

INFLUÊNCIA DA CARGA ORGÂNICA APLICADA NO PÓS-TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA POR CONTACTORES BIOLÓGICOS ROTATÓRIOS E REATOR ANÓXICO

ORGANIC LOADING RATE INFLUENCE IN THE SWINE SLURRY POST-TREATMENT WITH ROTATING BIOLOGICAL CONTACTOR-ANOXIC REACTOR SYSTEM

PEREIRA-RAMIREZ, Orlando¹; QUADRO, Maurizio S.²; ANTUNES, Rul M.³; KOETZ, Paulo R.⁴

RESUMO

A crescente produção de suínos está constantemente em conflito com o seu meio ambiente devido à inexistência de gestão ambiental direcionada ao ciclo da produção animal e ao setor industrial, mormente, devido ao manejo incorreto dos dejetos produzidos. Associados às grandes concentrações de animais confinados aparecem enormes despejos de matéria orgânica, nutrientes inorgânicos e emissões gasosas. O objetivo deste trabalho foi o de verificar o desempenho de um reator Contactor Biológico Rotatório (CBR) para a nitrificação do efluente de suinocultura, com tratamento anaeróbio anterior. Simultaneamente, foi verificado o desempenho da desnitrificação em um reator de biomassa fixa sob anóxia (RA), de modo a não entregar ao meio ambiente águas contaminadas com alto teor de nitrato. O CBR se mostrou capaz de remover, sob aplicação de cargas orgânicas variadas, o conteúdo amoniacal em 98% e associado ao RA conseguiu remoção de 76% do nitrogênio oxidado. Avaliou-se a remoção microbiológica dos grupos Coliformes fecais e *Salmonella choleraesuis*.

Palavras-chave: CBR, efluentes de suinocultura, nitrificação, desnitrificação.

INTRODUÇÃO

O bom manejo dos resíduos da atividade suinícola é prioritário nas regiões com alta densidade destes animais, onde problemas como: alterações das características do solo e a poluição hídrica, presença de insetos, emissões de maus odores permanecem sem solução (BELLI FILHO, 1997).

Os dejetos provenientes da suinocultura são compostos principalmente por fezes (alimentos não totalmente digeridos compostos por proteínas, carboidratos, lipídeos, etc), urina e água usada no manejo e limpeza das instalações (CHYNOWETH et al., 1999).

Os sistemas de tratamento convencionalmente utilizados no manejo de resíduos da suinocultura são a bioesterqueira ou a esterqueira convencional, seguidos de processos de estabilização por lagoas, sendo raramente encontrados os processos performantes anaeróbios e aeróbios, como o reator UASB e o de lodos ativados.

Os reatores anaeróbios em geral não produzem um efluente que se enquadre completamente nos padrões da legislação ambiental. O pós-tratamento aeróbio é necessário para completar a remoção da matéria orgânica e proporcionar

a remoção de constituintes pouco afetados durante o tratamento anaeróbio como nutrientes e patógenos (CHERNICHARO, 1997).

CAMPOS et al. (2000) comentam que o tratamento de dejetos suínos é normalmente realizado em lagoas de estabilização devido ao baixo custo de investimento, tendo como fase preliminar, a remoção de sólidos através do peneiramento e prensa desidratadora, com formação de tortas com umidade próxima a 25%. Muitas suinoculturas, por estarem implantadas em áreas reduzidas e não terem condições financeiras têm necessidade de tratar todos os dejetos (parte sólida e líquida) de maneira unificada. A maioria das suinoculturas do nosso país utiliza grande quantidade de água para lavagem, formando concentrações de sólidos variáveis entre 1000 e 30000 mg L⁻¹, tornando muitas vezes necessário o tratamento dos dejetos como efluente líquido.

A presença de nitrogênio nas águas residuais é indesejável por diversas razões. No caso da amônia livre, é tóxica para peixes e outros organismos aquáticos (SARAIVA, 2000), além de também estar envolvido no processo de eutrofização, representa um sério problema de saúde pública e animal quando é convertido a nitrato, forma associada à ocorrência da metahemoglobinemia e a formação potencial de nitrosaminas e nitrosamidas carcinogênicas (AWWA, 1990; MATO, 1996).

VILLAVERDE et al. (2001) ressaltam que as progressivas aplicações das mais severas regulamentações ambientais limitam a descarga do Nitrogênio Total (NT) e Fósforo (P) em 10,0 e 1,0 mg L⁻¹ respectivamente, fazendo-se necessárias alternativas mais eficientes para o controle da poluição.

LOPES (2000) informa que a otimização da remoção de nitrogênio tem sido tentada, integrando-se, de várias formas, diferentes sistemas de tratamento. O método mais utilizado para remoção de nitrogênio envolve os processos biológicos de nitrificação e de desnitrificação.

A nitrificação é um processo aeróbio no qual ocorre a conversão do nitrogênio amoniacal para nitrito e após, ocorre a transformação desse nitrito intermediário para nitrato (NOWAK et al., 1999). O principal microrganismo representante da primeira etapa é o gênero *Nitrosomonas* e o da segunda etapa é o gênero *Nitrobacter*. Em ambas as etapas, o nitrogênio amoniacal é a fonte de energia da bactéria, e é oxidado por um mecanismo de respiração

¹ Eng. Químico, MSc. em Eng. de Alimentos, doutorando em Biotecnologia - UFPel. Laboratório de Saneamento Rural - Faculdade de Engenharia Agrícola - UFPel - Campus Universitário, CP 354 CEP 96010-900 Pelotas, RS-Brasil, E-mail: opr@zaz.com.br.

