

II-395 – AVALIAÇÃO DA PARTIDA DO REATOR ANAMMOX

Antônio Jaidis de Moura ⁽¹⁾

Graduando em Tecnologia em Saneamento Ambiental pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará-IFCE *campus* Limoeiro do Norte

Lidia Maria Costa Martins ⁽²⁾

Graduanda em Tecnologia em Saneamento Ambiental pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará-IFCE *campus* Limoeiro do Norte

Heraldo Antunes Silva Filho ⁽³⁾

Doutor em Engenharia Ambiental pela UEPB. Docente do IFCE, *campus* Limoeiro do Norte.

Jarbas Rodrigues Chaves ⁽⁴⁾

Mestre em Tecnologia e Gestão Ambiental. Técnico de Laboratório do IFCE, *Campus* Limoeiro do Norte.

Endereço⁽¹⁾: Setor NH-5, 1 – Zona Rural – Limoeiro do Norte – CE – CEP: 62930-00 – Brasil - Tel: (88) 9811-7121 - e-mail: jaidismoura@gmail.com

RESUMO

A remoção de nitrogênio por métodos biológicos e vias convencionais pode ser desenvolvida através da associação de reatores que desempenhem os processos de nitrificação e desnitrificação, em condições bastante restritas, incluindo regulação de pH e disponibilidade de matéria orgânica. No entanto, é possível recorrer a métodos alternativos, como o processo ANAMMOX (Oxidação Anaeróbia da Amônia). O objetivo do presente trabalho é avaliar as condições para a partida de um reator ANAMMOX, buscando aplicar condições ambientais e operacionais para que se possa desenvolver essa atividade, em dois reatores bateladas sequenciais (RBS I e II), operados em três fases distintas diferenciando-se, pela troca volumétrica, a matriz de alimentação e o inóculo. Na fase I as concentrações de substratos (amônia e nitrito) foram variáveis e uma troca volumétrica de 20%. Na fase II as concentrações dos substratos foram fixadas e a troca volumétrica foi aumentada para 60%. Na fase III a matriz de alimentação foi mudada e o RBS II foi reinoculado com uma mistura de cinco lodos diferentes. Apesar de todas as estratégias aplicadas, não foi detectada a presença de atividade ANAMMOX, expressa na remoção de amônia e nitrito em ambiente anaeróbio. Esse fato pode ser atribuído a fatores adversos enfrentados ao longo do tempo de operação, como as cargas de choque no início, saída de sólidos no efluente e a incerteza da presença desses organismos no inóculo.

PALAVRAS-CHAVE: Amônia, nitrito, inóculo.

INTRODUÇÃO

Os nutrientes nitrogênio (N) e fósforo (P) devem ser removidos dos efluentes de modo a evitar o seu lançamento em quantidades apreciáveis nos corpos receptores. O aporte excessivo desses nutrientes nos sistemas aquáticos promove o crescimento de microalgas e vegetais, causando diversos problemas, entre os quais a floração excessiva de microalgas (*algal blooms*), que pode provocar liberação de toxinas para a massa aquosa. Esses nutrientes estimulam e aceleram o processo de eutrofização de lagos, lagoas e baías, com alteração das propriedades das águas, diminuição da lâmina líquida, acúmulo de lodo no leito desses corpos receptores (SANT'ANNA JUNIOR, 2013).

Com o passar dos anos a legislação se tornou mais rígida para os lançamentos de efluentes com cargas de nitrogênio, fazendo com que novas tecnologias de remoção desse nutriente surgissem, assim, o processo ANAMMOX ganhou força nas últimas décadas.

O processo de oxidação anaeróbia da amônia, ou ANAMMOX (do inglês anaerobic ammonium oxidation), é considerado um dos mais inovadores avanços tecnológicos na remoção de nitrogênio amoniacal de águas residuárias, sendo capaz de remover altas concentrações de nitrogênio. Para que ocorra o processo ANAMMOX, STROUS et al (1998), através do experimento observou uma equação global para que o processo ocorra com a seguinte equação abaixo.

$\text{NH}_4^+ + 1,32 \text{NO}_2^- + 0,066 \text{HCO}_3^- + 0,13 \text{H}^+ \rightarrow 1,02 \text{N}_2 + 0,26 \text{NO}_3^- + 0,066 \text{CH}_2\text{O} + 0,5\text{N}_{0,15} + 2,03\text{H}_2\text{O}$
Equação (1)

No processo ANAMMOX, a amônia é convertida a N_2 tendo o nitrito como principal acceptor final de elétrons. A desnitrificação é autotrófica, não havendo necessidade de adição de uma fonte externa de carbono, sendo assim um processo mais econômico que o convencional, pois reduz custos com aeração e não necessita de adição de matéria orgânica.

