



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E URBANISMO

RAFAEL DE ALENCAR NEVES

**INFLUÊNCIA DA MATÉRIA ORGÂNICA NA
REMOÇÃO DE COMPOSTOS NITROGENADOS DE
EFLUENTES ANAERÓBIOS ENVOLVENDO O
PROCESSO ANAMMOX EM FILTROS BIOLÓGICOS
PERCOLADORES**

CAMPINAS

2020

RAFAEL DE ALENCAR NEVES

**INFLUÊNCIA DA MATÉRIA ORGÂNICA NA
REMOÇÃO DE COMPOSTOS NITROGENADOS DE
EFLUENTES ANAERÓBIOS ENVOLVENDO O
PROCESSO ANAMMOX EM FILTROS BIOLÓGICOS
PERCOLADORES**

Dissertação de Mestrado apresentada à Faculdade de
Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da
Unicamp, para obtenção do título de Mestre em
Engenharia Civil na área de Saneamento e Ambiente

Orientadora: Prof.a. Dra. Luana Mattos de Oliveira Cruz

**ESTE EXEMPLAR CORRESPONDE À VERSÃO FINAL DA
DISSERTAÇÃO DEFENDIDA PELO ALUNO RAFAEL DE
ALENCAR NEVES E ORIENTADO PELA PROFA. DRA. LUANA
MATTOS DE OLIVEIRA CRUZ.**

ASSINATURA DA ORIENTADORA

CAMPINAS

2020

Ficha catalográfica
Universidade Estadual de Campinas
Biblioteca da Área de Engenharia e Arquitetura
Luciana Pietrosanto Milla - CRB 8/8129

N141i Neves, Rafael de Alencar, 1989-
Influência da matéria orgânica na remoção de compostos nitrogenados de efluentes anaeróbios envolvendo o processo Anammox em filtros biológicos percoladores / Rafael de Alencar Neves. – Campinas, SP : [s.n.], 2020.

Orientador: Luana Mattos de Oliveira Cruz.
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo.

1. Amônia. 2. Reatores biológicos. 3. Efluentes. 4. Nitrogênio - Remoção. 5. Sustentabilidade. I. Cruz, Luana Mattos de Oliveira, 1985-. II. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. III. Título.

Informações para Biblioteca Digital

Título em outro idioma: Organic matter influence on nitrogen compounds removal from anaerobic effluent involving Anammox process in biological trickling filters

Palavras-chave em inglês:

Ammonia Biological
reactors Effluents
Nitrogen - Removal
Sustainability

Área de concentração: Saneamento e Ambiente

Titulação: Mestre em Engenharia Civil

Banca examinadora:

Luana Mattos de Oliveira Cruz [Orientador]
Edson Aparecido Abdul Nour
Marcelo Zaiat

Data de defesa: 31-01-2020

Programa de Pós-Graduação: Engenharia Civil

Identificação e informações acadêmicas do(a) aluno(a)

- ORCID do autor: <https://orcid.org/0000-0001-6645-7642>
- Currículo Lattes do autor: <http://lattes.cnpq.br/0289264334505012>

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E URBANISMO

**INFLUÊNCIA DA MATÉRIA ORGÂNICA NA REMOÇÃO DE
COMPOSTOS NITROGENADOS DE EFLUENTES ANAERÓBIOS
ENVOLVENDO O PROCESSO ANAMMOX EM FILTROS
BIOLÓGICOS PERCOLADORES**

RAFAEL DE ALENCAR NEVES

Dissertação de Mestrado aprovada pela Banca Examinadora, constituída por:

Profa. Dra. Luana Mattos de Oliveira Cruz
Presidente e Orientadora/ FEC / UNICAMP

Prof. Dr. Edson Aparecido Abdul Nour
FEC / UNICAMP

Dr. Marcelo Zaiat
Universidade de São Paulo

A Ata da defesa com as respectivas assinaturas dos membros encontra-se
no SIGA/Sistema de Fluxo de Dissertação/Tese e na Secretaria do
Programa da Unidade

Campinas, 31 de Janeiro de 2020

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 - processo: 05-P-04770-2018;

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo financiamento deste projeto (Processo nº 2016/21586-1);

À empresa *Bio Proj tecnologia ambiental* pelo fornecimento dos mini-BioBobs®.

À empresa *Paques Brasil Sistemas para Tratamento de Efluentes Ltda* pela doação do inóculo.

À Sociedade de Abastecimento de Água e Saneamento S/A (SANASA) de Barão Geraldo, Campinas – SP, que fornecimento do efluente pós-UASB e apoio na operação do reator em sua ETE.

À Deus, por estar sempre ao meu lado, intercedendo e olhando por mim, principalmente nos momentos de dúvidas e angústia;

Agradeço a minha companheira Thais Fernandes da Silva Carvalho de Alencar e a minha filha Lara Carvalho de Alencar motivo de alegria e força;

Agradeço a minha mãe Neuza Maria de Alencar pelo amor, apoio e auxílio irrestritos, fundamentais à realização deste trabalho;

Agradeço ao meu irmão Dr. Thiago de Alencar Neves pelo apoio;

À orientadora Dra. Luana Mattos de Oliveira Cruz, pela orientação e apoio;

Aos professores Dr. Edson Aparecido Abdul Nour e Dr. Marcelo Zaiat por aceitarem participar da comissão avaliadora de minha banca de defesa.

À Unicamp, à Faculdade de Engenharia Civil Arquitetura e urbanismo e ao DAS (Departamento de Saneamento e Ambiente), pelo apoio à pesquisa.

Aos técnicos do Laboratório de saneamento: Fernando, Thiago e Daniel;

A todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho, o meu sincero agradecimento.

RESUMO

Diversos processos estão sendo estudados para minimizar os impactos relacionados a presença do nitrogênio. O processo Anammox tem se demonstrando uma alternativa para a sua remoção biológica. Contudo, devido a sua baixa taxa de crescimento, necessitam de um sistema que contenham retenção de sua biomassa. Sendo assim, os reatores filtro biológicos percoladores (FBP) são uma alternativa promissora e viável para a aplicação do processo Anammox. Contudo, existem poucos estudos que utilizam o processo Anammox em reatores FBP para remoção de nitrogênio, principalmente em efluente doméstico. Deste modo, ainda não se conhece amplamente a influência do material orgânico na atividade Anammox em biofilmes para que ocorra a remoção dos compostos nitrogenados envolvendo este processo. O objetivo do trabalho foi avaliar se há influência da matéria orgânica no processo Anammox presente em um reator (FBP) com espumas de poliuretano como meio suporte. Para isso, foi operado um reator FBP, inoculado com bactérias Anammox e alimentado com diferentes cargas aplicadas de nitrogênio (0,46, 0,55 e 1,42 kg.DQO/m³.d) e orgânico (0,95 e 3,85 kg.DQO/m³.d) provenientes de efluente doméstico pós-UASB. O reator foi operado por 141 dias e obteve remoções simultâneas de compostos orgânicos e nitrogenados, tendo como melhores eficiências iguais a 60% e 45%, respectivamente. Além disso, foi possível verificar a remoção do nitrogênio por diferentes rotas metabólicas (Anammox, AOB, NOB e Desnitrificantes) através do balanço de massa, sendo observado o processo Anammox como principal via de remoção, mesmo com variações de carga aplicada de nitrogênio e compostos orgânicos, na presença de Oxigênio Dissolvido e diferentes microrganismos. Desta forma, verificou-se que não houve influência dos compostos orgânicos no rendimento do processo Anammox. Por fim, conclui-se que a aplicação do processo Anammox em FBP é promissora como um sistema de pós-tratamento de efluentes anaeróbios, visando a remoção simultânea de matéria orgânica e nitrogênio em linha principal de tratamento.

Palavras chave: Oxidação anaeróbia da amônia; Reator biológico; Efluente Doméstico; Remoção de Nitrogênio; Sustentabilidade Ambiental.

ABSTRACT

Several processes are being studied to minimize the impacts related to the presence of nitrogen. The Anammox process has proven to be a good alternative for biological removal. However, due to their low growth rate, they need a system that contains their biomass retention. Therefore, biological trickling filters reactors (FBP) are a promising and viable alternative for the application of the Anammox process. However, there are few studies that use the Anammox process in FBP reactors to remove nitrogen, mainly in domestic effluent. Thus, the influence of organic material on Anammox activity in biofilms is still not widely known for the removal of nitrogen compounds involving this process. The objective of the work was to evaluate if there is influence of organic matter in the Anammox process present in a reactor (FBP) with polyurethane foams as a support medium. For this, an FBP reactor was operated, inoculated with Anammox bacteria and fed with different applied nitrogen (0.46, 0.55 and 1.42 kg.DQO / m³.d) and organic (0.95 and 3,85 kg.DQO / m³.d) from domestic wastewater after UASB. The reactor was operated for 141 days and obtained simultaneous removals of organic and nitrogenous compounds, with the best efficiencies equal to 60% and 45% respectively. In addition, it was possible to verify the removal of nitrogen by different metabolic routes (Anammox, AOB, NOB and Denitrifiers) through the mass balance, with the Anammox process being observed as the main removal route, even with variations in nitrogen load and compounds organic, in the presence of Dissolved Oxygen and different microorganisms. Thus, no influence of organic compounds on the yield of the Anammox process was described. Finally, it is concluded that the application of the Anammox process in FBP is promising as a post-treatment system for anaerobic effluents, aiming at the simultaneous removal of organic matter and nitrogen in the main treatment line.

Keyword: Anaerobic oxidation of ammonia; Biological reactor; Domestic Effluent; Nitrogen Removal; Environmental Sustainability.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Fluxograma simplificado do ciclo do nitrogênio	18
Figura 2. Reator Filtro Biológico Percolador e material suporte. A) representação esquemática do reator filtro percolador; B) reator filtro biológico percolador construído e com meio suporte de espuma de poliuretano com bactérias aderidas; C) Detalhe do meio suporte.....	40
Figura 3. Esquema sistema RBS. Sendo [C] Concentração de substrato e V o volume em mL.	42
Figura 4. Pontos de amostragem na avaliação do perfil.....	44
Figura 5. Esquema do reator do tipo filtro biológico percolador. Na figura “Res. 1” refere-se ao reservatório de substrato à base de nitrito (N-NO ₂ -); “Res. 2” ao reservatório efluente pós-UASB e sistema armadilha de OD – Na ₂ SO ₃	47
Figura 6. Resultados da atividade das bactérias Anammox em RBS.....	53
Figura 7. Concentração dos compostos nitrogenados ao longo da estabilização - A: Amônia; B: Nitrito; C: Nitrato; D: Nitrogênio total.	56
Figura 8. Média da entrada de Amônia, Nitrito e Nitrato em mg/L – A; box plot NT em mg/L -B.	57
Figura 9. Concentração dos compostos nitrogenados ao longo da 1º etapa - A: Amônia; B: Nitrito; C: Nitrato; D: Nitrogênio total.....	59
Figura 10. Eficiência de remoção Nitrogênio total e DQO e DQO Solúvel (DQOs) em gráfico box plot.. ..	60
Figura 11. Consumo compostos nitrogenados (A) e orgânicos (B) em mg/L.	60
Figura 12. A – Reator etapa I (estabilização); B – Etapa II.....	62
Figura 13. Concentração dos compostos nitrogenados ao longo da etapa III.....	63
Figura 14. Eficiência de remoção Nitrogênio total e DQO e DQO Solúvel (DQOs) em gráfico box plot	63
Figura 15. Entrada e saída em mg/L – A: Compostos nitrogenados; B: Compostos orgânicos.....	64
Figura 16. Reator ao termino da segunda etapa: A – Reator submerso 1º compartimento; B – Reator submerso 2º compartimento; C – Granulos avermelhados.	66
Figura 17. Remoção de compostos nitrogenados ao longo do reator ocorridas no meio suporte. A - Eficiência de remoção em mg/L (Amônia, Nitrito e Nitrogênio total); B - box plot NT em mg/L.	67
Figura 18. Remoção de compostos nitrogenados na terceira etapa.	68
Figura 19. Pontos de amostragem na avaliação do perfil.....	69
Figura 20. Resultados das amostragens do perfil: A – Etapa I; B –Etapa II.....	70
Figura 21. Comparação de eficiência entre os resultados de todas as etapas –A: NT (%) em box plot e B: NT em mg/L.....	71

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Comparação: Estudos que avaliaram a influência de compostos orgânicos no processo Anammox.	33
Tabela 2. Composição do efluente sintético utilizado na etapa de crescimento das bactérias Anammox ..	41
Tabela 3. Configurações operacionais de acordo com as etapas da segunda fase e um comparativo com a literatura.....	43
Tabela 4. Balanço estequiométrico das médias obtidas no experimento na etapa de estabilização.	58
Tabela 5. Balanço estequiométrico das médias obtidas no experimento na etapa II.....	61
Tabela 6. Balanço estequiométrico das médias obtidas no experimento na etapa III.....	65
Tabela 7. Balanço estequiométrico das médias obtidas no experimento em todas as etapas na condição Atribuído.....	71

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	12
2. REVISÃO DE LITERATURA	15
2.1. Ciclo do Nitrogênio	15
2.2. Aplicação e Importância para Remoção de Nitrogênio Amoniacal de Efluentes	18
2.3. Aplicação do Processo Anammox para Remoção de Nitrogênio Total de Efluentes	22
2.4. Filtros Biológicos Percoladores (FBP)	25
2.5. O Processo Anammox em Reatores Filtros Biológicos Percoladores	27
2.6. Influência da Matéria Orgânica no Processo Anammox.....	29
2.7. RESUMO DA REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	34
3. HIPÓTESES E PREMISSAS	37
4. OBJETIVOS.....	38
4.1. Geral	38
4.2. Específicos.....	38
5. METODOLOGIA.....	39
5.1. Descrição do Sistema (Reator Filtro Biológico Percolador)	39
5.2. Operação primeira fase	40
5.3. Inóculo e Estabilização	41
5.4. Planejamento Experimental (2° Fase)	42
5.5. Operação, Controle, Monitoramento e Amostragem	44
5.6. Análises Físico-Químicas e Cálculo do balanço estequiométrico	47
6. RESULTADOS.....	51
6.1. Características e condição do reator (1° etapa).....	51
6.2. Atividade do inóculo Anammox.....	52
6.3. Caracterização efluente pós-UASB.....	54
6.4. Operação do reator (2° Fase).....	55
6.4.1. Etapa I: Estabilização	56
6.4.2. Etapa II.....	58
6.4.3. Etapa III.....	62
6.4.4. Discussão dos Resultados Obtidos nos Testes realizados no Reator: Remoção de NT ao longo do reator e avaliação de operação com vazão igual a 33,3 L/d	66

6.4.5. Perfil de Remoção dos Compostos Nitrogenados ao longo do reator.	68
6.5.6. Comparação das Etapas.....	70
7. CONCLUSÃO	78
8. RECOMENDAÇÕES.....	79
REFERÊNCIAS	80

1. INTRODUÇÃO

Sabe-se que todo processo produtivo se resulta em águas residuais, que quando não tratadas adequadamente podem apresentar elevada toxicidade, substâncias orgânicas, inorgânicas e microrganismos patogênicos (ANH *et al.*, 2015). O desenvolvimento urbano desordenado e a ineficácia nos sistemas de coleta, tratamento, destinação e fiscalização nas descargas de efluentes domésticos acarretam uma grande problemática ambiental, principalmente no que concerne a poluição das águas superficiais, decorrentes do elevado aporte de matéria orgânica e nutrientes contidos nesse tipo de resíduo.

Sob a perspectiva dos nutrientes, observa-se que o nitrogênio é um dos principais e maiores poluentes das águas residuais, que ao apresentarem excesso de componentes nitrogenados causam diversos impactos significativos ao meio ambiente e ao equilíbrio ecológico, principalmente o fenômeno da eutrofização em rios, lagos e reservatórios. Portanto, deve-se atentar ao potencial poluidor de tais compostos e removê-los das águas residuais, protegendo a qualidade dos corpos de água e, por conseguinte, garantir o fundamento básico dos usos múltiplos da água (METCALF e EDDY, 2016; AHN, 2006).

Deste modo, na tentativa de diminuir a concentração destes compostos, muitas pesquisas estão sendo realizadas, principalmente a níveis terciários de tratamento (AHN, 2006; JETTEN *et al.*, 2002). A remoção de nitrogênio de águas residuais é geralmente, baseada em processos físico-químicos e biológicos, sendo comumente mais utilizado os processos biológicos (FUX *et al.*, 2002; CHERNICHARO, 2006).

Para a remoção de nitrogênio, os dois processos biológicos convencionalmente utilizados no tratamento de águas residuais, são a nitrificação e a desnitrificação. No entanto, para se obter a remoção de nitrogênio durante o processo de nitrificação/desnitrificação é necessário que se introduza oxigênio na massa líquida, para que ocorra a nitrificação e se adicione carbono orgânico ou a recirculação do efluente, para que o processo de desnitrificação ocorra (ROTTHAUWE *et al.* 1997).

Portanto, é importante estudar novos processos que possam reduzir os custos associados aos sistemas de tratamento na remoção de compostos nitrogenados. Desta forma, um processo biológico descoberto recentemente (1990), denominado Anammox (*Anaerobic*

Ammonium Oxidizing), pode contornar as limitações dos processos convencionais e abrir uma nova possibilidade de remoção de nitrogênio (MULDER et al., 1995).

O processo Anammox é uma reação metabólica anaeróbia que ocorre em detrimento da utilização do nitrito como aceptor final de elétrons e carbonato para biossíntese celular para a conversão da amônia em N_2 , processo utilizado pelas bactérias dos gêneros: *Candidatus Brocadia*, *Candidatus Kuenenia*, *Candidatus Scalindua*, *Candidatus Anammoxoglobus* e *Candidatus Jettenia* (FUERST & SAGULENKO, 2011). Desta forma, a remoção de nitrogênio pode ser alcançada sem a necessidade de introdução de oxigênio ou carbono, diminuindo a demanda por energia nas estações de tratamento sem a necessidade da oxigenação ou recirculação do efluente, demonstrando-se um sistema mais eficaz e ambientalmente sustentável, tendo em vista o menor consumo de energia (BYRNE et al., 2009).

Deste modo, observa-se a necessidade de desenvolvimento e de novos estudos acerca de tecnologias utilizando o processo Anammox, em especial em países em desenvolvimento, tal como o Brasil. Na região Sul, onde os índices de cobertura de coleta e tratamento de esgoto são maiores que a média do país e servem de exemplo para outras regiões, apenas cerca de 10% dos municípios com rede de esgotamento sanitário contemplam o tratamento terciário em suas estações de tratamento de Esgoto (ETEs). Salienta-se ainda que no Estado de São Paulo, o estudo para remoção de nutrientes é de extrema importância já que, embora quase 80% dos municípios já possuam tratamento de esgoto sanitário, apenas 4,3% tem tratamento a nível terciário e efetivamente tem potencial para remoção de nutrientes, evidenciando-se a necessidade de incentivos de pesquisa e desenvolvimento tecnológico nesta área pelo Estado de São Paulo (IBGE, 2008).

As bactérias envolvidas no processo Anammox têm baixo crescimento, ou seja, necessitam de um sistema que contenham retenção de sua biomassa, para que não haja perdas de microrganismos ativos (CHAMCHOI & NITISORAVUT, 2007). Sendo assim, os reatores filtro biológicos percoladores (FBP) são uma alternativa promissora para a aplicação do processo Anammox (SANCHEZ, 2016). Contudo, existem poucos estudos que utilizam o processo Anammox em reatores FBP para remoção de nitrogênio, principalmente em efluente doméstico. Deste modo, ainda não se conhece totalmente o real potencial do sistema e quais parâmetros de projeto devem ser considerados durante a construção dos reatores para que ocorra a remoção de compostos nitrogenados, considerando as bactérias Anammox, principalmente no que diz respeito a influência dos compostos orgânicos neste processo.

Sabe-se que diversos compostos normalmente encontrados em efluentes domésticos, podem impactar o processo Anammox (MOLINUEVO et al., 2009). Contudo, ainda não se conhece amplamente à influência do material orgânico na atividade Anammox, principalmente aderida em biofilme. Portanto, é essencial a melhor compreensão da interferência dos compostos orgânicos, tanto na interação microbológica, quanto na influência no processo Anammox, principalmente na remoção simultânea de nitrogênio e compostos carbonáceos em um mesmo volume reacional, tal como o objetivo deste estudo.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Ciclo do Nitrogênio

O elemento nitrogênio (N) é um dos mais importantes nos ecossistemas terrestres, sendo essencial como nutriente para o crescimento de microrganismos, plantas e animais. O entendimento do seu ciclo biogeoquímico é relevante, principalmente em relação a sistemas de tratamento de água e efluentes, visto que o N está diretamente envolvido com as atividades metabólicas como a de produção de moléculas complexas (aminoácidos, proteínas e ácidos nucleicos), sendo um dos fatores-chaves nos tratamentos biológicos (METCALF & EDDY, 2016).

A maior parte do N se encontra em sua forma gasosa (N₂) na atmosfera, cerca de 78%. Entretanto o nitrogênio é um gás quimicamente inerte, sendo que apenas alguns microrganismos são capazes de utilizá-los como fonte primária por meio da fixação biológica (MADIGAN et al., 2010; VAN DE GRAAF et al., 1997). Para que o nitrogênio gasoso possa entrar em cadeias alimentares como parte do seu ciclo, o mesmo deve ser convertido em três formas: amônia (NH₃⁺), nitrito (NO₂⁻) e nitrato (NO₃⁻) (CERVANTES et al., 2009; ZHU et al., 2008). Essas transformações no meio ambiente, são realizadas por meio de atividades metabólicas de certos microrganismos, sendo atribuída a faixas específicas de potencial redox (+5 a -3) em ambientes anaeróbios, anóxicos ou aeróbios, sendo que tais reações associadas constituem o ciclo do nitrogênio (HAGOPIAN & RILEY, 1998; JETTEN et al., 2009; SAWYER et al., 1994).

Na primeira transição, o N₂ é convertido em amônia (NH₃⁺) durante a fixação celular. As bactérias responsáveis por este processo, retiram o N₂ do ar fazendo com que este gás reaja com o hidrogênio (H₂) (BERNHARD, 2010), conforme descrito na equação I.



Em relação a sistemas de tratamento de águas residuais, os autores Kadlec & Wallace (2008) e Kampschreur et al. (2009a) observaram que o processo de fixação não

tem contribuição ou importância, visto que a fixação é beneficiada em ambientes com baixa disponibilidade de N.

Outro meio de obtenção da amônia é pelo processo denominado Amonificação, ou seja, a decomposição das proteínas e outros resíduos nitrogenados, contidos na matéria orgânica morta e nas excretas, sendo realizadas por fungos e bactérias contidas no solo (CANFIELD et al., 2010).

Após a transformação em amônia, bactérias aeróbias oxidantes de amônio (ex. *Nitrossomonas* - AOB), irão converter a NH_4^+ em nitrito e em seguida, pela oxidação do NO_2^- ao íon nitrato (NO_3^-), realizada pelas bactérias aeróbias oxidantes de nitritos (ex. *Nitrobacter* - NOB), numa reação denominada nitrificação (AHN, 2006; GERARDI, 2006; MADIGAN et al., 2010; SCHMIDELL & SPILLER, 2005), de acordo com a Equação II.



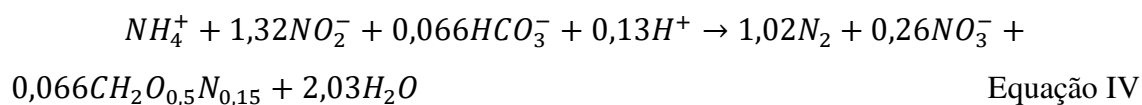
Após todas essas reações, bactérias anaeróbias (ex. *Pseudomonas Denitrificans*) converterão o nitrato em nitrogênio gasoso, durante um processo chamado desnitrificação (BITTON, 2005; BORTOLI, 2010; BOTHE et al., 2007; JETTEN, 2008; MADIGAN et al., 2010), de acordo com a equação geral III.



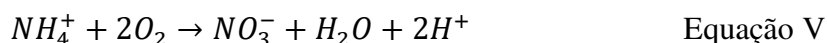
Desde que essas reações foram propostas, acreditava-se que apenas bactérias (AOB, NOB e Redutoras de $\text{NO}_3^-/\text{NO}_2^-$), faziam parte dos processos descritos. Entretanto, atualmente sabe-se que outros microrganismos, como fungos e as arqueias, estão envolvidos nas etapas do ciclo N: Fixação, nitrificação e desnitrificação (DIAS, 2012).

Dentro deste contexto, tem-se descoberto “novas rotas metabólicas” no ciclo global do N, como o processo Anammox (*Anaerobic ammonium oxidation*) e Comammox (*Complete Ammonia Oxidiser*), principalmente no estudo de novas biotecnologias, com intuito de acelerar e otimizar os processos naturais de remoção de nitrogênio, com menores custos energéticos, operacionais e com maior eficiência.

O processo Anammox é uma reação metabólica anaeróbia que ocorre em detrimento da utilização do nitrito como aceptor final de elétrons e carbonato para biossíntese celular para a conversão da amônia em N_2 , processo utilizado pelas bactérias dos gêneros: *Candidatus Brocadia*, *Candidatus Kuenenia*, *Candidatus Scalindua*, *Candidatus Anammoxoglobus* e *Candidatus Jettenia* (HARHANGI et al., 2012; STROUS et al., 1998; VAN DE GRAAF et al., 1996; VAN DER STAR et al., 2007). A reação que descreve o processo metabólico da bactéria Anammox pode ser observado na Equação IV.

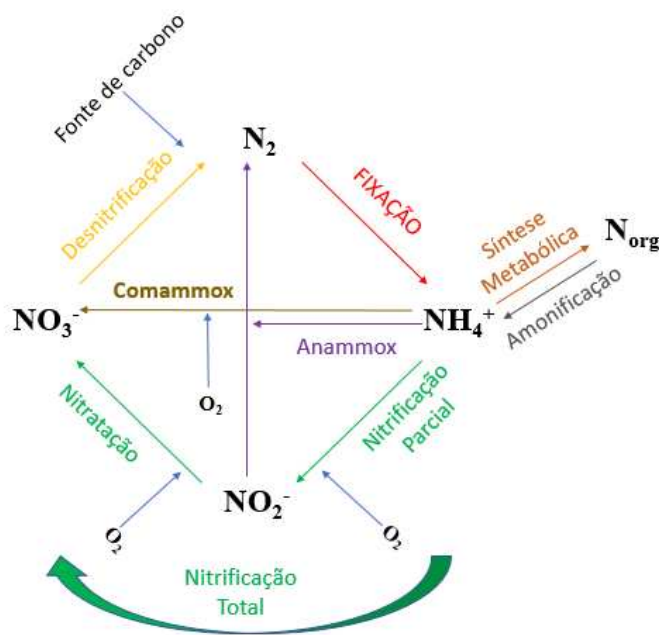


Já o processo Comammox, são os organismos capazes de realizar a oxidação da amônia diretamente a nitrato, sem passar pela geração de nitrito, essa reação é executada pelas bactérias do gênero *Nitrospira* (DAIMS et al., 2015; VAN KESSEL et al., 2015). A reação que descreve o processo Comammox pode ser observada na Equação V.



Em relação aos sistemas de tratamento, as reações mais relevantes do ciclo do nitrogênio são os processos de Amonificação, Nitrificação, Desnitrificação e Anammox (EGLI et al., 2003; FUJII et al., 2002; PYNAERT et al., 2003; STROUS et al., 1998). Desta forma, o melhor entendimento do ciclo biogeoquímico do nitrogênio é de grande importância, principalmente para o desenvolvimento de novas tecnologias que possam ajudar a diminuir os impactos dos excessos de N no meio ambiente (ar, solo, água), provenientes das atividades antrópicas. A Figura I, apresenta um fluxograma, simplificado, com as rotas do nitrogênio discutidos neste tópico.

Figura 1. Fluxograma simplificado do ciclo do nitrogênio



Fonte: Adaptado de Van Loosdrecht (2008).

2.2. Aplicação e Importância para Remoção de Nitrogênio Amoniacal de Efluentes

O nitrogênio além de ser um dos elementos essenciais para os seres vivos, é um parâmetro químico na avaliação da qualidade da água, sendo que a sua presença se dá na forma de sólidos suspensos e/ou em sólidos dissolvidos. Em corpos hídricos o N pode ser encontrado em diversas formas, tendo a sua origem de fonte natural (proteínas, clorofila e vários outros compostos biológicos) ou antropogênica (despejos de efluentes domésticos, industriais, excremento de animais e fertilizantes).

Compostos nitrogenados, juntamente com o fósforo favorecem o crescimento excessivo de plantas aquáticas e algas, podendo levar a ocorrência do processo de eutrofização, ocasionando uma interferência aos usos múltiplos da água. Além disso, o nitrogênio em todas as suas formas inorgânicas (Amônia, Nitrito e Nitrato) são responsáveis por uma série de problemas ambientais, tais como, a acidificação do solo, degradação da qualidade do ar (NO_x), alterações climáticas (N_2O), geração de odores (NH_3^+), redução do oxigênio dissolvido na massa d'água, ineficiência no processo de desinfecção por cloro, tóxicos a alguns organismos aquáticos, prejudiciais aos seres

humanos (ex: doenças como meta-hemoglobinemia e possivelmente a neoplasia gástrica) e a eutrofização já supracitado (AHN, 2006; AUSTIN et al., 2013; BARNES & BLISS, 1983; BASTOS et al., 2003; BITTON, 2005; BOARDMAN et al., 2004; CHANG et al., 2014; HASLER E SWENSON, 1967; KELLY & HE, 2014; METCALF & EDDY, 2016; SULLIVAN et al., 2014; VON SPERLING, 2005; WANG et al., 2010; WANG et al., 2014;WHO, 2011).

Devido aos diversos danos ao meio ambiente e a saúde dos seres vivos, o lançamento de nitrogênio dos corpos hídricos é um aspecto importante a ser avaliado em sistemas de tratamento de efluente. Desta forma, na atualidade existem vários métodos e processos de remoção de nitrogênio aplicados em escala real e em estudos na escala bancada, piloto e/ou em fase teste, os quais, serão abordados neste tópico.

Na tentativa de diminuir a concentração destes compostos, muitas pesquisas são elaboradas, principalmente a níveis terciários de tratamento. A remoção de nitrogênio de águas residuais é geralmente, baseada em processos físico-químicos e biológicos.

Os processos físico-químicos, precipitação, oxidação, adsorção, térmicos e/ou filtração, em geral removem eficientemente os compostos nitrogenados. Entretanto, são demasiadamente custosos, devido ao uso de produtos químicos, energia e/ou membranas que se desgastam rapidamente, além de gerar poluentes secundários, como o lodo químico e resíduos dos descartes de membranas (FUX et al., 2002; IRAR, 2008; LIANG e LIU, 2007; LIANG e LIU, 2008).

Sendo assim, desde o início do século 20 até os últimos anos, diversas tecnologias utilizando o processo de remoção biológicas com biomassa em suspensão e/ou aderida estão em desenvolvimento (AHN, 2006; CHERNICHARO, 2006; GARBOSSA, et al., 2005; JETTEN et al., 2002; LACALLE, 2001).

O sistema biológico para a remoção de compostos nitrogenados depende intrinsicamente do tipo de microrganismos a ser utilizado no processo, ou seja, a oxidação do nitrogênio como visto anteriormente, pode ser feito por diferentes vias do metabolismo microbiano (metabolismo fermentativo/anaeróbio ou aeróbio), possibilitando diferentes configurações no desenvolvimento de plantas de tratamento (VAZOLLER, 1988). Os

dois processos biológicos tradicionalmente mais utilizados no tratamento de águas residuais para remoção de nitrogênio, são a nitrificação e a desnitrificação.

Segundo Rotthauwe et al. (1997) a nitrificação ocorre, principalmente, pela oxidação completa do amônio (NH_4^+) ao nitrito (NO_2^-), realizada pelas bactérias aeróbias oxidantes de amônio (AOB - *Nitrossomonas*) e arqueias oxidadoras de amônio (AOA – *Thaumarchaeota*), em seguida, pela oxidação do NO_2^- ao íon nitrato (NO_3^-), realizada pelas bactérias aeróbias oxidantes de nitritos (NOB - *Nitrobacter*). Posteriormente, o íon NO_3^- formado é reduzido ao gás nitrogênio (N_2), pelas bactérias heterotróficas (*Pseudomonas*) em um processo denominado desnitrificação sob condições anóxicas à custa do carbono orgânico em metabolismo heterotrófico, liberando assim, subprodutos intermediários da reação como o óxido nítrico (NO) e óxido nitroso (N_2O), este de grande importância ambiental, por ser responsável pela degradação a camada de ozônio na estratosfera, e por fim o nitrogênio atmosférico (N_2) como produto final (VAN DONGEN et al., 2001).

Diversos sistemas que utilizam o processo de nitrificação seguido da desnitrificação são desenvolvidos em linha principal (*mainstream*) nas estações de tratamento, sendo o sistema de lodos ativados voltado para remoção de nitrogênio umas das mais utilizadas, principalmente em efluentes que requerem elevada eficiência em seu tratamento.

No entanto, nos processos de nitrificação/desnitrificação, o maior desafio é a introdução de oxigênio na massa líquida para que efetivamente seja removido o nitrogênio em sua forma gasosa. Para isso é requerida uma grande quantidade de energia. Além disso, durante a desnitrificação, também é fundamental que haja matéria orgânica, sendo necessário que se adicione ou seja recirculado o efluente, principalmente em águas residuais que possuem altas concentrações de amônio e baixas concentrações de compostos orgânicos biodegradáveis, ou seja, baixa relação carbono/nitrogênio (C/N), fato que corrobora para maiores custos operacionais (KIMURA et al., 2010).