² Eng. Agrícola Mestrando em Agronomia na área de Solos-FAEM - UFPel; Campus Universitário, CP 354 CEP 96010-900 Pelotas, RS-Brasil

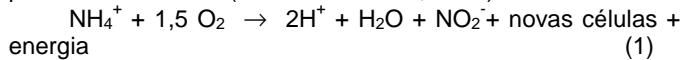
³ Químico Mestrando em Agronomia na área de Solos-FAEM - UFPel. Campus Universitário, CP 354 CEP 96010-900 Pelotas, RS-Brasil

⁴ Eng. Químico, Dr. Engenharia de Anti-polução. Prof. da UPF, Faculdade de Engenharia e Arquitetura - UPF Campus I Br 285 km 171 99001-970 Passo Fundo - RS

(Recebido para Publicação em 13/03/2003, Aprovado em 10/07/2003)

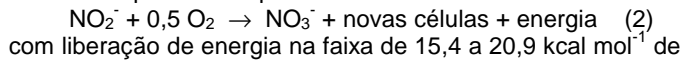
aeróbia (ABREU, 1994). A desnitrificação é um processo em que o nitrato e o nitrito são reduzidos para nitrogênio molecular (CERVANTES et al., 1999). A remoção do NT em uma estação de tratamento de águas residuárias, neste sistema de dois estágios, é a forma mais econômica (POCHANA & KELLER, 1999).

A seguir, é apresentada a equação estequiométrica para oxidação do nitrogênio amoniacal (N-NH₄) a nitrito (N-NO₂) pelas *Nitrosomonas* (SANTIAGO et al., 1997):



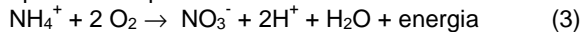
A liberação de energia livre desta reação foi estimada por vários pesquisadores e está situada entre 58 a 84 kcal mol⁻¹ ion amônio.

A reação de oxidação do nitrito a nitrato (N-NO₃) pela *Nitrobacter* pode ser expressa como:



com liberação de energia na faixa de 15,4 a 20,9 kcal mol⁻¹ de nitrito. Assim, a *Nitrosomonas* obtém mais energia por mol de nitrogênio oxidado do que a *Nitrobacter*, o que implica maior massa de células produzidas por mol de nitrogênio oxidado. Pesquisadores sugerem que a cada grama de nitrogênio oxidado, 0,17 g de células são formadas, correspondendo a 0,15 g de células de *Nitrosomonas* por grama de N-NH₄⁺ e 0,02 g de células decorrentes da oxidação do nitrito pela *Nitrobacter* (SANTIAGO et al., 1997).

A reação total para a oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrato pode ser expressa como:



Pela estequiometria das reações (1) e (2) verifica-se que a massa necessária de oxigênio para completar estas reações é de 4,57 g O₂ g⁻¹ de nitrogênio oxidado (N-NO_x), sendo necessários 3,43 g de O₂ para a oxidação do nitrogênio amoniacal e 1,14 g para o nitrito. O consumo de alcalinidade é de 7,14 g CaCO₃ g⁻¹ N-NH₄⁺ a oxidar (SANTIAGO et al., 1997).

Os fatores ambientais que influenciam a cinética da nitrificação são pH, alcalinidade, concentração de Oxigênio Disponível (OD) e relação entre a DQO e o conteúdo em NTK.

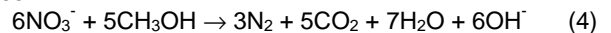
Segundo SARAIVA (2000), a desnitrificação é a conversão biológica do nitrogênio na forma de nitrato para as formas reduzidas como nitrogênio molecular, N₂, óxidos como N₂O e NO. O processo se desenvolve através de uma variedade de bactérias heterotróficas facultativas que podem utilizar o nitrato, invés do oxigênio, como receptor final de elétron. Isto pode ser facilmente visualizado na medida em que os compostos de carbono são quebrados similarmente em processos aeróbios, com a diferença de começar no estágio final da transferência de elétron. O termo desnitrificação anóxica pode ser mais apropriado do que desnitrificação anaeróbia. Entretanto, tem sido mostrado que sob condições de pH ácido a desnitrificação pode ocorrer na presença de oxigênio, enquanto que em reatores de biomassa fixa, assim como os de crescimento com biomassa suspensa, pode consistir de biomassa aeróbia na superfície e biomassa anóxica na camada mais interna, onde processos aeróbios e desnitrificantes podem ocorrer simultaneamente.

LOPES (2000) relata que a maioria das espécies isoladas responsáveis pela desnitrificação pertence ao gênero *Pseudomonas*, sendo encontrados também os gêneros *Alcaligenes* e *Flavobacterium*. A espécie *Thiobacillus denitrificans* é uma típica desnitrificante autotrófica.

As bactérias formadoras de amônia são capazes de, em condições anaeróbias, realizar a redução desassimilativa do nitrato para amônia (RDNA), competindo com as

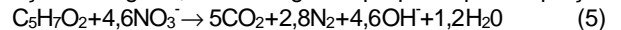
desnitrificantes por nitrato e outros nutrientes (QUEVEDO et al., 1996). A desnitrificação é altamente dependente da relação DQO:NTK, que se for elevada favorece a RDNA, já que em condições de limitação de receptores de elétrons, é favorecida a via que permite a eliminação de um número maior de elétrons. Em condições de limitação de substrato, a desnitrificação é favorecida, permitindo a obtenção de uma quantidade maior de energia por mol de substrato (ABREU, 1994). Na presença de fontes de carbono fermentescíveis ocorre aumento da amonificação (AKUNA et al., 1994; CERVANTES et al., 1999). Em alguns casos ocorre como produto final óxido nítrico ou nitroso, mas as causas que originam isto ainda não foram muito bem identificadas.

A reação estequiométrica que descreve a desnitrificação depende da matéria orgânica envolvida. Para o metanol, que é o mais utilizado e estudado como fonte de carbono externo, tem-se:



Esta equação indica que para um grama de nitrato reduzido, 2,47 g de metanol ou aproximadamente 3,7 g de DQO são consumidos, 0,45 g de novas células são produzidas e 3,57 g de alcalinidade são formadas (SARAIVA, 2000).

O nitrato também pode substituir o oxigênio na respiração endógena, com a seguinte proposta para equação:



Muitos investigadores afirmam que a desnitrificação é uma reação de ordem zero com nitrato baixo. A taxa de desnitrificação é dependente da temperatura, da concentração de OD, da concentração e da biodegradabilidade da fonte de carbono (SARAIVA, 2000). A taxa de desnitrificação sob condições aeróbias dependerá da fração anóxica do floco biológico e da disponibilidade de substrato de carbono. A taxa de desnitrificação decresce linearmente para zero quando a concentração de OD chega a 1,0 mg L⁻¹ (RANDALL et al., 1992).

