

XI SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE

ADEQUAÇÃO AO DESCARTE DE EFLUENTE DE ABATEDOURO BOVINO ASPECTOS AMBIENTAIS

LIMA, A. N. ¹; GOMES, B. M. ² & GOMES, S. D. ³

RESUMO – Efluentes agroindustriais oriundos do processamento de carnes são caracterizados por elevados teores de sólidos em suspensão, compostos orgânicos e nutrientes, principalmente nitrogênio. A remoção dos compostos nitrogenados desses efluentes se torna indispensável em decorrência de seu potencial eutrofizante e dos riscos à vida aquática e à saúde humana. O presente trabalho teve como objetivo avaliar a eficiência de um reator em batelada sequencial (RBS) na remoção biológica de nitrogênio de efluente de abatedouro de bovinos a fim de atender às determinações das Resoluções CONAMA 357/05 e 430/11 no intuito de minimizar o impacto de sua disposição no meio ambiente. No processo de nitrificação, foram verificadas variações de 11,5 a 100%, 9,2 a 94,9% e 4,0 a 19,6% nas eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal, conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato e acúmulo de nitrito, respectivamente. O acúmulo de nitrito inferior a 20% pode ser indicativo de nitrificação completa. No processo de desnitrificação, foram obtidas variações de 91,5 a 96,9% e 78,3 a 87,9% nas eficiências de remoção de nitrito/nitrato e matéria orgânica, respectivamente. O sistema RBS mostrou-se viável para o tratamento de efluente de abatedouro de bovinos, visto que apresentou níveis elevados de oxidação de compostos nitrogenados que atenderam aos padrões de lançamento.

ABSTRACT – Agroindustrial effluents from meat processing are characterized by high levels of suspended solids, organic compounds and nutrients, mainly nitrogen. It is crucial to remove nitrogen compounds from these effluents because of its eutrophying potential and risks to aquatic life as well as to human health. Thus, this trial aimed at evaluating the efficiency of a sequencing batch reactor (SBR) on biological removal of nitrogen in cattle slaughterhouse wastewater in order to meet the determinations of CONAMA Resolutions 357/05 and 430/11, diminishing the impacts of its disposal in the environment. During nitrification process, there were changes among 11.5 and 100%, 9.2 and 94.9% and 4.0 and 19.6% in order to have an efficient removal of ammoniacal nitrogen, conversion of ammoniacal nitrogen to nitrate and nitrite concentration, respectively. Nitrite concentration of less than 20% may be a clue of a complete nitrification. On denitrification process, the answers ranged from 91.5 and 96.9 and 78.3% and 87.9% concerning the efficiencies to remove nitrite/nitrate and organic matter. The SBR system proved to be feasible for the treatment of effluent from cattle slaughterhouse, as it has shown high levels of oxidation of nitrogen compounds that met the discharge standards.

Palavras-Chave – Nitrogênio; nitrificação; desnitrificação.

1) Doutoranda em Engenharia Agrícola, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Rua Anita Garibaldi, 415, Cascavel/PR. CEP:85819.020. Fone: (46)99759670. Email: adriilima@hotmail.com

2) Professor Associado, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Rua Universitária, 2069, Cascavel/PR. CEP:85819.019. Fone/Fax: (45) 32203154/32203053. Email: benedito.gomes@unioeste.br

3) Professora Associada, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Rua Universitária, 2069, Cascavel/PR. CEP:85819.019. Fone/Fax: (45) 32203154/32203053. Email: simone.gomes@unioeste.br

INTRODUÇÃO

Frigoríficos e abatedouros apresentam importância significativa no desenvolvimento econômico e social do País. O Brasil é o maior fornecedor de carne bovina, responsável por parte do abastecimento de mais de 170 países. De acordo com dados do IBGE (2010), o abate nacional de bovinos totalizou aproximadamente 30 milhões de cabeças em 2010.

Ademais, a agropecuária é uma das principais atividades responsáveis pelo crescimento econômico brasileiro. A atividade gera empregos diretos além de envolver outros setores, que vão desde a criação e abate dos animais, venda de insumos até a comercialização da carne bovina e subprodutos.

Aliada à importância dessa atividade, surge a preocupação com o impacto ambiental que ela representa devido ao elevado consumo de água proveniente do abate e higienização de instalações, equipamentos e, conseqüentemente, elevada geração de efluentes.

O volume de água consumida e o efluente gerado por produto acabado podem variar substancialmente entre diferentes plantas de processamento. Em abatedouros de animais de carne vermelha, são descartados entre 80 e 95% da água utilizada como efluente, assim, estima-se que a vazão específica do efluente gerado em abatedouros de bovinos seja de 0,5 a 3 m³ L⁻¹ de água por animal abatido (SPERLING, 2005).

Efluentes agroindustriais oriundos do processamento de carnes são caracterizados por elevados teores de sólidos em suspensão, compostos orgânicos e nutrientes, principalmente nitrogênio em suas diferentes formas. A adequação desses efluentes aos padrões de lançamento, determinada por lei, se torna indispensável em decorrência de seu potencial eutrofizante e riscos aos organismos aquáticos e à saúde humana.

A disponibilidade de nutrientes, proveniente de tratamento ineficaz ou insuficiente, pode induzir à eutrofização dos corpos de água receptores, com profundas implicações sobre a qualidade da água, que vão desde mudanças na composição química até as alterações na estrutura e no funcionamento das comunidades biológicas, incluindo florações de espécies fitoplanctônicas, potencialmente tóxicas, e o aumento da biomassa de macrófitas aquáticas (WIMA; FREIRE; CALIJURI, 2007).

Segundo Isold e Koetz (2004), compostos nitrogenados como a amônia e o nitrito podem ser tóxicos à vida aquática. A amônia livre afeta o sistema nervoso central dos seres vivos presentes em ambientes aquáticos, reduz a capacidade de consumir oxigênio desses, por conseguinte, diminui a resistência às doenças (DONGEN et al., 2001).

O nitrogênio orgânico pode representar um sério risco à saúde da população humana e animal, quando transformado pelos processos de amonificação e nitrificação em nitrato. O risco torna-se ainda maior se considerada a utilização dos resíduos de abatedouros diretamente como fertilizantes, pois é possível que ocorra a contaminação das fontes profundas de água, onde o nitrato hidrossolúvel poderá atingir níveis muito elevados.

Nas estações de tratamento de água, há um aumento na demanda de cloro para a desinfecção da água, uma vez que o cloro reage com íon amônio (NH_4^+) formando cloroaminas, que são desinfectantes menos eficazes que o ácido hipocloroso (HOWARTH, 2004).

