OZAKI, H. Wastewater treatment and nitrogen removal using submerged filter systems. *Water Science and Technology*, v. 43, n. 1, p. 225-232, 2001.

COLLIVER, B. B.; STEPHENSON, T. Production of nitrogen oxide and dinitrogen oxide by autotrophic nitrifiers. *Biotechnology Advances*, v. 18, n. 3, p. 219–232, 2000.

COMA, M.; VERAWATY, M.; PIJUAN, M.; YUAN, Z.; BOND, P.L. Enhancing aerobic granulation for biological nutrient removal from domestic wastewater. *Bioresource Technology*, v. 103, n. 1, p. 101–108, 2012.

DE KREUK, M.K.; DE BRUIN, L.M. Aerobic granule reactor technology. *Water and Wastewater Practitioner Series*, STOWA Report. London: IWA Publishing, 2004.

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, n. 1–3, p. 260–265, 2011.

DUCE, R.A.; LA ROCHE, J.; ALTIERI, K.; ARRIGO, K.R.; BAKER, A.R.; CAPONE, D.G.; CORNELL, S.E.; DENTENER, F. Impacts of atmospheric anthropogenic nitrogen on the open ocean, *Science*, 320, 893–897, 2008.

DUTTA, A.; SARKAR, S. Sequencing Batch Reactor for Wastewater Treatment: Recent Advances. *Current Pollution Reports*, v. 1, n. 3, p. 177–190, 2015.

FAZOLO, A.; ZAIAT, M. Estudo da Transferência de Oxigênio em Reator Radial Aeróbio de Leito Fixo Utilizado no Pós-Tratamento de Efluente Anaeróbio. *XI Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Natal, 2004.

FOCO, M. ; LOPES, G.; NOUR, E. Remoção de nitrogênio em sistema combinado anóxico-aeróbio com biomassa imobilizada. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.20, p.55-64, 2015.

GRAY, N. F. *Biology of Wastewater Treatment*. Oxford University Press. New York, US, 1992.

GUERRERO, J.; FLORES-ALSINA, X.; GUIASOLA, A.; BAEZA, J. A.; GERNAEY, K. V. Effect of nitrite, limited reactive settler and plant design configuration on the predicted performance of simultaneous C/N/P removal WWTPs. *Bioresource Technology*, v. 136, p. 680–688, 2013.

GUO, J.; ZHANG, L.; CHEN, W.; MA, F.; LIU, H.; TIAN, Y. The regulation and control strategies of a sequencing batch reactor for simultaneous nitrification and denitrification at different temperatures. *Bioresource Technology*, v. 133, p. 59-67, 2013.

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

JIA W.; LIANG S.; ZHANG J.; NGO H.H.; GUO W.; YAN Y.; ZOU Y. Nitrous oxide emission in low-oxygen simultaneous nitrification and denitrification process: Sources and mechanisms. *Bioresource Technology*, v. 136, p. 444–451, 2013.

JIMENEZ, B.; CAPDEVILLE, B.; ROQUES, H.; FAUP, G.M. Design considerations for a nitrification-denitrification process using two fixed-bed reactors in series. *Water*

Science and Technology, v. 19, n. 1-2, p. 139-150, 1987.

KERMANI, M., BINA, B., MOVAHEDIAN, H., AMIN, M. M., AND NIKAEIN, M. Application of moving bed biofilm process for biological organics and nutrients removal from municipal wastewater. *American Journal of Environmental Sciences*, v. 4, n. 6, p. 682–689, 2008.

KIM, D. S.; JUNG, N. S.; PARK, Y. S. Characteristics of nitrogen and phosphorus removal in SBR and SBBR with different ammonium loading rates. *Korean Journal of Chemical Engineering*, v. 25, n. 4, p. 793–800, 2008.

LAZAROVA, V.; MANEM, J. Biofilm characterization and activity analysis in water and wastewater treatment. *Water Research*, v. 29(10) p.2227-2245, 1995.

LIM, J. W.; SENG, C.E.; LIM, P.E.; NG, S.L.; 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.

LIU, Y. SHI, H. ;XIA, L.; SHI, H.; SHEN, T.; WANG, Z.;WANG, G.; WANG, Y. Study of operational conditions of simultaneous nitrification and denitrification in a Carrousel oxidation ditch for domestic wastewater treatment. *Bioresource Technology*, v. 101, n. 3, p. 901–906, 2010.