Portanto, faz-se necessário buscar e combinar processos que reduzam os custos e os processos associados aos sistemas de tratamento na remoção de compostos nitrogenados. Desta forma, uma oxidação anaeróbia de amônio recentemente descoberta (MULDER et al., 1995), pode contornar estas limitações e abrir uma nova possibilidade

de remoção de nitrogênio das águas residuais. A abordagem alternativa é uma atividade microbiológica envolvida que requer menos energia e permite maior eficiência na remoção de N, denominada Anammox (*Anaerobic Ammonium Oxidizing Bacteria*) (KUENEN, 2008; MULDER et al., 1995; STROUS et al., 1998; VAN DE GRAAF et al., 1996).

Além disso, o processo Anammox demonstra-se interessante na remoção de compostos nitrogenados de águas residuais, em especial aquelas que envolvem pouca matéria orgânica e maiores concentrações de amônia, principalmente em função de suas peculiaridades, que lhes proporcionam muitas vantagens em relação a outros microrganismos utilizados em sistemas de tratamentos convencionais, como sua flexibilidade metabólica, versatilidade e adaptabilidade de crescimento em diferentes regiões (BYRNE et al., 2009; GUVEN et al., 2005; HAMERSLEY et al., 2009; KARTAL et al., 2007^a; KARTAL et al., 2007b; KUYPERS et al., 2003, 2005; MEYER et al., 2005; RISGAARD-PETERSEN et al., 2003; RISGAARD-PETERSEN et al., 2004; RYSGAARD e GLUD, 2004; SCHMID et al., 2005; SCHUBERT et al., 2006; STROUS et al., 1999; STROUS et al., 2006; THAMDRUP et al., 2006).

Ainda, há outras vantagens associadas a este processo, como: (I) as bactérias utilizam a amônia como doador de elétrons, desta forma, não é necessário fornecer uma fonte de carbono orgânico; (II) o processo Anammox ocorre em meio anóxico, sendo assim, há uma menor demanda de gastos energéticos para aeração; (III) o processo é favorável no controle do efeito estufa, pois o CO₂ é consumido e não produzido pelos processos metabólicos das bactérias. Além do mais, o processo Anammox em suma não gera N₂O. A produção de N₂O em sistemas de tratamento que utilizam Anammox deriva quando há nitrificação parcial (requisito para o processo) e em condições operacionais com altas cargas volumétricas de nitrogênio e com baixa relação DQO/N (SLIEKERS et al., 2002; TSUSHIMA et al., 2007; KAMPSCHREUR et al., 2008; KAMPSCHREUR et al., 2009b; OKABE et al., 2011; TANG et al., 2011). Mesmo assim, em comparação com os processos tradicionais, os sistemas de tratamento utilizando a via metabólica das bactérias Anammox ainda demonstra-se uma reação mais limpa, em relação ao controle dos gases causadores do efeito estufa, gases que são produzidos na nitrificação e desnitrificação heterotrófica (ITOKAWA et al., 2001; KAMPSCHREUR et al., 2008; PARK et al., 2000); (IV) devido à baixa taxa de crescimento da Anammox, a geração de

lodo é reduzida no processo, promovendo assim uma redução de custos no gerenciamento e disposição final do lodo; (V) são observados remoções de cargas de nitrogênio de 10 kg N.m⁻³.d⁻¹ (experimentos em escala plena) e 75 kg N.m⁻³.d⁻¹ (experimentos em escala laboratorial), sendo valores de até dez vezes maiores que nos processos de remoção convencionais (nitrificação/desnitrificação), (ABMA et al., 2007; AHN, 2006; FUX & SIEGRIST, 2004; GAO & TAO, 2011; JETTEN et al., 2009; MORALES et al., 2015; VAN DER STAR et al., 2007; VAZQUEZ-PADIN et al., 2014; WETT, 2007). Desta forma, o processo Anammox demonstra-se tecnicamente viável na remoção de nitrogênio, tanto em efluentes indústrias, quanto para domésticos.

Diversos processos e tecnologias são estudadas e utilizadas nos sistemas de tratamento voltados para remoção de nitrogênio: Desnitrificação por bactérias nitrificantes, Desnitrificação aeróbia, Desamonificação, Amonificação aeróbia, *Single-reactor High-activity Ammonium Removal Over Nitrite* (SHARON/ANAMMOX), *Completely Autotrophic Nitrogen removal Over Nitrite* (CANON ou OLAN) *Denitrifying Ammonium Oxidation* (DEAMOX) e *Simultaneous Nitrification/Denitrification* (SND), entre outros. Entretanto, como não são o foco principal do trabalho, esses sistemas apenas serão citados e não descritos seus processos.

2.3. Aplicação do Processo Anammox para Remoção de Nitrogênio

Total de Efluentes

Em uma análise bibliométrica, realizada por Zhang & Liu. (2014), foram descritas 968 publicações relacionadas ao Anammox durante 1995-2012, pelo qual 374 artigos foram publicados em categorias de revista "*Environmental Science Ecology*", sendo a maioria dos artigos foram desenvolvidos por grupos de pesquisa da China, Holanda e Estados Unidos da América, cerca de 71,54% do total. Diversos outros países do sudeste Asiático como a Tailândia e o Vietnã também são bem conhecidos por suas pesquisas científicas sobre os diferentes aspectos das aplicações Anammox (CHAMCHOI et al, 2008; NHAT et al 2012, 2014; NOOPHAN et al, 2009). No Brasil, as pesquisas sobre remoção de nitrogênio pelo processo Anammox são realizadas principalmente pelas universidades: Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (EESC/USP), Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) e pela Empresa Brasileira de Pesquisa

Agropecuária (EMBRAPA-Concórdia/SC) (ALMEIDA et al., 2018; ARAUJO et al., 2011; AUGUSTO et al., 2018; BARANA et al., 2013; DE ALMEIDA FERNANDES et al., 2018; DE PRÁ et al., 2016; FERNANDES, 2017; LEAL et al., 2016; MENEGON et al., 2017a; MENEGON et al., 2017b; PAULA, 2018; SANTOS et al., 2016; FERNANDES et al., 2018; LI et al., 2019; WANG et al., 2019). Entretanto, a maioria tem como foco os efluentes industriais.

De forma geral, observou-se que a maior parte de todos os estudos acerca do processo Anammox são desenvolvidos em reatores operados por batelada e/ou com afluente sintético (CAO et al., 2017; CHEN et al., 2009; 2017; DAPENA – MORA et al., 2004; DE PRÁ et al., 2016; DOSTA et al., 2008; DU et al., 2014; GILBERT et al., 2014; HENDRICKX et al., 2012; HU et al., 2013; JIN et al., 2008; KIELING et al., 2007; LI et al., 2016; MALAMIS et al., 2013; SÁNCHEZ GUILLÉN et al., 2014, 2015a, 2015b e 2016; SUN et al., 2018; TAO et al., 2012; XU et al., 2018; WANG et al., 2012; WANG et al., 2018; ZHANG et al., 2010; ZHANG et al., 2016; ZHANG et al., 2017).

Entretanto, identifica-se ainda a existência de alguns sistemas de tratamento em escala real que utilizam o processo, principalmente na Europa, Ásia e Estados Unidos (BAGCHI et al. 2012; LACKNER et al., 2014). Porém, no Brasil, apesar das condições de temperaturas ótimas para o desenvolvimento das bactérias Anammox, que em sua maioria trabalham em faixas mesófilas (AIYUK et al., 2006; SÁNCHEZ et al., 2014), a sua aplicação ainda é desafiadora, principalmente devido a obtenção de inóculo de bactérias Anammox e a sua operação em se manter a biomassa ativa em grandes volumes por longos períodos (LEAL, 2016).

Os principais estudos sobre o processo Anammox com efluentes industriais ou concentrados foram realizados por Szatkowska et al. (2007); Molinuevo et al. (2009); Desloover et al. (2011); Barana et al. (2013); Jenni et al. (2014); Zheng et al. (2016). Já nas investigações com efluentes domésticos os pesquisadores que se destacam são Chae et al. (2012); De Clippeleir et al. (2013); Lotti et al. (2014 e 2015); Malovanyy et al. (2015); Regmi et al. (2015); Chatterjee et al. (2016); Leal et al. (2016); Miao et al. (2016); Yeshi et al. (2016).

A grande problemática de aplicação do processo Anammox em escala plena é o seu período de start-up, devido ao seu baixo crescimento e longo período de

estabilização (CHAMCHOI & NITISORAVUT, 2007; STROUSS et al., 2006; THIRD et al., 2005; TRIGO et al., 2006), tornando-se um enorme desafio para o Brasil.

Geralmente a partida é realizada inoculando biomassa ativa, previamente enriquecida, sendo que os principais reatores em escala plena existentes estão situados fora do Brasil, ficando por muitas vezes inviável o seu transporte. Contudo, com o melhor desenvolvimento e propagação dessa tecnologia, com o tempo, novos reatores Anammox existirão, ou seja, haverá maior disponibilidade de biomassa ativa para utilização em partida de novos reatores, deixando de ser um problema (GAO & TAO, 2011; ZHANG et al., 2017).

Desta forma, Zhang et al. (2017) demonstraram que o uso de um meio suporte no reator onde a biomassa possa ficar aderida favorece o aumento de sua densidade celular em sistemas de tratamento de efluentes. Além disso, outras vantagens são observadas: maior taxa de biodegradação; operação contínua e com elevadas cargas aplicadas; eficiência no processo de separação das fases líquida e sólida; simplificação na operação e manutenção (CHUANG et al., 2008; DE ALMEIDA et al., 2011; GILBERT et al., 2014 e 2015; TAO et al., 2012; WANG et al., 2012; WETT et al., 2010; ZHANG et al., 2010).

Reatores com bactérias Anammox aderidas a espumas de poliuretano têm sido previamente estudados por alguns pesquisadores (CHUANG et al., 2008; SÁNCHEZ - GUILLÉN et al., 2015a e 2015b; ZHANG et al., 2010), demonstrando que a espuma tem alta retenção da biomassa, característica excelente para os microrganismos de crescimento mais lento como estas bactérias. Outros materiais suportes já foram também estudados envolvendo o processo Anammox, como fibras acrílicas (NI et al., 2012), anéis de plástico (MALOVANYY et al., 2015; WINKLER et al., 2012), cordas de nylon (CHATTERJEE et al., 2016) e reatores biológicos rotativos de contato (*“rotating biological contactor”*) (DECLIPPELEIR et al., 2013). Entretanto as espumas têm como vantagens: (I) a alta porosidade, o que aumenta a área específica para formação e crescimento do biofilme; (II) formação de biofilmes, ou seja, reduzindo a difusão do oxigênio permitindo manter as condições anóxicas necessárias às bactérias Anammox, mesmo em sistemas parcialmente abertos como nos filtros percoladores; (III) alta capacidade de retenção de biomassa e permeabilidade do substrato; (IV) são insolúveis, difícil biodegradabilidade e estáveis; (V) é uma tecnologia simples com baixos requisitos

operacionais e de manutenção; (VI) já tem aplicabilidade em escala real (DE ALMEIDA et al., 2013; MAHMOUD et al., 2011; OKUBO et al., 2015; SÁNCHEZ GUILLÉN et al., 2015b; UEMURA et al., 2016).

Deste modo, observa-se a necessidade de desenvolvimento e de novos estudos acerca de tecnologias utilizando o processo Anammox com meio suporte, em especial em países em desenvolvimento como no caso do Brasil. Neste cenário, a tecnologia de FBP com meio suporte de espumas de poliuretano para remoção de nitrogênio via processo Anammox é relevante para os países em desenvolvimento.

2.4. Filtros Biológicos Percoladores (FBP)

Filtros biológicos percoladores (FBP) são sistemas de tratamento robustos, compactos, econômicos, operacionalmente simples, de fácil instalação e custo operacional. Não requerem altos recursos financeiros na sua operação já que consomem pouca energia e produzem pouco lodo se comparado com sistemas tradicionais (MAHMOUD et al., 2011; SANTOS, 2005).

Os reatores FBP são sistemas destinados usualmente para o tratamento de efluentes em nível secundário, o qual tem seu funcionamento pela oxidação bioquímica dos compostos orgânicos. É um reator constituído com material inerte (material suporte), para a adesão, desenvolvimento e crescimento de microrganismos (biofilme) ao longo do reator. A distribuição do efluente no reator, se dá por meio de gotejamento (aspersão), ou seja, o efluente percola pelo meio suporte, o que permite o desenvolvimento e crescimento dos microrganismos responsáveis pela remoção e/ou transformação da matéria orgânica (BELÉM, 1996; METCALF & EDDY, 2003; USEPA, 2000; VON SPERLING & CHERNICHARO, 2005; VON SPERLING, 2005; WEF, 1992).

Segundo Victoria (2006), os sistemas de tratamento baseado em filtro biológicos percoladores foram os primeiros reatores de meio suporte a ser utilizado em larga escala no tratamento de águas residuais. De acordo com Jordão & Pessoa (1995), no final do século XIX na Inglaterra que surgiram os primeiros reatores FBP, sendo que no Brasil, apenas em 1910 que essa tecnologia foi concebida para estações de tratamento de esgotos, sendo a ETE Paquetá no Rio de Janeiro a primeira a ser aplicado essa tecnologia.

Vários trabalhos têm sido realizados com o objetivo de avaliar o potencial de sistemas de filtros biológicos percoladores, tanto na eficiência em remoção de compostos orgânicos, como também de nitrogênio (ALMEIDA, 2007; AKKER et al., 2008, 2011; MORTON & AUVERNAM, 2001; RAJ & MURTHY, 1998; SANTOS, 2005; TANAKA, 2006; VAN DEN JI et al., 2013).

Desta forma, observa-se as diversas vantagens que o sistema apresenta, principalmente por ser um sistema que utiliza meio suporte, tendo como principais vantagens: (I) economia em energia, sendo considerado um dos sistemas de tratamentos de águas residuais, o que menos consome; (II) menor produção de lodo; (III) fácil instalação, operação e manutenção; (IV) não há necessidade de aeração; (V) resistência a toxicidade e choques; (VI) necessidade de pequena área; (VII) tempo de detenção hidráulica menor que ao tempo de retenção celular, ou seja, diminuindo volume necessário de reator; (VIII) maior velocidade de remoção de compostos orgânicos; (IX) coexistência de microrganismos; (X) elevada concentração de biomassa ativa; (XI) apesar de robusta e compacta, é um sistema de baixo custo operacional (LAGINESTRA, 1992; GLOBAL WATER RESEARCH COALITION (GWRC), 2011; METCALF & EDDY, 2003; VON SPERLING & CHERNICHARO, 2005; WEF, 2000; ZAHID, 2007).

No Brasil, o reator mais utilizado em estações de tratamento são os fundamentados em processos anaeróbios, principalmente os reatores UASB, sendo sistemas de fácil instalação, manutenção, de baixo custo e de operação mais simples, comparados com outros reatores (SANTOS, 2005). Entretanto, devido ao sistema anaeróbio não remover nutrientes e dependendo do corpo receptor, as vezes não se alcança uma eficiência desejada, podendo neste caso haver a necessidade de um pós-tratamento (CHERNICHARO et al., 2001; MARCHETTO, 2001). Sendo assim, é interessante que as unidades seguidas do sistema UASB, tenham as mesmas características operacionais de um reator anaeróbio, ou seja, de fácil operação e de baixo custo (SANTOS, 2005).

Neste caso, com o propósito e a finalidade de sistemas de tratamento mais simplificados e com potencial para remoção tanto de compostos orgânicos, como de nutrientes, os FBP estão cada vez mais sendo utilizados, principalmente por ser um reator que consegue manter um equilíbrio entre os processos aeróbios e anaeróbios (MARCHETTO, 2001; RAMIREZ et al., 2003). Portanto, a aplicação de um reator

UASB, seguido de um reator filtro biológico percolador é uma alternativa promissora para o tratamento de efluentes no Brasil (RIBEIRO-BRESSANI et al., 2018).

2.5. O Processo Anammox em Reatores Filtros Biológicos Percoladores

Atualmente, novos sistemas de tratamento com abordagem mais limpa (menor produção de lodo e emissões de gases) e com menor gasto de energia estão em desenvolvimento. Neste sentido, diversos estudos focam na tecnologia mista de nitrificação parcial (Oxidação da amônia até nitrito) e o processo Anammox. A ideia desse sistema, em geral, é viabilizar a interação entre bactérias Anammox, nitrificantes e desnitrificantes, sob condições limitadas de oxigênio, tendo assim um maior potencial em remover por completo, tanto a matéria orgânica, como os compostos nitrogenados (AHN, 2006; LAN et al., 2011).

Desta forma, no Brasil a aplicação de FBP como unidade de pós-tratamento de efluentes anaeróbios (UASB), tem sido uma alternativa promissora para remoção simultânea da matéria orgânica e nitrogênio (ALMEIDA, 2012). Neste tipo de sistema proposto, a carga de matéria orgânica, em termos de DBO, é relativamente baixa, favorecendo assim, o crescimento de bactérias nitrificantes e Anammox (HIDAKA et al., 2002; MALOVANY et al., 2015; MIAO et al., 2016; YESHI et al., 2016; ZOPPAS et al., 2016), em relação das bactérias desnitrificantes, estimulando assim a remoção da amônia via nitrificação parcial/Anammox/desnitrificação (SATO et al., 2004; JI et al., 2013).

Apesar de haver diversos trabalhos sobre o uso do processo Anammox e diferentes tipos de sistemas de tratamento, existem relativamente poucos exemplos documentados sobre Anammox dentro de filtros percoladores (WILSENACH et al., 2014). Entretanto, alguns pesquisadores evidenciaram a existência da bactéria Anammox em filtros percoladores em escalas de laboratório, piloto e plena, mesmo este processo não sendo a principal via de remoção do nitrogênio. Sánchez - Guillén et al. (2015b) inocularam com lodo ativado um filtro percolador (meio suporte de espuma) e as bactérias Anammox se desenvolveram no sistema em menos de dois meses devido às condições favoráveis a seu crescimento. Wang et al. (2014) relataram processos de transformação de nitrogênio em um filtro percolador, o qual os resultados indicaram que a remoção do

nitrogênio se deu via processos Anammox. No Brasil, De Almeida et al. (2013) operaram filtros percoladores em escala piloto com espumas de poliuretano como meio suporte e identificaram a presença da bactéria Anammox. Wilsenach et al. (2014) também constataram que havia bactérias da espécie *Anammox Candidatus Brocadia anammoxidans* e *Candidatus Brocadia fulgida* em filtros percoladores com meio suporte de brita operados em escala plena na África do Sul.

Desta forma, é visível o potencial de aplicação de um reator FBP, com ocorrência de processo Anammox, projetado e operado com um suporte de espuma de poliuretano, como uma opção tecnológica bastante promissora para a remoção de nitrogênio do esgoto.

Contudo, observou-se que até o momento não houve estudo de filtros percoladores com meio suporte de espumas de poliuretano para remoção de nitrogênio utilizando o processo Anammox com efluente doméstico. Somente Mahmoud et al. (2011) estudaram este tipo de filtro com efluentes domésticos, inferindo em níveis altos de eficiência para a remoção de matéria orgânica e compostos nitrogenados, com aplicação de carga orgânica máxima de $4,8 \text{ kg DQO m}^{-3}\text{d}^{-1}$, entretanto o estudo foi feito apenas durante 4 meses.

Portanto, novos estudos são necessários para o melhor entendimento dos parâmetros e fatores que possam influenciar o processo de remoção de nitrogênio neste tipo de sistema. Desta forma, é de extrema importância a investigação do comportamento da microbiota e dos parâmetros físico-químicos que podem afetar o desempenho do reator.

Neste sentido, sabe-se que diversos compostos normalmente encontrados em efluentes domésticos, podem desempenhar um efeito inibidor no processo Anammox, como: (I) substrato (concentração e/ou competição pela amônia e/ou nitrito) (DAPENA-MORA et al., 2007; CHAMCHOI et al., 2008; LACKNER et al., 2008; ZHU et al., 2008; FERNANDEZ et al., 2012; JIN et al., 2012; CARVAJAL-ARROYO et al., 2013;); (II) metais pesados (TOH & ASHBOLT, 2002; JIN et al., 2012); (III) antibióticos (LOTTI et al., 2012); (IV) compostos tóxicos (fenóis) (VAN SCHIE & YONG, 2000; COLLINS et al., 2005; DAPENA-MORA et al., 2007; OMENA, 2008; JIN et al., 2012; YANG & JIN, 2012); (V) fosfatos (EGLI et al., 2001; JIN et al., 2012); (VI) sulfetos (DAPENA-MORA

et al., 2007; JIN et al., 2012; YANG & JIN, 2012); (VII) matéria orgânica (GUVEN et al., 2005; CHAMCHOI et al., 2008; LACKNER et al., 2008; MOLINUEVO et al., 2009; JIN et al., 2012).

Entretanto, apesar do vasto conhecimento sobre os possíveis compostos inibidores do processo Anammox, em relação aos compostos orgânicos, ainda não se conhece amplamente à influência do material orgânico na atividade Anammox, principalmente no biofilme aderido a espuma e quais parâmetros de projeto devem ser considerados durante a construção dos filtros percoladores para que ocorra a remoção dos compostos nitrogenados envolvendo este processo (GILBERT et al., 2014 e CAO, et al., 2017). Segundo Chernicharo et al. (2015), o desenvolvimento de tecnologias pós reatores anaeróbios, voltados ao tratamento de efluentes domésticos, para a remoção de nitrogênio, são necessárias para o avanço nas soluções desta problemática.

2.6. Influência da Matéria Orgânica no Processo Anammox

Sabe-se que através de estudos da literatura, a presença de matéria orgânica pode afetar o metabolismo Anammox e ter vários e diferentes impactos em seu processo (CHAMCHOI et al., 2008; GÜVEN et al., 2005; MOLINUEVO et al., 2009).

Diversos compostos orgânicos presentes em efluentes domésticos e industriais (metanol, ácidos orgânicos, antibióticos e sulfatos), influenciam em sua atividade metabólica, podendo ser utilizados como fonte suplementar de carbono ou doador de elétrons, inibindo a sua atividade pela inativação enzimática devido a possível efeito adverso e/ou tóxico ou a sua interação entre outros microrganismos, em função da competição pelo nitrito, nitrato ou fonte de carbono (GUVEN et al., 2005; KARTAL et al., 2007a; KARTAL et al., 2007b).

Desta forma, alguns trabalhos avaliaram os possíveis impactos na atividade Anammox, em relação a DQO e a alguns compostos presentes em efluentes. De acordo com a literatura, o processo Anammox é inversamente proporcional ao aumento gradativo da DQO, principalmente, com flutuações na carga orgânica nos sistemas biológicos, podendo chegar a total inibição com concentrações acima de 300 mg. L⁻¹, favorecendo concomitantemente a atividade das bactérias desnitrificantes (CHAMCHOI et al., 2008; GUERDAT et al., 2011; JI et al., 2011; LING e CHEN, 2005; MICHAUD et al., 2006;

MOLINUEVO et al., 2009; TAN e JI, 2010). Neste caso, em razão da baixa taxa de crescimento Anammox, a presença de compostos orgânicos favorece o desenvolvimento das bactérias desnitrificantes, inibindo assim as bactérias Anammox na competição pelo nitrito como aceptor de elétrons (CHANCHOI et al., 2008; GÜVEN et al., 2005; LACKNER et al., 2008; MOLINUEVO et al., 2009).

Segundo os autores Lee et al., (2004) e Michaud et al., (2006), em reatores de meio suporte, essa competição pode gerar uma distribuição espacial dentro da matriz do biofilme gerado, afetando assim a transferência de massa e simultaneamente, o desempenho no processo de remoção de nitrogênio, principalmente via Anammox. Contudo, de acordo com os autores Strous et al. (2002, 2006); Kartal et al., (2007_b) e Guven et al., (2005), as bactérias Anammox podem se sobressair nesta competição, sobrepondo as desnitrificantes, pela aplicação da sua via organotrófica, desde que, a relação C/N seja inferior 2.

No entanto, devido a variabilidade de compostos presente na matéria orgânica, alguns deles podem ser prejudiciais ao processo Anammox, como o metanol, tolueno, antibióticos e sulfatos (DAPENA-MORA et al., 2007; FERNANDEZ et al., 2009; GUVEN et al., 2005; ISAKA et al., 2008; JIN et al., 2013; MARTINEZ et al., 2013).

Em relação ao metanol, observou-se que o mesmo não inibe diretamente o processo Anammox, mas sim quando este é convertido para formaldeído, sendo assim tóxico as bactérias com total inibição a concentrações de 0,5 mM (GUVEN et al., 2005; ISAKA et al., 2008).

Quanto ao sulfato, segundo a literatura, as concentrações que afetam parcialmente o processo Anammox varia entre 96 a 192 mg. L⁻¹ e a partir de 264 até 480 mg. L⁻¹ podem inibir completamente a sua atividade, devido a transformação do sulfato pela sua utilização como aceptor de elétrons, em sulfeto de hidrogênio, sendo este tóxico as bactérias Anammox (DAPENA-MORA et al., 2007; JIN et al. 2013). Ressalta-se que a concentração de sulfato em esgotos domésticos pode variar de 30 a 250 mg. L⁻¹ (WEF, 1995). Contudo, alguns autores descobriram que a amônia atua como doador de elétrons, reduzindo o sulfato para enxofre elementar e gerando nitrogênio na atividade Anammox, este processo exerce um novo entendimento na interação e compreensão dos ciclos do

nitrogênio e enxofre, principalmente em relação ao oceano (CAI et al., 2010; GRUBER e GALLOWAY 2008; MALIN 2006; SCHRUM et al., 2009).

Embora muitos compostos orgânicos presentes nos efluentes possam afetar de forma negativa o processo Anammox, estudos recentes demonstram a grande versatilidade das bactérias Anammox, como o seu potencial em utilizar diferentes doadores de elétrons: (I) propionato; (II) acetato; (III) íons férricos; (IV) óxidos de manganês; (V) amônia; (VI) ácido orgânico Formato; (VII) nitrito e (VIII) nitrato (KARTAL et al., 2007b; STROUS et al., 2002; STROUS et al., 2006). Segundo Kartal et al., (2007a, 2008), algumas espécies (*Candidatus Anammoxoglobus propionicus* e *Candidatus Brocadia fulgida propionicus*), tem a capacidade de oxidar o carbono orgânico em gás carbônico como fonte de energia (síntese celular), reduzindo o nitrato a nitrito e amônia em sua atividade metabólica, removendo assim o nitrogênio em forma de gás (N₂). Desta forma, de acordo com Kartal et al., (2012), reatores alimentados com propionato e acetato, favorecem o desenvolvimento de bactérias Anammox, tornando-as capazes de superar as bactérias desnitrificantes pela competição pelo nitrato e fonte de carbono, de acordo com a afinidade pelo substrato.

Portanto, o processo Anammox tem potencial para remoção simultânea de nitrogênio e de compostos orgânicos. De acordo com Veys et al., (2010), desde que haja condições ótimas para o desenvolvimento das bactérias Anammox, a cooperação entre as bactérias Anammox, AOB e desnitrificantes pode ser alcançada no mecanismo de remoção simultâneo de nitrogênio e matéria orgânica, principalmente em sistemas com baixa carga de matéria orgânica. Segundo Chernicharo et al. (2015), essas condições são alcançadas em reatores UASB, ou seja, a aplicação do processo Anammox é um sistema ideal para o tratamento pós-UASB de efluentes domésticos.

Apesar da aplicabilidade do processo Anammox como sistema pós-UASB, mais pesquisas ainda devem ser realizadas, para a melhor compreensão dos efeitos em seu metabolismo, principalmente em função das frações orgânicas do efluente (Rapidamente biodegradável ou lenta biodegradabilidade) e sua relação com a carga de nitrogênio (HEFFERNAN et al., 2011; HENZE e COMEAU, 2008; PROCÓPIO PONTES e CHERNICHARO, 2011; SANCHEZ, 2016).

Neste cenário, a proposta deste trabalho visa a utilização de reatores FBP com meio suporte de espuma de poliuretano, como sistema de tratamento pós-UASB com remoção simultânea de compostos orgânicos e nitrogenados via processo Anammox. Os resultados obtidos deste trabalho foram avaliados e comparados com diversos outros estudos que também avaliaram a influência de compostos orgânicos e a relação DQO/N, na remoção de nitrogênio via processo Anammox, como os descritos na Tabela 1.

Tabela 1. Comparação: Estudos que avaliaram a influência de compostos orgânicos no processo Anammox.

Reator/escala	DQO/Ntotal	Temperatura (°C)	Carga de remoção de Nitrogênio NRR (kg N/m³ d)	% Remoção NTotal	Água residuária	DQO (mg/L)	DQO removida (kg DQO/m³ d)	[C] N-NH ₄ ⁺ (mg. N- NH ₄ ⁺ /L)	[C] N-NO ₂ ⁻ (mg. N- NO ₂ ⁻ /L)	Tempo de operado (d)	Referências
Reator 2 estágios autotrófico (Bancada)	-	27 - 30	0,4	88,38	Efluente municipal	44	-	44	-	120	Ma et al., 2011
Reator de leito fixo aerado (bancada)	2,6	-	0,104	62	Efluente pós-UASB	380	69	110	-	131	Barana et al., 2013
RBC (Bancada)	2	14 - 15	0,53	54	Sintético/efluente diluído	110	-	55 – 60	-	413	Clippeleir et al., 2013
Reator granular (Bancada)	0,6 - 1	10 - 20	0,34 (10°C) 1,85 (20°C)	-	Efluente municipal	~55	-	~30	~43	144	Lotti et al., 2014
RBS (Bancada)	1,4	30	0,27	85 – 95	Efluente municipal	140	-	740	0	350	Jenni et al., 2014
Reator de leito fixo de lodo anaeróbio e RBS	5	12 - 27	0,83	80	Sintético/efluente municipal	~345,8	~0,6	~45,7	0	128	Gao et al., 2014
RBS (Bancada)	1,8	12,5	0,05	-	Efluente municipal pré tratado	71	-	~19	0,3	322	Lauren et al., 2015
Reator granular (Piloto)	0,47	19	0,16 – 0,19	90	Efluente municipal	62	-	26,8	1	>300	Lotti et al., 2015
RBS (Bancada)	2,8	35	-	95	Efluente pós-UASB	150	-	30	50 - 120	558	Leal et al., 2016
RBS (Bancada)	1,1 – 2,5	30	0,095	77	Efluente municipal pré tratado	39 – 184	-	33 - 77	0 – 5	218	Miao et al., 2018

*RBC – Reator biológico rotativo de contato; RBS – Reator de batelada sequencial

2.7. RESUMO DA REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Devido ao crescimento populacional e a ineficiência dos sistemas de esgotamento sanitário (coleta e tratamento), as atividades antrópicas alteraram o ciclo natural do nitrogênio (N), tornando a sua presença em excesso no meio ambiente. Apesar do N ser fundamental para o metabolismo de diversos seres vivos, quando excedente no meio pode impactar negativamente o ambiente e a saúde pública, transformando algo essencial ao incremento da biomassa a um fator contrário para um ambiente ecologicamente equilibrado.

Diversos processos estão sendo estudados para minimizar os impactos relacionados a presença do nitrogênio, principalmente nas estações de tratamento de esgoto, diminuindo a sua concentração no lançamento. Desta maneira, é possível se observar que uma alternativa promissora, que vem sendo bastante utilizada, é o processo Anammox, principalmente em detrimento do metabolismo único deste grupo específico de bactérias. Constatou-se que as bactérias são capazes de converter os compostos nitrogenados em nitrogênio gasoso sem a necessidade de introdução de oxigênio ou carbono, diminuindo a demanda por energia nas estações de tratamento sem a necessidade da oxigenação ou recirculação do efluente. Portanto, ao se analisar as opções tecnológicas disponíveis para a remoção destes compostos nitrogenados, levando em consideração a viabilidade técnica e econômica do país, o processo Anammox se demonstra um sistema mais eficaz e ambientalmente sustentável, tendo em vista o menor consumo de energia.

Como em todas as vias tecnológicas, apesar das vantagens do processo Anammox, também se pode verificar algumas limitações, tal como a baixa taxa de crescimento, o que resulta em baixa produção de biomassa. No entanto, buscar medidas de sua retenção em reatores e o enriquecimento das bactérias Anammox corrobora para sua implementação bem-sucedida, tornando-se um elemento chave do processo e, nesta perspectiva, o presente trabalho se destaca na remoção dos compostos nitrogenados como pós-tratamento de efluentes domésticos.

A reação Anammox tem como requisito a presença do íon amônio e do nitrito, sendo este último ausente na maioria dos efluentes. Desta maneira, sistemas que ofereçam

processos de um ou dois estágios conjugados com os reatores baseados no processo Anammox e que possuam meio suportes são ideias para proporcionar o desenvolvimento desses microrganismos e, conseqüentemente, obter-se maior eficiência na remoção de nitrogênio a um menor custo de tratamento. Entretanto, até o presente momento são poucos os estudos que avaliaram as interações ecológicas entre os diversos microrganismos presentes no biofilme gerado.