A grande desvantagem desse processo é seu alto tempo de crescimento da biomassa. ARAÚJO et al (2010) relatou que conseguiu cultivar bactérias ANAMMOX com 90 dias de operação, SANCHEZ et al (2014) calculou uma taxa de duplicação celular em 9 dias no seu experimento. Então, com esse tempo de crescimento longo, aumenta o tempo de partida, o que pode inviabilizar o emprego desse processo em escala plena. Então o presente trabalho objetivou-se avaliar as condições para a partida de um reator ANAMMOX, buscando aplicar condições ambientais e operacionais para que se possa desenvolver essa atividade

MATERIAIS E MÉTODOS

Com vista a atingir os objetivos propostos, foi estabelecido um roteiro experimental que se propôs, em linhas gerais, a oferecer as condições “ideais” para o surgimento da cultura ANAMMOX. Dessa forma, o experimento foi desenvolvido em escala de bancada e era constituído de dois reatores em batelada sequencial (sendo um o reator controle), e operado em três fases distintas onde variou-se a troca volumétrica, o inóculo e a matriz de alimentação. Na Tabela 1 é possível perceber as diferenças entre as fases, objetivando a melhoria das condições para o aparecimento do processo. Maiores detalhamentos serão dados nas seções a seguir

Tabela 1- Diferença das fases de operação dos reatores ao longo do período de operação (condições aplicadas para todos os sistemas)

	Fase I	Fase II	Fase III
Troca Volumétrica (%)	20	60	60
Matriz de Alimentação	Esgoto da instituição de ensino	Esgoto da instituição de ensino diluído	Esgoto misto
Inóculo	Lodo de um UASB desativado	Lodo de um UASB desativado	Lodo misto*

*Lodo misto foi utilizado para inocular apenas o RBS II e, portanto, não sendo usado no RBS controle.

REATOR BATELADA SEQUENCIAL

Foram fabricados dois reatores, nominados de RBS I e RBS II (Figura 1), a diferença entre eles será descrita mais adiante. A opção por regime de batelada sequenciais foi escolhida por apresentar melhor retenção de biomassa e ter trabalhos semelhante desenvolvidos com esse tipo de reator que obtiveram êxito, como o de Araújo et al (2010), que enriqueceu microrganismos ANAMMOX em um RBS, assim como Leal et al (2016.)



Figura 1- Aparatos operacionais dos reatores RBS I e RBS II

Cada reator tinha um volume útil de 2,5 L, com número de bateladas variando de 1 a 2 por dia (devida a mudança de fases e a variação da troca volumétrica), com quatro fases operacionais em cada batelada. O sistema de agitação era automatizado, com fases de descarte e alimentação sendo realizadas manualmente, ressaltando que entre a fase I e II houve mudança no regime de alimentação. Os tempos de cada operação em 1 ciclo é apresentado no Tabela 2.

Tabela 2- Tempos de operação dos ciclos em cada fase

Reações e Operações. Unitárias	Tempo de cada fase (h,min)	
	Fase I	Fase II e III
Reação	23 h 20 min	11 h 10 min
Sedimentação	30 min	30 min
Descarte	5 min	5 min
Alimentação	5 min	5 min

FASE I

Essa fase foi marcada pela partida dos reatores que ocorreu do dia 1º ao dia 164º, onde cada reator foi inoculado com 1,5 L de lodo proveniente de um reator UABS desativado. Esse reator UASB era responsável pelo tratamento de parcela do esgoto municipal da cidade de Limoeiro do Norte e encontrava-se desativado a mais de 10 anos. Além disso, possuía 11,5 gSST.L⁻¹ e 4,5 gSSV.L⁻¹

É importante ressaltar que nessa fase e na posterior (Fase II) os reatores foram operados da mesma forma, ou seja, em regime de duplicata. A matriz de alimentação dos reatores nessa fase era proveniente de um tanque de equalização que armazena as águas residuárias de uma instituição de ensino, antes de ser despejada na rede municipal. Esse esgoto apresentava características peculiares como alta carga de nitrogênio, nas formas de amônia e baixa carga de matéria orgânica (PEIXOTO et al, 2012; ROLIM et al, 2016 e LIMA et al, 2012). Onde essas características, em tese, favorecem o desenvolvimento da atividade ANAMMOX

A Tabela 3 apresenta as características da água residuária bruta da instituição de ensino, tendo em mente que essas características são decorrentes dos usos de água dos frequentadores da instituição, caracterizados predominantemente como população flutuante.

Tabela 3- Características físico-química da água residuária bruta da instituição de ensino, avaliado no período de 17 de novembro de 2015 até 08 de agosto de 2016.

Parâmetro	Unidade	N	Média	DP	CV	Máximo	Mínimo
Alcalinidade Total	(mg. L ⁻¹ CaCO ₃)	10	472,2	130,2	0,28	660,7	204,7
Alcalinidade de bicarbonato	(mg. L ⁻¹ CaCO ₃)	10	414,5	144,3	0,35	660,7	204,7
Nitrogênio Amoniacal	(mg. L ⁻¹ N-NH ₃ ⁺)	10	89,0	25,6	0,29	131,0	44,8
Nitrito	(mg. L ⁻¹ N-NO ₂ ⁻)	10	0,1	0,0	0,55	0,2	0

*N- Números de dados**DP- Desvio Padrão. ***CV-Coeficiente de Variação

Assim, a alimentação dos reatores foi através do esgoto bruto da instituição de ensino e tinha a suplementação do nitrito, onde esse último era adicionado na forma do NaNO₂ (nitrito de sódio) que era adicionado diretamente no esgoto. A adição do nitrito seguia a razão estequiométrica proposta por STROUS et al (1998), de 1 amônia:1,32 de nitrito, que é considerado a razão ideal para o surgimento do processo, segundo o referido autor. Entretanto, a concentração da amônia era variável pois os reatores eram alimentados conforme a concentração presente na água residuária da instituição, dessa forma, a dosagem necessária de nitrito também variava.

