

**II-364 – REMOÇÃO DO NITROGÊNIO AMONIAICAL EM UM SISTEMA DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO NA REGIÃO METROPOLITANA DO CARIRI (CEARÁ-BRASIL)**

**Allan Bruno Dantas Gonçalves<sup>(1)</sup>**

Engenheiro Ambiental pelo Instituto Federal do Ceará- Campus Juazeiro do Norte (IFCE). Especialista em Educação Ambiental e Desenvolvimento Sustentável pela Faculdade de Juazeiro do Norte (FJN). Mestrando em Desenvolvimento Regional Sustentável pela Universidade Federal do Cariri (UFCA).

**Antonio Alex Matias Lêu<sup>(2)</sup>**

Tecnólogo em Construção de Edifícios pelo Instituto Federal do Ceará – Campus Juazeiro do Norte. Especialista em Gerenciamento da Const. Civil pela Universidade Regional do Cariri (URCA). Especialista em Educação Ambiental e Desenvolvimento Sustentável pela Faculdade de Juazeiro do Norte (FJN). Mestrando em Desenvolvimento Regional Sustentável pela Universidade Federal do Cariri (UFCA).

**Marise Daniele Maciel Lima<sup>(3)</sup>**

Engenheira Ambiental pelo Instituto Federal do Ceará- Campus Juazeiro do Norte (IFCE). Mestranda em Saneamento, Recursos Hídricos e Meio Ambiente pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG).

**Maria Gorethe de Sousa Lima Brito<sup>(4)</sup>**

Engenheira Química pela Universidade Federal da Paraíba (UFPB). Mestra em Engenharia Civil pela Universidade Federal da Paraíba. Doutora em Engenharia de Processos pela Universidade Federal de Campina Grande (UFCG). Professora da Universidade Federal do Cariri (UFCA).

**Yannice Tatiane da Costa Santos<sup>(5)</sup>**

Tecnóloga em Gestão Ambiental pelo Instituto Federal do Ceará – Campus Fortaleza. Mestra e Engenharia Sanitária pela Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN). Professora do Instituto Federal do Ceará- Campus Juazeiro do Norte.

**Endereço<sup>(1)</sup>:** Av. Tenente Raimundo Rocha, 1639 - Cidade Universitária – Juazeiro do Norte – CE- 63048-080 – Brasil - (88) 996348374 – e-mail: allanbrunoeng@gmail.com

**RESUMO**

Em regiões de clima tropical, como o Nordeste Brasileiro, onde a taxa de insolação é intensa o ano inteiro, além de disponibilidade de área, as lagoas de estabilização se sobressaem dentre outras tecnologias de tratamento, sobretudo por apresentarem baixo custo de instalação, operação e manutenção. Entretanto, os efluentes finais desses sistemas geralmente liberam altos teores de nutrientes, que se lançados em corpos receptores podem contribuir para o fenômeno de eutrofização. Esta pesquisa teve como objetivo, avaliar a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal no sistema de lagoas de estabilização da ETE Malvas do município de Juazeiro do Norte – CE, como também verificar se o efluente final da mesma atende aos padrões de lançamento direto em corpo aquático (Resolução COEMA Nº 02 de 02 de fevereiro de 2017), verificando ainda as espécies de amônia livre e ionizada. O referido sistema é constituído por dois módulos em paralelo de duas lagoas anaeróbias e facultativas, seguidas de uma de maturação. A alimentação das lagoas é feita com despejos de caminhões limpa-fossa e águas residuárias domésticas provenientes da rede de coleta de esgoto que cobre cerca de 40% da cidade. O monitoramento do sistema foi feito entre os meses de fevereiro a julho de 2015. Analisou-se as amostras de esgoto bruto (EB), os efluentes dos pontos de mistura na saída dos módulos anaeróbio (SMA) e facultativa (SMF), e o efluente final da saída da lagoa de maturação (SM). Após as coletas foram feitas as análises de variáveis tais como Temperatura, pH e nitrogênio amoniacal. Os valores médios encontrados das temperaturas situaram-se na faixa de 27,6°C a 30,7°C e pH de 7,5 a 7,7; valores estes constantes e próximos da neutralidade. Ao longo das lagoas ocorreu de forma gradual a diminuição das concentrações médias da amônia total (EB= 54,1; SMA = 43,0; SMF = 17,2 e SM = 4,8 mg/L), e nenhuma das coletas excedeu o padrão indicado pela legislação vigente de no máximo 20mgN/L. As porcentagens média das eficiências para os referidos trechos assumiram 22%, 61% e 73%, para os pontos EB/SMA; SMA/SMF; SMF/SM respectivamente. A eficiência média global do sistema atingiu 92%, respaldando a ideia que o principal mecanismo de saída da amônia ocorreu via assimilação biológica das algas por conta da amônia encontrar-se predominantemente na forma ionizada (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), em consequência do pH próximo da neutralidade.