A configuração clássica para remoção de nitrogênio consiste de três tipos de reatores: anaeróbio, aeróbio e anóxico, sendo estes, respectivamente, para amonificação do NTK, nitrificação e desnitrificação (LOPES, 2000).

Sistemas mistos do tipo anaeróbio/aeróbio, constituídos por UASB como unidades de pré-tratamento parecem ser uma alternativa viável para o tratamento dos efluentes por produzirem a mesma qualidade dos sistemas de lodo ativado convencionais e serem menos onerosos (COURA & VAN HAANDEL, 1999).

Os sistemas de lodo ativado promovem uma excelente remoção de matéria orgânica, sólidos e nutrientes. No entanto, são bastante onerosos pois necessitam de muita energia para aeração e de unidades adicionais de adensamento e digestão de lodo, além de produzirem muito lodo e de baixa concentração e alto grau de instabilidade (COURA & VAN HAANDEL, 1999). Em contrapartida, o reator Contactor Biológico Rotatório (CBR) apresenta algumas vantagens sobre os lodos ativados como: baixa demanda de energia e fácil manutenção, flexibilidade do processo, um maior grau de nitrificação pode ser alcançado pelo desenvolvimento de culturas bacterianas seletivas nos últimos estágios, a não necessidade de reciclo da biomassa e a biomassa tem geralmente boa sedimentação (RAMALHO, 1983). Neste processo de biomassa fixa em leito rotativo, as colônias de bactérias se fixam ao suporte e passam a crescer formando um biofilme, utilizando o oxigênio dissolvido no líquido, os nutrientes e demais componentes do substrato.

O CBR, também conhecido como reator de biodiscos, tem sido usado como tratamento secundário em função da sua capacidade de aderir colônias bacterianas ao seu suporte que, em geral, são sistemas plásticos corrugados montados em um eixo horizontal e colocados em um tanque (RAMALHO, 1983).

Neste processo de biomassa fixa rotativa, as bactérias nitrificantes se fixam no suporte e passam a crescer formando um biofilme que utiliza o substrato e o OD do líquido e do ar para o metabolismo. A absorção do oxigênio ocorre durante a rotação dos discos (SANTIAGO et al., 1997).

Os mananciais e fontes d'água podem ser contaminadas por dejetos suínos. O acúmulo e o extravasamento de dejetos ou o despejo ilegal desses resíduos em rios e a construção de esterqueiras próximas a essas fontes tem contaminado a água e interferido no desenvolvimento da vida em rios e lagoas. Há um aumento significativo na quantidade de bactérias, principalmente Coliformes fecais (*Citrobacter*, *Enterobacter*, *Klebsiella*, *Escherichia* e outras). A *Escherichia coli* pode ser considerada a de maior importância e patogenicidade para o homem e animais. Ela é responsável por severas enterites em humanos e pode também estar presente em alimentos provenientes das indústrias. Entre outros problemas microbiológicos oriundos dos dejetos suínos destaca-se a contaminação por *Salmonella*, sendo esta zoonose de importância mundial. A ampla distribuição do gênero *Salmonella* entre os animais e sua permanência no ambiente contribuem para que este microrganismo assuma um papel importante na saúde pública (WEISS et al., 2002).

O objetivo deste trabalho foi o de verificar o uso de um reator CBR, submetido à aplicação de diversas cargas orgânicas, para a nitrificação do efluente de suinocultura, que anteriormente sofrera tratamento anaeróbio. Simultaneamente, foi analisado o desempenho da desnitrificação em reator anóxico (RA), de modo a diminuir a concentração de nitrato no efluente a ser lançado ao ambiente. Ainda estudou-se o efeito de remoção de Coliformes fecais e *Salmonella choleraesuis* pelo reator.

MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi realizado no Laboratório de Saneamento Rural da Faculdade de Engenharia Agrícola (FEA) e as análises foram realizadas pelo Laboratório de Controle de Poluição do DCTA, da Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel na Universidade Federal de Pelotas (UFPeL), no Rio Grande do Sul – Brasil.

O efluente bruto era tratado por um reator UASB com tempo de detenção hidráulica (TDH) de doze horas e um filtro anaeróbio (FA) com um TDH de 8,5 horas. O efluente do FA era alimentado no CBR com as características apresentadas na Tabela 1.

O material nitrificado no CBR era recirculado por meio de bomba peristáltica para um reator de biomassa fixa (RA) de quatro litros, usando como suporte peças plásticas com área superficial específica de $450 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3}$. O índice de vazios do RA foi de 56%. Na parte superior do RA acontecia a mistura entre o efluente proveniente do sistema anaeróbio com o nitrificado. A vazão de alimentação do CBR se constituiu de $1,2 \text{ L h}^{-1}$ do sistema anaeróbio e de $1,2 \text{ L h}^{-1}$ do reciclo do CBR.

O CBR era composto de um reator feito de fibra de vidro e resina com volume de 27 L, com um eixo metálico, contendo 18 discos com 0,30 m de diâmetro, afastados em 1 cm, com as duas faces cobertas por espuma de polímero plástico. Os

discos tinham uma área total de $2,54 \text{ m}^2$ e área específica de $0,14 \text{ m}^2$ (Figura 1). Os discos tinham um nível de submergência de 40%. O sistema de rotação era realizado por um motor elétrico dotado de variador de velocidade, operando com 2 rpm. O reator CBR operava com uma vazão de alimentação de $2,4 \text{ L h}^{-1}$, tendo um Tempo de Detenção Hidráulica de 22,6 h.

Tabela 1 - Características do efluente na alimentação do reator CBR.