Quanto a operação dos reatores, como ambos funcionavam em regime de duplicata, tinha nessa fase uma troca volumétrica de 20% e um ciclo de batelada por dia. Posteriormente houve modificações na operação dos reatores como apresenta a Tabela 4, com os parâmetros operacionais em cada fase

Tabela 4- Parâmetros operacionais dos reatores na fase I e II

Parâmetros	Fase I	Fase II e III
Vazão (L/dia)	0,5	3
TDH (dia)	1	0,5
Troca Volumétrica (%)	20	60
Batelada/dia	1	2

Visto que na fase I as condições operacionais proporcionaram variação das concentrações afluente de amônia e nitrito e uma carga de substratos afluente nessa fase. Foram realizadas algumas mudanças, como a fixação dos valores afluentes dos substratos e o aumento da carga afluente, através do aumento da troca volumétrica e a mudança para o regime de duas bateladas por dia. Avergando assim se a otimização das condições de operação favorecem o surgimento do processo.

FASE II

Já a fase II, que ocorreu do dia 164° ao dia 308°, caracterizou-se com o aumento da troca volumétrica para 60%, onde conseqüentemente aumenta a carga afluente que adentra os reatores, aumenta a vazão de trabalho, visando assim crescimento do lodo. Nessa fase também teve a mudança para dois ciclos por dia, como evidenciado na Tabela 4. Essas modificações tiveram a finalidade de otimizar as condições para o surgimento da atividade ANAMMOX, sendo essa otimização dada pela automação da agitação, onde proporcionou a disponibilidade para o aumento dos ciclos de operação.

Como os valores de nitrogênio amoniacal eram muito elevados e variavam constantemente, a matriz de alimentação foi diluída nessa fase. Então os valores de amônia foram fixados entre 30 e 40 mg. L⁻¹ a fim de melhorar a razão amônia/nitrito diminuindo a variação da concentração desses substratos que entrem no reator e para melhorar a dosagem do nitrito, que passou a ser dissolvido no esgoto. A matriz do esgoto era feita com uma frequência semanal para manter as qualidades físico-químicas do mesmo.

Ao chegar ao laboratório era realizada previamente a análise de nitrogênio amoniacal para saber a concentração no esgoto bruto da instituição para que posteriormente fosse feita a diluição para a faixa de trabalho citada anteriormente. A partir disso, um volume do esgoto da instituição era misturado com água tratada.

Mesmo com a otimização realizada nessa fase, ainda não foi possível o aparecimento da atividade ANAMMOX. Como isso levantou-se a hipótese de que o esgoto da instituição é fraco em questão de diversidade de microrganismos, muito por conta da sua origem, e outro fator questionado é o inóculo não ser ativo, do ponto de vista que o mesmo, que foi utilizado para inocular os reatores se encontrava no estado endógeno. Sendo assim para uma fase posterior foi incorporado a matriz de alimentação o esgoto municipal que em tese apresenta uma diversidade maior de microrganismos que o esgoto da instituição e uma reinoculação do RBS II com diferentes lodos visando buscar uma gama maior para o aparecimento do processo.

FASE III

Considerando a inexpressão de atividade ANAMMOX nas Fases I e II, projetou-se uma terceira fase em que as estratégias foram baseadas em ampliar a probabilidade de presença de organismos que desempenhem esse processo. Para tanto, foi realizado dois procedimentos: (1) mistura da matriz de alimentação como esgoto doméstico da cidade, coletado na entrada da ETE municipal (portanto sem tratamento) e (2) reinoculação dos reatores, em que o RBS I figurou como reator controle e foi inoculado novamente com seu lodo que já vinha sendo usado na pesquisa, e o RBS II foi reinoculado com uma mistura de cinco lodos diferentes advindo de

diversas estações de tratamento da região. Na Figura 2 (A e B), mostra respectivamente o local de coleta do esgoto municipal e perfil dos cinco lodos usados para inocular o RBS II.



Figura 2- (A) Local da coleta do esgoto municipal (B) Perfil dos lodos utilizados para inocular o RBS II

Os cinco lodos foram misturados resultando numa concentração 50 gSST.L⁻¹, sendo necessário a diluição para 30 gSST.L⁻¹, com isso o RBS II foi inoculado com 1,5 L do lodo misto para o início da Fase III. Os dois reatores ainda foram envolvidos por papel alumínio para diminuir a entrada de luz nos reatores.

Como já foi dito os lodos tinham diferentes origens, sendo um o lodo de descarte que foi coletado de recipiente onde era depositado o descarte de um sistema de lodo ativado em escala de bancada onde a matriz de alimentação era original do efluente de uma instituição de ensino. Outro lodo foi coletado de um tanque que tratava o efluente do matadouro municipal.

O terceiro lodo foi coletado de uma lagoa anaeróbia de uma estação de tratamento de efluente (ETE) de uma indústria alimentícia. O quarto lodo foi proveniente de um sistema RBS em escala de bancada desenvolvido para o aparecimento de microrganismos ANAMMOX, onde o qual era alimentado com esgoto de uma instituição de ensino que apresentava características favoráveis para o processo. E o último lodo foi coletado na lagoa facultativa, primária, da ETE municipal que trata o esgoto doméstico.

Essas mudanças tiveram como objetivo amplificar as chances para o desenvolvimento das bactérias ANAMMOX, supondo-se uma diversidade maior de microrganismos em diferentes tipos de lodo e de esgotos nos quais esses lodos tratavam.