**PALAVRAS-CHAVE:** Lagoas de estabilização, Remoção de amônia, ETE Malvas.

## **INTRODUÇÃO**

O sistema de lagoas de estabilização é uma das tecnologias mais disseminadas em regiões de clima quente com alta incidência solar, sendo assim vastamente encontrada no Brasil, principalmente no Nordeste. Nas últimas décadas, a utilização de lagoas de estabilização como opção para tratamento biológico de esgotos sanitários se disseminou por todo país, por sua capacidade considerável de remoção de matéria orgânica, além de dispor da etapa terciária eficiente, principalmente em relação à remoção de nitrogênio, adequando o efluente de acordo com a legislação vigente para posterior lançamento no corpo aquático receptor.

No esgoto, o nitrogênio é oriundo da matéria orgânica humana (fezes e urina), restos de alimento e biomassa, na forma de proteína e uréia, sendo um nutriente relevante na composição e crescimento das algas, desencadeando, quando este está em altas concentrações, o fenômeno da eutrofização, trazendo prejuízos negativos para o corpo hídrico, como crescimento excessivo de algas que por sua vez consumiram grande parcela do oxigênio dissolvido (período noturno) causando um desequilíbrio no ecossistema aquático.

Em lagoas de estabilização a remoção do nitrogênio amoniacal, forma oxidada do nitrogênio orgânico, pode ocorrer por diferentes mecanismos, os quais são: volatilização da amônia livre, assimilação da amônia ionizada pelas algas e nitrificação. No entanto a literatura ainda debate sobre o que realmente acontece no interior das lagoas.

Para Van Haandel e Lettinga (1992) e Von Sperling (2017) o principal mecanismo responsável pela redução do nitrogênio amoniacal é a volatilização, pois os autores sugerem que em lagoas de maturação o percentual de remoção desse mecanismo varie entre 70 a 80% de eficiência, e ainda ressaltam que em lagoas de maturação especialmente rasas, essa remoção seja superior a 90%. No entanto, estudos recentes têm entrado em contradição com autores anteriores. Para Camargo Valero e Mara (2010) a principal rota de saída do nitrogênio amoniacal não é a volatilização e sim a assimilação da amônia na forma ionizada pelas algas, diante disso é difícil afirmar qual o principal mecanismo que atua no sistema de lagoas de estabilização.

Em pesquisa, Camargo Valero e Mara (2010) elucidam que a remoção da amônia por volatilização faz pouca ou nenhuma contribuição na remoção das frações nitrogenadas, que independente dos fatores ambientais, elevados valores de pH não favorecem necessariamente a volatilização da amônia em relação ao mecanismo de assimilação pelas algas, e sim é consequência da atividade fotossintética realizada pelas mesmas, pois altas temperaturas aceleram seu metabolismo incorporado a amônia ionizada a sua biomassa, removendo de forma preeminente o nitrogênio em sistemas de lagoas de estabilização.

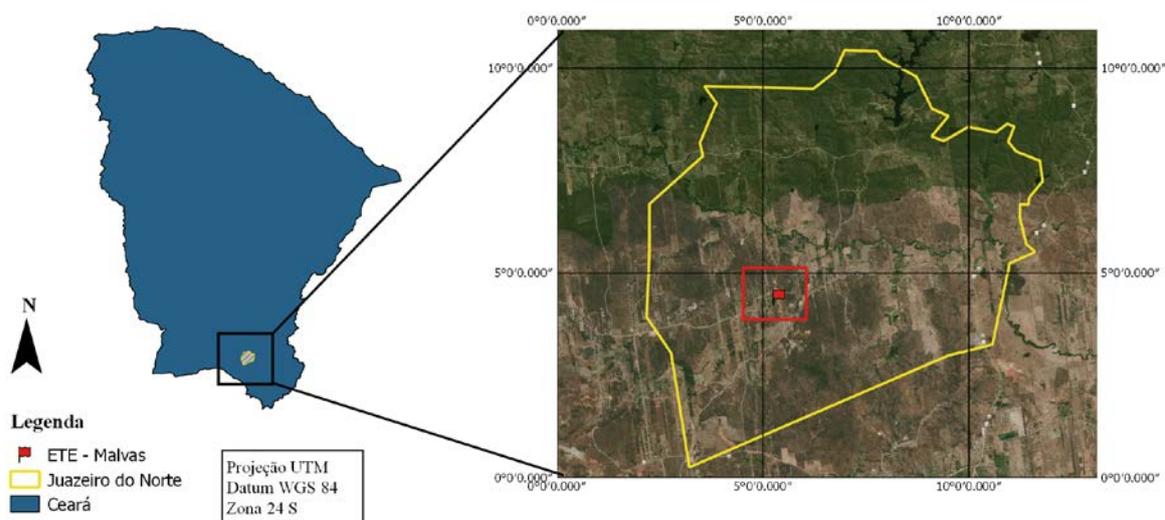
Juazeiro do Norte conta com um sistema de lagoas formado por duas anaeróbias, seguidas de duas facultativas e uma de maturação que recebem efluentes de 38,61% da cidade (IPECE, 2015), sendo este predominantemente doméstico, além de despejos sépticos oriundos de carros limpa-fossas. Sabendo dos riscos à eutrofização que as frações nitrogenadas trazem, e a toxicidade da amônia livre para o ecossistema aquático, é imprescindível monitorar a eficiência de remoção deste elemento na referida estação, com o intuito de preservar a biota do rio Salgado, atual corpo receptor dos efluentes tratados, o principal recurso hídrico da cidade.

