

II-323 - AVALIAÇÃO DO PROCESSO ANAMMOX COMO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE ANAERÓBIO: EFEITO DA TEMPERATURA SOBRE A REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONIACAL

Luyara de Almeida Fernandes⁽¹⁾

Engenheira Ambiental e Sanitarista. Mestranda em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pelo Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Escola de Engenharia da UFMG (DESA/UFMG).

Alyne Duarte Pereira⁽²⁾

Bióloga. Mestre e Doutoranda em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pelo Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Escola de Engenharia da UFMG (DESA/UFMG).

Cíntia Dutra Leal⁽³⁾

Bióloga. Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pelo Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Escola de Engenharia da UFMG (DESA/UFMG).

Carlos Augusto de Lemos Chernicharo⁽⁴⁾

Engenheiro Civil e Sanitarista. Doutor em Engenharia Ambiental pela Universidade de Newcastle upon Tyne, Reino Unido. Professor associado do DESA/UFMG.

Juliana Calábria de Araújo⁽⁵⁾

Bióloga. Doutora em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (EESC/USP). Professora adjunta do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais (DESA/UFMG).

Endereço⁽¹⁾: Av. Antônio Carlos, 6627, Bloco 1, 4º andar, sala 4528 – Campus Pampulha – Belo Horizonte - MG - CEP: 31270-218 - Brasil - Tel: +55 (31) 3409-3667 - e-mail: luyarafernandes@hotmail.com

RESUMO

O processo anammox tem sido considerado uma alternativa bastante promissora para a remoção de nitrogênio amoniacal de efluentes. Este processo tem sido principalmente aplicado ao tratamento de efluentes ricos em amônio e com baixa relação Carbono/Nitrogênio, mas já se mostrou adequado ao tratamento de esgotos domésticos, e em temperaturas em torno de 30 °C. Apesar dos avanços desta tecnologia, poucos estudos reportaram a aplicação do processo anammox para a remoção de N-amoniacal de efluentes provenientes de processos anaeróbios, como por exemplo, no pós-tratamento de efluentes de reatores UASB tratando esgoto doméstico e à temperatura ambiente. Desse modo, a presente pesquisa avaliou a aplicação do processo anammox no pós-tratamento de esgoto doméstico proveniente de reator UASB, utilizando um RBS submetido às temperaturas de 35, 25 e 20 °C. As condições operacionais testadas revelaram que as bactérias com atividade anammox se mostraram resistentes à rápida mudança de temperatura, mantendo seu metabolismo sem prejuízos à eficiência do processo. As eficiências de remoção de nitrito e amônio se mostraram elevadas nas três temperaturas testadas, notando-se maior estabilidade a 25 °C. Os resultados indicaram que o processo pode ser aplicado com estabilidade ao pós-tratamento de reatores UASB tratando esgotos domésticos sem efeitos de inibição, em regiões onde o efluente a ser tratado apresente temperatura entre 20 e 35 °C. Além disso, verificou-se que bactérias com atividade anammox e desnitrificantes puderam coexistir, indicando o processo como uma alternativa promissora ao pós-tratamento de esgotos domésticos.

PALAVRAS-CHAVE: Anammox, remoção de nitrogênio, temperatura, esgoto doméstico, reator em batelada.

INTRODUÇÃO

O nitrogênio (N), fundamental para os micro-organismos por compor diversas biomoléculas como ácidos nucleicos, proteínas e clorofila, quando em excesso no ambiente pode impactar negativamente o meio ambiente e a saúde pública. Impactos ao meio ambiente relacionam-se à eutrofização dos corpos d'água, toxicidade à vida aquática e depleção do oxigênio dissolvido devido à oxidação do íon amônio (VAN DE GRAAF *et al.*, 1995; BERNHARD, 2012; HU *et al.*, 2013). Com relação à saúde pública, relaciona-se o nitrato, que pode estar associado a doenças como a metahemoglobinemia em crianças (síndrome do bebê azul) e também à ocorrência de câncer gástrico em adultos (CASTAÑEDA-CHAVEZ *et al.*, 2010; SCHEEREN *et al.* 2011; HU *et al.* 2013; JAISWAL *et al.*, 2015).

Por isso, tecnologias e estratégias para a remoção de nitrogênio vêm sendo desenvolvidas empregando-se basicamente processos físicos, químicos e biológicos (KUNZ *et al.*, 2009; LARA, 2009; SCHEEREN *et al.*, 2011).

O processo de oxidação anaeróbia do amônio (anammox) tem sido considerado uma alternativa bastante promissora para a remoção de nitrogênio amoniacal de efluentes. Esse processo biológico consiste na oxidação anaeróbia do íon amônio (NH_4^+) diretamente a nitrogênio gasoso (N_2) utilizando o nitrito (NO_2^-) como acceptor de elétrons, conforme a Equação 1 (MULDER *et al.*, 1995), e é mediado por bactérias quimiolitotróficas, detentoras de metabolismo único (STROUS *et al.*, 1998). Diferentes reatores vêm sendo utilizados com sucesso para desenvolver e reter bactérias com atividade anammox, destacando-se os reatores em batelada sequenciais (RBS) (LACKNER *et al.*, 2014), e este processo tem sido principalmente aplicado ao tratamento de efluentes ricos em amônio e com baixa relação Carbono/Nitrogênio (C/N) (TOH e ASHBOLT, 2002; EGLI *et al.*, 2003; DAPENA-MORA *et al.*, 2007; TANG *et al.*, 2011; LI-DONG *et al.*, 2012; MAGRÍ *et al.*, 2012, ALI e OKABE, 2015), mas já se mostrou adequado ao tratamento de esgotos domésticos (VLAEMINCK *et al.*, 2012; LEAL *et al.*, 2016).