MACHDAR, I.; HARADA, H.; OHASHI, A.; SEKIGUCHI, Y.; OKUI, H.; UEKI, K. A novel and cost-effective sewage treatment system consisting of UASB pre-treatment and aerobic post-treatment units for developing countries, *Water Science and Technology*, v. 36, n. 12, p. 189-197, 1997.

MACKERETH, F.J.H., HERON, J.; TALLING, J.F. Water Analysis: Some Revised Methods for Limnologists. *Freshwater Biological Association Scientific Publication* n. 36. Titus Wilson and Son Ltd, Kendall, 1978.

MARTINELLI, L. A. *Os caminhos do nitrogênio - do fertilizante ao poluente*, *Informações agrônomicas*, número 118, junho de 2007.

MENG, Q.; YANG, F.; LIU, L.; MENG, F. Effects of COD/N ratio and DO concentration on simultaneous nitrification and denitrification in an airlift internal circulation membrane

bioreactor. *Journal of Environmental Sciences*, v. 20, n. 8, p. 933–939, 2008.

METCALF; EDDY. *Wastewater engineering treatment Disposal Reuse*. 4. ed. New York, McGraw - Hill Book, 1815p. 2003.

MÜNCH, E. V.; LANT, P.; KELLER, J. Simultaneous nitrification and denitrification in bench-scale sequencing batch reactors. *Water Research*, v. 30, n. 2, p. 277–284, 1996.

NANCHARAI AH, Y. V.; VENKATA MOHAN, S.; LENS, P. N. L. Recent advances in nutrient removal and recovery in biological and bioelectrochemical systems. *Bioresource Technology*, v. 215, p. 173–185, 2016.

NOCKO, L.M. *Remoção de carbono e nitrogênio em reator de leito móvel submetido à aeração intermitente*. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

OLIVEIRA NETTO, A. P. *Reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo, com recirculação da fase líquida, aplicado ao tratamento de esgoto sanitário*. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos- Brasil, p.179. 2007.

PAETKAU, M.; CICEK, N. Comparison of nitrogen removal and sludge characteristics between a conventional and a simultaneous nitrification-denitrification membrane bioreactor. *Desalination*, v. 283, p. 165–168, 2011.

PAULO, P. L.; JIANG, B.; ROEST, K. et al. Start-up of a thermophilic methanol-fed UASB reactor: change in sludge characteristics. *Water Science and Technology*, London, v.45, n.10, p.145-150, 2002.

POCHANA, K.; KELLER, J. Study of factors affecting simultaneous nitrification and denitrification (SND). *Water Science and Technology*, v. 39, n. 6, p. 61–68, 1999.

RAHIMI, Y.;TORABIAN, A.; MEHRDADI, N.; SHAHMORADI, B. Simultaneous nitrification-denitrification and phosphorus removal in a fixed bed sequencing batch reactor (FBSBR). *Journal of Hazardous Materials*, v. 185, n. 2–3, p. 852–857, 2011.

RODRÍGUEZ-HERNÁNDEZ, L.; ESTEBAN-GARCÍA, A. L.; TEJERO, I. Comparison between a fixed bed hybrid membrane bioreactor and a conventional membrane bioreactor for municipal wastewater treatment: A pilot-scale study. *Bioresource*

Technology, v. 152, p. 212–219, 2014.

SANTOS, C.E.D.; MOURA, R.B.; DAMIANOVIC, M.H.R.Z.; FORESTI, E. Influence of COD/N ratio and carbon source on nitrogen removal in a structured-bed reactor subjected to recirculation and intermittent aeration (SBRRIA). *Journal of Environmental Management*, v. 166, p. 519–524, 2016.

SCHMIDT, P.; WECHSLER, F.S.; VARGAS J.R.; ROSSI, P. Valor nutritivo do feno de Braquiária amonizado com uréia ou inoculado com *Pleurotus ostreatus*. *Revista Brasileira de Zootecnia*, v.32, n.6, p.2040-2049, 2003.

SEUß, I. *The nutritional value of mead and met products*. Fleischwirtsch, Frankfurter, v.70, n.12, p.1444-1447, 1990.

SHE, Z.; WU, L.; WANG, Q.; GAO, M.; JIN, C.; ZHAO, Y.; ZHAO, L.; GUO, L. Salinity effect on simultaneous nitrification and denitrification, microbial characteristics in a hybrid sequencing batch biofilm reactor. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, p. 1–11, 2017.

