

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

SHEILLA ANDRADE LEICK

REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA CARBONÁCEA E NITROGENADA DE
ESGOTO SANITÁRIO EM REATOR DE LEITO ESTRUTURADO COM AERAÇÃO
INTERMITENTE

PONTA GROSSA
2016

SHEILLA ANDRADE LEICK

REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA CARBONÁCEA E NITROGENADA DE
ESGOTO SANITÁRIO EM REATOR DE LEITO ESTRUTURADO E AERAÇÃO
INTERMITENTE

Dissertação apresentada para obtenção do
título de Mestre na Universidade Estadual de
Ponta Grossa, Área de Engenharia Sanitária
e Ambiental.

Orientadora: Professora Doutora Ana Cláudia
Barana

PONTA GROSSA
2016

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

L526 Leick, Sheilla Andrade
Remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada de esgoto sanitário em reator de leito estruturado e aeração intermitente/ Sheilla Andrade Leick. Ponta Grossa, 2016.
54F.

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

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

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

CDD: 628.3



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



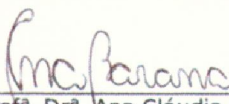
FOLHA DE APROVAÇÃO

Título da Dissertação: **“Remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada de esgoto doméstico em reator de leito estruturado com aeração intermitente”**

Nome: **SHEILLA ANDRADE LEICK**

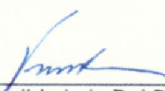
Orientador: **Profª. Drª. Ana Cláudia Barana**

Aprovado pela Comissão Examinadora:



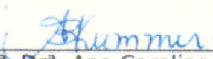
Profª. Drª. Ana Cláudia Barana

Universidade Estadual de Ponta Grossa – UEPG



Prof. Dr. Vanildo Luiz Del Bianchi

Universidade Estadual Paulista - UNESP



Profª. Drª. Ana Carolina Kummer

Universidade Estadual de Ponta Grossa - UEPG

Ponta Grossa, 29 de abril de 2016.

Dedico este trabalho a minha família,
orientadora, amigos e a todos que
contribuíram para que este trabalho fosse
concluído.

AGRADECIMENTOS

A Deus.

À minha família pelo carinho, apoio e auxílio em todos os momentos, principalmente a minha mãe Maria Filomena Andrade Leick e meu pai João Antonio Leick, vocês são as minhas fofuras.

Ao meu marido querido Elton Torres pelo companheirismo, ajuda, amor e sobretudo paciência, muito obrigada.

À minha orientadora, Professora Ana Cláudia Barana, pela oportunidade, paciência e por toda ajuda durante a elaboração deste trabalho.

Ao meu amigo, João Guilherme Baggio de Oliveira por segurar a barra de não somente um reator, mas dois, muito obrigada pela ajuda.

Às alunas de Iniciação Científica, Karoline Antunes Tavares, Mônica Kusnick, Giuliane Sviercoski e Gabriela Roveroto pela enorme ajuda na análise dos parâmetros.

A Capes, pela concessão da bolsa de mestrado.

A Sanepar, pela doação do esgoto sanitário.

Aos colaboradores da Sanepar que me ajudaram muito na captação e armazenamento do esgoto sanitário, não sei o que seria de mim sem vocês.

À minha amiga querida Tammy Salles Rosa pela amizade e companheirismo.

À tia Maria pela grande ajuda em Ponta Grossa, amizade e sábias conversas.

À queridíssima amiga Aline Grein Iankovski que foi um anjo me ajudando com os gráficos temporais.

Ao meu irmão Thiago e minha cunhada Tati pelo domingo exaustivo quando eles tentaram me ajudar tentando baixar o Statistica, quando eu estava com 39° de febre.

À mestranda Jessica Telles por me ajudar com os passos do programa Statistica 7.0.

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

Aos amigos do mestrado pelo estudo em grupo, pelas caronas para Irati e pelas incontáveis risadas.

À minha pequena Peca pelas horas de distração, amor incondicional, carinho e risadas.

Ao Professor Doutor Vanildo Luiz Del Bianchi e Doutora Ana Carolina Kummer e novamente um especial agradecimento a minha orientadora, Professora Doutora Ana Cláudia Barana por disporem de tempo para participarem na banca.

E a todos que de alguma forma me ajudaram a vencer mais esta etapa.

RESUMO

A partir da década de 90, houve uma crescente quantidade de recursos investidos na pesquisa, elaboração e construção de sistemas de tratamento de esgotos, visando diminuir a quantidade de nutrientes lançados em corpos d'água. No Brasil, os sistemas de tratamento biológico utilizados em parte das Estações de Tratamento de Efluentes (ETE), como os Reatores Anaeróbios de Leito Fluidizado (RALF) e os sistemas de lodos ativados, são eficientes na remoção de matéria orgânica. Entretanto, deixam muito a desejar quando o quesito analisado é remoção de nutrientes, como nitrogênio e fósforo. Assim o presente trabalho teve como objetivo avaliar a eficiência de um reator de leito estruturado com aeração intermitente na remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada de esgoto sanitário. O reator durante toda o funcionamento foi operado com Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) de 12 horas, temperatura de $30 \pm 1^\circ\text{C}$, alimentação contínua e aeração intermitente. O reator foi operado durante 339 dias, período no qual foram avaliadas três diferentes vazões de recirculação (Q_r) do efluente, 3Q, 2Q e 1Q, onde Q é a vazão afluente, e três diferentes tempos de aeração, de 1h, 2h, e 3h em ciclos de 3 horas, totalizando 9 ensaios. Verificou-se, em todos os ensaios realizados, remoção de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e de Nitrogênio Total (NT) de, no mínimo, 69,8% e 29,5%, respectivamente, e de, no máximo, 89,2% e 55,5%, respectivamente. Análise estatística indicou não haver diferença significativa para os resultados de DQO entre os ensaios. Houve correlação forte e positiva entre desnitrificação e remoção de NT, indicando ser a desnitrificação a fase limitante do processo. A menor concentração de N-NH_4 ($3,1 \text{ mg.L}^{-1}$), foi obtida no ensaio 4, com condições de recirculação de 2Q e aeração de 1h. Nesse mesmo ensaio a DQO efluente foi de 40 mg.L^{-1} . Analisando-se os resultados obtidos é possível concluir que o reator de leito estruturado se mostra promissor para remoção concomitante de matéria orgânica e nitrogênio total.

Palavras-chave: esgoto sanitário, reator de leito estruturado, nitrificação, desnitrificação.

ABSTRACT

From the 90s, there was an increasing amount of resources invested in research, development and construction of wastewater treatment systems in order to reduce the amount of nutrients released into rivers. In Brazil, biological treatment systems used in part of the Effluent Treatment Plants (ETP), as Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) and activated sludge systems are effective in removing organic matter. However, they have limitations when the subject is considered the removal of nutrients such as nitrogen and phosphorus. Thus the present study was to evaluate the effectiveness of a structured bed reactor with intermittent aeration in removing organic matter and nitrogen from sewage. The hydraulic retention time (HRT) used was 12 hours, the temperature of 30 ± 1 ° C and the feed was continued. The reactor was operated for 339 days, during which were evaluated three different effluent recirculation flow, and 1Q 2Q 3Q and three different aeration times, where the reactor was aerated 1h, 2h, and 3h in 3 hours cycles, totaling 9 trials. It was in all tests performed Demand Chemical Oxygen removal (COD) and total nitrogen (TN) of at least 69.8% and 29.5%, respectively, and at most 89 , 2% and 55.5%, respectively. Statistical analysis showed no significant difference to the results of COD between tests. There was a strong positive correlation between denitrification and removal of NT, indicating that denitrification the limiting procedure. The lowest concentration of N-NH₄, 3.1 mg.L⁻¹, was achieved in Test 4, with recirculation of 2Q and aeration of 1h. In the same test the effluent COD was 40 mg.L⁻¹. Analyzing the results we conclude that the structured bed reactor shows promise for concomitant removal of organic matter and total nitrogen.

Keywords: sewage, structured bed reactor, nitrification, denitrification.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1	- Representação do processo NDS em biofilme.....	21
FIGURA 2	- Esquema ilustrativo do reator de leito estruturado.....	29
FIGURA 3	- a) Reator de leito estruturado; b) Bomba de alimentação; c) Bomba de recirculação; d) Reservatório de alimentação; e) Material Suporte.....	30
FIGURA 4	- a) ETE Verde (Google Maps), b) Tratamento preliminar (gradeamento), c) 4 RALFs, d) Lagoa.....	32
FIGURA 5	- Concentrações médias de DQO afluente, DQO efluente e eficiência de remoção de DQO.....	38
FIGURA 6	- Eficiência de nitrificação, desnitrificação, remoção de NT e relação DQO/NT nos 9 ensaios estudados.....	40
FIGURA 7	- Concentrações de NTK afluente, NTK efluente e eficiência de remoção de N-Total.....	42
FIGURA 8	- Variação dos valores de pH e concentrações de alcalinidade durante todas as condições experimentais.....	44
FIGURA 9	- Concentrações de ST afluente e efluente para todas as condições experimentais.....	46

LISTA DE TABELAS

TABELA 1	- Parâmetros e métodos de análises.....	33
TABELA 2	- Condições de operação do reator.....	35
TABELA 3	- Médias dos parâmetros físico-químicos analisados e desvios-padrão no esgoto sanitário afluente (af) e efluente (ef).....	36
TABELA 4	- Concentrações dos valores médios de NTK, N-NH_4^+ , N-NO_2^- e N-NO_3^- e os desvios-padrão para o afluente e efluente em diferentes condições experimentais.....	39
TABELA 5	- Valores para eficiência e desvios-padrão para nitrificação, desnitrificação e eficiência de remoção de nitrogênio.....	39
TABELA 6	- Valores médios de relação DQO/NTK para os 9 ensaios estudados.....	41
TABELA 7	- Médias de pH e alcalinidade e desvios-padrão do afluente e efluente em todos os ensaios.....	43
TABELA 8	- Concentrações médias e desvios-padrão para ST do afluente e efluente.....	45

LISTA DE ABREVIações E SIGLAS

AE	Com aeração
ANOVA	Análise de variância
APHA	<i>Standard Methods for Examination of Water and Wastewater</i>
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
NA	Não aerando
NDS	Nitrificação e Desnitrificação Simultânea
N-NH ₄ ⁺	Nitrogênio na forma de amônia ou íon amônio
N-NO ₂ ⁻	Nitrogênio na forma de nitrito
N-NO ₃ ⁻	Nitrogênio na forma de nitrato
NT	Nitrogênio total
NTK	Nitrogênio total Kjeldahl
OD	Oxigênio Dissolvido
PU	Poliuretano
PVC	Policloreto de vinil
Q _r	Vazão de recirculação do efluente
RALF	Reator anaeróbio de leito fluidizado
RAALF	Reator aeróbio-anóxico de leito fixo
RBS	Reator Sequencial em batelada
RE	Recirculação do Efluente
Relação C/N	Relação Carbono/nitrogênio
SANEPAR	Companhia de Saneamento do Paraná
SEMA	Secretaria de Estado do Meio Ambiente
ST	Sólidos Totais
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	12
2	OBJETIVOS.....	14
2.1	OBJETIVO GERAL.....	14
2.1.1	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	14
3	REVISÃO DE LITERATURA.....	15
3.1	NITROGÊNIO EM CORPOS HÍDRICOS.....	15
3.2	PROCESSOS DE REMOÇÃO DE NITROGÊNIO.....	17
3.2.1	Processo convencional de remoção biológica de nitrogênio: nitrificação e desnitrificação.....	17
3.2.2	Nitrificação e Desnitrificação Simultânea (NDS).....	20
3.3	FATORES QUE INFLUENCIAM A NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO.....	22
3.3.1	Temperatura.....	22
3.3.2	pH.....	23
3.3.3	Oxigênio Dissolvido.....	23
3.3.4	Alcalinidade.....	24
3.3.5	Relação Carbono/Nitrogênio.....	24
3.4	AERAÇÃO INTERMITENTE.....	25
3.5	REATOR DE LEITO ESTRUTURADO.....	26
4	MATERIAIS E MÉTODOS.....	28
4.1	INSTALAÇÃO EXPERIMENTAL.....	28
4.2	INÓCULO.....	31
4.3	INÓCULAÇÃO E ADAPTAÇÃO DA BIOMASSA.....	31
4.4	SUBSTRATO.....	31
4.5	ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS.....	33
4.6	CÁLCULO DA EFICIÊNCIA DO REATOR.....	33
4.7	ENSAIOS EXPERIMENTAIS.....	34
4.8	ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	35
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	36
5.1	REMOÇÃO DE DQO.....	36
5.2	REMOÇÃO DE NITROGÊNIO TOTAL.....	38
5.3	PH E ALCALINIDADE.....	42
5.4	SÓLIDOS.....	44
6	CONCLUSÃO.....	47
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	48

1 INTRODUÇÃO

Umas das principais consequências do avanço tecnológico, da expansão de áreas agrícolas e industriais, do aumento desordenado das áreas urbanas e do uso indiscriminado dos recursos hídricos é a deterioração da qualidade das águas.