O consumo de nitrato através das águas de abastecimento está associado a dois efeitos adversos à saúde: a ocorrência da metahemoglobinemia, especialmente em crianças, e a formação potencial de nitrosaminas e nitrosamidas, compostos que apresentam propriedades carcinogênicas, teratogênicas e mutagênicas (BOUCHARD; WILLIAMS; SURAMPALLI, 1992). A metahemoglobinemia (meta-Hb) é uma doença caracterizada pela conversão da hemoglobina em metahemoglobina, que é incapaz de se ligar ao oxigênio e transportá-lo aos tecidos, portanto, causa a má oxigenação das células, e conseqüentemente, a morte dos pacientes (ASLAN; CAKICI, 2007).

Os reservatórios públicos, em contato com compostos nitrogenados, estão sujeitos à proliferação excessiva de cianobactérias que sintetizam substâncias tóxicas, as quais, quando presentes na água utilizada para abastecimento, provocam efeitos adversos como gastroenterites, hepato-enterites e outras doenças de fígado e rim, câncer, irritações na pele, alergias, conjuntivite, problemas com visão, problemas respiratórios, asfixia, convulsões e morte, dependendo do tipo da toxina, da concentração e via de contato (SANTOS et al., 2010).

Diante dos agravantes ambientais e dos problemas relacionados à saúde pública, os órgãos ambientais regulamentam o lançamento de efluentes contendo compostos nitrogenados nas suas diversas formas.

Na política normativa nacional do uso de água, como consta nas Resoluções CONAMA 357/2005 e 430/2011 (CONAMA, 2005; 2011), estão dispostas a classificação dos corpos de água, as diretrizes ambientais para enquadramento e os padrões de lançamento de efluentes. Segundo os padrões de lançamento das resoluções, fixa-se o limite máximo de emissão apenas para nitrogênio amoniacal em 20 mg L^{-1} , por ser esta forma a mais nociva ao ambiente.

Em termos de qualidade da água do corpo receptor, a concentração limite de nitrogênio amoniacal varia em função do pH da água e de seu enquadramento do corpo receptor da mesma forma que os valores permissíveis de concentração de nitrito e nitrato. Os padrões estabelecidos de compostos nitrogenados para as classes de água estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 - Padrões de qualidade dos compostos nitrogenados para cada classe de água

Classes de água/Parâmetros	Nitrito	Nitrato	Nitrogênio amoniacal
Águas doces (classe 1 e 2)	10,0 mg L ⁻¹	1,0 mg L ⁻¹	3,7mg L ⁻¹ ; pH ≤ 7,5 2,0 mg L ⁻¹ ; 7,5 < pH ≤ 8,0 1,0 mg L ⁻¹ ; 8,0 < pH ≤ 8,5 0,5 mg L ⁻¹ ; pH > 8,5
Águas doces (classe 3)	10,0 mg L ⁻¹	1,0 mg L ⁻¹	13,3 mg L ⁻¹ ; pH ≤ 7,5 5,6 mg L ⁻¹ ; 7,5 < pH ≤ 8,0 2,2 mg L ⁻¹ ; 8,0 < pH ≤ 8,5 1,0 mg L ⁻¹ ; pH > 8,5
Águas salinas (classe 1)	0,4 mg L ⁻¹	0,07 mg L ⁻¹	0,4 mg L ⁻¹
Águas salinas (classe 2)	0,7 mg L ⁻¹	0,2 mg L ⁻¹	0,7 mg L ⁻¹
Águas salobras (classe 1)	0,4 mg L ⁻¹	0,07 mg L ⁻¹	0,4 mg L ⁻¹
Águas salobras (classe 2)	0,7 mg L ⁻¹	0,2 mg L ⁻¹	0,7 mg L ⁻¹

Fonte: Adaptado da Resolução CONAMA 357/2005.

O lançamento de efluentes em corpos hídricos deverá atender às condições e aos padrões de lançamento; respeitando dos padrões de qualidade da água, estabelecidos para as respectivas classes, nas condições de vazão de referência, com exceção das águas de classe especial, nas quais é vedado o lançamento de efluentes ou disposição de resíduos, mesmo que tratados.

Para fins de reuso, os padrões de qualidade da água poderão ser baseados nos padrões de potabilidade da Portaria MS 518/2004 (Ministério da Saúde, 2004), na qual são determinadas concentrações máximas de 10 mg L⁻¹ e 1,0 mg L⁻¹ para nitrato e nitrito, respectivamente.

Convencionalmente, nos processos biológicos para remoção de nitrogênio, utiliza-se a nitrificação seguida de desnitrificação em sistemas de tratamento aeróbios e anóxicos, respectivamente. O nitrogênio amoniacal é oxidado a nitrato na fase aeróbia e posteriormente reduzido a nitrogênio gasoso na fase anóxica com o auxílio de adição de fontes externas de carbono. A integração dos processos de nitrificação e desnitrificação em um único sistema de tratamento, característica específica do reator em batelada sequencial (RBS), torna tal processo interessante tendo em vista a redução com custos de implantação em relação ao sistema convencional de lodos ativados. A principal característica do RBS é a flexibilidade das etapas operacionais, que podem ocorrer em um único tanque com modo operacional dividido em ciclos, possibilidade de remoção conjunta de compostos orgânicos e nutrientes.

Dentre desse contexto, o objetivo do trabalho foi avaliar a eficiência de um reator em batelada sequencial (RBS) na remoção biológica de matéria nitrogenada em efluente proveniente de abatedouro de bovinos a fim de atender às determinações das Resoluções CONAMA 357/05 e 430/11 no intuito de minimizar o impacto de sua disposição no meio ambiente.

MATERIAL E MÉTODOS

Efluente do abatedouro de bovinos

O efluente utilizado no experimento foi proveniente de um abatedouro de bovinos, localizado no município de Toledo, PR. As coletas de efluente foram realizadas no ponto de saída da lagoa anaeróbia, em galões de polietileno com capacidade de 20 L, conforme recomendações de coleta e preservação de amostras descritas na NBR 9898/1987 (ABNT, 1987). O efluente foi filtrado, homogeneizado, acondicionado em recipientes de polietileno de 2 L e armazenado a $-1\text{ }^{\circ}\text{C}$ para preservação até utilização experimental.

Caracterização do sistema de tratamento

A unidade experimental foi instalada nas dependências do Laboratório de Saneamento da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, *campus* de Cascavel. O sistema de tratamento foi composto de um reator em batelada sequencial, montado por em escala de bancada, confeccionado de polietileno, com 185 mm de diâmetro e 205 mm de altura e volume útil de 4 L. O desenho esquemático do aparato experimental e o reator em funcionamento são apresentados na Figura 1.