As condições ambientais, operacionais e as características do esgoto, tais como concentração de oxigênio dissolvido, substratos como nitrito, nitrato, N-amoniacal, carbono orgânico e inorgânico, devem ser avaliados, pois os efluentes anaeróbios se diferem dos outros efluentes devido à presença de compostos orgânicos e baixas concentrações de N-amoniacal (ZHU *et al.*, 2008; SCHEEREN *et al.*, 2011; SANCHEZ *et al.*, 2014).

De acordo com Oshiki *et al.* (2011) e Ali *et al.* (2015), a matéria orgânica remanescente do esgoto doméstico proveniente de tratamento anaeróbio pode inibir as bactérias com atividade anammox, ao passo que favorece o desenvolvimento das bactérias heterotróficas, que competem com as anammox pelo acceptor de elétrons. Com relação ao pH ideal para o crescimento das anammox, Strous *et al.*, (1999) relataram valores entre 6,7 e 8,7, enquanto Gao e Tao (2011) indicaram a faixa entre 6,7 e 8,3.

O pós-tratamento de efluentes domésticos utilizando o processo anammox tem sido alvo de pesquisas em países da Europa, Ásia e América do Norte, onde foram indicadas condições e estratégias operacionais ótimas distintas entre si, principalmente em relação à temperatura (STROUS *et al.* 1997; KUENEN 2008; GAO e TAO 2011; JENNI *et al.* 2014; ALI e OKABE 2015; MA *et al.* 2016). Ressalta-se que a maior parte dos experimentos conduzidos em temperaturas mais altas foram mantidos sob aquecimento, devido ao clima local proporcionar efluentes com temperatura abaixo da faixa designada como ideal para o metabolismo anammox.

A temperatura também mostra-se como fator-chave para o crescimento e metabolismo dos microrganismos, além de influenciar sua abundância (SCHEEREN *et al.*, 2011; ALI E OKABE, 2015; MA *et al.*, 2016). Temperaturas maiores estavam, normalmente, associadas à maior multiplicação celular, porém quando muito altas, podem inibir a atividade de forma irreversível em decorrência da lise celular. Strous *et al.*, (1997) e Gao e Tao (2011) relataram que o processo anammox opera na faixa de 20 a 43 °C, com ótimo de 40±3 °C. Já Ali e Okabe (2015) consideram 37 °C como temperatura ótima. De acordo com Zhu *et al.*, (2008), a taxa de reação das bactérias anammox reduz consideravelmente em temperatura menor que 15 °C e maior que 40 °C. Dosta *et al.*, (2008) e Isaka *et al.*, (2008) relataram que esta redução já ocorre de 15 a 20 °C. Kuenen (2008), Jenni *et al.*, (2014) e Ma *et al.*, (2016) também consideram a temperatura como fator-chave no bom desempenho dos reatores anammox, o que limitaria este processo a efluentes com temperatura em torno de 30 °C. Apesar dos avanços desta tecnologia, poucos estudos reportaram a aplicação do processo anammox para a remoção de N-amoniacal de efluentes provenientes de processos anaeróbios, como por exemplo, no pós-tratamento de efluentes de reatores UASB tratando esgoto doméstico, além da maioria das pesquisas reportarem temperaturas de operação elevadas, o que faz necessária esta investigação.

A aplicação do processo anammox para o tratamento de efluentes quentes e concentrados caracterizados por temperatura acima de 25 °C e concentração de nitrogênio no afluente superior a 100 mgN.L⁻¹, está atualmente no estado da arte deste processo (VAN HULLE *et al.*, 2010). A aplicação em temperaturas e concentrações de nitrogênio mais baixas permitiria estender o potencial de aplicação de processos relacionados com anammox ao pós-tratamento de esgoto, abrindo novos cenários possíveis na concepção de estações de tratamento de efluentes produzindo energia (KARTAL *et al.*, 2010).

Pesquisa desenvolvida no âmbito nacional indicou que o processo anammox pode ser aplicado com sucesso ao pós-tratamento anaeróbio de esgotos domésticos (Leal *et al.*, 2016), entretanto, as condições operacionais mantidas neste

experimento seguiram parâmetros obtidos em estudos conduzidos em países com clima distinto do Brasil, principalmente no que tange à temperatura, mantendo ainda os reatores aquecidos (temperatura de 35 °C) durante o enriquecimento e operação. Para que futuramente seja possível a aplicação deste processo ao pós-tratamento de efluentes de sistemas de tratamento de esgotos em maior escala, é necessário obter as melhores condições quanto à sua operação, mesmo que em menor escala, mas adaptadas à realidade, ou seja, temperatura ambiente.

Desse modo, a presente pesquisa objetivou avaliar, em escala laboratorial, a aplicação do processo anammox no pós-tratamento de esgoto doméstico proveniente de tratamento anaeróbio (reator UASB), utilizando para isso, um reator em batelada sequencial submetido às temperaturas de 35, 25 e 20 °C.

MATERIAL E MÉTODOS

O RBS utilizado na pesquisa, modelo BioFlo®/CelliGen® 115 - New Brunswick/Eppendorf, volume de trabalho de 2 litros, permite medir em tempo real o pH, saturação de oxigênio dissolvido, temperatura e controlar a agitação. Este reator foi inoculado com lodo ativado proveniente da linha de recirculação dos decantadores secundários do sistema de lodos ativados convencional da ETE Arrudas-COPASA (Belo Horizonte-MG), e alimentado com meio de cultura mineral autotrófico descrito por Van de Graaf *et al.*, (1996) e Dapena-Mora *et al.*, (2004) para enriquecimento e cultivo de bactérias com atividade anammox por 160 dias a 35°C, período de enriquecimento. Estudo realizado previamente por Araújo *et al.*, (2011), Campos (2011), Pereira *et al.*, (2014) e Costa *et al.*, (2014) obtiveram sucesso no enriquecimento de bactérias com atividade anammox em RBS a partir de amostras derivadas do mesmo sistema. Encerrada a fase de enriquecimento, o RBS foi alimentado com esgoto doméstico proveniente de um reator UASB, localizado no Centro de Treinamento de Pesquisas em Saneamento da UFMG (CePTS – UFMG) dentro da ETE Arrudas – COPASA, dando início às fases de pesquisa (descritas a seguir).

