

Organização



Universidade Federal
de Santa Catarina



Depto. de Eng. Química e
Engenharia de Alimentos

Apoio



Brasil Telecom



micronal



BIOSYSTEMS

CRQ-XIII

Vinícola Miolo
Vinícola Cordelier
Vinícola Panceri-SC

Vinícola Dal Pizzol-RS
Valmarino Vinhos Finos-RS
Vinícolas Cave de Amadeu-RS



SINAFERM 2003

XIV Simpósio Nacional de Fermentações

5 a 8 de agosto 2003 | Florianópolis, SC

10/02/04 SHC

Avaliação de Desempenho de Reator Misto Radial de Leito Fixo para Tratamento e Remoção de Nitrogênio de Esgoto Sanitário

G 214a

Luis Hamilton Pospissil Garbossa¹, Katt Regina Lapa¹ e Eugenio Foresti¹

¹Universidade de São Paulo – EESC – Hidráulica e Saneamento
Av. do Trabalhador São Carlense, 400 – 13566-590 São Carlos – SP - e-mail: garbossa@sc.usp.br

RESUMO

Este trabalho apresenta uma nova configuração de reator biológico, o Reator Misto Radial de Leito Fixo, para remoção de matéria orgânica e nitrificação de esgoto sanitário. O reator RMRLF, em escala de bancada, apresentou bom desempenho na remoção de matéria orgânica e nitrificação. A configuração adotada favoreceu a transferência de oxigênio para a massa líquida devido às características e disposição do leito fixo de matrizes de espuma de poliuretano, em seções concêntricas, e possibilitou a desnitrificação parcial dos efluentes. O reator apresentou eficiências de 84% e 95% na remoção de matéria orgânica em termos de demanda química de oxigênio e de nitrificação, respectivamente. O efluente final atingiu valores de demanda química de oxigênio (DQO), nitrito e nitrato de 54 mg.l^{-1} , $0,3 \text{ mg.l}^{-1}$ e $22,1 \text{ mg.l}^{-1}$, respectivamente. O efluente final apresentou concentração de nitrogênio amoniacal abaixo do limite de detecção do método utilizado.

INTRODUÇÃO

A cada ano, morrem aproximadamente 1,7 milhão de pessoas no mundo devido ao consumo de água não potável e por falta de saneamento e de higiene; na maioria dos casos devido a diarreias infecciosas (OMS, 2002). Confirma-se, assim, a importância do tratamento das águas residuárias como condição essencial ao bem estar e manutenção da saúde da população.

A busca por tecnologias eficientes e de baixo custo para tratamento e remoção de nitrogênio de águas residuárias é devida ao fato de as normas legais apresentarem a tendência de, no decorrer do tempo, tornarem-se mais restritivas. Ademais, quando se trata da saúde da população, é importante mais que seguir leis, promover o estado de bem estar a que todos têm direito. Compreende-se assim, a importância do desenvolvimento de sistemas para remoção de matéria orgânica e compostos nitrogenados de águas residuárias, que permitam congregiar processos eficazes e economicamente viáveis. Para que isso ocorra, é necessário o desenvolvimento continuado de propostas que possibilitem a obtenção desses efluentes e a melhor compreensão dos sistemas.

Se comparados a sistemas aeróbios convencionais, os sistemas combinados anaeróbio/aeróbio apresentam características promissoras, principalmente devido ao menor consumo de energia e à reduzida produção de lodo (Castillo *et al.*, 1997).

Vieira *et al.* (2000) obtiveram bons resultados na operação de um reator aeróbio radial, destinado à nitrificação de efluente de reator anaeróbio. Baseados nesse trabalho, concebeu-se o reator RMRLF que incorpora uma câmara anaeróbia para remoção da matéria orgânica.

1363352

240304

SYSNO	1363352
PROD	003157
ACERVO EESC	

7p.

Pretende-se, portanto, apresentar os resultados de desempenho do reator radial de leito fixo anaeróbio/aeróbio na remoção de matéria orgânica e nitrificação.