O lançamento de efluentes em corpos d'água sem o devido tratamento pode causar doenças de veiculação hídrica para os seres humanos como a metahemoglobinemia e danos ao meio ambiente, como a eutrofização. Essa caracteriza-se pelo crescimento excessivo de algas, causada pelo excesso de nutrientes em corpos d'água, como nitrogênio e fósforo, que impede a passagem da luz do sol para as camadas mais profundas. Assim, haverá diminuição das taxas de fotossíntese resultando na diminuição de oxigênio dissolvido, da qualidade da água, da diversidade de espécies, alteração de pH, floração de cianobactérias, produção de toxinas, entre outras consequências. Nos seres humanos, a ingestão de nitrito e nitrato em excesso pode causar alguns tipos de câncer, como de esôfago e estômago.

No Brasil, a maior parte das Estações de Tratamento de Efluentes (ETE) que trata esgoto sanitário tem elevada eficiência na remoção de DQO, entretanto são ineficientes na remoção de nutrientes, como nitrogênio e fósforo. Sistemas de tratamento biológico compostos por Reatores Anaeróbios de Leito Fluidizado (RALF) e sistemas de lodos ativados são os mais utilizados no país. Porém, esses sistemas ainda precisam de uma etapa de pós-tratamento para remoção de nutrientes.

Para atender à Resolução CONAMA 430/2011, que estipula em 20 mg.L^{-1} o padrão de lançamento de esgotos para o nitrogênio amoniacal, nos últimos anos tem aumentado os investimentos em pesquisa, elaboração e construção de sistemas de tratamento de esgotos que visam diminuir a quantidade de nutrientes lançados em corpos da água. Portanto, para atender aos padrões de lançamento exigidos pelos órgãos ambientais, as empresas de saneamento têm se interessado em tecnologias de tratamento compactas, que exijam menor investimento na sua construção, operação e manutenção.

Recentemente, diversas pesquisas têm mostrado elevada eficiência do reator de leito estruturado com aeração intermitente na remoção de DQO e

nitrogênio em um único compartimento. Porém, não há registro de pesquisas feitas com esgoto sanitário real e com taxas de recirculação menores que duas vezes a vazão de entrada, o que reduz de maneira considerável o consumo de energia elétrica no sistema de bombeamento destinado a esse fim.

Assim, visando atender às demandas das empresas de saneamento, que têm investido em sistemas que tenham menor consumo de energia, o presente trabalho destinou-se a avaliar um reator de leito estruturado com aeração intermitente na remoção simultânea de nitrogênio e matéria orgânica carbonácea em condições de taxa de recirculação e tempo de aeração menores que as usualmente utilizadas.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

- Avaliar o desempenho através da remoção biológica de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada de esgoto sanitário de um reator de leito estruturado com fluxo contínuo e aeração intermitente, em diferentes condições operacionais.

2.1.1 Objetivos Específicos

- Avaliar a remoção de nitrogênio total;
- Avaliar a remoção da demanda química de oxigênio (DQO);
- Avaliar diferentes tempos de aeração na eficiência do sistema do reator de leito estruturado;
- Avaliar diferentes taxas de recirculação na eficiência do sistema do reator de leito estruturado.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 NITROGÊNIO EM CORPOS HÍDRICOS

A principal fonte de nitrogênio em corpos hídricos são os esgotos sanitários e industriais. O nitrogênio pode ser encontrado na água nas formas de nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e nitrogênio molecular (N_2) escapando para a atmosfera. Porém, as principais formas em que o nitrogênio é encontrado em águas sem tratamento adequado é na forma de amônia (NH_3 ou NH_4^+) e/ou nitrogênio orgânico, como uréia e aminoácidos (METCALF e EDDY, 2003).

O nitrogênio orgânico é inserido em corpos da água através de esgotos sanitários, pelo excremento de animais superiores. Nos esgotos, parte do nitrogênio amoniacal é proveniente deles próprios, mas a maior parte é resultado da amonificação do nitrogênio orgânico e da hidrólise da ureia presentes no esgoto sanitário (ENRICH-PRAST, 2005).

Segundo Kurniawan, Lo e Chang (2006), o nitrogênio na forma de nitrogênio amoniacal é um dos compostos mais tóxicos para os seres vivos. Existem duas formas de nitrogênio amoniacal na água, a forma ionizada, NH_4^+ , e a forma livre, NH_3 . A concentração de cada uma delas depende da concentração de íons hidrogênio no meio líquido conforme descrito na equação I.



O nitrogênio amoniacal na forma livre é altamente tóxico para os organismos aquáticos em concentrações acima de $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$, podendo causar a morte de algumas espécies de peixes (HAGOPIAN & RILEY, 1998).

Com relação ao nitrogênio na forma de nitritos e nitratos, os esgotos sanitários de lançamento recente não os contêm. Esses compostos são formados através de mecanismos de oxidação que ocorrem ao longo do corpo d'água e das estações de tratamento de esgotos (VON SPERLING, 2005).

Pela forma em que os compostos nitrogenados se apresentam na água, formas reduzidas como nitrogênio orgânico e nitrogênio amoniacal, ou oxidadas,

como nitrito e nitrato, pode-se determinar a idade da poluição. Por exemplo, se o número de formas reduzidas for superior ao de formas oxidadas, significa que o foco da poluição está próximo, pois o nitrogênio orgânico e amoniacal ainda não foram oxidados. Encontrando predominância de nitrito e nitrato, formas oxidadas, pode-se concluir que o ponto de lançamento do efluente encontra-se distante (ESTEVES, 1998).

Tanto o nitrito quanto o nitrato podem causar doenças nos mamíferos e seres humanos se ingeridos em excesso. O nitrito combina-se com aminoácidos para formar nitrosaminas, que são altamente carcinogênicas (CHAZAL & LENS, 2000). O nitrito também pode se combinar com a hemoglobina, formando a metahemoglobina. Nesta forma, essa proteína não realiza a mesma função da hemoglobina, ou seja, ela é incapaz de conduzir oxigênio no sangue e o indivíduo pode apresentar insuficiência respiratória. Essa doença também é conhecida como síndrome do bebê azul.

Outro problema causado pelo excesso de nitrogênio e fósforo em corpos d'água é a eutrofização. Tal excesso leva ao crescimento excessivo de plantas que geram desequilíbrio no ecossistema aquático. Esse fenômeno é consequência do aporte de fertilizantes, detergentes e efluentes nos corpos de água sem nenhum tratamento prévio (BIGGS, 2000; DOODS e WELCH, 2000). Com o excessivo crescimento de algas, cianobactérias e plantas aquáticas cria-se uma área onde a radiação solar não consegue penetrar na água, acarretando na morte das algas das camadas mais profundas, pois esses organismos não conseguem fazer fotossíntese (THOMANN e MUELLER, 1987). A partir da morte desses seres aquáticos, há o surgimento de bactérias decompositoras que consomem oxigênio dissolvido (OD), causando a depleção da concentração de OD no meio aquático, a morte de seres aeróbios e a diminuição da qualidade da água.

Sabendo que os processos de oxidação do nitrogênio orgânico e amoniacal a nitrito e nitrato dependem do consumo de oxigênio dissolvido, o lançamento de significativas quantidades de efluentes num corpo da água acarretam em drásticas quedas de concentrações de OD (BIGGS, 2000; DOODS e WELCH, 2000).

A legislação ambiental brasileira, através da resolução CONAMA 430 de 11 de maio de 2011, estabelece, entre outros, os padrões de lançamento de nitrogênio

amoniaco contido no efluente. Assim, para efluentes industriais, a concentração máxima de lançamento do nitrogênio amoniacal é 20 mg de N.L⁻¹. Para sistemas de tratamento de esgoto sanitário ainda não há padrão de lançamento estabelecido.

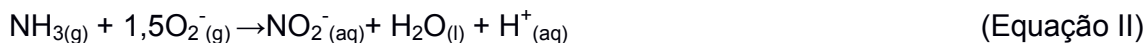
3.2 PROCESSOS DE REMOÇÃO DE NITROGÊNIO

A remoção de compostos nitrogenados pode ser feita por processos físico-químicos e biológicos. Contudo, utiliza-se preferencialmente os processos biológicos pelo fato de serem mais baratos, eficientes e não utilizarem reagentes químicos em grandes quantidades, gerando, assim, pequenas quantidades de resíduos (AHN, 2006).

3.2.1 Processo convencional de remoção biológica de nitrogênio: nitrificação e desnitrificação

A remoção de nitrogênio pelo processo de nitrificação e desnitrificação convencional ocorre através da nitrificação autotrófica e desnitrificação heterotrófica (KHIN & ANNACHHATRE, 2004). Para ocorrer a nitrificação necessita-se de uma fase aeróbia e para realizar a desnitrificação é necessária uma fase anaeróbia ou anóxica. Para a remoção completa de nitrogênio, existem alguns fatores que são de extrema importância, como: pH, alcalinidade, temperatura, teor de oxigênio dissolvido e concentração de matéria orgânica (LI, NAKHLA e ZHU, 2012).

A nitrificação é um processo de oxidação do nitrogênio amoniacal nas formas NH₃ e NH₄⁺ a nitrato, NO₃⁻. Ocorre em duas etapas aeróbias: nitrificação e nitratação, de acordo com as equações II e III:



Sendo a equação global IV:



Na equação II o nitrogênio amoniacal é oxidado a nitrito por bactérias de gênero *Nitrosomas*, *Nitrosococcus*, *Nitrosospira*, *Nitrosolobus* e *Nitrosovibrio* e na equação III o nitrito é oxidado a nitrato por bactérias do gênero *nitrobacter* (SANT'ANNA JUNIOR, 2010). Observa-se que na conversão do nitrogênio amoniacal a nitrito e nitrato essas bactérias geram íons H^+ . Assim, nestes casos, utiliza-se um alcalinizante para equilibrar o pH do meio e servir como fonte de carbono para os microrganismos. Nessa etapa, a cada 1 mg de NH_4^+ oxidado no reator são necessários 7,14 mg de alcalinidade na forma de $CaCO_3$ (METCALF e EDDY, 2003).

Observa-se que, de acordo com as reações, ainda não há a formação de nitrogênio gasoso, somente há a conversão de nitrogênio amoniacal para as formas mais oxidadas, nitrito e nitrato.

A nitratação, quando ocorre em temperatura abaixo de $20^\circ C$, é mais rápida que a nitrificação, pois apresenta baixas concentrações de nitrito no estado estacionário. Porém, em temperaturas acima de $25^\circ C$ a nitrificação ocorre mais rapidamente que a nitratação, podendo apresentar como resultado concentrações maiores de nitrito (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

A desnitrificação é a segunda parte do processo e caracteriza-se pela conversão biológica do nitrato e nitrito para formas mais reduzidas de nitrogênio como o N_2 , em um ambiente completamente anóxico, ou seja, em um ambiente com ausência de oxigênio na forma livre, mas com oxigênio na forma de óxidos de nitrogênio (OLIVEIRA NETTO, 2007). Os gêneros de bactérias heterotróficas que auxiliam nessa conversão são: *Achromobacter*, *Aerobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Brevibacterium*, *Flavobacterium*, *Lactobacillus*, *Micrococcus*, *Proteus*, *Pseudomonas* e *Spirillum*.