O RBS foi operado com dois ciclos diários: um curto, com duração de 7 horas, e um longo, com duração de 17 horas, tempo de detenção hidráulica (TDH) de 24 horas e retenção total de biomassa. Em cada ciclo, as seguintes etapas foram realizadas: a) fase de alimentação, na qual o afluente foi introduzido no reator (40 minutos, com agitação contínua); b) fase de reação (7 e 17 horas); c) fase de decantação (40 minutos), na qual a agitação do sistema era desligada, permitindo a sedimentação da biomassa; e d) fase de retirada do meio líquido, onde 1 litro do efluente era retirado e as respectivas amostras coletadas para análise (40 minutos).

Para alcançar os objetivos propostos, a pesquisa foi dividida em 3 fases (conforme Tabela 1), a partir da fase de enriquecimento: fase 1, destinou-se a aplicar o efluente de reator UASB tratando esgoto doméstico ao RBS à temperatura de 35 °C, a fase 2 foi proposta para verificar o desempenho do processo anammox quando submetido à temperatura de 25 °C e a fase 3 se propôs a verificar o desempenho do processo anammox a 20 °C, no caso da ocorrência de temperatura ambiente no período de inverno na cidade de Belo Horizonte-MG, que no ano de 2015 apresentou uma temperatura média anual de 22,9 °C, com mínimo de 19,5 °C em junho e máximo de 22,6 °C em janeiro (BRASIL, 2016). Em todas as fases o fornecimento de nitrito ao RBS se deu pela introdução de uma solução de NaNO_2^- (24 g.L^{-1}) por um septo na superfície do RBS logo no início de cada ciclo (fase de alimentação), e o volume introduzido foi gradualmente ajustado apenas com a finalidade de suprir a concentração de nitrito necessária às reações ocorridas no reator.

Tabela 1: Fases da Pesquisa e Parâmetros Monitorados

Fases do RBS anammox	Temperatura °C	Duração (dias)	Parâmetros monitorados*	Frequência semanal	Referência
Fase 1	35	40	DQO**	3	APHA, 2012
Fase 2	25	40	N-NH ₄ ⁺ e N-NO ₂ ⁻	7	APHA, 2012
Fase 3	20	40	N-NO ₃ ⁻	1	De acordo com o fabricante

* Todos os parâmetros mencionados foram monitorados nas 3 fases; Demanda química de oxigênio.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

FASE 1 – 35 °C

O início da fase 1 foi um período marcado pela transição entre aplicação do efluente sintético para efluente doméstico, o primeiro apresentava concentração de 60 e 80 mg.L⁻¹ de amônio e nitrito, respectivamente, livre de matéria orgânica e nitrato, já o segundo apresentava em média 42,3 mg.L⁻¹ de amônio, concentração de nitrato inferior a 0,5 mg.L⁻¹, nitrito não foi detectado, porém a DQO média era de 130,2 mg.L⁻¹. Nesta fase, a concentração de nitrito fornecida ao RBS foi ajustada até atingir 80 mg.L⁻¹, o que permitiu alcançar as eficiências de remoção de nitrito e amônio iguais a 94,8% e 99,9%, respectivamente, conforme apresentado na Figura 1.

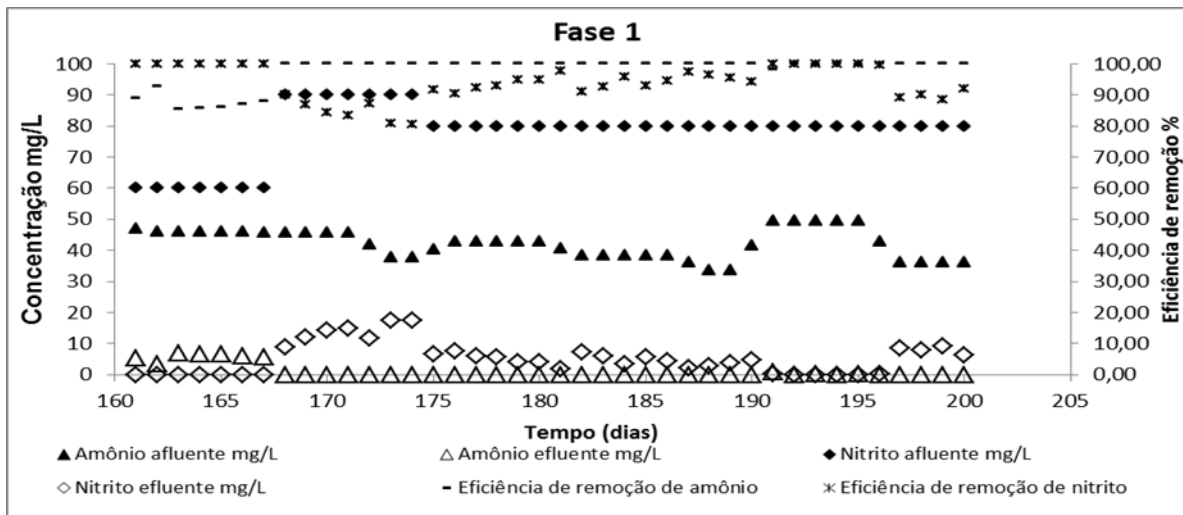


Figura 1 Dinâmica dos compostos nitrogenados e eficiência de remoção observados durante a fase 1 (Temperatura= 35 °C)

Estes dados revelaram que a biomassa com atividade anammox se adaptou facilmente à transição do efluente sintético para o esgoto doméstico à temperatura de 35 °C. Vale ressaltar que, se tratando de esgoto doméstico real com concentração variável de amônio, a eficiência de remoção de nitrito mostrou-se intimamente vinculada à última, pois quando o esgoto doméstico apresentou concentração mais elevada de amônio, o nitrito foi praticamente todo consumido, e quando a concentração de amônio foi menor, a concentração de nitrito detectada no efluente conseqüentemente se mostrou mais alta, o que refletiu em sua menor eficiência de remoção comparada ao amônio.