Como o esgoto doméstico tinha uma demanda química de oxigênio (DQO) mais elevada que a do esgoto da instituição e esse último apresentou uma concentração de nitrogênio amoniacal, maior a mistura teve que respeitar uns valores para não causar inibição do processo. Ressaltando que o esgoto da instituição já era diluído por causa das concentrações muito elevada de amônia. Na **Equação 2** mostra o cálculo feito para fazer a mistura em relação a amônia, já na **Equação 3** é o cálculo para a mistura da matéria orgânica expressa na forma de DQO.

$$NH_4 = \frac{(NH_{4i} \cdot V_i) + (NH_{4d} \cdot V_d)}{(V_i + V_d)} \quad \text{Equação (2)}$$

$$DQO = \frac{(DQO_i \cdot V_i) + (DQO_d \cdot V_d)}{(V_i + V_d)} \quad \text{Equação (3)}$$

Nas equações, NH₄= Concentração de amônia da mistura (mg. L⁻¹); DQO= Concentração de DQO da mistura (mg.L⁻¹); NH_{4i}= Concentração de amônia do esgoto da instituição (mg.L⁻¹); DQO_i= Concentração de DQO do esgoto doméstico (mg.L⁻¹), V_i=Volume utilizado do esgoto da instituição (L); V_d=Volume utilizado do esgoto doméstico (L).

Na mistura buscou deixar a concentração de amônia entorno de 30 a 40 mg. L⁻¹ N-NH₄⁻ e de DQO abaixo de 300 mg. L⁻¹ O₂, onde esse último é um valor limitante para a inibição do processo ANAMMOX segundo JIM LI et al 2016 e CHONGJUM et al 2016

ANALISES DE DESEMPENHO

Os parâmetros analisados foram divididos em parâmetros de controle (pH e temperatura) e de monitoramento (nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal, sólidos suspensos e suas frações, alcalinidade e DQO). Todos os parâmetros foram realizados conforme Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater APHA (2012), salvo a análise de nitrato que foi realizada pelo método de Rodier.

Para a detecção do processo ANAMMOX, foi erificado o consumo simultâneo de amônia e nitrito nos reatores juntamente com o aumento dos SSV (Sólidos Suspensos Voláteis).

RESULTADOS

Na fase I caracterizada pela partida do reator, a instituição não estava com suas atividades plenas, o que impactou diretamente na matriz de alimentação do RBS I e RBS II, onde consequentemente no influenciou o processo de partida do reator. Notou-se nessa fase uma variação considerável na concentração afluente de amônia de 40 mg.L⁻¹ a 100 mg.L⁻¹ ocasionando cargas de choque para o reator. Por volta do 70º dia a instituição retornou com suas atividades onde teve um aumento significativo de amônia na matriz de alimentação o que agravou ainda mais o processo de partida tornando inviável a dosagem do substrato nitrito.

Além disso, a variação da amônia afluente influenciou diretamente na dosagem do nitrito que também variou, já que respeitava a relação estequiométrica de 1:1,32, de amônia e nitrito respectivamente. Nas FIGURAS 3 e 4 ilustra o perfil das concentrações afluentes e efluente de amônia e nitrito dos reatores RBS I e RBS II, respectivamente.