A equação V e VI representam a etapa de desnitrificação. Na primeira etapa da reação ocorre a conversão de nitrato a nitrito. Na segunda etapa ocorre a formação do óxido nítrico, óxido nitroso e nitrogênio gasoso (KOTLAR et al. 1996).



Para se obter resultados significativos nos processos de nitrificação e desnitrificação, existem fatores estabelecidos como padrão, são eles: pH, temperatura, teor de oxigênio dissolvido (OD) e relação carbono/nitrogênio (C/N).

Para a nitrificação o pH deve estar entre o intervalo de 7,0 a 9,0, pois nessa faixa as bactérias convertem com alta eficiência o substrato em produto. Quando há um aumento de pH ($\text{pH} > 9,8$) ou decréscimo significativo ($\text{pH} < 7,0$) a eficiência de conversão cai para aproximadamente 50%. Como as bactérias que atuam no reator são mesófilas, a faixa de temperatura ideal é entre 25°C e 35°C. Para a concentração de oxigênio dissolvido (OD), a concentração ideal é acima de 2 mg.L^{-1} pois no processo de nitrificação as bactérias atuantes são estritamente aeróbias (SANT'ANNA JUNIOR, 2013).

Pesquisas indicam que no processo de desnitrificação o intervalo ideal de pH é de 6,5 a 8,0. O teor de oxigênio dissolvido adequado para que ocorra a desnitrificação é de 0,2 a 0,3 mg/L . Concentrações de OD superiores a 1 mg.L^{-1} inibem o processo. A temperatura ideal é próxima a 30°C (OLIVEIRA NETO, 2007; SURAMPALLI et al., 1997).

No processo de desnitrificação há produção de alcalinidade, diferentemente da nitrificação, onde há consumo de alcalinidade. Cerca de 50% da alcalinidade é recuperada na desnitrificação, onde para cada miligrama de NO_3^- reduzido a gás nitrogênio (N_2), é gerado aproximadamente 3,57 mg de CaCO_3 . As bactérias responsáveis pela recuperação da alcalinidade são heterótrofas, ou seja, utilizam matéria orgânica como fonte de energia (SANT'ANNA JUNIOR, 2013).

Os microrganismos responsáveis pela desnitrificação são: *Archromobacter*, *Aerobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Flavobacterium*, *Micrococcus*, *Proteus* e *Pseudomonas*. Essas bactérias utilizam o nitrito e nitrato como receptor final de elétrons (SHAPLEIGH, 2006).

3.2.2 Nitrificação e Desnitrificação Simultânea (NDS)

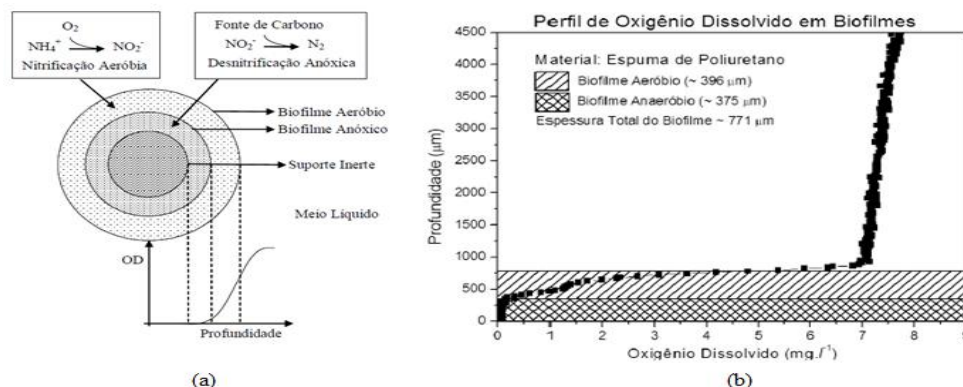
Estudos recentes desenvolveram uma alternativa para remoção de nitrogênio, onde as etapas de nitrificação e desnitrificação ocorrem simultaneamente no mesmo reator. Quando pelo menos uma parcela da desnitrificação ocorre juntamente com a nitrificação em um tanque com aeração, ocorre uma expressiva economia nos custos da obtenção da desnitrificação do segundo reator (anóxico) (YOO et al., 1999; ZHU et al., 2007).

A nitrificação e desnitrificação simultâneas (NDS) ocorre dentro de flocos ou biofilmes microbianos, onde bactérias nitrificantes encontram-se facilmente em zonas onde há maior concentração de oxigênio dissolvido, enquanto as bactérias desnitrificantes estão ativas em zonas onde há restrição de oxigênio. A explicação física e convencional para esse fenômeno é que NDS ocorre como consequência do gradiente de concentração de oxigênio no biofilme devido a limitações de difusão do gás no biofilme. Ou seja, há alta concentração de OD nas camadas externas e na diminuição da concentração de OD no interior do biofilme ou floco bacteriano (ZHU et al., 2007). Segundo constataram Hu et al. (2009), a concentração de OD no interior do floco microbiano é menor que no meio líquido devido à dificuldade da difusão desse gás em uma matriz sólida. Ono (2007), utilizando um micro sensor medidor de OD em suporte de poliuretano, observou que a partir da profundidade de 375 μm a concentração de OD no meio já era próxima de zero (Figura 1).

A explicação biológica para a ocorrência de NDS é a existência de bactérias desnitrificantes aeróbias e nitrificantes heterotróficas (MUNCH, LANT e KELLER, 1996; ZHU et al., 2007; YUAN e GAO, 2010).

Em um estudo utilizando reator sequencial em batelada (RBS) para nitrificação e desnitrificação simultânea, Holman & Wareham (2005) obtiveram 75% de remoção de nitrogênio total. Os pesquisadores não conseguiram concluir se a NDS aconteceu unicamente devido a fenômenos físicos ou biológicos, mas atribuíram a NDS a existência de ambos os fenômenos.

FIGURA 1 – Representação do processo NDS em biofilme



Fonte: Ono (2007)

As vantagens do uso de sistemas de NDS para remoção de nitrogênio, quando comparado a sistemas onde nitrificação e desnitrificação ocorrem em ambientes separados, são (MUNCH, LANT e KELLER, 1996; DO CANTO et al. 2008; ZHANG et al., 2009):

- Menor custo de implantação, pois exige a construção de um único compartimento;
- As condições de operação podem ser mantidas constantes, pois não há a necessidade de diferentes combinações entre zona aerada e zona anóxica;
- Redução da demanda de oxigênio, pois no reator há a geração de zonas anóxicas onde o nitrato é utilizado como aceptor de elétrons;
- Menor geração de biomassa;
- Não há necessidade de adição de fonte externa de carbono;
- Manutenção dos níveis de pH sem adição de agentes externos, pois parte da alcalinidade retorna ao meio no processo de desnitrificação.

Rittmann e Langeland (1985) observaram que em valos de oxidação em escala real, utilizando teores de oxigênio dissolvido de 0,1 e 0,5 mg.L^{-1} a desnitrificação ocorre em microrregiões no interior dos flocos microbianos. Os grânulos de microrganismos apresentam uma alta densidade de células e uma forte estrutura microbiana, onde microrganismos heterotróficos, bactérias nitrificantes

(*Nitrossomonas* e *Nitrobacter*) e bactérias desnitrificantes podem existir em um único grânulo aeróbio, porém posicionados em diferentes camadas, devido ao gradiente de OD no floco (YUAN & GAO, 2010).

Pochana e Keller (1999) concluíram que existem 3 fatores que influenciam na eficiência do sistema de NDS: fonte de matéria orgânica facilmente biodegradável, pois com a adição dessa fonte aumenta a eficiência de desnitrificação; tamanho do floco, quanto maior o diâmetro dos flocos de lodo, maior a remoção de NT, devido ao gradiente de OD no mesmo; e concentração do OD, que deve estar abaixo de 0,2 para que ocorra a desnitrificação.

He, Xue e Wang (2009) utilizaram um biorreator de membrana para tratamento de efluente sintético e concluíram que outros fatores podem influenciar na NDS: relação carbono/nitrogênio, relação alimento/microrganismos e o pH. Observaram-se que quando a relação alimento/microrganismos aumentou de 0,086 para 0,423 kgDQO.kgSSV.d⁻¹ houve aumento na eficiência de remoção de NT, que passou de 30,3% para 89,9% e o melhor intervalo de pH foi de 7,1 a 7,3.

3.3 FATORES QUE INFLUENCIAM A NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO

Existem parâmetros que devem ser monitorados constantemente, pois influenciam a nitrificação e desnitrificação, são eles: temperatura, pH, alcalinidade, concentração de OD, concentração de DQO e concentração de N-amoniaco.

3.3.1 Temperatura

Segundo EPA (1993) a faixa de temperatura ideal para a nitrificação é entre 25-35°C, porém a nitrificação pode ocorrer em temperaturas entre 4°C à 45°C. Para a desnitrificação, a faixa ideal de temperatura é entre 10 e 30°C (METCALF e EDDY, 2003).

Pesquisadores observaram que temperaturas entre 22 e 27°C induzem atividade máxima de nitrificação nos processos de NDS. Já em casos de limitação de oxigênio, temperaturas entre 14 e 27°C não tiveram efeitos significativos na nitrificação (ZHANG et al., 2009).

Moura (2014), estudando um reator de leito estruturado no tratamento de esgoto sintético na faixa de 30°C, percebeu que com a queda da temperatura para 10°C, houve um aumento de N-NH_4^+ no efluente, caracterizando queda da eficiência das bactérias nitrificantes.

3.3.2 pH

O pH é um dos fatores fundamentais para o bom funcionamento de reatores utilizando sistemas biológicos. A faixa ideal de pH para a nitrificação encontra-se entre 7,0 e 8,0 e fora dessa faixa pode ocorrer queda na velocidade de nitrificação. Para a desnitrificação a faixa ideal encontra-se entre 6,5 e 8,0 (METCALF e EDDY, 2003).

He, Xue e Wang (2009) avaliaram a remoção de compostos nitrogenados em 3 diferentes faixas de pH. Concluíram que a melhor eficiência de remoção foi obtida com pH de 7,2, onde obtiveram remoção acima de 99%. Com pH de 4,8 obtiveram uma baixa eficiência de remoção de NT (45%) e quando o pH de 9,7 a eficiência de remoção de NT foi de 60%.

3.3.3 Oxigênio Dissolvido

Na nitrificação a concentração de OD é muito importante, pois níveis de OD abaixo de 1mg.L^{-1} diminuem a taxa de nitrificação significativamente, as concentrações ideais para a nitrificação estão dentro do intervalo de 2 a 3 mg.L^{-1} (METCALF & EDDY, 2003).

Na desnitrificação ocorre a conversão de nitrato a nitrito e do nitrito a nitrogênio gasoso. Para que o processo de desnitrificação seja eficiente é importante que haja ausência de OD, pois o nitrito e nitrato serão utilizados na respiração microbiana como receptores de elétrons (SANT'ANNA JUNIOR, 2013).

Yuan e Gao (2010) observaram em um reator em batelada eficiência ótima de nitrificação de 98% com concentração de OD de 1 a 4,5 mg.L^{-1} . Entretanto para a desnitrificação, quando o OD apresentava as concentrações descritas, o reator não apresentou boa eficiência (56%) e para DQO e eficiência de remoção foi de 90%.

Li et al. (2007), utilizando um reator em batelada sequencial para tratar esgoto sanitário, observaram que a remoção de Nitrogênio Total (NT) aumentou de 64 para 113 $\text{mg.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$ quando a concentração de OD aumentou de 2,7 para 3,6 mg.L^{-1} . Porém, a remoção de NT diminuiu para 46 $\text{mg.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$ quando OD foi maior que 4,0 mg.L^{-1} .

3.3.4 Alcalinidade

Um parâmetro que varia significativamente na nitrificação e desnitrificação é a alcalinidade, que é a capacidade de se neutralizar os íons H^+ . Os principais íons responsáveis por essa neutralização são: bicarbonato (HCO_3^-), carbonato (CO_3^{2-}), e hidroxila (OH^-). A unidade para expressar alcalinidade é miligrama por litro de carbonato de cálcio (BOYD e TUCKER, 1998).