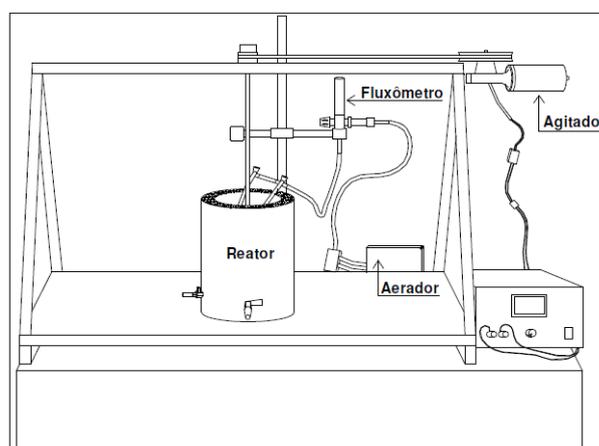


Figura 1 - Desenho esquemático do aparato experimental.

O sistema de tratamento contemplou o processo de nitrificação seguido de desnitrificação.

Na nitrificação, o ar foi difundido no reator através do uso de duas pedras porosas. O sistema de aeração consistiu de um aerador de aquário da marca *Big-Air*, modelo A420, acoplado a um fluxômetro para controle de vazão de entrada de ar.

Na desnitrificação, o efluente foi misturado por agitador mecânico.

O inóculo utilizado foi obtido em um de reator em batelada sequencial foi utilizado no tratamento de efluente avícola.

Procedimento experimental

O experimento foi conduzido no período entre setembro de 2010 e novembro de 2011.

O reator em escala de bancada foi operado em sistema de batelada em temperatura ambiente, com períodos aerados e sem aeração, para proporcionar que ocorram as fases aeróbia e anóxica e, respectivamente, os processos de nitrificação e desnitrificação.

O reator foi operado em seis fases:

- a) Alimentação: o enchimento do reator foi realizado de forma instantânea, sem agitação e sem aeração;
- b) Reação aeróbia: compreendeu o processo de nitrificação. Nessa etapa, ocorreu o fornecimento de ar necessário à conversão de nitrogênio amoniacal a nitrito e, posteriormente, a nitrato;
- c) Reação anóxica: compreendeu o processo de desnitrificação. Nessa etapa, não ocorreu fornecimento de ar e houve adição externa de carbono. O efluente foi levemente misturado através de agitação mecânica, em rotações de 25 rpm, a fim de manter o efluente em constante contato com a biomassa;
- d) Sedimentação: etapa necessária à sedimentação dos sólidos em suspensão e clarificação do efluente a ser descartado;
- e) Descarga: a retirada do efluente foi realizada por sifonagem. Foram mantidos 25% do volume inicial, referente ao inóculo;
- f) Repouso: esta etapa compreendeu o ajuste dos ciclos operacionais e a preparação para as próximas bateladas.

O reator foi operado em batelada com tempo de ciclo total de 24 horas, as quais foram divididas entre as seis fases operacionais. A divisão das fases operacionais em cada batelada é apresentada na Tabela 2.

Tabela 2 - Tempo de ciclo (TC) dividido entre as fases operacionais de funcionamento do RBS

Tempo de ciclo (TC)	
Fases operacionais	24 h
1. Alimentação	Instantânea
2. Reação aeróbia	16 h
3. Reação anóxica	6 h
4. Sedimentação	1 h
5. Descarte	0,1 h
6. Repouso	0,9 h

Na fase operacional, foi realizado monitoramento do comportamento do reator por meio de determinação dos parâmetros pH, alcalinidade e relação DQO/N, a fim de manter a estabilização do processo.

A alcalinidade foi corrigida, quando necessário, no momento de alimentação do reator com o objetivo de manter a relação alcalinidade/nitrogênio amoniacal próxima à recomendada, de 7,14. A correção da alcalinidade foi realizada pela adição de solução de 1M de bicarbonato de sódio (GAPES; KELLER, 2009).

Na alimentação do reator, para promover bom desempenho do processo de nitrificação, a relação DQO/N, mantida no efluente, foi menor que 3 (METCALF; EDDY, 2003). No processo de desnitrificação, a relação DQO/N foi ajustada em torno de 5 (METCALF; EDDY, 2003), com adição de etanol como fonte externa de carbono.

Monitoramento do procedimento experimental

O monitoramento do processo experimental foi realizado por meio de análises físico-químicas efetuadas no Laboratório de Saneamento da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, *campus* de Cascavel.

No monitoramento do reator, foram caracterizadas amostras coletadas no início e no fim das fases operacionais aeróbia e anóxica.

As amostras foram coletadas no reator através de seringa após a sedimentação do efluente, por um período de 10 minutos e centrifugadas a 5000 rpm por 15 minutos, para realização das análises físico-químicas.

Tabela 3 - Parâmetros físico-químicos avaliados no monitoramento do RSB e na caracterização do efluente de abatedouro bovino

Parâmetros	Unidades	Métodos
Temperatura	°C	Potenciométrico
pH		Potenciométrico
Alcalinidade total	mg CaCO ₃ L ⁻¹	2320 B – Titulométrico (APHA, 2005)
Oxigênio dissolvido	mg L ⁻¹	Potenciométrico
Demanda química de oxigênio (DQO)	mg L ⁻¹	5220 D – Colorimétrico (APHA, 2005)
Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)	mg L ⁻¹	4500 C – Titulométrico (APHA, 2005)
Nitrogênio amoniacal (NH ₄ ⁺)	mg L ⁻¹	4500 C – Titulométrico (APHA, 2005)
Nitrito (NO ₂ ⁻)	mg L ⁻¹	4500 NO ₂ I – Colorimétrico (APHA, 2005)
Nitrato (NO ₃ ⁻)	mg L ⁻¹	4500 NO ₃ I – Colorimétrico (APHA, 2005)
Sólidos Totais (ST)	mg L ⁻¹	2540 D – Gravimétrico (APHA, 2005)
Sólidos Totais Fixos (STF)	mg L ⁻¹	2540 D – Gravimétrico (APHA, 2005)
Sólidos Totais Voláteis (STV)	mg L ⁻¹	2540 D – Gravimétrico (APHA, 2005)
Sólidos Totais (ST)	mg L ⁻¹	2540 D – Gravimétrico (APHA, 2005)
Sólidos Totais Fixos (STF)	mg L ⁻¹	2540 D – Gravimétrico (APHA, 2005)
Sólidos Totais Voláteis (STV)	mg L ⁻¹	2540 D – Gravimétrico (APHA, 2005)

Ao final de cada batelada, foi determinada a concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) no lodo sedimentado, através da leitura da absorbância em espectrofotômetro a 700 nm de comprimento de onda (DAMASCENO, 2003). Foi fixada a concentração de sólidos suspensos voláteis em 10000 mg L⁻¹ no lodo do reator no início de cada batelada a ser testada a fim de estabelecer concentração de SSV na massa líquida do reator entre 2000 e 4000 mg L⁻¹ (USEPA, 1999).