## **OBJETIVO**

Avaliar a eficiência de remoção do nitrogênio amoniacal ao longo do sistema de lagoas de estabilização da ETE do município de Juazeiro do Norte – CE, verificando o atendimento aos padrões de lançamento direto em corpo aquático (Resolução COEMA N° 02 de 02 de fevereiro de 2017), estimando as concentrações das formas de amônia livre ( $\text{NH}_3$ ) e ionizável ( $\text{NH}_4^+$ ) no efluente final do sistema.

## **MATERIAIS E MÉTODOS**

A ETE Malvas está localizada no município de Juazeiro do Norte (Figura 1), no extremo Sul do estado do Ceará, no chamado Vale do Cariri, distante cerca de 560 Km de Fortaleza, pela BR 116. Com área territorial de 248,832 km<sup>2</sup> e 268.248 habitantes (IBGE, 2016).



**Figura 01 – Localização da estação de tratamento de esgoto Malvas.**

A estação é operada pela Companhia de Água e Esgoto do Ceará – CAGECE, recebe contribuição de efluentes sanitários (rede local, pluvial e despejo de carros limpa-fossas) por uma malha de rede coletora com extensão total de 198,568 Km, composta de um pré-tratamento por meio de gradeamento, caixa de areia e calha parshall, equipadas com gerador e moto-bombas, (ARCE, 2008).

A estação é formada por um arranjo de lagoas em série, contemplando dois módulos em paralelo formados cada um, por uma lagoa anaeróbia + uma lagoa facultativa (modelo australiano), ambos direcionando os efluentes para uma única lagoa de maturação, tendo no total 05 lagoas (FIGURA 02). O sistema foi dimensionado para receber efluentes domésticos ou equiparados ao mesmo, com vazão média projetada para 260L/s. À estação opera com vazões médias no valor de 53,57L/s, considerando a média fornecida por operadores da estação de tratamento de esgoto, referente ao período de coletas da pesquisa, demais características da estação estão descritas na Tabela 01.

**Tabela 01 - Características físicas das lagoas de tratamento biológico do Município de Juazeiro do Norte- CE.**

Lagoas	Comp. x Larg. (m)	Área (m <sup>2</sup> )	Profundidade (m)	Volume (m <sup>3</sup> )
Lagoas anaeróbias	86,04 x 102	8.776,08	4,5	39.492,36
Lagoas facultativas	558,1 x 105,05	58.879,55	1,5	88.319,32
Lagoa de maturação	558,1 x 113,7	63.455,97	1,0	63.455,97

## AMOSTRAGEM

As campanhas foram realizadas no período de fevereiro a julho de 2015, com frequência semanal, entre as 07h00 e 10h00 da manhã, totalizando 15 campanhas.

Os pontos de coleta no sistema estão demonstrados de forma esquemática na figura 02, observa-se que os efluentes produzidos nas saídas das lagoas anaeróbias e facultativas são reunidos em uma caixa de passagem que misturam e encaminham o efluente para a próxima etapa.

Os pontos coletados foram: caixa de distribuição que divide o efluente bruto (EB) para as duas lagoas anaeróbias, seguido das caixas de misturas das saídas do módulo das lagoas anaeróbias e facultativas (SMA e SMF) e por ultimo, caixa individual da saída da lagoa de maturação (SM). Todos os pontos supracitados podem ser visualizados na figura 03.



Pontos de Coleta: 1- Ponto EB 2 - Ponto SMA 3 - Ponto SMF 4 - Ponto SM

Figura 02 – Estação de tratamento de esgoto Malvas. Fonte: ARCE (2008)



Figura 03–Registros fotográficos dos pontos de coleta.

A estratégia de coleta foi montada visando verificar a remoção do nitrogênio amoniacal ao longo do sistema, que funcionam separadamente, cada lagoa com sua função, mas que contribuem de forma combinada no tratamento dos efluentes recebidos.

As metodologias analíticas e referências das variáveis físicas e químicas que foram utilizadas na pesquisa estão descritas na tabela 02.

Os parâmetros de temperatura e pH foram determinados *in loco*, e os demais foram realizados no Laboratório de Engenharia Ambiental e Saneamento (LEAS) do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) – Campus Juazeiro do Norte.

