

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO *Stricto sensu*
MESTRADO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

ANA CLAUDIA WENDLING

**REMOÇÃO SIMULTÂNEA DE MATÉRIA ORGÂNICA E NITROGÊNIO TOTAL EM
REATOR DE LEITO ESTRUTURADO COM AERAÇÃO INTERMITENTE
TRATANDO EFLUENTE COMPOSTO POR ESGOTO BRUTO E EFLUENTE DE
RALF**

Ponta Grossa

2017

ANA CLAUDIA WENDLING

**REMOÇÃO SIMULTÂNEA DE MATÉRIA ORGÂNICA E NITROGÊNIO TOTAL EM
REATOR DE LEITO ESTRUTURADO COM AERAÇÃO INTERMITENTE
TRATANDO EFLUENTE COMPOSTO POR ESGOTO BRUTO E EFLUENTE DE
RALF**

Dissertação apresentada para a obtenção do título de mestre na Universidade Estadual de Ponta Grossa, Pró-Reitora de Pesquisa e Pós-Graduação, Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental, Área de concentração Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos.

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Ana Cláudia Barana.

Ponta Grossa

2017

Ficha Catalográfica
Elaborada pelo Setor de Tratamento da Informação BICEN/UEPG

Wendling, Ana Claudia

W471 Remoção simultânea de matéria orgânica e nitrogênio total em reator de leito estruturado com aeração intermitente tratando efluente composto por esgoto bruto e efluente de Ralf/ Ana Claudia Wendling. Ponta Grossa, 2017.
64f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental - Área de Concentração: Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos), Universidade Estadual de Ponta Grossa.

Orientadora: Prof^a Dr^a Ana Cláudia Barana.

1.Reator biológico. 2.Nitrificação. 3.Desnitrificação. 4.Espuma de poliuretano. 5.Esgoto sanitário. I.Barana, Ana Cláudia. II. Universidade Estadual de Ponta Grossa. Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental. III. T.

CDD: 628.35



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL
UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA



CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

Título da Dissertação: “**Remoção Simultânea de Matéria Orgânica Carbonácea e Nitrogenada em Reator de Leito Estruturado com Aeração Intermitente Tratando Esgoto Bruto Combinado com Efluente de Reator Anaeróbio**”

Nome: **Ana Cláudia Wendling**

Orientadora: **Profª Drª Ana Cláudia Barana**

Aprovado pela Comissão Examinadora:

Profª. Drª. Ana Cláudia Barana
Universidade Estadual de Ponta Grossa - UEPG

Profª. Drª. Deize Dias Lopes
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Prof. Dr. Fernando Hermes Passig
Universidade Tecnológica Federal do Paraná - UTFPR

Ponta Grossa, 19 de maio de 2017.

Dedico aos meus pais que sempre foram a minha base e que são sinônimos de amor e carinho. Amo vocês!

Agradecimentos

A Deus, que esteve presente em todos os momentos, sempre me guiando, iluminando e ensinando.

Aos meus pais, Aloysio e Neusa, por estarem presentes em todos os momentos da minha vida, sempre apoiando, incentivando e me ensinando a ser uma pessoa melhor.

À minha querida orientadora Ana C. Barana, pela oportunidade, confiança e pelos concelhos, sempre me auxiliando com sua sabedoria e experiência, e por me ensinar a ter paciência e a ser persistente, que com o tempo o resultado aparece.

À minha amiga Nathanna T. Jenzura, por estar presente nessa caminhada e tornar nossa coleta de esgoto mais divertida, pela playlist com Tiago Iorc, por tornar a frase: “Tá tudo errado” inesquecível, e por todos os momentos e cumplicidade desses anos de amizade.

Às minhas amigas Andressa G. Salem, Isabela L. Freire e Hioná Follmann, pela amizade ao longo dos anos, por me apoiarem, incentivarem, me escutarem e por todos os seus concelhos, sempre com uma palavra amiga ou um puxão de orelha, quando necessário.

Aos meus amigos Vanessa Ransolin, Juliano P. de Almeida, Henrique Silveira, Felipe Venske e Rafael J. Mikami, que tornaram nossas viagens mais divertidas e interpretavam carinhosamente o corretor ortográfico, “pato”, tivemos bons momentos e muitas histórias.

À minha prima Joseane Bortolini e minha amiga Andréia Rudniak, que sempre foram muito presentes quando precisei de ajuda.

Ao André Pires por toda ajuda no laboratório, na coleta de esgoto, e pelos cafezinhos.

À Karoline A. Tavares, pela grande ajuda na reta final, por ser presente mesmo em período de férias e por todos os momentos que passamos.

À técnica Denise Mendes, que sempre esteve disposta à ajudar, sempre muito atenciosa e querida, e pelos momentos de descontração.

À Ana C. Kummer, que sempre foi muito querida e por contribuir com sua experiência.

À Tatiane Valigura, por sua simpatia e por toda sua ajuda, principalmente com o agendamento das coletas.

À Jessica Teles, por ajudar com o seu conhecimento sobre o programa Statistica 7.0.

À Sheilla Leick e ao João G. B. De Oliveira que de alguma forma contribuíram para esse trabalho.

Ao laboratório C-LABMU por disponibilizar o espectômetro UV-VIS para leitura de nitrato.

Ao setor de limpeza, em especial a Elisabete Ferreira, Ana M. Laranjeira e Eliane F. de Oliveira, que também sempre foram muito queridas e simpáticas.

Ao setor de transporte que nos disponibilizava carro e motorista para a coleta do efluente.

Ao setor de seguranças que nos possibilitou a entrada ao bloco, aos domingos, feriados e períodos de férias.

À SANEPAR por permitir a coleta do material em estudo.

Aos colaboradores da SANEPAR que por vezes auxiliaram na coleta,

Aos professores do programa de mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental, por sempre estarem dispostos a colaborar.

À Universidade Estadual de Ponta Grossa, departamento de Engenharia Civil e ao Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental, pela oportunidade.

À CAPES, pelo apoio financeiro com a bolsa de estudo concedida.

E a todos que contribuíram de alguma forma para a realização desse trabalho.

Muito Obrigada!!

Lista de Figuras

Figura 1. Ciclo do nitrogênio.....	18
Figura 2. Concentrações de oxigênio no biofilme.....	23
Figura 3. Perfil de oxigênio dissolvido em espuma de poliuretano.....	24
Figura 4. Representação esquemática de um reator de leito estruturado com aeração intermitente.....	28
Figura 5. Imagem aérea da ETE Verde, localizada no Jardim Ipiranga.	33
Figura 6. Esquema do reator empregado na pesquisa.	34
Figura 7. Foto do reator e seus equipamentos e local de armazenamento do afluente.	35
Figura 8. Imagem das espumas de poliuretano utilizadas no reator como meio suporte.	36
Figura 9. Ponto de coleta do efluente RALF.....	37
Figura 10. ETE verde	38
Figura 11. Calha Parshall.....	37
Figura 12. Box-plot da eficiência de remoção de DQO em cada ensaio.	42
Figura 13. Gráfico do perfil das concentrações de NTK, $N-NH_4^+$, $N-NO_2^-$ e $N-NO_3^-$, afluente e efluente em cada ensaio.	45
Figura 14. Gráfico da variação da eficiência da nitrificação, desnitrificação e nitrogênio total, em função da relação do DQO/NTK.	49

Lista de Tabelas

Tabela 1. Parâmetros físico-químico que caracterizam o esgoto sanitário.	15
Tabela 2. Formas em que o nitrogênio pode ser encontrado no meio aquático.....	17
Tabela 3. Resultados e condições operacionais de outros trabalhos.....	29
Tabela 4. Valores médios da eficiência para nitrificação, desnitrificação e remoção de nitrogênio total da pesquisa de Leick (2016) e Oliveira (2016).....	30
Tabela 5. Proporções volumétricas de esgoto bruto e de efluente RALF para cada ensaio.....	37
Tabela 6. Métodos de cada parâmetro parâmetros e a frequência de análise.....	39
Tabela 7. Caracterização do afluente de todos os ensaio.....	42
Tabela 8. Média da DQO afluente e efluente de cada ensaio e a eficiência de remoção.	43
Tabela 9. Média das concentrações de NTK, N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₂ ⁻ e N-NO ₃ ⁻ , afluente e efluente em cada ensaio.	46
Tabela 10. Eficiência da nitrificação, desnitrificação e remoção de nitrogênio total em %.	47
Tabela 11. Média do pH e da alcalinidade de cada ensaio.	50
Tabela 12. Concentração de fósforo encontrado no final de cada ensaio.....	52
Tabela 13. Média das concentrações dos parâmetros no final da aeração e não aeração.	53

Abreviações e Siglas

A - Final do período com Aeração.

AE – Aeração

C/N – Carbono/Nitrogênio

DGAOs – *Denitrifying Glycogen Accumulating Organisms*

DPAOs – *Denitrifying phosphate accumulating organisms*

DQO – Demanda Química de Oxigênio

ETE – Estação de Tratamento de Esgoto

MO – Matéria Orgânica

N₂ – Gás Nitrogênio

NDS – Nitrificação Desnitrificação Simultânea

NH₃ - Amônia Livre

N-NH₄⁺ – Nitrogênio na forma de amônia

N-NO₂⁻ – Nitrogênio na forma de Nitrito

N-NO₃⁻ – Nitrogênio na forma de Nitrato

NT – Nitrogênio Total

NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl

OD – Oxigênio Dissolvido

PAOs – *Phosphate Accumulating Organisms*

PO₄⁻³ – Fósforo Inorgânico

PU – Poliuretano

RALF – Reator Anaeróbico de Leito Fluidizado

SA - Final do período Sem Aeração

SANEPAR – Companhia de Saneamento do Paraná

TDH – Tempo de Detenção Hidráulica

TRC – Tempo de Retenção Celular

UEPG – Universidade Estadual de Ponta Grossa

Resumo

O consumo do oxigênio dissolvido nos corpos hídricos é um dos principais problemas resultantes da poluição nas águas por matéria orgânica. Outro ponto importante é a eutrofização, que é o crescimento excessivo das plantas devido ao excesso de nutrientes presentes nesse meio. As estações de tratamento de esgoto brasileiras costumam utilizar processos biológicos para a remoção da matéria orgânica e do nitrogênio. Nesse sentido visando a remoção simultânea da Demanda Química de Oxigênio (DQO) e de Nitrogênio Total (NT) do esgoto sanitário, o presente estudo teve como objetivo avaliar a eficiência de um reator de leito estruturado com aeração intermitente, com períodos de aeração de 60 minutos seguidos de 120 minutos sem aeração, a cada ciclo de 180 minutos. O reator foi operado com Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) de 8 horas, temperatura de $30 \pm 1^\circ\text{C}$, alimentação contínua e razão de recirculação igual a 2. Foram realizados 5 ensaios que se diferenciaram em a composição do afluente. Os afluentes foram compostos por uma combinação de parcelas de esgoto sanitário bruto da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Verde e efluente de Reator Anaeróbico de Leito Fluidizado (RALF) da mesma ETE. As concentrações de cada parcela no afluente foram de 0%, 25%, 50%, 75% e 100%. Como meio suporte para a fixação dos microrganismos foram utilizados 13 cilindros de espuma de poliuretano dispostos verticalmente no reator. Para avaliação da eficiência do processo, foram realizadas as análises de pH, alcalinidade, Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+), nitrito (N-NO_2^-), nitrato (N-NO_3^-), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e fósforo. A eficiência mínima de remoção de DQO obtida foi de 76% e a máxima de 95%, porém os resultados apontaram que não houve diferença estatística significativa entre os ensaios para esse parâmetro. A melhor eficiência de remoção de NT foi de 78%, com afluente composto apenas por efluente do RALF, que foi o ensaio 3. Nestas condições o efluente apresentou teores de DQO de 14 mg.L^{-1} , de N-NH_4^+ de 3 mg.L^{-1} , de N-NO_3^- de 2 mg.L^{-1} e de N-NO_2^- de 3 mg.L^{-1} . Diante dos resultados foi possível concluir que o reator de leito estruturado e aeração intermitente é eficiente para a remoção simultânea da matéria orgânica carbonácea e nitrogenada com afluente contendo uma mistura do esgoto bruto e efluente de RALF nas mais diferentes proporções.

Palavras-chaves: reator biológico, nitrificação, desnitrificação, espuma de poliuretano, esgoto sanitário.

Abstract

The consumption of dissolved oxygen in water bodies is one of the main problems resulting from water pollution by organic matter. Another important point is eutrophication, which is the excessive growth of plants due to the excess of nutrients present in this medium. Brazilian sewage treatment plants usually use biological processes for the removal of organic matter and nitrogen. In this sense, aiming at the simultaneous removal of Chemical Oxygen Demand (COD) and Total Nitrogen (TN) from sanitary sewage, the present study aimed to evaluate the efficiency of a structured bed reactor with intermittent aeration, with aeration periods of 60 Minutes followed by 120 minutes without aeration, with each cycle of 180 minutes. The reactor was operated with Hydraulic Detention Time (HDT) of 8 hours, temperature of $30 \pm 1^\circ\text{C}$, continuous feed and recirculation ratio equal to 2. Five trials were performed that differed in the composition of the influent. The influents were composed of a combination of raw sewage plots from the Green Sewage Treatment Station (ETE) and the Fluidized Bed Anaerobic Reactor (RALF) effluent from the same ETE. The concentrations of each plot in the affluent were 0%, 25%, 50%, 75% and 100%. As a support medium for Microorganisms were used 13 polyurethane foam cylinders arranged vertically in the reactor. In order to evaluate the efficiency of the process, pH, alkalinity, Total Kjeldahl Nitrogen (TKN), ammoniacal nitrogen (N-NH_4^+), nitrite (N-NO_2^-), nitrate (N-NO_3^-), Chemical Demand Oxygen (COD) and phosphorus. The minimum COD removal efficiency obtained was 76% and the maximum of 95%, but the results showed that there was no significant statistical difference between the tests for this parameter. The best effluent removal efficiency was 78%, with an effluent composed only of RALF effluent, which was test 3. Under these conditions, the effluent had COD contents of 14 mg.L^{-1} , $3 \text{ mg N-NH}_4^+.\text{L}^{-1}$, N-NO_3^- of 2 mg.L^{-1} and N NO_2^- of 3 mg.L^{-1} . In view of the results it was possible to conclude that the structured bed reactor and intermittent aeration is efficient for the simultaneous removal of carbonaceous and nitrogenous organic matter with a influent containing a mixture of crude sewage and RALF effluent in the most different proportions.

Keywords: biological reactor, nitrification, denitrification, polyurethane foam, sanitary sewage.

Sumário

1. Introdução	11
2. Objetivos	13
2.1. Objetivos Gerais	13
2.2. Objetivos específicos.....	13
3. Revisão Bibliográfica	14
3.1. Esgoto sanitário.....	14
3.2. Nitrogênio e suas formas.....	16
3.2.1. Remoção convencional do Nitrogênio.....	17
3.2.2. Remoção do nitrogênio pelo processo de nitrificação e desnitrificação simultâneas (NDS).....	21
3.3. Presença de fósforo no esgoto sanitário.....	24
3.4. Relação Carbono Nitrogênio.....	26
3.5. Reator de leito estruturado com aeração intermitente.....	27
3.6. Água Residuária	29
4. Material e Métodos.....	32
4.1. Descrição da estação de tratamento de esgoto	32
4.2. Reator com leito estruturado.....	33
4.3. Meio suporte.....	35
4.4. Substrato	36
4.5. Análises físico-químicas.....	38
4.6. Adaptação da biomassa	39
4.7. Procedimento experimental	40
5. Resultados e discussões.....	42
5.1. Remoção da DQO	42
5.2. Remoção de Nitrogênio	44
5.3. pH e Alcalinidade.....	50
5.4. Remoção de fósforo	51
5.5. Remoção de DQO e de nitrogênio nos períodos aeróbio e anaeróbio	53
6. Conclusão	55
7. Referências	57

1. Introdução

O avanço nas atividades industriais, além da agricultura e crescimento populacional trouxeram consigo serias consequências ambientais, devido aos impactos negativos causados ao meio, como por exemplo o lançamento de efluente de forma inadequada, sem o devido tratamento nos corpos hídricos, deteriorando por consequência das elevadas concentrações de nutrientes e matéria orgânica.