SILVA, L.P. DA; LIER, Q.J.V.; CORREA, M.M.; MIRANDA, J. H.; OLIVEIRA, L. A. Retention and Solute Transport Properties in Disturbed and Undisturbed Soil Samples. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 2016.

SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R. de. *Manual de análise físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias*. 266p. Campina Grande: O Autor, 2001.

SUJA, E.; NANCHARAI AH, Y.V.; KRISHNA MOHAN, T.V.; VENUGOPALAN, V.P. Denitrification accelerates granular sludge formation in sequencing batch reactors. *Bioresource Technology*, v. 196, p. 28–34, 2015.

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

TORRES, P. *Desempenho de um Reator Anaeróbio de Manta de Lodo (UASB) de Bancada no Tratamento de Substrato Sintético Simulando Esgotos Sanitários*. São Carlos, SP. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1992.

VAN DONGEN, U.; JETTEN, M.S.; VAN LOOSDRECHT, M.C. The SHARON-ANAMMOX process for treatment of ammonium rich wastewater. *Water Science and Technology*, v. 44, n. 1, p. 153-160, 2001.

VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. *O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado: Teoria e Aplicações para Projetos e Operações*. 1999.

VAN NIFTRIK, L.; JETTEN, M. S. M. Anaerobic Ammonium-Oxidizing Bacteria: Unique Microorganisms with Exceptional Properties. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, v. 76, n. 3, p. 585–596, 2012.

VON SPERLING, M. *Princípios de tratamento biológico de águas residuárias: introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 3. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG. p. 425, 2005.

WAGNER, J. ; COSTA, R. H. R. Reator em bateladas sequenciais de grânulos aeróbios: estudo da formação dos grânulos e do efeito da duração do ciclo na remoção de carbono, nitrogênio e fósforo de esgoto doméstico. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.20, n.2, p. 269-278, 2015.

WANG, J.; GONG, B.; HUANG, W.;WANG, Y.; ZHOU, J. Bacterial community structure in simultaneous nitrification, denitrification and organic matter removal process treating saline mustard tuber wastewater as revealed by 16S rRNA sequencing. *Bioresource Technology*, v. 228, p. 31–38, 2017.

WANG, J;PENG,Y.;WANG, S.;GAO,Y. Nitrogen Removal by Simultaneous Nitrification and Denitrification via Nitrite in a Sequence Hybrid Biological Reactor. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, v. 16, n. 5, p. 778–784, 2008.

WOLFF, D. B.; PAUL, E.; COSTA, R. H. Influência do tipo de material suporte no desempenho de reatores de leito móvel na remoção de carbono e nitrificação de esgoto sanitário. *Saneamento Ambiental*, v.15(2), p.149-154, 2010.

YANG, S.; YANG, F. Nitrogen removal via short-cut simultaneous nitrification and denitrification in an intermittently aerated moving bed membrane bioreactor. *Journal of Hazardous Materials*, v. 195, p. 318–323, 2011.

ZAIAT, M. Desenvolvimento de Reator Anaeróbio Horizontal de Leito Fixo (Ralf) Para Tratamento de Águas Residuárias; Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Universidade de São Paulo, 1996.

ZHANG, P.; QI, Z. Simultaneous nitrification and denitrification in activated sludge system under low oxygen concentration. *Frontiers of Environmental Science & Engineering in China*, v. 1, n. 1, p. 49–52, 2007.

ZHENG, M.; LIU, Y.C.; XU, K.N.; WANG, C.W.; HE, H.; ZHU, W.; DONG, Q. Use of low frequency and density ultrasound to stimulate partial nitrification and simultaneous nitrification and denitrification. *Bioresource Technology*, v. 146, p. 537–542, 2013.

ZHU, G.B.; PENG, Y.Z.; WU, S.Y.; WANG, S.Y.; XU, S.W. Simultaneous nitrification and denitrification in step feeding biological nitrogen removal process. v. 19, p. 1043–1048, 2007.

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

ZOU, J.L.; XU, G.R.; PAN, K.; ZHOU, W.; DAI, Y.; WANG, X.; ZHANG, D.; HU, Y.C.; MA, M. Nitrogen removal and biofilm structure affected by COD/NH₄⁺-N in a biofilter with porous sludge-ceramsite. *Separation and Purification Technology*, v. 94, p. 9-15, 2012.