Parâmetros	Unidade	Valor Mínimo	Média	Valor Máximo
Temperatura	°C	23	28	32
pH		7,4	8,0	8,2
AVT	mg Hac L ⁻¹	278	327	420
Alcalinidade	mg CaCO ₃			
Total	L ⁻¹	2750	3340	3980
DQO _t	mg L ⁻¹	650	790	1010
DQO _s	mg L ⁻¹	420	528	734
ST	mg L ⁻¹	1025	1320	2160
SVT	mg L ⁻¹	710	880	1300
NTK	mg L ⁻¹	352	370	440
P	mg L ⁻¹	50	72	95

AVT: ácidos Voláteis totais; DQO: demanda química de oxigênio total; DQO_s: de demanda química de oxigênio solúvel; ST: sólidos totais; SVT: sólidos voláteis totais; NTK: nitrogênio total kjeldhal; P: fósforo total.

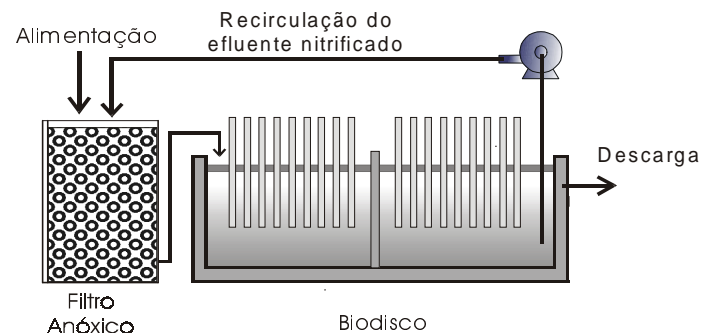


Figura 1 – Fluxograma do processo de remoção do carbono orgânico, nitrificação e desnitrificação.

O efluente foi condicionado pela adição de Bicarbonato de sódio para ter uma relação Alcalinidade/N-NH₄⁺ superior a $7,14 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1} \text{ mg}^{-1} \text{ N-NH}_4^+$, conforme recomendações de METCALF & EDDY (1991). O pH se manteve na faixa de 7,3 a 8,2 dentro do reator nitrificante. A temperatura foi mantida entre 25 e 32°C e o OD médio no líquido foi de $2,0 \text{ mg L}^{-1}$.

O CBR foi inoculado por biomassa de um RBA que operava numa instalação tratando efluentes de óleos vegetais, na dosagem de $4\ 200 \text{ mg L}^{-1}$ de SSV, e ainda por biomassa de um UASB que tratava efluentes de parboilização de arroz, na concentração de $60\ 000 \text{ mg L}^{-1}$ de SSV. O reator de biomassa fixa recebeu lodo de um UASB de uma unidade piloto, que se encontrava tratando efluente de suinocultura, em operação estável por cinco meses. O experimento foi conduzido durante 26 semanas, sendo que o período de adaptação e estruturação do biofilme foi de oito semanas e o período de coleta de dados foi de 18 semanas.

Os seguintes parâmetros foram analisados em média três vezes por semana: Demanda Química de Oxigênio total (DQO_t), Demanda Química de Oxigênio solúvel (DQO_s), pelo método de refluxo fechado, Alcalinidade Total e Parcial, Ácidoz Volátil Total (AVT), Sólidos Suspensos Totais e

Voláteis (SST e SSV), Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), Nitrogênio Amoniacal (N-NH₄), Nitrato (N-NO₃⁻), segundo a APHA (1995), exceto o pH que era lido por um potenciômetro Micronal B-474, a temperatura e o OD eram medidos através de um oxímetro digital, marca Oakton DO 100, diariamente.

O inóculo de *Salmonella choleraesuis* foi realizado na concentração de 10⁶ UFC 100 mL⁻¹ no afluente do RA. Foi monitorada a concentração dos grupos Coliformes fecais e *Salmonella choleraesuis* segundo o Standard Methods, 1995.

As amostras eram coletadas na alimentação do reator anóxico e na descarga do reator CBR, em recipientes de vidro previamente esterilizados.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A carga orgânica solúvel aplicada (B_s) ao CBR proveniente da descarga do sistema anaeróbio e do RA teve maior frequência entre os valores de 2,5 e 3,5 kg DQO m⁻² d⁻¹ (Figura 2), valores próximos ao de 2,6 kg m⁻² d⁻¹, usado por GRIFFIN et al. (1999) com efluente similar.

Existe uma correlação entre a carga solúvel, a carga total e a carga nitrogenada aplicada, como ilustrada na Figura 3. O reciclo do efluente nitrificado para a mistura com a descarga do FA dentro do RA se manteve na relação de 100%, razão similar ao do trabalho de ZWARGER et al. (2000), que testaram taxas de reciclo de 100 a 300% com sistema semelhante.

A relação DQO:NTK manteve-se, em todas as cargas aplicadas, dentro da faixa de 0,96 a 2,20; valores admitidos por METCALF & EDDY (1991) para conversão do nitrogênio a NO₃. Segundo SARAIVA (2000), a massa de microrganismos nitrificantes produzida por unidade de massa de substrato metabolizado é inferior em rendimento celular ao dos microrganismos heterotróficos, principais responsáveis pela remoção do carbono. Esta relação tem um forte impacto no equilíbrio da população dos microrganismos participantes do processo da nitrificação.

A Figura 4 ilustra a DQO da descarga do CBR, com valores entre 600 e 150 mg L⁻¹ para DQO_t, com média de 570 mg L⁻¹ e concentrações entre 400 e 170 mg L⁻¹ para DQO_s, com média de 285 mg L⁻¹. O CBR, apesar da aeração combinada, não conseguiu remover componentes orgânicos residuais na DQO, certamente devido à presença nos dejetos da suinocultura, de componentes complexos do tipo hemicelulose, lignina, celulose e outros, fato já comentado por ANDREADAKIS (1992).

A Figura 5 mostra uma tendência de que quanto maior a carga orgânica aplicada (até uma B_s de 4,5 kg DQO m⁻² d⁻¹), é menor a eficiência específica de remoção da DQO_t, provavelmente em função da limitação da área de contato dos discos, acontecendo a saturação dos poros e interstícios, diminuindo a transferência de oxigênio. Observou-se que o biofilme aderido cresceu de maneira regular durante todo experimento. Aconteceu periodicamente desprendimento de parte do biofilme, a camada mais externa pareceu mais sensível à carga e se despreendeu do suporte, a partir de determinada espessura, entre 0,5 mm e 0,6 mm, reiniciando a sua estruturação e aparentemente melhorando o desempenho específico dos discos durante a retomada.