Planejamento experimental e análise estatística

Foi elaborado um delineamento composto central rotacional (DCCR), tipo estrela ($\alpha = 45^\circ$), que compreendeu um fatorial (2^2) com os níveis (-1 e +1), os pontos axiais (-1,414 e +1,414) e três repetições no ponto central (0), o qual resultou em 11 ensaios.

Os níveis dos fatores analisados são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 - Níveis dos fatores experimentais utilizados no delineamento experimental

Fatores experimentais/Unidade		Variáveis codificadas				
		- α	-1	0	+1	+ α
Fator 1	Q ar ($L \text{ min}^{-1} L_{\text{reator}}^{-1}$)	0,025	0,125	0,375	0,625	0,725
Fator 2	[] i N _{amon} ($mg L^{-1}$)	80	100	150	200	220

$\alpha = (2^N)^{1/4} = 1,414$; N = número de variáveis independentes.

A matriz do delineamento experimental está descrita na Tabela 5.

Tabela 5 - Matriz do delineamento experimental

Ensaio	Variáveis codificadas		Variáveis descodificadas	
	Q ar ($L \text{ min}^{-1} L_{\text{reator}}^{-1}$)	[] i N _{amon} ($mg L^{-1}$)	Q ar ($L \text{ min}^{-1} L_{\text{reator}}^{-1}$)	[] i N _{amon} ($mg L^{-1}$)
1	-1	-1	0,125	100
2	1	-1	0,625	100
3	-1	1	0,125	200
4	1	1	0,625	200
5	0	0	0,375	150
6	0	0	0,375	150
7	0	0	0,375	150
8	0	-1,414	0,375	80
9	0	1,41	0,375	220
10	-1,414	0	0,025	150
11	1,414	0	0,725	150

As variáveis respostas avaliadas no processo de nitrificação foram a remoção de nitrogênio amoniacal, conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato e acúmulo de nitrito. No processo desnitrificação foram avaliadas as remoções de nitrito+nitrato e DQO.

A partir das eficiências obtidas pelas combinações do DCCR foi possível estabelecer as condições ideais de processo que proporcionaram as características desejadas no efluente do reator. Tais condições de processo foram a combinação de 200 $mg L^{-1}$ na concentração inicial de nitrogênio amoniacal e a vazão de ar de 0,5 $L \text{ min}^{-1} L_{\text{reator}}^{-1}$. O reator foi operado na combinação selecionada e

a qualidade final do efluente foi comparada com as legislações ambientais vigentes: Resolução CONAMA 430/2011, Portaria MS 518/2005 e Resolução CEMA 70/2009.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Caracterização do efluente do abatedouro bovino

Os valores médios referentes à caracterização físico-química do efluente de abatedouro bovino, tratado anaerobiamente, utilizado no experimento são apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 - Caracterização físico-química de efluente de abatedouro bovino após tratamento anaeróbio

Parâmetros	Unidade	\bar{x}	σ	CV (%)
pH		7,8	0,4	4,6
Alcalinidade Total (AT)	(mg CaCO ₃ L ⁻¹)	400,0	14,4	3,6
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	(mg L ⁻¹)	420,8	79,8	18,9
Oxigênio Dissolvido (OD)	(mg L ⁻¹)	0,6	0,1	10,2
Nitrogênio Total Kjeldhal (NTK)	(mg L ⁻¹)	255,6	55,7	21,8
Nitrogênio Amoniacal	(mg L ⁻¹)	238,0	44,9	20,8
Nitrito	(mg L ⁻¹)	2,6	2,4	23,4
Nitrato	(mg L ⁻¹)	4,2	0,9	21,2
Sólidos Totais (ST)	(mg L ⁻¹)	463,1	96,4	20,8
Sólidos Totais Fixos (STF)	(mg L ⁻¹)	269,5	62,4	23,1
Sólidos Totais Voláteis (STV)	(mg L ⁻¹)	196,1	36,1	18,4

Nota: \bar{x} = média; σ = desvio padrão; CV = coeficiente de variação.

Na Tabela 6 é possível observar que aproximadamente 93,2% dos compostos nitrogenados presentes no efluente tratado anaerobiamente foi encontrado na forma de nitrogênio amoniacal, o que indica processo de amonificação quase completo do nitrogênio orgânico no efluente bruto. A concentração de matéria orgânica em termos de DQO foi de $420,8 \pm 79,8$ mg L⁻¹. As relações DQO/NH₄ e AT/NH₄⁺ verificadas no efluente foram de 1,8 e 1,7, condições consideradas favoráveis à atividade nitrificante.

Eficiência no processo de nitrificação

O delineamento experimental e as variáveis respostas quanto à remoção de nitrogênio amoniacal, conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato e acúmulo de nitrito no processo de nitrificação são apresentadas na Tabela 7.

Tabela 7 - Delineamento experimental e variáveis respostas quanto à remoção de nitrogênio amoniacal, conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato e acúmulo de nitrito no processo de nitrificação (%)

Ensaio	Níveis reais dos fatores		Variáveis respostas		
	Q_{ar} ($L \text{ min}^{-1} L_{reator}^{-1}$)	$[] i N_{amon}$ ($mg L^{-1}$)	Processo de Nitrificação		
			Remoção N_{amon} (%)	Conv. de N_{amon} a NO_3^- (%)	Acúmulo de NO_2^- (%)
1	0,125	100	49,9	38,4	14,1
2	0,625	100	100	94,0	4,0
3	0,125	200	49,4	31,2	19,6
4	0,625	200	74,7	64,2	11,0
5	0,375	150	100	94,9	3,6
6	0,375	150	100	93,9	4,0
7	0,375	150	100	94,2	4,7
8	0,375	80	100	90,8	10,6
9	0,375	220	76,1	63,6	9,5
10	0,025	150	11,5	9,2	7,6
11	0,725	150	100	94,3	3,6

Na Tabela 7, é possível observar que houve variações nas eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal, conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato e acúmulo de nitrito, no processo de nitrificação, entre 11,5 e 100%, 9,2 e 94,9% e 4,0 e 19,6%, respectivamente.

As maiores remoções de nitrogênio amoniacal foram verificadas nos ensaios 2, 5, 6, 7, 8 e 11. Conversões de nitrogênio amoniacal a nitrato, superiores a 90%, foram observadas nos mesmos ensaios.

O aumento da vazão de ar e a diminuição da concentração inicial de nitrogênio amoniacal resultaram em maiores eficiências na remoção de nitrogênio amoniacal e total e conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato e menor acúmulo de nitrito.