MATERIAL E MÉTODOS

Propõe-se nova configuração de reator radial com intuito de se obter, no mesmo reator, o tratamento anaeróbio e a nitrificação. Assim, o projeto do reator prevê outras câmaras com características específicas, conforme apresentado na Figura 1. O RMRLF foi construído em acrílico, com 25 cm de altura útil e 60 cm de diâmetro.

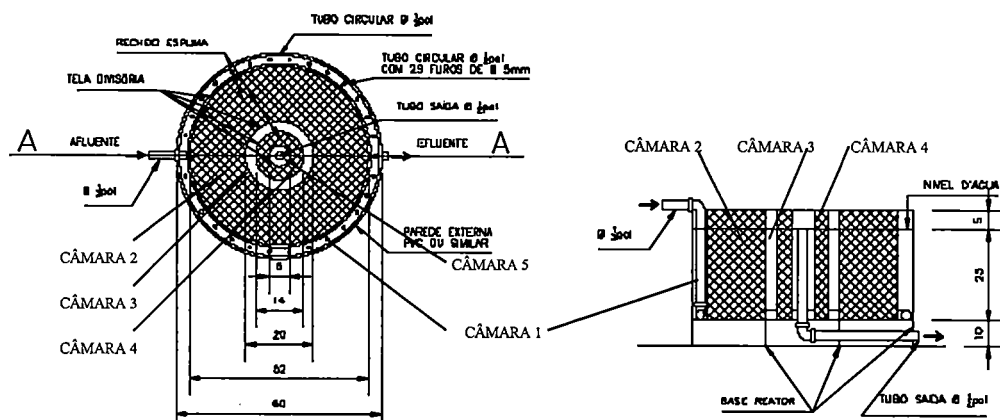


FIGURA 1 – Desenhos esquemáticos (planta baixa e corte) do RMRLF mostrando as principais características e componentes: Câmara 1 - distribuição do afluente; Câmara 2 - câmara anaeróbia/aeróbia; Câmara 3 - câmara de aeração; Câmara 4 - câmara aeróbia/anaeróbia; Câmara 5 - saída do efluente.

Na câmara 3, foram colocadas oito pedras porosas junto ao fundo, uniformemente distribuídas, ligadas a um compressor para promover a aeração e a agitação do líquido. As câmaras 2 e 4 foram preenchidas com cubos de espuma de poliuretano, com 1 cm de aresta, para a imobilização da biomassa. O volume útil do RMRLF foi considerado ser de, aproximadamente, 38 l, sendo de 30,9 l o volume útil da câmara 2, 4,1 l o da câmara 3, 2,3 l o da câmara 4 e 0,7 l o da câmara 5.

O leito fixo para imobilização da biomassa era constituído por matrizes cúbicas de espuma de poliuretano, com arestas de 10 mm, fornecidas pela empresa EDMIL Indústria e Comércio Ltda. Apenas a câmara 2 do RMRLF foi inoculada com lodo macerado, proveniente de reator UASB da Estação de Tratamento de Águas Residuárias de Abatedouro de Aves, da empresa Dacar Industrial S.A. A câmara 4 do RMRLF não foi inoculada pois, de acordo com a literatura, a colonização por microrganismos aeróbios ocorre rapidamente, sem necessidade de inóculo.

O reator foi alimentado com esgoto proveniente da rede coletora que passa pelo Campus da USP em São Carlos. Essa rede atende a USP – São Carlos e dois bairros do município, Vila São José e Vila Pureza.

A água residuária era recalçada durante 12 h por dia, através de uma bomba diafragma Ecosan BDN2 e armazenada em reservatório de 750 l. No interior do reservatório, foram instaladas duas telas com malha de 2 mm, para retirada de fração de sólidos em suspensão, de dimensões inconvenientes para o tamanho das unidades experimentais. Esse reservatório funcionou como tanque de equalização do esgoto afluente ao sistema.

O fornecimento da solução alcalina para a etapa de nitrificação era feita na câmara 3, com auxílio de bomba peristáltica, a qual fornecia a solução com vazão média de 0,5 l.h⁻¹.