**Tabela 02 - Variáveis, métodos e referências utilizados para a realização das análises.**

Variáveis	Métodos	Referências
Temperatura (°C)	Sensor de Temperatura	AWWA/APHA/WEF, 2012.
pH	Potenciométrico	
Nitrogênio Amoniacal Total (mgN-NH <sub>3</sub> /L)	Titulométrico – Destilação em Micro-Kjeldahl seguida de titulação	

O método para determinação das espécies pode ser analisado pela equação 01 de Emerson *et al.*, (1975), em função do pH e da temperatura. Os valores de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> são encontrados a partir da diferença percentual dos resultados encontrados de NH<sub>3</sub>.

$$\frac{\text{NH}_3 \text{ livre}}{\text{Amônia total}} = \frac{100}{1 + 10^{[0,09018 + (\frac{2729,92}{T+273,20}) - \text{pH}]}}$$

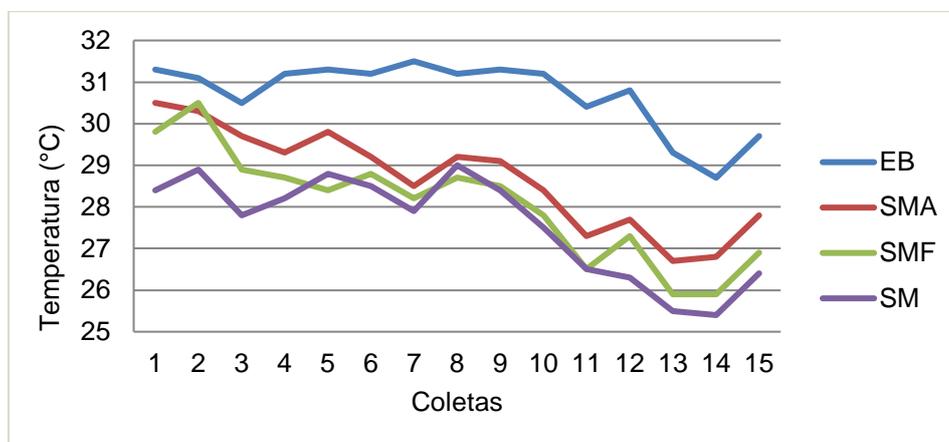
equação (01)

onde, T: temperatura do líquido em °C.

## RESULTADOS E DISCUSSÕES

### TEMPERATURA

Sabendo-se que fatores ambientais têm grande influência na dinâmica do nitrogênio, faz-se necessário a avaliação do fator temperatura, com análise dos resultados obtidos representados na figura 04.

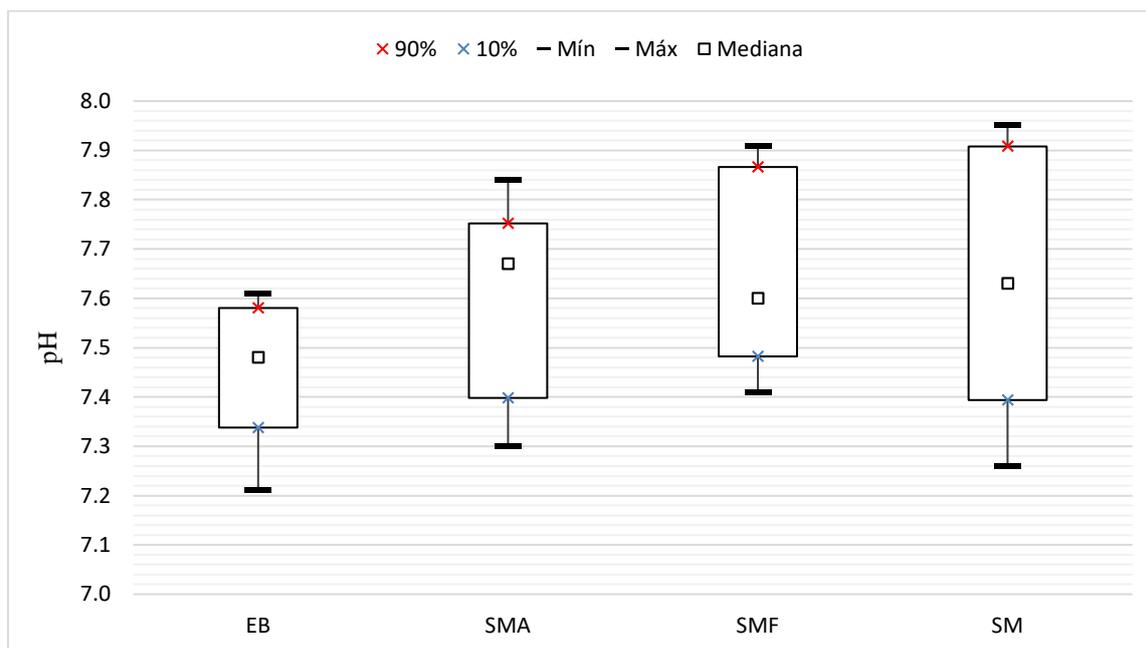


**Figura 04 - Variação da temperatura ao longo das coletas.**

Os valores de temperatura decaíram ao longo do sistema, bem como ao longo dos meses, que pode ser relacionado com o período chuvoso da região, e início de ventos mais fortes próximos ao mês de julho. O esgoto bruto, como de se esperar, atinge a maior temperatura diante dos efluentes que são tratados.

### pH

O comportamento do pH ao longo das lagoas de estabilização está diretamente ligado aos fatores ambientais, como temperatura e radiação solar.