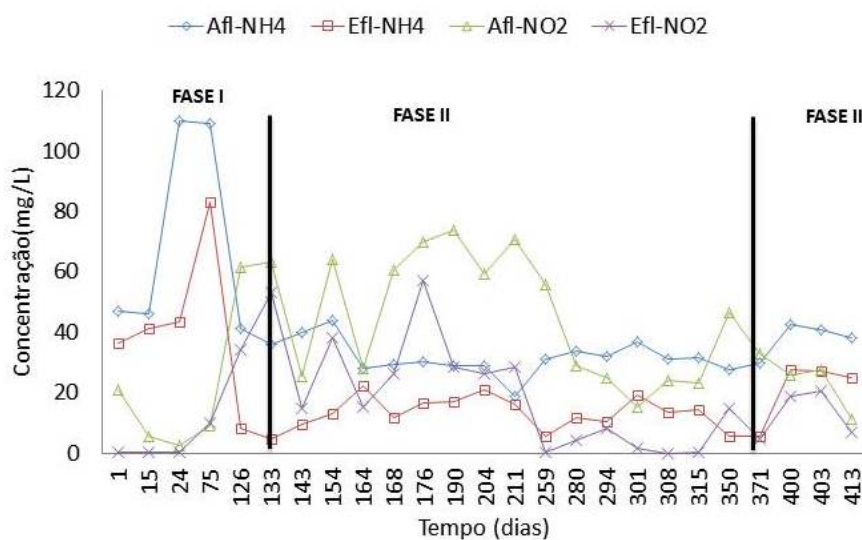


Figura 3- Concentrações afluente e efluente de substratos no RBS I

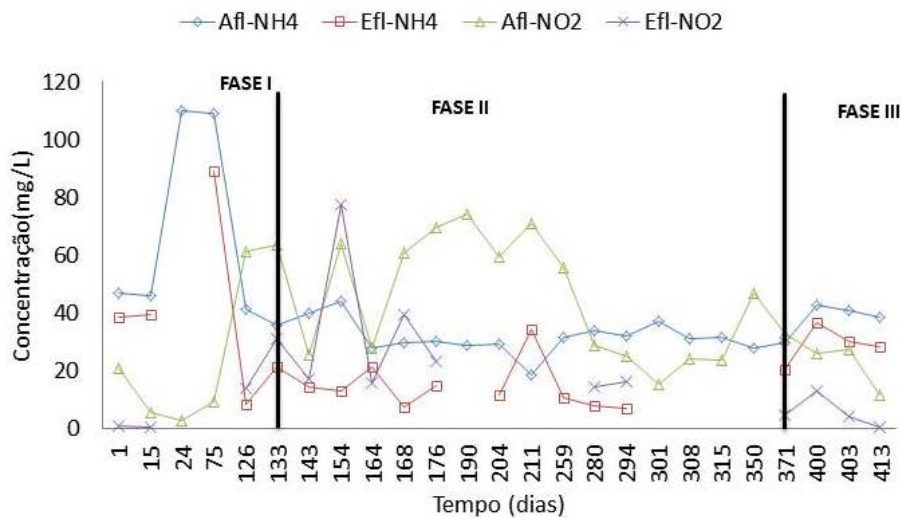


Figura 4- Concentrações afluente e efluente de substratos no RBS II

A relação estequiométrica durante o experimento foi em média de 1:1,18 (FIGURA 5), valor próximo ao encontrado a de ARAÚJO et al 2010, que teve uma relação de amônia e nitrito entorno de 1:1,26. Apesar do valor ser um pouco abaixo da por porção proposta por STOUS et al 1998, existe trabalhos com relações mais baixa do que encontradas no presente trabalho com é o caso de CHONGJUM et al 2016 que alimentou o seu reator com esgoto sintético na proporção de 1:1,06 de amônia e nitrito respectivamente.

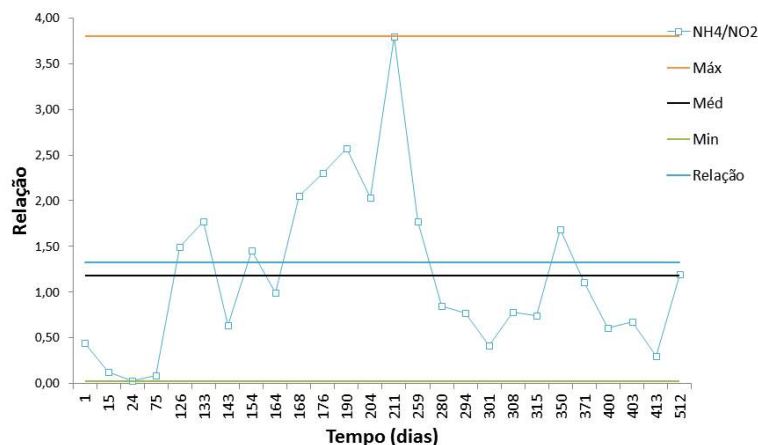


Figura 5- Relação estequiométrica afluente dos reatores

Vale a pena salientar que essa relação variou bastante durante a operação dos reatores, muito por causa de problemas com a matriz de alimentação e a suplementação do nitrito, na qual foi um dos problemas que levou a criação da Fase II.

As principais mudanças operacionais realizadas no reator da Fase I para Fase II, aumentaram a carga de substrato que adentrava nos reatores. Com essas mudanças a carga aplicada de nitrito no reator passou de 0,024 kg/m³*dia na fase I para 0,13 kg/m³*dia na fase II, constatando um aumento superior a 500% na carga aplicada. Já a amônia passou de 0,038 kg/m³*dia na fase I para 0,094 kg/m³ *dia na fase II, tendo um aumento de maior que 200% na carga de amônia aplicada, como é visto nas FIGURAS 6 e 7.

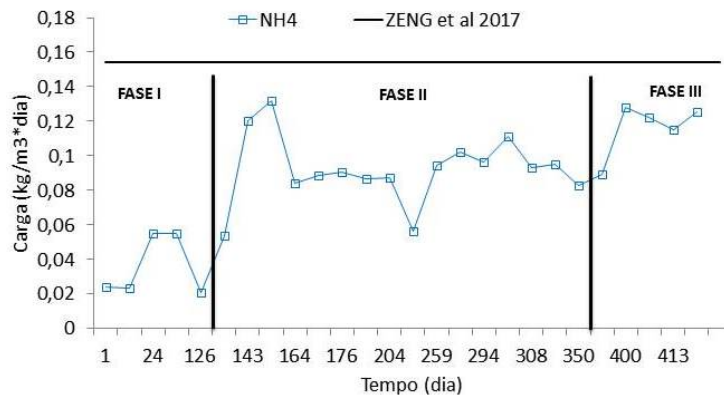


FIGURA 6- Carga afluente de nitrogênio amoniacal nos reatores nas três fases de operação