Sabe-se que o tipo de reator é o fator chave que determina a operação inicial e estável do processo Anammox. Ao longo dos anos, vários sistemas foram projetados para as estações de tratamento com intuito de remover compostos nitrogenados eficientemente. Os principais parâmetros observados nos sistemas são: (I) tempo de detenção hidráulica e tempo de retenção celular; (II) controle e otimização do oxigênio dissolvido, temperatura, alcalinidade e pH; (III) concentrações limitantes de substrato (carbono, amônia, nitrito e nitrato), esses são os principais fatores a serem observados em sistemas com complexa interação microbiológica (biofilme) em sistemas que visam um melhor rendimento na remoção de nitrogênio. Desta forma, é crucial para a presente pesquisa que tais condições de operação do reator sejam observadas e avaliadas, mediante a eficiência de remoção das substâncias de interesse. Por isso, haverá todo o acompanhamento e monitoramento dos principais parâmetros na avaliação deste sistema, sendo descritos no tópico 5 (Metodologia).

Em relação aos compostos carbonáceos, a sua presença pode inibir o processo Anammox, mesmo após a sua biodigestão em compostos mais lábeis. Visto que em efluentes pós digestão anaeróbia são misturas de muitos compostos carbonáceos e nem sempre limitados a formato acetado, metano e propionato, além de outros possíveis compostos inibidores do processo. Portanto, é essencial a melhor compreensão da interferência dos compostos orgânicos, tanto na interação microbiológica, quanto na influência no processo Anammox, principalmente na remoção simultânea de nitrogênio e compostos carbonáceos em um mesmo volume reacional, tal como o objetivo deste estudo.

Tendo isso posto, é possível se verificar que a utilização de reatores FBP apresenta diversas vantagens para aplicação do processo Anammox, tendo em vista a formação do biofilme no meio suporte, inferindo na retenção da biomassa na reação, além da possibilidade de enriquecimento adequado para estes organismos, principalmente em

sistemas UASB/FPB. Em detrimento de poucas pesquisas relacionadas aos mecanismos operacionais e eficiência na remoção C/N, este trabalho é um grande fator da produção tecnológica no país. Portanto, os conhecimentos adquiridos neste trabalho, servirá para uma melhor compreensão da real influência dos compostos orgânicos no processo Anammox e a sua relação com as interações microbiológicas em sistemas FPB, o que permitirá o seu aprimoramento e aumento significativo da sustentabilidade do sistema, principalmente na sua implantação no tratamento de águas residuais.

3. HIPÓTESES E PREMISSAS

Baseado na revisão bibliográfica, a presente pesquisa foi justificada nas seguintes hipóteses e premissas:

1. Elevada remoção de nitrogênio via processo Anammox. Apesar do lento crescimento das bactérias Anammox e da ocorrência de competição entre diferentes microrganismos.

Premissa: *As bactérias Anammox tem diversas vantagens em relação a outros microrganismos, atribuindo assim elevado potencial em se sobrepor as demais bactérias, possibilitando altos níveis de eficiência.*

2. Formação e desenvolvimento de diferentes comunidades bacterianas no biofilme formado no meio suporte dos FBP alimentado com o efluente (pós-UASB).

Premissa: *Uma das principais características dos filtros percoladores é o seu preenchimento com meio suporte, o qual tem a função de reter os microrganismos, formando assim os biofilmes. A utilização de espumas de poliuretano promove maior retenção de biomassa e diversas condições ambientais, contribuindo para o crescimento de diferentes bactérias. Este tipo de material, favorece o crescimento de microrganismos com baixa taxa de crescimento, sendo a sua utilização uma vantagem para o processo Anammox. Na literatura já é bem-compreendido e comprovado que a espuma de poliuretano é uma estratégia promissora para facilitar o processo Anammox.*

3. Apesar da competição por fonte de carbono e aceptores de elétrons, o sistema proposto tem potencial de aplicação para remoção simultânea de compostos orgânicos e nitrogenados.

Premissa: *Desde que haja condições ótimas para o desenvolvimento das bactérias Anammox, a cooperação entre as bactérias Anammox, AOB e desnitrificantes pode ser alcançada no mecanismo de remoção simultâneo de nitrogênio e matéria orgânica, principalmente em sistemas com baixa carga de DQO, o qual é a proposta deste trabalho.*

4. OBJETIVOS

4.1. Geral

A pesquisa tem como objetivo avaliar se há influência da matéria orgânica no processo Anammox presente em um reator filtro biológico percolador (FBP) com espumas de poliuretano como meio suporte e operado em condições adequadas (aclimatação, substrato e temperatura) para estas bactérias.

4.2. Específicos

Avaliar se a alimentação com efluente pós-UASB afeta o rendimento de remoção de Nitrogênio Total pelo processo Anammox;

Avaliar, pelo consumo dos compostos orgânicos e nitrogenados, se há interação e competição entre as bactérias Anammox e as bactérias desnitrificantes;

Verificar se há viabilidade e aplicabilidade do processo Anammox como um sistema de pós-tratamento de efluentes anaeróbios, visando-se a remoção simultânea da matéria orgânica e do nitrogênio.

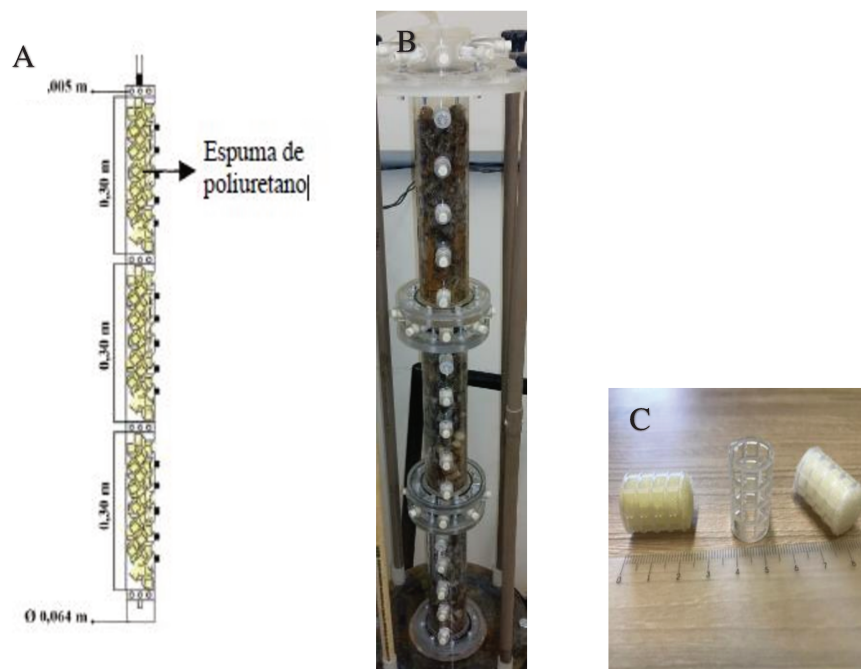
5. METODOLOGIA

Esse estudo faz parte de umas das fases do projeto regular intitulado “*Remoção de compostos nitrogenados de efluentes anaeróbios envolvendo o processo Anammox em filtros percoladores*” em desenvolvimento e aprovado pela FAPESP (Processo número 2016/21586-1). O projeto é dividido em três fases. A primeira fase foi considerada como controle e comparação dos interferentes da segunda fase a qual faz parte do presente trabalho. A partir desta operação, foi analisada e descrita a influência do efluente anaeróbio na atividade das bactérias Anammox presentes nos filtros biológicos percoladores (FBP) com biofilmes aderidos nas espumas de poliuretano. Por fim, em uma terceira fase, parâmetros construtivos serão avaliados, visando o melhor controle do oxigênio dissolvido no sistema. São abordadas todas as fases na metodologia, sendo a primeira e terceira de forma mais sucinta. Os resultados do projeto juntamente com os desta pesquisa darão direcionamento para futuras elaborações de projeto de reatores em escala piloto.

5.1. Descrição do Sistema (Reator Filtro Biológico Percolador)

O reator foi construído em acrílico, contendo aberturas em diferentes alturas para amostragem e avaliação da remoção dos compostos nitrogenados, material orgânico e do material suporte (espumas de poliuretano e anéis de plástico – “minibobs”) ao longo do perfil do reator. De acordo com o dimensionamento realizado com base nos estudos de Sánchez-Guillén et al. (2015a), o filtro percolador foi dividido em três partes equidistantes de 0,30 m, totalizando altura de 0,90 m, com diâmetro útil de 0,064 m, o que confere ao reator área superficial de 0,003 m² e volume de 0,0029 m³. O reator possui um TDH de 0,96 h e uma vazão de 0,033 m³. O meio suporte é formado por espumas de poliuretano com dimensões de 15 mm x 25 mm sendo alocado 100 espumas em cada compartimento, totalizando 300 espumas no reator, que foram fornecidas pela empresa “*Bio Proj Tecnologia Ambiental Ltda*”. Deste modo, o reator apresenta volume total de espuma de 0,0013 m³, representando 45,78% do mesmo. A Figura 2 apresenta o aparato experimental deste estudo (Reator filtro biológico percolador - FBP) e o meio suporte.

Figura 2. Reator Filtro Biológico Percolador e material suporte. A) representação esquemática do reator filtro percolador; B) reator filtro biológico percolador construído e com meio suporte de espuma de poliuretano com bactérias aderidas; C) Detalhe do meio suporte.



Fonte: Própria

Sabe-se que o dimensionamento do reator não é compatível com os projetados em escala real, principalmente na relação altura/diâmetro. Contudo, visto a complexidade de manter todas as características de um reator FBP em escala de bancada e a efeito comparativo com outros estudos, baseou-se no modelo apresentado por Sánchez-Guillén et al. (2015a).

5.2. Operação primeira fase

Como a primeira etapa foi utilizada como controle e comparação, neste tópico é abordado a forma de sua operação, controle e parâmetros avaliados. Esta fase foi concluída e descrita por Menezes (2019).

O sistema foi operado sem recirculação e evitou-se a entrada de oxigênio ao longo de todo o período de avaliação.

Neste estudo, houve a caracterização do meio suporte utilizado em relação ao volume de vazios e peso relativo. Os testes foram realizados de maneira a ajudar na quantificação da biomassa aderida e auxiliar no cálculo de dimensionamento do reator.

O teste hidrodinâmico utilizou-se do método de pulso, baseando-se em Levenspiel (2000). O teste foi realizado com o reator preenchido com os meios suportes sem a biomassa, e o traçador utilizado foi o cloreto de sódio (NaCl).

Nesta primeira fase, a alimentação era realizada por efluente sintético, cuja composição é apresentada na Tabela 2 e baseada em estudos de Sánchez-Guillén et al. (2015a). O objetivo foi fornecer as condições adequadas de desenvolvimento das bactérias Anammox no reator.

Tabela 2. Composição do efluente sintético utilizado na etapa de crescimento das bactérias Anammox

Solução de Amônio		Solução elementos traços	
Composto químico	Concentração (mg/L)	Composto químico	Concentração (mg/L)
NH ₄ Cl	30	EDTA Mg	9,5
CaCl ₂ .2H ₂ O	1,5	ZnSO ₄ . 7 H ₂ O	0.27
FeSO ₄ .7H ₂ O	0.06	CoCl ₂ . 6 H ₂ O	0.15
MgSO ₄ . 7H ₂ O	0,24	MnCl ₂ . 4 H ₂ O	0.63
Solução de Nitrito		CuSO ₄ . 5 H ₂ O	0,16
Composto químico	Concentração (mg/L)	Na ₂ MoO ₄ . 2 H ₂ O	0.14
EDTA Na	0.06	NiCl ₂ . 6 H ₂ O	0.12
KH ₂ PO ₄	0,04	Na ₂ SeO ₄	0.06
Elementos traços	19.53 mL/L	H ₃ BO ₃	0.009
NaHCO ₃	1,02	Na ₂ WO ₄ . 2 H ₂ O	0.03
NaNO ₂	30	-	-

Fonte: Adaptado de Sánchez-Guillén et al. (2015a).

Para o funcionamento do reator, utilizou-se como base o projeto descrito por Sánchez - Guillén et al. (2015a), contudo com o diferencial de não utilizar recirculação na operação do sistema.

5.3. Inóculo e Estabilização

Para a realização do start - up do sistema, foi realizada a inoculação das bactérias Anammox baseado na metodologia apresentada por Sánchez-Guillén et al. (2015a). Este inóculo foi fornecido pela empresa “PAQUES Brasil Sistemas para tratamento de Efluentes Ltda”.

Em relação a sua caracterização, o mesmo foi analisado em função das variáveis físicas: série sólidos suspensos (Total, Fixo e Voláteis).

Sua ativação se deu por meio de um reator operado em batelada sequenciais (RBS). O sistema possuía uma relação de 50 mL de lodo Anammox e 200 mL de substrato sintético ($32\text{mg N-NH}_4^+ \text{ L}^{-1} \pm 5$ e $32 \text{ mgN-NO}_2^- \text{ L}^{-1} \pm 5$ para) e foi operado até a sua estabilização, ou seja, até que o consumo de substrato fosse constante. A Figura 3 mostra de maneira esquemática o sistema realizado para a ativação das bactérias.

Figura 3. Esquema sistema RBS. Sendo [C] Concentração de substrato e V o volume em mL.



Após a estabilização das bactérias pelo sistema RBS, foi realizada a inoculação destes microrganismos ativos no reator filtro biológico percolador.

5.4. Planejamento Experimental (2º Fase)

Como objeto de pesquisa desta proposta, o reator foi operado de forma análoga a primeira fase, entretanto a alimentação do reator se deu por fonte externa sintética de nitrito e de efluente anaeróbio proveniente de reatores de manta de lodo (UASB), fornecido pela Sociedade de Abastecimento de Água e Saneamento S/A (SANASA) de Campinas.

A segunda fase foi dividida em 3 etapas: (I) Período de Estabilização com efluente sintético; (II) alimentação do sistema por efluente anaeróbio, com adição sintética de nitrito (Concentração média 40 mg/L), vazão igual a 11,1 L/d e carga orgânica de 0,95 Kg-DQO/m³. d; (III) alimentação do sistema por efluente anaeróbio, com adição sintética de nitrito (Concentração média 40 mg/L), vazão igual a 22,2 L/d e carga orgânica de 3,85Kg-DQO/m³.d.

O desempenho do reator foi avaliado de acordo com as relações carbono/nitrogênio (C/N) aplicadas. Esta relação era controlada pela vazão afluyente e a concentrações de nitrito sintético e efluente anaeróbico utilizadas ao longo do experimento. Destaca-se que o reator, em todo o período, foi operado com uma vazão de recirculação com relação a vazão de entrada variando de 0,1 a 1 (Q_r/Q). A Tabela 3 apresenta as configurações aplicadas em cada avaliação proposta bem como um comparativo com a literatura.

Tabela 3. Configurações operacionais de acordo com as etapas da segunda fase e um comparativo com a literatura.

Etapa	Parâmetro (unidade)						
	Vazão (L.d ⁻¹)	Q_r/Q^1	NLR (kg- N/m ³ .d)	TDH ² (d)	TAS (m ³ /m ² .d)	OLR (Kg- DQO/m ³ .d)	C/N ³
Etapa I (Estabilização)	11,1	0,1 a 1	0,46	0,12	3,43	-	-
Etapa II	11,1	1	0,55	0,12	3,43	0,95	1,8
Etapa III	22,2	1	1,42	0,05	6,86	3,08	3
Literatura (Escala Real)⁴	-	0,1 a 4	A partir de 0,01	0,4 a 1,1	5 a 16	0,6 a 69	0,47 a 2,8

¹ Q_r/Q Vazão recirculada por vazão total do reator; ²Tempo de Detenção hidráulica teórico;

³Relação entre DQO solúvel (filtragem em 0,45 μ m) e Nitrogênio total ⁴METCALF & EDDY (2016).

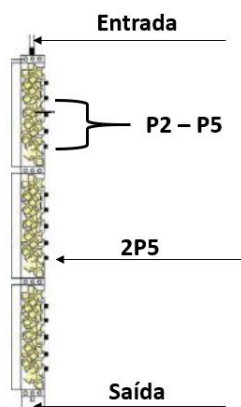
Ressalta-se que foi realizada a etapa de estabilização com efluente sintético assim como, realizada por Menezes (2019), entretanto, como já exposto, foi introduzida uma vazão de recirculação no sistema.

Além das etapas apresentadas na Tabela 3, uma quarta etapa foi realizada por um período menor de tempo para avaliar a aplicação de uma maior vazão, igual a (33,3 L.d⁻¹). Essa condição será melhor descrita no tópico “Resultados e discussão. Contudo, foi efetuado uma etapa considerada como “IV Teste”, sendo observado por um período curto pois o sistema estava parcialmente afogado. Nesta mesma etapa, observou-se o efeito de remoção no interior do meio suporte (espuma). O procedimento se deu pela coleta de alíquotas nas aberturas do reator com o auxílio de uma seringa. Foram coletados no terceiro compartimento, penúltima abertura antes da saída do sistema (aproximadamente 1 metro de distância da fonte de alimentação).

Além disso, com a finalidade de se ter uma melhor compreensão da dinâmica do sistema FBP, foi avaliado o perfil do reator (apresentado como etapa V), onde foram efetuadas coletas ao longo do sistema pelas aberturas em suas laterais (já supracitadas). O monitoramento foi ao final das etapas II e III.

A figura 4 mostra os pontos de coleta efetuados para a avaliação do perfil. Ressalta-se que não foram realizados o perfil na estabilização, visto que essa condição já fora realizada por Menezes (2019) e nem na terceira etapa, devido ao reator se encontrar submerso em poucos dias.

Figura 4. Pontos de amostragem na avaliação do perfil



O reator foi avaliado nos seguintes pontos: entrada, primeiro compartimento nos pontos 2 a 5 de aberturas (P2-P5), no 5 ponto de abertura do segundo compartimento (2P5) e por fim na saída do reator. O ponto inicial do primeiro compartimento não foi amostrado, visto que após acomodação dos meio suportes, este ponto ficou sem minibob para extração de alíquotas. Além disso, foram amostrados mais pontos no primeiro compartimento devido a premissa de que haveria maior decaimento dos compostos nitrogenados, uma vez que se encontram mais próximo da fonte de alimentação e por manter maior volume de biomassa.

5.5. Operação, Controle, Monitoramento e Amostragem

O reator no experimento foi mantido fechado, a sua alimentação se deu por efluente anaeróbio proveniente de reatores de manta de lodo (UASB), o que favorece o controle do oxigênio dissolvido (OD) devido a presença de matéria orgânica e com recirculação.

O íon nitrito foi adicionado externamente para a utilização pelas bactérias Anammox, comoceptor final de elétrons, visto que efluente anaeróbio não contém o (NO_2^-), além disso, a sua adição favorece o desenvolvimento do processo Anammox ao

utilizar efluentes domésticos (LOTTI et al., 2014b; REGMI et al., 2015; LEAL et al., 2016). A concentração de nitrito foi adicionada em uma proporção 1:1 com amônia, a fim de que fosse mantida a estequiometria proposta na Equação IV.

A adição de nitrito foi necessária para fornecer condições adequadas ao crescimento das bactérias Anammox e, deste modo, poder verificar a influência do material orgânico. Deste modo foi possível obter dados representativos para se comparar com a primeira fase do projeto FAPESP desenvolvido por Menezes (2009).

Sabe-se que em um sistema real, a adição de nitrito seria possível pela nitrificação em linha secundária. Entretanto, esse procedimento tem alto custo no tratamento de efluentes domésticos. Deste modo, em uma terceira fase do projeto regular, será avaliado a oxigenação a fim de estimular a presença das Bactérias Oxidadoras de Amônia (AOB), para serem a fonte de nitrito do sistema, de forma semelhante utilizada em escala piloto ou real (pesquisa futura a ser desenvolvida pelo grupo de pesquisa utilizando os dados da primeira e segunda fase do projeto regular FAPESP).

Descrevendo de forma sucinta, a terceira fase do projeto regular, consiste na alimentação do reator com apenas efluente anaeróbio, sem adição sintética de nitrito, tendo sua oxigenação por convecção a fim de permitir o desenvolvimento das Bactérias Oxidadoras de Amônia (AOB) e inibir a atividade das Bactérias Oxidadoras de Nitrito (NOB). Neste caso, como o reator filtro biológico percolador é aeróbio, espera-se que, na parte externa do biofilme, se desenvolva comunidade nitrificante, sendo assim, o reator será estudado e configurado para que apenas uma parcela do nitrogênio amoniacal disponível seja convertida em nitrito, de modo que parte dos compostos nitrogenados possam ser removidos pelas bactérias Anammox. Como não é o foco principal deste trabalho, apenas foi descrito de forma simplificada a continuação do projeto regular após a conclusão desta pesquisa, para melhor entendimento do trabalho e do projeto como um todo.

Em relação ao efluente utilizado na alimentação desta pesquisa, o mesmo foi previamente caracterizado (compostos nitrogenados, DQO e DQOsolúvel (DQOs), série de sólidos suspensos) por Sachetto e Cruz, 2018.

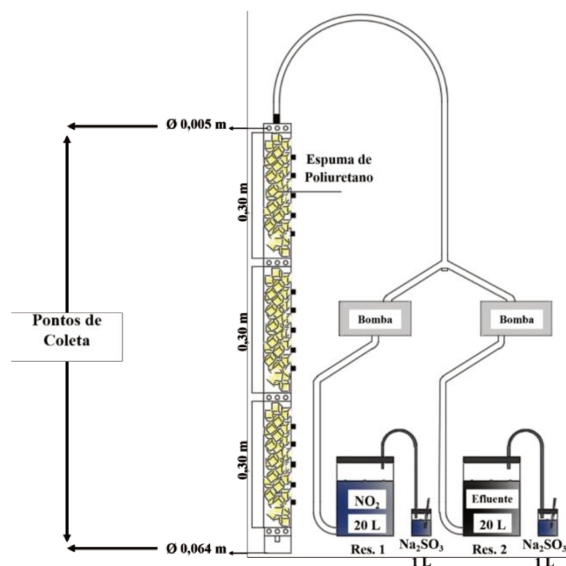
Quanto a alimentação do reator, sabe-se que no desenvolvimento de reatores de bancadas para a possível avaliação do processo Anammox envolvendo matéria orgânica, a sua análise é comprometida em função da temperatura, visto que, a presença de compostos orgânicos, favorece o desenvolvimento de bactérias envolvidas com os processos de decomposição, principalmente em função da temperatura (mesófilas e termófilas) e da forma apresentada dos compostos orgânicos (facilmente biodegradável) (CARPENTER & ADAMS, 1979; COULSON & BUTTERFIELD, 1978; EPA, 1985). Desta forma, afetando a avaliação da real influência dos compostos no processo Anammox, ou seja, dependendo da frequência de alimentação do reator em escala de bancada, a concentração e qualidade do afluente pode se alterar.

Sendo assim, com o intuito de otimizar e melhorar a logística de alimentação desta etapa, avaliou-se a estabilidade do efluente anaeróbio em função de temperaturas de armazenamento distintas de 4°C e temperatura ambiente após 2 dias de estocagem. Desta forma, o efluente foi avaliado quanto a sua biodegradabilidade em função da temperatura, tendo sido avaliado a variável DQO e DQOsolúvel no ato da coleta e dois dias depois da estocagem, que era o máximo de volume que poderia ser coletado e do uso pelo reator.

Além disso, inferiu-se o grau de biodegradabilidade do efluente, tendo em vista que as frações orgânicas do efluente (rapidamente biodegradável ou com lenta biodegradabilidade) são de suma importância para a melhor compreensão dos efeitos no metabolismo do processo Anammox.

Tendo em vista que diversos fatores, tais como pH, oxigênio dissolvido e temperatura afetam a atividade das bactérias AOB e NOB (ALLEMAN, 1985; ANTHONISEN et al., 1976; CHUNG et al., 2007; RUIZ et al., 2003; WYFFELS et al., 2004), determinou-se que o reator será operado em temperatura ambiente. Na etapa de estabilização o OD foi controlado por um sistema de “armadilha de oxigênio” (Oxygen Scavengers). Além disso, foi injetado gás argônio nos reservatórios de alimentação e no próprio reator, para que sua concentração permaneça menor do que 1 mg.O₂.L⁻¹, já que valores baixos de OD limitam as atividades das bactérias nitrificantes AOB e NOB (HIDAKA et al., 2002; MALOVANYY et al., 2015; MIAO et al., 2016; YESHI et al., 2016; ZOPPAS et al., 2016). Para melhor compreensão do sistema, desenvolveu-se um esquema representativo do reator, que pode ser observada na Figura 5.

Figura 5. Esquema do reator do tipo filtro biológico percolador. Na figura “Res. 1” refere-se ao reservatório de substrato à base de nitrito (N-NO_2^-); “Res. 2” ao reservatório efluente pós-UASB e sistema armadilha de OD – Na_2SO_3



Fonte: Própria.

5.6. Análises Físico-Químicas e Cálculo do balanço estequiométrico

Foram realizadas análises semanais nas amostras afluente, efluente e ao longo do perfil do filtro biológico percolador. As variáveis analisadas foram: compostos nitrogenados (em termos de N-NH_4^+ , N-NO_2^- e N-NO_3^-) e a matéria orgânica em termos de Demanda Química de Oxigênio total (DQO) e solúvel (DQO_{sol}). Para a análise de DQO_{sol} as amostras eram filtradas em filtro com porosidade de $0,45\mu\text{m}$.

Todas as análises foram baseadas nos procedimentos metodológicos descritos no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 22nd Edition (APHA et al., 2012).

Para avaliar os processos metabólicos e verificar se houve remoção de nitrogênio por via Anammox no sistema FBP proposto, foi calculado o balanço estequiométrico utilizando os dados observados (variação dos compostos nitrogenados ao longo do tempo - Δ) em cada etapa.

Para isso, o balanço de massa foi apresentado em três condições: “Observado”, “Esperado” e “Atribuído”. O balanço de massa “Observado” são os

resultados obtidos da variação dos compostos nitrogenados e orgânicos ao longo do tempo.

Já o “*Esperado*”, foi calculado atribuindo-se a remoção de nitrogênio total do reator ao processo Anammox (Equação IV). Para melhor entendimento as Equações VI, VII, VIII e IX descrevem os cálculos.

$$AmôniaAnammox = \Delta NH_4^+ \quad \text{Equação VI}$$

$$NitritoAnammox = AmôniaAnammox * 1,32 \quad \text{Equação VII}$$

$$NitratoAnammox = AmôniaAnammox * 0,26 \quad \text{Equação VIII}$$

$$NTresultante = AmôniaAnammox + NitritoAnammox \quad \text{Equação IX}$$

Onde: $AmôniaAnammox = \Delta NH_4^+$ é a concentração de amônia (N-NH₄⁺) em mg.L⁻¹ removida que foi totalmente atribuída a remoção via Anammox visto que não era prevista a presença de oxigênio no sistema; NitritoAnammox e NitratoAnammox são referentes a remoção e produção de nitrito e nitrato, respectivamente pela via metabólica das bactérias Anammox e NTresultante é a remoção total de nitrogênio considerando o processo Anammox

Para o cálculo na condição “*Atribuído*”, foi utilizado duas formas diferentes de se calcular o balanço estequiométrico (Estabilização e Etapa I – II).

Para etapa de estabilização, foi utilizado os dados observados ao longo do experimento para o balanço, sendo atribuído a Equação IV para relacionar o consumo de amônia e por estequiometria da equação a remoção de nitrito (parte). Desta forma, pode-se observar o rendimento de remoção NT (%) do sistema pelo processo Anammox e Nitrificação. Foram considerados apenas os processos metabólicos das bactérias Anammox e das bactérias oxidadoras de nitrito (NOB), visto que, nesta fase, não há adição de compostos orgânicos (DQO Solúvel – “DQOs”), sendo insignificante a possível remoção pela desnitrificação. As Equações X, XI, XII, XIII e XIV descreve os cálculos.

$$AmôniaAnammox = \frac{\Delta NT}{2,32} \quad \text{Equação X}$$

$$NitritoAnammox = AmôniaAnammox * 1,32 \quad \text{Equação XI}$$

$$NitratoAnammox = AmôniaAnammox * 0,26 \quad \text{Equação XII}$$

$$\text{Nitrificação} = \Delta\text{NO}_2^- - (\text{NitritoAnammox} + \text{AmôniaAnammox}) \quad \text{Equação XIII}$$

$$\text{NTresultante} = \text{AmôniaAnammox} + \text{NitritoAnammox} \quad \text{Equação XIV}$$

Onde: AmôniaAnammox = ΔNT é a concentração de total de nitrogênio (N-NT) em mg. L⁻¹ removida que foi dividido pela relação estequiométrica da Equação IV do metabolismo Anammox, para referir-se a remoção da amônia pelo processo Anammox; NitritoAnammox e NitratoAnammox são referentes a remoção e produção de nitrito e nitrato, respectivamente, pela via metabólica das bactérias Anammox; NTresultante é a remoção total de nitrogênio considerando o processo Anammox; ΔNO_2^- é a concentração de nitrito (N- NO₂⁻) em mg.L⁻¹ removida do sistema (remoção total de nitrito).

Para avaliar o balanço na Etapa I e II, utilizou-se da relação 5,14gDQOsconsumido/gNO₂⁻consumido (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999), para o cálculo da via metabólica desnitrificantes (SND). Estabelecendo o consumo por essa via, efetuou-se os outros cálculos de forma análoga a etapa de estabilização. Contudo, tendo em vista a complexidade do sistema, no quesito dinâmica do consumo dos compostos orgânicos e nitrogenados por diferentes microrganismos (Anammox, AOB, NOB, SND (nitrito e nitrato), Metanogênicas, Sulfonogênicas, etc), aplicou-se algumas condições e restrições para efetuar os cálculos.

Primeiramente, atribui-se que todo consumo de matéria orgânica foi via SND utilizando apenas o nitrito como acceptor final de elétrons. Utilizou-se a relação gDQOsconsumido/gNO₂⁻ já supracitado. Para melhor entendimento do balanço as Equações XV, XVI, XVII, XVIII, XIX, XX, XXI e XXII descreve os cálculos.

$$\text{SNDnitrito} = \frac{\Delta\text{NT}}{5,14} \quad \text{Equação XV}$$

$$\text{AmôniaAnammox} = \frac{\Delta\text{NT} - \text{SNDnitrito}}{2,32} \quad \text{Equação XVI}$$

$$\text{NitritoAnammox} = \text{AmôniaAnammox} * 1,32 \quad \text{Equação XVII}$$

$$\text{NitratoAnammox} = \text{AmôniaAnammox} * 0,26 \quad \text{Equação XVIII}$$

$$\text{Nitrificação} = \Delta\text{NO}_2^- - (\text{NitritoAnammox} + \text{AmôniaAnammox}) \quad \text{Equação XIX}$$

$$\text{Nitratototal} = \text{NitratoAnammox} + \text{Nitrificação} \quad \text{Equação XX}$$

$$\text{Nitratoexcedente} = \text{NitratoTotal} - \Delta\text{NO}_3^- \quad \text{Equação XXI}$$

$$\text{SNDtotal} = \text{SNDnitrito} + \text{Nitratoexcente} \quad \text{Equação XXII}$$

Onde: $SND_{nitrito}$ é a remoção de nitrito pela via desnitrificantes, sendo representado pela fórmula (ΔNT [remoção total de nitrogênio) dividido pela relação $DQO/Nitrito$); $Amônia_{Anammox} = \Delta NT$ é a concentração de total de nitrogênio (N-NT) em $mg.L^{-1}$ removida que foi dividido pela relação estequiométrica da Equação IV do metabolismo Anammox, para referir-se a remoção da amônia pelo processo Anammox; $Nitrito_{Anammox}$ e $Nitrato_{Anammox}$ são referentes a remoção e produção de nitrito e nitrato, respectivamente, pela via metabólica das bactérias Anammox; ΔNO_2^- é a concentração de nitrito (N- NO_2^-) em $mg.L^{-1}$ removida do sistema (remoção total de nitrito); ΔNO_3^- é a produção total de nitrato.

Os cálculos são apresentados (em forma de tabela), discutidos no tópico “Resultados e discussão” (item 6). Com os resultados calculados de cada processo e em todas as etapas, foi possível verificar a (%) de atuação no sistema das vias metabólicas (Anammox, AOB/NOB e SND). Essas informações possibilitam uma melhor compreensão dos processos ocorridos, além disso podemos avaliar se o sistema favorece o processo Anammox, principalmente quando se comparar as condições (“*Observado*”, “*Esperado*” e “*Atribuído*”) com o consumo de cada composto e sua respectiva via metabólica.

Sabe-se que o balanço efetuado não condiz com totalmente com a realidade das percentagens de remoção em cada via metabólica o qual foram atribuídos cada processo. Contudo, tendo em vista a complexidade de avaliar essa dinâmica apenas com os dados analíticos dos compostos nitrogenados e orgânicos, essa foi a melhor forma encontrada para melhor apresentar os resultados obtidos neste trabalho em forma de balanço, tendo mais uma ferramenta de análise (além dos gráficos – consumo x tempo e box plot), melhorando, assim, o possível entendimento dos processos ocorridos no sistema proposto.

Ressalta-se que a comprovação do consumo de nitrogênio por via Anammox no sistema, se deu da observação dos dados obtidos, do cálculo de balanço de massa, da visualização do crescimento e incremento da biomassa no sistema (grânulos aglomerados de coloração marrom-avermelhados, sendo características de bactérias Anammox).

