

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E DE PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *Stricto sensu*
MESTRADO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA DE ALIMENTOS

JOÃO GUILHERME BAGGIO DE OLIVEIRA

**REATOR DE LEITO ESTRUTURADO COM AERAÇÃO INTERMITENTE
PARA TRATAMENTO COMBINADO DE ESGOTO SANITÁRIO E PÓS
TRATAMENTO DE EFLUENTE DE RALF**

Ponta Grossa

2016

JOÃO GUILHERME BAGGIO DE OLIVEIRA

**REATOR DE LEITO ESTRUTURADO COM AERAÇÃO INTERMITENTE
PARA TRATAMENTO COMBINADO DE ESGOTO SANITÁRIO E PÓS
TRATAMENTO DE EFLUENTE DE RALF**

Dissertação apresentada à banca examinadora
como um dos requisitos para obtenção do grau
de Mestre em Ciência e Tecnologia de
Alimentos, Programa de Pós-Graduação em
Ciência e Tecnologia de Alimentos da
Universidade Estadual de Ponta Grossa.

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

Ponta Grossa

2016

Ficha Catalográfica

Elaborada pelo Setor de Tratamento da Informação BICEN/UEPG

048 Oliveira, João Guilherme Baggio de
Reator de leito estruturado com aeração
intermitente para tratamento combinado de
esgoto sanitário e pós tratamento de
efluente de Ralf/ João Guilherme Baggio de
Oliveira. Ponta Grossa, 2016.
67 f.

Dissertação (Mestrado em Ciência e
Tecnologia de Alimentos - Área de
Concentração: Ciências e Tecnologia de
Alimentos), Universidade Estadual de Ponta
Grossa.

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

1.Aeração intermitente. 2.Remoção de
nitrogênio. 3.Leito estruturado.
4.Nitrificação. 5.Desnitrificação..
I.Barana, Ana Cláudia. II. Universidade
Estadual de Ponta Grossa. Mestrado em
Ciência e Tecnologia de Alimentos. III. T.

CDD: 664

TERMO DE APROVAÇÃO

JOÃO GUILHERME BAGGIO DE OLIVEIRA

REATOR DE LEITO ESTRUTURADO COM AERAÇÃO INTERMITENTE PARA TRATAMENTO COMBINADO DE ESGOTO SANITÁRIO E PÓS TRATAMENTO DE EFLUENTE DE RALF.

Dissertação aprovada como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre no Curso de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos, da Universidade Estadual de Ponta Grossa, pela seguinte banca examinadora:

Orientadora:


Prof.^a Dr.^a Ana Cláudia Barana – UEPG/PR


Prof.^a Dr.^a Ana Carolina Barbosa Kummer – UEPG/PR


Prof.^a Dr.^a Deize Dias Lopes – UEL/PR

Ponta Grossa, 21 de junho de 2016.

*“Dedico aos meus pais que nas horas mais
difíceis foram o meu suporte e que nem por
um minuto me permitiram pensar em desistir,
e que por vezes abdicaram de seus sonhos
para realizar os meus. Amo Vocês”*

AGRADECIMENTOS

A Deus, que esteve presente em todos os momentos, pela força e inspiração nos dias de fraqueza.

Aos meus pais, José e Oneide, os grandes responsáveis por tudo que consegui até aqui, pelo amparo e pela dedicação irrestrita. Seus exemplos me serviram de suporte. Nada teria sido possível sem vocês!

À minha esposa Renata, meu porto seguro, pelos momentos de distração nas horas vagas e de conhecimento técnico nas horas de trabalho durante a elaboração desta empreitada, por você e pela família que estamos construindo busquei forças quando estive fraco. Te amo.

Aos meus irmãos e amigos, pela torcida e pela ajuda.

À minha orientadora Professora Ana Cláudia Barana, pela orientação deste trabalho, pela paciência e por todo o suporte que necessitei.

À Sheilla, pelo apoio e ajuda na execução deste trabalho, mais que isso, pela companhia e pela disposição sempre que precisei, pelo riso fácil e por todos os conselhos nesse tempo que trabalhamos juntos.

Às Professoras Dr. Maria Magdalena Ribas Doll e Ana Carolina Kummer pela contribuição na elaboração deste trabalho.

À Universidade Estadual de Ponta Grossa, Departamento de Engenharia de Alimentos e ao Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos, pelas portas sempre abertas, por me fornecer formação e por ser minha segunda casa durante todos esses anos de caminhada acadêmica.

À SANEPAR pelo financiamento do projeto, pelos funcionários, materiais e por permitir nosso livre acesso na ETE.

À Fundação Araucária pelo financiamento do projeto.

À CAPES, pela bolsa de estudo concedida.

E por fim ao Núcleo de Tecnologia Educação Aberta e a Distância, que me abriu as portas e tanto me ajudou nos últimos anos.

RESUMO

O despejo de efluentes não tratados em corpos d'água pode causar sérios danos ao meio ambiente. A eutrofização, fenômeno causado pelo lançamento de nutrientes como o nitrogênio e fósforo, é um desses danos. A sua ocorrência promove o crescimento exagerado de algas, diminuição da concentração de oxigênio dissolvido. Os processos convencionais de remoção de nitrogênio utilizam duas etapas fisicamente separadas para a nitrificação e desnitrificação, o que aumenta custos com construção e operação do processo. Pesquisas têm mostrado que alguns modelos de reatores são eficientes para remoção concomitante de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e nitrogênio total (NT). Neste sentido, o objetivo deste trabalho foi avaliar um reator de leito estruturado com aeração intermitente na remoção de DQO e NT de esgoto sanitário não tratado combinado com efluente de RALF. Trabalhou-se com Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) fixo em 12 horas e vazão de recirculação (Q_r) do efluente de 3, 2 e 1 vez a vazão de entrada. Trabalhou-se com três tempos de aeração: 33%, 50% e 100% do tempo. O afluente utilizado foi composto por uma fração de 50% de esgoto sanitário não tratado e 50% de efluente de um Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado (RALF). Os resultados indicaram que não houve diferença estatística entre as taxas de remoção de DQO, independentemente de Q_r e tempo de aeração do reator. Os valores de DQO obtidos para o efluente do reator variaram entre 27 e 68 mg.L⁻¹. Os valores de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) afluente variaram entre 40 e 52 mg.L⁻¹. Obteve-se taxas de remoção de NT de 50 a 78%, geraram efluente tratado com teor de N-NH₄⁺ entre 0,7 e 7,1 mg.L⁻¹. Observou-se a ocorrência de Nitrificação e Desnitrificação Simultâneas (NDS), pois foram detectadas formas oxidadas (nitrito e nitrato) e reduzidas (N-NH₄⁺) de nitrogênio em todas as fases estudadas. Foi possível concluir que o reator de leito estruturado com aeração intermitente é eficiente na remoção conjunta de DQO e nitrogênio de esgoto doméstico.

Palavras-chave: aeração intermitente, remoção de nitrogênio, leito estruturado, nitrificação, desnitrificação.

ABSTRACT

The dumping of untreated effluents into water bodies can cause serious damage to the environment. Eutrophication, a phenomenon caused by the release of nutrients such as nitrogen and phosphorus, is one of those damages. Their occurrence promotes excessive growth of algae, decreased dissolved oxygen concentration. The conventional nitrogen removal processes employ two stages physically separated to nitrification and denitrification, which increases construction costs and operation of the process. Research has shown that some reactors models are efficient for simultaneous removal of chemical oxygen demand (COD) and total nitrogen (NT). In this sense, the objective of this study was to evaluate a bed reactor structured with intermittent aeration in the removal of COD and NT sewage untreated combined with effluent RALF. Worked with hydraulic retention time (HRT) fixed in 12 hours and recirculation flow (Q_r) of the effluent 3, 2 and 1 to the input flow. Worked up with three times aeration: 33%, 50% and 100% of the time. The affluent used was composed of a fraction of 50% of sewage untreated and 50% of effluent from a reactor Anaerobic Fluidized Bed (RALF). The results indicated that there was no statistical difference between the COD removal rates, regardless of the value of Q_r and the reactor aeration time. The COD value obtained for the reactor effluent ranged between 27 and 68 mg.L^{-1} . Values of Total Kjeldahl Nitrogen (TKN) affluent ranged between 40 and 52 mg L^{-1} . Obtained removal rate NT of 50 to 78%, effluent generated treated with N-NH_4^+ content between 0.7 and 7.1 mg.L^{-1} . We observed the occurrence of nitrification and denitrification Simultaneous (NDS) as oxidized forms were detected (nitrite and nitrate) and reduced (N-NH_4) nitrogen at all stages studied. It was concluded that the bed reactor structured with intermittent aeration is effective in joint COD removal and sewage nitrogen

Keywords: intermittent aeration, nitrogen removal, structured bed, nitrification, denitrification.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Ciclo Convencional do Nitrogênio	23
Figura 2 - MEV realizada na superfície externa (A, C, D e F) e interna (B) do material suporte. (A) Superfície interna; (b) Superfície externa com protozoário fixo; (C) ciliado fixo (possivelmente Vorticella); (D) ciliado fixo (Epistyllis); (E) Tecameba (Euglyphatuberculata); (F) Tecameba (Arcella).	31
Figura 3 - Perfil de OD em material suporte de espumas de poliuretano utilizado em reator de leito estruturado.	32
Figura 4 - Esquema de material suporte, em poliuretano e gradiente de OD presente, que possibilita acomodação de bactérias Nitrificantes (areóbias) e Desnitrificantes (anóxicas).	32
Figura 5 - Esquema Ilustrativo do Reator de Leito Estruturado.	36
Figura 6 –(a) Reator de leito estrutura e (b) meio suporte.	37
Figura 7 - DQO afluente e efluente e eficiência de remoção	44
Figura 8- Concentrações de NTK, nitrito e nitrato afluentes e efluentes	46

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Padrão de lançamento de efluentes de sistemas de tratamento de esgoto sanitário	19
Tabela 2 - Valores típicos das formas de nitrogênio em esgoto sanitário	26
Tabela 3 - Parâmetros e Métodos de Análises.....	38
Tabela 4 - Condições de operação do reator, aeração intermitente (Aeração ligada – AE/ Aeração desligada – AN) e razão de recirculação	40
Tabela 5 - Características do Afluente	42
Tabela 6 - DQO afluente e efluente e eficiência de remoção	43
Tabela 7 - Concentrações médias de NTK, N-amoniacal, N-nitrito e N-nitrato do afluente e efluente dos nove ensaios estudados	45
Tabela 8 - Eficiência de remoção de nitrogênio nos nove ensaios estudados	47
Tabela 9 - Relação DQO/NTK afluente	49
Tabela 10 - Remoção de N-NH ₄	50
Tabela 11 - Médias de pH e alcalinidade do afluente e efluente em todos os ensaios	51
Tabela 12 – Correlação estatística de variáveis.....	52

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	10
2. REVISÃO DA LITERATURA	11
2.1. SANEAMENTO BÁSICO NO BRASIL.....	11
2.2. EFEITO DO DESPEJO DE EFLUENTES RICOS EM NUTRIENTES em CORPOS D'ÁGUA.....	13
2.3. CARACTERÍSTICAS DO ESGOTO sanitário	14
2.3.1. Características Físicas	15
2.3.2. Características Químicas	17
2.3.3. Características Biológicas	18
2.4. PRINCIPAIS PARÂMETROS INDICADORES DE POLUIÇÃO ORGÂNICA.....	18
2.5. sistemas para remoção de nitrogênio DE ESGOTO sanitário.....	22
2.5.1. Remoção de nitrogênio por processos convencionais	22
3. OBJETIVOS	34
3.1. OBJETIVO GERAL	34
3.2. OBJETIVO ESPECÍFICO	34
4. MATERIAL E MÉTODOS	35
4.1. Instalação Experimental	35
4.1.1. Substrato e inóculo	35
4.1.2. Material suporte para crescimento da biomassa.....	35
4.1.3. Reator	35
4.2. Análises físico-químicas.....	37
4.3. CONDIÇÕES OPERACIONAIS	38
4.3.1. Período de adaptação da biomassa	38
4.3.2. Caracterização do Substrato	39
4.3.3. Correção da alcalinidade afluenta	39
4.3.4. Fases experimentais.....	39
4.4. CÁLCULO DA EFICIÊNCIA DO REATOR	40
4.5. ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	41
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	42
5.1. Caracterização do afluenta	42
5.2. Remoção de DQO	43
5.3. Remoção de Nitrogênio.....	44
5.4. pH e alcalinidade	51
6. CONCLUSÃO	54
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	56

1. INTRODUÇÃO

Com o aumento da população urbana, a quantidade de resíduos sólidos e líquidos gerados provenientes das atividades diárias dos habitantes também aumentou. Se estes resíduos não receberem tratamento adequado antes de seu despejo, podem se tornar potenciais poluidores ambientais, contaminando solo, água e ar.

Estima-se que no Brasil 48% da população brasileira possui rede coletora de esgoto e apenas 10% dos esgotos coletados são tratados, ou seja, mais de 100 milhões de brasileiros não tem acesso a serviços de coleta de esgoto, dados obtidos do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS 2014) e Estudo Trata Brasil “ociosidades das redes de esgoto 2015”. O aumento da taxa de urbanização aliado à falta de investimento no setor de saneamento constitui um dos principais problemas de saúde pública do país.

O lançamento de efluentes contendo concentrações elevadas de nutrientes pode prejudicar significativamente o ambiente aquático. A presença de nitrogênio e fósforo em grandes quantidades nos corpos d’água pode favorecer o crescimento exagerado de plantas e algas, processo denominado eutrofização. A eutrofização causa redução dos níveis de oxigênio dissolvido na água, além de promover mudanças no pH, produção de toxinas e floração de cianobactérias, fatores estes que mudam completamente a qualidade das águas prejudicando as formas de vida nela existentes.

Os sistemas convencionais de tratamento de esgoto sanitário no Brasil não são foram projetados para remoção de nitrogênio e fósforo, porém existem novas tecnologias e estudos para a remoção destes nutrientes no esgoto doméstico. Cabe ressaltar que a legislação brasileira não impõe padrões para este tipo de nutrientes para o lançamento de esgotos sanitários. Em outros países, como a França, existem limites mais restritivos para o lançamento de efluentes com padrões de remoção, no caso do nitrogênio e seus derivados, até 100 mg L^{-1} . Muitos pesquisadores relatam a necessidade de padrões de lançamento inclusive para antibióticos e hormônios, presentes na ordem de $\mu\text{g L}^{-1}$ e ng L^{-1} .

As principais tecnologias utilizadas no país são os reatores anaeróbios seguidos de sistemas de lodos ativados. Estes sistemas são eficientes para remoção

da matéria orgânica, no entanto não eliminam o nitrogênio, tornando-se necessária a introdução de tratamentos terciários para tal finalidade.

Muitos são os estudos voltados para minimizar os custos na implantação e monitoramento de estações de tratamento de efluentes (ETE) que visam à remoção de nutrientes. As alternativas mais promissoras têm sido o desenvolvimento de sistemas de tratamento integrados, que promovam a remoção da matéria orgânica e nitrogênio em uma única unidade.

Pesquisadores, que trabalharam com reator de leito estruturado, obtiveram elevada eficiência na remoção de DQO e nitrogênio apontando esta configuração como adequada para o tratamento de esgoto sanitário. Neste contexto, o presente trabalho teve como objetivo avaliar o uso do reator de leito estruturado com aeração intermitente para remoção de DQO e nitrogênio total de esgoto sanitário.

2. REVISÃO DA LITERATURA

2.1. SANEAMENTO BÁSICO NO BRASIL

Com o passar dos anos, os diferentes usos da água pelo homem aumentaram excessivamente, resultando em poluição e degradação ambiental. As principais causas da deterioração das fontes de água estão diretamente relacionadas ao crescimento das práticas agrícolas, aumento da urbanização e intensificação de atividades humanas. As diferentes formas de utilização e a má gestão da água, em especial nas regiões mais populosas, resultam em perda da disponibilidade deste recurso em condições adequadas ao uso preponderante (BATISTA et al., 2013; LEONETTI et al., 2011; SANTOS et al., 2011; WHO/ UNICEF, 2006).

Torna-se prioridade, especialmente em áreas urbanas, o acesso à água de boa qualidade e em quantidade suficiente para suprir as necessidades básicas da população, visto que a água contaminada é responsável por diversas doenças de veiculação hídrica detectadas pela rede pública de saúde (SOARES et al., 2002).

Uma solução para a preservação dessas águas é o investimento em saneamento e tratamento de esgoto sanitário, realizado por meio de estações de tratamento de esgoto. A recuperação destas águas contribui significativamente para

a diminuição do uso de água potável em diversas aplicações onde a potabilidade não é essencial, como a irrigação de campos de esportes e praças, usos paisagísticos, combate a incêndios, lavagem de automóveis, calçadas e ruas e até utilização em construções civis (PROSAB, 2006).