O acúmulo de nitrito inferior a 20% pode ser indicativo de nitrificação completa. Logo, dentro dos intervalos de estudo pré-estabelecidos, as maiores eficiências, acima de 80%, foram atingidas nos níveis vazão de ar entre 0,375 e 0,725 L min⁻¹ L_{reator}⁻¹ e concentração inicial de nitrogênio amoniacal entre 80 e 200 mg L⁻¹.

O aumento das eficiências em relação à vazão de ar pode estar relacionado à concentração de oxigênio dissolvido disponível para a atividade nitrificante, proporcionado por maiores vazões.

Segundo Kargi e Moo-Young (1985), em muitos sistemas aeróbios, a disponibilidade de oxigênio para os microrganismos depende da transferência de massa. Em virtude da baixa solubilidade de OD na água, a velocidade de transferência de oxigênio, desde a bolha até as células, pode ser o fator limitante, o que determina a velocidade de conversão biológica; este fator também pode explicar o fato da variação no aumento da vazão de ar acima de 0,375 min⁻¹ L_{reator}⁻¹ não ter afetado significativamente a nitrificação.

Andrade et al. (2010) avaliaram o efeito de vazões de ar entre 1 e 3 L min⁻¹ e concentrações iniciais de nitrogênio amoniacal entre 40 e 100 mg L⁻¹ na nitrificação de efluente anaeróbio de abatedouro de peixes, em reator em batelada sequencial com volume útil de 2,5 L, operado com tempo de reação de 24 horas. A melhor condição operacional obtida pelos autores foi a combinação entre 70 mg L⁻¹ na concentração inicial de nitrogênio amoniacal e 2 L min⁻¹ na vazão de ar que proporcionou eficiência máxima de 85,6 ± 0,6%.

Zenatti et al. (2009) analisaram a eficiência de um reator em batelada sequencial de biomassa imobilizada com volume útil de 2,5 L no processo de nitrificação de efluente anaeróbio proveniente de abatedouro de tilápia. Os autores verificaram a influência da aeração com vazões de ar de 3 e 6 L min⁻¹ e tempo de reação de 6 e 12 h na conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato. A eficiência máxima de conversão de 81,9 ± 3,8% foi atingida quando o reator foi operado com vazão de ar de 6 L min⁻¹ e tempo de reação de 12 h na fase aeróbia, entretanto, o tempo de reação foi o único fator que apresentou significância no processo nas condições operacionais estabelecidas.

Eficiência no processo de desnitrificação

As remoções de nitrito+nitrato e DQO quanto ao processo de desnitrificação estão apresentadas na Tabela 8.

Tabela 8 - Remoções de nitrito + nitrato e DQO quanto ao processo de desnitrificação (%)

Ensaio	Níveis reais dos fatores		Variáveis respostas	
	Q_{ar} ($L \text{ min}^{-1} L_{reator}^{-1}$)	$[] i N_{amon}$ ($mg L^{-1}$)	Remoção de $NO_2^- + NO_3^-$ (%)	Remoção de DQO (%)
1	0,125	100	96,8	81,9
2	0,625	100	96,9	80,8
3	0,125	200	91,5	78,3
4	0,625	200	93,7	79,8
5	0,375	150	94,0	83,9
6	0,375	150	94,5	82,8
7	0,375	150	94,8	85,5
8	0,375	80	96,3	87,9
9	0,375	220	92,6	83,9
10	0,025	150	93,0	78,7
11	0,725	150	94,0	81,0

Na Tabela 8, é possível observar variações nas eficiências de remoção de nitrito+nitrato e DQO entre 91,5 e 96,9% e 78,3 e 87,9%, respectivamente. Resultados semelhantes foram obtidos por Kummer et al. (2011), ao avaliarem o processo de desnitrificação de efluente anaeróbio de abatedouro de tilápia em reator em batelada sequencial com volume útil de 2,5 L, operado com. No experimento, foi utilizada efluente proveniente de indústria processadora de mandioca, como fonte externa de carbono. Foram obtidas eficiências completas na remoção de nitrito e nitrato com relações DQO/N entre 3,2 e 5,4 e a remoção máxima de DQO no sistema de tratamento foi de 75%.

Costa et al. (2005) estudaram o comportamento de um reator em batelada sequencial com enchimento escalonado e volume útil de 1,3 m³, a fim de promover a remoção de DQO, nitrogênio e fósforo. O reator apresentou eficiência média de 82,0, 94,4, 71,4 e 64,5% na remoção de DQO, remoção de nitrogênio amoniacal no processo de nitrificação, remoção de nitrito e nitrato no processo de desnitrificação e remoção de fósforo no processo de fosfatação, respectivamente.

Parâmetros monitorados nos processos de nitrificação e desnitrificação

Durante os ensaios experimentais, foram realizados monitoramentos dos parâmetros temperatura, pH, alcalinidade, relação C/N e oxigênio dissolvido que exercem influência sobre os processos de nitrificação e desnitrificação.

A variação da temperatura nos ensaios durante a etapa experimental, no início e no fim de cada processo, é apresentada na Figura 2.

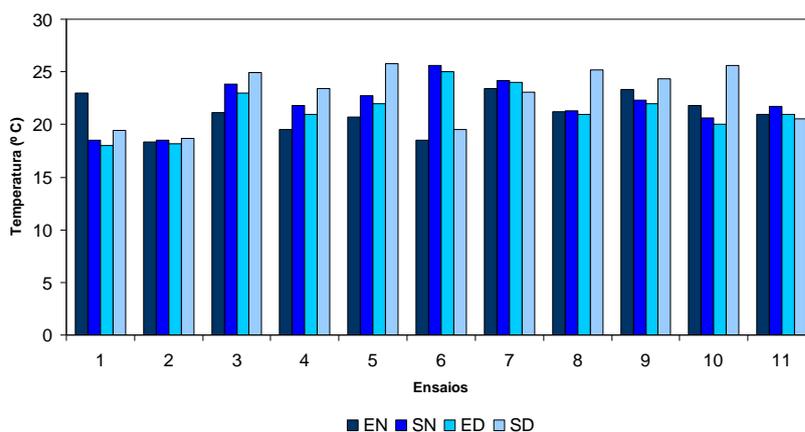
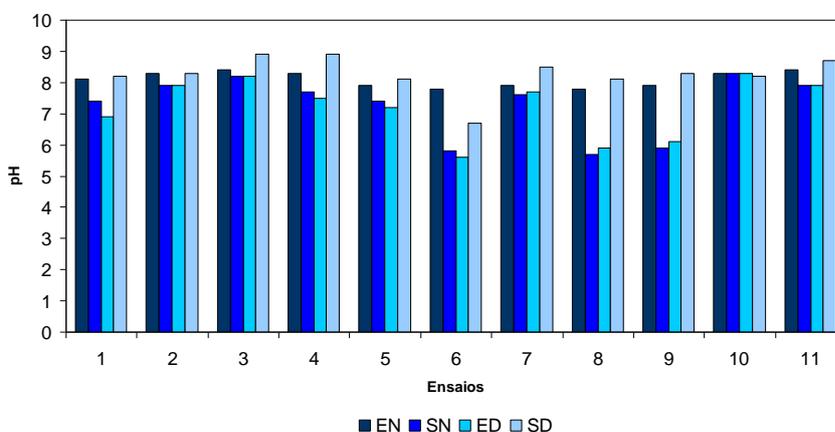


Figura 2 - Variação da temperatura no processo completo (nitrificação/desnitrificação) durante os ensaios experimentais.