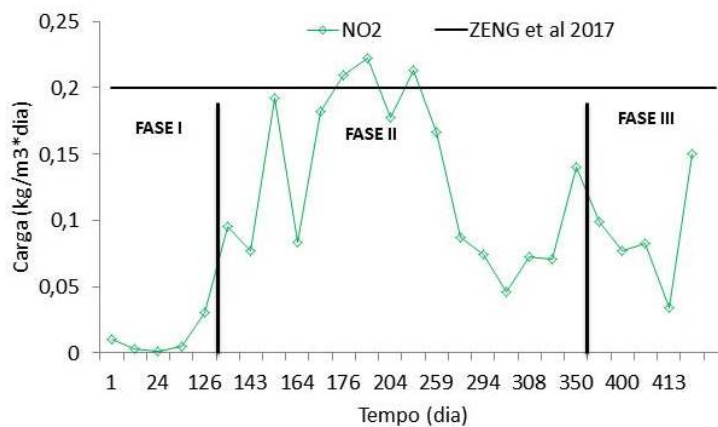


FIGURA 7- Carga afluente de nitrito nos reatores nas três fases de operação

Apesar dos reatores terem sido operados em escala de bancada, com um volume relativamente baixo (2,5 de volume útil) a carga média total afluente somando as três fases aplicada nos reatores não se difere muito de valores encontrados na literatura que trabalharam com volumes de reatores bem maiores. Assim a carga afluente aplicada de amônia foi de 0,086 kg.m3.dia-NH₃ enquanto de nitrito foi de 0,1 kg.m3.dia-NO₂, valores relativamente próximo a de ZENG et al 2017 que operou um reator de biofiltro com cargas afluentes aplicada de amônia e nitrito sendo 0,154 kg.m3.dia-NH₃ e 0,2 kg.m3.dia-NO₂, respectivamente, detalhe que o reator tinha o volume de 0,47 m³ sendo 188 vezes maior que o do presente trabalho.

Contudo mesmo com o aumento da carga aplicada nos reatores realizada na Fase II, ainda não foi possível observar o aparecimento da atividade ANAMMOX, já que não teve consumo significativo de amônia e nitrito simultaneamente que caracteriza o processo.

O pH durante o experimento foi avaliado e manteve-se entre 7,8 e 8,4, considerado uma faixa ótima para o desenvolvimento do processo, valores parecidos foram desenvolvidos por ARAÚJO et al (2010) e FUX et al (2002) ambos conseguiram manter o pH em seus experimentos em 7,5. Porém MENG et al (2017) fez um trabalho de cultivo de ANAMMOX, para aplicação em larga escala, mantendo o pH em 7,5 e 7,6, valores próximos a de PARK et al 2010 que trabalho um reator batelada sequencial de 20 L com controle de pH entre 7,5 e 7,8.

Um outro fator ligado ao pH e importante para o processo ANAMMOX, é a alcalinidade que exerce papel de tampão do meio, suavizando mudanças de pH no decorrer da reação, evitando que intermediários tóxicos ao processo se formem inibindo, parcial ou totalmente, os microrganismos, com a atividade ANAMMOX (SCHEREEN et al 2011). Além disso a alcalinidade fornece bicarbonato que faz parte da reação global do processo. A alcalinidade média do esgoto que alimentava os reatores era de 233,68 mg L⁻¹ de Ca CO₃, onde as quantidades que saíam dos reatores eram de 155,49 e 174,07 mg L⁻¹ de CaCO₃, para o RBS I e RBS II

respectivamente, que representa uma estabilidade na faixa de pH, fazendo com que o mesmo permaneça nas condições indicadas para o desenvolvimento do processo ANAMMOX.

Já a questão da temperatura manteve-se entre 32 a 35°C, onde acima dos 30°C é a faixa de temperatura mais relatada na literatura como favorável. Como SOBOTKA et al., (2017) que operou um RBS a 30°C para o enriquecimento de grânulos ANAMMOX, assim com SANCHÉZ e colaboradores desenvolveram o enriquecimento a 32°C.

Contudo alguns trabalhos na literatura mostraram um enriquecimento e desempenho satisfatório com temperaturas abaixo de 30°C, exemplo de PRÁ et al (2016) que um consumo considerável de amônia e nitrito a 25°C, assim como PARK et al.,(2017) que fez um trabalho de enriquecimento em dois reatores (Low-1 e Low-2) para mostrar o desempenho do processo ANAMMOX em baixas temperaturas, a 20°C. Porém os reatores mostraram maior AEA (Atividade Específica ANAMMOX) em temperaturas superiores a do seu enriquecimento, Low-1 a 25°C e Low-2 a 30°C.

Um fator inibidor importante que foi verificado na fase III, a concentração de oxigênio dissolvido no RBS II, pois nesse reator foi o que teve melhorias em termos de agitação e que foi reinoculado com a mistura de lodos diferentes.

Na FIGURA 7 mostra o perfil de OD do RBS I em um teste respirométrico realizado no intervalo de tempo aproximadamente 43 min na fase de reação. A concentração de OD médio foi de 0,53 mg.L⁻¹-OD tendo valores variando entre 1,23 a 0,45 mg.L⁻¹-OD. Concentrações elevadas que podem ter prejudicado o processo de enriquecimento da biomassa ANAMMOX, já que esses microrganismos são estreitamente anaeróbicos então a necessidade de concentrações muito baixas para o desenvolvimento do processo como relata CAPODAGLIO; RABONI, 2016 , para sistemas de desamonificação o OD pode ser ajustado para um valor baixo (cerca de 0,3 mg. L⁻¹) para evitar a produção rápida de nitrito pelas AOBs, e reprimir NOBs, dependendo da configuração de reatores utilizada.