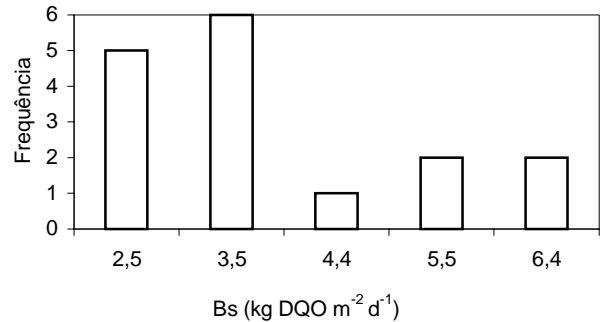


Figura 2 - Frequência de Distribuição da Carga Orgânica Solúvel Aplicada ao reator CBR.

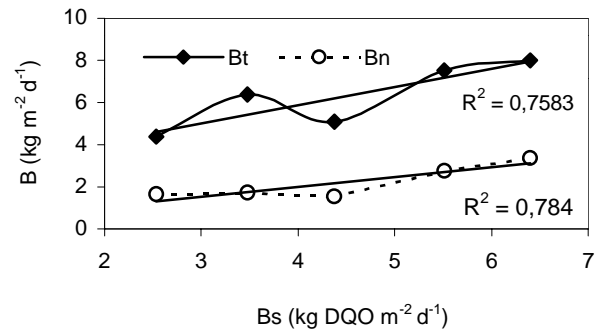


Figura 3 - Correlação entre a Carga Orgânica total e solúvel e a Carga Nitrogenada.

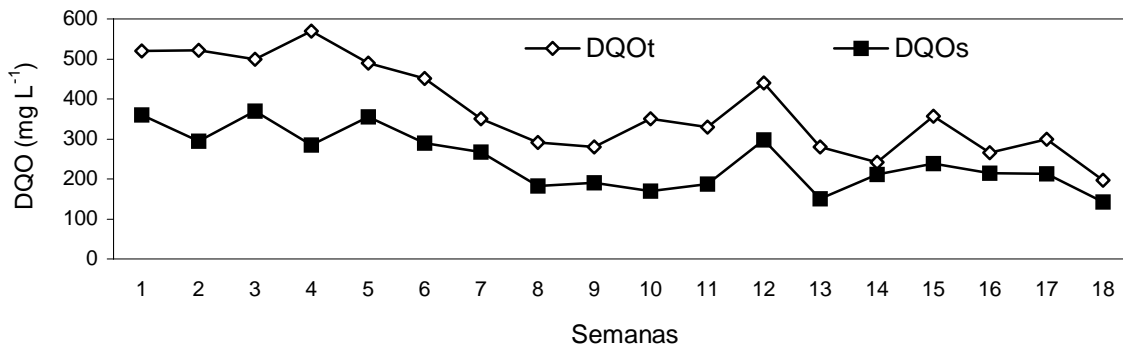


Figura 4 - Variação da DQO na descarga do reator em função do tempo de operação.

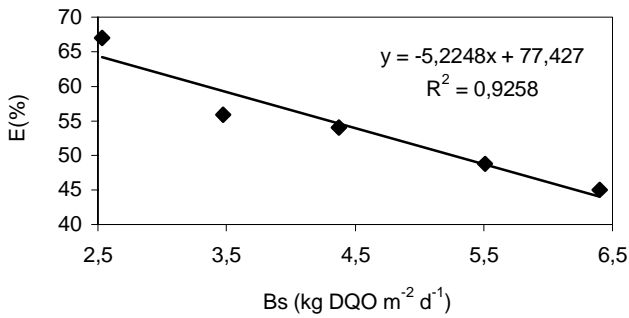


Figura 5 - Variação na eficiência de remoção da DQO_s conforme a B_s.

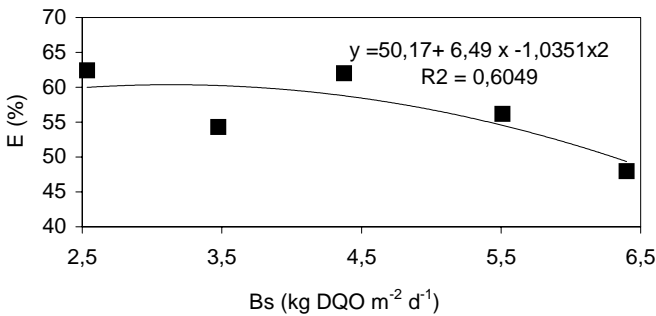


Figura 6 - Variação da eficiência de remoção da DQO_s conforme a B_s.

Na Figura 6 o efeito da redução da eficiência de remoção por colmatação dos poros não parece ser tão sensível com o aumento da carga orgânica solúvel, mantendo uma relativa estabilidade na eficiência de remoção da DQO_s. A DQO_s foi reduzida pela ação bioquímica do biofilme formado e da biomassa dispersa no líquido do reator.

A eficiência na redução das concentrações de ST dentro do CBR e do RA associado foi em média de 47% sendo que nas situações extremas se teve 16 e 89%.

As maiores eficiências de remoção de NTK e N-NH₄⁺ foram encontradas durante os períodos onde a B_s era menor (Figuras 7 e 8), até a carga de 4,5 kg DQO m⁻² d⁻¹, onde se observa tendência de decréscimo. Com menores cargas orgânicas, por se encontrarem as condições ambientais mais propícias para as bactérias nitrificantes, devido a menor concorrência das bactérias heterotróficas, a nitrificação costuma ser incentivada.

