



Nitrificação de efluente de abatedouro de tilápia em função da aeração e tempo de reação¹

Dilcemara C. Zenatti², Simone D. Gomes³, Ajadir Fazolo³, Ricardo N. Costanzi³, Salah D. M. Hasan⁴ & André L. Gentelini⁴

RESUMO

A ocorrência de compostos nitrogenados em água residuária de abatedouro de tilápia acima dos limites legais, tem causado sérios problemas de poluição em corpos d'água receptores. O processo biológico para remoção dessas substâncias comumente encontradas sob a forma de nitrogênio amoniacal, é conhecido como nitrificação. Objetivou-se, com o presente trabalho, estudar o efeito do tempo de reação (TR) e da aeração na eficiência da remoção de nitrogênio amoniacal e na conversão do nitrogênio amoniacal a nitrato, de água residuária de abate de tilápia em um reator em batelada sequencial com biofilme. O experimento foi executado usando-se dois TR (6 e 12 h) e dois níveis de vazão de ar (3 e 6 L min⁻¹); avaliaram-se quatro tratamentos a partir da combinação dessas variáveis configuradas em um planejamento experimental do tipo factorial 2², sendo: T1 (QAr = 3 L min⁻¹ e TR = 6 h); T2 (QAr = 6 L min⁻¹ e TR = 6 h), T3 (QAr = 3 L min⁻¹ e TR = 12 h) e T4 (QAr = 6 L min⁻¹ e TR = 12 h), e quatro repetições para cada tratamento. Os resultados mais significativos foram para o tratamento T4, com o qual se obteve média de eficiência para conversão de amônio a nitrato e remoção de nitrogênio amoniacal de 57,27 ± 27,05% e 81,90 ± 3,80%, respectivamente.

Palavras-chave: aeração, tempo de reação, RBS, remoção de nitrogênio

Nitrification of tilapia slaughterhouse effluent according to the aeration conditions and reaction time

ABSTRACT

The occurrence of composts of nitrogen above the legal limits has been causing serious pollution problems in water receptor bodies. The biological process for removal of these substances commonly found in the ammoniacal nitrogen form is known as nitrification. The present study had as its objective the evaluation of the effects of the reaction time (TR) and of the aeration on the removal efficiency of the ammoniacal nitrogen and on the conversion of the ammoniacal nitrogen to nitrate in a nitrification process of the tilapia slaughterhouse effluent in sequential batch reactor with biofilm. The experiment was performed using two reaction times (6 and 12 h) and two levels of air flow (3 and 6 L min⁻¹), four treatments, starting from the combination of these two variables, were evaluated in an experimental planning of the factorial 2² type: being: T4 (QAr = 3 L min⁻¹ and TR = 6); T2 (QAr = 6 L min⁻¹ and TR = 6), T3 (QAr = 3 L min⁻¹ and TR = 12) and T1 (QAr = 6 L min⁻¹ and TR = 12), and four repetitions. The most significant results were obtained for treatment T4, where the efficiency for conversion of the ammoniacal nitrogen to nitrate obtained was 57.27 ± 27.05 and removal of the ammoniacal nitrogen was 81.90% ± 3.80.

Key words: aeration, reaction time, RBS, nitrogen removal

¹ Parte da Dissertação de Mestrado do primeiro autor, apresentada à UNIOESTE/Cascavel

² Doutoranda em Engenharia Agrícola/UNIOESTE. E-mail: dilzenatti@gmail.com

³ CCET/UNIOESTE, CEP 85819-110, Cascavel, PR, Fone: (45) 3220-3155. E-mail: imoned@unioeste.br, ajadir@gmail.com, ricardocostanzi@gmail.com

⁴ Engenharia de Pesca/UFAL, Polo Penedo, Av. Beira Rio, s/n, Centro Histórico, CEP 57200-000, Penedo, AL. Fone: (82) 3551-2784. E-mail: alah@unioeste.br, andregentelini@hotmail.com

INTRODUÇÃO

A aqüicultura é uma das atividades agropecuárias em expansão em todo o mundo. O potencial brasileiro se tem firmado devido a vários fatores, como abundância de água a baixo custo e extensão territorial, sendo uma alternativa para incrementar os índices de proteínas de origem animal e um importante fator de desenvolvimento sócio-econômico para o país (Souza, 2002). Com o aumento na produção de pescado cresceu também o número de plantas processadoras e, com isto o volume de efluente gerado. Com uma produção média de $20 \text{ m}^3 \text{ Mg}^{-1}$ de peixe, os efluentes líquidos do processo de produção e abate de peixes são constituídos, basicamente, de água com escamas, gordura e nutrientes e sobretudo matéria orgânica e nitrogenada, tendo alto potencial poluidor (Oetterer, 2002).