A remoção do nitrogênio é importante porque, quando liberado em corpos d'água, acarretará em uma série de prejuízos à saúde humana e ao ambiente como, por exemplo, a eutrofização dos corpos hídricos e a depleção do oxigênio dissolvido. As estações de tratamento de esgoto (ETE) costumam ser eficientes na remoção de matéria orgânica carbonácea, porém, no Brasil, a maioria das ETES não foram projetadas para a remoção de nutrientes como nitrogênio e fósforo (CHU, WANG, 2011; NETO, COSTA, 2011; MOURA et al., 2012; SEIFI, FAZAELIPOOR, 2012; UCKER, ALMEIDA, KEMERICH, 2012; BARANA et al., 2013).

A remoção do nitrogênio por processos biológicos convencionais acontece em uma sequência de passos subsequentes, nitrificação e desnitrificação, realizados por bactérias autotróficas e heterotróficas, respectivamente. Normalmente, esses dois estágios acontecem em compartimentos separados e após o processo de remoção de matéria orgânica, o que encarece o processo devido à necessidade de maior área para tratamento do efluente e da adição de uma fonte externa de carbono na etapa de desnitrificação.

Pesquisas recentes têm focado no estudo dos processos de NDS (Nitrificação e Desnitrificação Simultâneas), também conhecido como SND, do inglês *Simultaneous Nitrification and Denitrification*, onde ambos os processos ocorrem em um único ambiente. Esse sistema apresenta grandes vantagens em comparação ao convencional, como diminuição na produção de lodo devido à menor quantidade de carbono disponível, diminuição do consumo de energia devido à menor necessidade de aeração, redução do consumo de agentes alcalinos, pois a alcalinidade produzida durante a desnitrificação é consumida na nitrificação e redução na área de construção.

Alguns modelos de reator vêm sendo estudados para a ocorrência de NDS. Como os modelos de leito estruturado e aeração intermitente, objetos de pesquisa de Correa et al. (2016), Oliveira (2016), Leick (2016), Wosiack (2014), Santos (2014), Barana et al. (2013) e Moura (2011). Nesses modelos microrganismos nitrificantes e desnitrificantes se desenvolvem no mesmo meio devido a gradientes de concentrações de oxigênio dissolvido (OD) presentes no biofilme.

Nas camadas mais externas do biofilme desenvolvem-se microrganismos autotróficos aeróbios, que convertem o nitrogênio amoniacal a nitrito e consomem o oxigênio. Nas camadas internas não há presença de OD, e bactérias heterotróficas facultativas consomem a matéria orgânica e convertem nitrato a nitrogênio gasoso. A eficiência dos reatores utilizados para SND depende de uma série de fatores, como da área disponível para crescimento do biofilme, do tempo de retenção hidráulica do efluente (TDH), da recirculação do efluente no reator, qualidade do afluente e da quantidade de oxigênio presente.

A vantagem em utilizar reator de leito estruturado com a imobilização da biomassa é devido ao fato de que a retenção celular independe do tempo de retenção hidráulica.

A presente pesquisa visou avaliar a eficiência do reator de leito estruturado, na remoção de DQO e de nitrogênio total de afluente composto por uma mistura, em diferentes proporções, de esgoto bruto e efluente de um RALF, utilizando espuma de poliuretano como meio suporte, para a ocorrência da nitrificação e desnitrificação de forma simultânea.

A diferença para outros trabalhos, que também utilizaram reator de leito estruturado, foi que o afluente que é composto pela mistura de esgoto bruto com efluente de RALF, em diferentes proporções. A possível vantagem em utilizar a mistura é devida a diluição do esgoto bruto, uma vez que a diluição tenderá a diminuir as carga de matéria orgânica, de forma que possa vir a auxiliar no tratamento.

2. Objetivos

2.1. Objetivos Gerais

O objetivo geral dessa pesquisa foi avaliar o desempenho de um reator de leito estruturado de fluxo contínuo e aeração intermitente, em escala de bancada, para a remoção concomitante de matéria orgânica e de nitrogênio total, para afluentes com diferentes proporções de esgoto bruto e efluente de RALF, variando a concentração do volume em 0%, 25%, 50%, 75% e 100%, totalizando a mistura afluente em 100%.

2.2. Objetivos específicos

- Avaliar diferentes concentrações afluente de esgoto bruto e efluente do RALF, na eficiência de remoção de DQO;
- Avaliar diferentes concentrações afluente de esgoto bruto e efluente do RALF, na eficiência de remoção de NT;
- Avaliar diferentes concentrações afluente de esgoto bruto e efluente do RALF, na eficiência de nitrificação;
- Avaliar diferentes concentrações afluente de esgoto bruto e efluente do RALF, na eficiência de desnitrificação.

3. Revisão Bibliográfica

3.1. Esgoto sanitário

O esgoto sanitário é um assunto crítico nas atuais discussões políticas e ambientais devido a problemas relacionados ao crescimento populacional e à saúde pública. Segundo o Instituto Trata Brasil (2014), se 100% da população tivesse acesso ao saneamento básico, teria havido 15% menos mortes por infecção gastrointestinais em 2013, indicando o quão importante é o tratamento de esgoto para a saúde pública. Segundo o ranking do saneamento de 2017 realizado pelo Instituto Trata Brasil (2017), a média do esgoto coletado dos municípios foi 71%, porém, o tratamento foi feito em apenas 52% do que foi coletado. Os cálculos foram realizados em função do volume de água consumida, e, para essa relação, são considerados adequados valores acima de 80%. Destacamos nesse estudo o município de Ponta Grossa, que apresenta 100% de coleta de esgoto com 86% deste sendo tratado.

As características físicas e químicas do esgoto sanitário variam conforme a localidade, pois o consumo, contribuição per capita, despejos industriais, entre outros fatores, influenciam em seus parâmetros. Von Sperling (2014) apresenta em seu livro, *Introdução à qualidade das águas e o tratamento de esgoto*, um quadro que representa a concentração dos diferentes parâmetros característicos do esgoto sanitário, que usualmente são utilizados em estudos e projetos (Tabela 1).

Tabela 1. Parâmetros físico-químico que caracterizam o esgoto sanitário.

Parâmetro	Contribuição per capita				
	(g/hab.d)		Concentração		
	Faixa	Típico	Unidade	Faixa	Típico
DBO _{5,20}	40 – 60	50	mg/L	250 – 400	300
DQO	80 – 120	100	mg/L	450 – 800	600
DBO última	60 – 90	75	mg/L	350 - 600	450
Nitrogênio	6,0 -	8	mgN/L	35 – 60	45
total	10,0				
Nitrogênio orgânico	2,5 - 4,0	3,5	mgN/L	15 – 25	20
Amônia	3,5 - 6,0	4,5	mgNH ₃ -N/L	20 – 35	25
Nitrito	≈ 0	≈ 0	mgNO ₂ ⁻ -N/L	≈ 0	≈ 0
Nitrato	0,0 - 0,2	≈ 0	mgNO ₃ ⁻ -N/L	0 – 1	≈ 0
Fósforo	0,7 - 2,5	1	mgP/L	4 – 15	7
Fósforo orgânico	0,2 - 1,0	0,3	mgP/L	1 – 6	2
Fósforo inorgânico	0,25 -	0,7	mgP/L	3 – 9	5
	1,5				
pH	-	-	-	6,7 - 8,0	7,0
Alcalinidade	20 – 40	30	mgCaCO ₃ /L	100 - 250	200

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2014).

Os valores apresentados na Tabela 1 podem ser maiores quando o consumo per capita de água é baixo, deixando o esgoto mais concentrado. Observamos na Tabela 1 que a relação DQO/DBO é menor que 2,5 (baixa relação) ou seja a fração biodegradável é elevada, o que nos indica que o tratamento biológico é a melhor opção para o tratamento do esgoto doméstico (VON SPERLING, 2014). O tratamento biológico de águas residuárias depende dos organismos envolvidos e de como eles respondem às condições operacionais de tratamento (XIA; LI; WANG, 2008).

A degradação dos recursos hídricos pode ocorrer por fontes pontuais e não pontuais, causadas por fatores naturais ou antropogênicos. As fontes mais comuns da poluição são esgoto sanitário, tratado ou ineficientemente tratado,

resíduos agrícolas, efluentes industriais, entre outras fontes (FROEHNER et al., 2010).

A poluição por matéria orgânica (MO) dada por esgotos sanitários e outros efluentes implica no consumo do oxigênio dissolvido (OD) do meio aquático. As bactérias que decompõem a MO em compostos mais simples e estáveis, como água e gás carbônico, utilizam o oxigênio para sua respiração, diminuindo a concentração deste no meio líquido, determinando o grau de poluição e de autodepuração do meio. Os impactos associados ao lançamento de amônia incluem também a eutrofização e toxicidade para os organismos aquáticos (HE; XUE; WANG, 2009).

O decréscimo da concentração de OD é um dos principais problemas dos recursos hídricos. A queda do nível de OD influencia todo o meio aquático e não são todas as espécies que resistem às novas condições, sobrevivem somente as que conseguem se adaptar ao novo meio (VON SPERLING, 2014).

O nitrogênio é indispensável para o crescimento dos microrganismos para o tratamento do esgoto. Analisando o nitrogênio observamos que sua forma predominante é o nitrogênio orgânico e a amônia, as frações de nitrito e nitrato são desprezíveis, porém, em uma estação de tratamento de esgoto pode haver o processo de conversão do nitrogênio amoniacal a nitrito, nitrato e nitrogênio gasoso. A remoção do nitrogênio é muito importante visto que quando na forma de amônia livre é altamente tóxica aos peixes e o nitrato é responsável pela doença da metahemoglobinemia (VON SPERLING, 2014).

3.2. Nitrogênio e suas formas

O nitrogênio pode ser encontrado em várias formas no meio aquático e pode sofrer algumas transformações ao longo do tempo. Essas transformações são dependentes da concentração de OD e valores de pH. A Tabela 2 apresenta as diversas formas em que o nitrogênio pode ser encontrado (VON SPERLING, 2014).

Tabela 2. Formas em que o nitrogênio pode ser encontrado no meio aquático.

Forma	Fórmula	Estado de oxidação
Nitrogênio molecular	N ₂	0
Nitrogênio orgânico	Variável	Variável
Amônia livre	NH ₃	- 3
Íon amônio	NH ₄ ⁺	- 3
Íon nitrito	NO ₂ ⁻	+ 3
Íon nitrato	NO ₃ ⁻	+ 5

Fonte: (Von Sperling,2014).

A forma em que o nitrogênio se encontra indica o estágio da poluição. O nitrogênio em sua forma orgânica ou amoniacal, indica poluição recente, se encontrado na forma de nitrato, poluição antiga. Dessa forma é possível localizar os pontos de lançamento de efluentes em um corpo d'água (VON SPERLING, 2014).

A amônia pode ser encontrada tanto na forma de íon amônio (NH₄⁺), quanto na forma livre, não ionizada (NH₃), o que define esse equilíbrio é o pH do meio. Com o pH abaixo de 8 a forma predominante é a ionizada (NH₄⁺), valores próximos a 9,5 a amônia está 50% de cada forma e pH superior a 11 predomina NH₃, que é tóxico para os peixes (VON SPERLING, 2014).

O excesso de nitrogênio e fósforo no corpo d'água causa a chamada eutrofização, principalmente em lagos e represas, ou seja, ambientes lênticos. A eutrofização está relacionada ao crescimento excessivo das plantas aquáticas, efeito que prejudica a qualidade da água, trazendo não apenas problemas estéticos e condições de anaerobiose no corpo d'água, mas também dificuldades em relação ao elevado custo no tratamento, toxicidade devido a produtos liberados por, entre outros problemas (WIMA; FREIRE; CALIJURI, 2007; VON SPERLING, 2014).

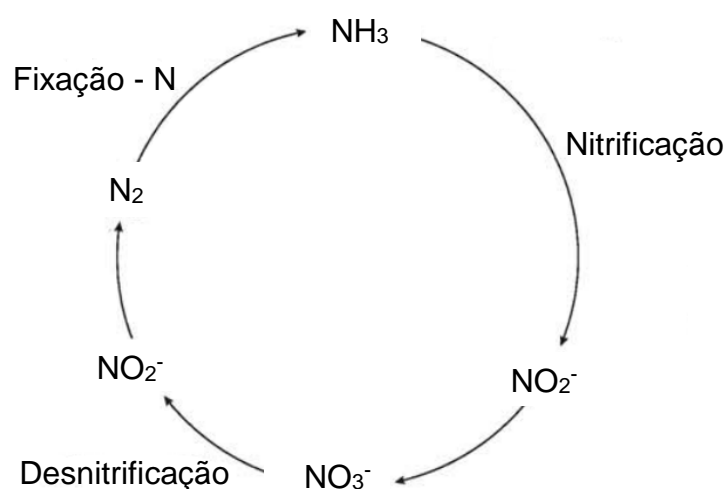
3.2.1. Remoção convencional do Nitrogênio

A remoção do nitrogênio tem sido um dos principais objetivos para o desenvolvimento de sistemas de tratamento de efluentes. Os sistemas utilizados já promovem de maneira eficiente a remoção da DQO, porém não removem os nutrientes, como nitrogênio e fósforo. Nos processos convencionais para

tratamento de efluentes que envolvem a remoção de nitrogênio, as fases de remoção de DQO, nitrificação e desnitrificação acontecem em ambientes separados, o que encarece a implantação e monitoramento do sistema (SEIFI; FAZAEIPOOR, 2012; LI et al., 2015).

Em processos biológicos convencionais a remoção do nitrogênio é feita em dois passos, nitrificação e desnitrificação. Na nitrificação, em um ambiente aeróbio, a amônia (N-NH_4^+) é oxidada a nitrito (N-NO_2^-) e este oxidado a nitrato (N-NO_3^-). No segundo passo do processo, a desnitrificação, não é necessária a presença de oxigênio, pois as bactérias utilizam o N-NO_3^- como acceptor final de elétrons, reduzindo-o a gás nitrogênio (N-N_2), sendo este liberado para a atmosfera (PAETKAU; CICE, 2011; HE; XUE; WANG, 2009). A Figura 1 representa o ciclo do nitrogênio obtido pelo processo de remoção biológica no processo de nitrificação e desnitrificação.

Figura 1. Ciclo do nitrogênio.



Fonte: Ahn (2006).