**Figura 05 - Box-plot da variação do pH para a série de lagoas.**

De acordo com a figura 05, observou-se que os valores de pH analisados na pesquisa mantiveram-se próximos da faixa da neutralidade (média 7,6), valores considerados baixos em sistemas de lagoas de estabilização. Acredita-se, que na ETE Malvas esses valores podem ser entendidos como resultantes da produção de acidez carbônica do meio líquido, influenciado pela respiração das bactérias heterotróficas, que ao produzir excessivamente  $\text{CO}_2$ , deslocam o equilíbrio químico para a formação do ácido carbônico, e posteriormente para íons bicarbonatos ( $\text{HCO}_3^-$ ) e hidrogênio ( $\text{H}^+$ ), reduzindo o pH.

Em contra partida, para Von Sperling (2017), o cenário acreditado por este autor se diverge do da pesquisa, pois o mesmo justifica a elevação do pH em lagoas de estabilização devido a intensa presença da biomassa algal, em virtude dos íons hidroxila ( $\text{OH}^-$ ) liberados durante o consumo da acidez carbônica da água ( $\text{CO}_2$ ) realizada pelas algas na fotossíntese que está relacionada principalmente a temperatura e a radiação solar incidente. Todo esse processo otimiza a elevação do pH para 9,5 até 11,0.

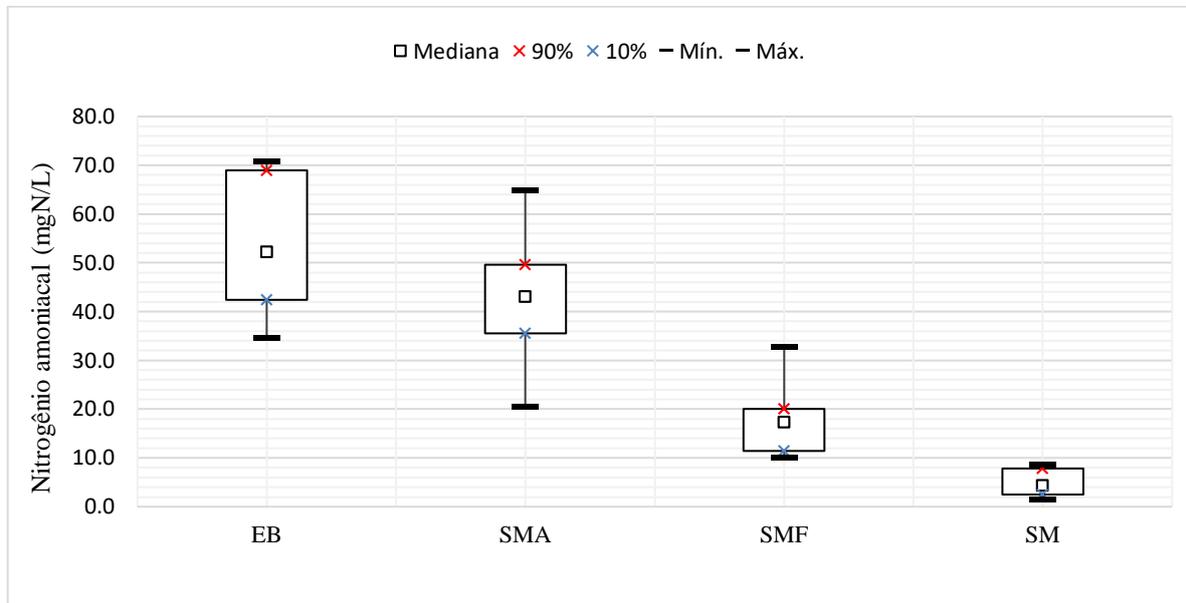
Considerando o padrão de lançamento adotado pela resolução COEMA Nº 02 de 02 de fevereiro de 2017, que adota o valor de 20mg/L para  $\text{N-NH}_3$ , quando o pH for menor ou igual a 8,0, observa-se na figura 05 que nenhuma das coletas do efluente final excedeu o padrão indicado pela legislação vigente, uma vez que a média no efluente final foi de 4,3 mgN/L. Em todas as disposições finais, as concentrações foram aproximadamente 50% menores que a exigida pelo órgão ambiental.

Vale salientar que o pH, bem como a temperatura foram verificados *in loco*, aproximadamente, às 08h00 da manhã. O pH é um parâmetro que apresenta diversas alterações ao longo do dia, por ser influenciado pela atividade fotossintética diretamente ligado a incidência de luz solar, ou seja, em um período mais quente do dia, como na parte da tarde, a tendência é que esses valores de pH se elevem, principalmente nas camadas mais superficiais, onde habitam e predominam as comunidades fitoplanctônicas responsáveis pela fotossíntese.

## NITROGÊNIO AMONICAL

A maior concentração média (54,1 mgN/L) ocorreu no efluente bruto com pH do meio próximo a neutralidade. A quantidade excessiva de lodo, lançada na caixa de distribuição do efluente bruto por caminhões limpa-fossa, por ser transportada em um ambiente anaeróbio, dentro de caminhões, bem como dentro das tubulações, contribuiu para o aumento da concentração de nitrogênio amoniacal no esgoto bruto, uma vez que as condições anaeróbias impossibilitaram a ocorrência do processo de nitrificação, verificado ao longo das unidades do sistema de lagoas de estabilização (Figura 06).