O lançamento de efluentes não tratados tem sido a causa de sérios danos ao meio ambiente. Uma das consequências dos impactos antrópicos nos ecossistemas aquáticos, é a ocorrência de acelerados processos de eutrofização, pelo seu enriquecimento por aporte de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, levando ao crescimento excessivo das plantas aquáticas, tanto planctônicas quanto aderidas, com conseqüente desequilíbrio do ecossistema aquático e progressiva degeneração da qualidade da água. (Figueiredo et al., 2007); entretanto, com a disseminação da ideia de desenvolvimento sustentável, cuja busca por lucros e a preocupação com o controle da poluição ambiental são paralelas, passou-se a pesquisar novas tecnologias de tratamento de efluentes.

A evolução dos sistemas de tratamento de efluentes agroindustriais disponibiliza a aplicação de tecnologias eficientes para a remoção da carga orgânica mas, para a remoção de nutrientes, ainda há necessidade de se aprimorar alternativas de incremento e melhoria dos resultados, de forma mais econômica possível; contudo, a redução dos teores nitrogênio permanece até hoje como um objetivo de qualidade dificilmente acessível às tecnologias mais simples de depuração, como as que fazem parte do tratamento secundário, passando a constituir o chamado tratamento terciário (Saraiva & Koetz, 2002).

Os compostos nitrogenados podem ser removidos de efluentes por intermédio de tratamentos químicos, físicos ou biológicos. Dentre os sistemas biológicos para a remoção de nitrogênio, o processo de nitrificação/desnitrificação é o que vem sendo estudado e utilizado há mais tempo; entre essas duas etapas, a nitrificação é aquela que necessita de maior atenção visto que envolve a necessidade de um suprimento de oxigênio suficiente para manter o processo em condições adequadas para o desenvolvimento das bactérias nitrificantes; além disso, as bactérias oxidadoras de amônio envolvidas no processo tem baixa velocidade de crescimento, o que delonga o período de partida dos reatores (Grunditz & Dalhammar, 2001).

Considerando a necessidade de se otimizar o processo de remoção de nitrogênio, o presente trabalho teve por objetivo avaliar os efeitos da aeração e o tempo de reação no processo de nitrificação em reator em batelada seqüencial (RBS) com biofilme, tratando efluente de abatedouro de tilápia, em escala de bancada.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado no Laboratório de Saneamento Ambiental da UNIOESTE – Campus de Cascavel, estado do Paraná, onde se montou um reator em escala de bancada utilizando-se tubo de PVC de 150 mm de diâmetro e 20 cm de altura com volume útil de 2,5 L. A parede interna do reator foi revestida com uma placa de espuma de poliuretana de 1 cm de espessura, massa específica de $0,023 \text{ g cm}^{-3}$, que serviu como meio suporte para o crescimento da biomassa bacteriana. Na Figura 1 se apresenta o esquema do reator.

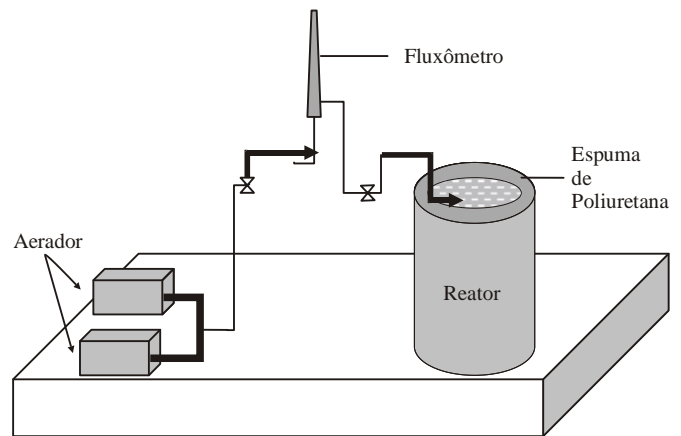


Figura 1. Esquema do reator aeróbio com biomassa imobilizada

Para aeração do reator utilizou-se um conjunto de dois aeradores de aquário, da marca Big-Air, modelo A-420, acoplados a um fluxômetro para controle da vazão de entrada de ar.