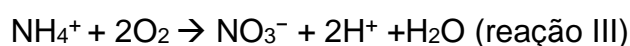
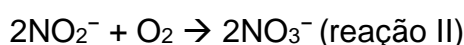
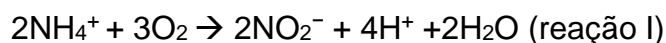
- Nitrificação

A nitrificação é um processo limitante para a remoção de nitrogênio, pois as bactérias nitrificantes autotróficas aeróbias, que oxidam a amônia a nitrito e este a nitrato, são geralmente caracterizadas por baixas taxas de crescimento (HE; XUE; WANG, 2009).

No processo, o NH_4^+ é oxidado a NO_2^- por bactérias do gênero *Nitrosomonas* após, o nitrito é utilizado como doador de elétrons e convertido a NO_3^- , por bactérias do gênero *Nitrobacter*. Esse grupo de bactérias são aeróbias

estritas, ou seja, requerem oxigênio para respiração (SEIFI; FAZAELIPOOR, 2012; DINÇER, 2000).

As reações estequiométricas da nitrificação estão descritas nas reações I, II e III (METCALF; EDDY, 2003).



Considerando os diferentes gêneros de bactérias no processo, a nitrificação pode ser dividida em duas fases distintas: nitritação e nitratação.

Na fase da nitritação (reação I) atuam bactérias dos gêneros *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrospira*, *Nitrosolobus* e *nitrosovibrio* (METCALF; EDDY, 2003). A quantidade de oxigênio requerida nessa fase é de 3,43 mg para 1 mg de N-NH₄⁺ (SHARMA; AHLERT, 1977).

Enquanto na nitratação (reação II) atuam bactérias dos gêneros *Nitrobacter*, *Nitrococcus*, *Nitrospira* e *Nitrocystis* (METCALF; EDDY, 2003). Nessa fase a quantidade de oxigênio requerido é de 1,14 mg para 1 mg de N-NO₂⁻, ou seja, a nitrificação requer aproximadamente 4,57 mg de oxigênio para 1 mg de N-NH₄⁺ (SHARMA; AHLERT, 1977).

O processo de nitrificação pode ser afetado por diversos fatores, dentre eles a alcalinidade. A quantidade de alcalinidade consumida na nitrificação, 7,14 g CaCO₃/gN_{oxidado}, é maior que a gerada pelo processo de desnitrificação, de 3,57 gCaCO₃/gN_{reduzido} (LI; IRVIN, 2007). Observamos que na reação I as bactérias geram H⁺, provocando diminuição do pH do meio e necessidade da adição de agentes alcalinizantes como fonte de carbono para os microrganismos e para equilibrar o pH.

Além da alcalinidade e do oxigênio, a nitrificação também pode ser afetada pela temperatura e pH.

A temperatura ótima para o crescimento das bactérias nitrificantes está na faixa de 25°C - 35°C. Onde as temperaturas são mais baixas é necessário maior tempo de retenção, para que seja garantida a nitrificação completa (SURAMPALLI et al., 1997). A taxa da reação biológica aumenta com o aumento da temperatura

(até dada temperatura ótima), acima do ponto ótimo as proteínas enzimáticas desnaturam e a taxa diminui (GUO et al., 2013).

Em relação ao pH, a melhor faixa para que ocorra a nitrificação está entre 7 e 8, e este exerce o efeito de inibir ou não as bactérias. Quando o pH não está em sua faixa ótima a atividade das bactérias nitrificantes é prejudicada (VILLAVERDE; GARCIA-ENCINA; FDZ-POLANCO, 1997).

Paredes et al. (2007) apresenta em seu trabalho diferentes valores de pH para as duas fases da nitrificação, onde para as *Nitrosomas* a melhor faixa de pH é entre 7,9 e 8,2 e para as *Nitrobacter* entre 7,2 e 7,6.

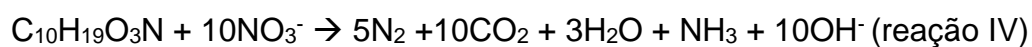
Sabe-se que a concentração de matéria orgânica também interfere no processo de NDS. Com teor de matéria orgânica muito elevado, há inibição no crescimento das bactérias nitrificantes autotróficas, devido ao crescimento acelerado de bactérias heterótrofas aeróbias, que irão concorrer pelo oxigênio dissolvido no meio. Para o tratamento de esgoto sanitário é recomendado uma relação C/N entre 3,7 e 11, para a remoção eficiente de NT (WU et al., 2012; CARUCCI et al., 1996).

- Desnitrificação

As bactérias responsáveis pelo processo de desnitrificação são aeróbias facultativas, podendo tanto utilizar o oxigênio como o NO_3^- como receptores de elétrons. Em condições anóxicas, as bactérias desnitrificantes heterotróficas utilizam o nitrato como receptor final de elétrons, reduzindo-o a gás de nitrogênio. Porém, quando o meio apresenta concentrações suficientes de O_2 , as bactérias preferem utilizá-lo no lugar do nitrato, por causa do maior rendimento energético (HE; XUE; WANG, 2009; SEIFI; FAZAEIPOOR, 2012). As bactérias heterotróficas que atuam comumente no processo são dos gêneros *Achromobacter*, *Acinetobacter*, *Agrobacterium*, *Alcaligenes*, *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Chromobacterium*, *Corynebacterium*, *Pseudomonas*, *Rhizobium*, *Rhodopseudomonas*, *Spirillum* e *Vibrio* (METCALF; EDDY, 2003).

Para a remoção do nitrogênio no processo biológico, o doador de elétrons pode ser tipicamente a matéria orgânica biodegradável ($\text{C}_{10}\text{H}_{19}\text{O}_3\text{N}$), ou uma fonte exógena, como metanol ou acetato. A reação estequiométrica da redução do

nitrito a gás nitrogênio é descrita nas reações IV, V e VI, com água residuária, metanol e acetato, respectivamente (METCALF; EDDY, 2003).



O processo de desnitrificação requer baixa concentração de O_2 . Concentração superior a $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$ já é suficiente para inibir o processo, porque as bactérias podem utilizar o oxigênio como receptores de elétrons e não o nitrito (METCALF; EDDY, 2003). Nesta etapa as fontes de carbono orgânico são vitais, e quando sua concentração é baixa, pode ocasionar ineficiência no processo. Uma alternativa nesse caso é a utilização de fontes de carbono externo como doador de elétrons (LI; IRVIN, 2007).

Essas fontes de carbono externo podem ser fontes solúveis como metanol, etanol, acetato ou ácido acético, ou sólidas como palha de trigo, sendo que a fonte de carbono sólido apresenta baixo custo quando comparada à solúvel (FENG et al., 2015).

Nesse sentido, um importante fator a ser considerado é a relação carbono/nitrogênio, pois a relação abaixo do ideal pode provocar acúmulo de nitrito, devido a desnitrificação incompleta pela falta de carbono (HER; HUANG, 1995).

A temperatura e pH também influenciam o processo de desnitrificação. A faixa ótima de pH está entre 6,5 e 8,0, sendo que valores inferiores a 6 e superiores a 9 tornam o processo de desnitrificação ineficiente. Quanto à temperatura, as bactérias desnitrificantes apresentam boa capacidade de adaptação à variação de temperatura, o melhor intervalo está entre 10°C e 30°C (SURAMPALLI et al., 1997).

3.2.2. Remoção do nitrogênio pelo processo de nitrificação e desnitrificação simultâneas (NDS)

O sistema de nitrificação e desnitrificação simultâneas (NDS) chama a atenção por oferecer simplificação operacional, pois elimina a operação em série, portanto, a construção de vários reatores.

O sistema oferece muitas vantagens, dentre elas destacam-se:

- Eliminação da necessidade de dois tanques, um para nitrificação e outro para desnitrificação, devido à formação do biofilme ou flocos que possibilitam a manutenção de meios aeróbios e anóxicos e, assim, o crescimento de bactérias nitrificantes autotróficas aeróbias e bactérias desnitrificantes heterotróficas facultativas, responsáveis pelo processo de nitrificação e desnitrificação que se distribuem em um único meio, reduzindo os custos do sistema devido a eliminação do tanque anóxico;

- Utilização de menores quantidades de fonte de carbono, visto que o processo de nitrificação e desnitrificação acontecem em um único reator;

- Diminuição no uso de alcalinizantes, pois parte da alcalinidade consumida na nitrificação retorna para o sistema durante a desnitrificação, devido a redução do nitrato a gás nitrogênio, garantindo o equilíbrio do meio;

- Redução dos custos para tratamento e disposição final do lodo, pois há uma redução no volume de produção deste, já que aeração é intermitente;

- Redução do consumo de energia para a aeração, pois além do fato de a mesma ser intermitente, parte do oxigênio utilizado na estabilização da matéria orgânica está presente na forma de nitrito e nitrato (CANTO et al., 2008; SEIFI; FAZAELIPOOR, 2012; LI et al., 2008; YOO et al., 1999; LIU et al., 2010; GUO et al., 2013; CHIU et al., 2007).

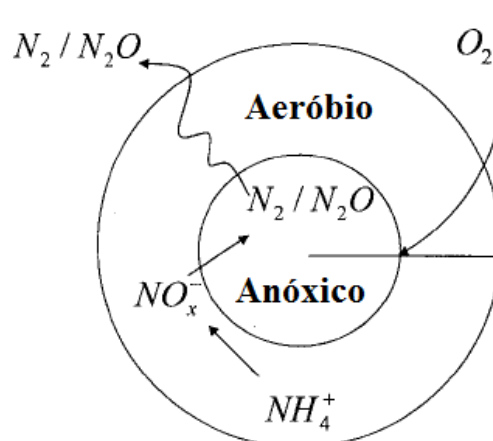
Para que a nitrificação e a desnitrificação ocorram simultaneamente, é necessário que o ambiente apresente zonas aeróbias, onde haverá a nitrificação, e zonas anóxicas, para a ocorrência da desnitrificação.

Pesquisas feitas utilizando espuma de poliuretano (PU) como meio suporte, indicam que este meio possibilita o desenvolvimento de regiões aeróbias e anóxicas (CORREA et al., 2016; OLIVEIRA, 2016; LEICK, 2016; WOSIACK et al., 2014; SANTOS, 2014; BARANA et al., 2013; MOURA, 2011).

Na camada exterior, onde a concentração de oxigênio é elevada, predominam bactérias autotróficas aeróbias nitrificantes. Nas camadas internas do biofilme, onde existe baixa concentração de oxigênio, predominam bactérias anaeróbias facultativas desnitrificantes, a formação de biofilme é a grande vantagem do sistema. Na Figura 2 é ilustrada a distribuição do oxigênio na área externa e interna do biofilme, assim observamos que a concentração de oxigênio decresce à medida que adentra na espuma, possibilitando a existência de

diferentes microrganismos em um mesmo meio devido às diferenças de concentração de OD nas diferentes espessuras do biofilme (MUNCH et al., 1996; SEIFI; FAZAELIPOOR, 2012; ZHANG et al., 2015).

Figura 2. Concentrações de oxigênio no biofilme.



Fonte: Zeng et al. (2003).

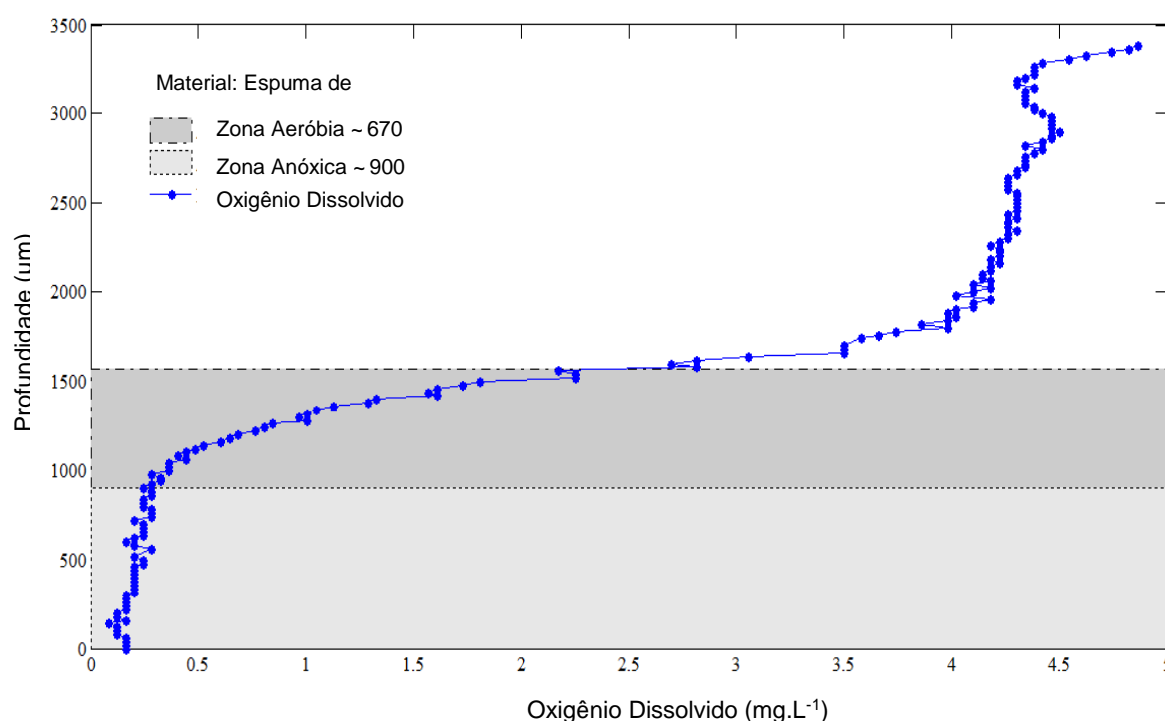
Observamos na Figura 2 a transferência do oxigênio da fase líquida para o biofilme, e a difusão do oxigênio da região mais externa do biofilme, meio aeróbio, para o centro do biofilme, zona anóxica. O oxigênio não chega ao centro do biofilme devido à resistência física e à oxidação do nitrogênio amoniacal na região aeróbia.

Na zona aeróbia é onde pode ocorrer a nitrificação, devido a presença de bactérias autotróficas aeróbias, *Nitrossomonas*, *Nitrobacter*, entre outros gêneros que oxidam a amônia a nitrito e a nitrato. O produto dessa fase, nitrito, pode acumular-se na região de ligação entre a zona aeróbia e anóxica, gerando energia para a sua difusão ao centro do biofilme, e esse acúmulo pode gerar a produção de N_2O . No centro do biofilme, a desnitrificação acontece devido à ausência de oxigênio, por bactérias heterotróficas que utilizam o nitrito e nitrato como receptores finais de elétrons, reduzindo-os a gás nitrogênio. Assim, bactérias nitrificantes aeróbias desenvolvem-se onde há presença de oxigênio, região mais externa do biofilme, e as desnitrificantes facultativas onde há baixas concentrações de oxigênio, interior do biofilme (ZENG et al., 2003).

Santos (2014) trabalhou com um reator de acrílico de leito estruturado, alimentado com água residuária sintética, com espuma de poliuretano com 3 cm de diâmetro como meio suporte, com objetivo de analisar duas diferentes fontes

de carbono, sacarose e peptona de carne, uma prontamente assimilável e outra um pouco mais demorada, respectivamente. No final do período experimental obteve o perfil de OD no biofilme (Figura 3). Notou que nos primeiros 670 μm de profundidade as concentrações de OD permitiam a ocorrência de aerobiose, ou seja, concentrações de OD acima de 0,5 mg.L^{-1} . Já nos 900 μm seguintes as condições do meio eram anóxicas, com concentrações de OD abaixo de 0,5 mg.L^{-1} , indicando a possibilidade de desenvolvimento de microrganismos aeróbios, na superfície mais externa, e anaeróbios na região mais interna da espuma.