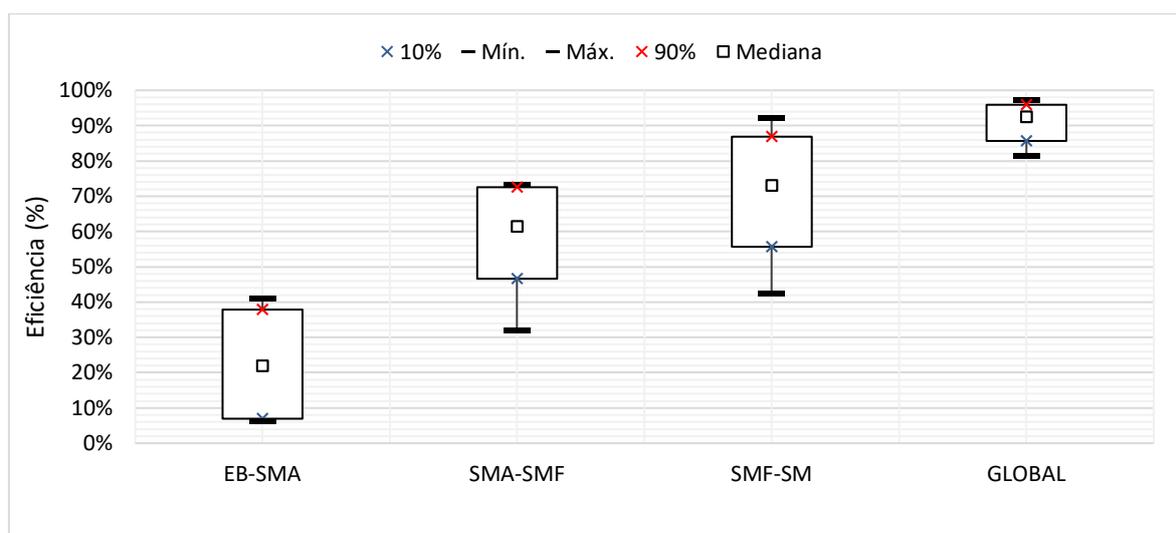
A maior remoção foi observada na mistura da saída das lagoas facultativas, ponto SMF, sendo o mecanismo mais atuante na remoção do nitrogênio amoniacal nessas lagoas a assimilação biológica das algas, por apresentarem valores de pH próximos da neutralidade. Nesses valores de pH, o mecanismo de volatilização não é eficiente pois a maior quantidade de amônia está na forma ionizada ( $\text{NH}_4^+$ ), que não é removida por volatilização e sim absorvida por assimilação algal (CAMARGO VALERO; MARA, 2010).



**Figura 06 - Box-plot das concentrações N-NH<sub>3</sub> ao longo do sistema de lagoas de estabilização.**

No tocante as eficiências de remoção entre as lagoas, destacam-se as lagoas facultativa e de maturação (Figura 6), sendo o mecanismo mais atuante na remoção do nitrogênio amoniacal nessas lagoas a assimilação biológica das algas, por apresentarem um pH próximo da neutralidade que impede o mecanismo da volatilização pois quase toda a amônia encontrada estará na forma ionizada ( $\text{NH}_4^+$ ), que não é removida por volatilização e sim absorvida por assimilação algal (CAMARGO VALERO; MARA, 2010).

A figura 07 apresenta a série de eficiências do nitrogênio amoniacal no sistema de lagoas de estabilização, o box-plot mostra a eficiência em porcentagem de cada lagoa, cada uma com a sua especialidade.



**Figura 07 - Box-plot das eficiências de remoção de amônia no sistema de tratamento.**

As eficiências de remoção na saída da mistura da lagoa anaeróbia foram em média de 22%. Apesar desse sistema não ter características de redução de amônia, acredita-se que os sistemas de aeração superficial



(montado especialmente para dispersar o gás sulfídrico do meio e evitar incômodos por parte da população) tenham favorecido o processo de nitrificação na camada aerada artificialmente.

Da saída da mistura das lagoas anaeróbias, ponto SMA, para a saída da mistura das lagoas facultativas, ponto SMF, obteve-se uma remoção relevante, com média de 61%. Esse aumento pode ser atribuído as condições ambientais das lagoas facultativas, em comparação com as lagoas anaeróbias, uma vez que as primeiras apresentavam condições favoráveis de pH e temperatura para a atividade fotossintética e consequente absorção da amônia ionizada pelas algas durante seus processos metabólicos.

Da saída da mistura das lagoas facultativas, ponto SMF, para a saída da lagoa de maturação, ponto SM, foi obtido a maior eficiência de remoção com média de 73%, devido à baixa profundidade da lagoa, estas são projetadas para atender a essa necessidade, é nela que se encontra a maior camada de biomassa algal, por terem uma maior disponibilidade de nutrientes, assim a parcela que passa para o módulo de maturação é absorvida pelas algas com ótima eficiência.