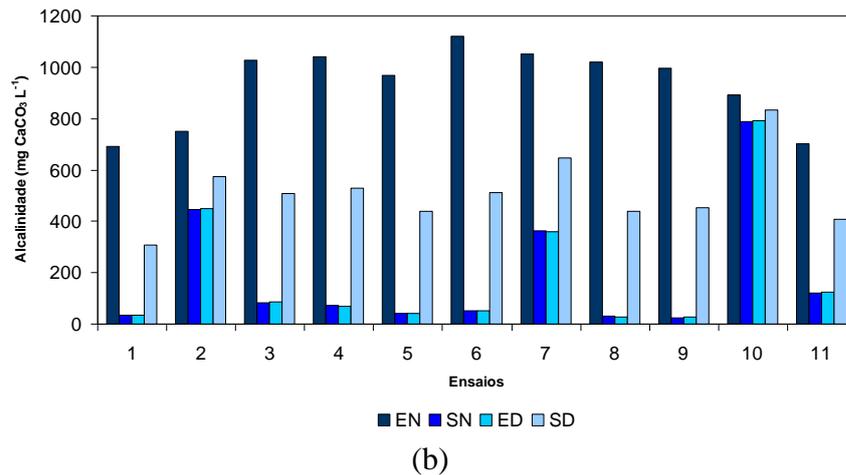
Nota: EN – entrada da nitrificação; SN – saída da nitrificação; ED – entrada da desnitrificação; SD – saída da desnitrificação.

Na Figura 2 é possível observar temperatura média de $21,8 \pm 2,3$ °C durante a realização dos ensaios. Segundo Henze et al. (2001), a faixa de temperatura ótima para a nitrificação apresenta valores entre 28 e 36 °C. A faixa de temperatura ótima para que ocorra a desnitrificação situa-se entre 25 e 35 °C (BARNES; BLISS, 1983). Na etapa experimental deste trabalho, apesar de apresentar faixa de temperatura inferior às indicadas como ótimas, tanto na nitrificação quanto na desnitrificação, a temperatura não foi considerada fator limitante no processo de remoção do nitrogênio em função das eficiências observadas.

O comportamento do pH e da alcalinidade durante os ensaios, no início e no fim de cada processo, são apresentados na Figura 3.



(a)



(b)
 Figura 3 - Monitoramento do (a) pH e (b) alcalinidade no processo completo (nitrificação/desnitrificação) durante os ensaios experimentais.

O efluente anaerobiamente tratado e utilizado na alimentação do reator apresentou valores de pH de $7,8 \pm 0,4$. Porém, na Figura 3, é possível verificar que nas entradas da nitrificação, os valores de pH variaram de 7,8 a 8,4 devido à adição de alcalinizante no sistema para correção de razão Alc/N para 7,14. Paredes et al. (2007) indicaram como faixa ótima de pH para oxidação do nitrogênio amoniacal entre 7,0 e 8,2.

As saídas da nitrificação apresentaram valores de pH e alcalinidade entre 5,8 e 8,3 e 25,0 e 446,8 mg CaCO₃ L⁻¹, respectivamente. Nas saídas da nitrificação, foram registrados a redução de pH e o consumo de alcalinidade em relação às entradas da nitrificação. As reduções no pH e o consumo de alcalinidade variaram de acordo com a eficiência no sistema de tratamento nas condições testadas. Houve diminuição nos valores de pH mais evidentes e maior consumo de alcalinidade quando atingidas as maiores eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal.

O pH variou de 5,6 a 8,2 nas entradas da desnitrificação. A maioria desses valores compreenderam a faixa ótima de pH para desnitrificação de 6,0 a 9,0, indicada por Surampalli et al. (1997). Os autores afirmaram haver redução significativa na velocidade de desnitrificação em valores de pH abaixo de 6,0 e acima de 9,0, principalmente devido ao aumento da produção de óxidos nítricos que são inibidores do processo.

Nas saídas de desnitrificação, os valores de pH variaram de 6,7 a 8,9, enquanto os valores de alcalinidade variaram de 306,5 a 646,7 mg CaCO₃ L⁻¹. Foram verificados aumentos nos valores de pH e geração de alcalinidade em relação aos valores obtidos ao final da desnitrificação.

O comportamento da concentração de oxigênio dissolvido durante os ensaios, no início e no fim de cada processo, é apresentado na Figura 4.

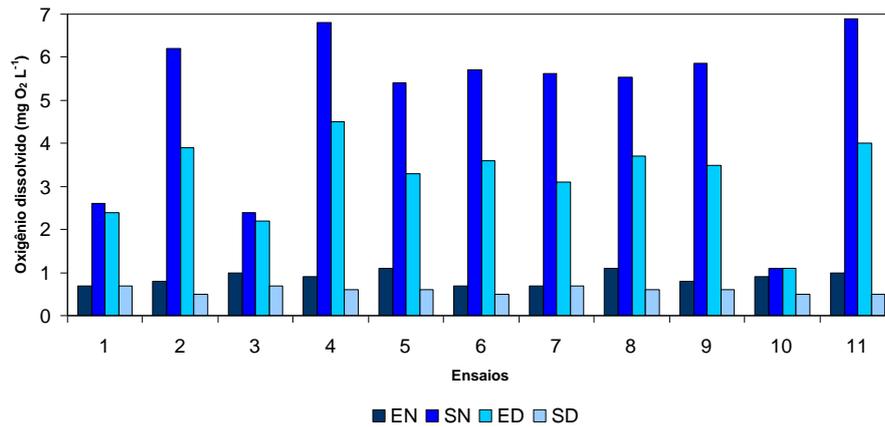


Figura 4 - Comportamento da concentração do oxigênio dissolvido no processo completo (nitrificação/desnitrificação) durante os ensaios experimentais.