Figura 3. Perfil de oxigênio dissolvido em espuma de poliuretano.



Fonte: Santos (2014).

3.3. Presença de fósforo no esgoto sanitário

No esgoto sanitário o fósforo está presente em duas formas: inorgânica, ortofosfatos e polifosfatos, proveniente dos detergentes e produtos químicos domésticos, e na forma orgânica, ligado a compostos orgânicos, de origem fisiológica (VON SPERLING, 2014).

Os ortofosfatos estão disponíveis para o metabolismo biológico, enquanto que os polifosfatos são mais complexos, porém hidrolisam-se em ortofosfatos no

próprio sistema de coleta do esgoto (VON SPERLING, 2014, MOTA; VON SPERLING, 2009)

A remoção de fósforo no tratamento convencional pode variar de 20% a 90%, mas é difícil se atingir eficiência superior a 50%, a não remoção dos sistemas de tratamento de esgoto pode acarretar na introdução do fósforo nas águas, e assim resultar em sua poluição, especialmente em processos de eutrofização (SANT'ANNA JUNIOR, 2010; MICHALOS; ROUFF, 2015).

A remoção de fósforo pode ser feita por processos físico-químicos, com precipitação química, que muitas vezes é utilizado como um complemento ao tratamento biológico, ou por processos biológicos baseados na incorporação do fósforo pelas células microbianas. A remoção de fósforo por processos biológicos é baseada na exposição alternada dos microrganismos a ambientes aeróbios e anaeróbios. Essa alternância de condições ambientais estressa os organismos acumuladores de fósforo, também chamados de PAOs, do inglês *Phosphate Accumulating Organisms*, que passam a acumular mais fósforo que o necessário para sua sobrevivência (LI et al., 2015; SANT'ANNA JUNIOR, 2010; METCALF & EDDY, 2003, MOTA; VON SPERLING, 2009).

A técnica baseia-se de que as bactérias específicas liberam o fosfato para a massa líquida na zona anaeróbia e assim a concentração de fósforo é maior do que a encontrada no afluente, em sequência na zona aeróbia as bactérias absorvem o fósforo em quantidade maior ao necessário para seu metabolismo (MOTA; VON SPERLING, 2009).

O processo biológico de remoção de fósforo exige, então, a alternância entre ambientes anaeróbios, onde o fósforo é liberado ao ambiente pelos PAOs, e ambientes aeróbios, onde a quantidade de fósforo absorvida pelas bactérias, é muito maior do que a necessária para o metabolismo microbiano, ou seja, os PAOs irão acumular mais fósforo do que o que foi liberado. Nessa etapa do processo deve-se remover a biomassa do sistema e, por consequência, estará se removendo também o fósforo (SANT'ANNA JUNIOR, 2010; METCALF & EDDY, 2003, MOTA; VON SPERLING, 2009).

Chiou e Yang (2008), avaliaram a capacidade de armazenamento de fósforo por organismos acumuladores em reator de biofilme sequencial, variando a concentração de DQO afluente de 100 mg.L⁻¹ a 500 mg.L⁻¹ e concluíram que a

fase limitante para o armazenamento do fósforo ocorre na fase anaeróbia e não na fase aeróbia.

É importante destacar que na fase anaeróbia a presença de nitrato é indesejada, pois diminui a liberação do fósforo, devido ao fato de que a sua remoção na etapa da desnitrificação exige o consumo da matéria orgânica rapidamente biodegradável e esta é necessária para a remoção de fósforo (MOTA; VON SPERLING, 2009; ZOU et al., 2006).

Lu et al. (2016) produziram um sistema com lodo granular denso e estável, em um reator de batelada com aeração e não aeração, com ciclo de 6 horas, períodos de não aeração de 130 min, aeração de 160 min para a remoção simultânea de P e N. Em condições estáveis de operação obtiveram eficiência aproximada na remoção de N e P de 65% e 100%, respectivamente. O afluente sintético utilizado continha 800 mg.L⁻¹ de DQO, 50 mg.L⁻¹ de nitrogênio amoniacal e 36 mg.L⁻¹ de fósforo.

Wang et al. (2016), além de quantificarem microrganismos no processo de nitrificação e desnitrificação, também avaliaram a remoção de fósforo. Concluíram que 85% do fósforo foi removido pelos PAOs na fase aeróbia, e 15% durante desnitrificação por organismos desnitrificantes acumuladores de fósforo, os DPAOs, do inglês *Denitrifying Phosphate Accumulating Organisms*. Quanto ao nitrogênio, cerca de 18% foi removido pelos DPAOs e 65% por DGAOs, do inglês *Denitrifying Glycogen Accumulating Organisms* (Organismos Desnitrificantes Acumuladores de Glicogênio). O afluente utilizado foi o esgoto doméstico de uma fossa séptica com DQO variando de 179,4 a 278,2 mg.L⁻¹, NT de 66,4 a 76,5 mg.L⁻¹ e PO₄³⁻ de 5,4 a 7,9 mg.L⁻¹. O tempo de aeração adotado foi de 150min e de 180min de não aeração.

3.4. Relação Carbono Nitrogênio

Quando há déficit de carbono no processo de remoção biológica de nitrogênio de efluente doméstico, ou seja, uma baixa relação C/N, pode ocorrer o acúmulo de nitrato e/ou nitrito no sistema, prejudicando a etapa de desnitrificação, devido à falta de doador de elétrons que garantem a eficiência na etapa da desnitrificação. A natureza do carbono adicionado é muito importante, sendo que

normalmente é utilizado matéria orgânica facilmente degradável, e assim o carbono é utilizado como fonte de energia pelas bactérias heterotróficas. O metanol é um substrato que vem sendo muito utilizado (SANTOS et al., 2016; WU et al., 2015; SANT'ANNA JUNIOR, 2010; CARUCCI et al., 1996).

Segundo Kocaturk e Erguder (2016), a relação de C/N influencia na distribuição das bactérias nitrificantes e heterotróficas. A capacidade de nitrificação e a presença das bactérias nitrificantes de crescimento lento, são maiores quando a relação C/N é baixa. Para o tratamento de esgoto sanitário é recomendado uma relação C/N entre 3,7 e 11, para a remoção eficiente de NT (WU et al., 2012; CARUCCI et al., 1996).

Segundo Wosiack et al. (2014) o valor adequado para a relação carbono/nitrogênio (C/N) depende da fonte de carbono que é adicionado e cada processo deve ser analisado individualmente. Porém sabe-se que quando se utiliza compostos com maior massa molar, a relação C/N resulta em valores menores para uma eficiente desnitrificação, devido à lenta degradação desse material (SANT'ANNA JUNIOR, 2010; HER; HUANG, 1995).

Santos (2014) estudou a estequiometria da desnitrificação heterotrófica com diferentes fontes de carbono, compostos simples e complexos. Para os compostos simples, glicose, sacarose e etanol, foi observado que a DQO afluyente seria suficiente para garantir elétrons para desnitrificação, o que significa que todo o NTK seria removido sem a adição de uma fonte externa de carbono, já para os compostos mais complexos, metanol e acetato, há déficit de doadores de elétrons para a desnitrificação.

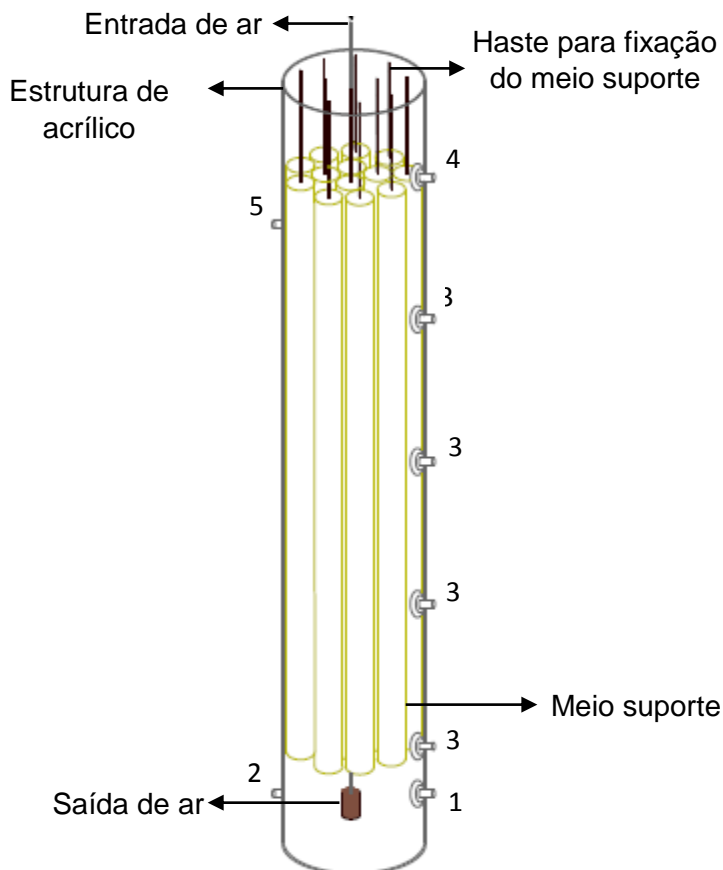
3.5. Reator de leito estruturado com aeração intermitente.

No reator de leito estruturado com aeração intermitente é possível a remoção de forma simultânea da DQO e do nitrogênio. O reator de leito estruturado é um reator biológico que internamente possui um material suporte, arranjado de maneira ordenada, para o crescimento aderido da biomassa. Como meio suporte podem ser utilizados diversos tipos de material como materiais poliméricos, estruturas com espumas, entre outros. A grande vantagem do uso de um sistema de biomassa aderida é a independência do TDH (Tempo de Detenção Hidráulica) do TRC (Tempo de Retenção Celular). Assim, mesmo com baixos

TDHs pode-se obter elevado TRC, o que melhora o desempenho e estabilidade do sistema aumentando a taxa da eficiência do mesmo (VON SPERLING, 2014; SARTI et al., 2001).

A Figura 4 é um esquema representativo de um reator de leito estruturado, utilizando como meio suporte cilindros de espuma de poliuretano.

Figura 4. Representação esquemática de um reator de leito estruturado com aeração intermitente.



Legenda: 1. Entrada do Efluente, 2. Entrada da recirculação, 3. Saídas Laterais, 4. Saída do Efluente, 5. Saída de recirculação.

Fonte: Moura (2014).

A aeração intermitente promove períodos aeróbios e anóxicos, permitindo um meio favorável para o crescimento tanto das bactérias responsáveis pela nitrificação (período aeróbio), quanto pela desnitrificação (período anóxico).

O reator utilizado para este trabalho foi inicialmente proposto por Moura et al. (2012) e estudado por Barana et al. (2013), Wosiack et al. (2015), Moura (2014), Leick (2016), Oliveira (2016) e Santos et al. (2016). Em todos os casos foi avaliada a remoção de DQO e nitrogênio total de efluentes com características diferentes. A Tabela 3 indica as condições operacionais de cada trabalho citado, cujo foi utilizado reator de leito estruturado, e os respectivos resultados.

Tabela 3. Resultados e condições operacionais de outros trabalhos.

Autores	Condições Operacionais				Afluente (mg.L ⁻¹)		Eficiência de remoção (%)	
	TDH (h)	Recirculação	Aerado (h)	Não aerado (h)	DQO	NTK	DQO	NT
Moura et al. (2012)	12	5	2	1	364	25	82	89
Barana et al. (2013)	24	6	1	2	418	169	95	62
Moura (2014)	10	3	2	1	492	42	90	80
Wosiack et al. (2015)	24	5	2,6	0,37	8600	1490	80	88
Leick (2016)	12	2	1,5	1,5	298	40	89	55
Oliveira (2016)	12	2	1,5	1,5	143	47	71	60
Santos et al. (2016)	12	5	2	1	489*	179	97	84

*DQO filtrada

Na Tabela 3, é possível observar que em todos os trabalhos citados o reator de leito estruturado removeu de forma simultânea a DQO e NT, mostrando-se uma possível alternativa para o tratamento de esgoto.

Sendo assim essa pesquisa visou avaliar a eficiência de um reator de leito estruturado com fluxo contínuo e aeração intermitente, na remoção simultânea de DQO e nitrogênio total, com afluente composto por diferentes concentrações de esgoto bruto e efluente de RALF.

3.6. Água Residuária

O afluente utilizado por Leick (2016) era composto por esgoto sanitário bruto, já Oliveira (2016) utilizou uma combinação de esgoto bruto e efluente de RALF na proporção de 1:1. Ambos os pesquisadores trabalharam com reator de leito estruturado e aeração intermitente.

Nos dois casos citados, Leick (2016) e Oliveira (2016), os resultados mostraram ser possível a utilização deste tipo de reator para o tratamento de esgoto. Porém, Oliveira (2016) obteve maior eficiência na remoção de NT, quando comparado aos resultados obtidos por Leick (2016) (Tabela 4).

Na Tabela 4 são apresentados os resultados da nitrificação, desnitrificação e nitrogênio total obtidos por Leick (2016) e Oliveira (2016).

Tabela 4. Valores médios da eficiência para nitrificação, desnitrificação e remoção de nitrogênio total da pesquisa de Leick (2016) e Oliveira (2016).

Ensaio	Nitrificação (%)		Desnitrificação (%)		Remoção de NT (%)	
	Leick	Oliveira	Leick	Oliveira	Leick	Oliveira
1	65±15	98±3	44±17	71±11	30±17	70±4
2	78±5	96±3	46±10	56±10	40±10	54±4
3	89±6	95±10	32±11	54±6	29±9	52±11
4	90±7	89±11	56±27	87±1	52±7	78±3
5	85±8	81±8	60±21	73±2	55±6	59±8
6	90±2	91±11	65±5	62±3	55±5	56±11
7	84±5	89±12	36±7	56±12	30±8	50±10
8	79±5	90±6	40±17	60±3	32±16	54±9
9	80±4	88±6	38±24	56±9	31±20	50±7

Fonte: Leick (2016), Oliveira (2016).

Em ambas as pesquisas a vazão de recirculação e os períodos de aeração utilizados foram os mesmos, a única diferença entre os experimentos foi a composição do afluente. Pode-se supor que os resultados obtidos por Oliveira (2016) foram melhores porque seu afluente era composto pela mistura de esgoto sanitário bruto com efluente de RALF. Dessa maneira foi possível se fazer o pós-tratamento do efluente do RALF, com a remoção do NT, e diluir o esgoto bruto. Essa diluição é importante para diminuição da carga orgânica afluente ao reator e, assim, favorecer o crescimento de bactérias nitrificantes autotróficas (SCHMIDT et al., 2003).

Comparando-se os resultados obtidos por Oliveira (2016) e Leick (2016), optou-se, então, por se utilizar no presente trabalho um afluente composto por diferentes frações de esgoto sanitário bruto e efluente de RALF.

Além disso, para utilização de afluente composto pela mistura de 50% de esgoto bruto e 50 % de efluente de RALF, seria necessária uma configuração de

reatores composta por RALF e reator de leito estruturado. O uso desta configuração possibilitaria que as ETEs já existentes, acrescidas de um reator de leito estruturado, pudessem dobrar sua capacidade de tratamento realizando, ao mesmo tempo, tratamento terciário.

Assim, para o presente estudo, decidiu-se por avaliar o efeito de diferentes concentrações afluente de esgoto sanitário e efluente de RALF na remoção simultânea de DQO e NT.