Para a oxidação de 1 mg de NH_4^+ , são consumidos 7,14 mg de CaCO_3 . No processo de desnitrificação, não há consumo de alcalinidade, mas há a formação de 3,57 mg CaCO_3 para cada miligrama de NO_3^- reduzido a nitrogênio gasoso (EPA, 1993).

Moura (2014) observou que durante a fase de adaptação do reator de leito estruturado, que foi feita com aeração contínua, houve queda do pH no reator devido ao processo de nitrificação, e observou-se também que a alcalinidade no efluente foi igual a zero.

3.3.5 Relação Carbono/Nitrogênio

De acordo com Wu et al (2015), as bactérias desnitrificantes heterotróficas, muitas vezes, precisam de fonte adicional de carbono orgânico caso o teor de carbono interno não seja suficiente. Assim é necessária a adição de uma fonte externa de carbono facilmente biodegradável (LIU et al. 2010)

Santos et al. (2016) utilizaram quatro diferentes relações C/N e diferentes fontes de carbono, sendo relação de 9,7 (com sacarose), 7,6 (com peptona de carne), 2,9 (com peptona de carne) e 2,9 (com sacarose), e obtiveram taxas de remoção de DQO de, no mínimo, 90%, e de remoção de NT de, no mínimo, 81%.

Para tratamento de esgoto sanitário, recomenda-se relação de C/N entre 3,7 e 11 para que a remoção de NT não seja prejudicada (CARUCCI et al., 1996; KOCATURK e ERQUDER, 2015).

3.4 AERAÇÃO INTERMITENTE

Em sistemas que utilizam tratamento biológico para a remoção de compostos nitrogenados, a presença e o monitoramento de OD em reatores é fundamental para a obtenção de boa eficiência de remoção.

Os microrganismos nitrificantes necessitam de OD no meio líquido como aceptor final de elétrons para geração de energia, crescimento e manutenção celular. Para as bactérias desnitrificantes concentrações elevadas de OD não são desejáveis, pois uma vez que essas bactérias são facultativas, na presença de OD elas passam a utilizar esse gás como aceptor final de elétrons, ocorrendo acúmulo de nitrito e nitrato no reator (MOURA, 2014; LI et al.; 2007; ZHU et al., 2007).

Sendo assim, para otimizar esse sistema utilizando somente um reator com o processo de nitrificação e desnitrificação simultânea, pesquisadores promoveram condições de aeração e não aeração no reator para não prejudicar as etapas de nitrificação e desnitrificação com excesso ou falta de OD.

Esse tipo de sistema vem apresentando vantagens com relação a sistemas que promovem a nitrificação, desnitrificação e remoção de DQO separadamente, e a aplicação do mesmo em tratamento de efluentes, está sendo alvo de interesse por vários pesquisadores.

Quando há a aplicação de períodos de aeração e sem aeração para promover o tratamento de efluentes, há vantagens na remoção de nitrogênio e a eficiência de remoção de DQO não é afetada com relação à disposição de OD, pois a matéria orgânica também é removida na fase anóxica (YUAN e GAO, 2010; LIU e DONG, 2011 e MOURA, 2011).

Capodici (2015), constatou que os sistemas com aeração intermitente são mais eficientes comparados a sistemas com aeração contínua, devido a melhor remoção de NT e DQO e menor geração de lodo.

3.5 REATOR DE LEITO ESTRUTURADO

Ultimamente vem crescendo o interesse de pesquisadores na utilização de reator de leito estruturado, pois estes reatores apresentam remoção simultânea de matéria orgânica e nitrogênio total, devido à presença de biomassa nitrificante e desnitrificante aderida à espuma de poliuretano utilizada como material suporte.

A espuma de poliuretano tem sido utilizada preferencialmente como material suporte em reatores de leito estruturado devido à área superficial, facilidade na montagem nas hastes do reator, propriedades químicas inertes e condições favoráveis para o desenvolvimento da biomassa (QUAN et al., 2012).

Na comparação de cubos de espuma de poliuretano e anéis de plástico em reator de leito móvel para a remoção de nutrientes, Nocko (2008) concluiu que o desempenho do reator de leito móvel foi melhor quando utilizou-se os cubos de espuma de poliuretano no reator para a remoção de nitrogênio.

Com a utilização de cilindros de espuma de poliuretano com 2 cm de diâmetro e 70 cm de altura em um reator de leito estruturado com alimentação proveniente de um reator UASB, Barana et al. (2013) obtiveram eficiência de remoção de nitrogênio total e DQO de 62% e 95%, respectivamente, com afluente com 418 mg.L⁻¹ de DQO e 169 mg.L⁻¹ de NTK.

No estudo da remoção de nitrogênio utilizando leito móvel com nitrificação e desnitrificação simultânea, Lim et al. (2011) verificaram que a melhor eficiência de remoção de NT foi obtida com cubos de espuma de poliuretano como material suporte. Ainda nesse estudo concluíram que quanto menor o tamanho de espuma de PU, maior era a eficiência de nitrificação e quanto maior o tamanho da espuma de PU, maior a eficiência de desnitrificação, esses fatores ocorrem devido a formação de zonas anóxicas dentro da espuma com maior tamanho.

No tratamento de efluente sintético utilizando reator de leito estruturado preenchido com cilindros de espuma de poliuretano e submetido a aeração intermitente e recirculação do efluente, Moura (2011) verificou eficiência de remoção de NT de 82%.

Na remoção de matéria orgânica e nitrogenada de efluente de indústria de ração animal utilizando reator de leito estruturado com material suporte de espuma

de poliuretano na forma de cilindros com 4 cm de diâmetro, Moretto (2014) obteve remoção de 85% para DQO total e 76% para remoção de NT.

Correa (2015) utilizou reator de leito estruturado e aeração intermitente para tratamento de esgoto sanitário. O meio suporte era espuma de poliuretano fixada em hastes de PVC. Foi obtida remoção de 90% de DQO e 68% de NT.

Wosiack et al. (2015), avaliando um reator de leito estruturado com aeração intermitente no tratamento de efluente de fábrica de ração animal, obtiveram remoção de 80% de DQO e 88% de NT.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 INSTALAÇÃO EXPERIMENTAL

O reator utilizado foi construído em acrílico com volume útil de 9,3 L, com altura de 85 cm, diâmetro externo de 16 cm e diâmetro interno de 15 cm. No seu interior foram dispostos 13 cilindros de espuma no sentido longitudinal com 61,5 cm de comprimento cada e a haste de espuma de poliuretano estava a 4,0 cm de distância de cada cilindro, os quais permitiram a fixação e desenvolvimento da biomassa. O reator foi mantido à $\pm 30^{\circ}\text{C}$ com o auxílio de aquecedor de aquário ligado a um termostato. Através da Figura 2 pode-se compreender melhor a estrutura do reator. O TDH foi mantido constante em 12 horas.

A alimentação do reator foi realizada com o auxílio de uma bomba peristáltica de marca Masterflex, modelo 77800-60 (ponto 2) e a recirculação foi realizada por uma bomba de diafragma, modelo GmbH-69123, de marca Prominent Dossier Technik (ponto 6). A aeração foi feita com o uso de dois aeradores de aquário ligados a um temporizador (pontos 4 e 5). O efluente do reator saía continuamente pelo topo do mesmo (ponto 7).

Os cilindros de espuma de poliuretano utilizados como suporte para fixação da biomassa tinham 2,0 cm de diâmetro. A espuma utilizada apresentava densidade de 22 g.L^{-1} e porosidade de 92% (BARANA *et al.*, 2013).

FIGURA 2 - Esquema ilustrativo do reator utilizado no projeto

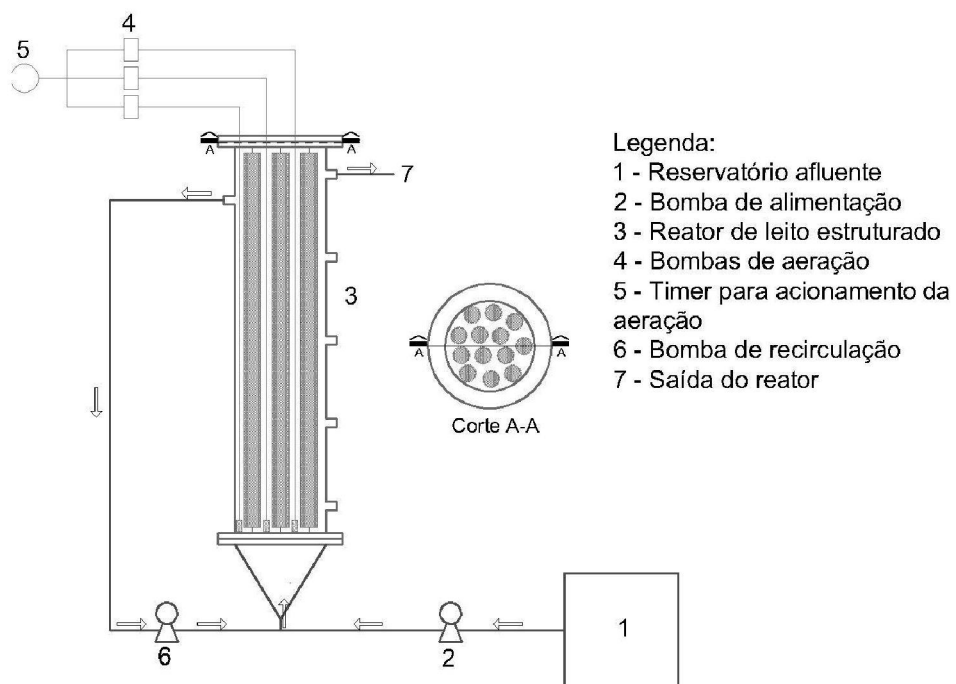
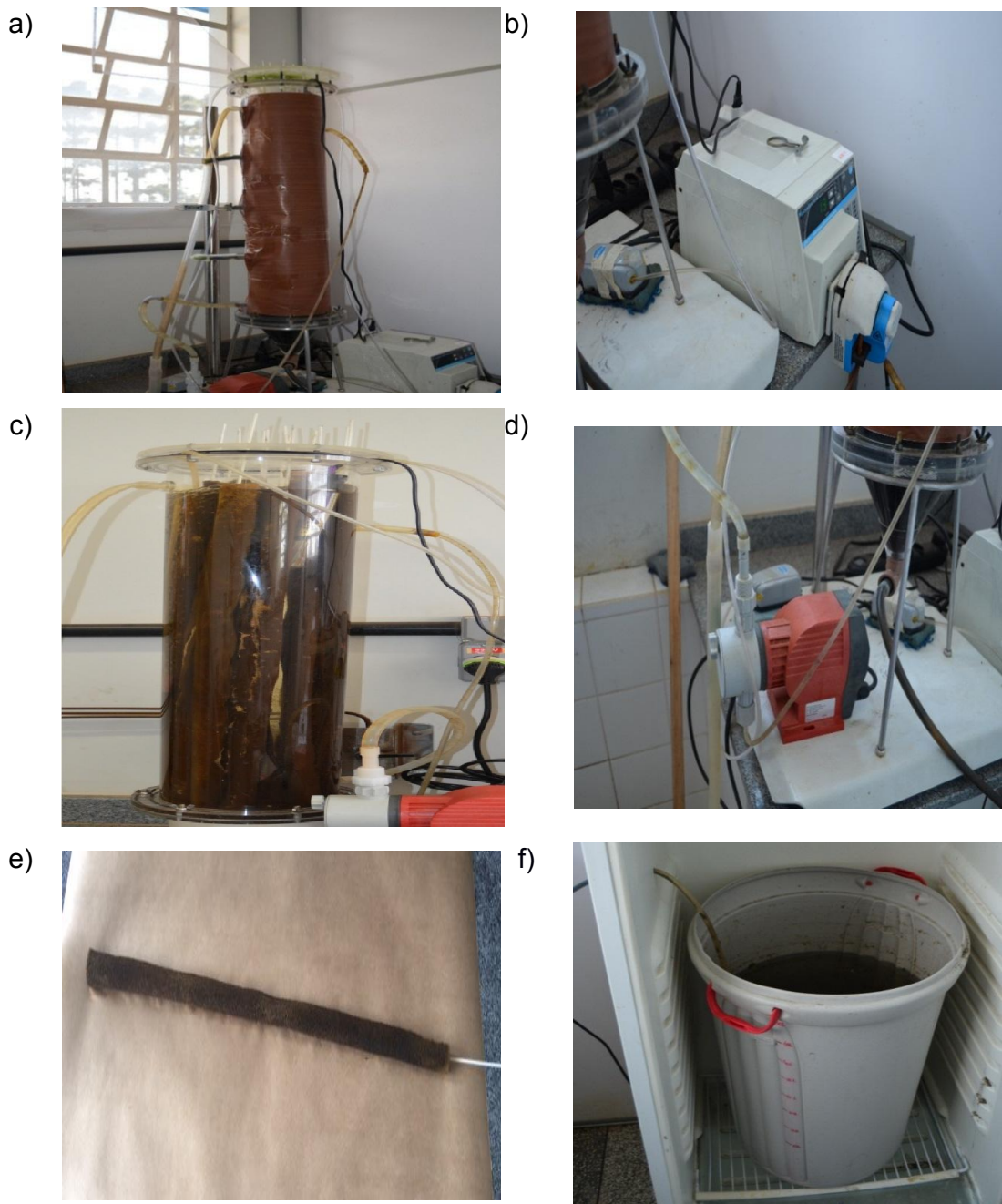