O monitoramento do sistema foi feito através de análises de amostras coletadas em três pontos distintos: afluente, no líquido da câmara 3 e no efluente do RMRLF. As análises de DQO, nitrogênio total e amoniacal, nitrato, pH, ST (sólidos totais) e SST (sólidos suspensos totais) foram executadas segundo métodos preconizados pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1998). As análises de AVT (ácidos voláteis totais), como ácido acético, foram executadas de acordo com método descrito por DILALLO & ALBERTSON (1961). A alcalinidade foi determinada pelo método descrito por DILALLO & ALBERTSON (1961) e modificado por RIPLEY *et al.* (1986).

O reator foi operado durante 123 dias. Durante o período de partida, o RMRLF foi alimentado com vazão de 6 l.h^{-1} , sendo que essa vazão foi mantida durante a primeira condição de operação. Devido a dificuldades encontradas no controle da vazão afluente em função da inadequação da bomba para as vazões pretendidas, os resultados das análises ficaram prejudicados no intervalo do 55º ao 93º dia de operação. Esse intervalo de tempo foi denominado período de transição, pois, a dificuldade em controlar a vazão afluente resultou em instabilidade do processo de nitrificação. A fim de se obter nitrificação significativa do efluente da câmara 2, o TDH na câmara 4 foi aumentado para aproximadamente 4 horas, em relação ao volume útil do reator, a partir do 93º dia. Como as câmaras estão sequencialmente dispostas na posição radial, houve necessidade de se reduzir a vazão afluente ao sistema para $2,0 \text{ l.h}^{-1}$. Considerou-se, nesse cálculo, a vazão adicional de $0,5 \text{ l.h}^{-1}$ de solução de bicarbonato de sódio a partir da câmara 3, para atender à demanda por alcalinidade no processo de nitrificação. O TDH resultante, nesta segunda condição operacional, foi de 18 h, aproximadamente, correspondendo a 15,4 h na câmara 2, cuja vazão afluente era de 2 l.h^{-1} e a 2,8 h nas câmaras seguintes, sujeitas à vazão de $2,5 \text{ l.h}^{-1}$.

Uma foto da instalação experimental do RMRLF está apresentada na Figura 2, podendo ser observados o ponto de entrada do esgoto sanitário peneirado, a mangueira para fornecimento de ar comprimido e a canalização de saída do reator.

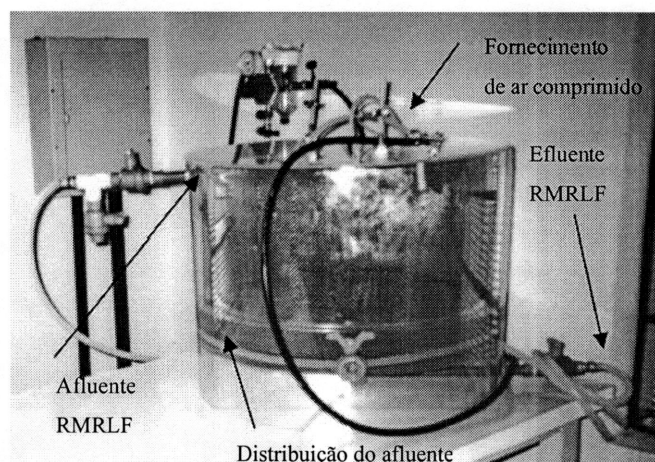


FIGURA 2 – RMRLF, em escala de bancada, utilizado na remoção da matéria orgânica e nitrificação do esgoto sanitário da Campus da USP em São Carlos.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

A temperatura ambiente da sala onde estava instalado o reator apresentou valor mínimo igual a $9,0^\circ\text{C}$ e máximo de $30,0^\circ\text{C}$, com valor médio de $19,8^\circ\text{C}$.