Por definição da Organização Mundial de Saúde (OMS), denomina-se saneamento básico as ações socioeconômicas que tem por objetivo melhorar a salubridade ambiental. Em outras palavras, o saneamento é o controle de todos os fatores do meio físico do homem, que exercem ou podem exercer efeitos nocivos sobre o bem-estar físico, mental e social (GUIMARÃES et al., 2007). A oferta do saneamento abrange serviços como o abastecimento de água com qualidade compatível ao uso, a coleta, tratamento e disposição ambientalmente adequada e segura de águas residuárias (esgotos sanitários, resíduos líquidos industriais e agrícolas).

É impossível não relacionar a saúde de uma população com o saneamento que lhe é ofertado. Existem relatos de 2000 a.C. sugerindo que a água deveria ser fervida para torná-la própria para utilização. Entretanto, a falta de difusão dos conhecimentos de saneamento originou um retrocesso por parte dos povos que caracterizou um período em que os dejetos eram lançados na rua. Como consequência disto, houve o surgimento de diversas epidemias, como a peste bubônica e hepatite, que levaram à morte milhares de pessoas (GUIMARÃES et al., 2007).

Somente no século XX é que a preocupação com a qualidade da água e a poluição ambiental causada pelo despejo inadequado de resíduos começou a ganhar espaço. Ainda assim, nos dias atuais, verifica-se a falta de divulgação destes conhecimentos, especialmente pela população rural. No Brasil, pesquisas realizadas pela Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES) e pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), no início da década de 90 evidenciaram as condições precárias do quadro sanitário do país que muitas famílias ainda vivenciam. Em 1995, apenas 30% da população brasileira eram atendidas por redes coletoras de esgoto. Neste mesmo período, apenas 8% dos municípios possuíam unidades de tratamento de esgoto.

Até 2013, apenas 19% do esgoto sanitário gerado nas regiões urbanas era tratado (SNIS, 2014). Em 2014, os dados do estudo Trata Brasil 2015 mostraram

que 40% dos municípios brasileiros fazem o tratamento do esgoto antes de seu despejo, resultando em um impacto negativo na qualidade dos recursos hídricos do país, nos grandes municípios do país este estudo relata que apenas 50% é tratado, sendo a região norte a mais precária com apenas 14% do esgoto tratado.

Nos últimos anos, as principais normas que regulam o setor de saneamento estão representadas pelas leis 11.445/2007 e 9.433/1997 que estabelecem as diretrizes nacionais para o saneamento básico e tratam da Política Nacional de Recursos Hídricos, respectivamente. Verificam-se nestas leis algumas exigências para garantir a sustentabilidade dos investimentos em saneamento, no entanto, ainda não estão definidas de maneira clara as atribuições de cada esfera governamental no que se refere ao saneamento (MOURA, 2011; SOUZA et al., 2007; BRASIL, 2007; BRASIL, 1997).

Com a preocupação à preservação de nosso meio ambiente aumentando e os avanços tecnológicos, foram desenvolvidos sistemas de tratamento de efluentes adequados para remoção de diversos poluentes. A escolha de cada sistema deve levar em consideração os fatores ambientais, bem como a viabilidade de construção e operação em termos de custos (MOURA 2011; SANTOS et al., 2009).

2.2. EFEITO DO DESPEJO DE EFLUENTES RICOS EM NUTRIENTES EM CORPOS D'ÁGUA

Despejos de águas residuárias sem o devido tratamento são os maiores responsáveis pela poluição aquática. O lançamento destas águas contribui para o aumento da DQO do corpo d'água, levando à depleção da concentração de oxigênio e desestabilização de ecossistemas aquáticos (MORRISON et al., 2001). A qualidade da água disponível e acessível tem grande impacto no padrão de vida e saúde pública de uma determinada população (ODJADJARE e OKOH, 2010).

O lançamento de esgotos inadequadamente tratados em corpos d'água também pode resultar em poluição. Os processos convencionais de tratamento, por exemplo, removem a matéria orgânica dos esgotos, mas não são eficientes na remoção de nutrientes como nitrogênio e fósforo. A presença destes nutrientes nos corpos d'água promove a eutrofização dos mesmos. A eutrofização é um fenômeno referente ao enriquecimento dos corpos hídricos por nutrientes, produzindo aumento

da biomassa de algas, acompanhado por florações de cianobactérias ou algas verdes (FIGUEIREDO et al. 2007; CAMPOS et al.; 2008; WHANG et al.; 2009; EPA, 1993; GULIS et al.; 2002). A ocorrência da eutrofização acarreta na depleção de oxigênio, maus odores além do aumento na turbidez da água (FRAGOSO JÚNIOR et al., 2007; SPERLING et al., 2008). Surge então a necessidade de aplicação de tratamentos adicionais com métodos mais avançados (METCALF e EDDY, 2003).

Em termos de águas subterrâneas, o nitrato é o maior preocupante, pois pode promover a contaminação das águas de abastecimento e, como consequências, surgem problemas de saúde pública (CETESB, 2009). A ingestão de nitritos pode trazer problemas ao se combinar com a hemoglobina do sangue, pois pode causar a meta-hemoglobinemia, popularmente conhecida como síndrome do bebê-azul em recém nascidos. Outro problema ocasionado pelo excesso de nitrito é a formação de nitrosaminas carcinogênicas, devido à sua reação com aminas secundárias presentes no estômago de mamíferos (ALMASRI, 2007).

Além dos principais efeitos indesejáveis já citados, as condições anaeróbias criadas pela eutrofização também impactam negativamente o corpo d'água. O aumento da produtividade de algas nos corpos d'água impede a passagem de luz para as camadas mais profundas, promovendo a morte de plantas e de animais que delas se alimentam e consequente aumento da concentração de matéria orgânica. O excesso de matéria orgânica favorece o desenvolvimento de bactérias heterotróficas aeróbias que consomem o oxigênio dissolvido que resta no meio, criando condições anaeróbias. Com a anaerobiose, os compostos são reduzidos. O ferro e o manganês são reduzidos à forma solúvel acarretando em problemas ao abastecimento de água, o fosfato também é convertido à forma solúvel e serve como fonte de fósforo para as algas e, por fim o enxofre é reduzido a gás sulfídrico causando problemas de toxicidade e o surgimento de maus odores (CETESB, 2009).

Essas condições podem prejudicar o corpo d'água para uma série de usos como navegação, recreação, pesca e utilização da água para abastecimento.

2.3. CARACTERÍSTICAS DO ESGOTO SANITÁRIO

Esgoto é o termo usado para definir o resíduo gerado por uma comunidade e pode ser oriundo de três fontes, sendo elas águas residuais domésticas

(provenientes das atividades diárias como cozinhar, lavar e dar descargas), águas residuais industriais geradas pelas indústrias que utilizam o mesmo sistema de esgoto para seus efluentes e águas oriundas de chuvas, particularmente em caso de sistemas de esgotos combinados, isto é, tanto para águas residuais quanto para águas de tempestades (Conama 430, 2011; CRUZ et al., 2012). No Brasil, o esgoto sanitário é composto principalmente de águas residuais domésticas.

Os esgotos sanitários são oriundos de residências, edifícios comerciais, instituições e edificações que contém instalações de banheiros, lavanderias, cozinhas, etc. Em sua composição observa-se essencialmente a presença de água de banho, urina, fezes, papel, detergentes em geral, restos de comida e água de lavagem (CHAGAS, 2000; TCHOBANOGLOUS et al., 2003).

2.3.1. Características Físicas

As características físicas do esgoto compreendem grandezas correspondentes às determinações de matéria sólida, temperatura, odor, cor e turbidez, dentre as quais destaca-se o teor de matéria sólida como o mais importante para dimensionamento e controle de operações das unidades de uma Estação de Tratamento de Efluentes (ETE). Embora represente apenas 0,08% dos esgotos, a remoção da matéria sólida envolve uma série de operações unitárias de tratamento (JORDÃO, 1995).

- Matéria Sólida Total

Em saneamento, a presença de sólidos nas águas corresponde a toda matéria seca fixa que permanece como resíduo, após evaporação em temperatura pré-estabelecida e tempo fixo. Os sólidos presentes no esgoto podem ser classificados por seu tamanho em sólidos filtráveis e não filtráveis; em relação às suas características químicas como sólidos orgânicos e inorgânicos; em relação a suas características físicas em sólidos em suspensão, sólidos coloidais e sólidos dissolvidos (SPERLING, 2011; CETESB, 2009).

A determinação da fração inorgânica (sólidos fixos) e orgânica (sólidos voláteis) é de particular importância nos exames dos esgotos para saber a quantidade

de matéria orgânica afluyente. O conhecimento das características físicas dos sólidos é importante para se determinar os processos de remoção dos mesmos, pois a matéria não sedimentável só pode ser removida por processos de oxidação biológica e de coagulação seguida de sedimentação (JORDÃO, 1995).

Nos estudos de controle de poluição das águas naturais e caracterização de esgotos sanitários, as determinações da concentração das diversas frações de sólidos resultam em um quadro geral da distribuição das partículas com relação ao tamanho e à natureza. A presença de sólidos nos recursos hídricos pode causar danos aos seres aquáticos, pois podem sedimentar no leito dos rios destruindo organismos que fornecem alimentos e danificando os leitos de desova de peixes, além de gerar maus odores devido a processos de anaerobiose que ocorrem no fundo dos corpos d'água (CETESB, 2009).

- Temperatura

A temperatura influencia os processos de tratamento de natureza biológica, sendo a velocidade de decomposição proporcional ao aumento da temperatura. A faixa ideal para atividade biológica se dá entre 25 e 35 °C. Na etapa de sedimentação a temperatura também exerce influência, pois o aumento da temperatura faz diminuir a viscosidade do meio favorecendo as condições de sedimentação (KLUSENER, 2006).

- Odor

Durante o processo de decomposição são formados gases, responsáveis pelo odor característico dos esgotos. Nas estações de tratamento o mau cheiro é proveniente não apenas do esgoto em si, mas principalmente de depósitos de material gradeado, de areia, e das operações de transferência e manuseio do lodo (CHAGAS, 2000).

- Cor e Turbidez

A cor e a turbidez do esgoto são indicativos de seu estado de decomposição. Quando fresco, o esgoto apresenta uma coloração acinzentada, a cor preta já é típica de decomposição parcial. A turbidez não é um parâmetro eficaz no controle do esgoto bruto, porém pode ser usada para caracterizar a eficiência do

tratamento secundário, visto que é relacionada à concentração de sólidos em suspensão (CHAGAS, 2000).

2.3.2. Características Químicas

A composição química dos esgotos sanitários é extremamente variável e depende, entre outros fatores, dos hábitos da população. Esta variação acontece devido a ampla gama de produtos químicos de limpeza utilizados nas residências. O grau de complexidade da composição química destes produtos vem aumentando significativamente e a presença de detergentes, inseticidas e bactericidas em concentrações elevadas nos esgotos.

Nos dias atuais novas preocupações surgem no tratamento de esgoto, como os compostos farmacêuticos ativos e os hormônios sintéticos com concentrações da ordem $\mu\text{g. L}^{-1}$ e ng.L^{-1} , esses compostos são lançados nos esgotos em virtude do metabolismo dessas substâncias no organismo humano, sendo excretada na urina dos seus usuários. O principal problema se dá pela ampla gama e complexidade estrutural de suas moléculas que apresentam resistência ao tratamento convencionalmente utilizado (ROQUE, 1997; COLAÇO et al. 2014).

- Substâncias Orgânicas

Os compostos orgânicos presentes no esgoto sanitário são basicamente proteínas, carboidratos, lipídios, compostos fenólicos, uréia, surfactantes e pesticidas. As proteínas são fontes de nitrogênio, carbono, hidrogênio, oxigênio e, dependendo de seus aminoácidos, fósforo, enxofre e ferro. O gás sulfídrico presente nos esgotos é proveniente do enxofre proveniente de algumas proteínas (JORDÃO, 1995; CHAGAS, 2000).

Os carboidratos são os primeiros compostos a serem degradados pelas bactérias dando origem a ácidos orgânicos. Quanto aos lipídios, estão sempre presentes no esgoto sanitário e são provenientes do uso de manteiga, óleos vegetais e também sob a forma de óleos minerais derivados do petróleo. A presença de óleos e graxas no esgoto é altamente indesejável, pois se aderem às paredes das canalizações e provocam seu entupimento, além de odores desagradáveis.

Os surfactantes tendem a se agregar à interface ar-água, e nas unidades de aeração se aderem à superfície das bolhas de ar originando uma espuma muito estável e de difícil remoção (CHAGAS, 2000).

- Substâncias Inorgânicas

Basicamente, os compostos inorgânicos presentes no esgoto são areia e substâncias minerais dissolvidas, como o nitrogênio. A areia é resultante de águas de lavagem das ruas e de água de subsolo. A principal fonte de nitrogênio nas águas naturais é proveniente do esgoto sanitário, devido à presença de proteínas e nitrogênio amoniacal. Raramente os esgotos são tratados para remoção de constituintes inorgânicos, exceto alguns despejos industriais (CETESB, 2009).

2.3.3. Características Biológicas

Os principais organismos encontrados nos esgotos são bactérias, fungos, protozoários, vírus e algas. Os grupos de microrganismos que devem despertar atenção nos processos de tratamento são os utilizados nos processos biológicos, os indicadores de poluição, principalmente os patógenos, que são capazes de transmitir doenças usando os recursos hídricos como veículo (CETESB, 1991).

As bactérias do grupo coliforme são as principais contaminantes de origem fecal. Todas as bactérias deste grupo são gram-negativas e estão associadas com as fezes de animais de sangue quente e com o solo. O grupo coliforme é formado pelos gêneros *Klebsiella*, *Escherichia*, *Serratia*, *Erwenia* e *Enterobacteria*.

A determinação da concentração dos coliformes é um parâmetro de grande importância para indicar a existência de microrganismos patogênicos, responsáveis por doenças como a febre tifoide, febre paratifoide, desintéria bacilar e cólera (CETESB, 2009).

2.4. PRINCIPAIS PARÂMETROS INDICADORES DE POLUIÇÃO ORGÂNICA

A disposição de matéria orgânica nos cursos d'água colabora para a depleção de oxigênio dissolvido devido ao seu consumo por bactérias aeróbias heterotróficas que estabilizam a matéria orgânica. Quando a carga dos esgotos

lançados excede a capacidade de autodepuração dos corpos d'água, o oxigênio torna-se escasso e isto acarreta em problemas estéticos, liberação de odores indesejáveis e morte de seres aquáticos. Para que processos de autodepuração ocorram, a quantidade de esgoto lançado ao corpo d'água deve ser proporcional à concentração de oxigênio dissolvido presente no meio. A poluição de um curso d'água e as características do efluente a ser despejado podem ser avaliados por alguns parâmetros como a concentração de oxigênio dissolvido, a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), a demanda química de oxigênio (DQO) e o oxigênio dissolvido (OD) consumido.

O CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) estabelece normas e critérios para que os efluentes sejam lançados sem que comprometam a integridade do meio ambiente. A Resolução N°430, de 13 de maio de 2011, que complementa e altera a Resolução n°357, de 17 de março de 2005, tem como objetivo estabelecer condições e padrões de lançamento de efluentes de qualquer fonte poluidora diretamente no corpo receptor.

Segundo a Resolução CONAMA N°430/2011 e Portaria 1304/2007 da SUDERHSA, os efluentes oriundos de sistemas de tratamento de esgoto sanitário podem ser lançados diretamente nos corpos d'água se estiverem de acordo com as especificações apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1 - Padrão de lançamento de efluentes de sistemas de tratamento de esgoto sanitário

PARÂMETROS	VALORES ESPECIFICADOS
pH*	5,0 – 9,0
Temperatura*	< 40 °C
Materiais Sedimentáveis*	1,0mg.L ⁻¹
Óleos Minerais*	Até 20 mg.L ⁻¹
Óleos Vegetais e Gorduras Animais*	Até 50 mg.L ⁻¹
Materiais Flutuantes*	Ausente
DBO (5 dias a 20 °C)**	Até 50 mg.L ⁻¹
DQO**	Até 125 mg.L ⁻¹
Sólidos Suspensos**	50 mg.L ⁻¹

Fonte: *CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) N°430/2011 e **Portaria 1304/2007 da SUDERHSA

- Oxigênio Dissolvido (OD)

O termo Oxigênio Dissolvido refere-se à concentração de oxigênio dissolvido na água em mg.L^{-1} . O oxigênio é um gás pouco solúvel em água e sua solubilidade é dependente da pressão, temperatura e sais dissolvidos. A concentração de oxigênio dissolvido é um fator limitante para manutenção da vida aquática e de processos de autodepuração em sistemas aquáticos naturais e estações de tratamento de esgotos. Nos processos de degradação da matéria orgânica, as bactérias fazem o uso do oxigênio em seus metabolismos respiratórios, ocasionando uma redução de sua concentração no meio. Uma das causas mais frequentes de mortalidade dos seres aquáticos é a queda na concentração de oxigênio nos corpos d'água (CETESB, 1991). A Resolução CONAMA N°357, de 17 de março de 2005 estabelece que o valor mínimo de oxigênio dissolvido para preservação da vida aquática em rios classe 2 é de $5,0 \text{ mg.L}^{-1}$. Concentrações de oxigênio abaixo de $2,0 \text{ mg.L}^{-1}$ caracterizam uma condição perigosa, denominada hipóxia. A hipóxia acontece quando ocorre a carência de oxigênio nos tecidos orgânicos decorrente de qualquer mecanismo de transporte de oxigênio. A condição de hipóxia pode ser localizada ou sistêmica e interfere diretamente na respiração celular resultando em queda no processo de fosforilação oxidativa e dos níveis de ATP produzido pelas mitocôndrias (TELLECHEA, 2002).

- Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A Demanda Bioquímica de Oxigênio de um corpo d'água é um parâmetro que quantifica a concentração de oxigênio em um determinado período de tempo e à temperatura específica, necessária para oxidar a matéria orgânica por decomposição microbiana aeróbia e transformá-la em uma forma inorgânica estável. O tempo de 5 dias e temperatura de 20°C são usados como referência para determinar a DBO de um sistema (GIORDANO, 2004).

Quando esgotos não tratados com carga orgânica elevada são despejados em corpos d'água há um aumento da DBO do meio. Um alto teor de matéria orgânica pode levar ao esgotamento do oxigênio dissolvido na água, provocando o desaparecimento de peixes e outros seres aquáticos aeróbios.

No ramo do tratamento de esgotos, a DBO é um parâmetro importante de controle dos processos, pode-se verificar a eficiência tanto de tratamentos biológicos aeróbios quanto anaeróbios (VON SPERLING, 2005; CETESB, 1991).

Os produtos finais do metabolismo dos microrganismos heterotróficos são compostos estáveis ou mineralizados, tais como água, gás carbônico, sulfatos, fosfatos, nitratos entre outros. Neste processo o oxigênio dissolvido na água é consumido e há liberação de energia contida nas ligações químicas das moléculas envolvidas. Os microrganismos desempenham este papel no tratamento de esgotos, pois utilizam esta energia liberada, além de outros nutrientes, para desempenhar suas funções celulares como a reprodução e a locomoção. Quando a quantidade de nutrientes começa a ficar escassa, os microrganismos sobreviventes passam a se alimentar de material celular, processo este denominado respiração endógena. O conjunto destes compostos recebe o nome de resíduo não biodegradável ou recalcitrante.

- Demanda Química de Oxigênio (DQO)

O parâmetro DQO refere-se à quantidade necessária de oxigênio para oxidação da matéria orgânica por meio de um agente químico, neste caso, o dicromato de potássio. O aumento da concentração de DQO nos corpos d'água deve-se principalmente a despejos de origem industrial. É um dos principais parâmetros nos estudos de caracterização de esgotos sanitários e efluentes industriais. Em conjunto com a DBO, a DQO torna-se muito útil para se conhecer a biodegradabilidade de despejos. O poder de oxidação do dicromato de potássio é maior do que o poder resultante de microrganismos, esta capacidade faz com que os resultados de DQO sejam superiores aos da DBO. Como na DBO mede-se apenas a fração biodegradável, quanto mais próximo este valor for da DQO significa maior degradabilidade de um efluente. Os tratamentos biológicos são aplicados quando a relação entre DQO/DBO é igual ou menor que 3, valores muito acima desta relação indicam possíveis chances de ineficiência, uma vez que a fração biodegradável torna-se pequena, além do efeito tóxico exercido pela fração não biodegradável sobre os microrganismos (CETESB, 1991; CETESB, 2009).

A determinação da DQO tem demonstrado ser bastante eficiente no controle de sistemas de tratamentos anaeróbios de esgotos sanitários. Quando novos

reatores foram construídos com o impulso das tecnologias a partir da década de 70, o parâmetro DQO tornou-se prioritário no controle das cargas aplicadas e das eficiências obtidas (VON SPERLING, 2005).

2.5. SISTEMAS PARA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO DE ESGOTO SANITÁRIO

As unidades de tratamento de esgotos sanitários encaminham seus efluentes, direta ou indiretamente para corpos d'água receptores. A capacidade receptora destas águas, em conjunto com sua utilização, determina o grau de condicionamento necessário para que o efluente a ser despejado não comprometa a sua qualidade (BRITO, 2004).

Os sistemas de tratamento de esgotos sanitários foram desenvolvidos primeiramente com a finalidade de remover a matéria orgânica e os sólidos em suspensão. Posteriormente, eclodiu a preocupação em reduzir a quantidade de nutrientes e organismos patogênicos (GASE, 1993).

Os contaminantes dos esgotos são removidos por processos físicos, químicos e biológicos. Os processos físicos são também denominados operações unitárias, as quais compreendem etapas como sedimentação, floculação, flotação e secagem. Já nos processos unitários é necessária a adição de produtos químicos ou de atividades biológicas (METCALF e EDDY, 2003).

Muito dos contaminantes presentes nos esgotos sanitários não são afetados pelas operações de um tratamento convencional, onde apenas a matéria orgânica é removida. No entanto, nitrogênio e fósforo necessitam ser removidos, pois podem promover o crescimento exagerado de plantas e algas aquáticas pelo processo de eutrofização (FENG et al., 2008; LI et al., 2009; WHO/UNICEF, 2014).

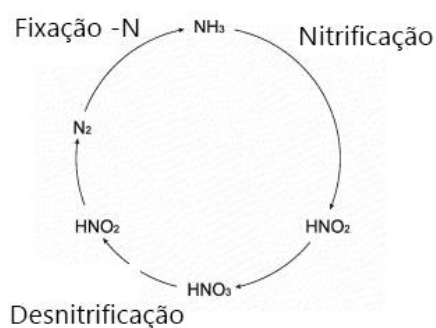
2.5.1. Remoção de nitrogênio por processos convencionais

A remoção de compostos nitrogenados de águas residuais pode ser feita por uma variedade de processos físico-químicos e biológicos. Os processos biológicos têm ganhado preferência para remoção destes compostos por serem mais eficientes e com melhor relação custo/benefício (AHN, 2006).

Nos métodos convencionais a remoção biológica de nitrogênio é feita através da nitrificação e desnitrificação, onde o nitrogênio amoniacal. Na nitrificação bactérias autotróficas convertem NH_3 e NH_4^+ , sob condições aeróbias, em nitrito por uma reação de oxidação e este último, posteriormente, em nitrato. As bactérias nitrificantes utilizam o dióxido de carbono como fonte de carbono e o oxigênio como receptor final de elétrons. A oxidação de compostos inorgânicos, neste caso a amônia e nitrito, fornece energia suficiente para manutenção e síntese celular. No final do processo bactérias anaeróbias facultativas heterotróficas, através de reações de redução e em condições anóxicas, convertem o nitrato a gás nitrogênio, N_2 , que é liberado para a atmosfera (Figura 1) (VON SPERLING et al., 2005; IANAMOTO, 2006; DORNELAS, 2008; BELTRÃO, 2009; FOCO e NOUR, 2014). Nos ecossistemas aquáticos a conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato ocorre em meio onde existe oxigênio dissolvido. Já a desnitrificação ocorre nos sedimentos, pois além das baixas concentrações de oxigênio, há grande quantidade de substrato orgânico, necessário para as bactérias heterotróficas (PEREIRA e MERCANTE, 2005).

As bactérias envolvidas nos estágios da nitrificação (conversão da amônia a nitrito) são usualmente pertencentes aos gêneros *Nitrosomas*, *Nitrosococcus*, *Nitrospira*, *Nitrosolobus* e *Nitrosovibrio*. Já na nitratação (conversão do nitrito a nitrato), destaca-se o gênero *Nitrobacter* (PHILIPS et al., 2002; VYMAZAL, 2007; DORNELAS, 2008). As bactérias envolvidas nestes dois processos são autótrofas e caracterizam-se pelo crescimento lento.

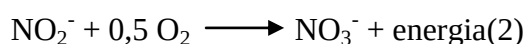
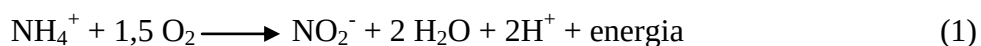
Figura 1 - Ciclo Convencional do Nitrogênio



Fonte: Ahn(2006).

Outra observação sobre estas bactérias é que a conversão em nitrito e nitrato gera íons H^+ , como podemos observar nas equações 1 e 2, isto é, apresentam tendência a redução do pH do meio, fator limitante à velocidade do processo de conversão (RITTMANN e MCCARTY, 2001). Nestes casos, o bicarbonato torna-se importante para manter o pH do meio além de servir como fonte de carbono para os microrganismos envolvidos. Na nitrificação, 1mg de NH_4^+ consome 7,14 mg.L⁻¹ de alcalinidade na forma de $CaCO_3$, dessa forma uma fonte exógena de carbono em efluentes com baixas relações C/N deve ser fornecida para estabelecer o equilíbrio do sistema e o estabelecimento da zona anóxica em pleno funcionamento (METCALF e EDDY, 2003; COATS et al., 2011).

Reações de Nitrificação descritas por SANTOS (2014):

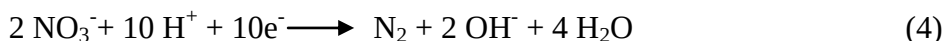
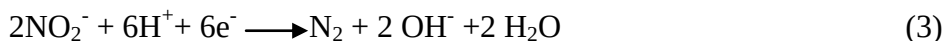


Os principais parâmetros que influenciam o processo de nitrificação são a temperatura, pH, tempo de retenção celular e a concentração de oxigênio dissolvido, além de fatores como a presença de substâncias tóxicas/inibidoras, incluindo o próprio substrato (GUJER, 2010). A temperatura ótima para o processo encontra-se na faixa de 25 °C a 35 °C. Quanto ao pH, o valor ótimo de atuação das bactérias ocorre no intervalo de 7,0 a 9,0, se o pH do meio torna-se ácido (< 7,0) ou muito alcalino (> 9,8) a eficiência da conversão reduz para menos de 50%. Já para a concentração de oxigênio dissolvido, o ideal é que os valores sejam superiores a 2 mg.L⁻¹ para que o processo atinja uma taxa ótima (EPA, 1993). Alguns estudos relatam que as bactérias do gênero *Nitrobacter* desempenham melhor atividade em temperaturas entre 10 °C a 20 °C (HOSSAKA et al., 2012).

A segunda etapa de remoção do nitrogênio é a desnitrificação. Caracteriza-se pela conversão, em condições anóxicas, do nitrato e nitrito e do nitrito a nitrogênio gasoso. Estas reações são realizadas por microrganismos heterotróficos, que utilizam matéria orgânica como fonte de carbono e energia, que pode ser de fonte endógena ou exógena, dependendo da disponibilidade de matéria orgânica do efluente (EPA, 1993; OLIVEIRA et al., 2013). Na ausência de nitratos e nitritos, o principal receptor de elétrons empregado pelas bactérias anaeróbias é o

gás carbônico (CO_2) e, quando presentes, os sulfatos (SO_4^{2-}). A etapa de desnitrificação devolve ao sistema a alcalinidade consumida na etapa de nitrificação como se observa nas reações de desnitrificação (CHERNICHARO, 2007; VON SPERLING, 2005; WILDERER et al., 2001).

As reações de desnitrificação são explicadas pelas equações 3 e 4 baseadas na redução do NO_2^- (via nitrito) e do NO_3^- (via nitrato) respectivamente.



A desnitrificação convencional ocorre segundo a equação 3 onde são necessárias elevadas quantidades de energia e maiores quantidades de adição de fontes externas de carbono. Na reação 3 foi descrito o processo de nitrificação via nitrito que ocorre nos sistemas de remoção NDS e é necessária uma condição anóxica para a remoção a N_2 gasoso (XIA et al. 2010, ZHANG et al. 2008).

Os fatores que influenciam a desnitrificação são a temperatura, pH, relação de C/N, concentração de oxigênio dissolvido (OD) e fontes exógenas de energia. O pH deve estar situado numa faixa de 6,0 a 8,0 indicando que valores acima ou abaixo dos citados podem ocorrer uma sensível diminuição na atividade desnitrificantes. A concentração de OD é fator decisivo para que ocorra a desnitrificação e deve ser ponto de destaque no projeto de reatores, pois a desnitrificação ocorre apenas em ambientes anóxicos. Em ambientes com valores de OD superiores a 1 mg.L^{-1} pode ocorrer a inibição dos microrganismos desnitrificantes. A relação C/N constitui importante fator limitante para a desnitrificação, para que a desnitrificação ocorra satisfatoriamente a relação C/N deve estar situada entre 3 e 5, menores relações podem afetar a desnitrificação pela falta espécies doadoras de elétrons. O processo pode ser heterotrófico, no qual a matéria orgânica atua como fonte de carbono e de energia para a atividade dos microrganismos (TONETTI, 2013; SANTOS et al., 2016; SURAMPALLI et al., 1997).

Experimentalmente, as formas de nitrogênio podem ser determinadas pela combinação dos métodos NTK (Nitrogênio Total Kjeldahl), nitrito e nitrato.

Deste modo é possível avaliar a eficácia dos processos de nitrificação e desnitrificação. Na Tabela 2 é possível observar os valores típicos do perfil de nitrogênio obtidos para esgoto sanitário.

Tabela 2 - Valores típicos das formas de nitrogênio em esgoto sanitário

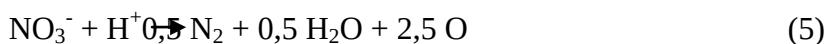
Parâmetros	Concentração	
	Faixa	Típico
Nitrogênio Total (mg. L ⁻¹)	35-70	50
Nitrogênio Orgânico (mg.L ⁻¹)	15-30	20
Amônia (mg NH ₄ ⁺ . L ⁻¹)	20-40	30
Nitrito (mg NO ₂ ⁻ . L ⁻¹)	≈ 0	≈0
Nitrato (mg. NO ₃ ⁻ . L ⁻¹)	0-2	≈ 0

Fonte: Von Sperling (2005).

Os microrganismos envolvidos no processo de desnitrificação, normalmente, são bactérias gram-negativas pertencentes aos gêneros *Pseudomonas*, *Alcaligenes*, *Paracoccus* e *Thiobacillus* (RITTMANN e MACCARTY, 2001).

Ao contrário da nitrificação, a desnitrificação não consome a alcalinidade do meio. Existe uma recuperação de 50% da alcalinidade consumida durante a nitrificação, isto é, para cada mg de NO₃⁻ reduzido a N₂ gasoso gera-se 3,57 mg de CaCO₃, conforme descrito na reação 5 (EPA, 1993).

Reação de recuperação da alcalinidade promovida pela etapa de desnitrificação.



Alguns microrganismos têm sido estudados pelos pesquisadores por apresentarem a habilidade de nitrificar heterotroficamente e desnitrificar aerobicamente. Entre estes microrganismos estão o *Paracoccusdenitrificans*, *Pseudomonasstutzeri*, *Thiosphaerapantotroph*a, *ComamonasspeAlcaligenesfaecalis* (JOO et al., 2005; JOO et al., 2006).

Em sistemas de tratamento de efluentes convencionais, primeiramente o afluente passa por um reator aeróbio onde ocorre a oxidação da matéria orgânica e os processos de nitrificação, resultando em produtos como dióxido de carbono, nitrito e nitrato. Na sequência o efluente é transportado para um reator anaeróbio onde ocorre a redução de nitrito a nitrato e deste último a gás nitrogênio, com adição de uma fonte externa de carbono. A desvantagem deste sistema operacional são os elevados custos de construção e operação, além dos gastos energéticos e com a fonte externa de carbono. Levando em consideração estas informações, torna-se necessário a criação de sistemas alternativos que combinem estas duas etapas de conversão em um único reator (ZHU et al., 2007; DO CANTO et al., 2008; MORITA et al., 2008).

2.5.2. Nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS)

O processo de nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS) tem ganhado interesse por parte dos pesquisadores, que em seus estudos têm demonstrado a viabilidade desta junção de processos em apenas uma unidade. O sistema NDS promove reações em ciclos que, combinadas, permitem a acomodação das reações de nitrificação e desnitrificação em um único reator (MUNCH et al., 1996; POCHANA e KELLER, 1999; ZHANG e ZHOU, 2007; ZHU et al., 2007; DO CANTO et al., 2008; WOSIACK et al., 2015; BARANA et al., 2013; MOURA et al., 2012; LIM et al., 2011).