O reator recebeu primeiro o efluente originado da lagoa anaeróbia da indústria de abate de tilápia e operou com aeração prolongada por 20 dias, nesse período em que se retiraram amostras para verificação das concentrações de nitrogênio amoniacal e nitrato na entrada e na saída do reator, a fim de se determinar o início do processo de nitrificação, constatado com o aumento da concentração do nitrato no meio. Após este período se iniciaram as bateladas, que eram compostas de quatro etapas: enchimento (instantâneo, efetuado com o auxílio de uma proveta), fase aeróbia (6 e 12 h), sedimentação (2 h) e descarte (realizado por sifonação).

O experimento foi executado em dois tempos de reação ($TR = 6$ e 12 h) e dois níveis de vazão de ar ($Q_{Ar} = 3$ e 6 L min^{-1}). Avaliaram-se quatro tratamentos a partir da combinação dessas variáveis, configurados em um planejamento experimental do tipo factorial 2^2 , sendo: T1 ($Q_{Ar} = 3 \text{ L min}^{-1}$ e $TR = 6$ h); T2 ($Q_{Ar} = 6 \text{ L min}^{-1}$ e $TR = 6$ h), T3 ($Q_{Ar} = 3 \text{ L min}^{-1}$ e $TR = 12$ h) e T4 ($Q_{Ar} = 6 \text{ L min}^{-1}$ e $TR = 12$ h). Para cada tratamento se obteve um total de cinco bateladas, em que a primeira batelada era desconsiderada, sendo apenas para ambientar o reator às condições de trabalho; após cada batelada o volume de retirada de efluente tratado e de realimentação com efluente bruto, foi de 2,25 L.

A água residuária utilizada neste estudo proveio da lagoa anaeróbia de um abatedouro de tilápia, localizado na cidade de Marechal Cândido Rondon, estado do Paraná. Esta lagoa

era parte do sistema de tratamento de efluentes do abatedouro, composto de: tratamento preliminar (grades e peneiras), lagoa anaeróbia, duas lagoas facultativas e uma lagoa de maturação. A Tabela 1 apresenta uma caracterização da água residuária coletada da lagoa anaeróbia do abatedouro de tilápia.

Tabela 1. Caracterização da água residuária da lagoa anaeróbia do abatedouro de tilápia

Variável	Unidade	Valor obtido
DQO	mg O ₂ L ⁻¹	454
pH	mg L ⁻¹	7,0
ST	mg L ⁻¹	673,3
N - total	mg L ⁻¹	89,6
N - amoniacal	mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹	84,8
Nitrito	mg L ⁻¹	ND*
Nitrato	mg L ⁻¹	ND*
Fósforo total	mg L ⁻¹	61,5
Alcalinidade	mg L ⁻¹	435,0

* Não detectado

A água residuária utilizada no sistema de estudo apresentou uma relação alcalinidade/N-NH₄⁺ de 5,13 mg de alcalinidade, na forma de CaCO₃ por mg de N-NH₄⁺, abaixo portanto, do ideal que, segundo Horan (1990) deve ser de 7,14 mg de alcalinidade na forma de CaCO₃ por mg de N-NH₄⁺ a ser oxidado.

A fração de organismos nitrificantes decresce à medida que a relação C/N cresce. O efluente a ser tratado apresentou uma relação DQO/NTK de 5,1. Autores como Metcalf & Eddy (1991), sugerem, para o bom desempenho de processos de nitrificação, que esta relação esteja entre 5 (em processos combinados de carbono e nitrogênio) e 3 (em processos de nitrificação em estágios separados).

Fez-se delineamento experimental a partir de um planejamento no qual se adotou um sistema fatorial 2² (Tabela 2), cujos fatores foram vazão de ar (que entrava no reator) e tempo de reação (TR), nos seguintes níveis: 3 e 6 L min⁻¹ para vazão de ar e 6 e 12 h para o tempo de reação, configurando quatro tratamentos: T1 (QAr = 3 L min⁻¹ e TR = 6 h); T2 (QAr = 6 L min⁻¹ e TR = 6 h), T3 (QAr = 3 L min⁻¹ e TR = 12 h) e T4 (QAr = 6 L min⁻¹ e TR = 12 h), e quatro repetições para cada tratamento. Amostras foram coletadas no início e no final de cada ciclo e analisados os parâmetros N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻. Determinou-se a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺) e a conversão desta forma nitrogenada em nitrato (N-NH₄⁺ → N-NO₃⁻). Geraram-se, a partir dos dados coletados, modelos matemáticos, a fim de avaliar a influência dessas variáveis no processo de nitrificação.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Da análise da influência das variáveis buscou-se identificar, nas faixas investigadas, as melhores condições para a oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrato dando, como resposta, a eficiência de conversão de NH₄⁺ a NO₃⁻ e a remoção do nitrogênio amoniacal presente no efluente bruto.