Na Figura 3, podem ser observados os valores de DQO do afluente, da câmara 3 e do efluente ao RMRLF, obtidos nos últimos 68 dias de operação do reator. A estabilidade do reator quanto à remoção de matéria orgânica carbonácea foi atingida rapidamente. Na Figura

3, são apresentados os valores da DQO total afluente, DQO total do interior da câmara 3 e DQO filtrada (DQOf) referentes à segunda condição de operação.

O valor médio de DQO efluente, após o equilíbrio do reator, na segunda condição, em que a nitrificação estava estabilizada, foi de $54 \pm 19 \text{ mg.l}^{-1}$, o que corresponde a eficiência de remoção de DQO aproximadamente 10% superior à obtida na primeira condição.

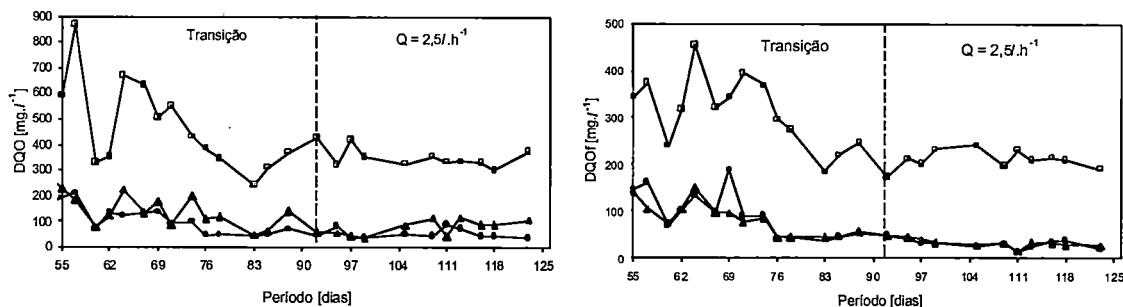


FIGURA 3 – Valores obtidos de DQO e DQOf afluente ■, na câmara 3 ▲ e no efluente do RMRLF ●.

A Figura 4 apresenta os valores obtidos de pH e de alcalinidade a bicarbonato (AB), para a segunda condição de operação do reator.

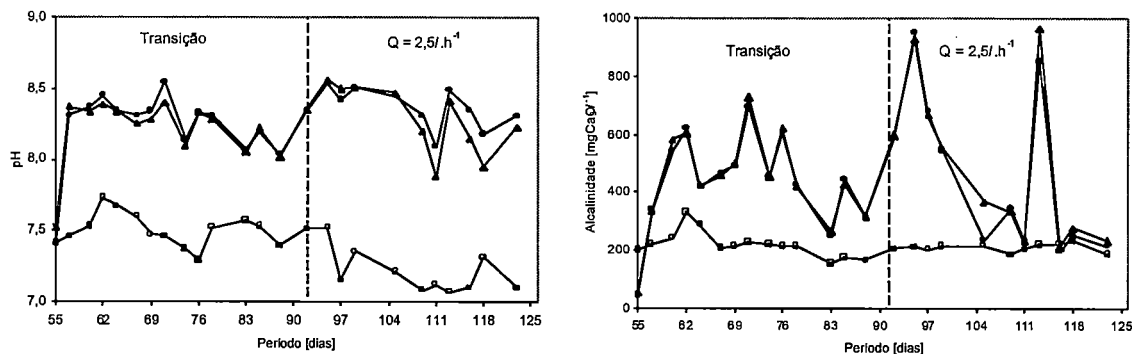


FIGURA 4 – Valores obtidos de pH e AB afluente ■, na câmara 3 ▲ e no efluente do RMRLF ●.

O início da nitrificação e conseqüente consumo de alcalinidade provocaram a queda do pH. Iniciou-se, então, a partir do 55º dia de operação, o fornecimento de bicarbonato de sódio, para se garantir a manutenção de alcalinidade e o valor de pH em níveis aceitáveis.

A partir do início do período de transição, houve grande variação nos valores de alcalinidade nas amostras da câmara 3 e do efluente do RMRLF. Essas variações foram causadas pelos problemas operacionais já relatados. Por outro lado, não havia a preocupação em dosar corretamente a solução de bicarbonato, pois o objetivo era apenas o de garantir a manutenção do pH e que não houvesse inibição na nitrificação.