A nitrificação e desnitrificação simultânea ocorre devido a fenômenos físicos e biológicos. No fenômeno físico a NDS acontece devido à formação de um gradiente de concentração de oxigênio dissolvido dentro de um floco de lodo ou biofilme, causado pela limitação da difusão de oxigênio. Isto permite que os microrganismos nitrificantes se desenvolvam nas regiões externas do biofilme, condições aeróbias, enquanto os microrganismos desnitrificantes se desenvolverão no interior do biofilme, onde a concentração de oxigênio é quase nula, condições anóxicas (CARUCCI et al. 1995; YUAN e GAO, 2010).

A remoção biológica de nitrogênio e DQO em um mesmo reator constitui uma técnica atrativa do ponto de vista econômico e operacional. Há economia porque seria necessária a construção de um único compartimento para tratar o

efluente. Diferente do que acontece hoje, onde são requeridas, pelo menos, duas etapas fisicamente separadas. Também se economiza na quantidade de insumos utilizada, pois é necessária menor concentração de OD, já que o nitrato pode ser utilizado como aceptor final de elétrons. Também será necessária menor quantidade de agentes alcalinizantes, pois parte da alcalinidade consumida durante anitrificação, retorna ao sistema na desnitrificação. Do ponto de vista operacional, monitorar um único reator é menos trabalhoso do que cuidar de dois (XU et al. 2013; SANTOS, 2014).

A explicação biológica da ocorrência da NDS é explicada por microbiologistas que descobriram a capacidade de alguns microrganismos em desnitrificar aerobicamente, assim como microrganismos nitrificantes heterotróficos. A utilização destes microrganismos implicaria em uma redução nos fluxos de recirculação além da viabilidade em termos de custos, pois não haveria necessidade de adicionar uma fonte externa de carbono (HOLMAN e WAREHAM, 2005).

Ainda não se pode afirmar com precisão se o sistema NDS compreende fenômenos físicos ou biológicos isoladamente. Holman e Wareham (2005) estudaram por nove meses um reator com o objetivo de observar se a NDS é um fenômeno físico ou biológico. No entanto, após o período de avaliação não conseguiram chegar a uma conclusão absoluta, indicando que tanto os fenômenos físicos quanto os biológicos foram responsáveis pela eficiência de 75% na remoção de nitrogênio total do sistema.

Já nos estudos de Zhang e Zhou (2007) a eficiência de aproximadamente 67% na remoção de nitrogênio foi atribuída pelos autores como resultado do fenômeno físico de difusão de oxigênio dissolvido no interior do biofilme. Zhu et al. (2007) relataram o mesmo fenômeno como responsável pela nitrificação e desnitrificação em seus sistemas.

Muitos são os estudos mostrando a viabilidade do NDS. Abreu (2003) cita que os sistemas combinando processos anaeróbio-aeróbio tem sido satisfatórios para o tratamento de água residuárias, pois promovem a oxidação carbonácea e a remoção de nitrogênio e fósforo permitindo que o efluente atinja os padrões de lançamento estabelecidos pela legislação.

No entanto, a maior dificuldade de aplicação destes sistemas é encontrar as condições ótimas de operação, sendo este o maior desafio das pesquisas voltadas

ao desenvolvimento de novas tecnologias (BODIK et al., 2003). A adoção de diferentes procedimentos como a desnitrificação por via curta, imobilização da biomassa, aeração intermitente e recirculação do efluente tem mostrado resultados promissores nos sistemas de nitrificação e desnitrificação simultânea (DO CANTO et al., 2008; NOCKO, 2008).

Estratégias de aeração intermitente tem como principal vantagem a redução do custo operacional, devido ao fato de não ser necessária aeração contínua e promover a coexistência de zonas aeróbias e zonas anóxicas. Espera-se então que os organismos nitrificantes desenvolvam-se nas zonas aeróbias e os organismos desnitrificantes se desenvolvam nas zonas anóxicas do reator (CARUCCI, 1995; SANTOS, 2014; BARANA et al., 2013; MOURA 2014; WOSIACK et al., 2015).

2.5.2.1. Reator de leito estruturado

Uma alternativa plausível para remoção simultânea de matéria orgânica e nitrogênio é a utilização de reatores com biomassa imobilizada em leito estruturado e aeração intermitente. Nestas condições os reatores apresentam maior tempo de detenção celular (TDC), mesmo operando com tempos de detenção hidráulica (TDH) reduzidos, acarretando em maior desempenho e estabilidade do sistema (SARTI et al., 2001). Como o crescimento das bactérias nitrificantes é lento, a presença de um meio suporte com a finalidade de imobilizar a biomassa facilita o acúmulo destes microrganismos no reator e, como consequência, aumenta a eficiência na remoção de nitrogênio (ROSTRON et al., 2001).

Nestes reatores o processo de remoção de matéria orgânica e nitrogenada é biológico e envolve muitos organismos. A remoção de matéria orgânica pode ocorrer pela ação de bactérias heterotróficas que podem ser aeróbias, anaeróbias ou facultativas. (CORREA, 2015; MORETTO, 2014; WOSIACKI et al., 2015)

No Brasil, os meios de suporte usados em filtros anaeróbios são normalmente pedra brita, anéis de plástico, elementos cerâmicos, elementos de madeira, cilindros de plásticos perfurados e esferas perfuradas ou gomos de bambu (CHERNICHARO, 2007; CAMPOS et al., 2008).

Uma nova alternativa para utilização como meio de suporte é a espuma de poliuretano (PU). Espumas de poliuretano com porosidade elevada são meios ideais

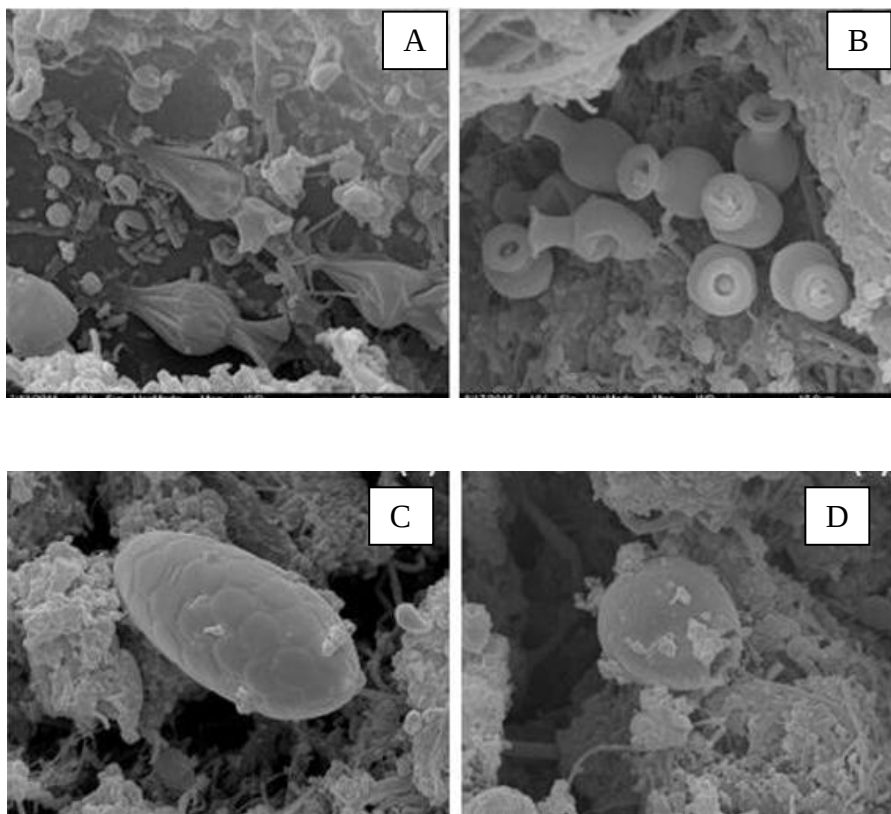
para imobilização de biomassa, além de oferecerem boa resistência mecânica, são de baixo custo e fácil aquisição (CHU E WANG, 2011). Trabalhos realizados com espumas de poliuretano indicaram a presença de zonas aeróbias e anóxicas no mesmo suporte.

Correa (2015) identificou em microscópio eletrônico de varredura (MEV), com aumento de 6.000 vezes, os possíveis microrganismos presentes no biofilme que se formou no meio suporte de PU (Figura 3). Foi possível observar a existência de espécies semelhantes à *Vorticella* (Figura 3a) e *Epistyllis* (Figura 3b), espécies ciliadas fixas. A existência de *Epistyllis* é considerada um bioindicador do processo de nitrificação e, quando presente, indica que o sistema deve estar operando em regime de estabilidade e com alto tempo de retenção celular. Na Figura 3 (c) e (d) os autores notaram a presença de organismos como a *Arcella* e *Euglypha*, que sinalizam que o sistema operou com alto grau de estabilidade biológica e boas condições de remoção de matéria orgânica (JENKINS et al. 1993; CANALS et al., 2013).

As zonas aeróbias situam-se nas camadas mais externas do suporte e as anóxicas, devido ao gradiente de OD, nas mais internas do material (GUO et al., 2010). A diferença da concentração de OD nas diferentes camadas é devida à dificuldade de difusão do oxigênio para as camadas mais profundas da espuma. Esse material tem promovido condições ambientais adequadas para o crescimento e retenção de biomassa, principalmente em reatores de leito empacotado (RIBEIRO et al., 2005).

Nos estudos de Nocko (2008) a espuma de poliuretano apresentou resultados significativamente melhores para fixação de microrganismos em relação aos anéis de plástico. Vários pesquisadores, trabalhando com NDS, obtiveram bons resultados em reatores de leito estruturado de PU (CHU E WANG, 2011; NOCKO 2008; BARANA et al., 2013; MOURA, 2011).

Figura 2 - MEV realizada no meio suporte (A) ciliado fixo (possivelmente Vorticella); (B) ciliado fixo (Epistyllis); (C) Tecameba (Euglyphatuberculata); (D) Tecameba (Arcella).

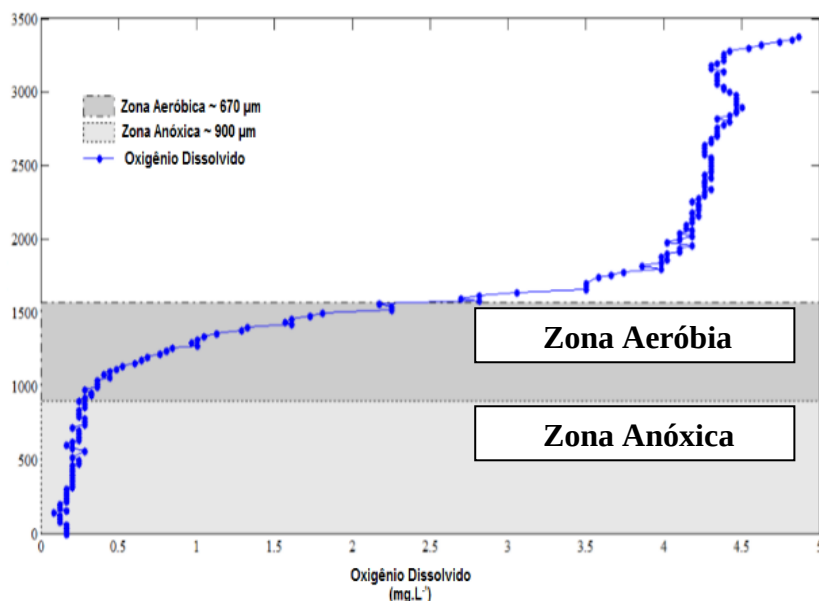


Fonte: Correa (2015)

Santos (2014), com auxílio de micro sensores especiais de fibra ótica, observou que depois de penetrar 500 μm no suporte de PU, a concentração de OD já atingia valores inferiores a $0,25 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figura 3). Ono (2007) também mediu a concentração de OD em espumas de PU e percebeu que em profundidade maior que 396 μm a concentração de OD também era menor que $0,25 \text{ mg. L}^{-1}$.

Os reatores de leito estruturado apresentam elevada eficiência na remoção de Nitrogênio amoniacal (N-NH_4) e nitrogênio total por acomodarem em um mesmo reator etapas de nitrificação e desnitrificação como podemos observar na Figura 4, além de propiciar diferentes condições de aeração e recirculação, oferecendo assim inúmeras configurações para diferentes tipos de tratamento.

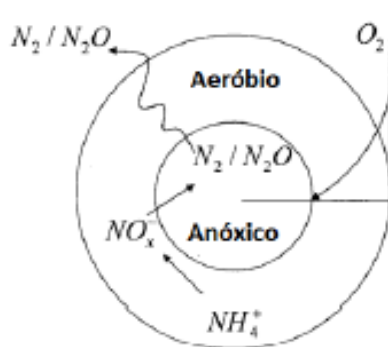
Figura 3 - Perfil de OD em material suporte de espumas de poliuretano utilizado em reator de leito estruturado.



Fonte: Santos, 2014.

Na literatura encontra-se a utilização deste tipo de reator para remoção de matéria orgânica e nitrogênio de diferentes fontes como efluentes de abatedouros, fábricas de ração, esgoto sintético e sanitário. Diminuição energética, maior facilidade no controle do pH, aeração intermitente e menor demanda de adição de fonte externa e alcalinidade estão entre as vantagens oferecidas por este tipo de reator (COLLIVIGNARELLI e BERTANZA, 1999; MOURA et al., 2012; BARANA et al., 2013; SANTOS, 2014; WOSIACK et al., 2015; CORREA, 2015).

Figura 4 - Esquema de material suporte, em poliuretano e gradiente de OD presente, que possibilita acomodação de bactérias Nitrificantes (aeróbias) e Desnitrificantes (anóxicas).



Fonte: Zeng et al (2003)

Reatores de leito estruturado normalmente utilizam sistemas de aeração intermitente que viabilizam o processo NDS (Figura 3 e 4) em um mesmo reator, mantendo pH próximo da neutralidade e exigindo menores adições de fonte externa de carbono, uma vez que na desnitrificação pode ser gerada parte da alcalinidade a ser utilizada na nitrificação (CHAN e TSENG, 1999)

3. OBJETIVOS

3.1. OBJETIVO GERAL

Avaliar o desempenho de um reator de leito estruturado com fluxo contínuo e aeração intermitente em diferentes condições operacionais, com diferentes razões de recirculação 1, 2 e 3 vezes a vazão de entrada e diferentes condições de aeração 1, 1:30 e 3 horas, para a remoção biológica de DQO e nitrogênio de esgoto sanitário.

3.2. OBJETIVO ESPECÍFICO

- Avaliar a remoção de nitrogênio total monitorando a entrada e a saída do reator de leito estruturado em cada fase operacional;
- Avaliar a remoção da demanda química de oxigênio (DQO);
- Avaliar diferentes tempos de aeração, 1, 1:30 e 3 horas, no desempenho do sistema;
- Avaliar diferentes taxas de recirculação (1, 2 e 3) vezes a vazão de entrada no desempenho do sistema;

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. INSTALAÇÃO EXPERIMENTAL

4.1.1. Substrato e inóculo

Para realização do experimento tanto o substrato quanto o inóculo foram disponibilizados pela Sanepar. O inóculo foi fornecido pela ETE Belém, que opera em sistema de lodos ativados, localizada no município de Curitiba Paraná.

O substrato foi fornecido pela ETE Verde da Sanepar, que opera em sistema de tratamento de reator RALF seguido de lagoa de estabilização, localizada no município de Ponta Grossa, Paraná.

Para este trabalho foi utilizado afluente contendo uma mistura de 50% de efluente de um RALF (Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado) e 50% de esgoto sanitário não tratado. O esgoto sanitário e o efluente do RALF foram coletados semanalmente e armazenados sob refrigeração à temperatura de 8°C, em frascos de polipropileno de cinco litros. A coleta do esgoto sanitário era feita após as etapas de gradeamento e desarenação. O efluente do RALF era coletado na saída do reator.

4.1.2. Material suporte para crescimento da biomassa

Como material suporte para crescimento biomassa foram utilizados 13 cilindros de espuma de poliuretano com 2 cm de diâmetro e 62 cm de altura. Os cilindros foram dispostos verticalmente no reator com uma distância de cerca de 1cm entre eles (Figura 6 b).

4.1.3. Reator

Foi utilizado um reator construído em acrílico com volume total de 8,4 L e volume útil de 5,7 L. Diâmetro interno de 15 cm, externo de 17 cm e altura de 75 cm. O afluente era bombeado para o interior do reator pela base do mesmo (A1) (Figura 5), com auxílio de uma bomba peristáltica da marca Ismatec, modelo Ecoline. O sistema de aeração foi composto de dois aeradores de aquário providos

de pedras porosas, instalados no fundo do reator, para promover a dispersão do oxigênio no interior do reator. Mensalmente as pedras porosas eram verificadas e substituídas, após uma avaliação visual, caso não estivessem aerando adequadamente. O reator pode ser visualizado na Figura 6 que demonstra sua instalação.