6. RESULTADOS

Neste tópico serão apresentados os resultados obtidos na primeira fase do projeto regular (características e condição do reator – item 6.1), a caracterização físico-química do lodo Anammox e a ativação do lodo (item 6.2), caracterização do efluente pós-UASB (item 6.3) e a operação do reator para a segunda fase do projeto regular (item 6.4).

6.1. Características e condição do reator (1º etapa)

Como já descrito na metodologia, esse estudo fez parte de umas das etapas do projeto regular intitulado “*Remoção de compostos nitrogenados de efluentes anaeróbios envolvendo o processo Anammox em filtros percoladores*”, tendo como objetivo a construção, inoculação de bactérias Anammox, a sua estabilização e operação de um reator filtro biológico percolador. Para isso, utilizou-se como base o trabalho descrito por Sánchez - Guillén et al. (2015a), contudo com o diferencial da operação do sistema proposto sem recirculação.

As informações descritas neste tópico são resultadas direto da pesquisa desenvolvida por Menezes, (2019). São atribuídos os dados e sua discussão de forma sucinta, a fim de servir como base para melhor entendimento do planejamento de operação do sistema neste estudo e para a comparação com a segunda fase.

O reator foi caracterizado em função da sua condição hidrodinâmica, do seu meio suporte e de seu rendimento durante o período de avaliação.

Em relação ao meio suporte o mesmo possuía um índice de acomodação igual a 12 % e índice de vazios de 84%.

Quanto aos dados hidrodinâmicos, o teste mostrou um resultado de 57% menor de tempo de residência que o calculado para o FPB, inferindo menor tempo de contato entre o afluente e as bactérias. Além disso, foram observados caminhos preferenciais (escorrendo pela parede e não percolando pelo meio suporte) e zonas mortas. Esses resultados contribuem para baixas eficiências no sistema.

Em relação ao rendimento do reator, o sistema obteve um resultado em sua última etapa de operação em torno de 18% de remoção de nitrogênio total. Ressalta-se que foram feitas diversas configurações ao longo dos 306 dias de monitoramento. Comparando-se com os resultados base de Sánchez - Guillén et al. (2015a), pode-se considerar uma eficiência abaixo do esperado, visto que o trabalho base obteve uma remoção de 74% em tempo similar de operação.

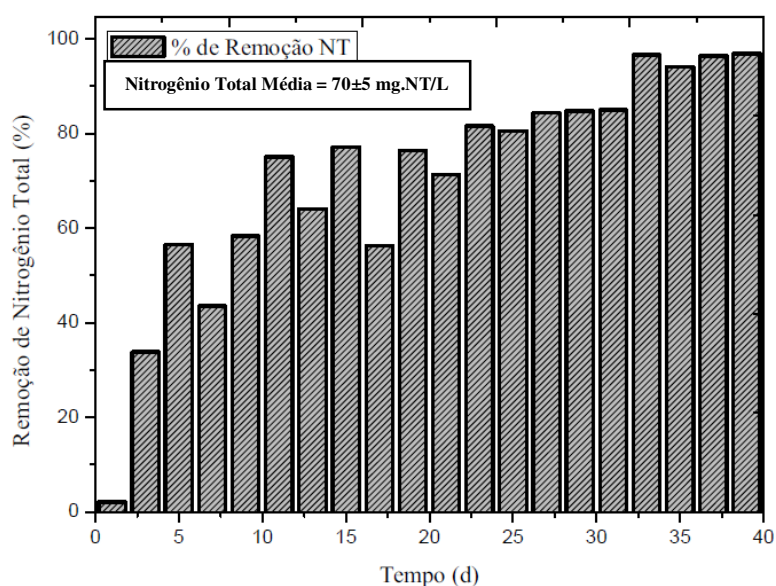
Contudo, os resultados foram justificados pela falta de recirculação no sistema, o que acarreta os problemas hidrodinâmicos já supracitados, além de falhas no controle de entrada de OD no sistema, que ao longo da operação foram modificadas a fim de sanar essa problemática, controlando a situação ao final do experimento.

Portanto, observou-se que para etapa de estabilização a recirculação do sistema é fundamental a fim de melhorar o desempenho e diminuir o tempo de partida. Apesar disso, devido a remoção de 1/3 dos meios suportes para análises quali-quantitativas e pelo baixo rendimento comparado com Sánchez - Guillén et al. (2015a), para o início da segunda fase do projeto, propôs-se uma nova inoculação e estabilização. Contudo, para isso configurou-se o reator com uma bomba adicional e inseriu um sistema de recirculação. Esse procedimento e fase do projeto serão descritos no item (6.4)

6.2. Atividade do inóculo Anammox

O lodo utilizado para a nova inoculação do projeto continha 21.000 mgSST.L⁻¹ e 18.400 mgSSV.L⁻¹, sendo a fração dos voláteis (mgSSV/mgSST) igual a 88%. Os resultados encontrados para a análises da série de sólidos se aproximam dos valores esperados de um lodo de alta estabilidade e provenientes de um reator em operação – 2000 – 40000 SST e 3000 – 17000 SSV mg/l (ZHANG, et al., 2008; LEITE et al., 2006; JORDÃO et al., 2005; BELLI et al., 2004; TACHIN, 2002; MENEZES et al., 2001). Essa informação é importante para melhor caracterizar a biomassa que será utilizada como inóculo no período de partida do aparato experimental, bem como prever seu desempenho.

Os resultados da atividade das bactérias Anammox pelo método RBS estão apresentados na Figura 6.

Figura 6. Resultados da atividade das bactérias Anammox em RBS.

Fonte: Própria

Sabe-se que a redução de tempo de partida em projetos é um critério importante, principalmente em reatores que envolvam o processo Anammox. Desta forma, é necessário buscar medidas que favoreçam o cultivo e enriquecimento da biomassa. Um sistema apropriado para isso, seria o reator em batelada sequencial (RBS), devido às suas fortes condições seletivas alcançadas neste sistema (STROUS et al., 1997, 1998, 1999; FUX et al., 2002; Van DONGEN et al., 2001).

Segundo a literatura, o processo Anammox em sistema RBS operados em escala de bancada demanda um tempo variável entre 50 e 120 dias (DAPENA-MORA et al. 2004; CHAMCHOI & NITSORAVUT, 2007; LÓPEZ et al. 2008; CAMPOS, 2011).

Como o lodo de anammox era proveniente de um reator já em operação e estava ativo, observou-se sua estabilidade em RBS em 40 dias. Sua atividade proporcionou uma remoção total de nitrogênio igual a 90%.

Posterior a esse procedimento, foi feita a inoculação no reator FBP baseando-se nos estudos de Sánchez-Guillén et al. (2015a).

6.3. Caracterização efluente pós-UASB

Em relação aos resultados da caracterização do efluente após o tratamento por reator UASB (afluente do reator deste trabalho), Sachetto e Cruz, 2018 descreveram valores médios referentes a um ano de coleta de diversas variáveis físico-químicas.

O valor médio para concentração de amônia foi de $40 \pm 7,9 \text{ mg. L}^{-1}$, o que infere na adição de nitrito na mesma faixa, para que seja obedecida uma relação proporcional de 1:1 com amônia, a fim de que se mantenha a estequiometria proposta na Equação IV. Segundo Von Sperling (2005), esta concentração de amônia é típica de efluentes domésticos (20 a 40 mg/L). Como já descrito previamente no item (5.5), o nitrito será adicionado de forma sintética para proporcionar condições adequadas ao desenvolvimento das bactérias Anammox e, assim, ser possível avaliar a interferência da matéria orgânica em seu metabolismo.

Além disso, é importante observar os valores de sólidos suspensos voláteis ($34 \pm 16 \text{ mg. L}^{-1}$), visto que a utilização deste efluente como fonte de alimentação para o experimento, pode acarretar o arraste de microrganismos que poderão causar impactos ao interagirem com as bactérias Anammox previamente aderidas ao meio suporte no reator FBP.

O valor médio de matéria orgânica em termos de DQO foi igual a ($100 \pm 34 \text{ mg. L}^{-1}$) e é importante para que se tenha um melhor controle da relação C/N.

Quanto a avaliação da biodegradação do efluente em função da temperatura de armazenagem durante a alimentação, os valores médios referentes a 5 amostras distintas apresentaram, para armazenagem em temperatura ambiente decaimento da DQO e da DQOsolúvel após dois dias de 73,8% e 60,9%, respectivamente. A armazenagem em temperatura de 4°C demonstrou 46,9% de degradação da DQO e 41,6% de degradação da DQOsolúvel. Desta forma, foi possível se constatar que tanto a variável DQO quanto a DQOsolúvel apresentaram menor decaimento em sua biodegradação quando armazenadas em temperaturas mais baixas, conforme o esperado já que em temperaturas mais elevadas há um aumento exponencial das taxas dos processos catabólicos (ANTONIO, 1996).

De modo geral, os resultados demonstram uma estabilidade muito baixa para esse tipo de efluente, principalmente em temperaturas ambientes. Desta forma, infere-se que dependendo da frequência de alimentação do reator em escala de bancada, a concentração e qualidade do afluente no reator pode se alterar, prejudicando a avaliação sistemática e, por conseguinte, da compreensão real da influência dos compostos orgânicos no processo Anammox.

Sendo assim, abordou-se algumas alternativas para contornar essa problemática: (I) alimentação por um sistema refrigerado; (II) alocação do reator na própria estação de tratamento, tendo a sua alimentação direta; (III) Alimentação via reservatórios, de forma análoga a primeira etapa, sendo repostado diariamente o efluente utilizado.

Salienta-se ainda que em relação a alternativa (I), deve-se levar em consideração que as temperaturas mais baixas na entrada do reator podem interferir nos processos autotróficos, dificultando assim o melhor entendimento quanto a influência direta dos compostos orgânicos. Quanto a opção de instalação do sistema na própria estação de tratamento, as dificuldades encontradas seriam a viabilidade de instalação do sistema nas estações e a logística para coleta/análise em laboratório. Em relação a opção (III), os obstáculos encontrados serão similares aos descritos na opção (II).

As alternativas foram avaliadas e discutidas em grupo de pesquisa, sendo adotado a opção (II), em parceria com a “*Sociedade de Abastecimento de Água e Saneamento S/A*” (SANASA) de Campinas, que se comprometeram em ajudar no monitoramento e manutenção do sistema, facilitando a operação do reator a longo prazo e viabilizando a utilização de novo efluente anaeróbio diário.

6.4. Operação do reator (2º Fase)

Neste tópico os resultados foram divididos em etapas, sendo descritos da seguinte forma: **Etapas I Estabilização** (estabilização, somente com efluente sintético); **Etapas II** (alimentação com efluente anaeróbio, Q igual a 11,1 L/d, NLR igual a 0,55 kg-N/m³.d e Carga orgânica igual a 0,95 kg-DQO/m³.d; **Etapas III** (alimentação com efluente anaeróbio, Q igual a 22,2 L/d; NLR igual a 1,42 kg-N/m³.d e Carga orgânica igual a 3,95 kg-DQO/m³.d; **Testes** - onde serão descritos alguns testes efetuados no reator (remoção

de nitrogênio total no minibob e vazão de projeto); **Perfil** e, por fim, uma **Análise geral dos resultados** obtidos no tempo decorrido de operação.

6.4.1. Etapa I: Estabilização

Visto que na primeira fase do projeto regular foi identificada a necessidade de recirculação do efluente final no sistema, esta etapa foi elaborada com uma nova inoculação, previamente submetida a sua ativação, com o intuito de obter um melhor rendimento e acomodação das bactérias Anammox, visando à formação e desenvolvimento de diferentes comunidades bacterianas, com potencial de remoção simultânea de compostos nitrogenados e orgânicos. Os resultados referentes a esta etapa são apresentados nas Figuras 7 e 8.

Figura 7. Concentração dos compostos nitrogenados ao longo da estabilização - A: Amônia; B: Nitrito; C: Nitrato; D: Nitrogênio total.

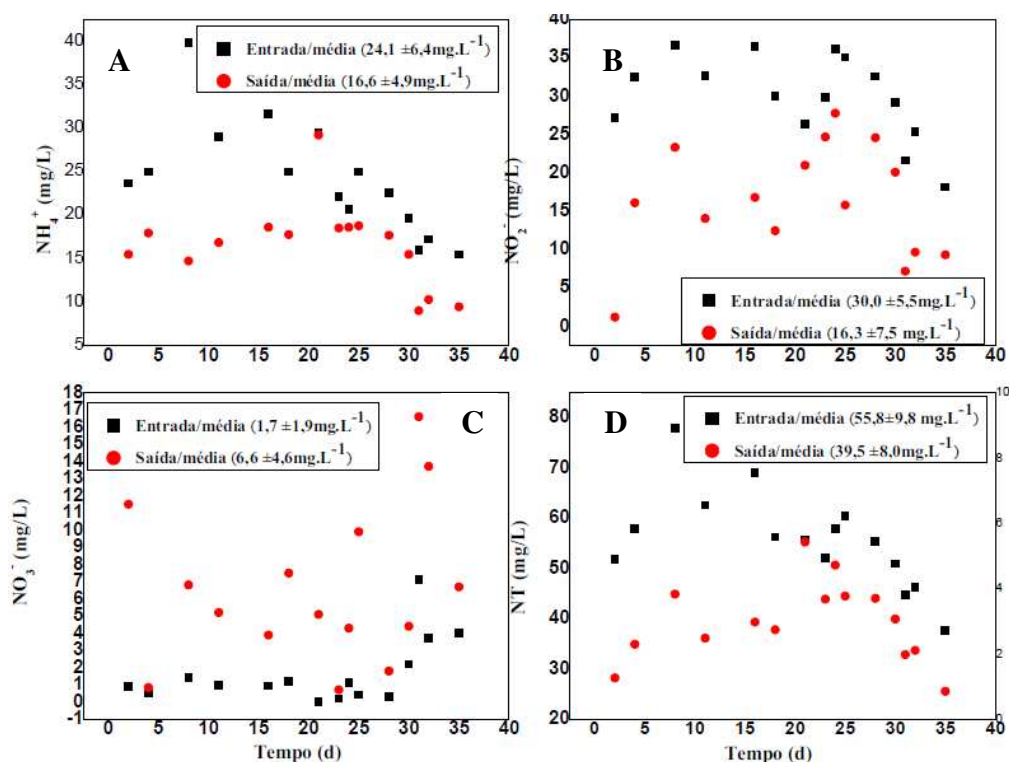
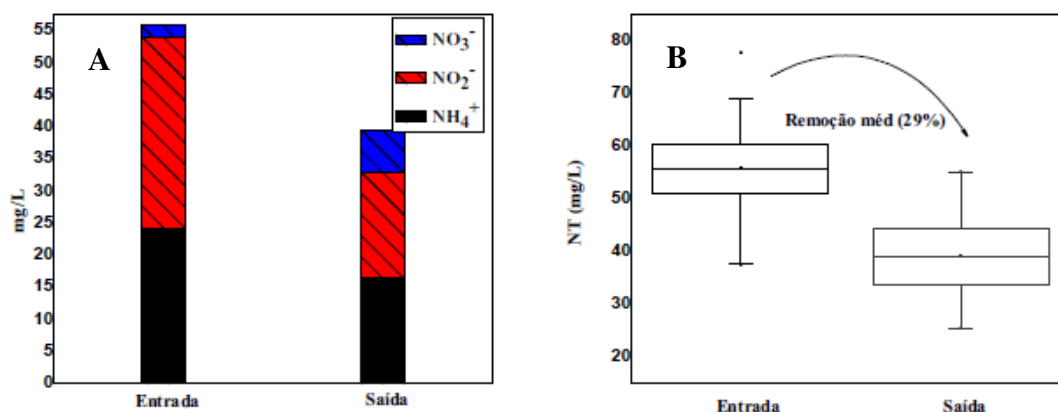


Figura 8. Média da entrada de Amônia, Nitrito e Nitrato em mg/L – A; box plot NT em mg/L -B.



Nesta etapa, o reator foi operado por 35 dias, com carga aplicada de 0,47 kg.N.m⁻³.d⁻¹, uma vazão de 11,1 L.d⁻¹ (1/3 da vazão projetada), com um tempo de detenção hidráulica (TDH) de 0,12 d e foram avaliados diferentes configurações de recirculação. Inicialmente foi adotado uma relação de 0,1 para vazão recirculada/vazão aplicada (Qr/Q) sendo esse valor indicado em literatura para FBP (DAIGGER AND BOLTZ, 2011; METCALF & EDDY, 2016). Esse procedimento foi avaliado por 16 dias e o reator se mostrou estável e com um rendimento de 46%, sendo superior ao obtido na primeira fase do projeto por Menezes (2019), devido a utilização de recirculação, ao lodo Anammox de reatores em operação e a sua ativação antes da inoculação.

Considerando a etapa estabilizada e com o intuito de minimizar custos operacionais foi retirado o sistema de recirculação. Contudo a eficiência do reator diminuiu entre o décimo sexto (16º) dia ao vigésimo terceiro (23º) dia, demonstrando que mesmo após a estabilização do sistema, a necessidade da recirculação é essencial, corroborando com os resultados de Menezes (2019).

Segundo a literatura a aplicação da recirculação favorece o sistema, visto que melhora o molhamento do material suporte, facilitando o contato entre o substrato e o biofilme, além de recircular as bactérias ativas que possam ter sido lavadas e devolvidas ao sistema (DAIGGER AND BOLTZ, 2011).

No (24º) vigésimo quarto dia retornou-se com o sistema de recirculação, houve o aumento gradativo de sua eficiência. Ressalta-se que para obter um maior rendimento e em pouco tempo, aumentou-se a relação Qr/Q para 1, sendo o sugerido em literatura já supracitada e também por ser a mesma utilizada por Sánchez-Guillén et al.

(2015a). Ademais, o reator foi avaliado até o (35°) trigésimo quinto dia, finalizando com uma eficiência de 32% de remoção de nitrogênio total e uma média de 29% ao longo de todo período. Em comparação com Sánchez-Guillén et al. (2015a), quando foi considerado estável o sistema a partir do (49°) quadragésimo nono dia, com uma eficiência de 40%, é coerente a consideração de estabilidade pelo tempo avaliado e em função da logística desta pesquisa.

Para melhor descrever os processos metabólicos ocorridos nesta etapa, a Tabela 7 apresenta o balanço de massa dos compostos nitrogenados observados no reator de acordo com os cálculos previamente descritos no item 5.6.

Tabela 4. Balanço estequiométrico das médias obtidas no experimento na etapa de estabilização.

Observação	Consumo (mg/L)			Produção (mg/L)	Relação Consumo	Processos biológicos observados no reator (Diferentes rotas metabólicas)	
	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₂ ⁻	NT	N-NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻ /NH ₄ ⁺	Anammox %	AOB/NOB %
Atribuído	7,0	9,3	16,3	1,8	1,34	99,9	23,5
Esperado	7,6	10,0	17,6	2,0	1,32	-	-
Observado	7,6	13,7	16,3	4,9	1,8	-	-

Foram considerados apenas os processos metabólicos das bactérias Anammox e das bactérias oxidadoras de nitrito (NOB), visto que nesta fase não há adição de compostos orgânicos, sendo insignificante a possível remoção pela desnitrificação. Em relação ao processo de nitrificação, apesar do controle com a entrada de OD, não foi possível evitá-lo, permitindo a competição entre as bactérias Anammox e NOB. Apesar disso, não houve inibição dos processos metabólicos das bactérias Anammox, visto a proximidade com os cálculos teóricos para remoção por essa via.

6.4.2. Etapa II

Logo após a etapa I, de estabilização, o reator foi alocado na estação de tratamento da SANASA, localizada em Barão Geraldo, Campinas-SP. Essa medida foi tomada tendo em vista que esta parte do projeto é caracterizada pela alimentação com efluente pós-UASB da estação, e teve essa mudança de local com intuito de preservar as

características do efluente e a proposta de tratamento em um sistema de linha principal (*mainstream*).

A operação do reator se deu de forma análoga a etapa anterior, tendo seus parâmetros operacionais apresentados na metodologia (Tabela 3).

Esta etapa teve o intuito de avaliar se a aplicação de efluente pós-UASB influenciaria o processo Anammox, visto que compostos carbonáceos mesmo após a sua biodigestão em compostos mais lábeis, podem inibir as bactérias Anammox.

Desta forma, iniciou-se a operação com uma menor vazão ($Q = 11,1 \text{ L/d}$) e consequentemente menores cargas aplicadas de matéria orgânica ($\text{ORL} = 0,95 \text{ kg-DQO/m}^3\cdot\text{d}$) e nitrogênio total ($\text{NLR} = 0,55 \text{ kg-N/m}^3\cdot\text{d}$), para diminuir o choque do sistema e decorrentes dos sólidos suspensos do efluente anaeróbio. Os resultados dessa etapa são apresentados nas Figuras 9, 10 e 11.

Figura 9. Concentração dos compostos nitrogenados ao longo da 1ª etapa - A: Amônia; B: Nitrito; C: Nitrato; D: Nitrogênio total.

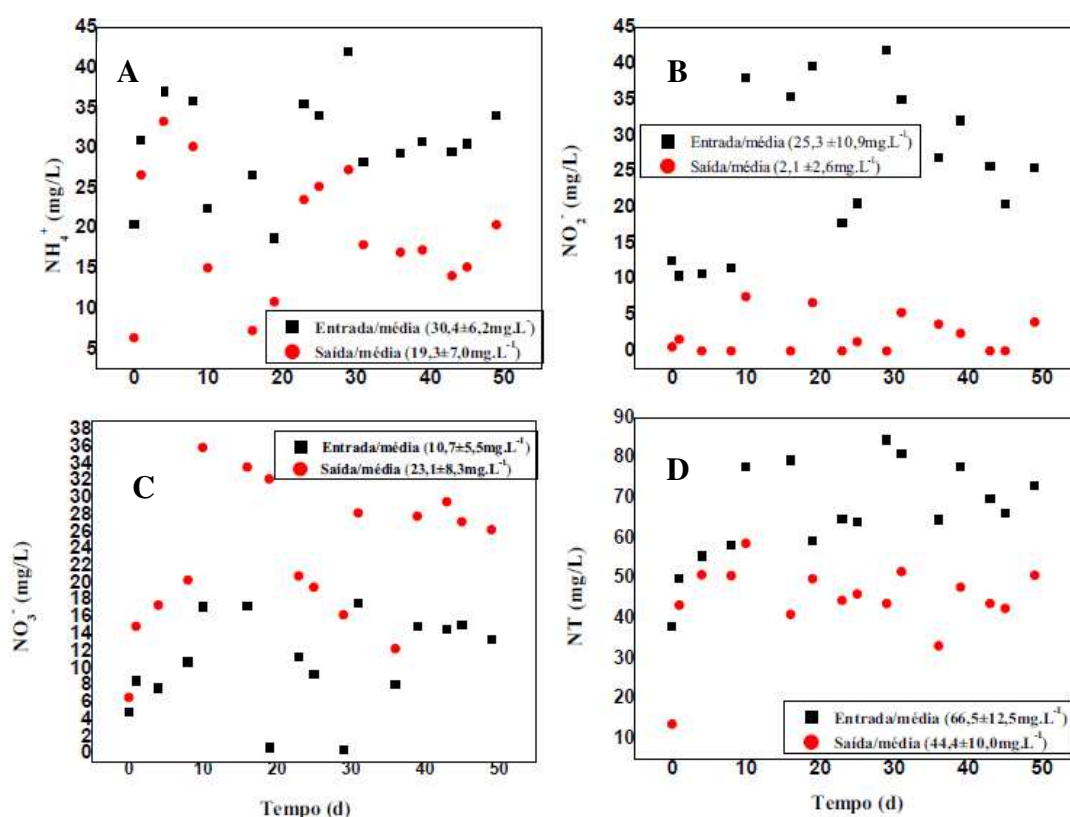


Figura 10. Eficiência de remoção Nitrogênio total e DQO e DQO Solúvel (DQOs) em gráfico box plot..

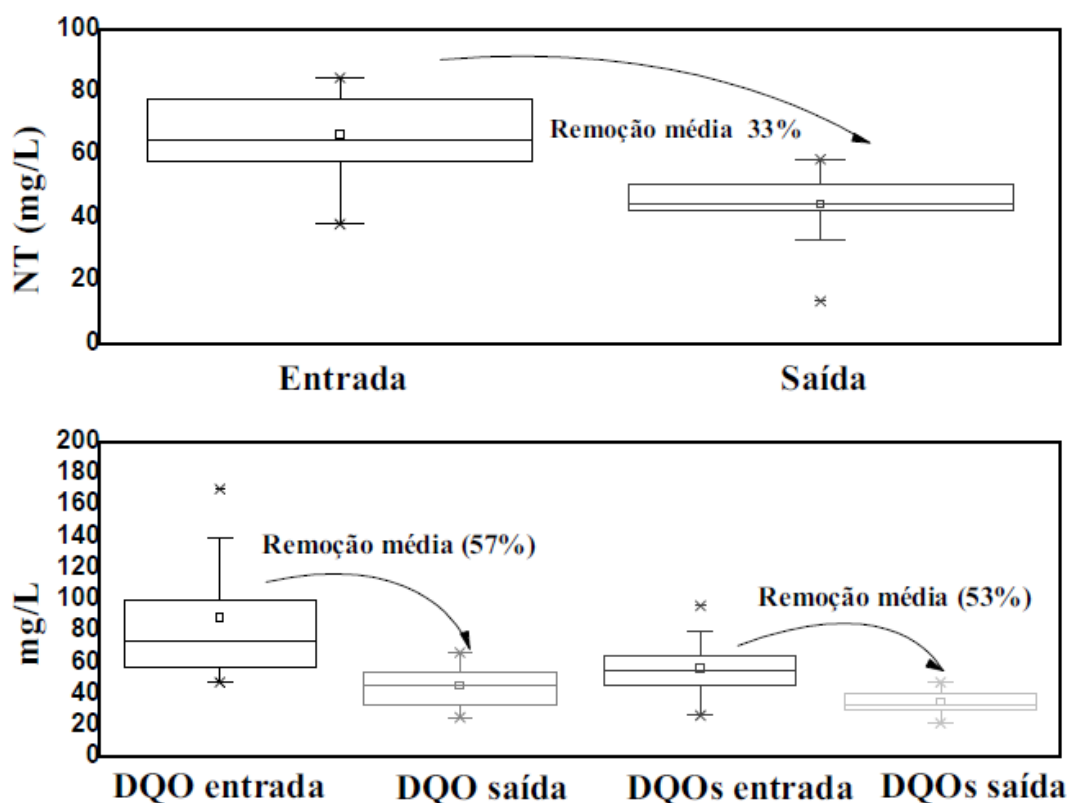
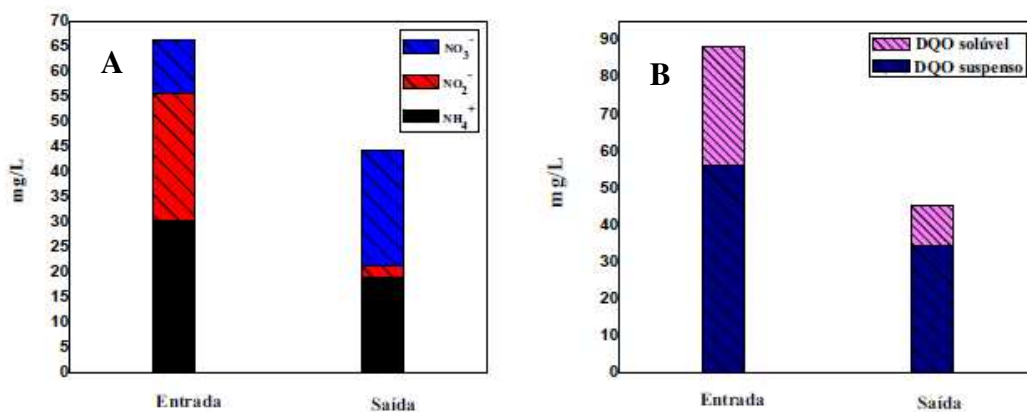


Figura 11. Consumo compostos nitrogenados (A) e orgânicos (B) em mg/L.



O reator manteve essa configuração por 50 dias, no começo de sua operação entre o primeiro (1º) e oitavo (8º) dia, houve problemas com a alimentação por nitrito. Deste modo, o baixo rendimento inicial pode ser devido a adaptação do sistema em torno da presença de compostos orgânicos ou pela baixa concentração de nitrito (aceptor utilizado pelas bactérias Anammox) ou, ainda, pela combinação dos dois fatores.

Entre o décimo sétimo dia (17º) e o décimo nono (19º), por problemas de operação das bombas o sistema ficou sem recirculação, afetando diretamente na eficiência do reator.

Contudo, apesar dos ocorridos, o reator se mostrou estável e favorável a remoção simultânea de compostos nitrogenados e orgânicos, sendo observados remoções em torno de 33% e 57%, respectivamente. Ressalta-se que o sistema ainda não estava totalmente estabilizado, pois apresentava aumento gradativo na remoção de NT, contudo visto que a eficiência em média se manteve igual a etapa de estabilização, foi considerado que não houve inibição das bactérias Anammox pela alimentação com efluente doméstico. Desta forma, o reator foi preparado para a próxima fase do estudo, aplicando um incremento na vazão e consequentemente em sua carga aplicada (nitrogênio e orgânica).

Para melhor descrever os processos ocorridos nesta etapa, na Tabela 7 são apresentados o balanço de massa e na Figura 12 a situação do reator ao término da estabilização e após alimentação com efluente anaeróbico para efeito de comparação entre as fases.

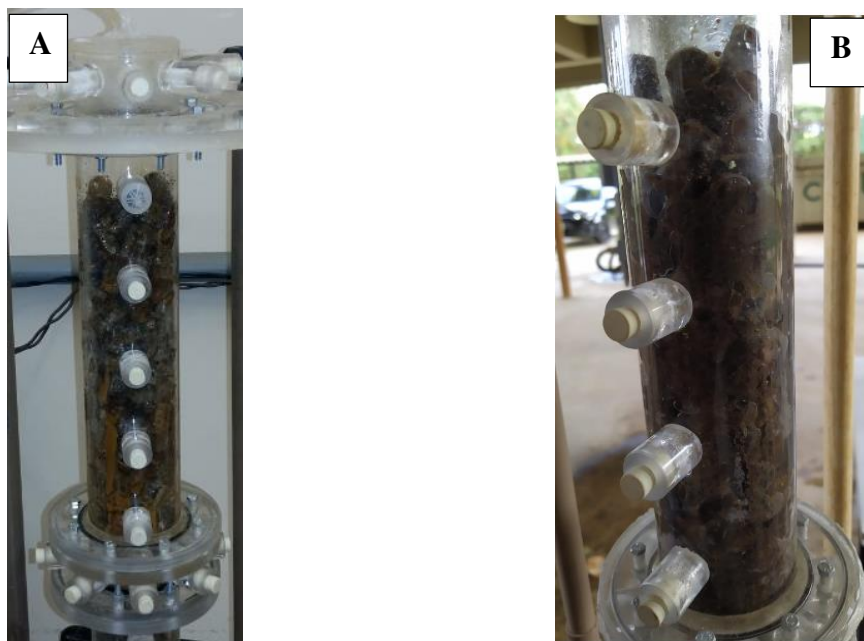
Tabela 5. Balanço estequiométrico das médias obtidas no experimento na etapa II.

Observação	Consumo (mg/L)			Produção (mg/L)	Relação Consumo	Processos biológicos observados no reator (Diferentes rotas metabólicas)		
	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₂ ⁻	NT	N-NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻ /NH ₄ ⁺	Anammox %	AOB/NOB %	SND* %
-								
Atribuído	9,5	12,5	22	1,5	1,31	60,6	35,8	46,6
Esperado	11,2	14,8	26	2,9	1,32	-	-	-
Observado	11,2	23,2	22	12,3	2,07	-	-	-

*Desnitrificação, **Consumo DQOs de 44,5mg/L.

Observa-se pelos resultados que os processos metabólicos são mais acentuados, vistos que a utilização de efluentes anaeróbios possibilita a remoção por diferentes rotas metabólicas. É possível avaliar que houve um decaimento no rendimento na remoção pelo processo Anammox (99 para 60%), contudo o sistema se manteve robusto e com a eficiência igual a etapa anterior. Esses resultados mostram a interação entre os diferentes microrganismos e a sua competição e coexistência no sistema.

Figura 12. A – Reator etapa I (estabilização); B – Etapa II.



É possível observar, pela Figura 12, que houve um incremento de biomassa no primeiro compartimento do reator, devido a recirculação do sistema e a presença de sólidos suspensos no efluente pós-UASB, o que favorece o contato entre substrato/biomassa proporcionando remoções simultâneas dos compostos orgânicos e nitrogenados, o que infere na existência e interação entre os microrganismos heterotróficos e autotróficos.

6.4.3. Etapa III

Após quarenta e nove (49^o) dias de alimentação com efluente pós-UASB, o reator foi considerado estável e já adaptado, não havendo mais a necessidade de baixas cargas aplicadas. Sendo assim, aumentou-se a vazão para 22,2 L/d, consequentemente o NLR foi igual a 1,42 kg-N/m³.d e a Carga orgânica (OLR) igual a 3,85 kg-DQO/m³.d XXXX. Sabe-se que esse aumento iria implicar em uma maior concentração de sólidos suspensos, podendo inibir os processos metabólicos das bactérias Anammox, devido a maior competição por substrato. Outras configurações do sistema foram mantidas (recirculação, estequiometria 1:1 e controle de OD), com o intuito de favorecer as bactérias Anammox. Deste modo, a operação do reator se deu de forma análoga a etapa anterior, tendo seus parâmetros operacionais apresentados na metodologia (Tabela 3).