FIGURA 3 a) Reator de leite estruturado; b) Bomba de alimentação; c) Reator de leite estruturado sem manta aquecedora; d) Bomba de recirculação; e) Material suporte; f) Reservatório de alimentação



4.2 INÓCULO

O inóculo utilizado foi proveniente de um reator de lodos ativados de uma unidade de tratamento de esgoto da Sanepar. Esse tipo de biomassa foi escolhido devido à sua elevada atividade nitrificante.

A alimentação do reator era contínua, realizada com o auxílio de uma bomba peristáltica, de modo a manter o TDH igual a 12 horas. O esgoto era mantido dentro de um refrigerador, de onde era encaminhado diretamente ao reator (Figura 3f).

Antes do esgoto ser utilizado o pH era medido e a alcalinidade corrigida, quando necessário, com bicarbonato de sódio para que a concentração de alcalinidade do meio fosse de 7,14 mg de CaCO_3 a cada 1 mg de nitrogênio.

4.3 INOCULAÇÃO E ADAPTAÇÃO DA BIOMASSA

A inoculação foi feita colocando-se a biomassa em um recipiente plástico onde os cilindros de espuma foram mergulhados e pressionados várias vezes até que estivessem impregnados com a biomassa. As espumas foram mantidas dentro do recipiente com a biomassa restante durante um período de 24 horas com aeração constante.

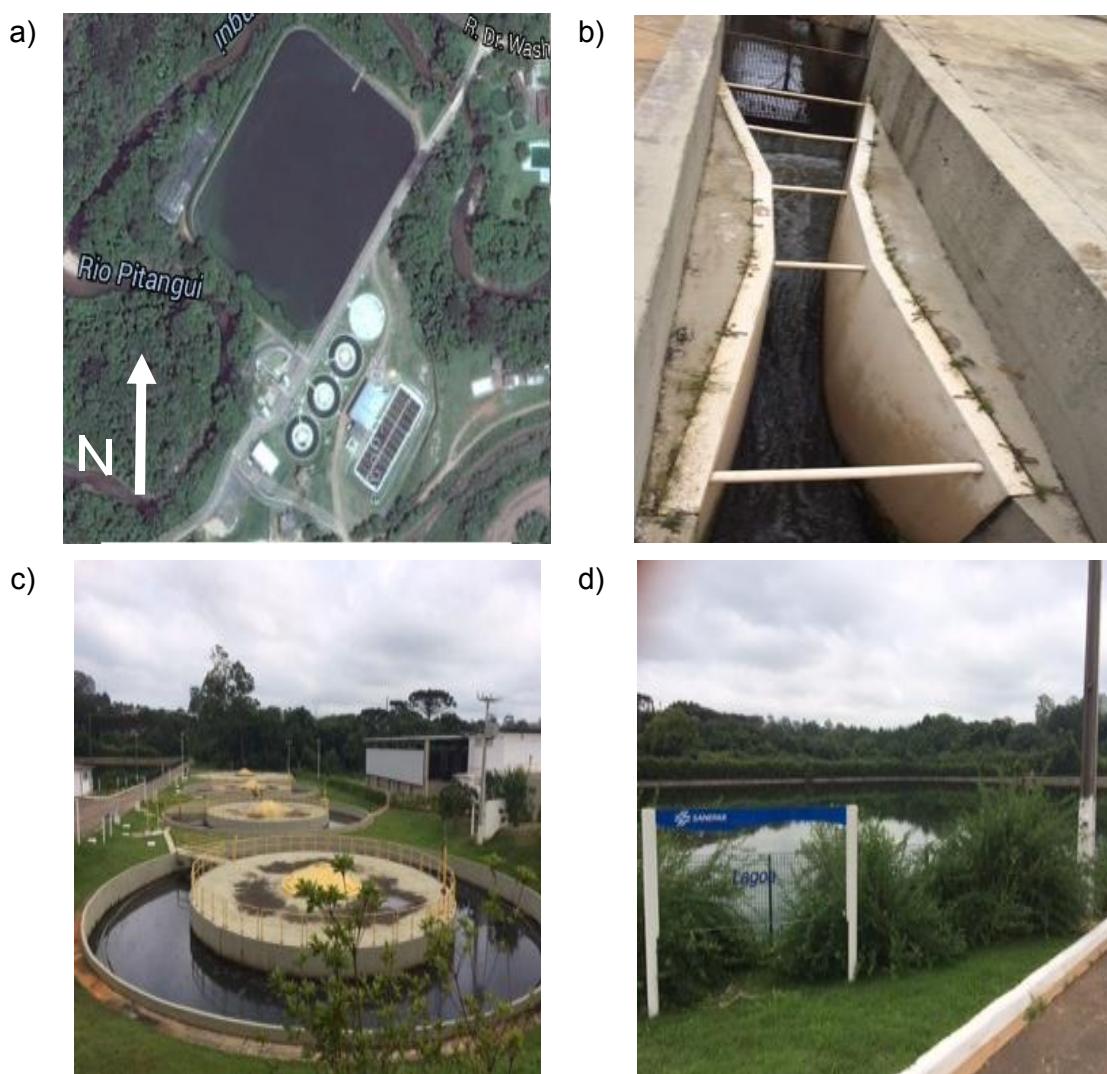
Passadas às 24 horas os cilindros já inoculados foram instalados dentro do reator. Inicialmente o reator funcionou com TDH de 24 horas e aeração constante, para priorizar o desenvolvimento de biomassa nitrificante. O período de adaptação durou 13 dias, quando foi constatada a presença de nitrito e nitrato em seu efluente.

4.4 SUBSTRATO

Para realização do experimento utilizou-se como substrato esgoto sanitário coletado após as etapas de gradeamento e desarenação na ETE (Estação de Tratamento de Esgoto) Verde, de responsabilidade da Sanepar, localizada no município de Ponta Grossa, Paraná. O substrato era coletado semanalmente, armazenado em galões de polipropileno de 5 L e mantido sob refrigeração a 8°C até o momento de uso.

O esgoto sanitário foi proveniente da maior Estação de Tratamento de Ponta Grossa, a ETE Verde, responsável por receber e tratar 50% do esgoto da cidade. O efluente foi coletado após o tratamento preliminar (caixa de areia e gradeamento) semanalmente e mantido sob refrigeração em galões até a sua utilização. A figura 4, apresenta algumas imagens da Estação de tratamento de esgoto Verde.

FIGURA 4 – a) ETE verde (googlemaps); b) tratamento preliminar (gradeamento); c) RALF; d) Lagoa



4.5 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS

Para acompanhamento e monitoramento do processo, as amostras foram coletadas durante todos os dias de operação do reator e foram analisadas em triplicata. Os seguintes parâmetros foram analisados: pH, alcalinidade, sólidos totais (ST), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-). Com exceção das determinações de alcalinidade e de nitrato, todas as demais análises foram realizadas segundo metodologia descrita no *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998) (Tabela 1).

TABELA 1 - Parâmetros e Métodos de Análises

Parâmetro	Unidade	Método
pH	-	Potenciométrico APHA (4500h + B)
Alcalinidade	mg $\text{CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$	Titulométrico (RIPLEY, BOYLE e CONVERSE, 1986)
DQO	mg. L^{-1}	Colorimétrico APHA (5220D)
NTK	mg. L^{-1}	Kjeldahl APHA (4500 NorgC)
N- NH_4	mg. L^{-1}	Titulométrico APHA (4500 NH_3 C)
N- NO_2	mg. L^{-1}	Colorimétrico APHA (4500 NO_2B)
N- NO_3	mg. L^{-1}	Colorimétrico (CATALDO, et al. 1975)
ST	mg. L^{-1}	Gravimétrico APHA (2540 G)

4.6 CÁLCULO DA EFICIÊNCIA DO REATOR

A eficiência do reator na redução de DQO e remoção de nitrogênio pelo processo de Nitrificação e Desnitrificação simultânea (NDS) foi calculada utilizando-se as equações VII a X.

$$\text{Remoção de DQO (\%)} = \frac{DQO_a - DQO_e}{DQO_a} \times 100 \quad (\text{Equação VII})$$

$$\text{Remoção de NT (\%)} = \frac{NTK_a - NTK_e - N_{\text{nitrito}} - N_{\text{nitrato}}}{NTK_a} \times 100 \quad (\text{Equação VIII})$$

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

$$\text{Desnitrificação (\%)} = \frac{NTK_a - NTK_e - N_{\text{nitrito}} - N_{\text{nitrato}}}{NTK_a - NTK_e} \times 100 \quad (\text{Equação X})$$

Onde:

DQO_a = Demanda Química de Oxigênio afluente ;

DQO_e = Demanda Química de Oxigênio efluente ;

NTK_a = Nitrogênio Total Kjeldahl afluente ;

NTK_e = Nitrogênio Total Kjeldahl efluente ;

N_{nitrito} = Nitrogênio na forma Nitrito ;

N_{nitrato} = nitrogênio na forma Nitrato .

4.7 ENSAIOS EXPERIMENTAIS

Os ensaios experimentais foram definidos com base nos trabalhos desenvolvidos por Moura (2011), Barana et al. (2013) e Moura (2014), conforme descrito na Tabela 2. Os tempos de aeração descritos representam a quantidade de tempo, em minutos, que os aeradores ficaram ligados a cada período de 180 minutos. Assim, no ensaio 1, a aeração compreendeu 100% do tempo. Já no ensaio 2, os aeradores estiveram ligados durante 90 minutos e ficaram desligados por 90 minutos, totalizando 180 minutos. No ensaio 3 os aeradores ficaram ligados durante 60 minutos e desligados 120 minutos.

TABELA 2 - Condições de operação do reator

Ensaio	Condições de operação do reator	
	Tempo de aeração (min)	Razão de Recirculação (Qr)
1	180	3
2	90	
3	60	
4	180	2
5	90	
6	60	
7	180	1
8	90	
9	60	

A razão de recirculação, Qr, era a vazão de recirculação dividida pela vazão de alimentação.

4.8 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Em todos os resultados obtidos foram realizados testes de Shapiro-Wilk para verificar se os dados apresentavam distribuição normal, utilizando o programa R. Os resultados foram, então, analisados estatisticamente pelo teste de análise de variância (ANOVA), onde foi considerado o nível de confiança de 95%. Quando houve diferença significativa entre os tratamentos, os mesmos foram comparados pelo Teste de Tukey.