Os aeradores foram ligados a temporizadores para promover os diferentes períodos de aeração e não aeração. A recirculação foi feita com uma bomba de membrana da marca Prominent Dosier Technik, modelo GmbH, onde o efluente saía pelo topo do reator (A4) e entrava pela base (A2). A entrada da recirculação (A2) situava-se 5 cm acima da entrada do afluente (A1) que permitia a mistura do efluente e sua diluição. A saída do efluente tratado situava-se no topo do reator (A3), 10 cm acima da saída de recirculação (A4). A temperatura no interior do reator foi mantida a $30 \pm 1^\circ\text{C}$ com o auxílio de um termostato.

Figura 5 - Esquema Ilustrativo do Reator de Leito Estruturado.

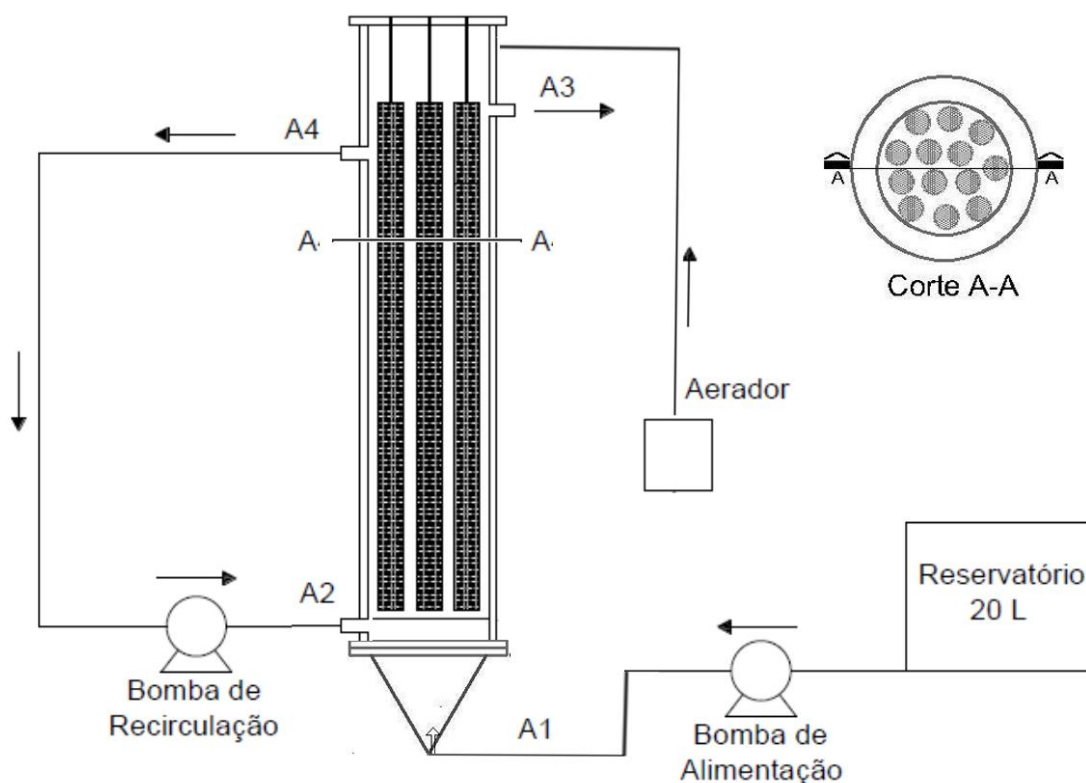


Figura 6 –(a) Reator de leito estrutura e (b) meio suporte
(a)



(b)



4.2. ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS

O afluente utilizado neste trabalho, composto por uma fração de 50% de esgoto sanitário não tratado e 50% de efluente do RALF, era, em triplicata, caracterizado a cada coleta para que se pudesse avaliar sua carga poluidora e, posteriormente, calcular a eficiência do reator de leito estruturado na remoção de DQO e nitrogênio total (NT).

Os parâmetros analisados foram pH, alcalinidade, sólidos totais e voláteis, sólidos suspensos totais e voláteis, demanda química de oxigênio, nitrogênio total Kjeldahl, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato. As análises foram determinadas pelas metodologias descritas na Tabela 3, seguindo os padrões descritos pelo APHA(1998) e sua frequência de realização.

Tabela 3 - Parâmetros e Métodos de Análises

Parâmetro	Unidade	Frequência das análises	Método
pH	-	5 vezes por semana	Potenciométrico APHA (4500h + B)
Alcalinidade	mg CaCO ₃ .L ⁻¹	5 vezes por semana	DILALLO (1961)
DQO	mg.L ⁻¹	1 vez por semana	Colorimétrico APHA (5220D)
NTK	mg.L ⁻¹	1 vez por semana	Micro Kjeldahl APHA (4500 NorgC)
N-NH ₄	mg.L ⁻¹	5 vezes por semana	Titulométrico APHA (4500 NH ₃ C)
N-NO ₂	mg.L ⁻¹	5 vezes por semana	Colorimétrico APHA (4500 NO ₂ B)
N-NO ₃	mg.L ⁻¹	5 vezes por semana	CATALDO (1975)
ST	mg.L ⁻¹	1 vez por mês	Gravimétrico APHA (2540 C)
SST	mg.L ⁻¹	1 vez por mês	Gravimétrico APHA (2540 D)
OD	mg. L ⁻¹	3 vezes em cada condição	Sonda Multiparâmetro Hanna®

4.3. CONDIÇÕES OPERACIONAIS

4.3.1. Período de adaptação da biomassa

Para que a biomassa se adaptasse às novas condições e para que se favorecesse o desenvolvimento de biomassa nitrificante, depois de inoculado, o reator funcionou com aeração contínua e TDH fixo em 12h.

O reator permaneceu nestas condições, por 38 dias, até ser constatado a presença de nitrito e nitrato no efluente do mesmo.

4.3.2. Caracterização do Substrato

A caracterização do substrato foi avaliada para verificar a eficiência do sistema de remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada. O afluente composto por 50% (v/v) de esgoto bruto e 50% (v/v) de efluente após o RALF.

4.3.3. Correção da alcalinidade afluente

A correção da alcalinidade do efluente foi realizada de acordo com o valor de NTK encontrado semanalmente. A fonte externa de alcalinidade utilizada foi o bicarbonato de sódio. Para esta correção utilizou-se coeficientes estequiométricos, conforme descrito a seguir.

Para cada mg de NTK presente no afluente foram necessários 7,14 mg de carbonato de cálcio para realizar a correção da alcalinidade. Como a fonte externa utilizada foi o bicarbonato de sódio para cada mg de carbonato de cálcio necessária foi utilizado 1,38 mg de bicarbonato de sódio.

4.3.4. Fases experimentais

As condições de operação de cada fase experimental foram definidas a partir de resultados obtidos por Moura (2011), Moura et al. (2012) e Moura (2014).

Assim, foram realizados nove ensaios onde trabalhou-se com razões de recirculação (Q_r) igual a 3, 2 e 1. A aeração intermitente do sistema foi dividida em ciclos de 180 minutos e os períodos de aeração foram de 180 minutos (100% aeração), 90 minutos (50% de aeração) e 60 minutos (33,3% de aeração) (Tabela 4). O TDH foi fixado em 12 horas e a temperatura no interior do reator foi controlada a $30 \pm 1^\circ\text{C}$ com o auxílio de um termostato instalado no interior do reator.

A razão de recirculação (Q_r) utilizada nas condições experimentais foi baseada na vazão de entrada de afluente no sistema, ou seja, com os dados da vazão

de entrada calculou-se a Qr. As condições utilizadas neste trabalho fora de 1, 2 e 3 vezes a vazão de entrada no reator.

Tabela 4 - Condições de operação do reator, aeração intermitente (Com aeração – AE/ Sem aeração – AN) e razão de recirculação

Condições de operação do reator			
Ensaio	Aeração intermitente (AE/AN) (minutos)	Aeração em relação ao TDH (horas)	Razão de Recirculação (Qr)
1	180/0	12	3
2	90/90	6	
3	60/120	4	
4	180/0	12	2
5	90/60	6	
6	60/120	4	
7	180/0	12	1
8	90/90	6	
9	60/120	4	

4.4. CÁLCULO DA EFICIÊNCIA DO REATOR

O cálculo da eficiência do reator na remoção de DQO e de nitrogênio e dos processos de nitrificação e desnitrificação foram calculadas pelas equações 6, 7, 8 e 9

$$\text{Redução DQO}(\%) = \frac{DQO_a - DQO_e}{DQO_a} \times 100(6)$$

$$\text{Rem. Nitrogênio Total}(\%) = \frac{NTK_a - NTK_e - N_{\text{nitrito}} - N_{\text{nitrato}}}{NTK_a} \times 100 \quad (7)$$

$$\text{Nitrificação}(\%) = \frac{NTK_a - NTK_e}{NTK_a} \times 100(8)$$

$$\text{Desnitrificação}(\%) = \frac{NTK_a - NTK_e - N_{\text{nitrito}} - N_{\text{nitrato}}}{NTK_a - NTK_e}(9)$$

Onde:

DQO_a = Demanda Química de Oxigênio afluyente;

DQO_e = Demanda Química de Oxigênio efluente;

NTK_a = Nitrogênio Total Kjeldahl afluyente;

NTK_e = Nitrogênio Total Kjeldahl efluente;

N.nitrito = Nitrogênio na forma Nitrito;

N.nitrato = nitrogênio na forma Nitrato.

4.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os resultados obtidos durante o desenvolvimento deste trabalho para eficiência de remoção de DQO, NT, $N-NH_4$ e presença de NTK, $N-NH_4$, $N-NO_2^-$, $N-NO_3^-$, OD foram submetidos ao teste de Shapiro Wilk para verificação da normalidade dos mesmos e, na sequência, foram feitos teste de variância (ANOVA). Quando a ANOVA mostrou haver diferença significativa entre os resultados, os mesmos foram comparados entre si utilizando-se o Teste de Tukey. O software utilizado para realização do teste de variância e para o teste de Tukey foi o R for Windows. 5% de significância.

As correlações entre as variáveis foram verificadas pelo método de correlação de Pearson, sendo consideradas positivas aquelas que apresentaram o coeficiente de correlação (r) $>0,200$ e negativas ou inversamente correlacionadas aquelas com $r < -0,200$. O software utilizado foi o Statistica 7.0 for Windows.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Caracterização do afluente

Durante o experimento caracterizou-se o efluente do RALF, o esgoto sanitário e a mistura, com 50% (v/v) de cada um, que foi utilizada como afluente neste trabalho (Tabela 5).

Tabela 5 - Características do Afluente

Parâmetros	Efluente RALF	Esgoto Sanitário	Mistura
DQO (mg.L ⁻¹)	151±20	280±17	161±21
pH	7,5±0,3	6,1±1,1	7,1±1,0
NTK(mg.L ⁻¹)	48±10	58±15	51±13
NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	43±12	46±25	41±19
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	158±21	148±16	150±13
Nitrito (mg.L ⁻¹)	0	0	0
Nitrato (mg.L ⁻¹)	0	0	0
Sólidos Totais (ST)	98±30	400±24	150±14

Os valores apresentados são a média dos valores das análises realizadas. As características dos esgotos sanitários podem ser modificadas em função de inúmeras variáveis entre elas podemos citar o clima, os índices pluviométricos e os hábitos culturais de uma população. O esgoto pode ser classificado em forte, médio e fraco segundo Metcalf e Eddy (2003). O esgoto sanitário analisado, com DQO de 280 mg. L⁻¹, pode ser considerado um esgoto fraco. Foco et al. (2015) obteve, para esgoto sanitário, valores médios de 700 mg. L⁻¹ de DQO, superiores aos encontrados neste experimento. Souza et al. (2015) obtiveram valores de DQO e NTK, de 479,5 mg. L⁻¹ e 61,9 mg.L⁻¹, respectivamente. Cabe ressaltar que para DQO os valores oscilaram entre 104,4 mg. L⁻¹ e 2044 mg.L⁻¹, para NTK foram obtidos valores entre 22 mg.L⁻¹ e 142mg.L⁻¹. Valores que demonstram quão variável pode ser o esgoto sanitário. Foco et al. (2015) obtiveram valores médios de 59 mg.L⁻¹ para NH₄.

Calijuri et al. (2009), trabalhando com esgoto efluente do reator UASB,

encontraram valores de DQO de 191 mg.L⁻¹, de NTK de 55 mg.L⁻¹ e de SST de 60 mg.L⁻¹. Foco (2015) avaliando o desempenho de reatores UASB obteve valores de DQO de 64,40 mg.L⁻¹ inferiores aos encontrados neste trabalho.

5.2. Remoção de DQO

As variações na concentração da DQO afluente, Tabela 6, ocorreram em função das características variáveis do esgoto sanitário. Esta variação pode ser influenciada por muitos fatores, entre eles podemos destacar os índices pluviométricos, os horários de coleta e descargas não pontuais. Para se tentar minimizar essa variação, padronizou-se o horário de coleta do esgoto no período da manhã.

Tabela 6 - DQO afluente e efluente e eficiência de remoção

Ensaio	DQOa (mgO₂.L⁻¹)	DQOe (mgO₂.L⁻¹)	Eficiência de Remoção (%)*
1	134 ± 21	34 ± 19	74a
2	203 ± 128	43 ± 35	78a
3	237 ± 123	27 ± 30	88a
4	148 ± 26	39 ± 10	73a
5	143 ± 26	40 ± 18	71a
6	147 ± 20	41 ± 16	70a
7	155 ± 30	33 ± 20	78a
8	148 ± 29	60 ± 15	59a
9	175 ± 45	68 ± 22	60a

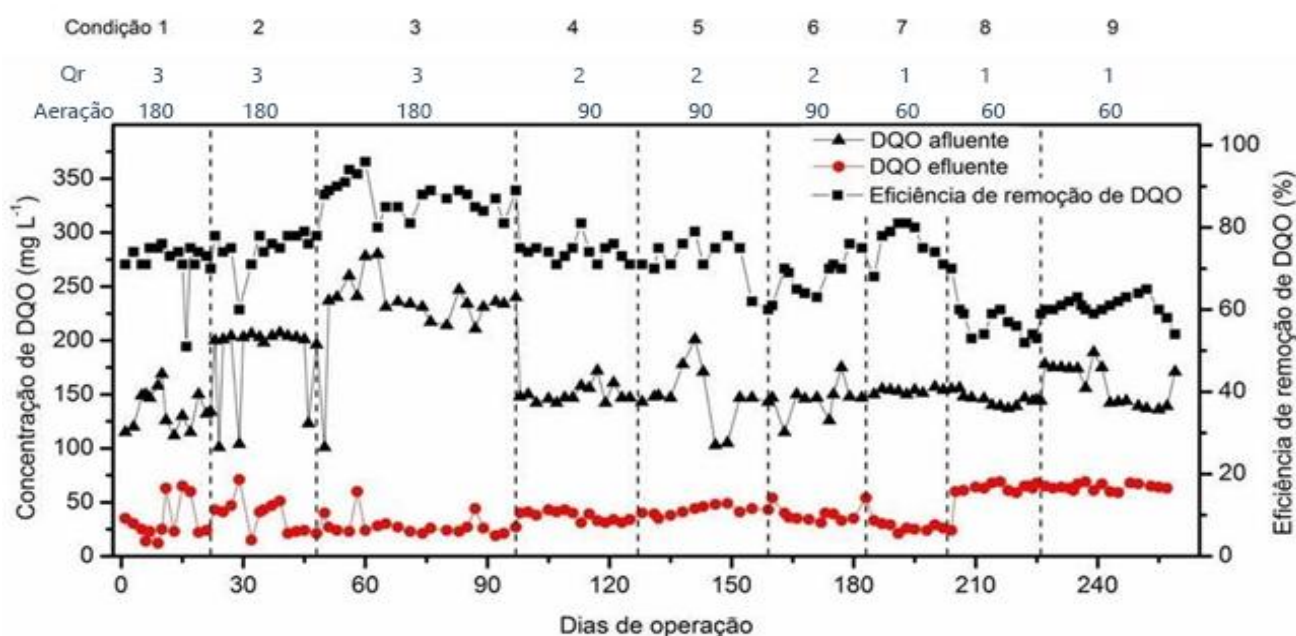
*Resultados com mesma letra na coluna indicam não haver diferença estatística entre elas (p ≤ 0,05). DQO a: DQO Afluente; DQO e: DQO Efluente

Em todos os ensaios foram obtidas eficiências de remoção de DQO acima de 60%. A análise de variância indicou que a diferença estatística não foi significativa (p ≤ 0,05) entre os ensaios em relação a esse parâmetro. Moura (2013), operando um reator de mesmo modelo, mas tratando esgoto sintético, com TDH de 12 horas e aeração de 120 minutos em ciclos de 180 minutos obteve eficiência de remoção de DQO de 91%. A melhor remoção de DQO foi obtida na condição 3 com recirculação de 3 vezes a vazão de entrada e 60 minutos de aeração, pode-se presumir, portanto que as melhores condições para remoção de DQO não são ideais

para remoção simultânea de nitrogênio uma vez que a condição 3, mais eficiente para remoção de DQO, apresentou-se menos eficaz na remoção de nitrogênio.