Apesar do aumento da vazão, observa-se que a maioria dos parâmetros operacionais se mantiveram de acordo com a literatura. Ainda assim, houve um incremento considerável (dobrou) nas cargas dos compostos aplicados (nitrogenados e orgânicos) e em sua relação C/N (igual a 3,5). A discussão sobre os parâmetros de todas as etapas será abordada no item 6.4. Os resultados dessa etapa são apresentados nas Figuras 13, 14 e 15.

Figura 13. Concentração dos compostos nitrogenados ao longo da etapa III.

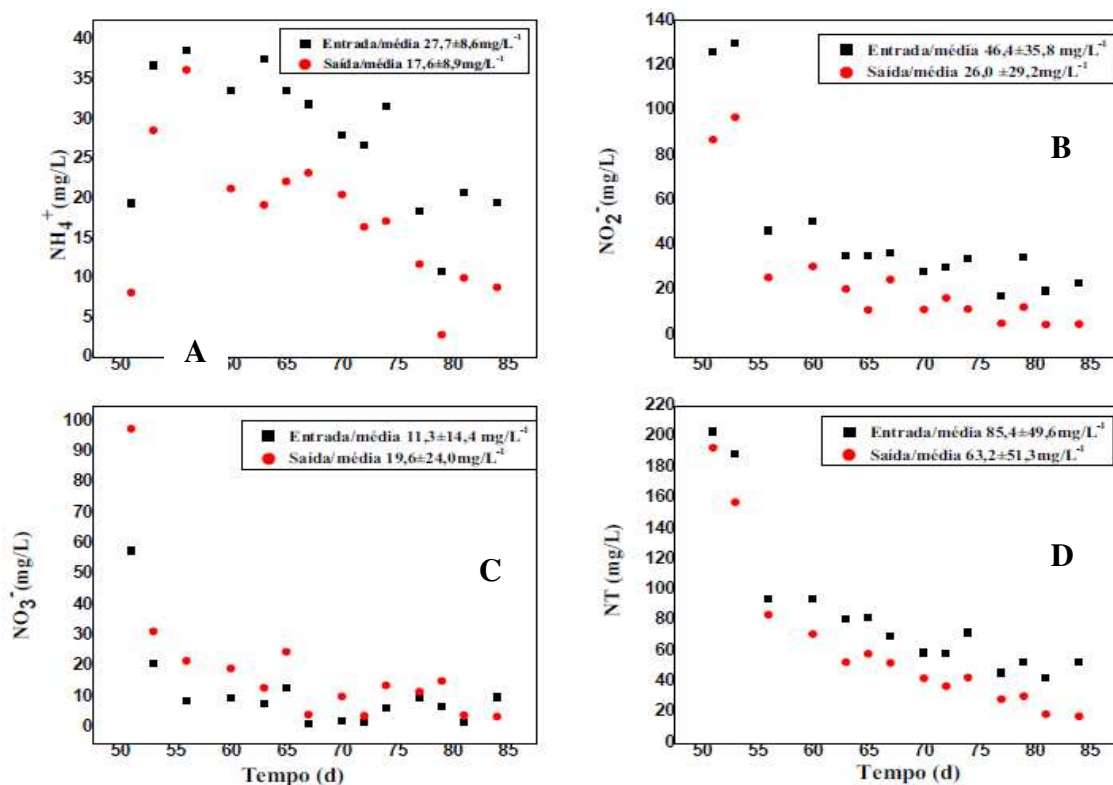


Figura 14. Eficiência de remoção Nitrogênio total e DQO e DQO Solúvel (DQOs) em gráfico box plot

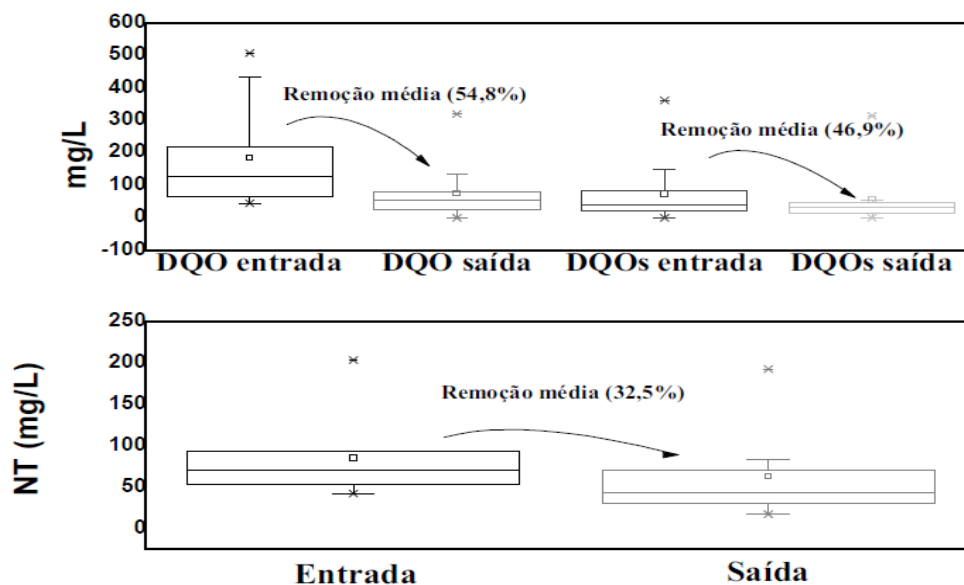
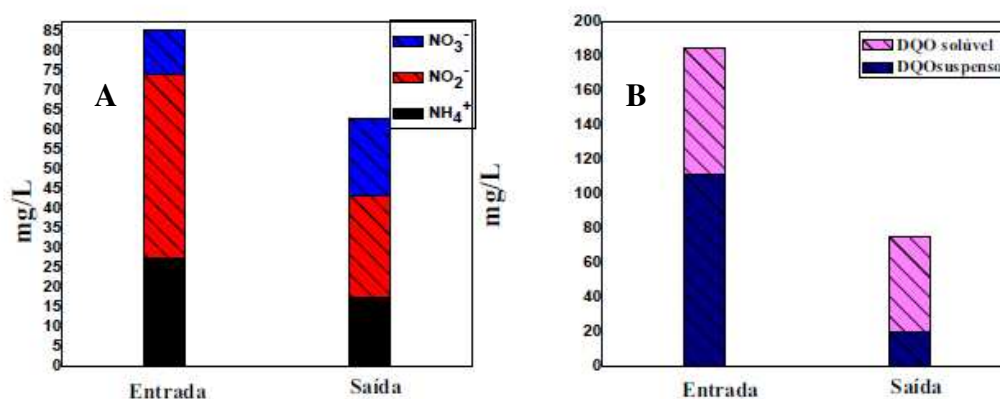


Figura 15. Entrada e saída em mg/L – A: Compostos nitrogenados; B: Compostos orgânicos



Essa operação teve a duração de trinta e cinco (35) dias e mostrou-se em média uma remoção de compostos nitrogenados e orgânicos similar com a etapa anterior. Contudo, o sistema em seu início teve uma queda de 5% em seu rendimento, possivelmente ao choque da elevada concentração de nitrito e DQO em sua alimentação, aumento esse por problemas no controle de diluição dos reservatórios de substrato. De acordo com Jin et al. (2012), o nitrito é um fator importante no rendimento de processos Anammox, visto que sua elevada concentração pode ocasionar a formação de ácido nitroso, inibindo as bactérias. Ressalta-se que o nitrito era monitorado constantemente, sendo atribuído ao sistema concentrações na mesma proporção da amônia, visando a estequiometria proposta 1:1.

Apesar deste episódio isolado, ao decorrer da operação o reator se mostrou robusto a variações de cargas, visto que houve aumento gradativo de sua eficiência de remoção do nitrogênio total ao longo do tempo, retornando ao rendimento da etapa anterior em treze (13) dias.

Nesta etapa, o sistema obteve uma média de remoção de 32,5% e 54,8% para nitrogênio total e DQO, respectivamente. Entretanto, após vinte e quatro (24) dias de operação com esta configuração, o reator continuou com um aumento gradativo na remoção de NT, chegando a 67% ao término desta etapa. Todavia, essa eficiência se deve ao excesso de sólidos suspensos no sistema (mais visivelmente observado no vigésimo oitavo (28º) dia em diante), o que ocasionou que o primeiro compartimento do reator (mais próximo da fonte de alimentação) se tornasse um sistema submerso, favorecendo o contato substrato/microrganismos. Arelado a isso, outros fatores são indicados para esse

aumento de eficiência, como por exemplo: diminuição de OD, havendo menos nitrificação e o aumento de processos como desnitrificação.

Desta forma, os processos de remoção de nitrogênio foram intensificados (Anammox e desnitrificação), contudo esse elevado rendimento foi observado em um reator em condições em desacordo com o projetado. Ademais, observou a necessidade de um controle em relação aos sólidos suspensos na alimentação do sistema para o efluente utilizado (com elevada carga de SST), sendo necessário um mecanismo de remoção ou um decantador antes do FBP, para evitar afogamento do sistema.

Para melhor descrever os processos ocorridos nesta etapa, na Tabela 9 são apresentados o balanço de massa e na Figura 16 o reator submerso ao término desta etapa.

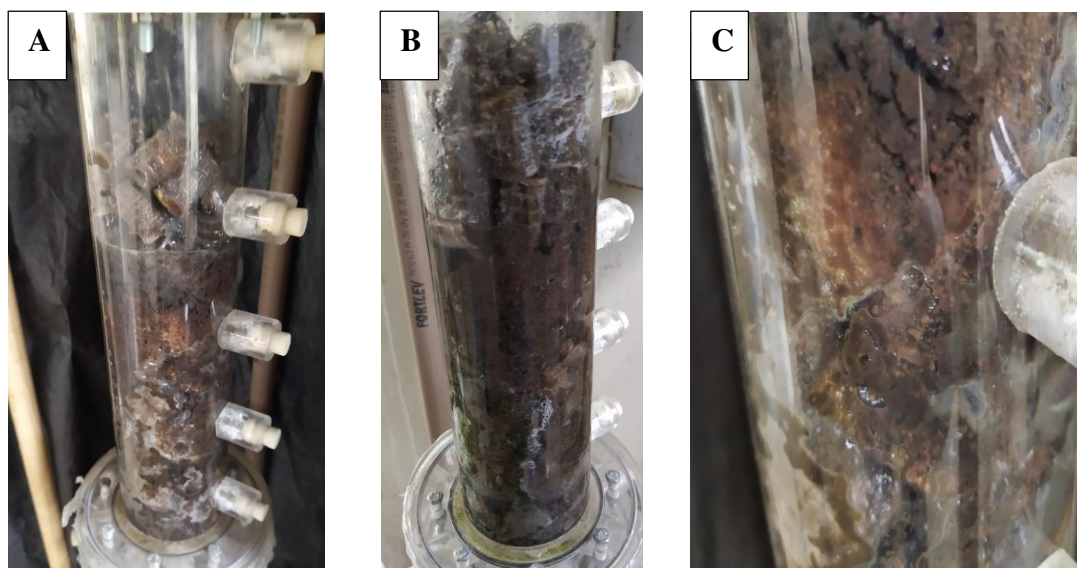
Tabela 6. Balanço estequiométrico das médias obtidas no experimento na etapa III.

Observação	Consumo (mg/L)			Produção (mg/L)	Relação Consumo	Processos biológicos observados no reator (Diferentes rotas metabólicas)		
	N- NH ₄ ⁺	N- NO ₂ ⁻	NT	N-NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻ /NH ₄ ⁺	Anammox %	AOB/NOB %	SND*
-								
Atribuído	9,6	12,6	22,2	8,3	1,31	65	27,2	42
Esperado	10,1	13,3	23,4	2,8	1,32	-	-	-
Observado	10,1	20,4	22,2	8,3	2,02	-	-	-

*Desnitrificação, ** Consumo DQOs de 39,5 mg/L.

Os resultados do rendimento por diferentes rotas metabólicas se mantiveram iguais a etapa anterior, comprovando que o efluente anaeróbio não inibiu as bactérias Anammox. Contudo, considera-se que houve uma pequena influencia, visto que a competição com outros microrganismos afetou o seu rendimento. Apesar disso, o sistema se manteve robusto, tanto em sua eficiência geral, como no rendimento da via Anammox, mostrando que é possível a coexistência de diferentes rotas metabólicas em um mesmo volume reacional, tornado possível a aplicação do sistema em linha “*maistream*” como um tratamento pós-UASB na remoção de compostos nitrogenados e orgânicos.

Figura 16. Reator ao termino da segunda etapa: A – Reator submerso 1° compartimento; B – Reator submerso 2° compartimento; C – Granulos avermelhados.



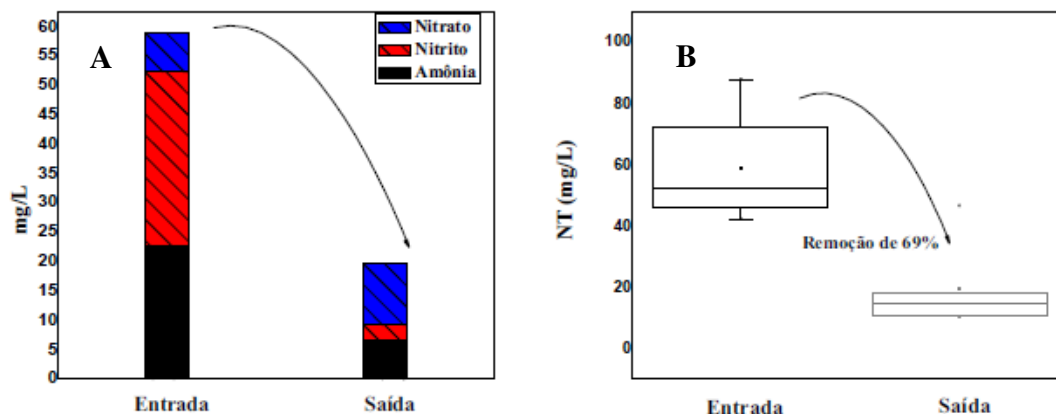
Salienta-se que em todas as etapas, independente da configuração ou da situação do sistema, foram observados grânulos aglomerados de coloração marrom-avermelhados, sendo características de bactérias Anammox (EGLI et al., 2001; EGLI et al., 2003). Segundo Jetten et al. (2005), esta cor é devido ao ferro ligado a enzima citocromo associadas a bactérias ativas. Ma et al. (2013), também associaram a ocorrência do processo Anammox e a eficiência de seus reatores com a formação de grânulos avermelhados no decorrer do estudo. Além da visualização dos grânulos Anammox, o desempenho do sistema foi avaliado pelo balanço estequiométrico decorrente de cada etapa.

6.4.4. Discussão dos Resultados Obtidos nos Testes realizados no Reator: Remoção de NT ao longo do reator e avaliação de operação com vazão igual a 33,3 L/d

No decorrer da operação na terceira etapa, foi avaliada a remoção dos compostos nitrogenados coletando-se alíquotas no próprio minibob do último compartimento, ou seja, foi avaliado o efeito de percolação do substrato pela biomassa aderida ao meio suporte, de modo a minimizar os possíveis interferentes da coleta no recipiente final do reator. O procedimento se deu pela coleta de alíquotas nas aberturas

do reator com o auxílio de uma seringa. Foram coletados no terceiro compartimento, penúltima abertura antes da saída do sistema (aproximadamente 1 metro de distância da fonte de alimentação). Os resultados deste teste são apresentados na Figura 17.

Figura 17. Remoção de compostos nitrogenados ao longo do reator ocorridas no meio suporte. A - Eficiência de remoção em mg/L (Amônia, Nitrito e Nitrogênio total); B - box plot NT em mg/L.



Os testes foram efetuados juntamente com as coletas normais feitas na operação da segunda etapa, os resultados são referentes as últimas cinco análises do sistema. Observa-se pelos resultados que os processos metabólicos no minibob são mais acentuados, obtendo remoção maiores que as encontradas na saída do reator. Acredita-se que esse rendimento seja em função das melhores interações substrato/microrganismos pelo processo de percolação no biofilme aderido no meio suporte.

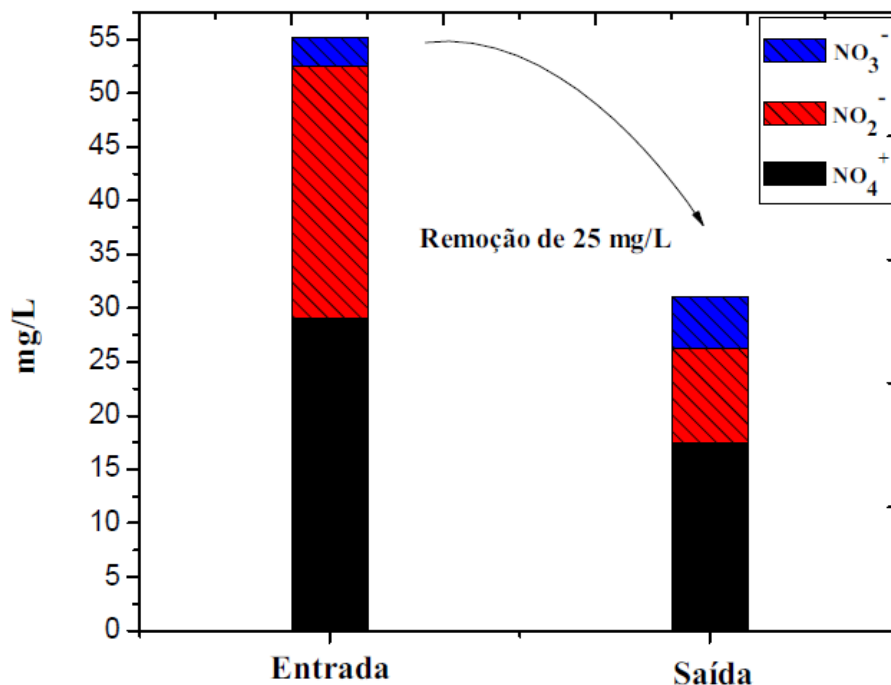
Devido ao efeito parede e as zonas mortas (já supracitados), a remoção geral do reator é uma combinação do consumo do substrato pela interação com os microrganismos e o efluente que percola pela parede sem sofrer degradação, ocasionando em uma concentração de saída maior que a encontrada no minibob.

Ainda que com o aumento da vazão e a alimentação com efluente pós-UASB tenham aumentado a quantidade de sólidos suspensos no reator e com isso aumentando a possibilidade de contato entre biomassa e substrato, essa condição apenas favoreceu o rendimento do sistema próximo ao fim da operação da segunda etapa, tendo o reator submerso e consequentemente o aumento gradativo de sua eficiência.

Visto que ao término da terceira etapa o reator se encontrava submerso, entendeu-se que a vazão aplicada seria o limite suportado para o sistema. Contudo, deu-

se continuidade na operação, com o aumento da vazão de projeto (33,3 L/d). Os resultados dessa etapa são apresentados na Figura 18.

Figura 18. Remoção de compostos nitrogenados na terceira etapa.



Esta etapa teve duração de apenas quinze (15) dias, e foi possível observar que desde a primeira avaliação com essa configuração o reator mostrou desempenho similar as etapas anteriores, mantendo ao final desta operação uma média de remoção de 41%. Esse resultado mostra a estabilidade do reator quanto a variação de carga e a possíveis choques no sistema. Contudo, com incremento da vazão, consequentemente maior o acréscimo de sólidos suspensos no sistema, corroborando para o afogamento do primeiro compartimento em apenas oito (8) dias. Fato esse que corrobora com uma maior eficiência e confirma a necessidade de uma etapa de sedimentação anterior ao FBP ou um suporte para drenagem do sistema em alimentação com elevada carga de SST.

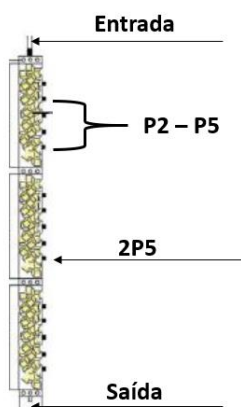
6.4.5. Perfil de Remoção dos Compostos Nitrogenados ao longo do reator.

Para melhor avaliar o comportamento do reator filtro biológico percolador, foram efetuadas coletas ao longo do sistema pelas aberturas em suas laterais (já supracitadas). Esse procedimento teve como intuito verificar a degradação dos compostos

nitrogenados em função da altura, ou seja, averiguar se a distância da fonte de alimentação teria impactos diferentes em cada compartimento.

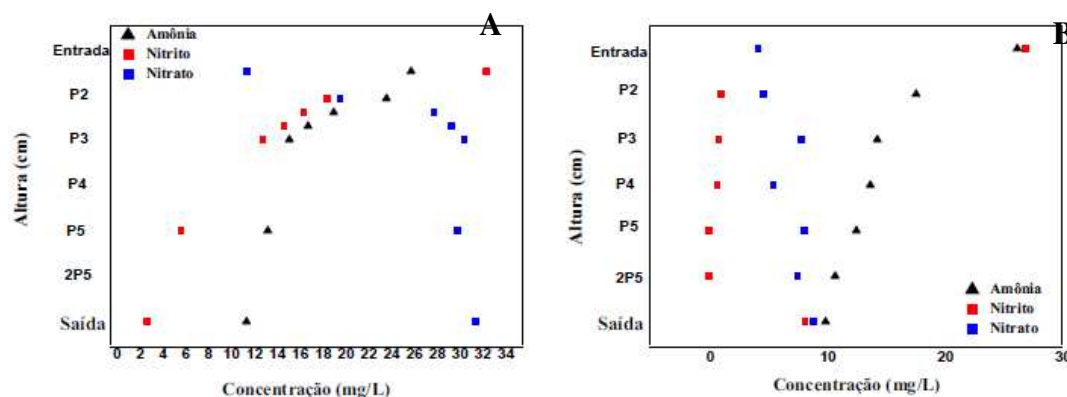
O monitoramento foi feito nas etapas II e III após o reator ser considerado aclimatado a cada configuração de operação aplicada. Ressalta-se que não foram realizados o perfil na estabilização, visto que essa condição já fora realizada por Menezes (2019). A Figura 19 mostra os pontos de coleta efetuados para a avaliação do perfil.

Figura 19. Pontos de amostragem na avaliação do perfil



O reator foi avaliado nos seguintes pontos: entrada, primeiro compartimento nos pontos 2 a 5 (P2 a P5) de aberturas, no 5 ponto de abertura do segundo compartimento (2P5) e por fim na saída do reator. Salienta-se que o ponto inicial do primeiro compartimento não foi amostrado, visto que após acomodação dos meio suportes, este ponto ficou sem minibob para extração de alíquotas. Além disso, foram amostradas mais alíquotas no primeiro compartimento devido a premissa de que haveria maior decaimento dos compostos nitrogenados, uma vez que se encontram mais próximo da fonte de alimentação e por manter maior volume de biomassa. Na Figura 20 são apresentados os resultados do perfil para cada etapa avaliada.

Figura 20. Resultados das amostragens do perfil: A – Etapa I; B –Etapa II.



O reator é considerado como entrada o seu ponto mais alto (1 metro) e foram avaliados o decaimento dos compostos nitrogenados até saída do sistema (0 metros). Pelo gráfico podemos observar o decaimento da amônia, nitrito e a produção de nitrato ao longo do reator. Os resultados corroboraram com os dados apresentados nos tópicos anteriores, mostrando diferentes processos metabólicos ao longo do reator (Anammox, nitrificação e desnitrificação). Além disso, observa-se que o maior consumo ocorre no primeiro compartimento, validando a premissa supracitada. Não obstante, ainda se nota que na segunda etapa a concentração inicial de nitrato é menor que na primeira etapa, isto se deve ao fato do preenchimento de elevada carga de biomassa, o que impede a sua transferência para o meio da espuma, protegendo e favorecendo (uma das vantagens de biofilmes) as bactérias Anammox aderidas ao mesmo (EGLI et al., 2003).

Ressalta-se que trabalhos como de Menezes (2019), Sanchez Guillén *et al.* (2015b) e Wang *et al.* (2019), relataram resultados similares, observando em seus sistemas um maior consumo de compostos nitrogenados, diferentes rotas metabólicas e uma elevada concentração de biomassa próximos a fonte de alimentação de seus reatores.

6.5.6. Comparação das Etapas

Neste tópico serão abordados, discutidos e comparados com a literatura, todos os resultados obtidos em todas as etapas desta pesquisa. Avaliando de modo geral, os resultados apresentaram que o reator tem a capacidade de promover diferentes reações metabólicas, sendo o processo Anammox um deles. A seguir são apresentados todos os

resultados já apresentados nesta pesquisa nas Figuras 21 e na Tabela 13, a fim de melhor comparação entre as etapas e com a literatura.

Figura 21. Comparação de eficiência entre os resultados de todas as etapas –A: NT (%) em box plot e B: NT em mg/L.

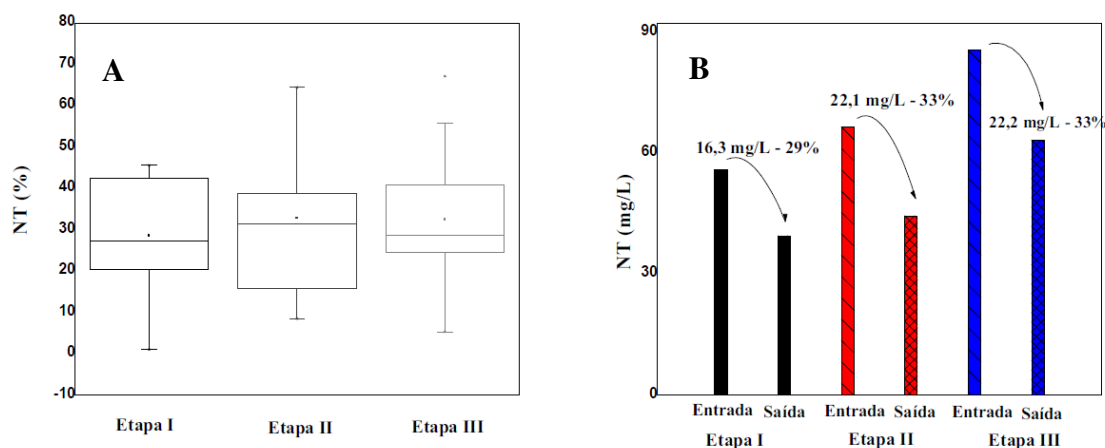


Tabela 7. Balanço estequiométrico das médias obtidas no experimento em todas as etapas na condição Atribuído.

Observação	Consumo (mg/L)			Produção (mg/L)	Relação Consumo	Processos biológicos observados no reator (Diferentes rotas metabólicas)		
-	N- NH ₄ ⁺	N- NO ₂ ⁻	NT	N-NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻ /NH ₄ ⁺	Anammox %	AOB/NOB %	SND*
Etapa I (Estabilização)	7,0	9,3	16,3	4,9	1,34	99,9	23,5	-
Etapa II	9,5	12,5	22	12,3	1,31	60,6	35,8	46,6
Etapa III	9,6	12,6	22	8,3	1,31	65	27,2	42

*Desnitrificação

O reator foi avaliado por aproximadamente 120 dias, em três distintas etapas, conforme já descrito nos tópicos anteriores. De forma geral, observa-se que a alimentação com efluente pós-UASB não teve impacto significativo no rendimento do sistema, visto que a eficiência na remoção de NT em todas as etapas se mantiveram similares, demonstrando um reator estável e robusto as variações implicadas nele. Ademais, verificou-se a remoção simultânea de compostos orgânicos e nitrogenados.

Sabe-se que a presença de matéria orgânica pode afetar o metabolismo Anammox (CHAMCHOI et al., 2008; GÜVEN et al., 2005; MOLINUEVO et al., 2009; LI et al., 2019; WANG, 2020), principalmente pela inibição do processo ou pela interação com outros microrganismos, em função da competição pelo nitrito, nitrato ou fonte de

carbono (GUVEN et al., 2005; KARTAL et al., 2007a; KARTAL et al., 2007b). Contudo, desde que haja condições ótimas para o desenvolvimento das bactérias Anammox, a cooperação entre as bactérias Anammox, AOB, NOB e desnitrificantes pode ser alcançada em um sistema de remoção simultânea de compostos orgânicos e nitrogenados, principalmente em sistemas de baixa carga de DQO e relação C/N inferiores a 2 (STROUS et al., 2002; GUVEN et al., 2005; STROUS et al., 2006; KARTAL et al., 2007b; VEYS et al., 2010; WANG et al., 2011; LI-DONG et al., 2012; LI et al., 2019; WANG, 2020).

Segundo Chernicharo et al. (2015), essas condições são alcançadas em reatores UASB, ou seja, a aplicação do processo Anammox é um sistema ideal para o tratamento pós-UASB de efluentes domésticos. Além disso, reatores alimentados com propionato e acetato (subprodutos de reatores pós-UASB), favorecem o desenvolvimento de bactérias Anammox, tornando-as capazes de superar as bactérias desnitrificantes pela competição pelo nitrato e fonte de carbono, de acordo com a afinidade pelo substrato (KARTAL et al., 2012; JENNI et al., 2014).

Outras condições podem favorecer os processos de remoção de nitrogênio em reatores baseados na via Anammox. Um dos principais fatores no rendimento de um reator, principalmente no período de start-up, são as suas condições de operação, forma de inoculação e lodo utilizado.

Em relação a forma de inoculação e do lodo utilizado, vários autores salientaram que a utilização de um lodo Anammox de alta estabilidade e a sua prévia ativação microbiana são essenciais para um melhor rendimento (CHEN et al., 2016; CHINI et al., 2016; WANG et al. 2016). Essas condições foram atendidas em virtude da utilização do lodo Anammox cedido pela empresa “*PAQUES Brasil Sistemas para tratamento de Efluentes Ltda*”, além da sua aclimação em sistema RBS.

Além disso, a utilização da recirculação do efluente favorece o sistema, visto que melhora o molhamento do material suporte, facilitando o contato entre o substrato e o biofilme, além de recircular as bactérias ativas que possam ter sido lavadas e devolvidas ao sistema (DAIGGER AND BOLTZ, 2011). Atrelado a isso, a operação com uma menor vazão e conseqüentemente menor carga aplicada na etapa de start-up, favorece o desenvolvimento das bactérias Anammox, visto que evita o possível choque

ao sistema e proporciona a atenuação de microrganismos decorrentes dos sólidos suspensos do efluente pós-UASB (SANCHEZ GUILLÉN ET AL., 2015A; WANG ET AL. 2019).

Contudo, durante o processo de avaliação do reator houve períodos em que o rendimento do sistema diminuiu, sobretudo na fase de estabilização e na etapa II. Essa perda de eficiência deriva das falhas de alimentação no período de operação e principalmente a elevada concentração de OD que favoreciam as NOB e diminuía o processo Anammox (WANG et al., 2015; MAO et al., 2017). O “efeito parede” e as zonas mortas já supracitadas que ocorreram no reator, também podem ter contribuído para baixas eficiências. Segundo os autores Lourenço e Campos (2008), o próprio desenvolvimento da biomassa acarreta na formação ou potencialização desses fatores. Salienta-se que o “efeito parede” geralmente é minimizado em reatores FBP de escalas maiores, ou seja, em um sistema real iria aumentar a percolação no meio suporte, ocasionando maior contato substrato/microrganismos e consequentemente possibilitando uma maior remoção dos compostos nitrogenados e orgânicos.

Não obstante, devido as condições de operação, inoculação e lodo utilizado na fase de start-up (estabilização), o processo de aclimação das bactérias no reator possibilitou a estabilidade do sistema, visto que apesar da utilização de efluente pós-UASB e as variações de cargas impostas nas etapas II e III, o reator foi robusto e manteve a sua eficiência estabelecida no período inicial, além da remoção simultânea de compostos orgânicos, mostrando que nas condições ideais é possível a cooperação entre as bactérias Anammox, AOB, NOB e desnitrificantes.

Observa-se alguns estudos que corroboram com os resultados obtidos nesta pesquisa, como o de Fernandes et al. (2018), que demonstraram a coexistência entre bactérias heterotróficas e Anammox em um sistema RBS em temperaturas de 35 a 25 °C, alimentado com efluente doméstico, obtendo uma remoção de amônia e nitrito de 90% em 308 dias.

Leal et al. (2016), também verificaram o processo Anammox em um sistema RBS utilizando efluente doméstico. Neste trabalho, avaliaram o efeito a longo prazo das taxas de DQO/N no desempenho de remoção de nitrogênio via Anammox. Observaram que concentrações acima de 487 mg/L de DQO inibiam o processo, no entanto em relação

a razão DQO/N de 5 (com concentrações de até 300 mg/L de DQO), não houve inibição, constatando uma elevada eficiência de amônia, nitrito e DQO (80%,90% e 95%, respectivamente), além de observarem a coexistência de bactérias Anammox e desnitrificantes.

Alguns trabalhos similares como de Lotti et al. (2014a e 2014b), que avaliaram em escala laboratorial o processo Anammox em um reator de leito fluidizado de lodo granular e alimentado com efluente doméstico, também constataram a remoção simultânea de compostos nitrogenados e orgânicos, sendo observados bactérias heterotróficas no sistema, contudo não sobressaindo e nem inibindo o processo Anammox. Os resultados relatados neste estudo, corroboram com o desta pesquisa, inferindo a capacidade das bactérias Anammox se desenvolverem em condições de linha principal em sistemas de tratamento de efluentes domésticos.