Segundo CARVALLO et al. (2002) a relação DQO:NTK do afluente é uma importante variável em sistemas em que acontece crescimento simultâneo das colônias nitrificantes e heterotróficas, nos quais os microrganismos competem pelo O₂. Uma alta relação DQO:NTK favorece o crescimento das heterotróficas, devido a sua maior taxa de crescimento específica quando comparada as nitrificantes. O mesmo autor, testando as relações DQO:NTK entre valores de 1 a 8, obteve resultados para remoção de amônia que variaram entre 99% e 65% na medida que aumentava a relação DQO:NTK partindo do valor 4. Operando numa relação DQO:NTK menor do que 3, o reator conseguiu remover 99,4% do N-NH₄⁺, converter 81,2% do NTK em nitrato e estabilizar os compostos orgânicos em 91,8%. A relação média DQO:NTK de 1,3:1 foi a que apresentou o melhor desempenho durante o trabalho de nitrificação em estudo, em quase todas as cargas aplicadas.

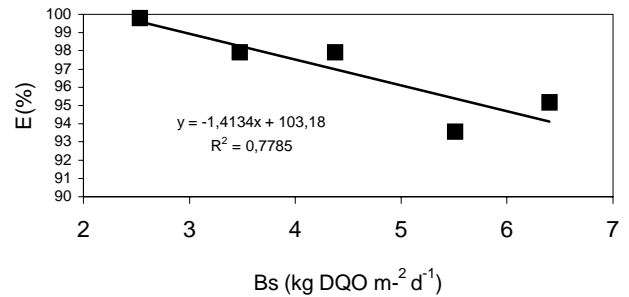


Figura 7 - Variação na eficiência de transformação do N-NH₄⁺ em função da B_s.

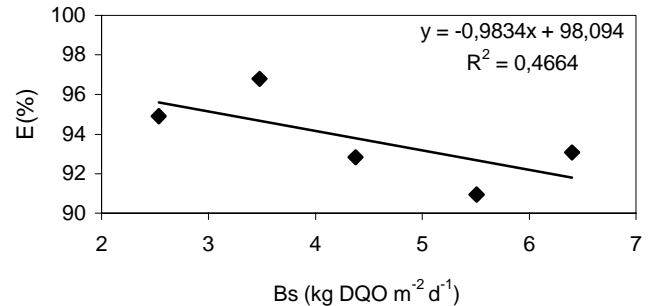


Figura 8 - Variação na eficiência de transformação do NTK em função da B_s.

A nitrificação e a remoção de matéria orgânica exigem uma colonização microbiana mista em sistemas de biofilme aeróbio de rápido crescimento, nos quais organismos heterotróficos são localizados na camada externa, enquanto organismos nitrificantes (mais lentos) podem ser encontrados dentro das camadas mais internas do biofilme (TIJHUIS, 1994a). O acentuado crescimento dos heterotróficos causa limitação na difusão e decréscimo na capacidade nitrificante do biofilme (TIJHUIS, 1994b). A condição apropriada para formar um biofilme é que o TDH seja conveniente (VAN BENTHUM, 1996).

A nitrificação se manteve em valores próximos a 70% enquanto a carga orgânica foi mantida em no máximo 4,0 kg m⁻² d⁻¹, o que permitia uma relação DQO:NTK ainda favorável à oxidação do nitrogênio. A Figura 9 mostra que a eficiência da nitrificação varia em função da carga aplicada.

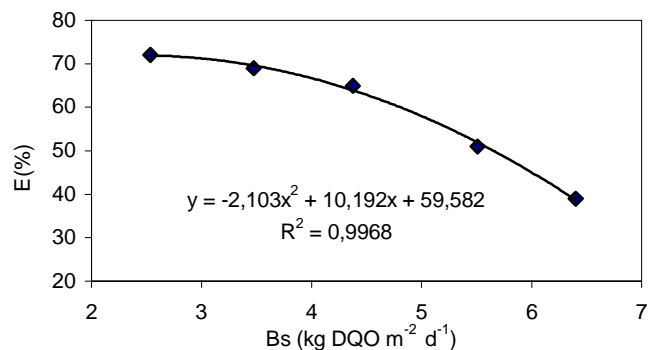


Figura 9 - Variação na eficiência de nitrificação, em função da B_s.

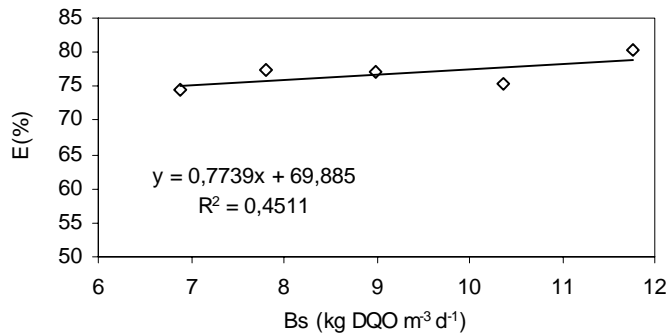


Figura 10 - Eficiência da desnitrificação em função da COA.

No reator anóxico, acontecia a mistura do reciclado com a descarga do sistema anaeróbio, para facilitar a desnitrificação. A Figura 10 mostra que no intervalo da carga operada não houve variação significativa na desnitrificação, tendo uma eficiência de redução média de 76%. O valor obtido é semelhante ao relatado por NIKOLAVCIC et al. (2000), que obteve 65% de remoção, com a taxa de reciclo de 100%, através do RA, mesmo com relações de NTK:DQO de até 0,10. Também foi obtido um resultado semelhante ao desta pesquisa, por PUJOL & TARALLO (2000), tratando esgotos, que conseguiu remoções de NO_3 entre 66,0 e 77,0%, quando a relação DQO:NTK era igual a 7.

Foi aplicada ao RA a velocidade superficial de $0,15 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, quando NIKOLAVCIC et al. (2000) estudando o efeito da velocidade sobre a estabilidade e espessura do biofilme, assumiram que valores de até $1,3 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, como sendo seguros para o não arraste da biomassa. A taxa de aplicação hidráulica no reator RA foi de $0,6 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3} \text{ h}^{-1}$.

A desnitrificação precisa de uma fonte de carbono orgânico, o qual é o doador de elétron a ser oxidado pelo nitrito ou nitrato. O doador de elétrons pode ser obtido pela adição de uma fonte de carbono externo ou pela utilização do carbono disponível no efluente a ser tratado (AKUNA et al, 1992). Neste trabalho não se obteve um melhor desempenho na remoção do nitrato, provavelmente por ser fonte de carbono o próprio efluente que se apresentava menos biologicamente degradável, por já ter sido grandemente estabilizado, pela perda de AVT, nos reatores anaeróbios preliminares (REDDY, 1998). Parte da oxidação da matéria orgânica responsável pela redução da DQO foi conseguida também pela utilização do OD do reciclado e pela redução do nitrato (ZWERGER et al., 2000).