O nitrogênio afluente ao sistema apresentava-se, em grande parte, como N-amon, o que pode ser observado pelos valores médios de N-NTK e N-amon iguais a $41 \pm 4 \text{ mg.l}^{-1}$ e $33 \pm 4 \text{ mg.l}^{-1}$, respectivamente. Na Figuras 5 estão apresentados, respectivamente, os valores obtidos de N-NTK e de N-amon, após o início da nitrificação no RMRLF.

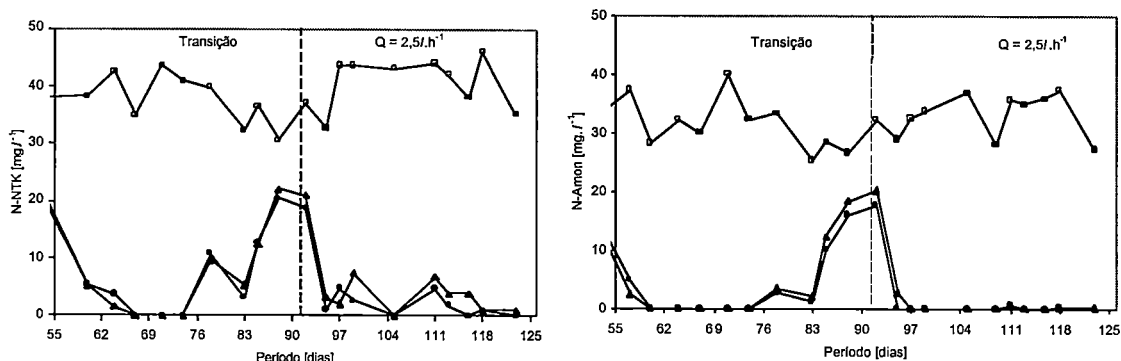


FIGURA 5 – Valores obtidos para N-NTK afluente ■, da câmara 3 ▲ e efluente RMRLF ●.

As eficiências de remoção de N-NTK e N-amon atingiram valores médios de 95% e 99%, respectivamente, após equilíbrio dinâmico aparente da nitrificação.

Na Figura 6, podem ser observados os resultados obtidos nas análises de N-NO_2^- e N-NO_3^- . O processo de nitrificação foi considerado estável apenas após 95 dias de operação.

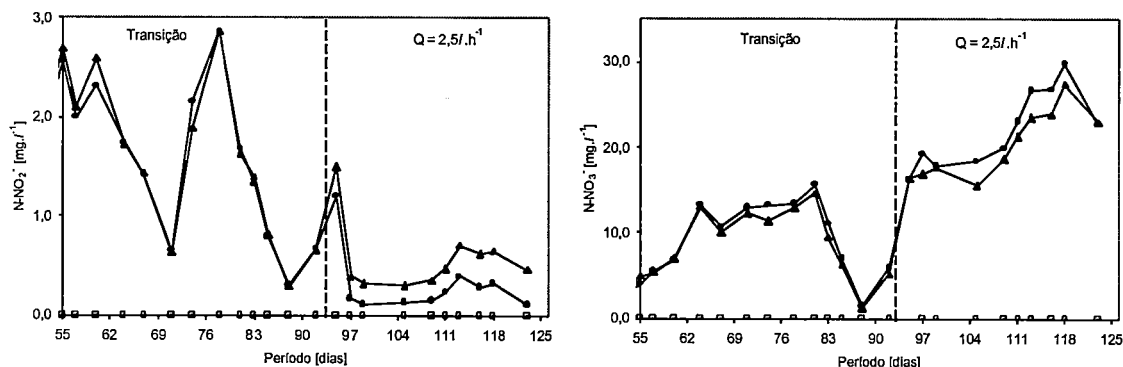


FIGURA 6 – Valores obtidos para N-NO_3^- afluente ■, da câmara 3 ▲ e efluente RMRLF ●.