Na Figura 4 é possível observar concentrações médias de oxigênio dissolvido de $0,9 \pm 0,1$, $4,9 \pm 1,9$, $3,2 \pm 0,9$ e $0,6 \pm 0,08$ mg L⁻¹ no início e no fim da nitrificação e desnitrificação, respectivamente. No processo de nitrificação, as concentrações de oxigênio dissolvido mantiveram-se acima de 2 mg L⁻¹, como recomendado por Surampalli et al. (1997) e promoveram o melhor desempenho das bactérias nitrificantes, independente da vazão de ar testada. Na desnitrificação, as baixas concentrações de oxigênio dissolvido verificadas (abaixo de 0,7 mg L⁻¹) favoreceram a remoção de nitrito e nitrato no sistema e atingiram eficiências superiores a 91,5%.

As relações DQO/N_{amon} registradas no início dos processos de nitrificação e desnitrificação são apresentadas na Figura 5.

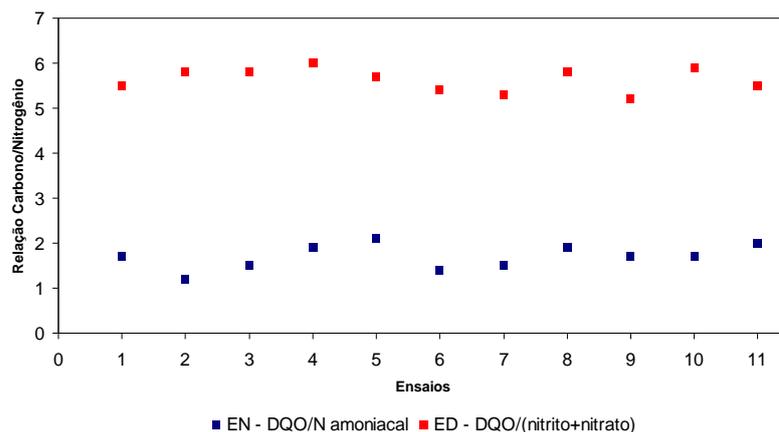


Figura 5 - Relações DQO/N_{amon} registradas no início dos processos de nitrificação e desnitrificação.

Na Figura 5 é possível observar que a relação DQO/N_{amon} média registrada no início do processo de nitrificação dos onze ensaios realizados foi de $1,7 \pm 0,3$. Em relações C/N superiores a 3, a nitrificação é inibida devido ao predomínio de microrganismos heterotróficos, que competem

com os autotróficos nitrificantes pelo oxigênio e nutrientes (ISOLDI; KOETZ, 2004). A relação $DQO/N_{(\text{nitrito}+\text{nitrato})}$ média registrada no início do processo de desnitrificação foi de $5,6 \pm 0,3$. Sob condições de relação C/N inferiores a 5, pode haver contribuição de formação de produtos intermediários indesejáveis, como o óxido nitroso (N_2O) provocado pela insuficiência de carbono orgânico como doador de elétrons (LEMAIRE et. al.; 2006).

Condições ideais de operação e adequação a legislação vigente

A partir das análises dos resultados obtidos, foi possível determinar as condições ideais de processo que proporcionaram as características desejadas no efluente do reator. Tais condições de processo foram a combinação de 200 mg L^{-1} na concentração inicial de nitrogênio amoniacal e a vazão de ar de $0,5 \text{ L min}^{-1} \text{ L}_{\text{reator}}^{-1}$.

Essa combinação, baseada no produto e nos processos envolvidos, foi selecionada por apresentar concentração inicial de nitrogênio amoniacal semelhante à concentração do efluente tratado anaerobiamente coletado na agroindústria e pelo fato de a vazão de ar proporcionar condição de oxigênio dissolvido suficiente para remoção completa do nitrogênio amoniacal nesse efluente.

A comparação entre a qualidade média obtida do efluente no período de operação nas condições ideais e a legislação ambiental vigente é apresentada na Tabela 9.

Tabela 9 - Comparação entre a qualidade do efluente e a legislação ambiental vigente

	Níveis reais dos fatores		Concentração efluente			
	Q_{ar} ($\text{L min}^{-1} \text{ L}_{\text{reator}}^{-1}$)	$[] i N_{\text{amon}}$ (mg L^{-1})	N_{amon} (mg L^{-1})	Nitrito (mg L^{-1})	Nitrato (mg L^{-1})	DQO (mg L^{-1})
Condições ideais	0,5	200	$12,3 \pm 0,4$	$2,3 \pm 1,1$	$5,4 \pm 0,5$	$245 \pm 23,1$
Portaria 518/2004			-	1,0	10,0	-
CONAMA 430/2011			20,0	-	-	-
CEMA 70/2009			-	-	-	60,0

Na Tabela 9 é possível averiguar que a concentração média de nitrogênio amoniacal do efluente de $12,3 \pm 1,1 \text{ mg L}^{-1}$, atendeu aos limites determinados nos padrões de lançamento da Resolução CONAMA 430/2011 (CONAMA, 2011), na qual é estabelecido o limite máximo de emissão de 20 mg L^{-1} para esse parâmetro. A qualidade do efluente não atendeu o limite máximo em termos de DQO estabelecido pela Resolução CEMA 70/2009 (CEMA, 2009) de 60 mg L^{-1} para o lançamento de efluente proveniente de frigoríficos. Em termos de qualidade do corpo hídrico

receptor, a concentração limite de nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato dependerá do pH da água e de seu enquadramento.

Para fins de reuso, a qualidade do efluente não atendeu ao limite máximo estabelecido pela Portaria MS 518/2004 de $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ de concentração de nitrito, porém, atendeu ao limite máximo de 10 mg L^{-1} de concentração de nitrato.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O sistema RBS, aplicado na remoção de nitrogênio, mostrou-se viável no pós-tratamento de efluente anaeróbico de abatedouro bovino, visto que apresentou níveis elevados de remoção de nitrogênio amoniacal e conseqüente minimização do impacto de sua disposição no meio ambiente.

Ambos os fatores avaliados, concentração inicial de nitrogênio amoniacal e vazão de ar, apresentaram efeitos significativos nos processos de nitrificação. Os melhores percentuais de remoção de nitrogênio amoniacal e total e conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato, acima de 80%, foram atingidos nos níveis vazão de ar entre $0,375$ e $0,725 \text{ L min}^{-1} \text{ L}_{\text{reator}}^{-1}$ e concentração inicial de nitrogênio amoniacal entre 80 e 200 mg L^{-1} .

A concentração média de nitrogênio amoniacal do efluente ($12,3 \pm 1,1 \text{ mg L}^{-1}$) obtida nas condições ideais de 200 mg L^{-1} , na concentração inicial de nitrogênio amoniacal e $0,5 \text{ L min}^{-1} \text{ L}_{\text{reator}}^{-1}$ na vazão de ar atendeu aos limites estabelecidos pelos padrões de lançamento exigidos na Resolução CONAMA 430/2011, que estabelece limite máximo de emissão de 20 mg L^{-1} para esse parâmetro. Porém não atendeu os padrões de lançamento para efluentes provenientes de frigoríficos em termos de DQO estabelecimos pela Resolução CEMA 70/2009 de 60 mg L^{-1} .