PUJOL & TARALLO (2000), removeram $0,9 \text{ kg N-NO}_3 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ num reator anóxico que operava com taxa de reciclo de 250% e com velocidade de fluxo de $1,3 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. CHEN & CHEN (2000), relatam que a espessura do biofilme em filtro semelhante costuma ser de 400-700 μm com velocidade superficial aplicada de até $1,0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

Os valores dos nutrientes residuais na descarga do CBR foram de 54 mg L^{-1} para o P, 25 mg L^{-1} para o NTK e 190 mg L^{-1} para o nitrato. A remoção do fósforo obtida por incorporação a biomassa e precipitação no leito do reator foi de até 18%, menor do que aquele relatado por ZWERGER et al. (2000), que obtiveram remoções de até 30% em biofiltros.

As concentrações da DQO na descarga ficaram dentro das exigências ambientais para este tipo de efluente. A concentração de Coliformes fecais na descarga do CBR situou-se entre $0,93$ e $1,9 \cdot 10^3 \text{ NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$ e teve valores médios de $1,3 \cdot 10^3 \text{ NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$, magnitudes que tornam o efluente passível de ser lançado em corpos receptores da

classe 2, segundo resolução do CONAMA 20/86 (VON SPERLING, 1996). As concentrações da descarga do CBR em relação à *Salmonella choleraesuis* apresentaram valores médios de $1,6 \cdot 10^3 \text{ UFC } 100 \text{ mL}^{-1}$, sendo os valores extremos (superior e inferior) $1,1$ e $2,1 \cdot 10^3 \text{ UFC } 100 \text{ mL}^{-1}$ potencializando o reuso deste efluente na própria área de produção.

No entanto, as concentrações de nutrientes na descarga estão acima dos padrões limites de emissão da legislação ambiental, o que sugere mais estudos e novas tentativas de operação do sistema proposto. O líquido tratado entregue pelo sistema em avaliação é ainda passível de remoção química do fósforo residual, para reduzir o risco da eutrofização em receptores, e com isso, além da redução drástica de microrganismos patogênicos, que o tratamento biológico combinado propicia, ter-se-ia a chance do reuso integral da água tratada, em áreas de baixa oferta hídrica ou a sua disposição quando conveniente. Para a carga residual de nitratos é necessário estudo mais aprofundado do desempenho do RA.

CONCLUSÕES

O CBR operando com TDH de 22,6 horas, removeu em média 54% da DQO_t e 56% da DQO_s .

A carga orgânica aplicada tem forte influência no sistema de nitrificação do CBR. O reator CBR se mostrou capaz de remover a carga amoniacal em 96% com cargas aplicadas de até $7,0 \text{ kg DQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. A nitrificação no reator teve um valor médio de 73% com cargas de até $4,0 \text{ kg DQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

O reator de biomassa fixa RA conseguiu uma eficiência de 76% na remoção do nitrogênio oxidado, com cargas aplicadas de até $12,0 \text{ kg DQO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$.

Os níveis de remoção ofertados pelo CBR em relação aos microrganismos dos grupos Coliformes fecais e *Salmonella choleraesuis* permitiriam o reuso do efluente tratado.

O reator estudado pode ser uma alternativa para o pós-tratamento de águas residuárias de suinocultura, devido a suas vantagens de baixa demanda de área e de energia, boa estabilidade perante choque de cargas e baixo custo operacional em relação a outros sistemas convencionais.

ABSTRACT

*The swine production is constantly in conflict with the environment due to the inexistence of environmental administration addressed to the animal production and the industrial section, mostly by the incorrect handling of the dejects. Associated with the increased herds are large quantities of wastes, including organic matter, inorganic nutrients and gaseous emissions. The Rotating Biological Contactor reactor (RBC) used for swine slurry nitrification, with previous anaerobic treatment was studied. Simultaneously the denitrification action was verified in a fixed biomass reactor, with the aim to launch to the environment wastewaters with lower nitrate content. The CBR was capable of removing the ammonium load in 98% and since it was associated to the fixed biomass reactor, it achieved the oxidized nitrogen removal efficiency of 76%. The removal of faecal coliforms and *Salmonella choleraesuis* was also investigated.*

Key words: RBC, Swine slurry, nitrification, denitrification.