A resolução conjunta 021/2009 – IAP, SEAB, SEMA determina os padrões para o lançamento de efluentes de ETEs no estado do Paraná e para o parâmetro DQO é de até 225 mg.L⁻¹. Na ETE Verde o padrão de lançamento de DQO obedece a portaria 1304/2007 da Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do estado do Paraná (SUDERHSA) que estabelece o valor de 125 mg.L⁻¹ para DQO, o que demonstra que em todas as condições estudadas o efluente se enquadrava nas condições de despejo.

Figura 7 - DQO afluente e efluente e eficiência de remoção



Os índices de remoção de DQO variaram entre 59% e 88%, com média de 72%. Porém, essa dispersão de dados de remoção de DQO não evidenciou diferença estatística entre os ensaios. Assim podemos indicar que a melhor condição a ser utilizada para remoção de DQO seria a aquela com menor consumo de energia por bombas e aeradores, ou seja, a condição utilizada no Ensaio 9, com Qr igual a 1 e aeração de 60 minutos.

5.3. Remoção de Nitrogênio

Nesta seção serão apresentados os resultados das análises da série de nitrogênio de todos os ensaios realizados. A mudança da condição de operação de cada ensaio levou em consideração a condição de estabilidade dos resultados da série de nitrogênio, em especial as análises de nitrito e nitrato. Ou seja, esperou-se que os resultados apresentados indicassem que o reator estava em estágio estacionário, tempo que variou em cada ensaio que foi realizado, para, então, utilizar os resultados nas análises estatísticas.

Na Tabela 7 estão apresentadas as médias dos resultados da série de nitrogênio no afluente e efluente do reator nos nove ensaios avaliados.

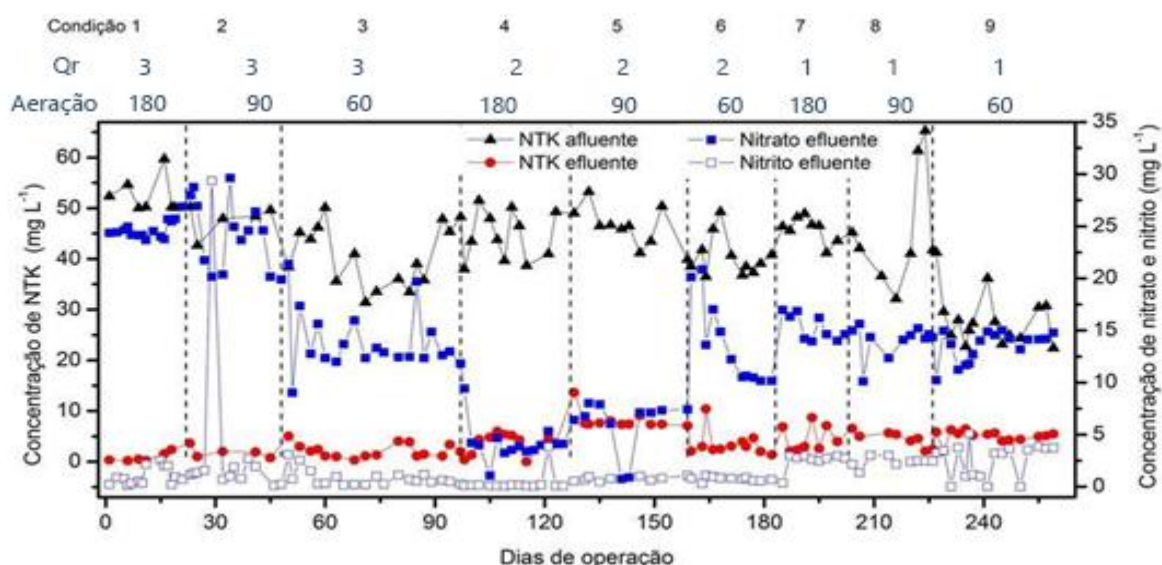
Na Figura 8 podemos observar o comportamento temporal de NTK, nitrito e nitrato afluentes e efluentes ao reator de leito estruturado.

Tabela 7 - Concentrações médias de NTK, N-amoniaco, N-nitrito e N-nitrato do afluente e efluente dos nove ensaios estudados

Ensaio	NTK	N-NH ₄ ⁺	NTK	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻
	Afluente (mg.L ⁻¹)		Efluente (mg.L ⁻¹)			
1	52±3,8a	46±4,5ab	0,9±0,8c	0,7±0,9d	1,0±0,8b	14,0±0,8ab
2	47±4,8ab	47±3,5a	1,8±1,1c	1,5±1,6cd	3,2±7,5ab	16,7±3,2a
3	47±2,9b	47±3,5a	1,7±1,4c	1,1±1,1d	0,7±0,6b	13,5±2,7ab
4	46±4,4ab	30±10,7c	4,6±2,6b	7,1±3,1a	0,3±0,4b	4,9±2,6d
5	47±4,3ab	39±5,9abc	8,9±9,6a	4,1 ±9,6cd	0,9±0,2b	9,5±4,3c
6	40±0,3b	32±4,2bc	3,4±0,3b	2,8±0,4bcd	0,8±0,3b	13,3±0,4bc
7	45±2,7ab	28±7,5bc	4,6±2,5 b	5,3±5,4ab	2,5±0,8ab	15,3±1,1ab
8	45±11,6ab	26±7,1bc	4,5±1,6 b	4,2±1,7 abc	2,4±0,5ab	13,8±1,5ab
9	42±4,6b	27±5,2c	5,0±1,1 b	4,6±1,2cd	2,6±1,6a	13,5±1,4ab

Valores de eficiência de remoção de nitrogênio com a mesma letra na mesma coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey ($P \leq 0,05$)

Figura 8- Concentrações de NTK, nitrito e nitrato afluentes e efluentes



Wosiacket al. (2013), trabalhando com efluente industrial de abatedouro de aves e TDH de 1 dia, obtiveram remoção de NT de 93,3%, com 100% de nitrificação e 98,1% de desnitrificação, com aeração contínua em reator de leito estruturado. Ficou evidenciado que o principal mecanismo de remoção de nitrogênio do reator foi a nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS), como provavelmente ocorre neste estudo. Neste trabalho as maiores remoções de NT ocorreram nos ensaios 1 e 4 como podemos observar na Tabela 8.

Zhang et al. (2008), avaliando a influência da temperatura na remoção de nitrogênio em reator de leito estruturado, obtiveram remoção de 91% com temperatura de 31°C.

Correa (2015) estudou um reator de leito estruturado com aeração intermitente (2 horas aerando/1 hora sem aeração) para tratar esgoto sanitário. Obteve remoção de NT de 80%, valores próximos os encontrados neste trabalho. Porém, a demanda energética para aeração exigida no trabalho de Correa (2015) foi menor que a deste trabalho, onde as maiores remoções de NT foram obtidas nos períodos de maior aeração do sistema, ensaios 1 e 4. Se considerarmos a demanda energética para recirculação (Q_r), o ensaio 4, Q_r igual a 2, representaria menor consumo se comparado ao trabalho de Correa (2015), que utilizou Q_r igual a 3.

Tabela 8 - Eficiência de remoção de nitrogênio nos nove ensaios estudados

Ensaio	Aeração (AE/AN) (min)**	Qr	Nitrificação (%)	Desnitrificação (%)	Remoção de NT (%)
1	180/0	3	98±3,2	71±11,1	70±4,4a
2	90/90	3	96±2,8	56±9,5	54±3,6bc
3	60/120	3	95±10,3	54±6,3	52±10,9c
4	180/0	2	89±11,1	87±1,3	78±3,1a
5	90/60	2	81±8,3	73±2,1	59±8,3b
6	60/120	2	91±10,6	62±3,4	56±11,3bc
7	180/0	1	89±12,4	56±12,3	50±10,1c
8	90/90	1	90±6,3	60±3,2	54±9,3bc
9	60/120	1	88±6,3	56±8,6	50±7,4c

*Valores de eficiência de remoção de nitrogênio com a mesma letra na mesma coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$) ** AE aeração ligada (zona aeróbia)/ AN aeração desligada (zona anóxica).

Os ensaios 1 e 4 não apresentaram diferença significativa para $p \leq 0,05$ no quesito eficiência de remoção de NT, apresentando 70 e 78% de remoção, respectivamente. Em ambos os ensaios a aeração foi feita em 100% do tempo. O que os diferenciou foi a recirculação, Qr igual a 3 no ensaio 1 e Qr igual a 2 no ensaio 4.

Verifica-se que em todos os ensaios o fator limitante para a remoção de NT foi a etapa de desnitrificação. Quanto mais alta a taxa de desnitrificação, maior foi a remoção de NT (Figura 9). Os índices de nitrificação foram elevados em todos os ensaios.

Moura (2014) operou um reator de leito estruturado com TDH de 12 horas e aeração de 120 minutos em períodos de 180 minutos para tratar esgoto sanitário e obteve 80% de remoção de NT.

Observa-se que ocorreu NDS no reator porque houve nitrificação e desnitrificação o mesmo ambiente, mesmo em condições de aeração plena, em 100% do tempo. Correa (2015), trabalhando com reator de leito estruturado e aeração intermitente, utilizando um MEV identificou no biofilme microrganismos responsáveis pelas etapas de nitrificação e desnitrificação.

Um indício levantado para os valores de desnitrificação menores, e consequentes menores remoção de NT, pode ser o acúmulo de nitrito em todas as condições operacionais. Zeng et al. (2003) e De Kreuk e Bruin (2014) descreveram que valores de nitrito maiores que 1 mg.L^{-1} podem inibir as taxas de desnitrificação e aumentar a concentração de NO_2 nas zonas anóxicas, competindo, assim, com as reações de desnitrificação em reatores NDS.

Estudos de Pochana e Keller (1999), Ni (2011) e Insel (2014) apresentaram redução significativa da desnitrificação em condições de OD superiores a 0,2 e $0,3 \text{ mg.L}^{-1}$. Estudos sugerem que a taxa de desnitrificação aumenta até um valor ótimo com temperatura de 40°C o que também explica os baixos valores encontrados neste estudo que teve em média a temperatura de 30°C (VAN HAANDEL, 2009; TREIN et al., 2015).

O ensaio 7, que também teve aeração em 100% do tempo, não apresentou boa eficiência de remoção, indicando que a baixa recirculação, Qr1, pode ter prejudicado a velocidade das reações e a diluição dos produtos químicos formados. ZHU et al. (2007) perceberam correlação linear entre a presença de compostos intermediários N-NO_x e o decaimento de amônia e indicaram a ocorrência de NDS em condições de mistura completa e presença de aeração.

Segundo Tonetti et al. (2013), a desnitrificação somente é inibida quando se supera a concentração de OD supera $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$, sendo fundamental a medida de OD no interior dos flocos ou no biofilme e não apenas na fase líquida. Trabalhos realizados com o mesmo tipo de suporte utilizado neste experimento (PU), indicaram que com profundidade de $0,5 \mu\text{m}$ o teor de OD já era menor que $0,025 \text{ mg.L}^{-1}$ (ONO, 2007; SANTOS, 2014).

Her e Huang (1995) demonstram que uma relação entre carbono e nitrogênio abaixo do ideal levaria a um acúmulo de nitrito que pode ser explicado pela ausência do doador de elétrons, implicando dessa forma o impedimento da completa desnitrificação. Correa et al. (2016), trabalhando com relação DQO/NTK igual 4, observaram remoção de NTK da ordem de 72%.

Observa-se que as relações DQO/NTK afluente variaram de 3,67 a 6,48 (Tabela 9). Xia et al. (2010) e Pochana e Keller (1999) estudaram a relação $\text{C/N}(\text{DQO}_T/\text{NTK})$ em sistemas NDS e concluíram que quanto maior essa relação maior a eficiência do sistema NDS em decorrência da alta presença de doadores de

elétrons, o que resulta em um maior percentual de remoção de NT do sistema. Correa (2015) encontrou relação de C/N (DQO_T/NTK) entre 3 e 6, valores muito próximos aos encontrados neste trabalho, e verificou remoção de NT superior a 60%, fato que também relatamos neste trabalho para a condição 4 que teve relação DQO/NTK de 4,32 e eficiência de remoção de NT superior a 70%. Porém não foi possível estabelecer uma correlação estatisticamente importante entre remoção de NT e relação DQO/NTK (C/N) afluyente (Tabela 12).

Tabela 9 - Relação DQO/NTK afluyente

Relação DQO/NTK (C/N)	
Condições	Relação DQO/NTK
1	4,79
2	4,32
3	5,04
4	4,93
5	3,67
6	4,59
7	5,54
8	5,69
9	6,48

Um parâmetro importante para o tratamento de esgoto e que já esteve presente na legislação de esgoto sanitário foi a concentração de $N-NH_4$ no efluente final das ETEs. O reator de leito estruturado se mostrou muito eficiente para a remoção de $N-NH_4$ sendo a média de remoção igual a 89% e os valores mínimo e máximo de 77% e 98%, respectivamente, como podemos observar na Tabela 10.

Para cada valor de recirculação utilizado foram testados três tempos de aeração diferentes. Porém, observa-se na Tabela 10, que a aeração não interferiu na eficiência de remoção de $N-NH_4$, pois não houve diferença estatística significativa entre os resultados obtidos com mesmo Q_r e diferentes tempos de aeração. Os maiores valores de remoção de $N-NH_4$ foram observados na condição com maior valor de recirculação, Q_r igual a 3, de 96 a 98%. Pode-se supor que as maiores eficiências obtidas com Q_r igual a 3 são devidas ao fato de, nestas condições, o reator apresentar comportamento hidrodinâmico de mistura completa, diluindo os produtos formados e promovendo maior contato entre substrato e microrganismos.

Moura (2014) realizou ensaios hidrodinâmicos em reator de mesmo

modelo e tamanho ao utilizado neste trabalho. Os ensaios foram feitos com TDH de 12 horas e Qr de 0, 1, 2, 3 e 4 e como resultado obteve 6, 5, 3, 2,5 e 2 reatores em série, respectivamente, para cada Qr. Ou seja, quanto maior a Qr menor o número de reatores teóricos em série, indicando um escoamento mais próximo de um reator de mistura completa.

Tabela 10–Valores de eficiência de remoção de N-NH₄ os diferentes ensaios estudados

Ensaio	Aeração (AE/NA) (min)**	Qr	OD	Eficiência de Remoção de N- NH ₄ (%)*
1	180/0	3	3,4a	98a
2	90/90	3	3,1 a	97a
3	60/120	3	3,2 a	96a
4	180/0	2	3,3 a	77bc
5	90/60	2	3,7 a	90b
6	60/120	2	3,4 a	91b
7	180/0	1	3,3 a	81b
8	90/90	1	3,6 a	84b
9	60/120	1	3,2 a	84b

*Valores de eficiência de remoção de nitrogênio com a mesma letra na mesma coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$) ** AE aeração ligada (zona aeróbia) / AN aeração desligada (zona anóxica)

Wagner e Costa (2015), avaliando reatores sequenciais para remoção de nitrogênio concluíram que a remoção de nitrogênio amoniacal está fortemente relacionada com o TDH, em seu trabalho obtiveram remoção de N-NH₄ de 23% e 69%, com TDH de 3 e 4 horas, respectivamente.

Li et al. (2007) verificaram que a concentração de OD tem influência na remoção de N-NH₄⁺. Valores de OD superiores a 4 mg.L⁻¹ e inferiores a 2 mg.L⁻¹ promovem um decréscimo na remoção de N-NH₄⁺ sendo a faixa ideal de OD para remoção de N-NH₄⁺ valores entre 2,7 mg.L⁻¹ e 3,6mg.L⁻¹, o que corrobora os altos valores de remoção de N-NH₄⁺ encontrados neste trabalho já que os valores de OD, na fase aerada, situaram-se entre 3,1mg.L⁻¹ e 3,7mg.L⁻¹ (Tabela 10).

Correa (2015) com reator de leito estruturado similar ao utilizado neste trabalho com esgoto sanitário, Qr igual a 3 e aeração intermitente em períodos de 4

horas com e sem aeração encontrou eficiência média de remoção de 86% valores próximos as fases de menor remoção deste trabalho com Qr igual a 1 e 2.

5.4. pH e alcalinidade

Na Tabela 11 são apresentados os valores de pH e alcalinidade afluente e efluente do reator de leito estruturado. Os valores médios encontrados de alcalinidade foram determinados depois da adição de bicarbonato de sódio (NaHCO_3).

Os valores médios de pH do afluente e efluente são respectivamente 7,31 e 7,41 esses valores de pH estão dentro da faixa ideal de pH para o desenvolvimento dos microrganismos nitrificantes e desnitrificantes heterotróficos anaeróbios. Para a remoção de matéria orgânica e nitrificação simultaneamente, a faixa ótima de pH é entre 7,5 e 8,5 (SANT'ANNA JR., 2010).