Para que pudesse ser avaliada a influência que as variáveis independentes, tempo de aeração e recirculação, exerciam sobre as dependentes, após a análise estatística de variância, foi avaliada a existência de coeficiente de correlação, através do programa Statistica 7.0, com nível de confiança de 95%.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 REMOÇÃO DE DQO

Na tabela 3 estão apresentados os valores médios da caracterização físico-química e o desvio padrão do afluente e efluente do reator nos diferentes ensaios estudados.

Segundo Von Sperling (2005) os resultados de DQO do afluente (Tabela 3), estão dentro dos valores encontrados no esgoto sanitário no Brasil.

TABELA 3 - Médias dos parâmetros físico-químicos analisados e desvios-padrão no esgoto sanitário afluente (af) e efluente (ef)

Ensaio	DQO (mg.L ⁻¹)		Remoção de DQO (%)
	Af	Ef	DQO _T
1	261±193	74±81	74,6±19 ^a *
2	264±28	62±23	78,8±9 ^a
3	302±216	38±5	88,6 ^a ±6
4	308±156	40±36	86,8±12 ^a
5	298±103	30±11	89,2±3 ^a
6	276±70	32±4	88,7±4 ^a
7	225±40	61±19	72,1±8 ^a
8	232±30	70±19	69,8±4 ^a
9	224±21	53±9	75,7±5 ^a

*Valores de remoção de DQO com a mesma letra não diferem entre si pelo teste de ANOVA ($P \leq 0,05$)

Segundo o teste de Shapiro-Wilk, os resultados apresentaram uma distribuição normal. O teste de Anova indicou não haver diferença significativa entre os resultados de eficiência obtidos, para significância de 95%, independente das condições empregadas.

De acordo com a resolução SEMA 021/2009, em seu artigo 11º que dispõe sobre padrões de lançamento e do auto monitoramento para ETEs, seus efluentes só poderão ser lançados em corpos d'água com DQO de até 125 mg.L⁻¹. Assim, analisando-se os valores apresentados na tabela 3, observa-se que em todos os

ensaios as concentrações de DQO obtidas estiveram dentro dos níveis máximos exigidos. Verificou-se também boa eficiência em todas as condições experimentais, com eficiências de remoções de matéria orgânica a partir 69,8 até 89,2%.

Utilizando um reator de leito estruturado com recirculação de 5 vezes a vazão de entrada e aeração de 2 horas em cada ciclo de 3 horas, para tratar esgoto sanitário sintético com DQO afluente de 404 mg.L⁻¹, Moura (2011) obteve DQO efluente de 36 mg.L⁻¹ e eficiência de remoção de 85 a 91%.

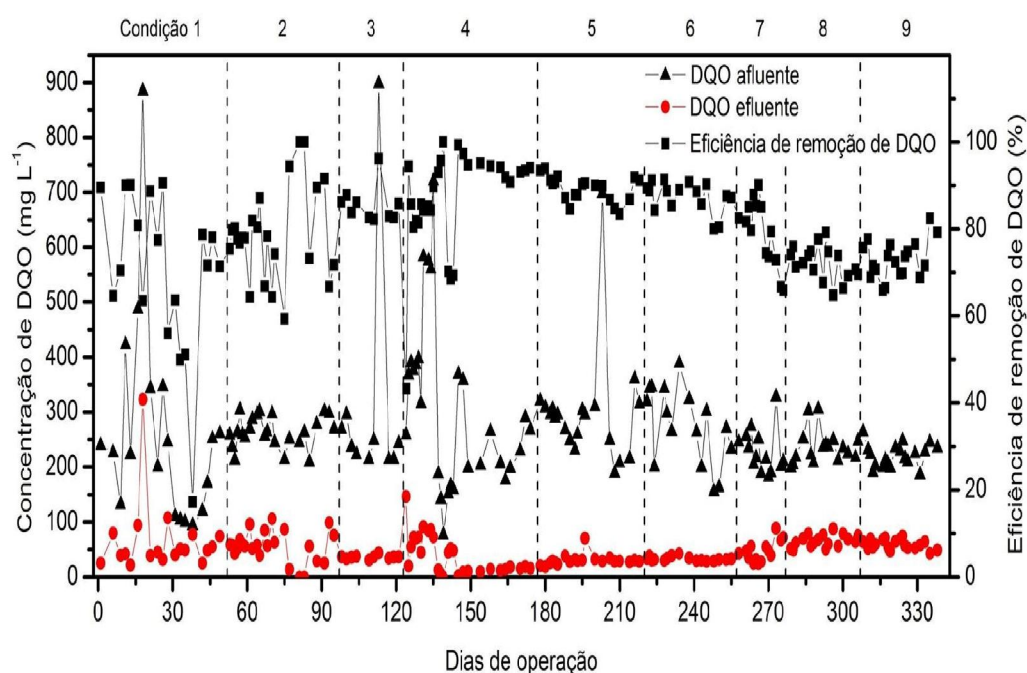
Barana et al. (2013) utilizaram um reator de leito estruturado para tratar efluente de abatedouro de aves com concentração de DQO de 418 mg.L⁻¹. Observaram remoção de DQO superior a 88%. Correa (2015), utilizando um reator de leito estruturado com recirculação do efluente constante ($Q_{re}=3*Q$) e aeração intermitente, obteve índices de remoção de DQO que variaram entre 88 e 94%, com DQO afluente de até 409 mg.L⁻¹.

Pantoja Filho (2011) utilizou um reator aeróbio-anóxico de leito fixo (RAALF) preenchido com cubos de espuma de poliuretano para tratamento de esgoto sanitário, obteve eficiência de remoção de DQO acima de 93%, com DQO afluente de até 200 mg.L⁻¹.

Considerando-se não ter havido diferença estatística significativa entre os nove ensaios utilizados, para remoção de DQO o mais indicado seria o ensaio 9, pois apresenta, entre todas as condições, o menor consumo de energia: que é o menor tempo de aeração e a menor vazão de recirculação.

Devido ao esgoto sanitário utilizado ser real, o mesmo apresentou variações nas concentrações dos valores de DQO afluente, esse fator deve-se à presença de períodos de chuva e as diferenças de concentração de DQO do esgoto em diferentes horários do dia (Figura 5). Mesmo com essa variação, nota-se que os valores de DQO efluente estiveram sempre dentro do que determina a resolução SEMA 21/2009.

FIGURA 5 – Concentrações médias de DQO afluente, DQO efluente e Eficiência de remoção de DQO



5.2 REMOÇÃO DE NITROGÊNIO TOTAL

As médias de concentrações de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+), nitrito (N-NO_2^-) e nitrato (N-NO_3^-), afluente e efluente ao reator, obtidas nos diferentes ensaios estão apresentadas na Tabela 4. Os valores de eficiência de nitrificação, desnitrificação e remoção de nitrogênio total estão na tabela 5.

Em nenhuma das amostras analisadas foi detectada a presença de nitrito e nitrato no afluente.

TABELA 4 - Concentrações dos valores médios obtidos de NTK, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻ e os desvios-padrão para o afluente e efluente em diferentes condições experimentais

	NTK	N-NH ₄ ⁺	NTK	N-NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻
	Afluente (mg.L ⁻¹)		Efluente (mg.L ⁻¹)			
1	61±23	42±20	21±14	14±19	2±4	19±10
2	52±3	39±5	8±3	3±4	3±3	21±4
3	49±2	41±6	5±3	4±3	4±4	27±2
4	42±6	29±10	5±4	3±4	1±1	18±5
5	40±5	26±7	5±3	3±5	1±1	15±3
6	39±3	30±6	5±1	4±1	2±1	10±1
7	39±2	30±2	6±2	5±1	3±1	17±1
8	38±2	31±4	8±2	4±1	2±2	15±2
9	39±4	26±3	8±2	4±1	5±2	16±3

TABELA 5 - Valores para eficiência e desvios-padrão para nitrificação, desnitrificação e remoção de nitrogênio total

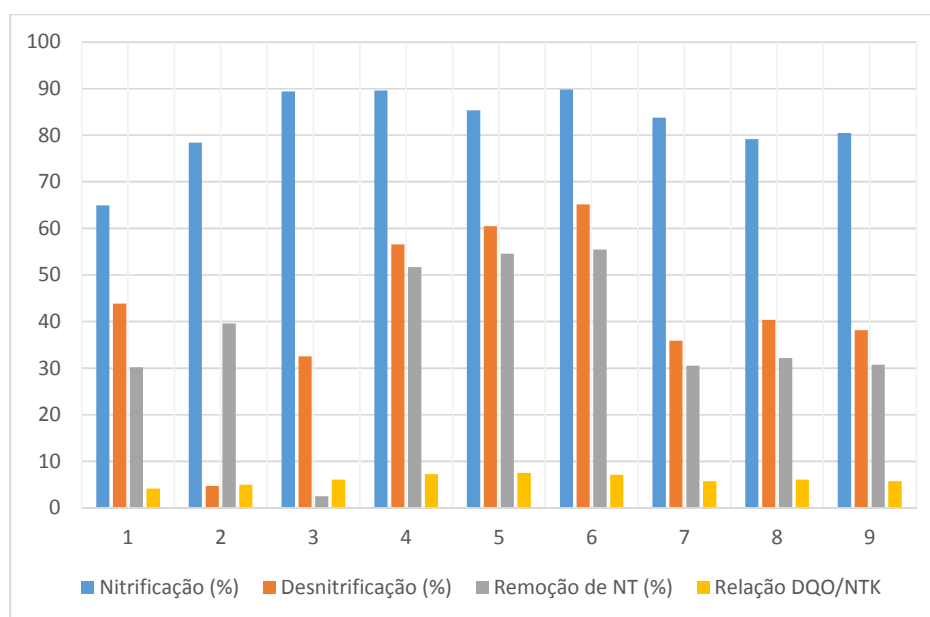
Ensaio	Nitrificação (%)	Desnitrificação (%)	Remoção de NT (%)
1	65±15	44±17	30±17 ^b
2	78±5	46±10	40±10 ^b
3	89±6	32±11	29±9 ^b
4	90±7	56±27	52±7 ^a
5	85±8	60±21	55±6 ^a
6	90±2	65±5	55±5 ^a
7	84±5	36±7	30±8 ^b
8	79±5	40±17	32±16 ^b
9	80±4	38±24	31±20 ^b

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

Observa-se que o efluente do Ensaio 1 apresenta as maiores concentrações médias de NTK e N-NH_4^+ , 21 e 14 mg.L^{-1} , respectivamente (Tabela 4). Este resultado pode ser devido ao fato de a biomassa ainda estar em adaptação às novas condições de TDH, aeração e recirculação. Correa (2015), trabalhando com mesmo tipo de reator e de substrato, também observou comportamento semelhante nos valores de NTK e N-NH_4^+ no efluente da primeira fase estudada.

Pode ser constatado que em todos os ensaios obteve-se concentração máxima de N-NH_4^+ efluente de 14 mg.L^{-1} , valor que estaria dentro dos padrões de lançamento definido pela Resolução CONAMA 430/2011 para efluentes industriais, que é de, no máximo, 20 mg.L^{-1} . Sendo assim, este sistema pode ser considerado eficiente para a remoção de nitrogênio amoniacal.

FIGURA 6 - Eficiência de nitrificação, desnitrificação, remoção de NT e relação DQO/NT nos 9 ensaios estudados



Observa-se na Figura 6 que quanto maior foi a porcentagem de desnitrificação, maior foi a remoção de NT, indicando ser a desnitrificação a etapa limitante do processo. Também é possível perceber que a remoção de NT foi maior quanto maior a relação DQO/NTK (Tabela 6), indicando que, provavelmente, os

índices de desnitrificação foram menores nos ensaios onde faltou DQO para as bactérias desnitrificantes heterotróficas.

TABELA 6 – Valores médios de relação DQO/NTK para os 9 ensaios estudados

Ensaio	Relação DQO/NTK
1	4,2
2	5,0
3	6,1
4	7,6
5	7,8
6	7,2
7	5,7
8	6,1
9	5,7

Correa et al. (2016), utilizando um reator de leito estruturado para tratamento de esgoto sanitário, observaram que em baixa relação C/N houve o favorecimento no desenvolvimento de microrganismos nitrificantes, contribuindo para melhor eficiência de nitrificação.