O coeficiente do consumo de nitrito por consumo de amônio durante a fase 1 alcançou a média de 1,92, mostrando-se mais alto que a estequiometria da reação anammox apresentada na literatura (1,32). Tang *et al.* (2010) estudaram o efeito da matéria orgânica sobre a remoção de nitrogênio pelo processo anammox e encontraram coeficientes estequiométricos de 2,09. Os coeficientes estequiométricos mais elevados encontrados nesta pesquisa foram provavelmente influenciados pela presença da matéria orgânica, uma vez que as bactérias desnitrificantes em seu metabolismo, também utilizam nitrito como aceptor de elétrons, aumentando assim, o consumo do mesmo.

Vale ressaltar que sendo necessários 1,32 mol de nitrito para cada mol de amônio convertido a N₂, e que a concentração média de amônio afluente nessa etapa foi de 42,3 mg.L⁻¹, o nitrito requerido pela reação anammox teoricamente seria 55,8 mg.L⁻¹. Contudo, foi fornecido uma concentração maior devido aos demais grupos de micro-organismos que também consomem o nitrito em seu metabolismo (considerando que a concentração de amônio consumida foi de 41,2 mg.L⁻¹, o nitrito consumido efetivamente pelas anammox foi de 54,5 mg.L⁻¹).

Seguindo a dinâmica do coeficiente de consumo de nitrito por consumo de amônio, o mesmo ocorreu para o coeficiente de produção de nitrato por consumo de amônio (nitrato/amônio), reportado na estequiometria da reação anammox como 0,26, que atingiu média de 0,41 nesta fase, o que já era esperado, uma vez que a

produção de nitrato também apresentou-se mais elevada ($15,4 \text{ mg.L}^{-1}$) do que a estequiometria propõe (11 mg.L^{-1}), com base na concentração dos compostos nitrogenados encontrados nesta fase. Tang *et al.* (2010) encontraram coeficientes estequiométricos de 0,27 e Leal *et al.* (2016) encontraram 0,2. Já Pereira *et al.* (2014) aplicando concentrações crescentes de fenol em um reator anammox encontraram valores entre 0,33 e 0,39. Investigações mais aprofundadas são necessárias a fim de identificar as reações simultâneas à reação anammox, que podem contribuir para a maior produção de nitrato, para além da estequiometria anammox (0,26). Coeficientes com valores muito maiores ou menores em relação aos valores estabelecidos na literatura para o processo anammox são indicativos de que outros processos estão ocorrendo.

Com relação à DQO, pode-se observar grande variação afluente, com mínimo e máximo de $88,5 \text{ mg.L}^{-1}$ e $207,7 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente, e média de $130,2 \text{ mg.L}^{-1}$. Já a DQO efluente apresentou média de $43,8 \text{ mg.L}^{-1}$, com mínimo e máximo de $7,2 \text{ mg.L}^{-1}$ e $105,6 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente, e eficiência de remoção média de 61,7%.

Apesar da variação da DQO aplicada ao reator (pois tratava-se de esgoto doméstico real), a eficiência de remoção de amônio não foi prejudicada. Tang *et al.* (2010) investigaram a supressão do processo anammox quando aplicado ao tratamento de efluente com alta concentração de DQO (50 mg.L^{-1} a 700 mg.L^{-1} de DQO) a $35 \text{ }^\circ\text{C}$ e verificaram que as bactérias anammox foram suprimidas pelas bactérias desnitrificantes devido à competição pelo aceptor de elétrons. No entanto, nesta mesma temperatura, o presente trabalho não constatou prejuízos na atividade anammox devido à presença de bactérias heterotróficas, indicando que ambas puderam coexistir. O mesmo foi concluído por Molinuevo *et al.* (2009), Oshiki *et al.* (2011), Kartal *et al.* (2012) e Leal *et al.* (2016), que ainda complementaram que a biomassa desenvolvida no reator foi capaz de remover nitrogênio e DQO simultaneamente.

FASE 2 – 25 °C

A condição operacional aplicada na fase 2 diferiu da fase 1 apenas na temperatura a qual o RBS foi submetido, passando de $35 \text{ }^\circ\text{C}$ para $25 \text{ }^\circ\text{C}$, sem período de aclimação. Nesta fase, o objetivo era verificar se o metabolismo das bactérias com atividade anammox seria afetado pelo decaimento da temperatura, e se, ao longo dos dias monitorados, a estabilidade verificada anteriormente seria mantida. Na fase 2, a concentração de N-amoniaco aplicada ao reator, proveniente do esgoto doméstico, apresentou média de $40,6 \text{ mg.L}^{-1}$ com 100% de eficiência de remoção. Apesar de não ter sido observado efeito inibitório pelo nitrito, optou-se por reduzir sua concentração de 80 para 70 mg.L^{-1} a partir do 15º dia desta fase, uma vez que o objetivo era fornecer apenas a quantidade necessária de nitrito para as reações que estavam ocorrendo no RBS. Com esta redução, a eficiência de remoção constatada foi de 98,4% (concentração média efluente igual a $1,06 \text{ mg.L}^{-1}$), superior à eficiência atingida na fase 1 (94,8%), Figura 2. Apesar da concentração média afluente de amônio na fase 2 ter sido ligeiramente inferior à concentração afluente na fase 1 ($42,3 \text{ mg.L}^{-1}$), a eficiência de remoção da fase 2 permaneceu em 100% durante todo o período, independente das alterações da concentração afluente de nitrito.