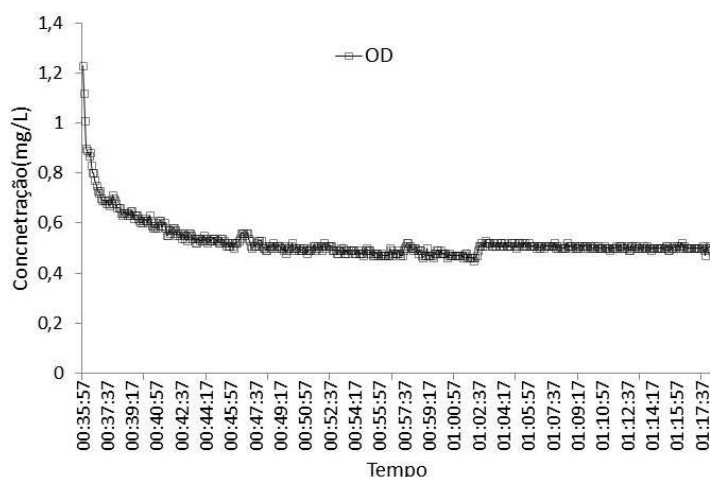


FIGURA 7- Perfil do OD no RBS II em um determinado intervalo de tempo

Acerca dos sólidos, nas três fases houve um problema de carreamento dos sólidos dos reatores, ou seja, havia uma carga de sólidos de deixava o reator no momento do descarte. Com isso a uma variação da concentração de sólidos nos reatores, como pode-se observar nas FIGURAS 8 e 9, ressaltando também a baixa contingência de análises.

O aumento da concentração de sólidos na fase III do RBS II se deu pela reinoculação do reator com o lodo misto, mas com o tempo essa concentração caiu para 10 g.L⁻¹, isso se deu provavelmente por conta que o lodo estava sendo lavado do reator, talvez pelas péssimas condições de sedimentação do lodo.

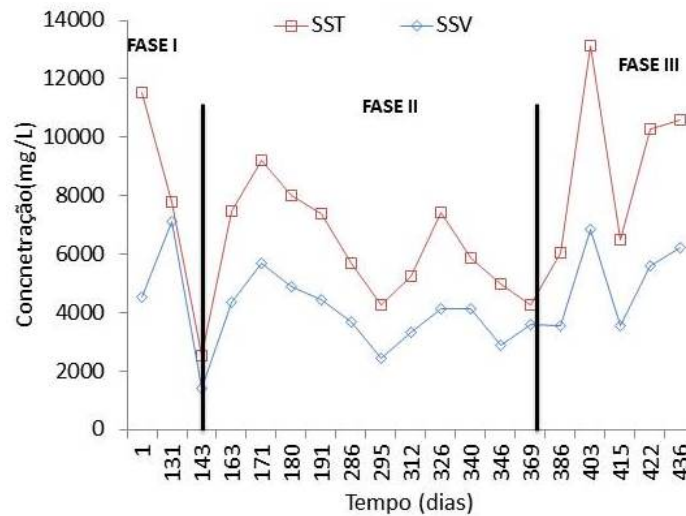


Figura 8- Concentrações de sólidos no RBS I

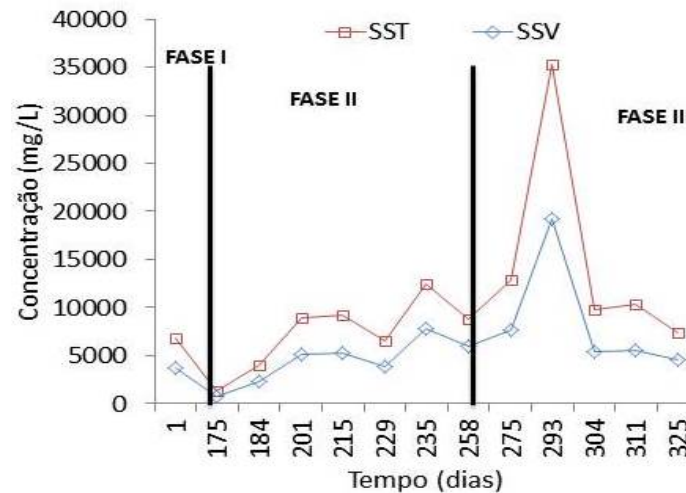


Figura 9- Concentrações de sólidos no RBS II

É importante destacar que com essa variação não houve um aumento significativo da concentração de sólidos presentes tanto no RBS I quanto no II. Mesmo sabendo que a fisiologia do microrganismo é lenta com um tempo de crescimento calculado em $0,0027.h^{-1}$ o que corresponde uma taxa de duplicação aproximada de 11 dias (STOUS et al 1998). SANCHEZ et al (2014) calculou uma taxa de duplicação celular em 9 dias no seu experimento. Assim mesmo que em algum momento do experimento tenha aparecido o organismo ANAMMOX, principalmente na fase I e II, por conta dessas constantes perdas de sólidos nos reatores pode-se ter prejudicado o desenvolvimento da atividade.

Então mesmo com uma configuração de reator (RBS) que favorece a retenção de biomassa (STROUS et al 1998), mecanismos para melhorar a formação de grânulos para obter melhor sedimentação do lodo e evitar a saída de sólidos no efluente também são importantes. (FERNÁNDEZ et al., 2008)

Além da questão dos sólidos, também é importante ressaltar o inóculo dos reatores, onde como já foi destacado nas fases I os reatores foram inoculados com lodo em estado de endógena proveniente de um UASB desativado, a qual acreditava-se não ter microrganismos ANAMMOX. Então a partir da fase III o RBS II foi inoculado com um misto de lodos, buscando assim uma abrangência maior para o aparecimento do microrganismo.