Dubber e Gray (2011), estudando NDS, observaram eficiência de nitrificação entre 80% e 90% e de desnitrificação de 52%, devido a deficiência da fonte de carbono. Quanto maior a relação C/N melhor será a eficiência de remoção de NT para reatores com processo NDS, pois não haverá falta de doadores de elétrons para as bactérias heterotróficas na etapa de desnitrificação (XIA et al., 2010).

Os ensaios que apresentaram as melhores eficiências de remoções de NT foram os ensaios 4, 5 e 6, onde foram observadas as maiores relações C/N (7,6; 7,8 e 7,2). Segundo Fu et al. (2010), em reatores que somente objetivam a nitrificação a relação C/N deve ser de 9,0, porém, para reatores que visam o processo de NDS a relação C/N deve ser ainda maior.

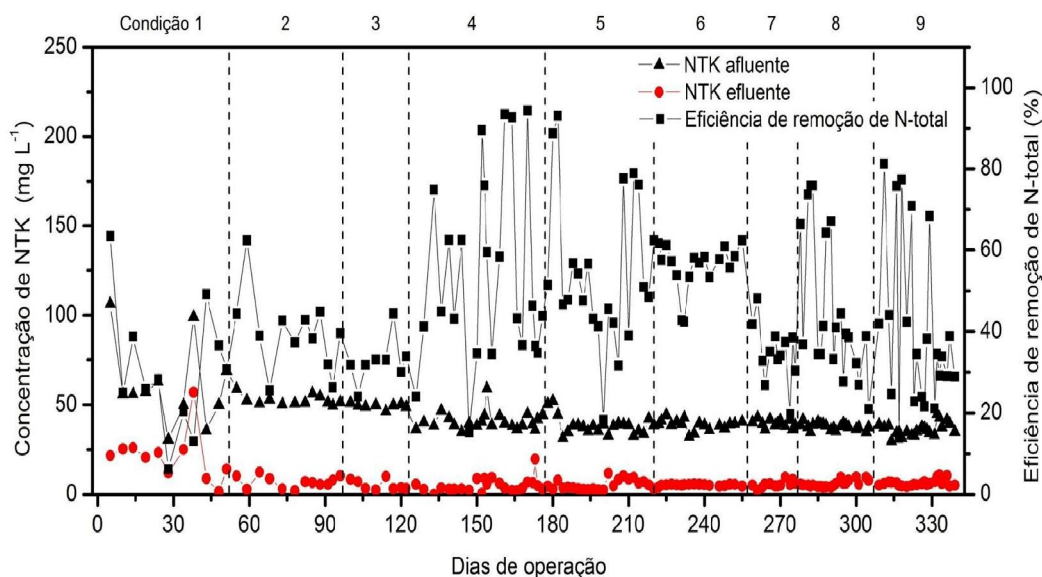
Quando se utilizou a análise de coeficiente de correlação para os parâmetros de recirculação, aeração, nitrificação, desnitrificação, remoção de NT e remoção de DQO, verificou-se a existência de correlação entre alguns parâmetros. Houve correlação positiva e forte, de 0,9691, entre desnitrificação e remoção de NT,

indicando, novamente, que a desnitrificação é a fase limitante do processo. Considera-se como correlação alta valores acima de 0,6.

A correlação entre remoção de DQO e desnitrificação também foi forte, de 0,6475, indicando que a desnitrificação, de fato, foi influenciada pelo teor de DQO do meio.

Observa-se na Figura 7 que durante todo o experimento, os teores NTK efluente apresentaram-se abaixo de 20 mg.L^{-1} , com poucas variações, indicando boa estabilidade do sistema.

FIGURA 7 – Concentração de NTK afluente, NTK efluente e eficiência de remoção de N-total



5.3 pH E ALCALINIDADE

Os resultados das análises do pH e alcalinidade afluente e efluente do reator de leito estruturado estão apresentados na Tabela 7. Os valores médios da alcalinidade afluente foram determinados depois da adição de bicarbonato de sódio (NaHCO_3). Para a utilização de NaHCO_3 , utiliza-se 1 mg de CaCO_3 para 1,38 mg de NaHCO_3 .

TABELA 7 – Médias de pH e alcalinidade e desvios-padrão do afluente e efluente em todos os ensaios

Ensaio	pH		Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	
	Af	Ef	Af	Ef
1	7,30±1,7	6,80±1,8	304±128	112±81
2	7,58±0,5	6,90±0,6	211±51	86±55
3	7,70±0,5	7,60±0,3	235±32	104±25
4	7,70±0,6	7,90±0,4	228±69	105±29
5	7,80±0,3	8,00±0,1	218±94	95±46
6	8,08±0,3	8,00±0,2	251±60	94±31
7	7,70±0,5	7,60±0,6	235±44	67±12
8	7,50±0,3	7,40±0,4	237±51	73±10
9	7,50±0,5	7,40±0,5	308±33	103±28

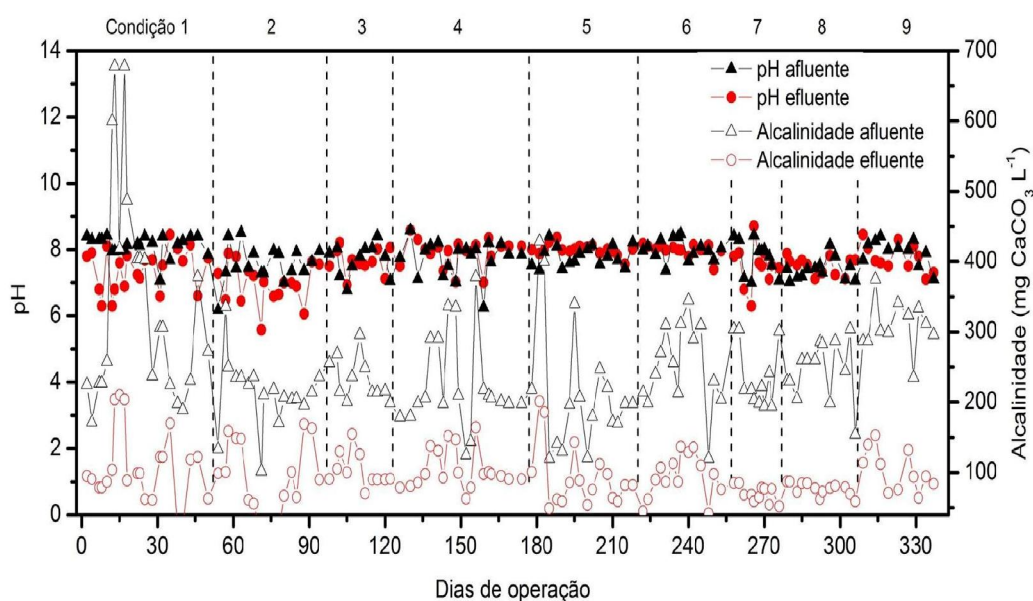
Os valores de pH efluente para todos os ensaios variaram entre 6,8 e 8,0 indicando boa estabilidade do sistema. De acordo com Mayer et al. (2009), o pH para o desenvolvimento de microrganismos nitrificantes e desnitrificantes encontra-se entre 7 e 8. Os valores de pH estão dentro da faixa ideal de pH para o desenvolvimento dos microrganismos nitrificantes, desnitrificantes e heterotróficos aeróbios (VILLAYERDE, GARCIAENCINA e FDZPOLANCO, 1997; SURAMPALLI et al, 1997).

Para a remoção de matéria orgânica e nitrificação simultaneamente, a faixa ótima de pH é entre 7,5 e 8,5 (SANT'ANNA JUNIOR, 2013). Segundo Ahn (2006) quando pH está abaixo de 7,0 as taxas de nitrificação são reduzidas. Como pode ser observado no 1^a e 2^a ensaios, os valores de pH abaixo estiveram baixo de 7,0 (6,80 e 6,90), valores que prejudicaram a nitrificação. Além disso, como nesses ensaios a taxa de desnitrificação também foi baixa, abaixo de 46%, não houve o retorno de alcalinidade para o sistema.

Em todas as condições experimentais houve consumo de alcalinidade, indicando a ocorrência de nitrificação, porém, a alcalinidade efluente sempre esteve abaixo do valor esperado, esse fator deve-se a baixa eficiência de desnitrificação que não devolveu a alcalinidade devida ao meio. Diferente da nitrificação que

consome alcalinidade, no processo de desnitrificação há recuperação de alcalinidade, sendo devolvido para o sistema em torno de 50% da alcalinidade consumida pelo processo de nitrificação (EPA, 1993)

FIGURA 8 - Variação de valores de pH e concentração de alcalinidade durante todas as condições experimentais



5.4 SÓLIDOS

Na tabela 8 estão apresentadas todas as medias de sólidos totais (ST) do afluente e do efluente juntamente com as condições operacionais.

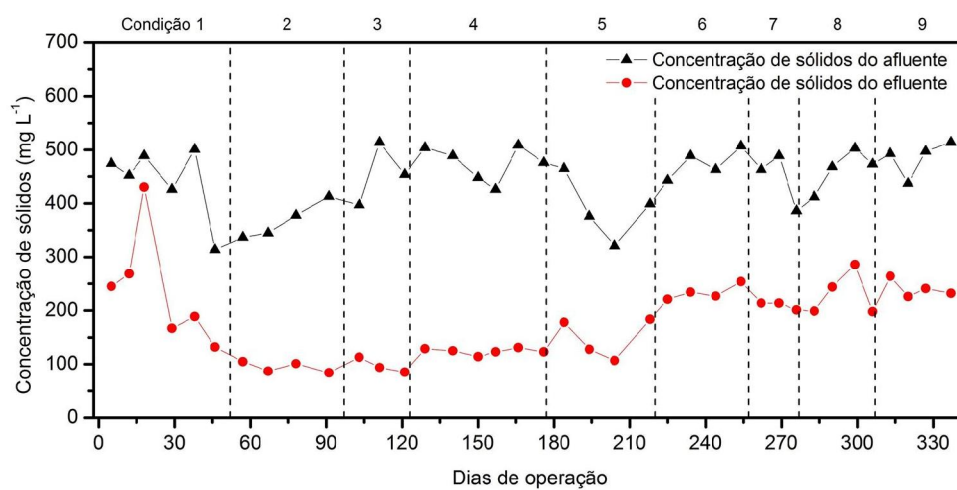
TABELA 8 – Concentrações médias e desvios-padrão para ST do afluentes e efluente

Condições	ST _{af} (mg.L ⁻¹)	ST _{ef} (mg.L ⁻¹)
1	443±68	238±106
2	368±34	94±10
3	455±58	97±14
4	475±32	124±6
5	390±59	149±37
6	475±28	234±14
7	446±53	209±7
8	464±38	231±42
9	485±33	241±17

Como pode ser observado na tabela 8 as concentrações de ST no efluente em todas as condições experimentais foram menores que as concentrações do afluentes. Por ser utilizado durante o experimento esgoto real, houve variação de concentração no afluentes e efluente, essa variação também pode ser observada nos valores do desvio-padrão (Tabela 8).

A grande variação do afluentes para ST foi devido a sazonalidade da região de Ponta Grossa e ao horário da coleta no dia, como pode ser observado na Figura 9.

FIGURA 9 – Concentração de ST afluente e efluente para todas as condições experimentais



6 CONCLUSÃO

O reator de leito estruturado possibilitou a remoção de até 55,5% de NT, gerando efluente com $3,1 \text{ mg.L}^{-1}$ de N-NH_4^+ .

A remoção de DQO não apresentou diferença estatística significativa entre os ensaios ao nível de 95%. A remoção mínima de DQO foi de 69,8% e a máxima de 89,2%, com concentração de DQO efluente de 30 mg.L^{-1} .

Não foi possível correlacionar o tempo de aeração com a eficiência do sistema tanto na remoção de DQO quanto na de NT. Dessa maneira, pode-se sugerir para aplicações futuras, que o tempo de aeração empregado seja o menor estudado, para que haja economia no consumo de energia com aeradores.