Tabela 2. Matriz do planejamento fatorial 2² e dados experimentais da conversão de NH₄⁺ a NO₃⁻ e da remoção de NH₄⁺

Tratamento	Nº de ensaios	Condição		Conversão NH ₄ ⁺ — NO ₃ ⁻ (%)		Remoção NH ₄ ⁺ (%)	
		QAr	TR	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão
T1	4	3	6	1,87	3,84	24,12	5,9
T2	4	6	6	0,92	1,84	23,52	2,88
T3	4	3	12	33,36	16,81	66,80	12,50
T4	4	6	12	57,27	27,05	81,90	3,80

Experimentalmente, a maior conversão (97,66 %) foi observada quando se utilizou uma vazão de ar de 6 L min⁻¹, no tempo de reação de 12 h (T1), porém, este valor é bem discrepante em relação aos demais valores com este mesmo tratamento (Tabela 2). Mas, mesmo se levando em consideração os valores médios para os tratamentos, o tratamento T1 ainda é o que apresentou melhor eficiência com uma remoção de 57,27 ± 27,05% para a remoção de nitrogênio amoniacal o maior valor notado (85,26%) também foi para a vazão de 6 L min⁻¹ e tempo de reação de 12 h, valor próximo da média para o tratamento T4.

Saraiva & Koetz (2002) avaliaram a remoção de nutrientes em efluentes de parboilização de arroz em sistema de tratamento composto por um reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB) e um reator sequencial em batelada (SBR). O reator (SBR) operando em sistema de lodos ativados com ciclos de 6 h e tempo de aeração de 3 h apresentou eficiência de conversão de 4,94%, valor inferior ao encontrado para o tempo de reação de 12 h, superior, entretanto, ao valor médio encontrado no presente trabalho para o tempo de reação de 6 h. Em se tratando de eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal os autores obtiveram uma média de remoção de 83,47%, valor superior aos encontrados no presente trabalho.

Os valores encontrados para conversão do nitrogênio amoniacal a nitrato foram diferentes dos indicados para a remoção, sendo a qual foi muito maior que a conversão, este fato pode ser justificado pela possibilidade de ocorrência de etapas intermediárias, como a nitrificação, em que o nitrogênio amoniacal é convertido a nitrito, e é a etapa que precede a nitrificação, cujo nitrito é convertido a nitrato.

De acordo com Ferreira (2000) a nível bioquímico o processo de nitrificação envolve muito mais do que a oxidação sequencial da amônia para nitrito, pelas *Nitrosomonas*, e nitrito para nitrato, pelas *Nitrobacter*, várias reações intermediárias e enzimas estão envolvidas no processo; além disso, deve-se considerar a resposta dos organismos nitrificadores às condições do ambiente em que se encontram.

A Eq. 1 representa o modelo empírico da regressão linear dos dados experimentais ajustados para eficiência de conversão (%).

$$\text{Eficiência de conversão (\%)} = 23,36 + 21,96 \times \text{TR} + 5,74 \times \text{QAr} + 6,21\text{QAr} \times \text{TR} \quad (1)$$

O modelo de regressão linear para os dados de eficiência de conversão (%) apresentou um R² de 0,7411, significando que 74,11% da variação na eficiência de conversão são explicados pelo modelo apresentado. Conclui-se, através da aná-

lise dos efeitos, que apenas o TR influenciou significativamente na eficiência de conversão, para um intervalo de confiança de 95%. A Figura 2 representa a superfície de resposta para a conversão de $N-NH_4^+$ em $N-NO_3^-$.