Ma *et al.* (2013) investigando o pós-tratamento de efluente de baixa carga de uma estação de tratamento de efluentes, aplicando efluente do clarificador secundário em reator UASB com atividade anammox, alcançaram taxa de remoção de nitrogênio de $5,72 \text{ kgN.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ a $30 \text{ }^\circ\text{C}$ por 76 dias, obtendo 94,3% e 92,8% de eficiência de remoção de nitrito e amônio, respectivamente. Os autores reduziram a temperatura de operação do reator com um dia e detectaram que a $25 \text{ }^\circ\text{C}$, a remoção de amônio se mostrou instável, alcançando apenas $79 \pm 17\%$.

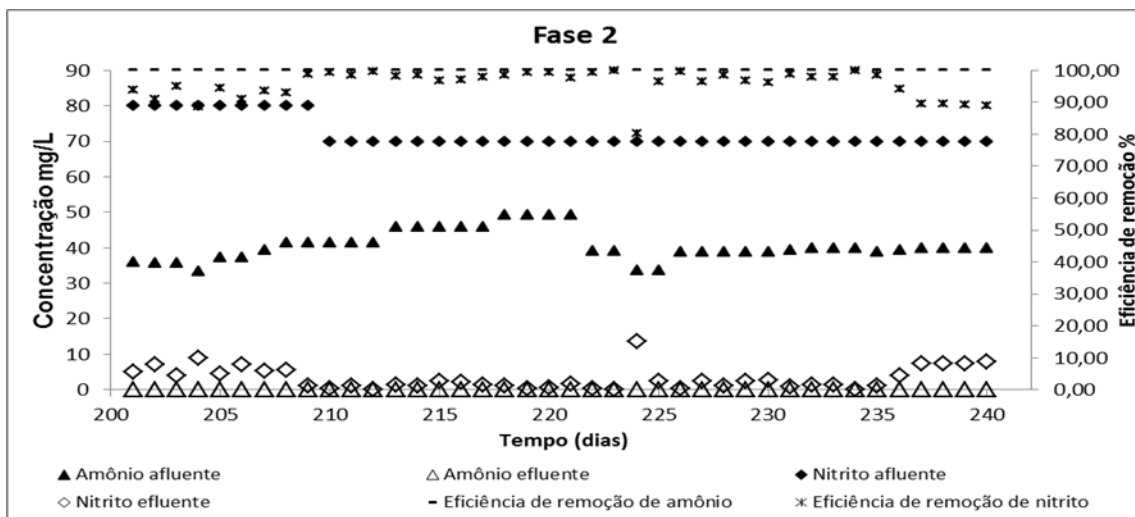


Figura 2 Dinâmica dos compostos nitrogenados e eficiência de remoção durante a fase 2

No presente estudo, a redução da eficiência de remoção tanto de nitrito quanto de amônio não foram observadas a 25 °C, pelo contrário, as eficiências de remoção se mostraram maiores que aquelas verificadas na fase 1 (35 °C), assim como observado por Sanchez *et al.* (2014) e Yang *et al.* (2011), contrapondo os resultados de Ma *et al.* (2013).

Com relação à DQO, observa-se que os resultados variaram em função do esgoto doméstico coletado no reator UASB para aplicação no RBS. O valor médio obtido para a DQO afluente foi de 100,1 mg.L⁻¹, com mínimo de 61,9 mg.L⁻¹ e máximo de 124,6 mg.L⁻¹. Ao longo desta fase, verificou-se remoção da DQO aplicada (eficiência de remoção média de 75,6%), com concentração média efluente de 23,9 mg.L⁻¹, mínimo de 3,1 mg.L⁻¹ e máximo de 105,6 mg.L⁻¹. Eficiência de remoção de DQO semelhante foi obtida por Leal *et al.* (2016), que aplicaram efluente de reator UASB tratando esgoto doméstico em um RBS com atividade anammox e alcançaram 74% de remoção.

O coeficiente estequiométrico de consumo de nitrito por consumo de amônio observado na fase 2 foi menor comparado à fase 1, sendo valores médios iguais a 1,69 e 1,92, respectivamente, ou seja, o nitrito foi mais consumido na fase 1 do que na fase 2, por mol de amônio consumido. Um valor menor do que observado na fase 1 já era esperado devido à concentração média de amônio da fase 2 ter se apresentado ligeiramente menor. Nesta fase, de acordo com a estequiometria da reação anammox, era esperado o consumo médio de 53,6 mg.L⁻¹ de nitrito pelas bactérias com atividade anammox. Na maior parte do tempo foram adicionados 70 mg.L⁻¹ de nitrito ao RBS e a concentração média efluente foi de 3,1 mg.L⁻¹, podendo inferir o consumo deste composto por outros grupos de micro-organismos, como as bactérias desnitrificantes, uma vez que havia matéria orgânica no afluente e a concentração de nitrato medida no efluente do RBS também foi menor.

Uma menor concentração de DQO na fase 2 e a redução de 10 °C na temperatura anteriormente mantida, pode ter favorecido as bactérias com atividade anammox em relação às desnitrificantes, uma vez que o nitrito requerido mostrou-se inferior nesta fase, comparado à fase 1 (influenciando em um menor coeficiente de consumo de nitrito por consumo de amônio), porém esta possível redução da atividade desnitrificante não foi capaz de afetar o consumo de nitrato pelas mesmas, que apresentou coeficiente igual a 0,2 (menor que a estequiometria – 0,26, e menor que o coeficiente encontrado na fase 1 a 35 °C). A atividade desnitrificante também pode ter contribuído para este cenário, uma vez que em sua reação há o consumo de matéria orgânica, nitrito e nitrato. Hu *et al.* (2013) também encontraram coeficiente de produção de nitrato por consumo de amônio menor quando operaram seu RBS a 25 °C, encontrando valor igual a 0,18.