4. Material e Métodos

A parte experimental da pesquisa foi realizada no Laboratório de Tratamento de Efluentes do Departamento de Engenharia de Alimentos da Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG), por meio de experimentos em bancada com esgoto sanitário.

4.1. Descrição da estação de tratamento de esgoto

O esgoto utilizado para a pesquisa era proveniente da ETE Verde, da Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR), localizada no Jardim Ipiranga em Ponta Grossa.

A estação de tratamento de esgoto é responsável pelo tratamento de aproximadamente 40% do esgoto da cidade, o que representa cerca de 34.000 domicílios, com vazão média de $130\text{L}\cdot\text{s}^{-1}$ (desconsiderando as infiltrações) e $260\text{L}\cdot\text{s}^{-1}$ (considerando infiltrações e problemas com águas pluviais),

O sistema de tratamento da estação consiste em grade, caixa de areia, quatro RALFs dispostos em paralelo e uma lagoa facultativa.

A coleta do esgoto sanitário e do efluente de RALF era feita de forma manual e armazenados em reservatórios de polipropileno com capacidade de 5 e 20 litros, que ficavam sob refrigeração. A frequência da coleta era semanal ou a cada 15 dias, variava conforme os períodos de chuva, disponibilidade de carro, e de armazenamento.

A Figura 5 representa uma foto da vista superior da ETE, onde pode ser visualizada a estação e suas etapas.

Figura 5. Imagem aérea da ETE Verde, localizada no Jardim Ipiranga.



Legenda: 1. Tratamento primário composto por sistema de gradeamento, caixa de areia e calha Parshall. 2. Tratamento biológico anaeróbico (RALF). 3. Lagoa facultativa. 4. Leitos para secagem e tratamento do lodo.

Fonte: Google (2016).

4.2. Reator com leito estruturado

Para a pesquisa foi utilizado um reator cilíndrico de acrílico com altura de 80,0 cm, diâmetro interno de 14,5 cm e volume útil de 8,4L (Figura 6). A alimentação do reator (A) se deu de forma contínua e em fluxo ascendente, com o auxílio de uma bomba peristáltica marca Masterflex. A recirculação do efluente era feita com uma bomba de diafragma da marca ProMinent, que o succionava pela parte superior do reator (B) e o retornava para a parte inferior (C), onde misturava-se com a vazão afluyente.

Estudos anteriores (Leick, 2016; Oliveira, 2016) determinaram que a melhor faixa para a recirculação é de 2 vezes a vazão de alimentação, e esta foi adotada para o presente trabalho.

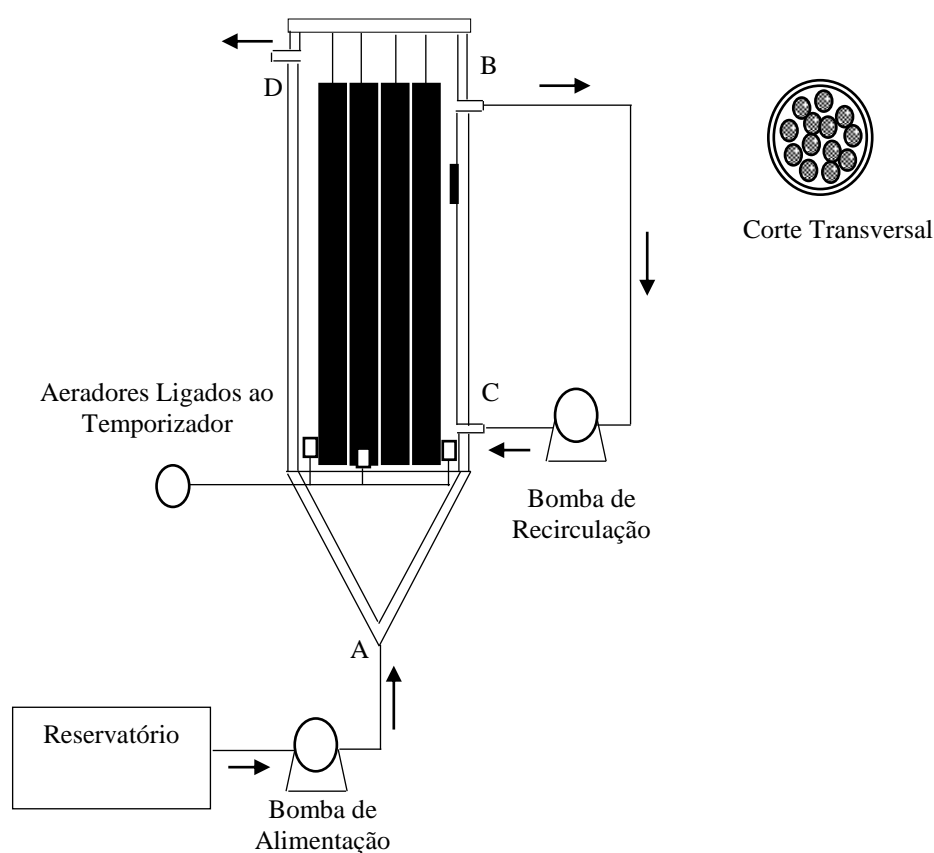
Baseando-se em outros estudos como Barana et al. (2013) e Moura (2014), o sistema foi mantido à $30^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$, com o auxílio de um aquecedor de aquário mergulhado dentro do reator e ligado a um termostato.

Para promover a aeração do reator foram utilizados 3 compressores de ar de aquário, 1 de marca AcquaFlux e 2 de marca Minjiango, ligados a mangueiras com pedra porosa em sua extremidade. Para garantir os períodos aeróbios e

anóxicos os aeradores foram ligados a um temporizador analógico da marca G20, dessa forma foi garantido em todos os ensaios um período de aeração de 60 min e de 120 min sem aeração. O TDH utilizado foi de 8 horas, para atender à demanda das empresas de saneamento, que já utilizam esse TDH para seus RALFs ou UASBs.

A Figura 6 mostra uma representação esquemática do reator e a Figura 7 apresenta uma foto do processo e do reservatório de alimentação.

Figura 6. Esquema do reator empregado na pesquisa.



Legenda: A. Entrada do afluente. B. Afluente para recirculação. C. Efluente recirculado. D. Efluente tratado.

Fonte: Autor

Figura 7. Foto do reator e seus equipamentos e local de armazenamento do afluente.



Legenda: 1. Reservatório afluente. 2. Bomba de alimentação. 3. Bomba de recirculação. 4. Aerador. 5. Termômetro. 6. Entrada afluente no reator. 7. Entrada do efluente recirculado. 8. Saída de recirculação. 9. Efluente do reator.
Fonte: Autor.

4.3. Meio suporte

O reator foi preenchido com 13 cilindros de espuma de poliuretano, que serviram como suporte para o crescimento da biomassa, cada um com 2 cm de diâmetro e 70 cm de altura, dispostos verticalmente no interior do reator conforme representado na Figura 6. O volume e a área que os 13 cilindros ocuparam dentro do reator, foi respectivamente de 0,0029 m³ e 0,58 m².

Moura et al. (2012), identificaram que a porosidade da espuma de poliuretano é igual a 92%, o que o caracteriza como um material com porosidade elevada e meio ideal para imobilização da biomassa. Além disso, tem boa resistência mecânica e custo relativamente baixo, o que garante o bom desempenho do reator para a remoção de DQO e nitrogênio (LIM et al., 2011).

O meio suporte utilizado no processo de nitrificação e desnitrificação simultânea é representado na Figura 8.

Figura 8. Imagem das espumas de poliuretano utilizadas no reator como meio suporte.



Fonte: Autor.

4.4. Substrato

O substrato utilizado para alimentação do reator foi formado por uma mistura contendo duas frações de esgoto sanitário: uma fração coletada após a etapa de tratamento primário, composto por grade e desarenador, antes da calha Parshall, e outra fração formada pelo efluente do Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado (RALF).

Durante o experimento foram realizados cinco ensaios, que se diferenciaram em função da proporção de cada fração, referente ao volume utilizado, cujo é represente na Tabela 5.

A Tabela 5 apresenta o tempo de duração, e a proporção, em volume, do esgoto bruto e efluente de RALF utilizada em cada ensaio.

Tabela 5. Proporções volumétricas de esgoto bruto e de efluente RALF para cada ensaio.

Ensaio	Proporção no afluente		Tempo de operação (Dias)
	Volume de Esgoto Bruto (%)	Volume de RALF (%)	
1	25	75	45
2	75	25	44
3	0	100	31
4	100	0	45
5	50	50	18

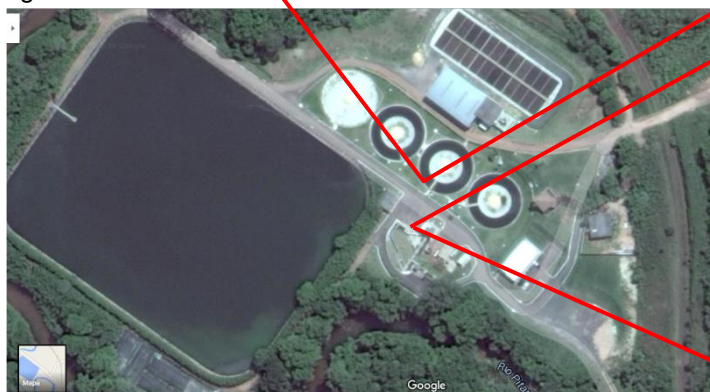
Os pontos de coleta estão apresentados nas Figuras 9, 10 e 11, que correspondem aos pontos de coleta do efluente do RALF, do esgoto bruto, na calha parshall, e da ETE Verde da Sanepar, respectivamente.

Figura 9. Ponto de coleta do efluente RALF.



Fonte: Autor

Figura 10. ETE verde.



Fonte : Google Maps (2016)

Figura 11. Calha Parshall.



Fonte: Autor

4.5. Análises físico-químicas

Para caracterização do afluente e efluente do reator, e avaliação da eficiência do processo, foram realizadas as seguintes análises: pH, alcalinidade, Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), nitrogênio na forma amoniacal (N-NH_4^+), nitrogênio na forma de nitrito (N-NO_2^-), nitrogênio na forma de nitrato (N-NO_3^-), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Fósforo inorgânico e total (Tabela 6).

Os métodos empregados foram realizados em conformidade com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005), com exceção das análises de nitrato que foram realizadas de acordo com o método de CATALDO (1975) e determinação da alcalinidade que foi feita de acordo com método proposto por Ripley et al. (1986). Todas as análises foram feitas em duplicata. A mudança de ensaio acontecia após a coleta de cinco pontos de amostras, pelo menos, no estado estacionário. Considerou-se estado estacionário o momento em que os resultados do ensaio não apresentavam muita diferença entre si.

Na Tabela 6 são apresentados os métodos utilizados para cada parâmetro e a frequência de análise.

Tabela 6. Métodos de cada parâmetro parâmetros e a frequência de análise.

Parâmetro	Frequência	Método	
	semanal	Nome	Número
pH	5	Potenciométrico	APHA (4500)
Alcalinidade (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	5	Volumétrico e Potenciométrico	RIPLEY <i>et al.</i> ,1986
DQO (mg.L ⁻¹)	3	Colorimétrico/refluxo fechado	APHA (5220)
NTK (mg.L ⁻¹)	3	Semi-micro Kjeldahl	APHA (4500)
N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	3	Titulométrico	APHA (4500)
N-NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)	5	Colorimétrico	APHA (4500)
N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	5	Colorimétrico	CATALDO, 1975
Fósforo (mg.L ⁻¹)	*	Colorimétrico	APHA (2540)

* O teor de fósforo só era medido no último dia de cada ensaio.

- Correção da Alcalinidade afluente

Depois de cada coleta de esgoto na estação de tratamento, era feita a correção da alcalinidade referente a proporção de esgoto bruto e efluente de RALF do respectivo ensaio.

Para cada mg de NTK determinado, eram necessárias 7,14 mg de carbonato de cálcio (CaCO₃). Porém, para a correção da alcalinidade foi utilizado bicarbonato de sódio (NaHCO₃) como fonte externa, sendo assim para cada mg de CaCO₃ era preciso adição de 1,68 mg de NaHCO₃.

A correção da alcalinidade é importante para a manutenção do pH em valores adequados para a ocorrência da nitrificação e, também, como fonte de carbono para as bactérias autotróficas nitrificantes.

4.6. Adaptação da biomassa

Este reator já estava sendo utilizado anteriormente por Leick (2016) desde o ano de 2014, e, assim não foi necessário realizar adaptação da biomassa do mesmo. No início de seu trabalho Leick (2016) inoculou o reator com uma mistura de lodo aeróbio e anaeróbio coletado na própria ETE Verde. Depois da inoculação foi iniciada a etapa de adaptação, onde o reator foi alimentado uma única vez com esgoto sanitário bruto e mantido sob aeração constante até que se verificasse a

presença de nitrato. Depois disso a alimentação passou a ser contínua e o tempo de aeração reduzido gradativamente para que se avaliasse a remoção de nitrogênio com diferentes tempos de aeração. Leick (2016) operou o reator durante 339 dias.

Para esta pesquisa, no início do processo, o reator recebeu uma mistura de 50% esgoto sanitário bruto e 50 % de efluente de RALF, com TDH de 8 horas, aeração de 60 minutos seguida de 120 minutos sem aeração, por um período de 28 dias, que foi o tempo necessário para a estabilização do reator. Essa primeira fase aconteceu para uma adaptação dos microrganismos, visto que anteriormente o reator estava sendo alimentado somente com esgoto bruto, tempo de detenção de 12 horas e períodos aerados e não aerados de 90 minutos cada.

A adaptação durou 28 dias. Após esse período o reator atingiu estado estacionário, e foi considerado como estável, devido baixa pouca variação nas concentrações de nitrito e nitrato.

4.7. Procedimento experimental

Após adaptação deu-se início ao estudo do sistema. Com o intuito de verificar a influência da proporção dos substratos, esgoto sanitário bruto e efluente de RALF, para a melhor eficiência de remoção de NT e DQO, foram estudadas as concentrações, em volume, de 0%, 25%, 50%, 75% e 100% de cada substrato, de forma que a somatória da mistura de esgoto bruto com o efluente de RALF fosse de 100% em cada ensaio. Assim totalizou em 5 ensaios (Tabela 5).

Todos os dados obtidos foram verificados quanto à normalidade pelo teste de Shapiro Wilk. Depois os resultados foram analisados estatisticamente por análises de variância e as médias comparadas pelo teste de *Tukey* ($P=0,05$), quando apresentaram diferenças significativas, utilizando o *software R* versão 3.2.2.

Para a determinação da eficiência na remoção do nitrogênio, nitrificação, desnitrificação e remoção de DQO, foram utilizadas as seguintes equações:

Erro! Fonte de referência não encontrada. (Equação I)

Erro! Fonte de referência não encontrada. (Equação II)

Erro! Fonte de referência não encontrada. (Equação III)

Erro! Fonte de referência não encontrada. (Equação IV)

Sendo:

NTK_a - Nitrogênio total Kjeldahl afluente (mg.L⁻¹)

NTK_e - Nitrogênio total Kjeldahl efluente (mg.L⁻¹)

NO₂⁻ - Nitrogênio na forma de nitrito efluente (mg.L⁻¹)

NO₃⁻ - Nitrogênio na forma de nitrato efluente (mg.L⁻¹)

DQO_a - Demanda Química de Oxigênio afluente (mg.L⁻¹)

DQO_e - Demanda Química de Oxigênio efluente (mg.L⁻¹)

No final de cada ensaio, para se verificar a influência da aeração nos resultados de DQO, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻ e fósforo, foram realizadas, a cada 60 minutos e por um período de 6 horas, coletas do efluente do reator e analisadas individualmente. Assim pôde-se avaliar o comportamento do reator no final dos períodos aerados e não aerados.