Tabela 11 - Médias de pH e alcalinidade do afluente e efluente em todos os ensaios

Ensaio	pH		Alcalinidade	
	Af	Ef	Af	Ef
1	7,68±0,5	7,50±0,4	380±37	79±80
2	7,58±0,5	7,84±0,4	356±11	104±51
3	7,31±0,5	7,36±0,3	301±30	96±34
4	7,39±0,3	7,62±0,3	361±48	169±29
5	7,15±0,4	7,33±0,2	366±56	108±41
6	7,20±0,3	7,30±0,4	330±63	97±11
7	7,30±0,6	7,05±0,5	365±30	89±35
8	7,10±1,3	7,16±0,6	360±46	101±34
9	7,10±1,2	7,60±0,4	340±51	105±12

Segundo Ahn (2006), quando pH está abaixo de 7,0 as taxas de nitrificação são reduzidas. Um ponto importante e limitante para nitrificação é o consumo de alcalinidade presente no meio por este processo, durante a oxidação da amônia ocorre a produção de ácido liberando íon H^+ , havendo o consumo de alcalinidade de 7,05 g $\text{CaCO}_3/\text{g N-NH}_4$ presente no meio reduzindo o pH e consequentemente reduzindo os níveis de nutrientes da biomassa que são fatores

importantes para o desempenho do sistema.

Quando toda a alcalinidade é consumida, o processo de nitrificação pode parar em virtude do aumento de pH que acontece dentro do reator inibindo as bactérias nitrificantes. A presença de menores quantidades de alcalinidades no efluente final indicam a ocorrência de NDS neste trabalho, demonstrando o consumo de alcalinidade pela etapa de nitrificação e ainda a geração de alcalinidade na etapa de desnitrificação (RITTMANN E MCCARTY, 2001; MORAIS, 2015; ZHU et al., 2007; RICHTER, 2009; KUSHWAHA et al., 2013; REIS 2015).

Quando a etapa de desnitrificação não ocorre satisfatoriamente não acontece a re-alcalinização do meio, obtido através da produção de alcalinidade, fornecendo condições de pH alcalino. Percebemos assim que em todas as condições experimentais houve consumo de alcalinidade, indicando a ocorrência de nitrificação. Nesse sentido sem adição externa de alcalinidade não seria possível a satisfatória remoção de nitrogênio observada (ZHU et al., 2007).

5.5. Análise estatística de correlação

Tabela 12 – Correlação estatística de variáveis

	Qr	Aeração	Nitrif.	Desnitrif.	Rem. NT	Rem. DQO	Rel. DQO/ NTK **
Qr	1	0,0000	0,6221	0,2334	0,4589	0,6289	0,0758
Aeração		1	0,1450	0,4717	0,5611	0,1785	0,4636
Nitrificação			1	0,1673	0,2127	0,3410	0,2361
Desnitrificação				1	0,9183	0,0426	-0,1758
Remoção NT					1	0,1934	0,1789
Remoção DQO						1	-0,2569
Relação DQO/ NTK **							1

*valores marcados em vermelho são significativos e possuem $p < 0,05$. ** Relação calculada com base no afluente.

Consideram-se como fortemente correlacionados os fatores de correlação

acima de 0,6. Assim, verifica-se que a variável independente recirculação (Q_r) apresenta correlação positiva com os processos de nitrificação e remoção de DQO, ou seja, quanto maior a Q_r , maiores foram as taxas de nitrificação e de remoção de DQO.

Também verificou-se que a remoção de NT foi maior quanto maior a taxa de desnitrificação que corrobora para a hipótese de que a desnitrificação foi a etapa limitante deste processo.

Podemos perceber correlação positiva entre Q_r e remoção de NT, Q_r e remoção de DQO, aeração e desnitrificação, aeração e remoção de NT. Como se trabalhou com esgoto real, que é considerada uma matriz complexa, a correlação deve ser considerada mesmo os valores não sendo fortemente correlacionados.

6. CONCLUSÃO

Dos resultados conclui-se que o reator de leito estruturado operado com aeração intermitente apresenta-se como uma alternativa ao tratamento de esgoto sanitário, possibilitando a remoção de DQO e nitrogênio simultaneamente, uma vez que o nitrogênio amonificado no reator é removido. Além disso, tem-se a desnitrificação e, portanto, remoção de nitrito e nitrato. Foi possível obter remoção de N-NH_4^+ acima de 77% e de DQO acima de 60%.

Em relação à remoção de DQO, não houve diferença estatística significativa entre os ensaios estudados. Foi possível obter efluente com teores de DQO que variaram entre 27 e 68 mg.L^{-1} .

Os teores de nitrogênio amoniacal obtidos no efluente de todos os ensaios variaram entre 0,7 e 7,1 mg.L^{-1} , abaixo do padrão de lançamento estabelecido para esse parâmetro para efluentes industriais. Os resultados de N-NH_4^+ não apresentaram diferença estatística significativa entre os ensaios 1, 2, 3, 5, 6 e 9.

Verifica-se que a NDS foi obtida, pois foi possível, em um único compartimento, nitrificar e desnitrificar.

Através da análise estatística de correlação dos dados foi possível notar que a remoção de NT esteve fortemente correlacionada com a desnitrificação, o que também nos sugere que a etapa de desnitrificação foi a etapa limitante no processo de remoção de nitrogênio.

Assim, frente aos resultados obtidos, para remoção simultânea de DQO e nitrogênio, sugere-se o uso das condições do ensaio 9, que demanda a menor quantidade de energia quando comparado aos demais: tempo de aeração de 60 minutos e Q_r igual a 1.

Conclui-se que o reator de leito estruturado alimentado com afluente composto de 50% (v/v) de esgoto sanitário e 50% (v/v) de efluente de RALF pode ser utilizado na remoção simultânea de DQO e nitrogênio. Para a utilização desta configuração ainda seria necessária a presença de um reator anaeróbio antes do reator de leito estruturado, para que se conseguisse a remoção de nitrogênio e DQO aqui mostradas. Porém, esta configuração, caso utilizada, possibilitaria que as ETEs já existentes, se acrescidas de um reator de leito estruturado, pudessem dobrar sua capacidade de tratamento já que metade do esgoto bruto, ao invés de ser direcionado

ao reator RALF, deverá ser enviado ao de leito estruturado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, S. B. **Estudo do desempenho de reator anaeróbio-aeróbio do escoamento ascendente no tratamento de esgoto sanitário usando espuma de poliuretano como suporte de imobilização da biomassa**. Dissertação. Mestrado em Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2003.

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

ALMASRI, M. N. Nitrate contamination of groundwater: a conceptual management framework. **Environmental Impact Assessment Review**, v.27, p.220-242, 2007.

ALZATE MARIN, J. C.; CARAVELLI, A. H.; ZARITZKY, N. E. Nitrification and aerobic denitrification in anoxic-aerobic sequencing batch reactor. **Bioresource Technology**, v. 200, p.380-287, 2016.

ARAUJO J. R., ZAIAT, M. An up flow fixed-bed anaerobic aerobic reactor for removal of organic matter and nitrogen from L-Lysine plant wastewater. **Canadian Journal of Civil Engineering**, v. 36, p. 1085-1094, 2009.

APHA. American Public Health Association, AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20 th. Edition, Washington, 1998.

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, p.453-457, 2013.

BATISTA, A. A.; MEIRELLES, A. C. M.; ARAÚJO NETO, J. R.; ANDRADE, E. M.; PALÁCIO, H. A. Q. Parâmetros interferentes na eutrofização das águas superficiais do Açude Orós, Ceará. **Revista Caatinga**, v.26, n.2, p. 1-8, 2013.

BODIK, I.; KRATOTCHVIL, K.; GASPARIKOVA, E.; HUTNAN, M. Nitrogen removal in an anaerobic baffled filter reactor with aerobic post-treatment. **Bioresource Technology**, v.86, p.79-84, 2003.

BRASIL. CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução N° 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da União**, Brasília – DF. Disponível em <www.mma.gov.br>. Acesso em 29 de julho de 2014.

BRASIL. CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução N° 430**, de 13 de maio de 2011. **Diário Oficial da União**, Brasília – DF. Disponível em <www.mma.gov.br>. Acesso em 25 de julho de 2014.

BRASIL. **Lei 9.433**, de 8 de janeiro de 1997. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9433.htm>. Acesso em 15 de maio 2016

BRASIL. **Lei 11.445**, de 5 de janeiro de 2007. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/111445.htm>. Acesso em 15 de maio de 2016

BRITO, E. R. **Tecnologias adequadas ao tratamento de esgotos**. Rio de Janeiro: ABES, 144p, 2004.

CALIJURI, M. L.; SANTIAGO, A. F.; CAMARGO R. A.; MOREIRA NETO, R. F.. Estudo de indicadores de saúde ambiental e de saneamento em cidade do norte do Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v.14, n.1, p. 19-28, 2009.

CAMPOS, L. E. F.; PETTER, C. O.; KAUTZMANN, R. M. Filtro anaeróbio: uso de resíduos de construção como material suporte. **Revista de Ciências Ambientais**, v.2, n.1, p.5-13, 2008.

CARVALHO, K.; SALGADO, Q.; MONIQUE. T.; PASSIG, F.; PIRES, H.; CLETO, E.. Avaliação hidrodinâmica de reator uasb submetido à variação cíclica de vazão. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 2, p. 226-235, 2008.

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.

CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental). **Séries Manuais. Avaliação de desempenho de estações de tratamento de esgotos**. São Paulo, 37p., 1991.

CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental). **Séries Manuais. Águas superficiais**. São Paulo, 2009. Disponível em <www.cetesb.sp.gov.br>. Acesso em 04 de agosto de 2014.

CHAGAS, W. F. **Estudo de patógenos e metais em lodo digerido bruto e higienizado para fins agrícolas, das estações de tratamento de esgotos da ilha do governador e da penha no estado do rio de janeiro**. Dissertação. Fundação Oswaldo Cruz – Escola Nacional de Saúde Pública, 2000.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA) da Universidade Federal de Minas Gerais, v.5, 246p., 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, 2011.

CRUZ, P. C. F.; TEJEIRA, P. S.; CARLOS, L. E.; PEREIRA, C.; RIBAS, M. M.; BARANA, A. C. Desempenho de um filtro anaeróbio ascendente de fluxo contínuo preenchido com espuma de poliuretano para tratamento de esgoto doméstico. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, v. 4, n.2, p. 1-10, 2012.

COLAÇO, R.; PERALTA-ZAMORA, G. P.; GOMES, C. E. Poluição por resíduos farmacêuticamente ativos: aspectos ambientais, geração a partir dos esgotos domésticos e a situação do Brasil. **Revista de Ciências farmacêutica básica e aplicada**. v.35, n.34, p. 539-548, 2014.

COLLIVIGNARELLI, C., BERTANZA, G. Simultaneous Nitrification-denitrification processes in activated sludge plants: performance and applicability. **Water Science and Technology**. v.40, p.187–194, 1999.

CORREA, C. Z. **Reator de leito estruturado com recirculação submetido à aeração intermitente no tratamento de esgoto sanitário**. Dissertação. Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental. Londrina. 2015.

CORREA, C. Z.; PRATES, K. V. M. C.; AZEVEDO, C. S.; LOPES, D. D.; RODRIGUES, E. A.; PETERLINI, 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.3, p.1-10, 2016.

CORREIA, G, T. **Contribuição ao estudo e modelagem matemática de reator anaeróbio de leito granular expandido (EGSB) tratando águas residuárias de suinocultura**. Tese. Doutorado em Engenharia Química. Universidade Federal de São Carlos, 2014.

COATS, E.R., MOCKOS, A., LOGE, F.J. Post-Anoxic denitrification driven by PHA and glycogen within enhanced biological phosphorus removal. **Bioresource Technology**, v. 102, p.109–1027, 2011.

DAPENA MORA, A.; FERNANDÉZ, I.; CAMPOS, J. L.; MOSQUERA CORRAL, A.; MÉNDEZ, R.; JETTEN, M. S. M. Evaluation of activity and inhibition effects on anammox process by batch tests based on the nitrogen gas production. **Enzyme Microbial Technology**, v. 40, p.859-865, 2007.

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

DESLOOVER, J.; DE CLIPPELEIR, H.; BOECKX, P.; DU LAING, G.; COLSEN, J.; VESTRAETE, W.; VLAEMINCK, S.E. Floc-Based sequential partial nitritation and anammox at full scale with contrasting N₂O emissions. **Water Research**, v. 45, n.9, p.2811-2821, 2011.

DESLOOVER, J.; VLAEMINCK, S.E.; CLAUWAERT, P.; VERSTRAETE, W.; BOON, N. Strategies to mitigate N₂O emissions from biological nitrogen removal systems. **Current Opinion in Biotechnology**, v.23, n.3, p. 474-482, 2012.

DILALLO, R., ALBERTON O.E. Volatile acids by direct titration. **Journal of water pollution control federation**, v. 33, n.4, p. 356-356. 1961.

DO 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.

DORNELAS, F. L. **Avaliação do desempenho de *wetlands* horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB**. Dissertação. Mestrado em Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, 115p, 2008.

EPA. United States Environmental Protection Agency, Cincinnati. Manual Nitrogen Control. **Technology Transfer**, 1993.

FENG, H. J., HU, L. F.; MAHAMOOD, Q.; QIU, C. D.; FANG, C. R.; SHEN, D. S.; Anaerobic domestic wastewater treatment with bamboo carrier anaerobic baffled reactor. **International Biodeterioration and Biodegradation**, v. 62, p.232–238, 2008.

FOCO, M. L. R.; NOUR, E. A. A. Desempenho de sistema combinado anaeróbio-aeróbio na remoção de nitrogênio no tratamento de esgoto sanitário. **Ciências Exatas e Tecnológicas**, v. 35, n. 2, p.131-138, 2014.

FOCO, M. L. R.; LOPES, G. P. R.; NOUR, E. A. A. Remoção de nitrogênio em sistema combinado anóxico-aeróbio com biomassa imobilizada. **Engenharia Sanitária Ambiental**, vol.20, n.1 p.55-64, 2015.

FRAGOSO JÚNIOR, C. R.; TUCCI, C. E. M.; COLLISCHONN, W.; MARQUES, D. M. L. M. Simulação de eutrofização em lagos rasos II: Sistemas do Taim (RS). **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.12, n.4, p.37-48, 2007.

FUX, C.; BOEHLER, M.; HUBER, P.; BRUNNER, I.; SIEGRIST, H. Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitritation and subsequent anaerobic ammonium oxidation (anammox) in a pilot plant. **Journal of Biotechnology**, v.99, p. 295-306, 2002.

Giordano G. **Tratamento e controle de efluentes industriais**. Tese. Doutorado em Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente. Universidade Estadual do Rio de Janeiro (UERJ), Rio de Janeiro, RJ. 2004

GUIMARÃES, A. J. A.; CARVALHO, D. F.; SILVA, L. D. B. **Saneamento básico**. 2007. Disponível em <www.ufrj.br/institutos>. Acesso em 22 de julho de 2014.

GUJER, W. Nitrification and Me – A subjective review. **Water Research**, v.44, n.1, p.1-19, 2010.

GULIS G., CZOMOPOLYOVA, M., CERHAN, J.R. An ecology study of nitrate in municipal drinking water and cancer incidence in Tarnava district, Slovakia. **Environmental Research**. v.88, p.182-187, 2002

GUO, W.; NGO, H. H.; DHARMAWAN, F.; PALMER, C.G. Roles of polyurethane foam in aerobic moving and fixed bed bioreactors. **Bioresource Technology**, v.101, n.5, p.1435–1439, 2010.

HENZE, M.; HARREMOES, P.; JANSEN, J.L.C.; ARVIN, E. Wastewater treatment: **Biological and Chemical Process**. Berlin: Springer. 2 ed., 1997.

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.

HOFFMANN, H.; DA COSTA, T. B.; CHRISTOPH PLATZER, D. B.; DA COSTA, R. H. R. The potential of denitrification for the stabilization of activated sludge processes affected by low alkalinity problems. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 50, n.2, p.329-337, 2007.

HOLMAN, J. B.; WAREHAM, D. G. Cod Ammonia and dissolved oxygen time profiles in the simultaneous nitrification/denitrification process. **Biochemical Engineering Journal**, v.22, n.2, p.125-133, 2005.

HOSSAKA, A. L.; FERNANDES, F.; DA SILVA, S. M. C. P.; LOPES, D. D. Evaluation of nitrite accumulation in biological treatment systems aiming at shortcut denitrification. **Acta Scientiarum Technology**, v. 34, n.3, p.261-267, 2012.