Depois de atingido o equilíbrio no processo de nitrificação, a concentração de nitrito apresentou valores médios de $0,6 \pm 0,4 \text{ mg.l}^{-1}$ na câmara 3 e $0,3 \pm 0,3 \text{ mg.l}^{-1}$ no efluente do RMRLF. Os valores de nitrito foram sempre inferiores $1,0 \text{ mg.l}^{-1}$, não tendo havido acúmulo desse composto intermediário, indicando que a população consumidora de nitrito encontrava-se bem estabelecida no reator.

Embora tenha ocorrido também o processo de desnitrificação, os valores obtidos de N-NO_3^- apresentaram oscilações significativas, com tendência de aumento. O aparente desequilíbrio, devido ao aumento da concentração de nitrato no RMRLF, deve-se ao aumento da concentração de OD na câmara 5 a partir do 105º dia, até o final da operação.

A produção de N_2 não foi avaliada experimentalmente. No entanto, para efeito de balanceamento, foi considerado que o nitrogênio nas formas de nitrato e nitrito, eram desnitrificados, formando N_2 .

Para o balanceamento foram utilizados os valores médios obtidos na segunda condição de operação. A partir deles, foi estimada a quantidade de N_2 efluente do reator. Os cálculos de balanço de massa do nitrogênio possibilitaram o desenvolvimento da Figura 7.

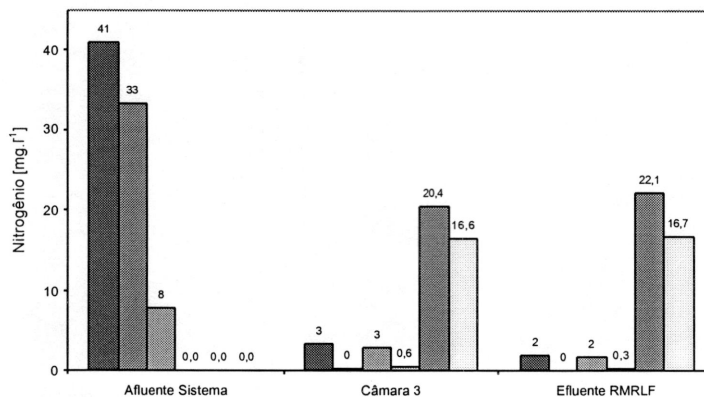


FIGURA 7 – Balanço de massa para o nitrogênio nos pontos de amostragem do sistema experimental com os valores de N-NTK, N-amon, N-org, N-NO2-, N-NO3- e N2.

O reator mostrou-se eficiente na remoção de N-amon, obtendo eficiência de 99%, cuja concentração no efluente final foi inferior a 1 mg.l⁻¹. Esses valores de concentração de N-amon estão dentro do valor máximo admissível, para o lançamento de efluentes que é de 5 mg.l⁻¹, conforme definido pela resolução CONAMA nº 20 (Brasil, 1986).

O nitrato produzido durante o processo de nitrificação foi parcialmente removido no próprio reator, apresentando concentração média final de 22,1 ± 4,5 mg.l⁻¹. Como a legislação atual não define a concentração de emissão, mas apenas os valores limites nos corpos receptores (Brasil, 1986), o lançamento de efluentes desse tipo de sistema nos corpos d'água dependerá da capacidade de diluição.

A desnitrificação observada no reator pode ser explicada pela ocorrência da SND (nitrificação/desnitrificação simultânea) com origem física, devido à existência de micro-sítios aeróbios, nos quais as bactérias nitrificantes estariam localizadas e de micro-sítios anóxicos, regiões em que as bactérias desnitrificantes estariam localizadas.

O potencial de oxi-redução (POR) pode ser utilizado como indicador dos processos microbianos que estão ocorrendo no biofilme. Os valores de POR encontrados na região onde ocorria a nitrificação foram inferiores aos encontrados por Bishop & Yu (1999), que obtiveram valores positivos na faixa de 300 a 400 mV, medidos com microeletrodos na interface entre o substrato e o biofilme. Esses baixos valores de POR devem-se, provavelmente, à ocorrência de vários processos físico-químicos e biológicos nos pontos de medida, entre eles, provavelmente a desnitrificação.