5. Resultados e discussões

Neste capítulo serão discutidos os resultados obtidos durante o período de operação do sistema. Na tabela 7 é apresentado a caracterização do afluente bruto, utilizado na alimentação do reator.

Tabela 7. Caracterização do afluente de todos os ensaios.

Ensaio	Proporção Bruto/Ralf (%)	Parâmetro			
		NTK	Amoniacal	DQO	pH
1	25/75	35±7 ^b (13)	27±4 ^b (16)	147±17 (17)	7,11±0,48 ^{ab} (15)
2	75/25	41±11 ^b (13)	27±8 ^b (16)	168±12 (13)	7,11±0,30 ^{ab} (13)
3	0/100	37±8 ^b (8)	32±5 ^b (13)	83±10 (14)	6,82±0,41 ^b (9)
4	100/0	64±19 ^a (13)	46±8 ^a (22)	155±92 (19)	7,28±0,39 ^{ab} (12)
5	50/50	36±2 ^b (6)	32±3 ^b (7)	134±52 (6)	7,38±0,15 ^a (6)

Nota: Os resultados seguidos de letras iguais, na coluna, não diferem significativamente entre si, pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

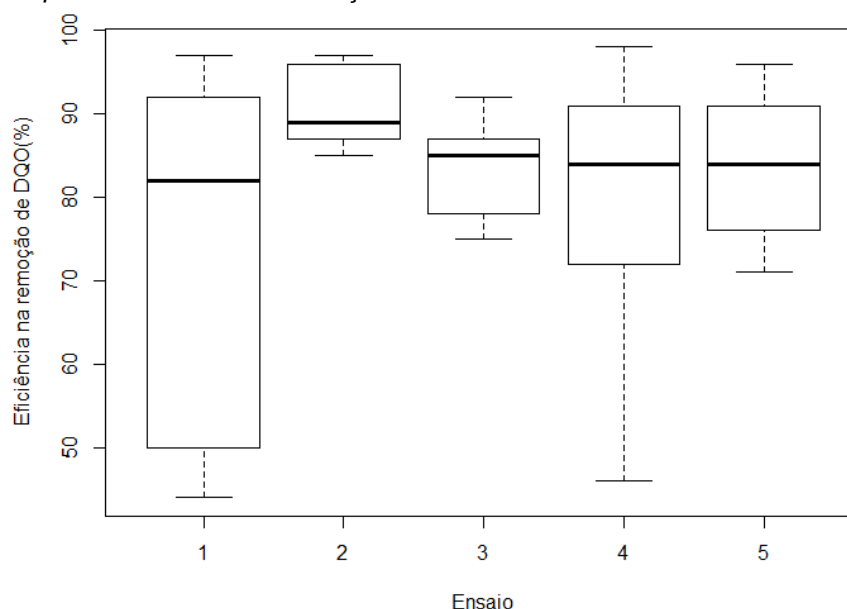
Valores entre parênteses referem-se ao número de amostras de cada parâmetro.

6.

5.1. Remoção da DQO

A Figura 12 mostra o *Box-Plot* da distribuição dos resultados, da eficiência na remoção de DQO para todas os ensaios testados.

Figura 12. *Box-plot* da eficiência de remoção de DQO em cada ensaio.



Quanto maior a altura do “*Box*”, maior a variação dos resultados e assim maior o desvio padrão. Assim observamos na Figura 12, que o reator apresentou uma maior estabilidade do sistema e maior homogeneidade dos dados durante os

ensaios 2 e 3, como também a melhor eficiência na remoção de DQO no ensaio 2. Enquanto que o ensaio 1, foi o que apresentou menor estabilidade do sistema.

Na Tabela 8 é apresentado os valores médios de DQO total afluente e efluente, e a eficiência de remoção obtida em cada ensaio estudado. O número de amostras utilizadas para estimar cada média está especificado na tabela.

Tabela 8. Média da DQO afluente e efluente de cada ensaio e a eficiência de remoção.

Ensaio	Proporção		DQO _{afluente} (mg.L ⁻¹)	DQO _{efluente} (mg.L ⁻¹)	Eficiência de remoção (%)	Nº de amostras
	Bruto/Ralf (%)					
1	25/75		147±17	36±27	76 ^a	17
2	75/25		168±12	16±8	91 ^a	13
3	0/100		83±10	14±5	83 ^a	14
4	100/0		155±92	25±13	84 ^a	19
5	50/50		134±52	18±9	86 ^a	6

Nota: resultados com mesma letra, na coluna, não diferem significativamente entre si, pelo teste de ANOVA ($p \leq 0,05$).

Como pode se observar na Tabela 8, independente da concentração de matéria orgânica, todos os ensaios obtiveram remoção de DQO acima de 75%, e o teste ANOVA indicou que não houve diferença estatística entre os resultados dos ensaios. Isso aconteceu porque a DQO é removida durante todo o processo, tanto nos períodos aerados, quanto nos sem aeração. Segundo Schmidt et al. (2003) e Chiu et al. (2007), nos períodos aerados (aeróbios) a DQO é consumida por microrganismos heterotróficos aeróbios, que a utilizam como fonte de energia. Já nos períodos sem aeração (anóxicos), a DQO é consumida pelos microrganismos heterotróficos desnitrificantes.

Observamos que a concentração de DQO afluente variou entre os ensaios. Esse fato se justifica não só pela diferença da concentração das frações afluente dos ensaios, mas também por outras variáveis que influenciam nas características do esgoto sanitário, como: clima, períodos de chuva, dias e horários da coleta.

O artigo nº 11 da resolução SEMA (Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos) nº 021/09, dispõe sobre os padrões de lançamento do efluente das ETEs nos corpos d'água, a resolução estabelece que o limite de lançamento para a DQO é de 225 mg.L⁻¹. A portaria nº 1304/2007 da Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento

Ambiental do Estado do Paraná (SUDERHSA), determina que o valor máximo permitido de lançamento deverá ser de 125 mgDQO.L⁻¹. Na Tabela 8 observamos que a concentração final de DQO ficou abaixo do máximo permitido pela legislação, ou seja, todos os ensaios produziram resultados que atendem à legislação.

Em um estudo muito semelhante e em reator de mesmo modelo tratando esgoto sanitário, Correa et al. (2016) avaliaram a remoção da DQO e nitrogênio. As condições de operação do reator foram TDH de 16 horas, recirculação igual a 3 e períodos aerados de 4 horas seguidos de 2 horas sem aeração a cada intervalo de 6 horas. Com afluente com DQO de 367 mg.L⁻¹ obtiveram eficiência de remoção de 88%.

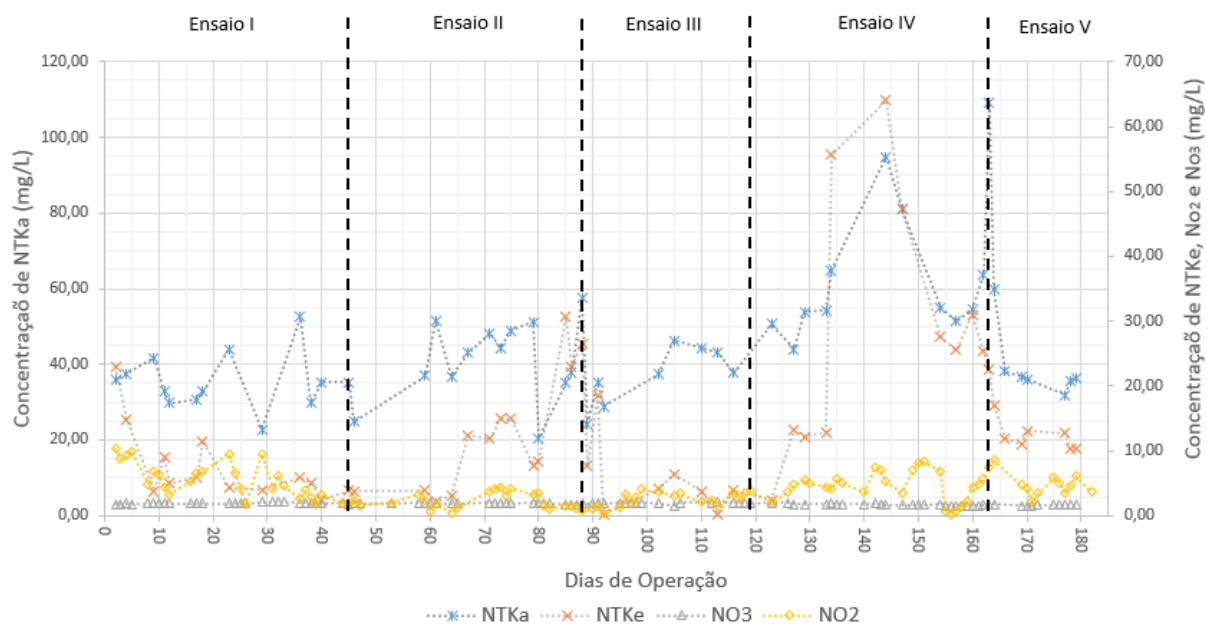
Moura et al. (2012) também avaliaram a remoção de DQO e nitrogênio em um reator de mesmo modelo que o deste projeto. O reator operou com recirculação igual 5, períodos de aeração e sem aeração de 2 e 1 hora, respectivamente, a cada intervalo de 3 horas e TDH de 12, 10 e 8 horas. O afluente era esgoto sintético com concentração média de DQO de 364 mg.L⁻¹. Obtiveram remoção mínima de DQO de 85%, com TDH de 8 horas, e máxima de 89%.

Dessa forma observamos que outras pesquisas assim como esta, também apresentaram bons resultados para a remoção de DQO com este modelo de reator. A presente pesquisa tem como diferença o menor consumo de energia, visto que a recirculação é menor, igual a 2, e períodos de aeração e sem aeração são de 1 e 2 horas, respectivamente, para cada período de 3 horas. O TDH, de 8 horas, também foi menor, representando menor custo de implantação do sistema.

5.2. Remoção de Nitrogênio

Na Figura 13, podemos observar os teores afluente de NTK, e efluente de NTK, nitrito e nitrato ao longo dos cinco ensaios.

Figura 13. Gráfico do perfil das concentrações de NTK, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻, afluente e efluente em cada ensaio.



Fonte: Autor.

Observamos na Figura 13, que as concentrações de nitrito e nitrato apresentaram pequenas variações ao longo do experimento, o que nos indica a boa estabilidade do sistema. Quanto as concentrações de NTK afluente, observamos que o ensaio 4 apresenta as maiores concentrações, devido ao afluente utilizado para alimentação ser 100% de esgoto bruto.

A média dos resultados da série nitrogenada, NTK, $N-NH_4^+$, $N-NO_2^-$ e $N-NO_3^-$, de cada ensaio são apresentados na Tabela 9.

Tabela 9. Média das concentrações de NTK, $N-NH_4^+$, $N-NO_2^-$ e $N-NO_3^-$, afluente e efluente em cada ensaio.

Ensaio	Proporção Bruto/RALF (%)	Afluentes (mg.L ⁻¹)		Efluentes (mg.L ⁻¹)			
		NTK	N-NH ₄ ⁺	NTK	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻
1	25/75	35±7 ^b (13)	27±4 ^b (16)	8±6 ^{bc} (13)	6±4 ^b (16)	5±3 ^a (27)	2±0,10 ^a (27)
2	75/25	41±11 ^b (13)	27±8 ^b (16)	13±9 ^b (13)	4±4 ^b (16)	2±1 ^c (22)	2±0,06 ^a (22)
3	0/100	37±8 ^b (8)	32±5 ^b (13)	6±6 ^c (8)	3±1 ^b (13)	3±1 ^{bc} (18)	2±0,12 ^a (17)
4	100/0	64±19 ^a (13)	46±8 ^a (22)	27±18 ^a (13)	22±12 ^a (22)	5±2 ^a (28)	2±0,13 ^b (27)
5	50/50	36±2 ^b (6)	32±3 ^b (7)	12±1 ^{bc} (6)	10±2 ^b (7)	4±1 ^{ab} (10)	2±0,04 ^c (9)

Nota: Os resultados seguidos de letras iguais, na coluna, não diferem significativamente entre si, pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Valores entre parênteses referem-se ao número de amostras de cada parâmetro.

Analisando as concentrações efluente de NTK e N-NH₄⁺ na Tabela 9, constatamos que em nenhum dos ensaios o nitrogênio orgânico foi completamente convertido a amônia, visto que a sua presença ainda é encontrada no efluente. Podemos observar também, que não houve a conversão total da amônia a nitrito e este a nitrato, uma vez que nota-se a presença de N-NH₄⁺ no efluente.

A Tabela 10 apresenta os resultados da eficiência de nitrificação, desnitrificação, nitrogênio total de cada ensaio e a relação C/N, que neste trabalho foi definida a partir da relação DQO/NTK.

Tabela 10. Eficiência da nitrificação, desnitrificação e remoção de nitrogênio total em %.

Ensaio	Nitrificação (%)	Desnitrificação (%)	Remoção de NT (%)	C/N
1	79 ^{ab} ±11	74 ^b ±18	63 ^b ±16	4,22±0,76
2	70 ^{bc} ±17	86 ^{ab} ±14	64 ^b ±18	4,25±1,13
3	85 ^a ±11	86 ^a ±5	78 ^a ±11	2,27±0,43
4	57 ^c ±15	83 ^{ab} ±11	50 ^b ±15	2,40±1,11
5	68 ^{bc} ±3	76 ^{ab} ±4	56 ^b ±4	3,71±1,11

Nota: Os resultados seguidos de letras iguais, na coluna, não diferem significativamente entre si, pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Relação C/N é referente a relação DQO/NTK.

Observamos na Tabela 10 que o ensaio 3 foi o único que diferiu estatisticamente entre os ensaios na remoção de NT. Apresentando 78% de eficiência na remoção de NT, foi o ensaio mais eficiente. Foi também o que apresentou melhor eficiência de nitrificação, de 85%. A média de DQO afluente no ensaio 3 foi de 82 mg.L⁻¹, a menor dentre todos os ensaios, e possivelmente isso tenha proporcionado a melhor eficiência de nitrificação.

Segundo Schmidt et al. (2003), na presença de DQO e oxigênio bactérias heterotróficas aeróbias competem com as nitrificantes por esse gás. Como as heterotróficas apresentam maior eficiência energética que as autotróficas, acabam prevalecendo no ambiente. Dessa forma possivelmente, no ensaio 3, com a menor concentração de DQO afluente, ocorreu um menor desenvolvimento de bactérias heterotróficas do que nos outros ensaios, resultado em saldo de oxigênio e espaço para crescimento das autotróficas nitrificantes.

Observamos na Tabela 10 que talvez o fator limitante para a remoção de nitrogênio total tenha sido a nitrificação, enquanto que a média da desnitrificação apresentou bons resultados em todos os ensaios (acima de 74%).