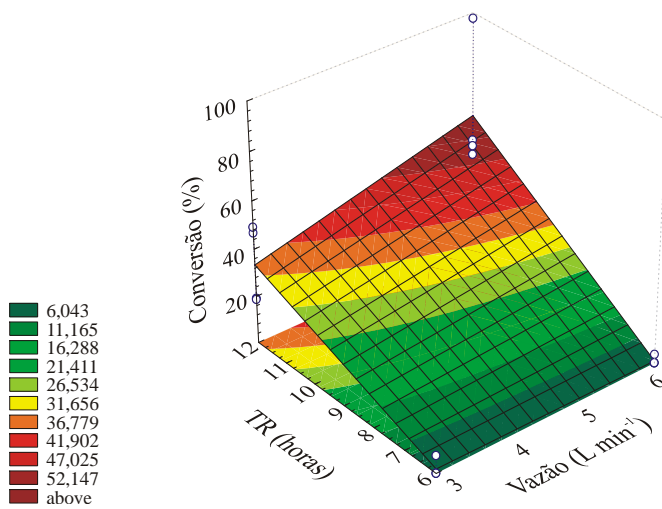


Figura 2. Superfície de resposta para a conversão de $N-NH_4^+$ em $N-NO_3^-$.

Observando a Figura 2, conclui-se que os melhores valores de conversão de $N-NH_4^+$ em $N-NO_3^-$ foram obtidos para o tempo de reação de 12 h e para vazão de ar de $6 L min^{-1}$, porém a conversão só se mostrou afetada significativamente pelo tempo de reação no intervalo de 95% de confiança.

Em experimento realizado por Callado & Foresti (2001), com RBS tratando esgoto doméstico sintético operando em ciclo de 12 h com período de reação aerado de 7 h, a eficiência na conversão (%) de nitrogênio amoniacal a nitrato apresentou média de 29%. Os autores associaram a baixa eficiência no processo de nitrificação à adição de acetato de sódio, feita visando à remoção biológica do fósforo.

A Eq. 2 representa o modelo empírico da regressão linear dos dados experimentais ajustados para eficiência de remoção de NH_4^+ do efluente.

$$\text{Eficiência de remoção (\%)} = 49,07 + 25,28 \times TR + 3,61 \times QAr + 3,94QAr \times TR \quad (2)$$

O modelo de regressão linear gerado a partir dos dados de eficiência de Remoção (%) indicou um R^2 de 0,9434, o que representa que 94,34% da variação na eficiência de remoção (%) do nitrogênio amoniacal são explicados pelo modelo apresentado. A análise dos efeitos para a eficiência de remoção (%) mostrou que a vazão de ar (QAr), o tempo de reação (TR) e a interação das duas variáveis, apresentaram influência significativa para um intervalo de confiança de 95%, mas também para este parâmetro, o tempo de reação foi o que apresentou ter maior influência. A Figura 3 representa a superfície de resposta para a eficiência da remoção de nitrogênio amoniacal.

Observando a Figura 3, conclui-se que os melhores valores para eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal foram obtidos para o tempo de reação de 12 h e para vazão de ar de $6 L min^{-1}$.

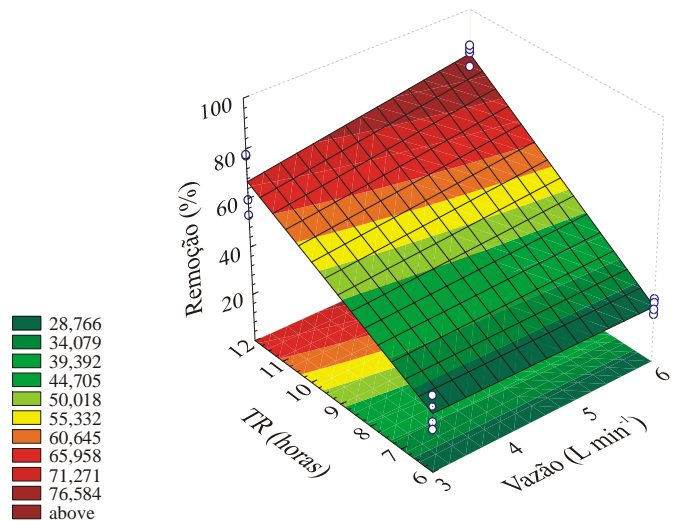


Figura 3. Superfície de resposta para a remoção (%).