Embora a lagoa de maturação tenha apresentado a maior eficiência em termos de porcentagem (73%), destaca-se a participação efetiva da lagoa facultativa como o sistema que se tratando de concentração, removeu de fato as maiores massas quando comparada das demais lagoas. As medianas calculadas foram na sequência do tratamento de 8,9; 26,6 e 11,4 mgN/L (Figura 08).

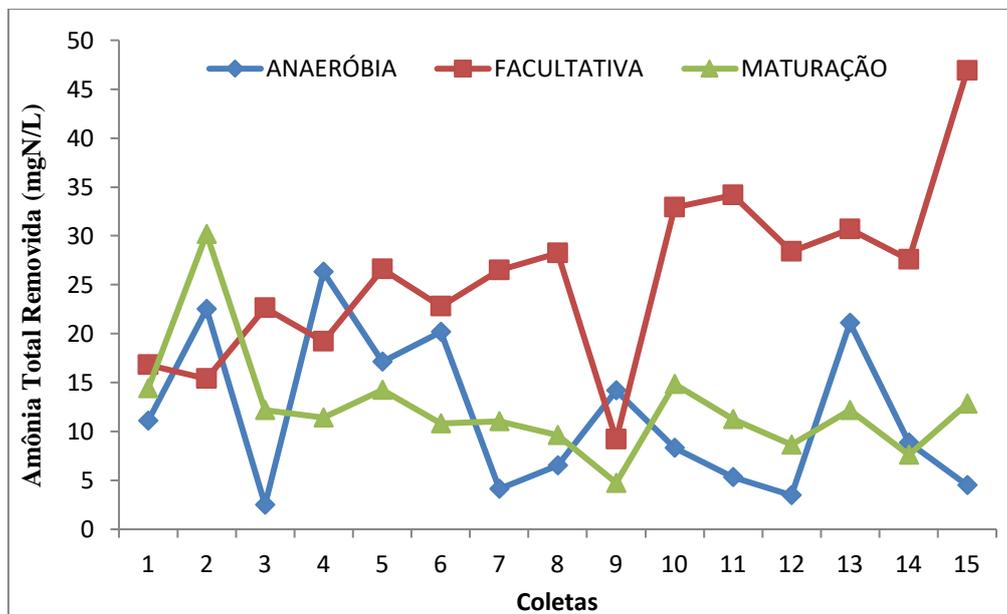
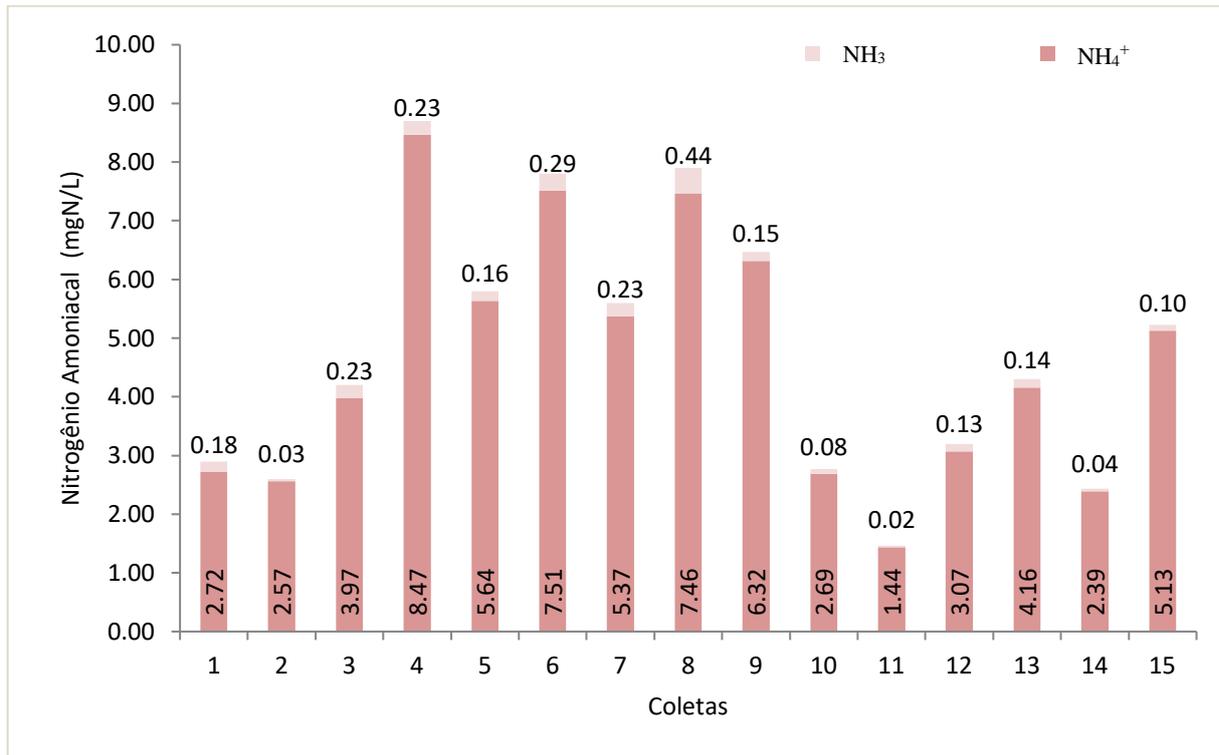


Figura 08 - Box-plot das eficiências de remoção de amônia no sistema de tratamento.