Outros trabalhos como de GAO et al. (2013), avaliaram a viabilidade técnica na remoção de nitrogênio via Anammox no tratamento de efluentes domésticos, utilizando processos combinados de nitrificação parcial e Anammox em um sistema de leito fixo de lodo anaeróbio (UABF), seguido de RBS. Neste estudo, foram relatados elevadas taxas de remoção 0,83 kg.N/m³.d em temperaturas moderadamente baixas (12 – 15 °C), além disso o trabalho avaliou a recuperação energética dos processos, constatando a possível remoção de compostos nitrogenados nas condições supracitadas e o potencial de produção de energia na utilização de processos combinados no tratamento de efluentes que visam a remoção de nutrientes.

Além dos trabalhos supracitados, outros corroboram com os resultados obtidos nesta pesquisa. Avaliando-se os resultados em relação ao coeficiente estequiométrico da razão $\text{NO}_2^-/\text{NH}_4^+$, o valor médio encontrado na operação de todas as etapas foi de 1,4 o que não divergem muito para processos Anammox (VAN de GRAAF et al., 1996). Outros trabalhos que utilizaram efluente real também verificaram valores diferentes do que é reportado na literatura (1,32), como trabalhos de Chamchoi e Nitisoravut (2007) e Quan et al. (2008). Estes resultados inferem a ocorrência de consumo de nitrito por outros processos e microrganismos (NOB e desnitrificantes), contudo não sendo observado a inibição das Anammox, visto pelo consumo de amônia e balanço estequiométrico das reações ocorridas no sistema.

Sobre a razão DQO/N, muitos estudos relatam uma aplicação de elevada concentração de NH_4^+ e de baixa DQO, geralmente mantendo uma relação inferior a 0.5 (VAN DER STAR et al. 2007; WETT, 2007; JOSS et al. 2009; JENNI et al. 2014). Estudos mostram que reatores Anammox são operados numa faixa entre 0,2 a 3,8 de DQO/N (ALI e OKABE, 2015). Entretanto, alguns autores ainda divergem quanto a possível diminuição na atividade específica das bactérias Anammox em relação a razão DQO/N aplicada, sendo observados valores de inibição em 1,8; 3 e 4 (TANG et al., 2010; NI et al., 2012; BI et al., 2015). Além disso, autores afirmam que a alimentação com concentração acima de 300 mg.L e razão DQO/N maior do que 2,0 afetam negativamente o processo Anammox (GÜVEN et al., 2005; RUSCALLEDA et al., 2008, CHANCHOI et al., 2008; TANG et al., 2010).

Contudo, durante a operação do reator na presente pesquisa, foram aplicadas razões DQO/N na faixa de (1,8 a 3,5), sendo valores que causariam a inibição do processo Anammox, como descrito na literatura. Apesar de ser observado um decaimento de 99% para 60% no processo Anammox (de acordo com os cálculos estequiométricos – Tabela 5), essa queda é relacionada a competição gerada pelos microrganismos heterotróficos e não por inibição das bactérias Anammox, não sendo considerado um impacto significativo no rendimento (remoção % de NT) do sistema, visto que a eficiência em todas as etapas em média se mantiveram iguais, demonstrando um reator estável e robusto as variações implicadas nele. Além de se observar a remoção simultânea dos compostos nitrogenados e orgânicos, implicando na coexistência e interação entre os microrganismos heterotróficos e autotróficos, corroborando com resultados similares como estudos de Molinuevo et al. (2009), Oshiki et al. (2011), Kartal et al. (2012), Leal et al. (2016) e Fernandes et al. (2018).

Foi possível observar que o processo Anammox apresenta atividade mesmo com variações de carga aplicada de nitrogênio, compostos orgânicos, na presença de OD e diferentes microrganismos, sendo informações importantes para melhor compressão e para o desenvolvimento de futuras pesquisas, tanto em relação ao processo Anammox, quanto da aplicabilidade da tecnologia proposta (FBP).

Neste cenário, ressalta-se alguns novos estudos que utilizaram o processo Anammox em linha “*mainstream*” de tratamento avaliando os efeitos individuais e

combinados de parâmetros que impactam o sistema, como oxigênio dissolvido, relação DQO/N e tempo de detenção hidráulica (LI et al., 2019; WANG et al., 2020).

Segundo Li et al. (2019), a relação DQO/N do efluente anaeróbio está altamente relacionada com TDH do seu pré-tratamento e que sua variação pode impactar diretamente as bactérias AOB, NOB, Anammox e desnitrificantes. Em seus estudos utilizaram um reator anaeróbico híbrido (*Hybrid Anaerobic Reactor - HAR*) seguido de um reator de Nitritação-Anammox em fluxo ascendente de escala laboratorial, e observaram que a relação DQO/N menor que 2 é a ideal para se alcançar melhores resultados, sendo possível alcançar essa relação em sistemas anaeróbicos com uma TDH de 11 h. Além disso, desenvolveram um modelo matemático para melhor descrever os processos ocorridos em seus experimentos a longo prazo, onde observaram como melhor resultado uma eficiência (93% de NT e 76% por Anammox) quando o reator Nitritação-Anammox era operado com um TDH de 8 e relação DQO/N de 2.

Em relação aos efeitos combinados do oxigênio dissolvido e a relação DQO/N, estudos como de Wang et al. (2020), relataram que a aplicação de diferentes concentrações de OD em distintas razões DQO/N afetam a interação entre as bactérias Anammox e desnitrificantes, regulando a via dominante de remoção dos compostos nitrogenados. Neste estudo, foram investigados os impactos destes fatores supracitados em um reator de área úmida construída (*Wetlands*), o trabalho teve duração de aproximadamente 180 dias em quatro diferentes fases onde em cada fase variava-se a relação DQO/N (20, 10, 6 e 2) e a variação da concentração de OD (0,8; 1,8; 3,5 e 6,0) para cada razão aplicada. Nestas configurações os autores observaram que elevadas relações de DQO/N (20) favorecem a remoção via desnitrificação em todas as concentrações OD, no entanto em razões menores essa via metabólica diminui independente da faixa de oxigênio presente no sistema, sendo mais acentuado em concentrações mais elevadas de OD. Por fim, concluíram que em relações DQO/N menor do que 6 é possível estabelecer processos de remoção de nitrogênio por diferentes vias metabólicas (nitrificação, Anammox e desnitrificação) mesmo na presença de OD no sistema. No entanto ressaltam que para uma melhor eficiência a concentração de oxigênio dissolvido deve ser ajustado em função da razão DQO/N, além disso para que haja diferentes processos metabólicos no sistema, principalmente por Anammox, a configuração ideal é em baixa relação DQO/N e concentrações de OD.

De modo geral, a presente pesquisa evidenciou que houve pouca influência dos compostos orgânicos no processo de remoção de nitrogênio via Anammox visto que quando o reator não era operado com efluente anaeróbio a remoção por essa via foi de 99% e após alimentação com efluente houve um decaimento para 60%. Contudo, foi considerado que não houve inibição do processo e apenas a competição e coexistência entre diferentes microrganismos, até o ponto da estabilização do sistema (rendimento de remoção NT% manteve-se constante). Em relação aos aspectos operacionais, observou-se que o arraste dos sólidos acarretou em impactos negativos quanto a operação do sistema, sendo necessário um manejo dos SST em efluentes com elevadas concentrações, para que as operações de sistemas como os de reatores FBP funcionem em suas condições ideais de projeto.

7. CONCLUSÃO

Em vista dos argumentos e dos dados apresentados nos resultados e discussão, observou-se que houve pouca influência dos compostos orgânicos no rendimento do processo Anammox, não sendo observados inibição pelo efluente anaeróbio, mas apenas competição e coexistência entre diferentes microrganismos, aumentando as rotas metabólicas para a remoção do NT, mantendo a eficiência do sistema constante.

Além disso, houve a interação entre os microrganismos, Anammox, AOB, NOB e desnitrificantes e ocorreu a remoção simultânea de compostos nitrogenados e matéria orgânica;

Contudo, observou-se que a alimentação com efluente de elevada concentração de SSV podem impactar negativamente a operação do sistema proposto, além de poder favorecer outros processos metabólicos como das bactérias desnitrificantes sobre as Anammox.

Por fim, conclui-se que a aplicação do processo Anammox em filtro biológicos percoladores é promissora como um sistema de pós-tratamento de efluentes anaeróbios, visando a remoção simultânea de matéria orgânica e nitrogênio em linha principal de tratamento.

8. RECOMENDAÇÕES

Estudo sobre a influência da variação com outros valores de vazões e relação C/N por um período mais amplo;

Avaliar se outros parâmetros influenciam o rendimento no sistema FBP como as concentrações de SSV e concentração de compostos orgânicos específicos (ex. Sulfatos);

Avaliar parâmetros construtivos para melhorar o dimensionamento e rendimento do sistema;

Avaliar em uma escala superior à deste trabalho.

REFERÊNCIAS

- ABMA, W. R.; SCHULTZ, C.; MULDER, J.; VAN LOOSDRECHT, M.; VAN DER STAR, W.; STROUS, M.; TOKUTOMI, T. *The advanced Anammox*. **Water**, v. 21, pp. 36 - 37, 2007.
- AHN, Y. O. *Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: a review*. **Process Biochemistry**, v. 41, pp. 1709 - 1721, 2006, doi:10.1016/j.procbio.2006.03.033 .
- AIYUK, S.; FORREZ, I.; LIEVEN, D. K.; HAANDEL, A. V.; VERSTRAETE. *Anaerobic and complementary treatment of domestic sewage in regions with hot climates—A review*. **Bioresource Technology**, v. 97, pp. 2225 – 2241, 2006. doi:10.1016/j.biortech.2005.05.015.
- ALI, M. e OKABE, S. *Anammox-based technologies for nitrogen removal: Advances in process start-up and remaining issues*. **Chemosphere**, v. 141, p. 144–153, 2015.
- ALLEMAN, J. E. *Elevated nitrite occurrence in biological waste-water treatment systems*. **Water Science and Technology**, v. 17, n. 2 – 3, pp. 409 – 419, 1985, doi:10.2166/wst.1985.0147.
- ALMEIDA, P. G. S. *Remoção de nitrogênio amoniacal e matéria orgânica em filtros biológicos percoladores aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB*. (Tese de Doutorado) Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.
- ALMEIDA, P. G. S.; DUTRA, P. R.; MONTEIRO, T. A. S.; CHERNICHARO, C. A. L. *Filtros biológicos percoladores utilizados no pós-tratamento de efluentes de reatores UASB: efeito de diferentes tipos de meio suporte na remoção de N-amoniacal*. In: **24º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**, Anais, Belo Horizonte: Associação Brasileira de Eng. Sanitária e Ambiental, 2007.
- ALMEIDA, R. G. B.; SANTOS, C. E. D.; LUDERS, T. C.; NERY, V. D.; LEAL, C. D.; PEREIRA, A. D.; ÁRAUJO, J. C.; DAVENPORT, R. J.; BARANA, A. C.; LOPES, D. D.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z. **Nitrogen removal by simultaneous partial nitrification, anammox and denitrification (SNAD) in a structured-bed reactor treating animal feed processing wastewater: Inhibitory effects and bacterial**

community. *International Biodeterioration & Biodegradation*, v. 133, pp. 108 – 115, 2018, doi:10.1016/j.ibiod.2018.06.019.

ANH, D.H.Q.; TANTAYOTAI, P.; CHEENKACHORN, K.; SRIARIYANUM, M. *Anammox Process: The Principle, the Technological Development and Recent Industrial Applications*. **Int J Appl Sci Tehnol**, v. 8, n. 4, pp. 237 - 244, 2015, doi.org/10.14416/j.ijast.2015.08.003 .

ANTHONISEN, A. C.; LOEHR, R. C.; PRAKASAM, T. B. S.; SRINATH, E. G. *Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous-acid*. **Journal Water Pollution Control Federation**, v. 48, n. 5, pp. 835 – 852, 1976.

ANTONIO, R.M. *Estimativa da Capacidade Heterotrófica do Lago Infernã (Estação Ecológica de Jataí, SP)*. **Dissertação de mestrado (UFSCar)**, São Carlos (SP), 1996.

APHA/AWWA/WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 22^a ed. Washington: **American Public Health Association**. 1082 p. 2012.

ARAUJO, J.C.; CAMPOS, A.C.; CORREA, M.M., SILVA, E.C., MATTÉ, M.H.; MATTÉ, G.R.; VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C.A.L. *Anammox bacteria enrichment and characterization from municipal activated sludge*. **Water Science and Technology**, v. 64, n. 7, pp. 1428 - 1434, 2011, doi:10.2166/wst.2011.632 .

AUGUSTO, M. R.; CAMILOTI, P. R.; SOUZA, T. S. O. *Fast start-up of the single-stage nitrogen removal using anammox and partial nitrification (SNAP) from conventional activated sludge in a membrane-aerated biofilm reactor*. **Bioresource Technology**. v. 266, pp. 151 – 157, 2018, doi:10.1016/j.biortech.2018.06.068.

AUSTIN, A. T.; BUSTAMANTE, M. M.; NARDOTO, G. B.; MITRE, S. K.; PÉREZ, T.; OMETTO, J. P.; ASCARRUNZ, N. L.; FORTI, M. C.; LONGO, K.; GAVITO, M. E.; ENRICH-PRAST, A.; MARTINELLI, L. A. *Environment. Latin America's nitrogen challenge*. **Science**, v. 12, n. 340, pp. 6129 - 6149, 2013, doi:10.1126/science.1231679.

BAGCHI, S.; BISWAS, R.; NANDY, T. *Autotrophic Ammonia Removal Processes: Ecology to Technology*. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 42, pp. 1353 – 1418, 2012. doi:10.1080/10643389.2011.556885.

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 posttreatment of anaerobic effluent from a slaughterhouse wastewater treatment plant*. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 1, pp. 453 – 459, 2013, doi:10.1016/j.jece.2013.06.015.

BARNES, D.; BLISS, P. J. *Biological Control of Nitrogen in Wastewater Treatment*. E. & F. N. Spon, London, pp. 146. 1983.

BASTOS, R. K. X. *Utilização de esgotos tratados em irrigação*. **Hidroponia e piscicultura**. Rio de Janeiro: FINEP/PROSAB, pp. 267, 2003.

BELÉM, B. D. *Pós-tratamento de esgoto sanitário através de filtro biológico com taxas variáveis*. **Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo**, São Carlos, 1996.

BELLI FILHO, P. K.; SOARES, H. M.; MATIAS, W. G.; PINTO, R. O.; CHAGAS, A.; CASTILHO JR, A. B.; (2002) *Digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e lodo de tanque séptico*; In: **VII TALLER Y SIMPOSIO LATINO AMERICANO SOBRE DIGESTION ANAEROBIA**, Mexico: IWA/FEMISCA. V.1 p.266-269.

BERNHARD, A. *The Nitrogen Cycle: Processes, Players, and Human Impact*. **Nature Education Knowledge**. 2010.

BI, Z.; TAKEKAWA, M.; PARK, G.; SODA, S.; QIAO, S.; IKE, M. *Effects of the C/N ratio and bacterial populations on nitrogen removal in the simultaneous anammox and heterotrophic denitrification process: Mathematic modeling and batch experiments*. **Chemical Engineering Journal**, v. 280, p. 606-613, 2015.

BITTON, G. *Wastewater microbiology*. New Jersey: Ed. **John Wiley & Sons**. 2005.

BOARDMAN, G. D; STARBUCK, S. M.; HUDGINS, D. B; Li, X.; KUHN, D. D. *“Toxicity ammonia to three marine fish and three marine invertebrates”*. In: **Environmental Toxicology**, v. 19, n. 2, pp. 134 – 142, 2004, doi:10.1002/tox.20006.

BORTOLI, M. *Partida, operação e otimização de um sistema de nitrificação/desnitrificação visando à remoção de nitrogênio de efluente da suinocultura*

pelo processo Ludzack-Ettinger modificado. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química), UFSC, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2010.

BOTHE, H.; FERGUSON, S. J.; NEWTON, W. E. *Biology of the Nitrogen Cycle*. Elsevier, pp. 427, 2007.

BYRNE, N.; STROUS, M.; CRÉPEAU, V.; KARTAL, B.; BIRRIEN, J.L. SCHMID, M.; LESONGEUR, F.; SCHOUTEN, S.; JAESCHKE, A.; JETTEN, M.; PRIEUR, D.; GODFROY, A. *Presence and activity of anaerobic ammonium- oxidizing bacteria at deep-sea hydrothermal vents*. **ISME Journal**. v. 3, pp. 117 - 123, 2009, doi:10.1038/ismej.2008.72 .

CAI, J., JIANG, J. AND ZHENG, P. *Isolation and identification of bacteria responsible for simultaneous anaerobic ammonium and sulfate removal*. **Sci. China-Chem**, v. 53, pp.645 – 650, 2010, doi:10.1007/s11426-010-0053-8.

CAMPOS, A. P. *Enriquecimento e caracterização de bactérias anammox para a remoção de nitrogênio amoniacal de efluentes*. Belo Horizonte, 2010, 122 p. **Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais**, Belo Horizonte, 2011.

CANFIELD, D. E., GLAZER, A. N., FALKOWSKI, P. G. *The Evolution and Future of Earth's Nitrogen Cycle*. **Science Review**, v. 330, n.6001, pp. 192 – 196, 2010.

CAO, Y.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; DAIGGER, G.T. *Mainstream partial nitrification–anammox in municipal wastewater treatment: status, bottlenecks, and further studies*. **Applied Microbiology and Biotechnology**, 2017, doi:10.1007/s00253-016-8058-7.

CARPENTER, S. R.; Adams, M. S. *Effects of nutrients and temperature on decomposition of *Myriophyllum spicatum* L. in a hard water eutrophic lake*. **Limnol. Oceanogr**, v. 24, pp. 520 - 528, 1979, doi:10.4319/lo.1979.24.3.0520.

CARVAJAL-ARROYO, J. M.; SUN, W.; SIERRA-ALVAREZ, R.; FIELD., J. A. *Inhibition of anaerobic ammonium oxidizing (anammox) enrichment cultures by substrates, metabolites and common wastewater constituents*. **Chemosphere**, v. 91, p. 22-27, 2013, doi:10.1016/j.chemosphere.2012.11.025.

CERVANTES, F.J. *Environmental Technologies to Treat Nitrogen Pollution*. London, NY: **IWA Publishing**. 2009, doi:10.1016/j.chemosphere.2012.11.025.

CHAE, K.; KIM, S.; OH, S.; REN, X.; LEE, J. KIM, I.S. *Spatial distribution and viability of nitrifying, denitrifying and ANAMMOX bacteria in biofilms of sponge media retrieved from a full-scale biological nutrient removal plant*. **Bioprocess Biosyst Eng**, v.35, pp.1157–1165, 2012, doi:10.1007/s00449-012-0701-9.

CHAMCHOI, N., NITISORAVUT, S. *Anammox enrichment from different conventional sludges*. **Chemosphere**, v. 66, pp. 2225 – 2232, 2007, doi:10.1016/j.chemosphere.2006.09.036.

CHAMCHOI, N., NITISORAVUT, S. *Anammox enrichment from different conventional sludges*. **Chemosphere**, v. 66, pp. 2225 – 2232, 2007, doi:10.1016/j.chemosphere.2006.09.036.

CHAMCHOI, N., NITISORAVUT, S. AND SCHMIDT, J.E. *Inactivation of ANAMMOX communities under concurrent operation of anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) and Denitrification*. **Bioresource Technol**, v. 99, pp. 3331 – 3336, 2008, doi:10.1016/j.biortech.2007.08.029.

CHAMCHOI, N.; NITISORAVUT, S. *Anammox enrichment from different conventional sludges*. **Chemosphere**, v. 66, n. 11, p. 2225-2232, 2007.

CHAMCHOI, N.; NITISORAVUT, S.; SCHMIDT, J. E. *Inactivation of anammox communities under concurrent operation of anaerobic ammonium oxidation (anammox) and denitrification*. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 3331-3336, 2008.

CHANG, D., CHOI, H., SUNWOO, Y., HONG, K. *Performance response and recovery of temporal and spatial phase separated process for nutrients removal in short-term shock loadings*. **J. Ind. Eng. Chem**, v.20, n. 5, pp. 3009 - 3013, 2014, doi:10.1016/j.jiec.2013.11.035.

CHATTERJEE, P.; GHANGREKAR, M.M.; RAO, S. *Development of Anammox process for removal of nitrogen from wastewater in a novel self-sustainable biofilm reactor*. **Bioresource Technology**, v. 218, pp.723–730, 2016, doi:10.1016/j.biortech.2016.07.002.

CHEN, H.; LIU, S.; YANG, F.; XUE, Y.; WANG, T. *The developmptment of simultaneous partial nitrification, ANAMMOX and denitrification (SNAD) process in a single reactor for nitrogen removal*. **Bioresour. Technol.**, v. 100, p. 1548-1554, 2009. doi:10.1016/j.biortech.2008.09.003.

CHEN, H.; LIU, S.; YANG, F.; XUE, Y.; WANG, T. *The development of simultaneous partial nitrification, ANAMMOX and denitrification (SNAD) process in a single reactor for nitrogen removal*. **Bioresource Technology**, v.100, pp. 1548–1554, 2009, doi:10.1016/j.biortech.2008.09.003.

CHERNICHARO, C. A. L. *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. **PROSAB/FINEP**, 1ª ed. Rio de Janeiro: Segrac, pp. 544, 2001.

CHERNICHARO, C. A. L. *Post-treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater*. **Reviews in Environmental Science and BioTechnology**, v. 5, pp. 73 - 92, 2006, doi:10.1007/s11157-005-5683-5.

CHERNICHARO, C.A.L., VAN LIER J.B., NOYOLA A., BRESSANI RIBEIRO T. *Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges*. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 14, n. 4, pp. 649 – 679, 2015, doi:10.1007/s11157-015-9377-3.

CHINI, A.; KUNZ, A.; VIANCELLI, A.; SCUSSIATO, L.A; DIAS, J. R.; JACINTO, I. C. *Recirculation and Aeration Effects on Deammonification Activity*. **Water Air Soil Pollut**, v. 227, n. 67, 2016. DOI 10.1007/s11270-016-2765-7.

CHUANG, H.P., YAMAGUCHI, T., HARADA, H., OHASHI, A. *Anoxic ammonium oxidation by application of a down-flow hanging sponge (DHS) reactor*. **J. Environ. Manage.** v. 18, n.6, pp. 409–417. 2008.

CHUNG, J.; BAE, W.; LEE, Y. W.; RITTMANN, B. E. *Shortcut biological nitrogen removal in hybrid biofilm/suspended growth reactors*. **Process Biochemistry**, v. 42, n. 3, pp. 320 – 328, 2007, doi:10.1016/j.procbio.2006.09.002.

COLLINS, G.; FOY, C.; McHUGH, S.; MAHONY, T.; O’FLAHERTY, V. *Anaerobic biological treatment of phenolic wastewater at 15-18 °C*. **Water Research**, v. 39, pp. 1614 - 1620, 2005, doi:10.1016/j.watres.2005.01.017.

COULSON, J. C.; Butterfield, J. *An investigation of the biotic factors determining the rates of decomposition on a blanket bog*. **J. Ecol**, v. 66, pp. 631 - 650, 1978, doi:10.2307/2259155.

DAIGGER, G.T.; BOLTZ, J. P. *Trickling filter and trickling filter-suspended growth process design and operation: a state-of-the-art review*. **Water Environ. Res.** v. 83, n. 5, pp. 388 – 404, 2011. doi:10.2175/106143010x126810591172.

DAIMS, H.; LEBEDEVA, E. V.; PJEVAC, P.; HAN, P.; HERBOLD, C.; ALBERSTSEN, M.; JEHLICH, N.; PALATINSZKY, M.; VIERHEILIG, J.; BULAEV, A.; KIRKEGAARD, R. H.; VON BERGEN, M.; RATTEI, T.; BENDINGER, B.; NIELSEN, P. H.; WAGNER, M. *Complete nitrification by Nitrospira bacteria*. **Nature**, v. 528, pp. 504 - 523, 2015, doi:10.1038/nature16461.

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 and Microbial Technology**, v. 40, p. 859-865, 2007, doi:10.1016/j.enzmictec.2006.06.018.

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 and Microbial Technology**, v. 40, p. 859-865, 2007. Doi: 10.1016/j.enzmictec.2006.06.018.

DAPENA-MORA, A.; VAN HULLE, S.W.H.; CAMPOS, J.L.; MÉNDEZ, R.; PETER A VANROLLEGHEM, P.A.; JETTEN, M. *Enrichment of Anammox biomass from municipal activated sludge: experimental and modelling results*. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v.79, pp.1421–1428, 2004, doi:10.1002/jctb.1148.

DE ALMEIDA FERNANDES, L., PEREIRA, A. D., LEAL, C. D., DAVENPORT, R., WERNER, D., FILHO, C. R. M., BRESSANI-RIBEIRO, T., CHERNICHARO, C. A. L., DE ARAÚJO, J. C. *Effect of temperature on microbial diversity and nitrogen removal performance of an anammox reactor treating anaerobically pretreated municipal wastewater*. **Bioresource Technology**, v. 258, pp. 208–219, 2018, doi:10.1016/j.biortech.2018.02.083.

DE ALMEIDA FERNANDES, L.; PEREIRA, A. D.; LEAL, C. D.; DAVENPORT, R.; WERNER, D.; FILHO, C. R. M.; DE ARAÚJO, J. C. *Effect of temperature on microbial diversity and nitrogen removal performance of an anammox reactor treating anaerobically pretreated municipal wastewater. **Bioresource Technology***, v. 258, pp. 208 – 219, 2018, doi:10.1016/j.biortech.2018.02.083 .

DE ALMEIDA, P. G. S.; OLIVEIRA, S. C.; CHERNICHARO, C. A. L. *Operação de filtros biológicos percoladores pós- reatores UASB sem a etapa de decantação secundária. **Eng. Sanit. Ambiental***, v.16 n.3. pp.271-280, 2011, doi:10.1590/s1413-41522011000300010.

DE ALMEIDA, P.G.S., MARCUS, A.K., RITTMANN, B.E., CHERNICHARO, C.A.L., 2013. *Performance of plastic – and sponge – based trickling filters treating effluents from an UASB reactor. **Water Sci. Technol.*** v. 67, n.5, pp. 1034–1042. 2013, doi:10.2166/wst.2013.658.

DE CLIPPELEIR, H.; VLAEMINCK, S.E.; DE WILDE, F.; DAENINCK, K.; MOSQUERA, M.; BOECKX, P.; VERSTRAETE, W.; BOON, B. *One-stage partial nitrification/Anammox at 15 °C on pretreated sewage: feasibility demonstration at lab-scale. **Appl Microbiol Biotechnol***, v.97, pp.10199–10210, 2013, doi:10.1007/s00253-013-4744-x.

DE PRÁ, M.C.; KUNZ, A.; BORTOLI, M.; SCUSSIATO, L.A.; COLDEBELLA, A.; VANOTTI, M.; SOARES, H.M. *Kinetic models for nitrogen inhibition in ANAMMOX and nitrification process on deammonification system at room temperature. **Bioresource Technology***, v. 202, pp. 33 – 41, 2016. doi:10.1016/j.biortech.2015.11.048.

DESLOOVER, J.; DE CLIPPELEIR, H.; BOECKX, P.; DU LAING, G.; COLSEN, J.; VERSTRAETE, W.; VLAEMINCK, S.E. *Floc-based sequential partial nitrification and Anammox at full scale with contrasting N₂O emissions. **Water Research***, v.45, pp. 2811 – 2821, 2011, doi:10.1016/j.watres.2011.02.028.

DIAS, A. C. F. *Diversidade de arqueias e bactérias envolvidas na ciclagem do nitrogênio em sedimento de manguezais. Tese (Doutorado em ciências, pelo centro de energia nuclear na agricultura)* Universidade de São Paulo – SP, 2012.

DOSTA, J., FERNÁNDEZ, I., VÁZQUEZ-PADÍN, J.R., MOSQUERA-CORRAL, A., CAMPOS, J.L., MATAÁLVAREZ, J., MÉNDEZ, R. *Short- and long-term effects of temperature on the Anammox process*. **J. Hazard. Mater.** v. 154, pp. 688–693. 2008, doi:10.1016/j.jhazmat.2007.10.082.

DU, R., PENG, Y., CAO, S., WU, C., WENG, D., WANG, S., HE, J. *Advanced nitrogen removal with simultaneous Anammox and denitrification in sequencing batch reactor*. **Bioresour. Technol.** v. 162, pp. 316– 322. 2014, doi:10.1016/j.biortech.2014.03.041.

EGLI K. LANGER C.; SIEGRIST H.; ZEHNDER A. J. B.; WAGNER M.; VAN DER MEER J. R. *Community Analysis of Ammonia and Nitrite Oxidizers during Start-up of Nitrification Reactors*. **Applied and Environmental Microbiology**, v.69, p.3213 - 3222, 2003, doi:10.1128/aem.69.6.3213-3222.2003.

EGLI, K. et al., *Community analysis of ammonia and nitrite oxidizers during start-up of nitrification reactors*. **Applied and Environmental Microbiology**, Baltimore, v.69, n.6, pp. 3213 – 3222, 2003, doi:10.1128/aem.69.6.3213-3222.2003.

EGLI, K.; BOSSHARD, F.; WERLEN, C.; LAIS, P.; SIEGRIST, H.; ZEHNDER, A. J. B.; VAN DER MEER, J. R. *Microbial composition and structure of a rotating biological contactor biofilm treating ammonium-rich wastewater without organic carbon*. **Microbial Ecology**, v.45, p.419-432, 2003.

EGLI, K.; FANGER, U.; ALVAREZ, P. J. J.; SIEGRIST, H.; VAN DER MEER, J. R.; ZEHNDER, A. J. B. *Enrichment and characterization of an anammox bacterium from a rotating biological contactor treating ammonium-rich leachate*. **Arch Microbiol** v. 175, p. 198–207, 2001.

EGLI, K.; FANGERS, U.; ALVAREZ, P. J. J.; SIEGRIST, H.; VAN DER MEER, J. R.; ZEHNDER, A. J. B. *Enrichment and characterization of an anammox bacterium from a rotating biological contactor treating ammonium-rich leachate*. **Archives of Microbiology**, v. 175, p. 198-207, 2001, doi:10.1007/s002030100255.

EPA - United States Environmental Protection Agency. **Rates, Constants and Kinetics Formulation in Surface Water Quality Modeling**. Athens: U.S. Government Printing Office, 1985.

FERNANDES, L., A. *Efeito da temperatura no processo anammox aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio tratando esgoto doméstico. Dissertação (mestrado) Universidade Federal de Minas Gerais (Escola de Engenharia)*, 2017.

FERNANDEZ, I., MOSQUERA-CORRAL, A., CAMPOS, J.L. AND MENDEZ, R. *Operation of an Anammox SBR in the presence of two broad-spectrum antibiotics. Process Biochem*, v. 44, pp. 494 – 498, 2009, doi:10.1016/j.procbio.2009.01.001.

FERNANDÉZ, I.; DOSTA, J.; FAJARDO, C.; CAMPOS, J. L.; MOSQUERA CORRAL, A.; MÉNDEZ, R. *Short- and long-terms effects of ammonium and nitrite on the anammox process. Journal and Environmental Management*, v. 95, p. 170-174, 2012, doi:10.1016/j.jenvman.2010.10.044 .

FUJII, T.; SUGINO, H.; ROUSE, D.J.; FURUKAWA, K. *Characterization of the microbial community in an anaerobic ammonium-oxidizing biofilm cultured on a nonwoven biomass carrier. J. Biosci. Bioeng.*, v. 94, pp. 412 - 418, 2002, doi:10.1016/s1389-1723(02)80218-3 .

FUX, C., BOEHLER, M., HUBER, P., BRUNNER, I., SIEGRIST, H. *“Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitrification and subsequent anaerobic ammonium oxidation (anammox) in a pilot plant” . Journal of Biotechnology*, v. 99, pp. 295 – 306, 2002, doi:10.1016/s0168-1656(02)00220-1.

FUX, C., BOEHLER, M., HUBER, P., BRUNNER, I., SIEGRIST, H. *Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitrification and subsequent anaerobic ammonium oxidation (Anammox) in a pilot plant. J. Biotechnol.* v. 99, pp. 295 – 306, 2002.

FUX, C.; SIEGRIST, H. *Nitrogen removal from sludge digester liquids by nitrification/denitrification or partial nitrification/Anammox: Environmental and economical considerations. Water Science and Technology*, v. 50, n. 10, pp. 19 – 26. 2004, doi:10.2166/wst.2004.0599.

GAO, D. W.; LU, J. C.; LIANG, H. *Simultaneous energy recovery and autotrophic nitrogen removal from sewage at moderately low temperatures, Appl. Microbiol. Biotechnol*, v. 98, n. 6, pp. 2637 – 2645, 2014, doi:10.1007/s00253-013-5237-7 .

GAO, D.; TAO, Y. *Versatility and application of anaerobic ammonium-oxidizing bacteria*. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 91, p. 887 - 894, 2011, doi:10.1007/s00253-011-3411-3.

GAO, D.-W., LU, J.-C., LIANG, H. *Simultaneous energy recovery and autotrophic nitrogen removal from sewage at moderately low temperatures*. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 98, n. 6, pp. 2637 – 2645, 2013. doi:10.1007/s00253-013-5237-7.

GARBOSSA, L.H.P. et al. *Development and evaluation of a radial anaerobic/aerobic reactor treating organic matter and nitrogen in sewage*. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 22, n. 4, pp. 511 - 519, 2005, doi:10.1590/s0104-66322005000400003 .