FASE 3 – 20 °C

Assim como na fase 2, o objetivo da fase 3 foi verificar se o metabolismo das bactérias com atividade anammox seria mantido, assim como a estabilidade do reator, de modo que na ocorrência de temperaturas mais

baixas em locais onde esses reatores fossem implementados, a eficiência do processo não seria prejudicada. Para o início desta fase a 20 °C, não foi feita aclimação prévia para redução de mais 5 °C na temperatura do RBS, logo, poderia ocorrer uma redução na eficiência de remoção dos compostos nitrogenados, uma vez que a temperatura mantida no RBS foi a mínima entre a faixa ideal de operação reportada para reatores anammox (20 a 43 °C) e a temperatura ótima reportada pelos trabalhos realizados em reatores anammox tem sido relatada como acima de 30 °C. Apesar da temperatura testada nessa fase ter sido o limite mínimo da faixa de operação, em princípio não detectou-se alteração do processo, que obteve eficiência de remoção média de amônio e nitrito de 98,5% e 89,3%, respectivamente, Figura 3.

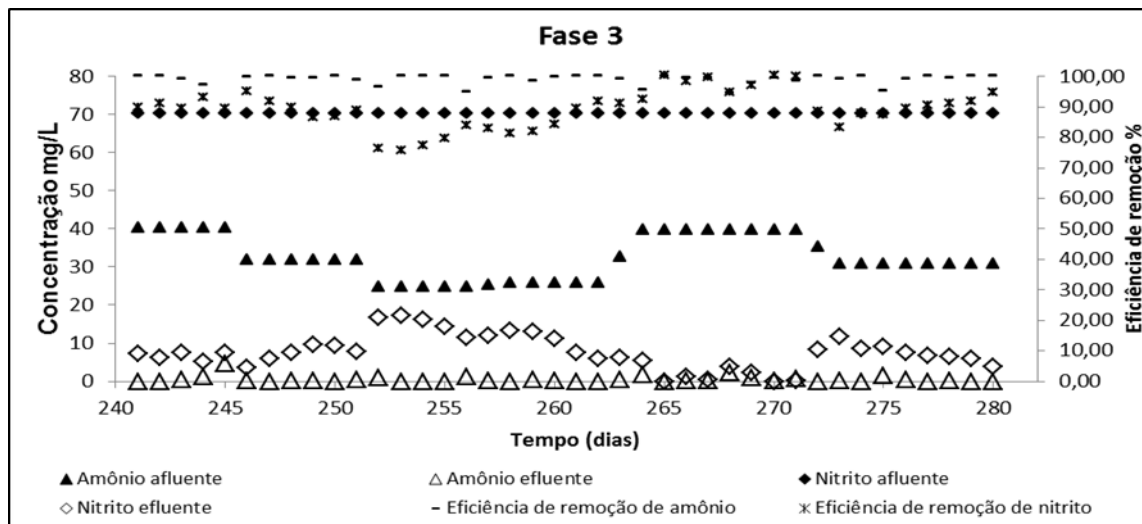


Figura 3 Dinâmica dos compostos nitrogenados e eficiência de remoção durante a fase 3 (Temperatura= 20 °C)

Percebeu-se que, apesar da elevada eficiência de remoção de amônio encontrada na fase 3 (98,5%), a mesma oscilou mais ao longo do tempo, ou seja, não foi mantido o comportamento e padrão verificados na fase 2. Mesmo assim, a concentração efluente de amônio apresentou a média de 0,4 mg.L⁻¹, considerando a concentração média afluente de 32,4 mg.L⁻¹, com mínimo de 24,5 mg.L⁻¹ e máximo de 40,1 mg.L⁻¹. Ressalta-se que a concentração afluente média de amônio desta fase foi a menor dentre as fases, o que pode ter contribuído por manter a eficiência de remoção mais elevada, mesmo o reator sendo operado a 20 °C (na fase 1, a 35 °C, a concentração afluente de amônio apresentou média de 42,3 mg.L⁻¹).

A fase 3 foi a única fase em que a concentração de nitrito afluente foi a mesma em todo o período, porém a eficiência de remoção deste composto foi a menor entre as fases, com média de 89,3%. Como a remoção de amônio não foi prejudicada pela redução da temperatura, nota-se que a atividade anammox não foi afetada, a menor eficiência de remoção de nitrito pode estar relacionada à menor concentração de amônio encontrada. Quanto ao coeficiente de consumo de nitrito por consumo de amônio, pode-se notar que em nenhum momento este foi menor ou igual ao valor estimado pela literatura, que é 1,32, sendo a média do coeficiente obtido de 1,99. Ma *et al.* (2013) observaram a ocorrência de valores mais altos do coeficiente de consumo de nitrito por consumo de amônio e produção de nitrato por consumo de amônio ocorreram em temperaturas mais baixas (variando de 30 a 16 °C).

Embora observada uma menor eficiência de remoção de nitrito nesta fase, mesmo que a concentração afluente tenha sido a menor testada (70 mg.L⁻¹) e sendo a concentração de amônio afluente também a menor entre as fases, a concentração de DQO foi a maior. Logo, para que uma eficiência média de remoção de DQO de 65,03% pudesse ser alcançada a partir de uma concentração média afluente igual a 193,40 mg.L⁻¹ produzindo um efluente de 67,87 mg.L⁻¹, o nitrito também teria de ser consumido pela atividade desnitrificante, o que contribui para o aumento no coeficiente em questão, sendo o maior entre as fases (1,99). Vale ressaltar que na fase 1, a eficiência de remoção de DQO foi de 61,79%, mas a concentração afluente era de apenas 130,26 mg.L⁻¹, constatado um coeficiente de consumo de nitrito por consumo de amônio de 1,92, bem próximo ao valor detectado nesta fase 3.