REFERÊNCIAS

- ABREU, L. M. Aspectos microbiológicos de los procesos de nitrificación-desnitrificación. In: TALLER Y SEMINARIO LATINOAMERICANO "TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES, III, 1994, Montevideo, **Anales...** Montevideo: Universidad de la República, 1994. p.55-63.
- AKUNA, J.; BIZEAU, C.; MOLETTA, R. Denitrification in anaerobic digesters: possibilities and influence of wastewater COD/N-NOX ratio. **Environmental Technology**, London, v.13, n.9, p.825-863, 1992.
- AKUNA, J.; BIZEAU, C.; MOLETTA, R. et al. Combined organic carbon and complete nitrogen removal using anaerobic and aerobic upflow filters. **Water Science and Technology**, London, v.30, n.12, p.297-306. 1994.
- AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA). **Water quality and treatment: a handbook of community water supplies**. 4. ed. New York: McGraw-Hill, 1990.
- ANDREADAKIS, A. D. Anaerobic digestion of piggery Wastes. **Water Science and Technology**, London, v.25, n.1, p.9-16, 1992.
- APHA, AWWA, WPCF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19. ed. Washington, DC. 1995.
- BELLI FILHO, P.; MARTIN, G. Processo para redução dos odores em fossas de armazenamento para dejetos de suínos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., 1997, Foz do Iguaçu, **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1997. CD – ROM.
- CAMPOS, C. M. M.; HARDOIM, P. C.; DAMASCENO, L. H. S. Tratamento anaeróbico de efluente de suinocultura em escala de bancada-tanque de equalização e acidificação e lagoa aerada facultativa. In: OFICINA E SEMINÁRIO LATINO-AMERICANO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA, VI, 2000, Recife, **Anais...** Recife: UFPE, 2000. v. 2. p.65-68.
- CARVALLO, L.; POIRRIER, P.; CHAMY, R. Nitrifying activity monitoring and kinetic parameters determination in a biofilm airlift reactor by respirometry. **Biotechnology Letters**, Toronto, v.24, n.24, p.2063-2066, 2002.
- CHEN, C-Y.; CHEN, S-D. Biofilm characteristics in biological denitrification biofilm reactors **Water Science and Technology**, London, v.41, n.4, p.147-154, 2000.
- CERVANTES, F.; MONROY, O.; GÓMEZ, J. Influence of ammonium on the performance of a denitrifying culture under heterotrophic conditions. **Applied Biochemistry And Biotechnology**, v.81, n.1, p.13-21, 1999.
- CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: DESA – UFMG, 1997. 246 p.
- CHYNOWETH, D. P.; WILKIE, A. C.; OWENS, J. M. Anaerobic treatment piggery slurry. **Asian- Australian Journal Animal Science**, Armidale, v.12, n.4, p.607-628, 1999.
- COURA, M. A.; VAN HAANDEL, A. C. Viabilidade técnica e econômica do digestor anaeróbico de fluxo ascendente (UASB) no sistema anaeróbico/aeróbico. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20º, 1999, Rio de Janeiro, **Anais...** Rio de Janeiro: ABES. 1999. CD-ROM
- GRIFFIN, P.; JENNINGS, P.; BOWMAN, E. Advanced nitrogen removal by rotating biological contactors, recycle and constructed wetlands, **Water Science and Technology**, London, v.40, n. 4-5, p.383-390, 1999.
- LOPES, L. F. **Remoção biológica de carbono e nitrogênio do efluente da indústria de arroz parboilizado**. Pelotas, 2000. 46p. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Agroindustrial)-Faculdade de Agronomia "Eliseu Maciel", Universidade Federal de Pelotas.
- MATO, A. P. **Determinação de nitratos, nitritos e prováveis fontes de contaminação em águas de poços e sua influência na metemoglobinemia infantil**. São Paulo, 1996. 122p. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública). Universidade Mackenzie.
- METCALF & EDDY INC. **Wastewater engineering treatment, disposal, reuse**. 3.ed. New York: McGraw-Hill, 1991.1334p.
- NIKOLAVCIC, B.; SCHWEIGHOFER, P.; KROISS, H. COD balance and nitrogen removal in a biofilter pilot plant. **Water Science and Technology**, London, v.41, n.4-5, p.69-76, 2000.
- NOWAK, O.; KÜHN, V.; MÜLLER, V. A comparison of different concepts of the running-in of nitrification and denitrification in activated sludge plants. **Water Science and Technology**, London, v.39, n.6, p.53-60, 1999.
- POCHANA, K.; KELLER, J. Study of factors affecting simultaneous nitrification and denitrification (SND). **Water Science and Technology**, London, v.39, n.6, p.61-68, 1999.
- PUJOL, R.; TARALLO, S. Total nitrogen removal in two-step biofiltration. **Water Science and Technology**, London, v.41, n.4-5, p.65-68, 2000.
- QUEVEDO, M.; GUYOT, E.; MUXI, L. Denitrifying potential of methanogenic sludge. **Biotechnology Letters**, Toronto, v.18, n.12, p.1363-1368, 1996.
- RAMALHO, R. S. **Introduction to wastewater treatment process**. 2.ed. San Diego: Academic Press, 1983. 580p.
- RANDALL, C. W. **Design and retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal**. Lancaster: Ed Lancaster Technomic Publishing Inc., 1992. 420 p.
- REDDY, M. **Biological and chemical systems for nutrient removal**. A Special Publication. Alexandria: WEF, 1998. 399p.
- SANTIAGO, V.; COELHO, E.; ZANETE, C. et al. Nitrificação em biodisco. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., 1997, Foz do Iguaçu, **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1997. CD – ROM.
- SARAIVA, L. B. **Remoção de nutrientes em efluente de indústria de parboilização de arroz**. Rio Grande, 2000, 81p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos). Departamento de Química, Fundação Universidade Federal do Rio Grande.
- TIJHUIS, L.; REKSWINKEL, E.; VAN LOODSDRECHT, M. C. M. et al. Dynamics of population in biofilm structure in the biofilm airlift suspension reactor for carbon and nitrogen removal. **Water Science and Technology**, London, v.29, n.10-11, p.377-84, 1994a.
- TIJHUIS, L.; VAN BENTHUM, W. A. J.; VAN LOODSDRECHT, M. C. M. et al. Solids retention time in spherical biofilms in a biofilm airlift suspension reactor. **Biotechnology and Bioengineering**, Hoboken, v.44, p.867-879, 1994b.
- VAN BENTHUM, W. A. J.; VAN LOODSDRECHT, M. C. M.; HEIJMEN, J. J. Control of heterotrophic layer formation on nitrifying biofilms in biofilm airlift suspension reactor. **Biotechnology and Bioengineering**, Hoboken, v.53, n.4, p.397-405, 1996.
- VILLAVERDE, S.; GARCIA-ENSINA, P.; LACALLE, M. L. et al. Nitrification-denitrification of UASB effluents highly loaded with nitrogen in an activated sludge reactor operated with short cycled aeration. **Water Science and Technology**, London, v.44, n.4, p.279-286, 2001.
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2ª ed. Belo Horizonte: Ed DESA-UFMG. 1996.

ZWARGER, B.; ARNOLD, E.; WILDENER, P. A Nutrient balance for combined nitrification and denitrification in biofilters, **Water Science and Technology**, London, v.41, n.4-5, p.91-95, 2000.

WEISS, L. H. N.; NONIG, R. B.; CARDOSO, M. Occurrence of Salmonella sp. in finishing pigs in Rio Grande do Sul, Brazil. **Pesquisa Veterinária Brasileira**, v.22, n.3, p.104-108, 2002.