IANAMOTO, C. Y. **Remoção de nitrogênio de águas residuárias com elevada concentração de nitrogênio amoniacal em reator contendo biomassa em suspensão operado em bateladas sequenciais e sob aeração intermitente**. Tese. Doutorado em Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (2008). Disponível em <www.ibge.gov.br>. Acesso em 29 de julho de 2014.

ISAKA, K.; DATE, Y.; SUMINO, T.; YOSHIE, S.; TSUNEDA, S. Growth Characteristic of anaerobic ammonium-oxidizing bacteria in an anaerobic biological filtrated reactor. **Biotechnological Products and Process Engineering**, v.70, p.47-52, 2006.

JETTEN, M.S.M.; SLIEKERS, A. O.; THIRD, K. A.; ABMA, W.; KUENEN, J. G. Canonic ammonia oxidation in a gas-lift reactor. **FEMS Microbiology Letters**, v. 218, p. 339-344, 2003.

JOO, H.; HIRAI, M.; SHODA, M. Characteristics of ammonium removal by heterotrophic nitrification-aerobic denitrification by *Alcaligenes faecalis* N^o4. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v.100, n.2, p.184-191, 2005.

JOO, H.; HIRAI, M.; SHODA, M. Piggery wastewater treatment using *Alcaligenes faecalis* Strain N^o4 with heterotrophic nitrification and aerobic

denitrification. **Water Research**, v.40, n.16, p.3029-3036, 2006.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. Tratamento de esgotos domésticos. 3. ed., Rio de Janeiro: **Associação Brasileira de Engenharia Sanitária – ABES**, 1995.

KATSOGIANNIS, A.N.; KORNAROS, M.; LYBERATOS, G. Enhanced nitrogen removal in SBRs by passing nitrate generation accomplished by multiple aerobic/anoxic phase pair. **Water Science Technology**, v. 47, p. 53–59, 2003.

KARTAL, B., KUENEN, J. G., VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Sewage treatment with anammox. **Science**. v. 328. p.702-703, 2010.

KLUSENER, J. J. Decomposição dos esgotos domésticos em lagoas facultativas. **Dissertação**. Mestrado em Engenharia Civil. Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria – RS, 2006.

KUSHWAHA, J. P.; SRIVASTAVA, V.C.; MALL, I. D. Sequential batch reactor for dairy wastewater treatment: parametric optimization; kinetics and wastewater sludge disposal. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, 1: 1036-1043. 2013.

LEONETTI, A. B.; PRADO, E. L.; OLIVEIRA, S. V. W. B. Saneamento básico no Brasil: Considerações Sobre investimentos e sustentabilidade para o século XXI. **Revista de Administração Pública**. Rio de Janeiro, vol.45, n.2, p.331-348, 2011.

LI, S., LI, H., LIANG, X. Q., CHEN, Y. X., WANG, S. X., WANG, F. E. Phosphorus removal of rural wastewater by the paddy-rice-wetland system in Tai Lake Basin. **Journal Hazardous Materials**, v. 171, p. 301–308, 2009.

LI, J.; PENG, Y.; GU, G.; WEI, S. Factors Affecting Simultaneous Nitrification and Denitrification in an SBBR treating domestic wastewater. **Environment Science Engineering of China**. Pequim, v 120, p 246-250, 2007

LIM, J. W.; LIM, P. E; SENG, C. E. enhancement of nitrogen removal in moving bed sequencing batch reactor with intermittent aeration during REACT period. **Chemical Engineering Journal**, v. 197, p.199-203, 2012.

LIU, Y.Q.; MOY, B.; KONG, Y.H.; TAY, J.H. Formation, physical characteristics and microbial community structure of aerobic granules in a pilot-scale sequencing batch reactor for real wastewater treatment. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 46, n. 6, p. 520-525, 2010.

MARTINS, J. E. M. **Avaliação hidrodinâmica de um reator uasb tratando esgotos sanitários da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão**. 100 f. Trabalho de Conclusão de Curso. Bacharelado em Engenharia Ambiental – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2012.

MOCKAITIS, G., PANTOJA, J.L.R., RODRIGUES, J.A.D., FORESTI, E., ZAIAT, M., Continuous anaerobic bioreactor with a fixed-structure bed (ABFSB) for

wastewater treatment with low solids and low applied organic loading content. **Bioprocess Biosystem Engineering**, v.37, p.1361–1368, 2014.

MORAIS, J.C. **Remoção de matéria orgânica e nitrogênio em reatores compartimentados anaeróbio/anóxico e aeróbio tratando esgoto doméstico**. Tese. Doutorado de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco. 2015.

MORITA, M.; UEMOTO, H.; WATANABE, A. Nitrogen removal bioreactor capable of simultaneous nitrification and denitrification for application to industrial wastewater treatment. **Biochemical Engineering Journal**, v.41, n.1, p.59-66, 2008.

MORRISON, G.; FATOKI, O. S.; PERSSON, L. EKBERG, A. Assessment of the impact of point source pollution from the Keiskammahoe sewage treatment plant on the Keiskamma River - pH, electrical conductivity, oxygen demanding substance (COD) and nutrients. **Water SA.**, v.27, p.475-480, 2001.

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**. Dissertação. Mestrado em Engenharia – Departamento de Hidráulica e Saneamento. Universidade de São Paulo. São Carlos – SP, 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**, 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**. Tese. Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento. Universidade de São Paulo. São Carlos – SP, 2014.

MULDER, A.; VAN DE GRAAF, A. A.; ROBERTSON, L. A.; KUENEN, J. G..Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor. **FEMS Microbiology Ecology**, v.16, p. 177-184, 1995.

MULDER, J. W.; VAN KEMPEN, R. N-Removal by SHARON. **Water Quality International**, v.2, p.30-31, 1997.

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

NARCIS, N., REBHUN, M., SCHEINDORF, C. Denitrification at various carbon to nitrogen ratios. **Water Research**, v. 13, pp. 93-98, 1979.

NOCKO, L. M. **Remoção de carbono e nitrogênio em reator de leito móvel submetido a aeração intermitente**. Dissertação. Mestrado em Engenharia – Departamento de Hidráulica e Saneamento. Universidade de São Paulo. São Carlos – SP, 2008.

ODJADJARE, E.; OKOH, A. Physicochemical quality of an urban municipal wastewater effluent and its impact on the receiving environment. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.170, p.383-394, 2010.

OLIVEIRA, A. C. D. G.; BLAICH, C. I.; LOPES, D. D.; SANTANA, S. V.; PRATES, K. NMP de bactérias nitrificantes e desnitrificantes e sua relação com os parâmetros físico-químicos em lodo ativado para remoção biológica de nitrogênio de lixiviado de aterro sanitário. **Revista DAE**, n.192, p.60-69, 2013.

ONO, A. F. **Estratégias de operação de reatores aeróbio/anóxico operados em batelada sequencial para remoção de nitrogênio de água residuária industrial**. Dissertação. Escola de engenharia de São Carlos – Departamento de Hidráulica e Saneamento. 2007.

PEREIRA, L. P. F.; MERCANTE, C. T. J. A amônia nos sistemas de criação de peixes e seus efeitos sobre a qualidade da água. Uma Revisão. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 31, n.1, p.81-88, 2005.

PHILIPS, S.; HENDRIKUS, J.; LAANBROCK, W.; VERSTRAETE, W. Origin, causes and effects of increased nitrite concentration in aquatic environments. **Environmental Science and Biotechnology**, v.1, p.115-141, 2002.

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

PINHEIRO, D.M. **Influência da velocidade de recirculação no tratamento anaeróbio de esgoto sintético em biorreator operado em batelada sequencial contendo biomassa granulada**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Processos Químicos e Bioquímicos) - Escola de Engenharia Mauá, Centro Universitário do Instituto Mauá de Tecnologia, São Caetano do Sul, 2006.

PROSAB (Programa de Pesquisas em Saneamento Básico). **Reuso das águas de esgoto sanitário, inclusive desenvolvimento de tecnologia de tratamento para esse fim**. Rio de Janeiro: Abes, 2006.

RICHTER, C. A. **Água: Métodos e tecnologia de tratamento**. São Paulo, Edgard Blucher, 352p. 2009.

RITTMANN, B. E.; MCCARTY, P. L. **Environmental biotechnology: Principles and applications**. New York, McGraw-Hill, 2001.

RIBEIRO, R.; VARESCHE, M. B. A.; FORESTI, E.; ZAIAT, M. Influence of the carbon source on the anaerobic biomass adhesion on polyurethane foam matrices. **Journal of Environmental Management**, v.74, n.2, p.187-194, 2005.

ROQUE, O. C. C. **Sistemas alternativos de tratamento de esgotos aplicáveis as condições brasileiras**. Tese. Doutorado em Saúde Pública. Rio de Janeiro, 1997.

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

SANTOS, E. S.; FURTADO NETO, M.; MOTA, M.; SANTOS, A. B.; AQUINO, M. D. Cultivo de tilápia do nilo em esgoto doméstico tratado com diferentes taxas de alimentação. **Revista DAE**, v.180, n. 1404, p.4-11, 2009.

SANTOS, E. D. C.; MOURA, B. R.; DAMIANOVIC H. R. Z. M.; 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**, v166, n.1, p 519-524, 2016

SANTOS, E. S.; MOTA, S.; SANTOS, A. B.; MONTEIRO, C. A. B.; FONTENELE, R. M. M. Avaliação da sustentabilidade ambiental do uso de esgoto doméstico tratado na piscicultura. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.16, n.1, p.45-54, 2011.

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

SANTOS, C. E. D. T.; VASCONSELOS, J. H. A.; LUCAS, M. C. Remoção anaeróbia de nitrogênio amoniacal por meio de reator com cultura fixa em meio de suporte operando em bateladas sequenciais. **Engenharia Ambiental**, v. 7, n. 2, p. 190-203, 2010.

SANTOS, P. I. de A. **Remoção de DQO e de azoto, e estudo dos consórcios microbianos em sistema com três reatores sobrepostos, em série, alimentado com esgoto sanitário**. Tese. Doutorado em Engenharia Civil. Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos. 2004.

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.

SEAB/SEMA/IAP. **Resolução Conjunta Nº 001/2007**. Critérios diferenciados e procedimentos alternativos para o licenciamento ambiental. Disponível em <www.senaipr.org.br/para-empresas-servicos-laboratorais> Acesso em 15 de fevereiro de 2016.

SCHEEREN, M. B.; KUNZ, A. STEINMETZ, R. L. R.; DRESSLER, V. L. O Processo anammox como alternativa para tratamento de águas residuárias, contendo alta concentração de nitrogênio. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.15, n.12; p. 1289-1297, 2011.

SKINDE, J.R., BHAGAT, S.K., Industrial wastes as carbon sources in biological denitrification. **Journal Water Pollution Control Federation**, v. 54, pp.

370- 377, 1982.

SLIEKERS, A. O.; DERWORT, N.; CAMPOS GOMES, J.L.; STROUS, M.; KUENEN, J.G.; JETTEN, M.S. S. Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite in one single reactor. **WaterResearch**, v.36, p. 2475-2482, 2002.

SNIS (Sistema Nacional de Informações em Saneamento). Disponível em: <www.snis.gov.br>. Acesso em 01 de junho de 2015.

SOUZA, C. M. N.; FREITAS, C. M.; MORAES, L. R. S. Discursos sobre a relação saneamento-saúde-ambiente na legislação: uma análise de conceitos e diretrizes. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.12, n.4, p.371-379, 2007.

SOUZA, C. F.; BASTOS, R. G.; GOMES, M. P. M; PULSCHEN, A. A. Eficiência de estação de tratamento de esgoto doméstico visando reúso agrícola. **Revista Ambiente e Água**, v.10, n.3, p; 587-597, 2016.

SOARES, S. R. A.; BERNARDES, R. S.; CORDEIRO NETTO, O. M. Relações entre saneamento, saúde pública e meio ambiente: elementos para formulação de um modelo de planejamento em saneamento. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 18, n. p. 1713-1724, 2002.

SPERLING, E. V.; FERREIRA, A. C. S.; GOMES, L. N. L. Comparative eutrophication development in two brazilian water supply reservoirs with respect to nutrient concentrations and bacteria growth. **Desalination**, v. 226, n.13, p.169-174, 2008.

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

STROUS, M.; KUENEN, J. G.; JETTEN, M. S. M. Key physiology of anaerobic ammonium oxidation. **Applied and Environmental Microbiology**, v.65, p.3248-3250, 1999.

STROUS, M.; FUERST, J.; KRAMER, E.; LOGEMANN, S.; MUYZER, G.; VAN DE PAS, K.; WEBB, R.; KUENE, J.; JETTEN, M.S. M. Missing lithotroph identified as new planctomycete. **Nature**, v. 400, p. 446-449, 1999.

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

TCHOBANOGLOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. **Wastewater engineering, treatment and reuse**. Metcalf e Eddy, Fourth Ed., McGraw Hill Education, 2003, p 1329.

TELLECHEA, N, M. Paralisia cerebral: Novas perspectivas terapêuticas. **Jornal de Pediatria**. V 78, p 48-54. 2002

TONETTI, A.L.; CORAUCCI FILHO, B.; NICOLAU, C.E.; BARBOSA, M.; TONON, D. tratamento de esgoto e produção de água de reuso com o emprego de filtros de areia. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 17, p. 287-294, 2012.

TREIN, C. M.; PELISSARI, C.; HOFFMANN, H.; PLATZER, C. J.; SEZERINO, P.H. Tratamento descentralizado de esgotos de empreendimentos comercial e residencial empregando a eco tecnologia dos wetlands construídos. **Ambiente Construído**, v. 15, n.4, p.351-367, 2015.

VAN DE GRAAF, A. A.; BRUIJN, P.; ROBERTSON, L. A.; JETTEN, M.; KUENEN, J. G.. Autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing micro-organisms in a fluidized bed reactor. **Microbiology**, v.142, p. 2187-2196, 1996.

VAN HAANDEL, A.; MARAIS, G.O. **Comportamento do sistema de lodos ativados**. Campina Grande: EPGRAF. 1999.

VERSTRAETE, W.; PHILIPS, S. Nitrification denitrification processes and technologies in new contexts. **Environmental Pollution**, v.102, p.717-72, 1998.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais, v. 2, 152p., 2005.

VON SPERLING, M.; VAN HAANDEL, A. C.; JORDÃO, E. P.; CAMPOS, J. R.; CYBIS, L. F.; AISSE, M. M.; SOBRINHO, P. A. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por lodos ativados**. 2001. Disponível em <www.finep.gov.br>. Acesso em 29 de julho de 2014.

VYSAMAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed *wetlands*. **Science of Total Environment**, v. 380, p. 45-65, 2007.

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

WHANG, L-M., CHIEN, I-C., YUAN, S-L., WU, Y-J. Nitrifying community structures and nitrification performance of full-scale municipal and swine wastewater treatment plants. **Chemosphere**. v.75, p.234–242, 2009.

WILDERER, A. P.; IRVINE, L. R.; GORONSZY, M. C. **Sequencing Batch Reactor Technology**, London: IWA publishing, 2001.

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 intermittently-aerated structured-bed reactor. **Journal of Environmental Management**, v. 154, p.145-150, 2015.

WHO/UNICEF. Meeting the MDG drinking water and sanitation target: the urban

and rural challenge of the decade. **Monitoring Programme for Water Supply and Sanitation**, 2006.

WHO/UNICEF. Progress on drinking-water and sanitation. **Country, Area or Territory Estimates on Sanitation and Drinking-Water**. 2014.

XU, D.; CHEN, H.; LI, X.; YANG, Q.; ZENG, T.; LUO, K.; ZENG, G. Enhanced biological nutrient removal in sequencing batch reactors operated as static/oxic/anoxic(SOA) process. **Bioresource Technology**, v.143, p.204-211, 2013.

YUAN, X. J.; GAO, D. W. Effect of dissolved oxygen on nitrogen removal and process control in aerobic granular sludge reactor. **Journal of Hazardous Materials**, v. 178, v. 1-3, p.1041-1045, 2010.

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, n.2, p.170-178, 2003.

ZHANG, P.; ZHOU, Q. Simultaneous nitrification and denitrification in activated sludge system under low oxygen concentration. **Environmental Science Engineering**, v. 1, n.1, p.49-52, 2007.

ZHANG, L.; ZHENG, P.; TANG, C.; JIN, R. Anaerobic ammonium oxidation for treatment of ammonium-rich wastewaters. **Journal of Zhejiang University Science**, v.9, p.416-426, 2008.

ZHU, G. B.; PENG, Y. Z.; WU, S. Y.; XU, S. W. Simultaneous nitrification and denitrification in step feeding biological nitrogen removal process. **Journal of Environmental Sciences-China**, v.19, p.1043-1048, 2007.

ZHU, G.; PENG, Y.; LI, B.; GUO, J.; YANG, Q.; WANG, S. Biological removal of nitrogen from wastewater. Reviews. **Environmental Contamination and Toxicology**, v.192, p.159-195, 2008.