Contudo ainda não houve o desenvolvimento do processo, sendo destacada a possível falta do organismo no inóculo. É bom ressaltar que a maioria dos trabalhos com enriquecimento de microrganismos ANAMMOX foram desenvolvidos com inóculos que já continham esses microrganismos, como no caso de ZENG et al (2017), que usou lodo ANAMMOX maduro junto lodo nitrificante, PRÁ et al (2016) que utilizou um inóculo de um reator que apresentou atividade ANAMMOX. Onde todos esses trabalhos tiveram o auxílio da biologia molecular para detectar a presença desses microrganismos, a qual o presente trabalho não teve essa ferramenta para melhor desenvolvimento do trabalho.

CONCLUSÃO

As adversidades operacionais vivenciadas durante o tempo de operação dos reatores foram cruciais para o processo de enriquecimento da atividade ANAMMOX. Primeiramente o esgoto da instituição apesar de ter características que possibilitam o surgimento dessa atividade, na partida dos reatores foi evidenciado uma carga muito variável de nitrogênio amoniacal afluente ocasionando cargas de choque dentro dos reatores. Outra questão foi a saída de sólidos no efluente o proporciona um tempo maior do lodo sem contado com substrato dificultando o desenvolvimento do processo. E por fim a questão do inóculo, onde a escolha de um inóculo é crucial para a operação e enriquecimento do processo ANAMMOX. É aconselhável escolher um lodo que já tenha desenvolvido o processo e se possível realizar análises de biologia molecular para detectar a presença desses microrganismos no inóculo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA; AWWA; WEF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Washington, DC, 22th ed. 2012
2. ARAÚJO, J. C. DE et al. Enriquecimento de bactérias anaeróbias oxidadoras de amônia – Anammox. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, n. 31, p. 205–212, 2010.
3. CASAGRANDE CAROLINE G., AIRTON KUNZ, HUGO M. SOARES, PRÁ, M. C. D. E.; NETO, G. F. S. ESTABLISHMENT OF ANAMMOX PROCESS IN SLUDGE SAMPLES COLLECTED. *Eng. Agríc., Jaboticabal*, v. 31, p. 1170–1178, 2011.
4. CHEN, C. et al. Bioresource Technology Evaluation of COD effect on anammox process and microbial communities in the anaerobic baffled reactor (ABR). *Bioresource Technology*, v. 216, p. 571–578, 2016.
5. FERNÁNDEZ, I. et al. Biofilm and granular systems to improve Anammox biomass retention. **Biochemical Engineering Journal**, v. 42, p. 308–313, 2008
6. FUX, C. et al. Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitrification and subsequent anaerobic ammonium oxidation (anammox) in a pilot plant. v. 99, p. 295–306, 2002.
7. LI, J. et al. Bioresource Technology Performance and microbial community of simultaneous anammox and denitrification (SAD) process in a sequencing batch reactor. *Bioresource Technology*, v. 218, p. 1064–1072, 2016.
8. LIMA, B. G. DE; PEIXOTO, F. S.; SILVA, H. A. Avaliação da eficiência de três diferentes configurações de reatores anaeróbios para maior retenção de sólidos e fins de reuso. p. 201–212, 2012
9. PARK, G. et al. Temperature dependence of nitrogen removal activity by anammox bacteria enriched at low temperatures. v. 123, n. 4, 2017..
10. PEIXOTO, F. S.; LIMA, B. G. DE; ANTUNES, H. Importância da Caracterização de Esgotos Gerados em Instituições de Ensino – Estudo de Caso – IFCE, Campus Limoeiro do Norte. 2012..
11. PRÁ, M. C. DE et al. Kinetic models for nitrogen inhibition in ANAMMOX and nitrification process on deammonification system at room temperature. *Bioresource Technology*, v. 202, p. 33–41, 2016.
12. ROLIM, H. D. O. et al. QUALIDADE DOS EFLUENTES DE SISTEMAS DE TRATAMENTO QUALIT Y OF EFFLUENTS FROM UASB AND UCT BIOLOGICAL TREATMENT SYSTEMS FOR AGRICULTURAL REUSE. p. 393–414, 2016
13. SÁNCHEZ, J.; SANABRIA, J.; JETTEN, M. Faster autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms in presence of nitrite , using inocula from Colombia Crecimiento rápido autotrófico de microorganismos anaerobios oxidadores de amonio en presencia de nitrito , usando inóculos de Co. v. XVI, n. 1, 2014.
14. SANT’ANNA, G. L. Jr. Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações. Ed. Interciência. 1 ed. Rio de Janeiro 2010.

15. SCHEEREN, M. B. et al. O processo ANAMMOX como alternativa para tratamento de águas residuárias , contendo alta concentração de nitrogênio The ANAMMOX process as an alternative for treatment of water with high containing nitrogen. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 15, n. 55, p. 1289–1297, 2011.
16. SOBOTKA, D. et al. Long-term performance and microbial characteristics of the anammox-enriched granular sludge cultivated in a bench-scale sequencing batch reactor. *Biochemical Engineering Journal*, v. 120, p. 125–135, 2017.
17. STROUS, M. et al. The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms. *Applied Microbiology and Biotechnology*, p. 589–596, 1998.
18. ZENG, T. et al. Process Engineering Microbial characteristics of an ANAMMOX biofilter for sewage treatment. *Journal of Water*, v. 12, p. 105–110, 2016.