De acordo com Ali e Okabe (2015), a presença de matéria orgânica em baixas concentrações não afeta a atividade anammox significativamente, mas melhora a remoção de nitrogênio total via desnitrificação heterotrófica. Uma vez que condições anaeróbias foram mantidas no RBS, foi possível observar cooperação entre as bactérias com atividade anammox e bactérias desnitrificantes, como citado por Ali e Okabe (2015), o que também foi relatado por Leal *et al.* (2016).

CONCLUSÃO

As condições operacionais testadas revelaram que as bactérias com atividade anammox se mostraram resistentes à rápida mudança de temperatura, mantendo seu metabolismo sem prejuízos à eficiência do processo. As eficiências de remoção de nitrito e amônio se mostraram elevadas nas três temperaturas testadas, notando-se maior estabilidade a 25 °C. Os resultados indicaram que o processo pode ser aplicado com estabilidade ao pós-tratamento de reatores UASB tratando esgotos domésticos sem efeitos de inibição, em regiões onde o efluente a ser tratado apresente temperatura entre 20 e 35 °C. Além disso, foi possível verificar a remoção simultânea de DQO e amônio, confirmando que bactérias com atividade anammox e desnitrificantes puderam coexistir em um mesmo reator, indicando o processo como uma alternativa promissora ao pós-tratamento de esgotos domésticos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALI, M.; OKABE, S. Anammox-based technologies for nitrogen removal: Advances in process start-up and remaining issues. *Chemosphere*, v. 141, p. 144–153, 2015.
2. ALI, M.; OSHIKI, M.; AWATA, T.; ISOBE, K.; KIMURA, Z.; YOSHIKAWA, H.; HIRA, D.; KINDAICHI, T.; SATOH, H.; FUJII, T.; OKABE, S. Physiological characterization of anaerobic ammonium oxidizing bacterium ‘*Candidatus Jettenia caeni*’. *Environmental Microbiology*, v. 17, p. 2172–2189, 2015.
3. APHA - American Public Health Association. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 22 ed, Washington, DC, 2012.
4. 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, p. 1428-1434, 2011.
5. BERNHARD, Anne. The nitrogen cycle: Processes, players, and human impact. *Nature Education Knowledge*, v. 3, n. 10, p. 25, 2012.
6. BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento – MAPA. Instituto Nacional e Meteorologia. *Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa*. 2016. Brasília: MAPA. Disponível em: <[http://www.inmet.gov.br/projetos/rede/pesquisa/gera_serie_txt_mensal.php?&mRelEstacao=83587&btnProcesso=serie&mRelDtInicio=01/01/2015&mRelDtFim=31/12/2015&mAtributos=,,,,,,1,,>](http://www.inmet.gov.br/projetos/rede/pesquisa/gera_serie_txt_mensal.php?&mRelEstacao=83587&btnProcesso=serie&mRelDtInicio=01/01/2015&mRelDtFim=31/12/2015&mAtributos=,,,,,,1,,,>). Acesso em: 19 de novembro de 2016.
7. 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.
8. CASTAÑEDA-CHAVEZ, M. R.; GALAVIZ-VILLA, I.; LANDEROS-SANCHEZ, C.; LANGO-REYNOSO, F.; MARTINEZ-DÁVILA, J.; NIKOLSKII-GAVILOV, I. Agricultural contamination of subterranean water with nitrates and nitrites: na environmental and public health problem. *Journal of Agricultural Science*, p. 17-21, 2010.
9. COSTA, M. C. M. S.; CARVALHO, L.; LEAL, C.D.; DIAS, M.F.; MARTINS, K.L.; GARCIA, G.B.; MANCUELO, I.D.; HIPÓLITO, T.; MAC CONELL, E.A.; OKADA, D.; ETCHEBEHERE, C.; CHERNICHARO, C.A.; ARAUJO, J.C. Impact of inocula and operating conditions on the microbial community structure of two anammox reactors. *Environ. Technol.* v. 35, n. 14, p. 1811–1822, 2014.
10. DAPENA-MORA, A.; VAN HULLE, S.W.H.; CAMPOS, J.L.; MENDEZ, R.; VAN ROLLEGHEM, P.A.; JETTEN, M.; Enrichment of anammox biomass from municipal activated sludge: experimental and modelling results. *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, v. 79, n. 12, p. 1421-1428, 2004.
11. 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, n. 4, p. 859-865, 2007.