Em suma, o sistema de lagoas de estabilização mostrou-se muito eficiente, com remoção média global de 92% de nitrogênio amoniacal.

### ESPÉCIES DE NITROGÊNIO AMONIACAL

A figura 09 apresenta as concentrações das frações livre e ionizável de amônia no efluente final do sistema (ponto SM).



**Figura 09- Resultado das concentrações de amônia livre e ionizada na saída da lagoa de maturação.**

A análise sugere que há uma predominância da fração ionizável no meio, e que efluentes das coletas 3, 4, 6, 7 e 8, quando lançados no corpo hídrico oferecem riscos a várias espécies de peixes, pois de acordo com Pereira e Mercante (2005) níveis de amônia livre de 0,20 mg/L já são suficientes para induzir toxicidade crônica e levar a diminuição do crescimento e da tolerância da maioria dos peixes a doenças. A exposição a esses níveis de amônia livre (NH<sub>3</sub>) pode ocasionar inflamação e irritação das brânquias.

Considerando a concentração de amônia total, a literatura menciona que faixas entre 0,70 a 2,40 mg/L (PEREIRA; MERCANTE, 2005) e 0,6 a 2,0 mg/L (MOTA; VON SPERLING, 2009) podem ser letais para a maioria dos peixes, além de causar desequilíbrio ambiental em um ecossistema aquático saudável.

Contudo, é válido ressaltar que os corpos receptores são passíveis de autodepuração, o que solubilizará essas baixas concentrações de amônia livre, e até mesmo diluindo-as, reduzindo o potencial tóxico desse elemento para a comunidade aquática.

Considerando as condições e cenários de pH predominantemente neutros e temperaturas decrescentes ao longo dos sistemas e dos meses de monitoramento, com a superioridade da fração ionizável em relação à livre, entende-se que a remoção da amônia na estação, comprovadamente eficiente pelos resultados já discutidos, ocorre por assimilação da biomassa fitoplanctônica.

## CONCLUSÃO

Para o período monitorado, o sistema atuou com elevada eficiência de remoção de nitrogênio amoniacoal (global de 92%), destacando a lagoa de maturação (73%), e a facultativa com 61%, além desta, ter sido a etapa com maior absorção de amônia em termos de concentração (26,6mgN/L) perante as demais lagoas.

O sistema produziu um efluente final obediente ao padrão estabelecido pela a resolução CONAMA 430 de 13 de Maio de 2011 em todas as amostragens, sendo as concentrações encontradas nas faixas de 1,5 – 8,7 mgN/L, com predominância da fração ionizável, em circunstâncias de pH predominantemente neutro (7,5 – 7,7) e temperaturas decrescentes ao longo das lagoas e meses; desestimulando a remoção de amônia pelo processo de volatilização, e insinuando a assimilação biológica das algas como o principal responsável pela redução das concentrações, contrastando com grande parte da literatura.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AGÊNCIA REGULADORA DE SERVIÇOS PÚBLICOS DELEGADOS DO ESTADO DO CEARÁ. Fiscalização do sistema de esgotamento sanitário do município de Juazeiro do Norte. **Relatório de Fiscalização**. Fortaleza – CE: ARCE, 2008.
2. APHA, AWWA, WEF. **Standard Methods for examination of water and wastewater**. 22 ed. Washington: American Public Health Association; 2012.
3. CAMARGO VALERO, M.A.; MARA D.D. Ammonia volatilisation in water stabilisation ponds: a cascade of misinterpretations?. **Water Science and Technology**. v. 61, n.3, p.555-561. 2010.
4. EMERSON, K. *et al.* Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature, **Journal Fish. Res. Board Can.**, v. 32, n. 12, p. 2379-2383, 1975.
5. MOTA, Francisco Suetônio Bastos; VON SPERLING, Marcos (Org.). **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: Abes, 2009. 428 p.
6. IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Cidades. 2016. Disponível em: <<http://www.cidades.ibge.gov.br>> – acessado em 14 de setembro de 2017.
7. IPECE – Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará. **Perfil básico municipal: Juazeiro do Norte**. Fortaleza, 2015.
8. PEREIRA, Lilian Paula Faria; MERCANTE, Cacilda Thais Janson. **A amônia nos sistemas de criação de peixes e seus efeitos sobre a qualidade da água. Uma revisão**. São Paulo: B. Inst. Pesca, 2005.
9. VAN HAANDEL, Adrianus C.; LETTINGA, Gatzke. **Tratamento anaeróbio de esgotos: Um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande: Epgraf, 1994. 240p.
10. VON SPERLING, Marcos. **Lagoas de estabilização**. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, 2017. 196 p.