No ensaio 4 a eficiência da nitrificação (57%) foi a menor entre os ensaios. Isso possivelmente ocorreu por dois motivos: pelo aumento da DQO afluente, que provavelmente acarretou no aumento da população dos microrganismos heterotróficos aeróbios em relação aos nitrificantes autotróficos, que não tiveram espaço para se desenvolver, inibindo a oxidação da amônia, ou como pode ser observado na Tabela 9, devido a maior concentração afluente de N-NH₄⁺, podendo esse efeito negativo para o processo podendo ter limitado o oxigênio, inibindo o crescimento de microrganismos do gênero *Nitrobacter*, que são de suma importância para a nitrificação e assim afetar o processo na remoção de

nitrogênio, com variação de pH ente 7,2 e 7,4 (SANT'ANNA JUNIOR, 2010; VADIVELU, 2007; WOSIACK, 2014).

Canto et al. (2008) utilizando afluente sintético com concentrações diferentes de N-NH_4^+ , 50 e 100 mg.L^{-1} , e 100 mgDQO.L^{-1} e pH igual a 8, estudaram um reator de biofilme em batelada, com ciclos de 8 horas. A melhor eficiência obtida no sistema foi com o afluente que continha menores concentrações de NH_4^+ , alcançando eficiência de 72% na remoção de NT. A eficiência foi reduzida para 67% quanto utilizado o efluente com 100 mg.L^{-1} de N-NH_4^+ .

Quando se trata de desnitrificação, observamos que não há diferença estatística entre os ensaios 2, 4 e 5, já os ensaios 1 e 3 diferiram entre si. O ensaio 1 apresentou a menor eficiência entre as condições aqui testadas, possivelmente porque o acúmulo de nitrito também foi maior nesse ensaio, de 5,42 mg.L^{-1} .

A desnitrificação atingiu sua maior eficiência nos ensaios 2 e 3 (86%), nesses ensaios foram os que tiveram as menores concentrações de acúmulo de nitrito (Tabela 9).

Zeng et al. (2003) trabalharam com o processo de nitrificação e desnitrificação simultâneas e remoção de fósforo, com pH entre 7 e 7,5. No final da pesquisa eles concluíram que concentrações de nitrito acima de 1 mg.L^{-1} podem desencadear a produção de N_2O e níveis mais altos podem prejudicar a desnitrificação. Portanto podemos dizer que a eficiência da desnitrificação só não foi maior porque em todos os ensaios o acúmulo de nitrito foi superior a 1 mg.L^{-1} .

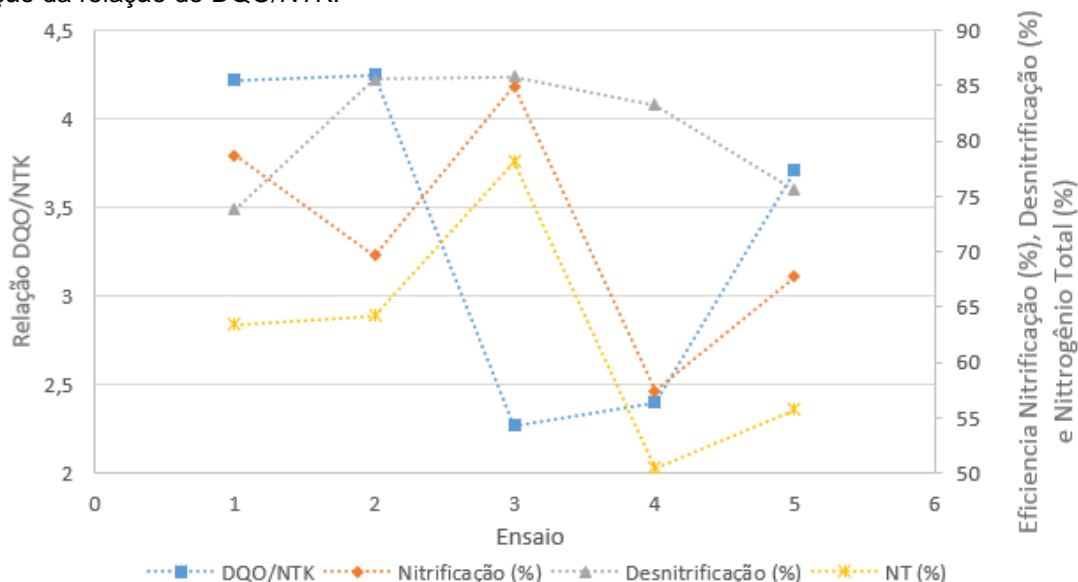
O acúmulo de nitrito também pode ocorrer quando a relação entre carbono e nitrogênio é baixa, devido ao fato de que o carbono pode ser insuficiente e assim ser rapidamente consumido, prejudicar o tratamento do sistema (HER; HUANG, 1995).

Na Tabela 9 observamos que a relação C/N, expressa em DQO/NTK foi relativamente baixa, se comparado com o estudo de Moura et al. (2012) que trabalharam com efluente sintético, com TDH de 12 horas, e obtiveram melhores resultados na remoção de DQO e NT, com eficiência de remoção de 89% e 82% respectivamente, com uma DQO afluente de 353 mg.L^{-1} e relação de DQO/NTK igual a 13.

Dessa forma pode-se identificar (Tabela 9) um possível déficit de carbono em todos os ensaios, com exceção do ensaio 3, que apresentou a menor relação C/N e maior remoção de NT, provavelmente devido ao fato do afluente ser 100% efluente de RALF, devido a influência da matéria orgânica ser de baixa degradação.

Na Figura 14 é apresentada a relação DQO/NTK em função da nitrificação, desnitrificação e remoção de nitrogênio total. Observamos que não há uma relação concreta entre esses fatores, pois a eficiência de nitrificação, desnitrificação e remoção de NT não variou de maneira proporcional com a relação DQO/NTK.

Figura 14. Gráfico da variação da eficiência da nitrificação, desnitrificação e nitrogênio total, em função da relação do DQO/NTK.



Fonte: Autor.

Assim identificamos que a relação DQO/NTK foi relativamente baixa, porém suficiente para a remoção de nitrogênio, sem a necessidade da adição de uma fonte externa de carbono. Possivelmente com uma proporção C/N maior a eficiência do sistema poderia ser melhor. Porém, outro fator importante para a eficiência desse ensaio, 3, é a alimentação de 100% de efluente RALF, com 83 mgDQO.L⁻¹, ou seja, uma matéria orgânica de baixa degradação, garantindo carbono para todo o processo. Chiu et al. (2007) concluíram que o controle da concentração de carbono pode otimizar a remoção de nutrientes no processo de nitrificação e desnitrificação simultâneas, assim como também tempo e distribuição ao longo do reator.

Fu et al. (2009) utilizaram um reator de membrana para avaliar diferentes valores de C/N na remoção de DQO e nutrientes de efluente sintético. Obtiveram eficiência de remoção da DQO superior a 95% em todos os ensaios, independente da relação C/N utilizada. Dessa forma também concluíram que a eficiência na remoção da DQO independe da relação C/N.

5.3. pH e Alcalinidade

Os valores médios das análises do pH e da alcalinidade dos afluentes e efluentes dos cinco ensaios são apresentados na Tabela 11. Os valores da alcalinidade afluente foram determinados após a correção do mesmo com a adição de bicarbonato de sódio (NaHCO_3).

Tabela 11. Média do pH e da alcalinidade de cada ensaio.

Ensaio	pH		Alcalinidade (mg.L^{-1})		Nº de amostras
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	
1	7,11±0,48 ^{ab}	7,23±0,52 ^{ab}	160±43 ^{ab}	109±53 ^b	15
2	7,11±0,30 ^{ab}	6,83±0,56 ^b	137±43 ^b	84±59 ^b	13
3	6,82±0,41 ^b	6,93±0,37 ^b	188±26 ^a	86±39 ^b	9
4	7,28±0,39 ^{ab}	7,72±0,47 ^a	190±29 ^a	221±114 ^a	12
5	7,38±0,15 ^a	7,63±0,25 ^a	169±51 ^{ab}	168±82 ^{ab}	6

Nota: Os resultados seguidos de letras iguais, na coluna, não diferem significativamente entre si, pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Observamos que para o processo como um todo a variação do pH foi mínima, tanto afluente quanto efluente, e sempre próximo da faixa do neutro, que indica a estabilidade do sistema. Segundo Paredes et al. (2007) para o processo de nitrificação o pH deve estar com valores entre 7 e 8. Surampalli et al. (1997) afirmaram que a desnitrificação é prejudicada em valores de pH abaixo de 6,0 e superior a 9,0. Segundo eles, o pH ótimo para a ocorrência de desnitrificação é entre 6,5 e 8,0.

Observamos na Tabela 11 que o pH não interferiu na redução da eficiência do sistema, visto que os valores estão dentro da faixa ótima para o crescimento dos microrganismos nitrificantes e desnitrificantes.

A alcalinidade é um fator muito importante para o equilíbrio do processo. Na etapa da nitrificação, durante a oxidação da amônia, há o consumo da

alcalinidade por causa da liberação dos íons H^+ . Segundo Metcalf & Eddy (2003) para cada mg de amônia oxidada são necessários 7,14 $mgCaCO_3$.

Em todos os ensaios houve consumo da alcalinidade, indicando a ocorrência da nitrificação, com exceção do ensaio 4. Neste ensaio, a elevada concentração de $N-NH_4^+$ no efluente final, de 22,23 $mg.L^{-1}$, indica baixa eficiência de nitrificação, ou seja, baixa atividade das bactérias autotróficas nitrificantes e, portanto, menor liberação de íons H^+ para o meio, havendo, então, menor redução da alcalinidade.

O ensaio 4 foi o que recebeu como afluente apenas esgoto doméstico bruto. Como já foi discutido anteriormente, o excesso de DQO favorece o crescimento de bactérias heterotróficas aeróbias, que consomem boa parte do OD disponível, e, assim, inibe o desenvolvimento das bactérias autotróficas nitrificantes, que terão menor quantidade de OD e menor espaço para fixação nos meios.

Os ensaios 1, 2 e 3 apresentaram melhor eficiência de nitrificação. Nestes ensaios a concentração da alcalinidade efluente, assim como a concentração de $N-NH_4^+$, obtiveram os menores valores, devido, justamente, à maior liberação de íons H^+ no processo de nitrificação (AHN, 2006).

5.4. Remoção de fósforo

As análises da série de fósforo foram realizadas no final de cada ensaio, por dois ciclos de três horas cada, nos finais dos períodos com aeração e sem aeração, quando o reator já se encontrava estabilizado.

Foram encontradas baixas concentrações de fósforo afluente, o que é comum visto que a concentração no esgoto doméstico varia entre 5 $mg.L^{-1}$ e 25 $mg.L^{-1}$ (SANT'ANNA JUNIOR, 2010). A média de cada ensaio é apresentada na Tabela 12.

Tabela 12. Concentração de fósforo encontrado no final de cada ensaio.

Ensaio	Período	Afluyente (mg.L ⁻¹)	Efluente(mg.L ⁻¹)	Eficiência (%)
		Teor de Fósforo	Teor de Fósforo	
1	A	6 (1)	3±0,03 (2)	47
	SA		3±0,05 (2)	48
2	A	4 (1)	2±0,01 (2)	42
	SA		2±0,23 (2)	47
3	A	4 (1)	5±0,44 (2)	0
	SA		5±1,65 (2)	0
4	A	4 (1)	4±0,16 (2)	12
	SA		3±0,64 (2)	35
5	A	4 (1)	3±0,34 (2)	25
	SA		3±0,36 (2)	14

Nota: A. Final da fase com aeração

SA. Final da fase sem aeração

Valores entre parênteses referem-se ao número de amostras de cada parâmetro.

Observando a Tabela 12 podemos avaliar que o processo de nitrificação e desnitrificação simultânea também removeu fósforo, porém em nenhum ensaio a remoção foi superior a 50%.

No ensaio 3, é possível que não tenha sido removido fósforo devido a alimentação ser de 100% efluente de RALF, segundo Henrique et al (2010) a baixa concentração do material facilmente biodegradável está relacionada com a baixa eficiência na remoção do fósforo.

Talvez a remoção de fósforo fosse maior se a relação carbono nitrogênio também fosse maior. Fu et al. (2009) estudando remoção de fósforo em esgoto sintético com diferentes relações DQO/N, observaram eficiência na remoção de fósforo de 51% com DQO/N igual a 5,3 e eficiência de 90% com DQO/N igual a 9,3.

Lu et al. (2016) estudaram a remoção simultânea de nitrogênio e fósforo em efluente doméstico sintético com concentrações de DQO, N-NH₄⁺, e P-PO₄ de 800mg.L⁻¹, 50mg.L⁻¹ e 36mg.L⁻¹, respectivamente. No estudo foi utilizado um reator com lodo granular denso e estável, a eficiência alcançada no processo foi de 65% para remoção de nitrogênio e remoção total de fósforo. Assim observamos que a remoção de nitrogênio e fósforo podem ocorrer simultaneamente.

5.5. Remoção de DQO e de nitrogênio nos períodos aeróbio e anaeróbio

No final de cada condição, quando o reator já se encontrava estabilizado, foram feitas coletas de amostras efluente no final dos períodos com aeração e sem aeração de cada ensaio, por dois ciclos de três horas consecutivos.

A Tabela 13 apresenta as concentrações medidas em cada ensaio.

Tabela 13. Média das concentrações dos parâmetros no final da aeração e não aeração.

Ensaio	Fase	Afluente		Efluente			
		NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	DQO (mg.L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	DQO (mg.L ⁻¹)
1	A	29	99	2 ±0,09 (2)	1 ±0,09 (2)	2 ±0,00 (2)	7 ±3,36 (2)
	SA			8 ±2,73 (2)	3 ±0,19 (2)	2 ±0,31 (2)	
2	A	20	163	0 ±0,09 (2)	0 ±0,01 (2)	2 ±0,01 (2)	23 ±6,91 (2)
	SA			1 ±0,00 (2)	2 ±0,14 (2)	2 ±0,01 (2)	25 ±1,87 (2)
3	A	34	97	1 ±0,09 (2)	3 ±0,41 (2)	2 ±0,02 (2)	25 ±2,86 (2)
	SA			4 ±0,75 (2)	4 ±0,66 (2)	2 ±0,00 (2)	24 ±2,49 (2)
4	A	43	317	17 ± 0,93 (2)	9 ±0,63 (2)	2 ±0,09 (2)	31 ±2,06 (2)
	SA			18 ±0,84 (2)	8 ±0,39 (2)	2 ±0,02 (2)	28 ±1,49 (2)
5	A	31	58	7 ±0,84 (2)	6 ±0,35 (2)	2 ±0,00 (2)	19 ±4,30 (2)
	SA			10 ±0,46 (2)	3 ±0,23 (2)	2 ±0,04 (2)	15 ±1,12 (2)

Nota: A - Final do período com Aeração.

SA - Final do período Sem Aeração.

Valores entre parênteses referem-se ao número de amostras de cada parâmetro.

Observa-se na Tabela 13 que o único parâmetro que apresentou diferenças de concentração no efluente das fases aeradas e sem aeração foi o de

N-NH₄⁺. Nota-se, em todos os ensaios, maior concentração de N-NH₄⁺ nos efluentes obtidos nas fases sem aeração (SA). Esse fato pode ser explicado devido à oxidação da amônia acontecer, justamente, nos períodos aeróbios.

Com relação à remoção de DQO, nota-se que não houve diferença entre as fases. Correa et al. (2016), operaram um reator por 38 dias e no último dia foi feito o monitoramento por 18 horas coletando amostras de hora em hora, nesse período obtiveram 3 ciclos de AE e SA (4 horas AE e 2 horas SA), e observaram que a aeração intermitente não interferiu significativamente na remoção da DQO, com eficiência de 92% para os períodos de AE e 90% para os de SA.