12. DOSTA, J.; FERNANDEZ, I.; VAZQUEZ-PADIN, J. R.; MOSQUERA-CORRAL, A.; CAMPOS, J. L.; MATA-ALVAREZ, J.; MENDEZ, R. Short-and long-term effects of temperature on the Anammox process. *Journal of Hazardous Materials*, v. 154, n. 1, p. 688-693, 2008.
13. 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, n. 4, p.419-432, 2003.
14. GAO, D. W.; TAO, Y. Versatility and application of anaerobic ammonium- oxidizing bacteria. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 91, n. 4, p. 887-894, 2011.
15. HU, Z.; LOTTI, T.; DE KREUK, M.; KLEEREBEZEM, R.; VAN LOOSDRECHT, M.; KRUIT, J.; JETTEN, M.S.S.; KARTAL, B. Nitrogen removal by a nitrification-anammox bioreactor at low temperature. *Applied and environmental microbiology*, v. 79, n. 8, p. 2807-2812, 2013.
16. ISAKA, K.; DATE, Y.; KIMURA, Y.; SUMINO, T.; TSUNEDA, S. Nitrogen removal performance using anaerobic ammonium oxidation at low temperatures. *FEMS microbiology letters*, v. 282, n. 1, p. 32-38, 2008.
17. JAISWAL, S.K.; MANDAL, D.; VISWESWARA RAO, R.V.R.L. Recovery and reuse of nitric acid from effluents containing free nitric acid in absence and presence of metal nitrates. *Chemical Engineering Journal* 266, 271–278, 2015.
18. 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.
19. KARTAL, B.; KUENEN, J. G.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Sewage treatment with anammox. *Science* v. 328, n. 5979, p. 702–703, 2010.
20. 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.
21. KUENEN, J. G. Anammox bacteria: from discovery to application. *Nature*, v. 6, n. 4, p. 320-326, 2008.
22. KUNZ, AI; MIELE, M.; STEINMETZ, R. L. R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. *Bioresource technology*, v. 100, n. 22, p. 5485-5489, 2009.
23. 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 Res.* v. 55, p. 292–303, 2014.
24. LARA, B. S. *Avaliação e comparação de diferentes estratégias para o enriquecimento de bactérias anammox*. Belo Horizonte, 2009, 109 p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009.
25. 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.; 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, p. 257-266, 2016.
26. 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.
27. 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.
28. MA, B.; WANG, S.; CAO, S.; MIAO, Y.; JIA, F.; DU, R.; PENG, Y. Biological nitrogen removal from sewage via anammox: Recent advances. *Bioresource technology*, v. 200, p. 981-990, 2016.
29. MAGRÍ, A.; VANOTTI, M. B.; SZÖGI, A. A. Anammox sludge immobilized in polyvinyl alcohol (PVA) cryogel carriers. *Bioresource Technology*, v. 114, p. 231-241, 2012.
30. MOLINUEVO, B.; GARCÍA, M. C.; KARAKASHEV, D.; ANGELIDAKI, I. Anammox from ammonia removal from pig manure effluents: effect of matter organic content on process performance. *Bioresource Technology*, v. 100, p. 2171-2175, 2009.
31. MULDER, A., VAN DE GRAAF, A. A., ROBERTSON, L. A., KUENEN, J. G. Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor. *FEMS Microbiology Ecol.*, v. 16, n. 3, p. 177-184, 1995.
32. 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.

33. PEREIRA, A.D.; LEAL, C.D.; DIAS, M.F.; ETCHEBEHERE, C.; CHERNICHARO C.A.L.; ARAÚJO, J.C. Effect of phenol on the nitrogen removal performance and microbial community structure and composition of an anammox reactor. *Bioresource Technology*, v. 166, p. 103-111, 2014.
34. SANCHEZ-GUILLEN, J. A.; YIMMAN, Y.; LOPEZ VAZQUEZ, C. M.; BRDJANOVIC, D.; VAN LIER, J. B. Effects of organic carbon source, chemical oxygen demand/N ratio and temperature on autotrophic nitrogen removal. *Water Science & Technology*, v. 69, N. 10, p. 2079-2084, 2014.
35. SCHEEREN, M. B.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L.; DRESSLER, V. L. O processo ANAMMOX como alternativa para tratamento de águas residuárias, contendo alta concentração de nitrogênio. *R Bras Eng Agríc Ambiental*, v. 15, p. 1289-1297, 2011.
36. STROUS, M.; VAN GERVEN, E.; ZHENG, P.; KUENEN, J. G.; JETTEN, M. S. Ammonium removal from concentrated waste streams with the anaerobic ammonium oxidation (anammox) process in different reactor configurations. *Water Research*, v. 31, n. 8, p. 1955-1962, 1997.
37. 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. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* v. 50, n. 5, p. 589-596, 1998.
38. STROUS, M., FUERST, J.A., KRAMER, E.H.M., LOGEMANN, S., MUYSER G., VAN DE PAS-SCHOONEN K.T., WEBB R., Gijs KUENEN J., JETTEN M.S.M. Missing lithotroph identified as new planctomycete. *Nature*. v. 400, n. 6743, p. 446-449, 1999.
39. 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.
40. TANG, C.; ZHENG, P.; CHEN, T.; ZHANG, J.; MAHMOOD, Q.; DING, S.; CHEN, X.; CHEN, J.; WU, D. Enhanced nitrogen removal from pharmaceutical wastewater using SBA-ANAMMOX process. *Water Research*, v. 45, n. 1, p. 201-210, 2011.
41. TOH, S. K.; ASHBOLT, N. J. Adaptation of anaerobic ammonium-oxidising consortium to synthetic coke-ovens wastewater. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 59, n. 2-3, p. 344-352, 2002.
42. 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 and Environmental Microbiology*, v. 61, n. 4, p. 1246-1251, 1995.
43. 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, p. 2187-2196, 1996.
44. VAN HULLE, S.W.H. VANDEWEYER, H.J.P. MEESSCHAERT, B.D. VANROLLEGHEM,P.A. DEJANS,P. DUMOULIN, A. Engineering aspects and practical application of autotrophic nitrogen removal from nitrogen rich streams. *Chem. Eng. J.* v. 162, p. 1-20. 2010.
45. VLAEMINCK, S.E.; DE CLIPPELEIR, H.; VERSTRAETE, W. Microbial resource management of one-stage partial nitrification/anammox. *Microbial Biotechnology*, v. 5, n. 3, p. 433-448, 2012.
46. YANG, J., ZHANG, L., HIRA, D., FUKUZAKI, Y., & FURUKAWA, K. High-rate nitrogen removal by the Anammox process at ambient temperature. *Bioresource technology*, v. 102, n. 2, p. 672-676, 2011.
47. ZHU, G; PENG, Y.; LI, B.; GUO, J.; YANG, Q.; WANG, S. Biological removal of nitrogen from wastewater. *Reviews Environmental Contamination and Toxicology*, v.192, p.159-195, 2008.