GERARDI, M. H. *Wastewater Bacteria*. Hoboken, NJ: **John Wiley & Sons**. 2006.

GILBERT, E.M.; AGRAWAL, S.; KARST, S.M.; HORN, H.; NIELSEN, P.H.; LACKNER, S. *Low Temperature Partial Nitrification/Anammox in a Moving Bed Biofilm Reactor Treating Low Strength Wastewater*. **Environ. Sci. Technol.** v. 48, pp. 8784–8792, 2014, doi:10.1021/es501649m .

GILBERT, E.M.; AGRAWAL, S.; SCHWARTZ, T.; HORN, H.; NIELSEN, P.H.; LACKNER, S. *Comparing different reactor configurations for Partial Nitrification/Anammox at low temperatures*. **Water Research**, v. 81, pp. 92 - 100, 2015, doi:10.1016/j.watres.2015.05.022 .

GLOBAL WATER RESEARCH COALITION [GWRC]. *Energy efficiency in the water industry: a compendium of best practices and case studies – A Global report (Black and Veatch report on behalf of UK water Industry Research Limited)*, 2011.

GRUBER, N. AND GALLOWAY, J.N. *An earth-system perspective of the global nitrogen cycle*. **Nature**, v. 451, pp. 293 – 296, 2008, doi:10.1038/nature06592 .

GUERDAT, T.C., LOSORDO, T.M., CLASSEN, J.J., OSBORNE, J.A., DELONG, D. *Evaluating the effects of organic carbon on biological filtration performance in a large scale recirculating aquaculture system*. **Aquacult. Eng.** v. 44, pp. 10 – 18, 2011, doi:10.1016/j.aquaeng.2010.10.002 .

GUVEN, D., DAPENA, A., KARTAL, B., SCHMID, M.C., MAAS, B., VAN DE PAS-SCHOONEN, K., SOZEN, S., MENDEZ, R., OP DEN CAMP, H.J.M., JETTEN, M.S.M., STROUS, M., SCHMIDT, I. *Propionate oxidation by and methanol inhibition of anaerobic ammonium oxidizing bacteria*. **Appl. Environ. Microb.**, v. 71, pp. 1066 – 1071, 2005, doi:10.1128/aem.71.2.1066-1071.2005 .

GÜVEN, D.; DAPENA, A.; KARTAL, B.; SCHIMID, M. C.; MAAS, B.; VAN DE PAS-SCHOONEM, K.; SOZEN, S.; MENDEZ, R.; OP DEN CAMP, H. J. M.; JETTEN, M.; STROUS, M.; SCHIMIDT, I. *Propionate oxidation by and methanol inhibition of anaerobic ammonium oxidizing bacteria*. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 71, n. 2, p. 1066-1071, 2005.

HAGOPIAN, D. S., RILEY, J. G. *A closer look at the bacteriology of nitrification*. **Aquacultural Engineering**, v. 18, pp. 223 - 244, 1998, doi:10.1016/s0144-8609(98)00032-6.

HAMERSLEY, M. R.; MOEBKEN, D.; BOEHERER, B.; SCHULTZE, M.; LAVIK, G.; KUYOERS, M. M.M. *Water column Anammox and denitrification in a temperate permanently stratified lake (Lake Rassnitzer, Germany)*. **Systematic and Applied Microbiology**, v. 32, pp. 571 - 582, 2009, doi:10.1016/j.syapm.2009.07.009.

HARHANGI, H. R.; ROY, M. L.; VAN ALEN, T.; HU, B.; GROEN, J.; KARTAL, B.; TRINGE, S. G.; QUAN, Z.; JETTEN, M. S. M.; CAMP, H. J. M. O. *Hydrazine synthase, a unique phylomarker with which to study the presence and biodiversity of anammox bacteria*. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 78, pp. 752 - 758, 2012, doi:10.1128/aem.07113-11 .

HASLER, A.D.; SWENSON, M.E. *“Eutrophication”*. **In: Science**, v. 158, n. 3798, pp. 278 - 283, 1967.

HEFFERNAN B., VAN LIER J.B., VAN DER LUBBE J. *Performance review of large scale up-flow anaerobic sludge blanket sewage treatment plants*. **Water Science and Technology**, v. 63, n. 1, pp. 100 - 107, 2011.

HENDRICKX, T.L.G., WANG, Y., KAMPMAN, C., ZEEMAN, G., TEMMINK, H., BUISMAN, C.J.N. *Autotrophic nitrogen removal from low strength waste water at low*

temperature. **Water Res.** v. 46, pp. 2187 – 2193. 2012, doi:10.1016/j.watres.2012.01.037.

HENZE M., COMEAU Y. *Wastewater Characterization. In: Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design.* IWA Publishing, pp. 33 - 52, 2008, doi:10.2166/9781780401867 .

HIDAKA, T.; YAMADA, H.; KAWAMURA, M.; TSUNO, H. *Effect of dissolved oxygen conditions on nitrogen removal in continuously fed intermittent-aeration process with two tanks.* **Water Science and Technology**, v. 45, n. 12, pp. 181 - 188, 2002, doi:10.2166/wst.2002.0425.

HU, Z.; LOTTI, T.; DE KREUK, M.; KLEEREBEZEM, R.; VAN LOOSDRECHT, M.; KRUIT, J.; JETTEN, M.S.M.; KARTAL, B. *Nitrogen Removal by a Nitrification-Anammox Bioreactor at Low Temperature.* **Applied and Environmental Microbiology**, v. 79, n. 8, pp. 2807–2812, 2013, doi:10.1128/aem.03987-12.

IRAR. *Gestão e tratamento de lixiviados produzidos em aterros sanitários de resíduos sólidos. Relatório do Instituto Regulador de Águas e Resíduos*, IRAR 03 - Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, Portugal, 2008.

ISAKA, K., SUWA, Y., KIMURA, Y., YAMAGISHI, T., SUMINO, T. AND TSUNEDA, S. *Anaerobic ammonium oxidation (anammox) irreversibly inhibited by methanol.* **Appl. Microbiol. Biot**, v. 81, pp. 379 – 385, 2008, doi:10.1007/s00253-008-1739-0.

ITOKAWA, H., HANAKI, K., MATSUO, T. *Nitrous oxide production in high-loading biological nitrogen removal process under low COD/N ratio condition.* **Water Res**, v. 35, n. 3, pp. 657 - 664, 2001, doi:10.1016/s0043-1354(00)00309-2 .

JENNI, S. S; VLAEMINCK, E.; MORGENROTH, E.; UBERT, K. M. *Successful application of nitrification/anammox to wastewater with elevated organic carbon to ammonia ratios.* **Water Research**. v.49, p. 316-326. 2014.

JENNI, S.; VLAEMINCK, S.; MORGENROTH, E.; UDERT, K. M. (2014). “*Successful application of nitrification/anammox to wastewater with elevated organic carbon to ammonia ratios*. **In: Water Research**, 49: 316-326.

JENNI, S.; VLAEMINCK, S.E.; MORGENROTH, E.; UDERT, K.M. *Successful application of nitrification/Anammox to wastewater with elevated organic carbon to ammonia ratios*. **Water Research**, v.49, pp. 316 - 326, 2014, doi:10.1016/j.watres.2013.10.073 .

JETTEN, M. S. M. *The microbial nitrogen cycle*. **Environmental Microbiology**, v. 10, pp. 2903 - 2909, 2008, doi:10.1111/j.1462-2920.2008.01786.x.

JETTEN, M. S. M.; SCHMID, M.; SCHMIDT, I.; WUBBEN, M.; DONGEN, U. V.; ABMA, W.; SLIEKERS, O.; REVSBECH, N. P.; BEAUMONT, H. J. E.; OTTOSEN, L.; VOLCKE, E.; LAANBROEK, H. J.; GOMEZ, J. L. C.; COLE, J.; LOOSDRECHT, M. V.; MULDER, J. W.; FUERST, J.; RICHARDSON, D.; PAS, K. V.; PAMPIN, R. M.; THIRD, K.; CIRPUS, I.; SPANNING, R. V.; BOLLMANN, A.; NIELSEN, L. P.; CAMP, H. O. D.; SCHULTZ, C.; GUNDERSEN, J.; VANROLLEGHEM, P.; STROUS, M.; WAGNER, M.; KUENEN, J.G. *Improved nitrogen removal by application of new nitrogen-cycle bacteria*. **Environmental science and biotechnology**, v. 1, pp. 51 – 63, 2002, doi:10.1023/a:1015191724542.

JETTEN, M. S. M.; VAN NIFTRIK, L.; STROUS, M.; KARTAL, B.; KELTJENS, J. T.; CAMP, H. J. M. *Biochemistry and molecular biology of anammox bacteria*. **Critical Reviews in Biochemistry and Molecular Biology**, v. 44, p. 65 - 84, 2009, doi:10.1080/10409230902722783.

Jl, G., HE, C., TAN, Y. *The spatial distribution of nitrogen removal functional genes in multimedia biofilters for sewage treatment*. **Ecol. Eng.**, v..55, pp. 35 – 42, 2013, doi:10.1016/j.ecoleng.2013.02.009 , .

Jl, G., TONG, J., TAN, Y. *Wastewater treatment efficiency of a multi-media biological aerated filter (MBAF) containing clinoptilolite and bioceramsite in a brick wall embedded design*. **Bioresour. Technol**, v. 102, pp. 550 – 557, 2011, doi:10.1016/j.biortech.2010.07.075 .

JIN, R.; YANG, G.; YU, J.; ZHENG, P. *The inhibition of anammox process: a review*. **Chemical Engineering Journal**, v. 197, p. 67-79, 2012, doi:10.1016/j.cej.2012.05.014.

JIN, R.; YANG, G.; YU, J.; ZHENG, P. *The inhibition of anammox process: a review*. **Chemical Engineering Journal**, v. 197, p. 67-79, 2012.

JIN, R.; ZHENG, P.; HUA, A.; MAHMOODA, Q.; HUA, B.; JILANI, G. *Performance comparison of two Anammox reactors: SBR and UBF*. **Chemical Engineering Journal**, v. 138, pp. 224–230, 2008, doi:10.1016/j.cej.2007.06.038.

JIN, R.C., YANG, G.F., ZHANG, Q.Q., MA, C., YU, J.J. AND XING, B.S. *The effect of sulfide inhibition on the ANAMMOX process*. **Wat. Res**, v. 47, pp. 1459 – 1469, 2013, doi:10.1016/j.watres.2012.12.018.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A (2005) – *Tratamento de Esgotos Domésticos*. 4 ed. Rio de Janeiro: **SEGRAC**, p 932.

JORDÃO, E.P.; PESSÔA, C.A. *Tratamento de Esgotos Domésticos*. 3ª ed. **ABESRJ**, pp. 682, 1995.

JOSS, A.; SALZGEBER, D.; EUGSTER, J.; KONIG, R.; ROTTERMANN, K.; BURGER, S.; FABIJAN, P.; LEUMANN, S.; MOHN, J.; SIEGRIST, H. *Full-scale nitrogen removal from digester liquid with partial nitrification and anammox in one SBR*. **Environ Sci Technol** v. 43, p. 5301–5306, 2009.

KADAM, P. C.; BOONE, D. R. *Influence of pH on ammonia accumulation and toxicity in halophilic, methylotrophic methanogens*. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 62, p. 4486-4492, 1996, doi: 0099-2240/96/\$04.0010.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. *Treatment Wetlands*. **Water Science & Engineering**. 2ª Edition, pp. 1046, 2008.

KAMPSCHREUR, M. J.; TEMMINK, H.; KLEEREBEZEM, R.; JETTEN, M. S. M.; LOOSDRECHT, M. C. M. V. *Nitrous oxide emission during wastewater treatment*. **Water Research**, v. 43, p. 4093 - 4103, 2009a, doi:10.1016/j.watres.2009.03.001.

KAMPSCHREUR, M.J., POLDERMANS, R., KLEEREBEZEM, R., VAN DER STAR, W.R.L., HAARHUIS, R., ABMA, W.R., JETTEN, M.S.M., VAN LOOSDRECHT,

M.C.M. *Emission of nitrous oxide and nitric oxide from a full-scale single-stage nitrification anammox reactor*. **Water Sci. Technol**, v. 60 n. 12, pp. 3211 - 3217, 2009b, doi:10.2166/wst.2009.608.

KAMPSCHREUR, M.J., VANDER STAR, W.R.L., WIELDERS, H.A., MULDER, J.W., JETTEN, M.S.M., VAN LOOSDRECHT, M.C.M. *Dynamics of nitric oxide and nitrous oxide emission during full-scale reject water treatment*. **Water Res**, v. 42, n. 3, pp. 812 - 826, 2008, doi:10.1016/j.watres.2007.08.022 .

KARTAL B., VAN NIFTRIK L., KELTJENS J.T., OP DEN CAMP H.J.M., JETTEN M.S.M., *Anammox-growth physiology, cell biology and metabolism*. **In: Advances in Microbial Physiology**, v. 60, pp. 211 – 262, 2012, doi:10.1016/b978-0-12-398264-3.00003-6.

KARTAL, B., KUYPERS, M.M.M., LAVIK, G., SCHALK, J., DEN CAMP, H.J.M.O., JETTEN, M.S.M. AND STROUS, M. *Anammox bacteria disguised as denitrifiers: Nitrate reduction to dinitrogen gas via nitrite and ammonium*. **Environ. Microbiol**, v. 9, pp. 635 – 642, 2007b, doi:10.1111/j.1462-2920.2006.01183.x .

KARTAL, B., RATTRAY, J., VAN NIFTRIK, L.A., VAN DE VOSSENBERG, J., SCHMID, M.C., WEBB, R.I., SCHOUTEN, S., FUERST, J.A., DAMSTE, J.S.S., JETTEN, M.S.M. AND STROUS, M. (2007A) *Candidatus “Anammoxoglobus propionicus” a new propionate oxidizing species of anaerobic ammonium oxidizing bacteria*. **Syst. Appl. Microbiol**, v. 30, pp. 39 – 49, 2007a, doi:10.1016/j.syapm.2006.03.004.

KARTAL, B., VAN NIFTRIK, L., RATTRAY, J., VAN DE VOSSENBERG, J.L.C.M., SCHMID, M.C., DAMSTE, J.S.S., JETTEN, M.S.M. AND STROUS, M. *Candidatus ‘Brocadia fulgida’: An autofluorescent anaerobic ammonium oxidizing bacterium*. **FEMS Microbiol. Ecol**, v. 63, pp. 46 – 55, 2008, doi:10.1111/j.1574-6941.2007.00408.x.

KARTAL, B.; VAN NIFTRIK, L.; KELTJENS, J. T.; OP DEN CAMP, H. J. M.; JETTEN, M. S. M. *Anammox-growth physiology, cell biology and metabolism*. **Microbial Physiology**, vol. 60, p. 211–262, 2012.

KELLY, P. T., HE, Z. *Nutrients removal and recovery in bioelectrochemical systems: A review*. **Bioresour. Technol**, n. 153, pp. 351 – 360, 2014, doi:10.1016/j.biortech.2013.12.046.

KIELING, D.D.; REGINATTO, V.; SCHMIDELL, W.; TRAVERS, D.; MENES, R.J.; SOARES, H.M. *Sludge wash-out as strategy for Anammox process start-up*. **Process Biochemistry**, v. 42, pp. 1579–1585, 2007, doi:10.1016/j.procbio.2007.08.005.

KIMURA, Y.; ISAKA, K.; KAZAMA, F.; SUMINO, T. *Effects of nitrite inhibition on anaerobic ammonium oxidation*. **Appl Microbiol Biotechnol**, v. 86, pp. 359 - 365, 2010, doi:10.1007/s00253-009-2359-z .

KUENEN, J. G. *Anammox Bacteria: From discovery to application*. **Nature Reviews Microbiology**, v. 6, n. 4, pp. 320 - 326, 2008, doi:10.1038/nrmicro1857.

KUYPERS, M.M.M.; LAVIK, G.; WOEBKEN, D.; SCHMID, M.; FUCHS, B.M.; AMANN, R.; BARKER, J.B.; JETTEN, M.S.M. *Massive nitrogen loss from the Benguela upwelling system through anaerobic ammonium oxidation*. **Proc. Natl Acad. Sci**, v. 102, n. 18, pp. 6478 - 6483, 2005, doi/10.1073/pnas.0502088102.

KUYPERS, M.M.M.; SLIEKERS, A.O.; LAVIK, G.; SCHMID, M.; JORGENSEN, B.B.; KUENEN, J.G.; SINNINGHE DAMSTÉ, J.S.; STROUS, M.; JETTEN, M.S.M. *Anaerobic ammonium oxidation by Anammox bacteria in the Black Sea*, **Nature**. v. 422, pp. 608 - 611, 2003, doi:10.1038/nature01472.

LACALLE, M.L et al. *Combined Anaerobic/Aerobic (UASB þ UBAF) System for Organic Matter and Nitrogen Removal from a High Strength Industrial Wastewater*. **Water Science and Technology**, v. 44, pp. 255 – 262, 2001, doi:10.2166/wst.2001.0231.

LACKNER, S.; GILBERT, E. M.; VLAEMINCK, S. E.; JOSS, A.; HORN, H.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. *Full-scale partial nitrification/anammox experiences – An application survey*. **Water Research**, v. 55, pp. 292 – 303, 2014. dx.doi.org/10.1016/j.watres.2014.02.032.

LACKNER, S.; TERADA, A.; SMETS, B. F. *Heterotrophic activity compromises autotrophic nitrogen removal in membrane-aerated biofilms: results of a modeling study*. **Water Research**, v. 42, p. 1101-1112, 2008, doi:10.1016/j.watres.2007.08.025.

LAGINESTRA, M. *Biological / Secondary Treatment at North Head Sewage Treatment Plant. Thesis for Masters of Environmental Studies Degree (Macquarie University)*, 1992.

LALURENI, M.; WEISSBRODT, D. G.; SZIVA'K, I.; ROBIN, O.; NIELSEN, J. L.; MORGENROTH, E.; JOSS, A. *Activity and growth of anammox biomass on aerobically pre-treated municipal wastewater*, **Water Res**, v. 80, pp. 325 – 336, 2015, doi:10.1016/j.watres.2015.04.026.

LAN, C. L.; KUMAR, M.; WANG, C. C.; LIN, J. G. *Development of simultaneous partial nitrification, anammox and denitrification (SNAD) process in a sequential batch reactor*. **Bioresource Technology**, v. 102; p. 5514–5519, 2011, doi:10.1016/j.biortech.2010.11.024.

LEAL, C. D., PEREIRA, A. D., NUNES, F. T., FERREIRA, L. O., COELHO, A. C. C., BICALHO, S. K., MAC CONELL, E. F. A., BRESSANI-RIBEIRO, T., CHERNICHARO, C. A. L., DE ARAÚJO, J. C. *Anammox for nitrogen removal from anaerobically pre-treated municipal wastewater: Effect of COD/N ratios on process performance and bacterial community structure*. **Bioresource Technology**, v. 211, pp. 257–266, 2016, doi:10.1016/j.biortech.2016.03.107.

LEAL, C.D.; PEREIRA, A.D.; NUNES, F.T.; FERREIRA, L.O.; COELHO, A.C.C.; BICALHO, S.K.; MAC CONELL, E.F.A.; RIBEIRO, T.B.; CHERNICHARO, C.A.L.; DE ARAÚJO, J.C. *Anammox for nitrogen removal from anaerobically pre-treated municipal wastewater: Effect of COD/N ratios on process performance and bacterial community structure*. **Bioresource Technology**, v. 211, pp. 257 – 266, 2016, doi:10.1016/j.biortech.2016.03.107.

LEE, L.Y., ONG, S.L., NG, W.J. *Biofilm morphology and nitrification activities: recovery of nitrifying biofilm particles covered with heterotrophic outgrowth*. **Bioresour. Technol**, v. 95, pp. 209 – 214, 2004, doi:10.1016/j.biortech.2003.05.004 .

LEITE, B. Z.; PEGORINI, E. S.; ANDREOLI, C. V.; ANDRADE, F. L. (2006). *Caracterização e alternativas de disposição de resíduos sépticos*. **IN: 8º SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**, Fortaleza – CE.

LI, J.; QIANG, Z.; YU, D.; WANG, D.; ZHANG, P.; LI, Y. *Performance and microbial community of simultaneous Anammox and denitrification (SAD) process in a sequencing batch reactor*. **Bioresource Technology**, v. 218, pp. 1064–1072, 2016, doi:10.1016/j.biortech.2016.07.081.

LI, X., SUN, Y., WANG, Z.-W., & HE, Z. *Theoretical understanding of the optimum conditions for a mainstream granular nitrification-anammox reactor coupled with anaerobic pretreatment*. **Science of The Total Environment**, v. 669, pp. 683 – 691, 2019. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.03.117.

LIANG, Z., LIU, J. “Control factor of partial nitrification for landfill”. In: **Journal of Environmental Sciences**, v. 19, pp. 523 - 529, 2007, doi:10.1016/s1001-0742(07)60087-4.

LIANG, Z.; LIU, J. “Landfill leachate treatment with a novel process: Anaerobic ammonium oxidation (Anammox) combined with soil infiltration system”. In: **Journal of Hazardous Materials**, v. 151, pp. 202 – 212, 2008, doi:10.1016/j.jhazmat.2007.05.068 .

LI-DONG, S.; AN-HUI, H.; REN-CUN, J.; DONG-QING, C.; PING, Z.; XIANG-YANG, X.; BAO-LAN, H. *Enrichment of anammox bacteria from three sludge sources for the start up of monosodium glutamate industrial wastewater treatment system*. **Journal of Hazardous Materials**, v. 199, p. 193-199, 2012.

LING, J., CHEN, S. *Impact of organic carbon on nitrification performance of different biofilters*. **Aquacult. Eng.**, v. 33, pp. 150 – 162, 2005, doi:10.1016/j.aquaeng.2004.12.002 .

LÓPEZ, H.; PUIG, S.; GANIGUÉ, R.; RUSCADELLA, M.; BALAGUER, M. D.; COLPRIM, J. *Start-up and enrichment of a granular anammox SBR to treat high nitrogen load wastewaters*. **Journal of Chemical Technology and biotechnology**, v. 83, p. 233-241, 2008.

LOTTI, T., CORDOLA, M., KLEEREBEZEM, R., CAFFAZ, S., LUBELLO, C., & VAN LOOSDRECHT, M. C. M. *Inhibition effect of swine wastewater heavy metals and antibiotics on anammox activity*. **Water Science and Technology**, v. 66, n. 7, pp. 1519 – 1526, 2012. doi:10.2166/wst.2012.344.

LOTTI, T., KLEEREBEZEM, R., HU, Z., KARTAL, B., DE KREUK, M. K., VAN ERP TAALMAN KIP, C., KRUIT, J., HENDRICKX, T. L. G., VAN LOOSDRECHT, M. C. M. *Pilot-scale evaluation of anammox-based mainstream nitrogen removal from municipal wastewater. Environmental Technology*, v. 36, n. 9, pp. 1167 – 1177, 2014b. doi:10.1080/09593330.2014.982722.

LOTTI, T., KLEEREBEZEM, R., VAN ERP TAALMAN KIP, C., HENDRICKX, T. L. G., KRUIT, J., HOEKSTRA, M., VAN LOOSDRECHT, M. C. M. *Anammox Growth on Pretreated Municipal Wastewater. Environmental Science & Technology*, v. 48, n. 14, pp. 7874 – 7880, 2014a. doi:10.1021/es500632k.

LOTTI, T.; KLEEREBEZEM, R.; HU, Z.; KARTAL, B.; DE KREUK, M. K.; VAN ERP TAALMAN KIP, C.; KRUIT, J.; HENDRICKX, T. L. G.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. *Pilotscale evaluation of Anammox-based mainstream nitrogen removal from municipal wastewater. Environmental Technology*, v. 36, n. 9, pp. 1167– 1177, 2015, doi:10.1080/09593330.2014.982722.

LOTTI, T.; KLEEREBEZEM, R.; VAN ERP TAALMAN KIP, C.; HENDRICKX, T. L. G.; KRUIT, J.; HOEKSTRA, M.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. *Anammox Growth on Pretreated Municipal Wastewater. Environ. Science and Technology*, v. 48, pp. 7874–7880, 2014, doi:10.1016/j.watres.2014.04.017.

MA, B.; PENG, Y.; ZHANG, S.; WANG, J.; GAN, Y.; CHANG, J.; WANG S.; WANG Shanyun.; ZHU G. *Performance of anammox UASB reactor treating low strength wastewater under moderate and low temperatures. Bioresource technology*, v. 129, p. 606-611, 2013.

MA, B.; ZHANG, S.; ZHANG, L.; YI, P.; WANG, J.; WANG, S.; PENG, Y. *The feasibility of using a two-stage autotrophic nitrogen removal process to treat sewage. Bioresource Technology*, v. 102, pp. 8331 – 8334, 2011, doi:10.1016/j.biortech.2011.06.017.

MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M.; DUNLAP, P. V.; CLARK, D. P. *Microbiologia de Brock*. 12 ed. Porto Alegre: Artmed, pp. 1128, 2010.

MAHMOUD, M.; TAWFIKA, A.; EL-GOHARYA, F. *Use of down-flow hanging sponge (DHS) reactor as a promising post-treatment system for municipal wastewater*. **Chemical Engineering Journal**, v.168, pp. 535–543, 2011, doi:10.1016/j.cej.2011.01.019.

MALAMIS, S.; KATSOU, E.; FRISON, N.; DI FABIO, S.; NOUTSOPOULOS, C.; FATONE, F. *Start-up of the completely autotrophic nitrogen removal process using low activity Anammox inoculum to treat low strength UASB effluent*. **Bioresource Technology**, v. 148, pp. 467–473, 2013, doi:10.1016/j.biortech.2013.08.134.

MALIN, G. *Oceans - New pieces for the marine sulfur cycle jigsaw*. **Science**, v. 314, pp. 607 – 608, 2006, doi:10.1126/science.1133279 .

MALOVANY, A., YANG, J., TRELA, J., PLAZA, E. *Combination of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor and partial nitrification/Anammox moving bed biofilm reactor (MBBR) for municipal wastewater treatment*. **Bioresource Technology**, v. 180, pp.144– 153. 2015, doi:10.1016/j.biortech.2014.12.101 .

MAO, N.; REN, H.; GENG, J.; DING, L.; XU, K. *Engineering application of anaerobic ammonium oxidation process in wastewater treatment*. **World J Microbiol Biotechnol**, v. 33, n. 8, 2017. Doi: 10.1007/s11274-017-2313-7.

MARCHETTO, M. *Remoção de nutrientes do efluente de reator anaeróbico utilizando reatores microaeróbico e com aeração intermitente seguidos de FAD*. **Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia, Universidade de São Paulo, São Carlos**, 2001.

MARTINEZ-HERNANDEZ, S., SUN, W., SIERRA-ALVAREZ, R. AND FIELD, J.A. *Toluene nitrite inhibition synergy of anaerobic ammonium oxidizing (anammox) activity*. **Process Biochem**, v. 48, pp. 926 – 930, 2013, doi:10.1016/j.procbio.2013.04.010 .

MENEGON, C. G.; AUGUSTO, M. R.; SOUZA, T. S. O. *Enriquecimento de biomassa anammox usando diferentes diluições de lixiviado de aterro sanitário como fonte de amônio, alcalinidade e micronutrientes*. **69ª Reunião Anual da SBPC - UFMG - Belo Horizonte/MG** - 16 a 22 de julho de 2017a.

MENEGON, C. G.; AUGUSTO, M. R.; ZAIAT, M.; SOUZA, T. S. O. *Efeito da diluição de lixiviado de aterro sanitário no desenvolvimento de biomassa anammox*. **Congresso**

ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, AESABESP - Associação dos Engenheiros da Sabespa e FENASAN, 2017b.

MENESES, C. G. R et al. (2001). *Caracterização físico-química e biológica dos resíduos de sistemas tipo tanque séptico-sumidouro da cidade do Natal*. IN: 21º **CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**, João Pessoa – PB.

MENEZES, R. O. A *Influência da recirculação no processo anammox em um filtro biológico percolador utilizando espumas de poliuretano como meio suporte*. **Tese de Doutorado**, apresentada no programa de pós-graduação em engenharia civil – Unicamp, 2019.

METCALF & EDDY. *Wastewater engineering: collection and pumping of wastewater*. Co-autoria de George Tchobanoglous. New York, NY: **McGraw-Hill**. 432p. 2016.

METCALF & EDDY. *Wastewater engineering: treatment, and reuse*. New York: **Metcalf & Eddy, Inc.**, 4. ed, pp. 1819, 2003.

MEYER, R.L.; RISGAARD-PETERSEN, N.; ALLEN, D.E. *Correlation between Anammox activity and microscale distribution of nitrite in a subtropical mangrove sediment*. **Appl. Environ. Microbiol.** v. 71, n. 10, pp. 6142 - 6149, 2005, doi:10.1128/aem.71.10.6142-6149.2005 .

MIAO, Y.; PENG, Y.; ZHANG, L.; LI, B.; LI, X.; WU, L.; WANG, S. *Partial nitrification-anammox (PNA) treating sewage with intermittent aeration mode: Effect of influent C/N ratios*. **Chemical Engineering Journal**, v. 334, pp. 664 – 672, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2017.10.072>

MIAO, Y.; ZHANG, L.; YANG, Y.; PENG, Y.; LI, B.; WANG, S.; ZHANG, Q. *Startup of single-stage partial nitrification-Anammox process treating low-strength swage and its restoration from nitrate accumulation*. **Bioresource Technology**, v. 218, pp. 771–779, 2016, doi:10.1016/j.biortech.2016.06.125.

MICHAUD, L., BLANCHETON, J.P., BRUNI, V., PIEDRAHITA, R. *Effect of particulate organic carbon on heterotrophic bacterial populations and nitrification*

efficiency in biological filters. Aquacult. Eng., v. 34, pp. 224 – 233, 2006, doi:10.1016/j.aquaeng.2005.07.005.

MILLER R. G. *Beyond ANOVA, Basics of Applied Statistics*. **John Wiley & Sons**: New York, 1986, doi:10.2307/2987977 .

MOLINUEVO, B.; GARCÍA, M. C.; KARAKASHEV, D.; ANGELIDAKI, I. *Anammox from amonia removal from pig manure effluents: effect of matter organic content on process performance. Bioresource Technology*, v. 100, p. 2171-2175, 2009, doi:10.1016/j.biortech.2008.10.038 .

MOLINUEVO, B.; GARCÍA, M. C.; KARAKASHEV, D.; ANGELIDAKI, I. *Anammox from amonia removal from pig manure effluents: effect of matter organic content on process performance. Bioresource Technology*, v. 100, p. 2171-2175, 2009.

MORALES, N.; VAL DEL RÍO, A.; VÁZQUEZ-PADÍN, J. R.; MÉNDEZ, R.; MOSQUERA-CORRAL, A.; CAMPOS, J. L. *Integration of the Anammox process to the rejection water and main stream lines of WWTPs. Chemosphere*, v. 140, pp. 99 – 105, 2015, doi:10.1016/j.chemosphere.2015.03.058.

MORTON, A. E.; AUVERNAM, B. *Comparison of Plastic Trickling Filter Media for the Treatment of Swine Lagoon Effluent. In: ASAE Annual International Meeting, Sacramento – Califórnia, Proceedings... Sacramento: ASAE*, pp. 1 - 10, 2001, doi:10.13031/2013.4131 .

MULDER, A.; VANDEGRAAF, A.A.; ROBERTSON, L.A.; KUENEN, J.G. *Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized-bed reactor. FEMS Microbiol. Ecol.*, v. 16, pp. 177 – 183, 1995, doi:10.2166/wst.2003.0018.

NHAT, P.; BIEC, H.; NGUYEN, T.; THANH, B.; DAN, N. *Application of a partial nitrification and Anammox system for the old landfill leachate treatment. Int. Biodeterior. Biodegradation*, v. 95, pp. 144 - 150, 2014.

NHAT, P.; NGUYEN, P.; BUI, X.; HIRA, D.; FURUKAWA, K. *Study on the application of Anammox process using polyester non-woven biomass carrier reactor (PNBCR) for latex processing wastewater treatment. J. Water Environ. Technol.*, v. 10, n. 2, pp. 217 – 227, 2012, doi:10.2965/jwet.2012.217 .

NI, B.; RUSCALLED, M.; SMETS, B.F. *Evaluation on the microbial interactions of anaerobic ammonium oxidizers and heterotrophs in Anammox biofilm*. **Water Research**, v. 46, pp. 4645 - 4652, 2012, doi:10.1016/j.watres.2012.06.016.

NI, S. Q.; NI, J. Y.; HU, D. L.; SUNG, S. *Effect of organic matter on the performance of granular anammox process*. **Bioresource Technology**, v. 110, p. 701–705, 2012.

NOOPHAN, L.; SRIPIBOON, S.; DAMRONGSRI, M.; MUNAKATA-MARR, J.; *Anaerobic ammonium oxidation by Nitrosomonas spp. And Anammox bacteria in a sequencing batch reactor*. **J. Environ. Manage**, v. 90, pp. 967 – 972, 2009, doi:10.1016/j.jenvman.2008.03.003 .

OKABE, S., OSHIKI, M., TAKAHASHI, Y., SATOH, H. *N₂O emission from a partial nitrification-anammox process and identification of a key biological process of N₂O emission from anammox granules*. **Water research**, n. 45, pp. 6461 – 6470, 2011. doi:10.1016/j.watres.2011.09.040.