6. Conclusão

Dos resultados apresentados nesse trabalho concluímos que o reator de leito estruturado com aeração intermitente, possibilitou a remoção concomitante de DQO e NT.

Foi observado que não houve diferença estatística significativa na remoção de DQO entre os diferentes ensaios, com diferentes concentrações de esgoto bruto e efluente de RALF. Os resultados de DQO obtidos no efluente variaram de 14 mg.L⁻¹ a 36 mg.L⁻¹.

A eficiência de nitrificação foi diretamente influenciada de maneira negativa pela concentração de esgoto bruto no afluente. Com afluente composto apenas por esgoto bruto, a eficiência de nitrificação foi de 57%, já com afluente composto apenas por efluente de RALF, a eficiência de nitrificação aumentou para 85%.

A eficiência de desnitrificação não aparentou sofrer influência das diferentes composições afluente estudadas. A menor eficiência de desnitrificação, de 74%, foi obtida no ensaio 1, com afluente composto por 25% de esgoto bruto. A maior eficiência de desnitrificação foi obtida nos ensaios 2 e 3, cujos afluentes eram compostos por 75% e 0% de esgoto bruto, respectivamente.

A menor eficiência na remoção de NT, de 50%, foi obtida no ensaio 4, cujo afluente era composto apenas por esgoto bruto. A melhor eficiência de remoção de NT foi no ensaio 3, com 78% de eficiência, onde a alimentação do reator era feita somente com efluente de RALF, a nitrificação foi o fator limitante para a remoção de NT. Observa-se aqui que as diferentes composições afluente interferiram no processo de remoção de NT.

Conclui-se que o reator de leito estruturado com aeração intermitente é eficiente para a remoção simultânea de DQO e nitrogênio total para essas condições.

Sugestões para trabalhos futuros

- A diminuição do diâmetro da espuma de poliuretano e aumento do número de cilindros no reator, visto que a fase limitante do processo é a de nitrificação e, nestas condições sugeridas, imagina-se aumentar o volume de fases aeróbias no reator;

- Análise de biologia molecular dos microrganismos presentes no reator, que irá ajudar na compreensão dos resultados obtidos e a alcançar melhor eficiência do reator;

- Realizar ensaios cinéticos em diferentes condições de funcionamento do reator, pois irá ajudar na definição de parâmetros de dimensionamento do reator.

7. Referências

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

APHA. **American Public Health Association. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20ed. Washington: American Public Health Association, 2005.

BARANA, A. C.; LOPES, D.D.; MARTINS, T.H.; POZZI, E.; DAMIANOVIC, M.H.R.Z.; DEL NERY, V.; FORESTI, E. Nitrogen and organic matter removal in an intermittently aerated fixed-bed reactor for post-treatment of anaerobic effluent from a slaughterhouse wastewater treatment plant. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 1, n. 3, p.453-459, set. 2013.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. **Resolução CONAMA nº 430**, de 13 de maio de 2011.

CANTO, C. S. A.; RODRIGUES, J. A. D.; 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.

CARUCCI, A.; RAMADORI, R.; ROSSETTI, S.; TOMEI, M. C. Kinetics of denitrification reactions in single sludge systems. **Water Research**, v. 30, n. 1, p. 51-56, 1996.

CATALDO, D. A.; HAROON, M.; SCHRADER, L. E.; YOUNGS, V. L. Rapid colorimetric determination of nitrate in plant tissue by nitration of salicylic acid. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 6, n. 1, p. 71-80, 1975.

CHIOU, R.; YANG, Y. An evaluation of the phosphorus storage capacity of an anaerobic/aerobic sequential batch biofilm reactor. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 10, p. 4408-4413, 2008.

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

CHU, L.; WANG, J. Comparison of polyurethane foam and biodegradable polymer as carriers in moving bed biofilm reactor for treating wastewater with a low C/N ratio. **Chemosphere**, v. 83, n. 1, p.63-68, mar. 2011.

CORREA, C. Z.; PRATES, K. V. M. C.; AZEVEDO, C. S.; LOPES, D. D.; RODRIGUES, E. A.; PETERLINE, G.; BARANA, A. C. Comportamento da remoção de matéria orgânica (DQO) e nitrogênio amoniacal em um reator de leito estruturado operado sob aeração intermitente. **Scientia Plena**, v. 12, n. 13, p. 1-10, 2016.

DINÇER, A. R; KARGI, F. Kinetics of sequential nitrification and denitrification processes. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 27, p. 37-42, 2000.

FENG, L.; YANG, G.; YANG, Q.; ZHU, L.; XU, X.; GAO, F. Enhanced simultaneous nitrification and denitrification via addition of biodegradable carrier *Phragmites communis* in biofilm pretreatment reactor treating polluted source water. **Ecological Engineering**, v. 84, p. 346-353, 2015.

FROEHNER, S.; MACHADO, K. S.; FALCÃO, F.; MONNICH, C., BESSA, M. Inputs of Domestic and Industrial Sewage in Upper Iguassu, Brazil Identified by Emerging Compounds. **Water, Air, & Soil Pollution**, [s.l.], v. 215, n. 1-4, p.251-259, 4 jun. 2010.

FU, Z.; YANG, F.; ZHOU F.; XUE, X. Control of COD/N ratio for nutrient removal in a modified membrane bioreactor (MBR) treating high strength wastewater. **Bioresource Technology**, v.100, p. 136-141, 2009.

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.

HE, S.; XUE, G.; WANG, B. Factors affecting simultaneous nitrification and denitrification (SND) and its kinetics model in membrane bioreactor. **Journal of Hazardous Materials**, v. 168, n. 2-3, p. 704-710, 2009.

HENRIQUE, I. N.; SOUSA, J. T. de; CEBALLS, B. S. O. de; BRASIL, D. P. Remoção biológica de fósforo em reatores em bateladas sequenciais com

diferentes tempos de retenção de sólidos. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v.15, n. 2, p. 197-204, 2010.

HER, J.; HUANG, J. Influences of Carbon Source and C/N ratio on Nitrate/Nitrite denitrification and Carbon break through. **Bioresource Technology**. v. 54, p. 45-51, 1995.

INSTITUTO TRATA BRASIL. **Benefícios econômicos da expansão do saneamento brasileiro**: Qualidade de vida, produtividade e educação, valorização ambiental. 2014.

INSTITUTO TRATA BRASIL. **Ranking do saneamento Instituto Trata Brasil 2017**. São Paulo, 2017.

KOCATURK, I.; ERGUDER, T. H. Influent COD/TAN ratio affects the carbon and nitrogen removal efficiency and stability of aerobic granules. **Ecological Engineering**, v. 90, p. 12-24, 2016.

LEICK, S. A. **Remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada de esgoto sanitário em reator de leito estruturado com aeração intermitente**. 2016. 54f. Dissertação (Mestrado). Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa. 2016

LI, B.; IRVIN, S. The comparison of alkalinity and ORP as indicators for nitrification and denitrification in a sequencing batch reactor (SBR). **Biochemical Engineering Journal**, v. 34, n. 3, p. 248-255, 2007.

LI, C.; YANG, J.; WANG, X.; WANG, E.; LI, B.; HE, R.; YUAN, H. Removal of nitrogen by heterotrophic nitrification-aerobic denitrification of a phosphate accumulating bacterium *Pseudomonas stutzeri* YG-24. **Bioresource Technology**, v. 182, p. 18-25, 2015.

LI, W. W.; ZHANG, H. L.; SHENG, G. P.; YU, H. Q. Roles of extracellular polymeric substances in enhanced biological phosphorus removal process. **Water Research**. v. 86, p.85-95, 2015.

LI, Y. Z.; HE, Y. L.; OHANDJA, D. G.; JI, J.; LI, J. F.; ZHOU, T. Simultaneous nitrification–denitrification achieved by an innovative internal-loop airlift MBR: Comparative study. **Bioresource Technology**. v. 99, p. 5867-5872, 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.

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.

LU, Y. Z.; WANG, H. F.; KOTSOPOULOS, T. A.; ZENG, R. J. Advanced phosphorus recovery using a novel SBR system with granular sludge in simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal process. **Applied Microbiology and Biotechnology**. v.100, p.4367-4374, 2016.

METCALF E EDDY. **Wastewater Engineer: Treatment and Reuse**. 4 ed. New York: McGraw-Hill, 2003. 1819 p.

MICHALOS, E. M.; ROUFF, A. A. Comparing spectroscopic techniques for the measurement of phosphorus in wastewater. **Spectroscopy Letters**. v.48, p.695-699, 2015

MOTA, F. S. B.; VON SPERLING, M. Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção. Projeto Prosab, Rio de Janeiro: ABES, 2009.

MOURA, R. B. **Desempenho de um reator vertical de fluxo contínuo e leito estruturado com recirculação do efluente, submetido à aeração intermitente, na remoção de carbono e nitrogênio de um efluente sintético**. 2011. 92f. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2011.

MOURA, R. B.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z.; FORESTI, E. Nitrogen and carbon removal from synthetic wastewater in a vertical structured-bed reactor under intermittent aeration. **Journal of Environmental Management**, [s.l.], v. 98, p.163-167. 2012.

MOURA. R. B. **Remoção de matéria orgânica e nitrogênio de esgoto sanitário em reator de leito estruturado submetido à aeração intermitente e**

recirculação do efluente. 2014. 107f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento), Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2014.

MUNCH, E. V.; LANT, P.; KELLER, J. Simultaneous nitrification and denitrification in 0bench-scale sequencing batch reactors. **Water Research.** v.30, n.2, p.277-284, 1996.

NETO, L. G. L.; COSTA, R. H. R. da. Tratamento de esgoto sanitário em reator híbrido em bateladas sequenciais: eficiência e estabilidade na remoção de matéria orgânica e nutrientes (N, P). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 16, n. 4, p.411-420. 2011.

OLIVEIRA, J. G. B. de. **Reator de leite estruturado com aeração intermitente para tratamento combinado de esgoto sanitário e pós tratamento de efluente de RALF.** 2016. 66f. Dissertação (Mestrado). Ciência Tecnologia de Alimentos, Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa. 2016.

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.

PARANÁ. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Resolução nº 021/09 – SEMA.** Dispõe sobre licenciamento ambiental, estabelece condições e padrões ambientais e dá outras providências, para empreendimentos de saneamento.

PAREDES, D.; KUCHK, P.; MBWETTE, T.S.A.; STANGE, F.; MULLER, R.A.; KOSER, H. New Aspects of Microbial Nitrogen Transformations in the Context of Wastewater Treatment – A Review. **Engineering in Life Sciences**, v.7, n.1, p.13-25, 2007.

RIPLEY, L.E.; BOYLE, W.C.; CONVERSE, J.C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strenght wastes. **Journal of Water Pollution Control Federation**, v.58, n5, p.406-411. 1986.

SANT'ANNA JUNIOR, G. L. **Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações.** Rio de Janeiro: Interciência, 2010. 418 p.

SANTOS, C. E. D. dos. **Influência da relação carbono/nitrogênio e da fonte de carbono no processo de nitrificação desnitrificação simultânea em reator de leito estruturado**. 2014. 91. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Paulo. 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.

SARTI, A.; VIEIRA, L. G. T.; FORESTI, E.; ZAIAT, M. Influence of the liquid-phase mass transfer on the performance of a packed-bed bioreactor for wastewater treatment. **Bioresource Technology**, v.78, n.3, p.231-238, 2001.

SCHMIDT, I.; SLIEKERS, O.; SCHMID, M.; BOCK, E.; FUERST, J.; KUENEN, J. G.; JETTEN, M. S. M.; STROUS, M. New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater. **FEMS Microbiology Reviews**. v.27, 2003.

SEIFI, M.; FAZAELIPOOR, M. H. Modeling simultaneous nitrification and denitrification (SND) in a fluidized bed biofilm reactor. **Applied Mathematical Modelling**, [s.l.], v. 36, n. 11, p.5603-5613, nov. 2012.

SHARMA, B.; AHLERT, R. C. Nitrification and nitrogen removal. **Water Research**, v. 11, n. 10, p. 897-925, 1977.

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

UCKER, F. E.; ALMEIDA, R. A.; KEMERICH, P. D. C. Remoção de nitrogênio e fósforo do esgoto sanitário em um sistema de alagados construídos utilizando o capim vetiver. **Ambiente & Água**, Taubaté, v. 7, n. 3, p. 87-98, 31 dez. 2012.

VADIVELU, V. M.; KELLER, J., YUAN, Z. Effect of free ammonia on the respiration and growth processes of an enriched *Nitrobacter* culture. **Water Research**. v. 41, n. 4, p. 826-834, 2007.

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

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014. 472 p.

WANG, X.; WANG, S.; ZHAO, J.; DAI, X.; LI, B.; PENG, Y. A novel stoichiometries methodology to quantify functional microorganisms in simultaneous (partial) nitrification-endogenous denitrification and phosphorus removal (SNEDPR). **Water Research**. v.95, p.319-329, 2016.

WOSIACK, P. A. **Remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada de águas residuárias da indústria de ração animal em reator de leito estruturado**. 2014. 91f. Dissertação (Mestrado). Ciências e Tecnologia de Alimentos, Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa. 2014.

WOSIACK, P. A.; LOPES, D. D.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z.; FORESTI, E.; GRANATO, D.; BARANA, A. C. Removal of COD and nitrogen from animal food plant wastewater in an intermittently-aerated structured-bed reactor. **Journal of Environmental Management**, v.154, p.145-150, 2015.

WU, D.; WANG, C.; DOLFING, J.; XIE, B. Short tests to couple N₂O emission mitigation and nitrogen removal strategies for landfill leachate recirculation. **Science of the Total Environment**. v. 512-513, n.15, p.19-25, Apr. 2015.

WU, L.; PENG, C.; PENG, Y.; LI, L.; WANG, S.; MA, Y. Effect of wastewater COD/N ratio on aerobic nitrifying sludge granulation and microbial population shift. **Journal of Environmental Sciences**. v. 24, n. 2, p. 234-241, 2012.

XIA, S.; LI, J.; WANG, R. Nitrogen removal performance and microbial community structure dynamics response to carbon nitrogen ratio in a compact suspended carrier biofilm reactor. **Ecological Engineering**. v. 32, n. 3, p. 256-262, 2008

YOO, H.; AHN, K.; LEE, H.; LEE, K.; KWAK, Y.; SONG, K. Nitrogen Removal From Synthetic Wastewater By Simultaneous Nitrification and Denitrification (Snd) Via Nitrite in an Intermittently-Aerated Reactor. **Water Research**. v. 33, n. 1, p. 145-154, 1999.

ZENG, R. J.; LEMAIRE, R.; YUAN, Z.; KELLER, J. Simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal in a lab-scale sequencing batch reactor. **Biotechnology and Bioengineering**. v.84, p.170-178, 20 Oct. 2003.

ZHANG, F.; LI, P.; CHEN, M.; WU, J.; ZHU, N.; WU, P.; CHIANG, P.; HU, Z. Effect of operational modes on nitrogen removal and nitrous oxide emission in the process of simultaneous nitrification and denitrification. **Chemical Engineering Journal**. v. 280, p. 549-557, 2015.

ZOU, H.; DU, G. C.; RUAN, W. Q.; CHEN, J. Role of nitrate in biological phosphorus removal in a sequencing batch reactor. **World Journal of Microbiology & Biotechnology**, v. 22, n. 7, p. 701-706, 2006.