Pereira-Ramirez et al. (2003), avaliando o desempenho na nitrificação de um reator biológico aerado (RBA), no pós-tratamento de águas residuárias de suinocultura provenientes de um sistema composto por reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) e filtro anaeróbio em série, obtiveram eficiência de remoção $N-NH_4^+$ de 99% em um tempo de detenção hidráulica (TDH) de vinte horas.

Neste estudo se desconsiderou a velocidade de transferência de massa através das fases gás-líquido. Segundo Kargi & Moo-Young (1985), em muitos sistemas aeróbios a disponibilidade de oxigênio para os microrganismos depende da transferência de massa. Em virtude da sua baixa solubilidade na água, a velocidade de transferência de oxigênio, desde a bolha até as células, pode ser o fator limitante, o qual determina a velocidade de conversão biológica; este fator também pode explicar o fato da variação no aumento da vazão de ar não ter afetado significativamente o processo de nitrificação.

Conforme Ferreira (2000), a taxa de crescimento das bactérias nitrificantes é afetada, sobretudo pelo tempo de residência, como esta taxa está relacionada ao consumo de substrato e, portanto, a atividade dos microrganismos fica evidente que o aumento no tempo de reação proporcionará melhor eficiência no sistema. Madigan et al. (2000), afirmaram que, sob condições ideais, o tempo de geração das bactérias do gênero *Nitrosomonas* é de 8 h, enquanto o das bactérias do gênero *Nitrobacter* é de 10 h. Fatores justificam o fato de que, com o aumento no tempo de reação, obtiveram melhores resultados na nitrificação.

CONCLUSÕES

1. O reator apresentou bom desempenho, tanto na eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal como na eficiência de conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato.
2. Pela análise dos resultados percebeu-se que o tempo de reação é um dos fatores limitantes para o processo de nitrificação em reator com biomassa imobilizada (biofilme).

3. Este trabalho é ponto de partida para a otimização do processo, que demanda investigação de outras variáveis, como produção de biomassa e caracterização da mesma, o que fica como sugestão para trabalhos futuros.

LITERATURA CITADA

- Callado, N. H.; Foresti, E. Removal of organic carbon, nitrogen and phosphorus in sequential batch reactors integrating the aerobic/anaerobic processes. *Water Science and Technology*, v.44, n.4, p.263-270, 2001.
- Ferreira, E. S. Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e desnitrificação biológica. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 27, 2000, Porto Alegre. Anais... Porto Alegre: UFRGS, 2000. p.1-25.
- Figueiredo, M. C. B. de; Teixeira, A. S.; Araújo, L. F. P.; Rosa, M. F.; Paulino, W. D.; Mota, S.; Araújo, J. C. Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização. *Engenharia Sanitária Ambiental*, v.12, n.4, p.399-409, 2007.
- Grunditz, C.; Dalhammar, G. Development of nitrification inhibition assays using pure cultures of nitrosomonas and nitrobacter. *Water Research*, v.3, n.2, p.433-440, 2001.
- Horan, N. J. *Biological Wastewater treatment systems: theory and operation*. Chichester: Wiley and Sons Publishing West Sussex. 1990. 310p.
- Kargi, F.; Moo-Young, M. Transport phenomena in bioprocess. *Comprehensive Biotechnology*, v.2, p.5-56, 1985.
- Madigan, M. T.; Martinko, J. M.; Parker, J. Brock – *Biology of microorganisms*, prentice hall international. Englewood Cliffs: Prentice Hall 2000. 991p.
- Metcalf; Eddy inc. *Wastewater engineering treatment, disposal, reuse*. 2.ed. New York: McGraw-Hill, 1991.
- Oetterer, M. *Industrialização do pescado cultivado*. Guaíba: Agropecuária, 2002. 200p.
- Pereira-Ramirez, O.; Antunes, R. M.; Quadro, M. S.; Koetz, P. R. Remoção da DQO e nitrificação em reator biológico aerado no pós-tratamento de águas residuárias de suinocultura. *Revista Brasileira de Agrociência*. v.9, n.3, p.279-286, 2003.
- Saraiva, L. B.; Koetz, P. R. Avaliação da remoção de nutrientes em efluente de parboilização de arroz. *Revista Brasileira de Agrociência*, v.8, n.3, p.259-264, 2002.
- Souza, M. L. R. de. Comparação de seis métodos de filetagem, em relação ao rendimento de filé e de subprodutos do processamento da Tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*). *Revista Brasileira de Zootecnia*, v.31, n.3, p.1076-1084, 2002.