No 100º dia de operação foi feito um perfil de POR (Figura 8) no qual pode ser observado que, na câmara 1 e no início da câmara 2, onde desenvolveram-se processos predominantemente anaeróbios, o valor do POR era aproximadamente -300 mV. As medições de POR feitas nas câmaras 2 e 4, próximas à câmara de aeração, resultaram em valores muito próximos, em torno de -170 mV, indicando que, nesses pontos, os processos microbianos eram similares. Essa proximidade de valores se deve, provavelmente, à contra-difusão de OD da câmara 3 para a câmara 2, o que proporcionava ambiente similar nesses dois locais.

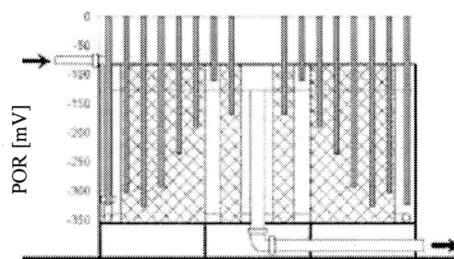


FIGURA 8 – Perfil de POR ao longo do RMRLF.

CONCLUSÕES

O RMRLF apresentou excelentes resultados na remoção de N-NTK e N-amon. A eficiência de remoção do N-amon foi de 99%, obtendo-se valor efluente médio abaixo do limite detecção do método.

Além da boa remoção de N-amon, as condições operacionais favoreceram o processo de nitrificação/desnitrificação simultânea (SND) no RMRLF. Esse processo foi responsável pela desnitrificação parcial do N-NO_3^- , que atingiu remoção máxima de 70%, aproximadamente. O principal motivo para a remoção de nitrato não ter se mantido constante no RMRLF foi a flutuação nos valores de OD, que atingiu concentrações elevadas, inibidoras da desnitrificação.

O RMRLF apresentou bom desempenho na remoção de matéria orgânica e na nitrificação de esgoto sanitário. Entretanto, ficou claro que o fator limitante para redução do TDH foi o volume destinado à nitrificação, que admitia a vazão máxima de $2,5 \text{ l.h}^{-1}$.

O sistema é de fácil operação e controle simples, quando são utilizadas bombas de dimensões adequadas para as vazões pretendidas.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à FAPESP pelo auxílio concedido para a realização deste trabalho, que está inserido no Projeto Temático sobre desenvolvimento de reatores mistos para tratamento de águas residuárias (Processo FAPESP Nº 2001/05489-0).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Bishop, P.L.; Yu, T. (1999), A microeletrode study of redox potential change in biofilms. *Water Science and Technology*, v.39, n.7, p.179-185.

Brasil. Leis, etc. (1986), Resolução n. 20 de 18 de junho de 1986. Estabelecimento de classificação das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional do Desenvolvimento Urbano e Meio ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 30 julho. Seção I, p.11356-60.

Castillo, A.; Cecchf, F.; Alvarez, J.M., (1997). A combined anaerobic aerobic system to treat domestic sewage in coastal areas. *Water Research*, v.31, n.12, p.3057-63.

Dilallo, R.; Alberton, O. E. (1961), Volatile Acids by Direct Titration. *Journal Water Pollution Control Federation*, v.33, p.356-65.

Organização Mundial da Saúde. (2002), Relatório anual da Organização Mundial da Saúde. <http://www.who.int/en/> (2002).

RIPLEY, L.E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C., (1986) Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. *Journal Water Pollution Control Federation*, v.58, n.5, p.406-11.

VIEIRA, L.G.T.; FAZOLO, A.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. (2000)., Desenvolvimento de reator aeróbio radial de leito fixo para remoção de nitrogênio de esgoto sanitário pré-tratado em reator anaeróbio. In:CHERNICHARO, C.A.L. (coordenador). Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios: coletânea de trabalhos técnicos. Belo Horizonte. P.135-42.