As diferentes razões de recirculações (Q_r) estudadas não interferiram na remoção de DQO. Porém, com Q_r igual a 2 foi possível obter as maiores taxas de remoção de NT, de 51,7 a 55,5%. Com Q_r igual a 3 as taxas de remoção de NT variaram de 29,5 a 39,6% e com Q_r igual a 1 essas taxas variaram de 30,5 a 32,2%. Em todos os ensaios estudados foi possível obter efluente com concentrações de NH_4^+ de 3,1 a $14,4 \text{ mg.L}^{-1}$, podendo-se considerar a boa eficiência deste reator para remoção de nitrogênio.

Conclui-se que o reator de leito estruturado com aeração intermitente e recirculação do efluente foi eficiente na remoção conjunta de DQO e NT, podendo ser considerado uma alternativa tecnicamente viável para a remoção de nutrientes e matéria orgânica em um único compartimento.

7 REFERÊNCIAS

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

APHA. American Public Health Association, AWWA, WEF. **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. 20 th. Washington, APHA, 1998. 937 p.

BARANA, A. C.; LOPES, D. D.; MARTINS, T. H.; POZZI, E.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z.; DEL NERY, V.; FORESTI, E. Nitrogen and Organic Matter Removal in an Intermittently Aerated Fixed-Bed Reactor for Post-Treatment of Anaerobic Effluent from a Slaughterhouse Wastewater treatment Plant. **Journal of Environmental Chemical Engineering**. v.1, n.3 p.453-457, Sep. 2013.

BIGGS, B. J. F. Eutrophication of streams and rivers: dissolved nutrient-chlorophyll relationships for benthic algae. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 19, n. 1, p.17-31, mar. 2000.

BOYD, C. E.; TUCKER, C.S. **Pond aquaculture water quality management**. Boston: Kluwer, 1998. 700 p.

BRASIL. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Publicação Diário Oficial da União n.92, p.89. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res11/res43011.pdf>> Acesso em: 16 maio 2015.

CAPODICI, M.; DI BELLA, G.; DI TRAPANI, D.; TORREGROSSA, M. Pilot scale experiment with MBR operated in intermittent aeration condition: Analysis of biological performance. **Bioresource Technology**, v. 177, p. 398-405, Feb. 2015.

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

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

CHAZAL, P. M.; LENS, P. N. L. Environmental technologies to treat sulfur pollution. **Iwa Publishing**. London, 2000. 547 p.

CORREA, C. Z. **Reator de leito estruturado com recirculação submetido à aeração intermitente no tratamento de esgoto sanitário**. 2015, 50 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2015.

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

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 pos-treatment. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 3, p. 644–654, Fe. 2008.

DODDS, W. K.; WELCH, E. B. Establishing nutrient criteria in streams. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 19, n. 1, p. 186-196, mar. 2000.

DUBBER, D.; GRAY, N. F. The effect of anoxia and anaerobia on ciliate community in biological nutrient removal systems using laboratory-scale sequencing batch reactors (SBRs). **Water Research**, v. 45, n. 6, p. 2213-2226, Mar. 2011.

ENRICH-PRAST, A.; ROLAND, F.; CEZAR, D. Caminhos do nitrogênio em ecossistemas aquáticos continentais. In: ROLAND, F. **Lições de Limnologia**. São Carlos: RiMa, 2005, p. 209-227.

EPA, Environmental Protection Agency. Nitrogen control. Washington –DC- US. EPA, 1993. Disponível em: nepis.epa.gov Acesso em: julho de 2015.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 790 p.

FENGA, Q.; WANGD, Y.; WANGD, T.; ZHENG, H.; CHUE, L.; ZHANGD, C.; CHENA, H.; KONGD, X.; XINGD, XIN-HUI. Effects of packing rates of cubic-shaped polyurethane foam carriers on the microbial community and the removal of organics and nitrogen in moving bed biofilm reactors. **Bioresource Technology**, v. 117, p. 201-207, Aug. 2012.

FU, B.; LIAO, X.; DING, L.; REN, H. Characterization of microbial community in an aerobic moving bed biofilm reactor applied for simultaneous nitrification and denitrification. **Word Journal of Microbiology and Biotechnology**. v.26, n. 11, p. 1981-1990, Mar. 2010.

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

HE, S. B.; XUE, G.; WANG, B. Z. Factors affecting simultaneous nitrification and denitrification (SND) and its kinetics model in membrane bioreactor. **Journal of hazardous materials**, v. 24, n. 2-3, p. 704-710, Sep. 2009.

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, Jan. 2005.

HU, J.; LI, D.; LIU, Q. Effect of organic carbon on nitrification efficiency and community composition of nitrifying biofilms. **Journal of environmental Sciences**, v. 21, n. 3, p.387-394, 2009.

KHIN, T., ANNCHHATRE, A. P. Novel microbial nitrogen removal processes. **Biotechnology Advances**. v. 22, n. 7, p. 517-532, sep. 2004.

KOCATURK, I.; ERQUDER, T. H. Investigation of the use of aerobic granules for the treatment of sugar beet processing wastewater. **Environmental Technology**., v. 36, p. 2577-2587, Oct. 2015.

KOTLAR, E.; TARTAKOVSKY, B.; ARGAMAN, Y.; SHEINTUCH, M. The nature of interaction between immobilized nitrification and denitrification bacteria. **Journal of Biotechnology**, n. 51, n. 3, p. 251-258, Nov. 1996.

KURNIAWAN, T. A.; LO, W. H.; CHANG, G. Y. S. Physico-chemical treatments for removal recalcitrant contaminants from landfill leachate. **Journal of Hazardous Materials**, v. 129, n. 1-3, p. 80-100, Feb. 2006.

LI, J.; PENG, Y.; GU, G.; WEI, S. Factors affecting simultaneous nitrification and denitrification in an SBBR treating domestic wastewater. **Frontiers of Environmental Science & Engineering in China**, v.1, n. 2, p. 246-250, 2007.

LI, M.; NAKHLA, G.; ZHU, J. Simultaneous carbon and nitrogen removal with enhanced bioparticle circulation in a Circulating Fluidized Bed Biofilm reactor. **Chemical Engineering Journal**, v. 181-182, p. 35-44, Feb. 2012.

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

LIU, X.; DONG, C. Simultaneous COD and nitrogen removal in a micro-aerobic granular sludge reactor for domestic wastewater treatment. **Engineering and Risk Management**. v. 1, 2011.

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

MAYER, M.; SMETS, W.; BRAUN, R. E.; FUCHS, W. Enhanced ammonium removal from liquid anaerobic digestion residuals in an advanced sequencing batch reactor system. **Water Science & Technology**. v. 60, n. 7, p. 1649-60, 2009.

METCALF & EDDY Inc. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4º ed. New York: McGraw Hill – book, 2003. 1815 p.

MORETTO, C. **Remoção de matéria orgânica e nitrogenada de efluente de indústria de ração animal em reatores de leito estruturado e móvel**. 2014, 88 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento). Centro de Tecnologia e Urbanismo. Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento. Universidade Estadual de Londrina. Londrina, 2014.

MOURA, R. B. **Desempenho de um reator vertical de fluxo contínuo e leito estruturado com recirculação do efluente, submetido à aeração intermitente, na remoção de carbono e nitrogênio de um efluente sintético**. 2011, 112 F. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) Escola de Engenharia de São Carlos. Departamento de Hidráulica e Saneamento. Universidade de São Paulo. São Carlos, 2011.

MOURA, R. B. **Remoção de matéria orgânica e nitrogênio de esgoto sanitário em reator de leito estruturado submetido à aeração intermitente e recirculação do efluente**. 2014, 132 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos. Departamento de Hidráulica e Saneamento. Universidade de São Paulo. São Carlos, 2014.

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, Feb. 1996.

NOCKO, L. M. **Remoção de carbono e nitrogênio em reator de leito móvel submetido a aeração intermitente**. 2008, 130 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos. Departamento de Hidráulica e Saneamento. Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

OLIVEIRA NETO, A. P. **Reator anaeróbio - aeróbio de leito fixo, com recirculação de fase líquida, aplicado ao tratamento de esgoto sanitário**. 2007, 207 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

ONO, A. F. **Estratégias de operação de reatores aeróbio/anóxico operados em batelada seqüencial para remoção de nitrogênio de água residual industrial**. 2007, 112 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) Escola de Engenharia de São Carlos. Departamento de Hidráulica e Saneamento. Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

PANTOJA FILHO, J. L. R. **Remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogênio em reator aeróbio-anóxico de leito fixo (RAALF) aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio**. 2011, 173 f. Tese (Doutorado Hidráulica e Saneamento) Escola de Engenharia de São Carlos. Departamento de Hidráulica e Saneamento. Universidade de São Paulo. São Carlos, 2011.

PARANÁ. Secretária Estadual do Meio Ambiente. **Resolução 021/2009**. Dispõe sobre licenciamento ambiental, estabelece condições e padrões ambientais e dá outras providências para empreendimentos de saneamento. Disponível em: <http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Legislacao_ambiental/Legislacao_estadual/RESOLUCOES/RESOLUCAO_SEMA_21_2009_LICENCIAMENTO_PADROES_AMBIENTAIS_SANEAMENTO.pdf> Acesso em: 05 fev. 2016.

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.

RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C., CONVERSE, J. C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. **Journal of Water Pollution**. v. 58, n. 5, p. 406-411, May, 1986.

RITTMANN, B. E.; LANGELAND, W. E. Simultaneous dinitrification with nitrification in single channel oxidation ditches. **Journal of Water Pollution Control Federation**, v. 45, n. 4, p. 249 - 260. Apr. 1985.

SANT'ANNA JUNIOR, G. L. **Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações**. Rio de Janeiro: Interciência. 1ª ed. 2010. 400 p.

SANT'ANNA JUNIOR, G. L. **Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações**. Rio de Janeiro: Interciência. 2ª ed. 2013. 424 p.

SANTOS, C. E. D.; MOURA, R. B.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z.; FORESTI, E. Influence of COD/N ratio and carbon source on nitrogen removal in a structured-bed

reactor subjected to recirculation and intermittent aeration (SBRRIA). **Journal of Environmental Management**. v.166, p.519-524, Jan. 2016.

SHAPLEIGH, J. The denitrifying prokaryotes. **Ecophysiology and Biochemistry**, v. 2, p. 769-792, 2006.

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, Aug. 1997.

THOMANN, R. V.; MUELLER, J. A. **Principles of surface Water Quality Modeling and Control**. Michigan: Harper & Row, 1987. 644 p.

VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. V. R. **O comportamento do sistema de lodo ativado: Teoria e aplicações para projetos e operações**. Campina Grande: Epgraf, 1999. 472 p.

VILLAVERDE, S.; GARCIAENCINA, P. A.; FDZPOLANCO, F. Influence of ph over nitrifying biofilm activity in submerged biofilters. **Water Research**, v. 32, n. 5, p. 1180-1186, 1997.

VON SPERLING, M. **Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais, v. 2, 2005. 211 p.

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

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

XIA, J.; LI, J.; WANG, R.; ZHANG, Z. Tracking composition and dynamics of nitrification and denitrification microbial community in a biofilm reactor by PCR-DGGE and combining FISH with flow cytometry. **Biochemical Engineering Journal**. V. 49, n. 3, May, p. 370-378, 2010.

YOO, K.; AHN, K. H.; LEE, H. J.; LEE, K. H.; KWAK, K. J.; SONG, K. G. Nitrogen removal from synthetic wastewater by simultaneous nitrification and dinitrification (SND) via nitrite in an intermittently - aerated reactor. **Water Research**, v.33, n. 1, p. 145 154, Jan. 1999.

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, n. 1-3, p. 1041-1045, Jun. 2010.

ZHANG, L.; WEI, C.; ZHANG, K.; ZHANG, C.; FANG, Q.; LI, S. Effects of temperature on simultaneous nitrification and denitrification via nitrite in a sequencing batch biofilm reactor. **Bioprocess and Biosystems Engineering**, v. 32, n. 2, p.175-182, 2009.

ZHU, G.; PENG, Y.; WU, S.; WANG, S.; XU, S. Simultaneous nitrification and denitrification in step feeding biological nitrogen removal process. **Journal of Environmental Sciences**, v.19, n. 9, p.1043-1048, 2007.