AGRADECIMENTOS

Agradecimentos a Fundação Araucária – Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico do Paraná – pelo auxílio financeiro.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDRADE, L.; KUMMER, A. C. B.; FAZOLO, A.; DAMASCENO, S.; HASAN, S. D. M. (2010). *“Influência de nitrogênio amoniacal e vazão de ar no processo de nitrificação, etapa de tratamento de efluente de abatedouro de peixe”*. Engenharia Agrícola, 30 (1), pp. 160-167.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT (1987). *“Norma NBR 9898 - Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores”*. Associação Brasileira de Normas Técnicas Águas e Efluentes Líquidos, Rio de Janeiro-RJ.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21. ed., APHA, Washington, DC-EUA.

ASLAN, S.; CAKICI, H. (2007). “*Biological denitrification of drinking water in a slow sand filter*”. *Journal of Hazardous Materials*, 148 (1-2), pp. 253-258.

BARNES, D.; BLISS, P. J. (1983). *Biological control of nitrogen in wastewater treatment*. E&F Spon, Nova York, Manhattan-EUA, 146 p.

BOUCHARD, D. C.; WILLIAMS, M. D.; SURAMPALLI, R. Y. (1992). “*Nitrate contamination of ground water sources and potential health effects*”. *Journal of the American Water Works Association*, 84 (9), pp. 85-90.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. (2005). *Resolução 357: Classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes*. Brasília.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. (2011). *Resolução 430: Condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA*. Brasília.

CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. (2009). *Resolução 70: Licenciamento ambiental para empreendimentos industriais*. Curitiba.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. (2004). *Portaria 518: controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade*. Brasília.

COSTA, T. B.; HOSSA, C. L.; HOFFMAN, H.; COSTA, R. H. R. (2005). “*Remoção biológica de nitrogênio e fósforo utilizando reator em batelada sequencial com enchimento escalonado*” in: Congresso Regional de I a IV Región de AIDIS, Assunción, Mai. 2005, 1, pp. 1-6.

DAMASCENO, S.; CEREDA, M.P; PASTORE, G.M.; OLIVEIRA, J.G. (2003). “*Production of volatile compounds by geotrichum fragrans using cassava wastewater as substrate*”. *Process Biochemistry*, 39, (4), pp. 411-414.

DONGEL, L. G. J. M. V.; JETTEN, M. S. M.; LOOSDRECHT, M. C. M. V. (2001). “*The combined Sharon/Anammox Process – A sustainable method for N-removal from sludge water*”. *Water Research*. Published by IWA, UK, 2001.

GAPES, D.J.; KELLER, J. (2009). “*Impact of oxygen mass transfer on nitrification reactions in suspended carrier reactor biofilms*”. *Process Biochemistry*, 44 (1), pp. 43-53.

HENZE, M.; HARREMOES, P.; ARVIN, E.; LA COUR JANSEN, J. (2001). *Wastewater treatment: biological and chemical processes*. 3. ed. Berlin: Springer, 430 p.

HOWARTH, R. W. (2004). “*Human acceleration of the nitrogen cycle: drivers, consequences and steps toward solution*”. *Water Science & Technology*, 49 (56), pp. 7-13.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Indicadores IBGE: estatística da produção pecuária. Rio de Janeiro, Dez. 2010. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/agropecuaria/producaoagropecuaria/abate-leite-couro-ovos_201003_publ_completa.pdf> Acesso em: 10 fev. 2011.

ISOLDI, L. A.; KOETZ, P. R. (2004). “Tratamentos biológicos para remoção de matéria carbonada e nitrogenada”. Revista Eletrônica do Mestrado em Educação Ambiental: Fundação Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 12 (4), pp.1-12.

KARGI, F.; MOO-YOUNG, M. (1985). “Transport phenomena in bioprocess”. Comprehensive Biotechnology, 2 (1), pp. 5-56.

KUMMER, A. C. B.; ANDRADE, L.; GOMES, S. D.; FAZOLO, A.; HASAN, S. D. M.; MACHADO, F. (2011). “Tratamento de efluente de abatedouro de tilápia com adição de manipueira na fase anóxica”. Engenharia Agrícola, 31 (1), pp. 150-157.

LEMAIRE, R. ; MEYER, R. ; TASKE, A. ; CROCETTI, G. R. ; KELLER, J. ; YUAN, Z. (2006). “Identifying causes for N₂O accumulation in a lab-scale sequencing batch reactor performing simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal”. Journal of Biotechnology, 122 (1), pp. 62-72.

METCALF, L.; EDDY, H. (2003). *Wastewater engineering: treatment and reuse*. 4. ed. Mcgraw-hill, Nova York, Manhattan-EUA, 1819 p.

PAREDES, D.; KUSCHK, P.; MBWETTE, T. S. A.; STANGE, F.; MÜLLER, R. A. KÖSER, H. (2007). “New aspects of microbial nitrogen transformations in the contest of wastewater treatment – a review”. Engineering in Life Science, 7 (1), pp. 13-25.

SANTOS, C. E. D.; TÉRAN, F. J. C.; VASCONCELOS, J. H. A., LUCAS, M. C. (2010). “Remoção anaeróbia de nitrogênio amoniacal por meio de reator com cultura fixa em meio suporte operando em batelada sequencial”. Engenharia Ambiental, 7 (2), pp. 190-203.

SPERLING, M .V. (2005). *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 3. ed. DESA/UFMG Minas Gerais-MG, 243 p .

SURAMPALLI, R. Y.; TYACI, R. D.; SCHEIBLE, O. K.; HEIDMAN, J. A. (1997). “Nitrification, desnitrification and phosphorus removal in sequential batch reactors”. Bioresource Technology, 61 (2), pp. 151-157.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. (1999). *Wastewater tecnology fact sheet sequencing batch reactors*. EPA.

WIMA, A. C. P.; FREIRE, R. H. F.; CALIJURI, M. C. (2007). “Dinâmica de nitrogênio em um sistema de lagoas de estabilização na região do Vale do Ribeira (São Paulo - Brasil)”. Engenharia Sanitária e Ambiental, 12 (2), pp. 169-180.

ZENATTI, D. C.; GOMES, S. D.; FAZOLO, A.; CONSTANZI, R. N.; HASAN, S. D. M.; GENTELINE, A. L. (2009). “Nitrificação de efluente de abatedouro de tilápia em função da aeração e tempo de reação”. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, 13 (6), pp. 750-754.