OKUBO, A. T.; ONODERAB, T.; UEMURAA, S.; YAMAGUCHIC, T.; OHASHI, A.; HARADA, H. *On-site evaluation of the performance of a full-scale down-flow hanging sponge reactor as a post-treatment process of an up-flow anaerobic sludge blanket reactor for treating sewage in India*. **Bioresource Technology**, v. 194, pp. 156– 164, 2015, doi:10.1016/j.biortech.2015.07.015.

OMENA, S. P. F. *Remoção de fenol em reator anaeróbio de leito fluidificado sob condições desnitrificantes*. **Dissertação (Mestrado)**. **Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo**, São Paulo, 2008.

OSHIKI, M.; SHIMOKAWA, M.; FUJII, N.; SATOH, H.; OKABE, S. *Physiological characteristics of the anaerobic ammonium-oxidizing bacteria 'Candidatus Brocadia sinica'*. **Microbiology**, v. 157, n. 6, p. 1706-1713, 2011.

PARK, K.Y., INAMORI, Y., MIZUOCHI, M., AHN, K.H. *Emission and control of nitrous oxide from a biological wastewater treatment plant bioreactors*. **J. Biosci. Bioeng**, v. 90, n. 3, pp. 247 – 252, 2000, doi:10.1016/s1389-1723(00)80077-8 .

PAULA, R., C. *Influência da origem do inóculo no enriquecimento de comunidades microbianas anammox e srao. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Alfenas– Campus de Poços de Caldas, 2018.*

PROCÓPIO, P.; CHERNICHARO, C. A. L. *Characterization and removal of specific organic constituents in an UASB-trickling-filter system treating domestic wastewater. Environmental Technology*, v. 32, n. 3, pp. 281 – 287, 2011, doi:10.1080/09593330.2010.496998.

PYNAERT, K.; SMETS, B. F.; WYFFELS, S.; BEHEYDT, D.; SICILIANO, S. D.; VERSTRAETE, W. *Characterization of an autotrophic nitrogen-removing biofilm from a highly loaded lab-scale rotating biological contactor. Appl Environ Microbiol.*, v. 69, n. 6, pp. 3626 - 3635, 2003, doi:10.1128/aem.69.6.3626-3635.2003 .

QUAN, Z.; RHEE, S.; ZUO, J.; YANG, Y.; BAE, J.; PARK, J. R.; LEE, S.; PARK, Y. *Diversity of ammonium-oxidizing bacteria in a granular sludge anaerobic ammonium-oxidizing (anammox) reactor. Environmental Microbiology*, v. 10, p. 3130-3139, 2008.

RAJ, A. S.; MURTHY, D. V. S. *Nitrification of synthetic wastewater in a cross flow medium trickling filter. Bioprocess Engineering*, v. 19, pp. 149 – 154, 1998. doi:10.1007/s004490050496.

RAMIREZ, O. P.; QUADRO, M. S., ANTUNES, R. M., KOETZ, P. R. *Influência da carga orgânica volumétrica aplicada no pós-tratamento de águas residuárias de suinocultura por contactores biológicos rotatórios e reator anóxico. Revista Brasileira de Agrociência*, Pelotas, v. 9, n. 4, pp. 413 - 420, 2003.

REGMI, P.; HOLGATE, B.; FREDERICKS, D.; MILLER, M.W.; WETT, B.; MURTHY, S.; BOTT, C.B. *Optimization of a mainstream nitritation-denitritation process and Anammox polishing. Water Science and Technology*, v. 72, n. 4, pp. 632 – 642, 2015, doi:10.2166/wst.2015.261.

RISGAARD-PETERSEN, N.; MEYER, R.L.; SCHMID, M.; JETTEN, M.S.M.; ENRICH-PRAST, A.; RYSGAARD, S.; REVSBECH, N.P. *Anaerobic ammonium oxidation in an estuarine sediment. Aquat Microb Ecol.* v. 36, pp. 293 – 304, 2004.

RISGAARD-PETERSON, N.; NIELSEN, P. L. RYSGAARD, S. DALSGAARD, T. & MEYER, R. L. *Application of the isotopic pairing technique in sediments where Anammox and denitrification coexist*. **Limnology and Oceanography**, v. 1, pp. 63 - 73, 2003, doi:10.4319/lom.2003.1.63.

ROTTHAUWE, J.H.; WITZEL, K.P.; LIESACK, W. *The ammonia monooxygenase structural gene amoA as a functional marker: Molecular fine-scale analysis of natural ammonia-oxidizing populations*. **Applied and environmental microbiology**, v. 63, pp. 4704 – 4712, 1997, doi: 0099-2240/97/\$04.0010.

RUIZ, G.; JEISON, D.; CHAMY, R. *Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration*. **Water Research**, v. 37, n. 6, pp. 1371 - 1377, 2003, doi:10.1016/s0043-1354(02)00475-x.

RUSCALLEDA, M.; LOPEZ, H.; GANIGUE, R.; PUIG, S.; BALAGUER, M. D.; COLPRIM, J. *Heterotrophic denitrification on granular anammox SBR treating urban landfill leachate*. **Water Sci Technol** v. 58, n. 9, p. 1749–1755, 2008.

RYSGAARD, S.; GLUD, R.N. *Anaerobic N₂ production in Arctic sea ice*. **Limnol. Oceanogr**, v. 49, n. 1, pp. 86- 94, 2004, doi:10.4319/lo.2004.49.1.0086.

SACHETTO, P., CRUZ, L. M. D. O. *Caracterização de Efluente Anaeróbio*. In **XXVI Congresso de Iniciação Científica da UNICAMP**, promovido pelas Pró-Reitorias de Pesquisa e de Graduação no período de 17 a 19 de outubro de 2018, no Ginásio Multidisciplinar da UNICAMP. 2018.

SÁNCHEZ - GUILLÉN, J. A.; YIMMAN, Y.; LOPEZ - VAZQUEZ, C. M.; D. BRDJANOVIC, D.; VAN LIER, J.B. *Effects of organic carbon source, chemical oxygen demand/N ratio and temperature on autotrophic nitrogen removal*. **Water Science and Technology**, v.69, n. 10, pp. 2079 - 2084, 2014, doi:10.2166/wst.2014.128.

SÁNCHEZ - GUILLÉN, J.A.; CUÉLLAR GUARDADO, P.R.; LOPEZ VAZQUEZ, C.M.; de OLIVEIRA CRUZ, L.M.; BRDJANOVIC, D.; van LIER, J.B. *Anammox cultivation in a closed sponge-bed trickling filter*. **Bioresource Technology**, v. 186, pp. 252–260. 2015a, doi:10.1016/j.biortech.2015.03.073.

SÁNCHEZ - GUILLÉN, J.A.; JAYAWARDANA, L.K.M.C.B.; LOPEZ VAZQUEZ, C.M.; DE OLIVEIRA CRUZ, L.M.; BRDJANOVIC, D.; VAN LIER, J.B. *Autotrophic nitrogen removal over nitrite in a sponge-bed trickling filter*. **Bioresource Technology**, v. 187, pp. 314–325, 2015b, doi:10.1016/j.biortech.2015.03.140.

SÁNCHEZ - GUILLÉN, J.A.; LOPEZ VAZQUEZ, C.M.; de OLIVEIRA CRUZ, L.M.; BRDJANOVIC, D.; van LIER, J.B. *Long-term performance of the Anammox process under low nitrogen sludge loading rate and moderate to low temperature*. **Biochemical Engineering Journal**, v. 110, pp. 95–106. 2016, doi:10.1016/j.bej.2016.02.004.

SANTOS, A. S. P. *Avaliação de desempenho de um filtro biológico percolador com diferentes meios suportes plásticos*. **Dissertação (Mestrado em Ciência em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro**, Rio de Janeiro, 2005.

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, pp. 519 – 524, 2016, doi:10.1016/j.jenvman.2015.10.054 .

SATOH, H., ONO, H., RULIN, B., KAMO, J., OKABE, S., FUKUSHI, K. *Macroscale and microscale analyses of nitrification and denitrification in biofilms attached on membrane aerated biofilm reactors*. **Water Res**, v. 38, pp. 1633 – 1641, 2004, doi:10.1016/j.jenvman.2015.10.054.

SAWYER, C. N., McCART, P. L., PARKIN, G. F. *Chemistry for environmental engineering*, 4th ed. **McGraw-Hill**, Inc., New York, NY, 1994.

SCHMID, M.; SCHMITZ-ESSER, S.; JETTEN, M.; WAGNER, M. *16S- 23S rDNA intergenic spacer and 23S rDNA of anaerobic ammonium-oxidizing bacteria: implications for phylogeny and in situ detection*. **Environmental Microbiology**, n. 3, pp. 450-459. 2001, doi:10.1046/j.1462-2920.2001.00211.x.

SCHMID, M.C.; MAAS, B.; DAPENA, A.; VAN DE PAS-SCHOONEN, K.; VAN DE VOSSENBERG, J.; KARTAL, B.; VAN NIFTRIK, L.; SCHMIDT, I.; CIRPUS, I.; KUENEN, J.G.; WAGNER, M.; SINNINGHE DAMSTÉ, J.S.; KUYPERS, M.M.M.; REVSBECH, N.P.; MENDEZ, R.; JETTEN, M.S.M.; STROUS, M. *Biomarkers for the*

in-situ detection of anaerobic ammonium oxidizing (Anammox) bacteria. Appl. Environ. Microbiol., v. 71, pp. 1677 – 1684, 2005, doi:10.1128/aem.71.4.1677-1684.2005.

SCHMIDELL, W., SPILLER, A. R. *Remoção de Nitrogênio. V Curso de Tratamento Biológico de Resíduos*. Florianópolis. 2005.

SCHRUM, H.N., SPIVACK, A.J., KASTNER, M. AND D'HONDT, S. *Sulfate-reducing ammonium oxidation, A thermodynamically feasible metabolic pathway in subseafloor sediment. Geology*, v. 37, pp. 939 – 942, 2009, doi:10.1130/g30238a.1 .

SCHUBERT, C.J.; DURISH-KAISER, E.; WEHRLI, B.; THAMDRUP, B.; LAM, P.; KUYPERS, M.M.M. *Anaerobic ammonium oxidation in a tropical freshwater system (Lake Tanganyika). Environmental Microbiology*, v. 8, pp. 1857 - 1863, 2006, doi:10.1111/j.1462-2920.2006.01074.x.

SLIEKERS, A.O., DERWORT, N., CAMPOS GOMEZ, J.L., STROUS, M., KUENEN, J.G., JETTEN, M.S.M. *Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite in one single reactor. Water Res.*, v. 36, n. 10, 2475 - 2482, 2002, doi:10.1016/s0043-1354(01)00476-6 .

STROUS, M., KUENEN, J.G., FUERST, J.A., WAGNER, M. AND JETTEN, M.S.M. *The anammox case - A new experimental manifesto for microbiological eco-physiology. Anton. Leeuw. Int. J. G* v. 81, pp. 693 – 702, 2002, doi:10.1023/a:1020590413079 .

STROUS, M., PELLETIER, E., MANGENOT, S., RATTEI, T., LEHNER, A., TAYLOR, M.W., HORN, M., DAIMS, H., BARTOL-MAVEL, D., WINCKER, P., BARBE, V., FONKNECHTEN, N., VALLENET, D., SEGURENS, B., SCHENOWITZ-TRUONG, C., MÉDIGUE, C., COLLINGRO, A., SNEL, B., DUTILH, B.E., OP DEN CAMP, H.J.M., VAN DER DRIFT, C., CIRPUS, I., VAN DE PAS-SCHOONEN, K.T., HARHANGI, H.R., VAN NIFTRIK, L., SCHMID, M., KELTJENS, J., VAN DE VOSSENBERG, J., KARTAL, B., MEIER, H., FRISHMAN, D., HUYNEN, M.A., MEWES, H.W., WEISSENBACH, J., JETTEN, M.S.M., WAGNER, M. AND LE PASLIER, D. *Deciphering the evolution and metabolism of an anammox bacterium from a community genome. Nature*, v. 440, pp. 790 – 794, 2006, doi:10.1038/nature04647.

STROUS, M.; FUERST, J. A.; KRAMER, E.H.M.; LOGEMANN, S.; MUYZER, G.; VAN DE PASSCHOONEN, K. T.; WEBB, R.; KUENEN, J.G.; JETTEN, M.S.M.

Missing lithotroph identified as new planctomycete. **Nature**. v. 400, pp. 446 - 449, 1999, doi:10.1038/22749.

STROUS, M.; HEIJNEN, J. J.; KUENEN, J. G.; JETTEN, M. S. M. *The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms*. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 50, pp. 589 - 596, 1998, doi:10.1007/s002530051340.

STROUS, M.; KUENEN, J.G.; JETTEN, M.S.M. *Key physiology of anaerobic ammonia oxidation*. **Appl. Microbiol. Biotechnol.**, v. 65, p. 3248–3250, 1999b. Doi: 0099-2240/99/\$04.0010.

STROUS, M.; VAN GERVEN, E.; KUENEN, J. G.; JETTEN, M. S. M. *Effects of aerobic and microaerobic conditions on anaerobic ammonium-oxidizing (Anammox) sludge*. **Appl. Environ. Microbiol.**, v. 63, p. 2446–2448, 1997. Doi: 0099-2240/97/\$04.0010.

STROUS, M; FUERST, J.; KRAMER, E.; LOGEMANN, S.; MUYZERT, G.; VAN DE PAS- SCHOONEN, K.; WEBB, R.; KUENEN, J.; JETTEN, M. S. M. *Missing lithotroph identified as new planctomycete*. **Nature**, v. 400, p. 446-449, 1999a. Doi: 10.1038/22749.

STROUS, M; HEIJNEN, J. J.; KUENEN, J. G.; JETTEN, M. S. M. *The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms*. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 50, n. 5, p. 589-596, 1998. Doi: 10.1007/s002530051340.

SULLIVAN, B. W.; SMITH, W. K.; TOWNSEND, A. R.; NASTO, M. K.; REED, S. C.; CHAZDON, R. L. *Spatially robust estimates of biological nitrogen (N) fixation imply substantial human alteration of the tropical N cycle*. **Proc. Nat. Acad. Sci.**, v. 111, pp. 8101 - 8106, 2014, doi:10.1073/pnas.1320646111.

SUN, S.; SONG, Y.; YANG, X. J.; HU, H.; WU, S.; QI, W. K.; LI, Y. Y. *Strategies for improving nitrogen removal under high sludge loading rate in an anammox membrane bioreactor operated at 25 °C*. **Chemical Engineering Science**, 2018. doi.org/10.1016/j.ces.2018.03.011.

SZATKOWSKA, B.; CEMA, G.; PLAZA, E.; TRELA, J.; HULTMAN, B. *One-stage system with partial nitrification and Anammox processes in moving-bed biofilm reactor. Water Science Technology*, v. 8, pp. 19–26, 2007, doi:10.2166/wst.2007.237 .

TACHIN, M.; (2002). *Avaliação do tratamento integrado de esgotos sanitários e de lodo de tanque séptico em um reator anaeróbico (RALF)*. P. 141. **Dissertação (Mestrado) Universidade Regional de Blumenau**, Blumenau, 2002.

TAN, Y., JI, G. *Bacterial community structure and dominant bacteria in activated sludge from a 70 °C ultrasound-enhanced anaerobic reactor for treating carbazole containing wastewater. Bioresour. Technol.*, v. 101, pp. 174 – 180, 2010, doi:10.1016/j.biortech.2009.08.044 .

TANAKA, Y.; SUZUKI, K.; FUKUNAGA, S.; NAGATA, R. *Feasibility of Full-scale UASB/Unwoven-fabric-installed trickling filter system for swine wastewater treatment. Journal of Japan Society on Water Environmental*, v. 29, nº 2, p. 107-113, 2006, doi:10.2965/jswe.29.107.

TANG, C. J.; ZHENG, P.; WANG, C. H.; MAHMOOD, Q. *Suppression of anaerobic ammonium oxidizers under high organic content in high-rate Anammox UASB reactor. Bioresour. Technol.*, v.101, n. 6, p. 1762–1768, 2010.

TANG, C.-J., ZHENG, P., WANG, C.-H., MAHMOOD, Q., ZHANG, J.-Q., CHEN, X.-G., ZHANG, L., CHEN, J.-W. *Performance of highloaded ANAMMOX UASB reactors containing granular sludge. Water Res.*, v. 45, n. 1, 135 – 144, 2011, doi:10.1016/j.watres.2010.08.036.

TAO, Y.; GAO, D.; FU, Y.; WU, W.; REN, N. *Impact of reactor configuration on Anammox process start-up: MBR versus SBR. Bioresource Technology*, v. 104, pp. 73–80, 2012, doi:10.1016/j.biortech.2011.10.052.

THAMDRUP, B.; DALSGAARD, T.; JENSEN, M.M.; ULLOA, O.; FARÍAS, L.; ESCRIBANO, R. *Anaerobic ammonium oxidation in the oxygen-deficient water off northern Chile. Limnol. Oceanogr.*, v. 51, pp. 2145 - 2156, 2006, doi:10.4319/lo.2006.51.5.2145.

THIRD, K.A., PAXMAN, J., SCHMID, M., STROUS, M., JETTEN, M.S.M., CORD-
RUWISCH, R. *Enrichment of ANAMMOX from activated sludge and its application in
the CANON process*. **Microbial Ecol**, v. 459, pp. 236 – 244, 2005, doi:10.1007/s00248-
004-0186-4.

TOH, S. K.; ASHBOLT, N. J. *Adaptation of anaerobic ammonium-oxidising consortium
to synthetic coke-ovens wastewater*. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 59,
p. 344-352, 2002, doi:10.1007/s00253-002-1007-7.

TRIGO, C., CAMPOS, J.L., GARRIDIO, J.M., MENDEZ, R. *Start-up of the ANAMMOX
process in a membrane bioreactor*. **J. Biotechnol**, v. 126, pp. 475 – 487, 2006,
doi:10.1016/j.jbiotec.2006.05.008.

TSUSHIMA, I., OGASAWARA, Y., KINDAICHI, T., OKABE, S. *Development of high-
rate anaerobic ammonium-oxidizing (anammox) biofilm reactors*. **Water Res**, v. 41, n.
8, pp. 1623 - 1634, 2007, doi:10.1016/j.watres.2007.01.050.

UEMURA, S.; OKUBO, T.; MAENO, K.; TAKAHASHI, M.; KUBOTA, K.; HARADA,
H. *Evaluation of Water Distribution and Oxygen Mass Transfer in Sponge Support Media
for a Down-flow Hanging Sponge Reactor*. **Int. J. Environ. Res**, v. 10, n. 2, pp. 265 -
272, 2016, doi:10.22059/IJER.2016.57721.

VAN DE GRAAF A. A.; BRUIJN P.; ROBERTSON, L. A.; JETTEN, M. S. M.;
KUENEN, J. G. *Autotrophic growth anaerobic ammonium-oxidation micro-organisms in
a fluidized bed reactor*. **Microbiology**, v. 142, n. 8, pp. 2187 - 2196, 1996,
doi:10.1099/13500872-142-8-2187.

VAN DE GRAAF A. A.; BRUIJN P.; ROBERTSON, L. A.; JETTEN, M. S. M.;
KUENEN, J. G. *Autotrophic growth anaerobic ammonium-oxidation micro-organisms in
a fluidized bed reactor*. **Microbiology**, v. 142, n. 8, pp. 2187 - 2196, 1996,
doi:10.1099/13500872-142-8-2187.

VAN DE GRAAF, A. A.; MULDER, A.; BRUIJN, P.; JETTEN, M. S. M.;
ROBERTSON, L. A.; KUENEN, J. G. *Anaerobic oxidation of ammonium is a
biologically mediated process*. **Applied Environmental and Microbiology**, v. 61, p.
1246 1251, 1995, doi:0099-2240/95/\$04.0010.

VAN DEN AKKER, B., HOLMES, M., CROMAR, N., FALLOWFIELD, H. *Application of high rate nitrifying trickling filters for potable water treatment. Water Res*, v. 42, pp. 4514 – 4524, 2008, doi:10.1016/j.watres.2008.07.038.

VAN DEN AKKER, B., HOLMES, M., PEARCE, P., CROMAR, N.J., FALLOWFIELD, H.J. *Structure of nitrifying biofilms in a high-rate trickling filter designed for potable water pre-treatment. Water Res*, v. 45, pp. 3489 – 3498, 2011, doi:10.1016/j.watres.2011.04.017 .

VAN DER STAR, W. R. L.; ABMA, W. R.; BLOMMERS, D.; MULDER, J-W.; TOKUTOMI, T.; STROUS, M.; PICIOREANU, C.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. *Startup of reactors for anoxic ammonium oxidation: experiences from the first full-scale Anammox reactor in Rotterdam. Water Res.* v.41, n. 18, pp. 4149 - 4163, 2007, doi:10.1016/j.watres.2007.03.044 .

VAN DER STAR, W. R. L.; ABMA, W. R.; BLOMMERS, D.; MULDER, J-W.; TOKUTOMI, T.; STROUS, M.; PICIOREANU, C.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. *Startup of reactors for anoxic ammonium oxidation: experiences from the first full-scale Anammox reactor in Rotterdam. Water Res.* v.41, n. 18, p. 4149-4163, 2007.

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

VAN DONGEN, U.; JETTEN, M.S.M.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M. *The SHARON-c. Water Sci.Technol*, v. 44, n. 1, pp. 153 - 160, 2001, doi:10.2166/wst.2001.0037.

VAN HAANDEL, A.; MARAIS, G. V. R. *O comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projetos e operação. Campina Grande*, 1999.

VAN KESSEL, M. A. H. J.; SPETH, D. R.; ALBERTSEN, M.; NIELSEN, P. H.; CAMP, H. J. M. O.; KARTAL, B.; JETTEN, M. S. M.; LÜCKER, S. *Complete nitrification by a single microorganism. Nature*, v. 528, p. 555 - 571, 2015, doi:10.1038/nature16459 .

VAN LOOSDRECHT, M. C. M. *Innovative Nitrogen Removal*. In: HENZE, M., VAN LOOSDRECHT, M. C. M, EKAMA, G. A., BRDJANOVIC, D. **Biological Wastewater**

Treatment: Principles, Modelling and Design. London: IWA Publishing, 2008. Cap. 6, p. 139-153.

VAN SCHIE, P. M.; YOUNG, L. Y. *Biodegradation of phenol: mechanisms and applications.* **Bioremediation journal**, v. 4, p. 1-18, 2000, doi:10.1080/10588330008951128.

VAZOLLER, R. F. “*Microbiologia de Lodos Ativados*”. **CETESB**. Série Manuais, Secretaria do Meio Ambiente. São Paulo. 1988.

VAZQUEZ-PADIN, J. R.; MORALES, N.; GUTIERREZ, R.; FERNANDEZ, R.; ROGALLA, F.; BARRIO, J. P.; MENDEZ, R. *Implications of full-scale implementation of an Anammox-based process as post-treatment of a municipal anaerobic sludge digester operated with co-digestion.* **Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research**, v. 69, n. 6, pp. 1151 - 1158, 2014, doi:10.2166/wst.2013.795.

VEYS P., VANDEWEYER H., AUDENAERT W., MONBALLIU A., DEJANS P., JOOKEN E., DUMOULIN A., MEESSCHAERT B.D., VAN HULLE S.W.H., 2010. *Performance analysis and optimization of autotrophic nitrogen removal in different reactor configurations: a modelling study.* **Environmental Technology**, v. 31, n. 12, pp. 1311 - 1324, 2010, doi:10.1080/09593331003713685.

VICTORIA, J. A. R. *Filtro biológico aeróbio-anóxico para remoção de nitrogênio de efluentes de reatores UASB.* Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – **Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo**, São Carlos, 2006.

VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.* Belo Horizonte: UFMG, 2005. 452p.

VON SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias Vol. 1. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos,* **Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG**. 3ª ed. 452 p., 2005.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. *Biological wastewater treatment in warm climate regions.* **IWA Publishing, London**. v. 1, pp. 1496, 2005, doi:10.2166/9781780402703 .

WANG, C.C., LEE, P.H., KUMAR, M., HUANG, Y.T., SUNG, S., LIN, J.G. *“Simultaneous partial nitrification, anaerobic ammonium oxidation and denitrification (SNAD) in a full-scale landfill-leachate treatment plant”*. In: **Journal of Hazardous Materials**, v. 175, pp. 622 - 628, 2010, doi:10.1016/j.jhazmat.2009.10.052.

WANG, G.; ZHANG, D.; XU, Y.; HUA, Y.; DAI, X. *Comparing two start up strategies and the effect of temperature fluctuations on the performance of mainstream anammox reactors*. **Chemosphere**, v. 209, pp. 632 – 639, 2018, doi:10.1016/j.chemosphere.2018.06.134.

WANG, J., HOU, J., XIA, L., JIA, Z., HE, X., LI, D., & ZHOU, Y. *The combined effect of dissolved oxygen and COD/N on nitrogen removal and the corresponding mechanisms in intermittent aeration constructed wetlands*. **Biochemical Engineering Journal**, v. 153, n. 107400, pp. 1 – 9, 2020. doi:10.1016/j.bej.2019.107400.

WANG, S. Y.; WANG, Y.; WANG, C. X.; RISGAARD-PETERSEN, N.; JETTEN, M. S. M.; YIN, C. Q. *Anaerobic ammonia oxidation in a fertilized paddy soil*. **ISME J**, v. 5, p. 1905–1912, 2011.

WANG, T.; SHEN, B.; ZHANG, S.; WANG, Z.; TIAN, L. *Start-up performance of Anammox process in a fixed bed reactor (FBR) filled with honeycomb-like polypropylene carriers*. **Water Science & Technology**, v. 73, n. 8, p. 1848-1854, 2016. Doi: 10.2166/wst.2016.017.

WANG, T.; WANG, X.; YUAN, L.; LUO, Z.; INDIRA, H. *Start-up and operational performance of Anammox process in an anaerobic baffled biofilm reactor (ABBR) at a moderate temperature*. **Bioresource Technology**, v. 279, p. 1-9. 2019. Doi: 10.1016/j.biortech.2019.01.114.

WANG, Y., ZHENG, S.J., PEI, L.Y., KE, L., PENG, D.C., XIA, S.Q. *Nutrient release, recovery and removal from waste sludge of a biological nutrient removal system*. **Environ. Technol**, v. 35, n. 21, pp. 2734 – 2742, 2014, doi:10.1080/09593330.2014.920048.

WANG, Y.; WANG, Y.; WEY, Y.; CHEN, M. *In-situ restoring nitrogen removal for the combined partial nitrification-anammox process deteriorated by nitrate build-up*.

Biochemical Engineering Journal, v. 98, p. 127-136, 2015. Doi: 10.1016/j.bej.2015.02.028.

WANG, T.; ZHANG, H.; GAO, D.; YANG, F.; ZHANG, G. *Comparison between MBR and SBR on Anammox start-up process from the conventional activated sludge*. **Bioresource Technology**, v. 122, pp. 78–82, 2012, doi:10.1016/j.biortech.2012.02.069.

WATER ENVIRONMENT FEDERATION – WEF. **Aerobic fixed-growth reactors: A special publication**. Alexandria, Virginia, 2000.

WATER ENVIRONMENT FEDERATION – WEF. **Design of municipal wastewater treatment plants. Manual of practice**. Vol. 1, 3. ed. n. 8, cap 12. Alexandria, Virginia, 1992. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. **Wastewater technology fact sheet: Trickling filters nitrification**. Washington D.C., pp. 9, 2000.

WATER ENVIRONMENT FEDERATION – WEF; ASCE. **Odor control in wastewater treatment plants**. New York, pp. 282, 1995.

WETT, B. *Development and implementation of a robust deammonification process*. **Water Science and Technology**, v. 56, n. 7, pp. 81 – 88, 2007, doi:10.2166/wst.2007.611.

WETT, B. *Development and implementation of a robust deammonification process*. **Water Sci Technol**, v. 56, p. 81–88, 2007.

WETT, B., HELL, M., NYHUIS, G., PUEMPEL, T., TAKACS, I., MURTHY, S. *Syntrophy of aerobic and anaerobic ammonia oxidisers*. **Water Sci. Technol**, v. 61, n. 8, pp. 1915– 1922. 2010, doi:10.2166/wst.2010.969.

WILSENACH, J., BURKE, L., RADEBE, V., MASHEGO, M., STONE, W., MOUTON, M., BOTHA, A. *Anaerobic ammonium oxidation in the old trickling filters at Daspoort wastewater treatment works*. **Water SA**, v. 40, n. 1, pp. 81–88. 2014, doi:10.4314/wsa.v40i1.10.

WINKLER, M. K. H.; KLEEREBEZEM, R.; VAN, L. M. C. M. *Integration of anammox into the aerobic granular sludge process for main stream wastewater treatment at*

ambient temperatures, **Water Res**, v. 46, pp. 136 – 144, 2012, doi:10.1016/j.watres.2011.10.034.

WINKLER, M.K.H.; YANGB, J.; KLEEREBEZEMR.; PLAZA, E.; TRELA, J.; HULTMAN, B.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M. *Nitrate reduction by organotrophic Anammox bacteria in a nitrification/Anammox granular sludge and a moving bed biofilm reactor*. **Bioresource Technology**, v. 114, pp. 217–223, 2012, doi:10.4314/wsa.v40i1.10.

WORLD HEALTH ORGANIZATION, WHO, **Nitrate and Nitrite in Drinking-water**. WHO/SDE/WSH/07.01/16/REV/1. 23p, 2011.

WYFFELS, S.; VAN HULLE, S. W. H.; BOECKX, P.; VOLCKE, E. I. P.; VAN CLEEMPUT, O.; VANROLLEGHEM, P. A.; VERSTRAETE, W. *Modeling and simulation of oxygen-limited partial nitrification in a membrane-assisted bioreactor (MBR)*. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 86, n. 5, pp. 531 – 542, 2004, doi:10.1002/bit.20008 .

XU, X.; LIU, G. H.; FAN, Q.; CHEN, J.; WANG, Y.; ZHANG, Y.; YANG, Y.; WANG, J.; ZHANG, Y.; JIANG, H.; QI, L.; WANG, H. *Effects of gibberellin on the activity of anammox bacteria*. **Journal of Environmental Management**, v. 225, pp. 104 -111, 2018. doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.07.099.

YANG, G.; JIN, R. *The joint inhibitory effects of phenol, copper (II), oxytetracycline (OTC) and sulfide on anammox activity*. **Bioresource Technology**, v. 126, p. 187-192, 2012, doi:10.1016/j.biortech.2012.09.023.

YESHI, C.; HONG, C.B.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; DAIGGER, G.T.; YI, P.H.; WAH, Y.L.; CHYE, C.S.; GHANI, Y.A. *Mainstream partial nitrification and Anammox in a 200,000 m³/day activated sludge process in Singapore: scale-down by using laboratory fedbatch reactor*. **Water Science and Technology**, v.74, n.1, pp. 48 - 56, 2016, doi:10.2166/wst.2016.116.

ZAHID, W.M. *Cost Analysis of Trickling Filtration and Activated Sludge Plants for the Treatment of Municipal Wastewater*. **P proceedings of the 7th Saudi Engineering Conference, College of Engineering, King Saud University, Riyadh**, 2007.

ZHANG, L.; NARITA, Y.; GAO, L.; ALI, M.; OSHIKI, M.; OKABE, S. *Maximum specific growth rate of Anammox bacteria revisited*. **Water Research**, v. 116, pp. 296 – 303, 2017, doi:10.1016/j.watres.2017.03.027.

ZHANG, L.; YANG, J.; MA, Y.; LI, Z.; FUJI, T.; ZHANG, W.; TAKASHI, N.; FURUKAWA, K. *Treatment capability of an up-flow Anammox column reactor using polyethylene sponge strips as biomass carrier*. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 110, n. 1, pp. 72–78. 2010, doi:10.1016/j.jbiosc.2009.12.005.

ZHANG, L.; ZHENG, P.; TANG, C.; JIN, R. *Anaerobic ammonium oxidation for treatment of ammonium-rich wastewaters*. **Journal of Zhejiang University Science B**, v.9, p.416-426, 2008, doi:10.1631/jzus.b0710590.

ZHANG, Y.; NIU, Q.; MAA, H.; HE, S.; KUBOTA, K.; LI, Y. *Long-term operation performance and variation of substrate tolerance ability in an Anammox attached film expanded bed (AAFEB) reactor*. **Bioresource Technology**, v. 211, pp. 31–40, 2016, doi:10.1016/j.biortech.2016.03.055 .

ZHANG, Z.; LIU, S. *Hot topics and application trends of the Anammox biotechnology: a review by bibliometric analysis*. **Springerplus**, v. 1, n. 3, pp. 220, 2014, doi:10.1186/2193-1801-3-220 .

ZHENG, B.; ZHANG, L.; GUO, J.; ZHANG, S.; YANG, A.; PENG, Y. *Suspended sludge and biofilm shaped different Anammox communities in two pilot-scale one-stage Anammox reactors*. **Bioresource Technology**, v. 211, pp. 273–279, 2016, doi:10.1016/j.biortech.2016.03.049.

ZHU, G., PENG, Y., LI, B., GUO, J., YANG, Q. WANG, S. *Biological Removal of Nitrogen from Wastewater*. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**. 2008, doi:10.1007/978-0-387-71724-1_5 .

ZOPPAS, F. M.; BERNARDES, A. M.; MENEGUZZI, A. *Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea*. **Eng Sanit Ambient**, v. 21, n. 1, pp. 29 – 42, 2016. doi: 10.1590/S1413-41520201600100134682.