

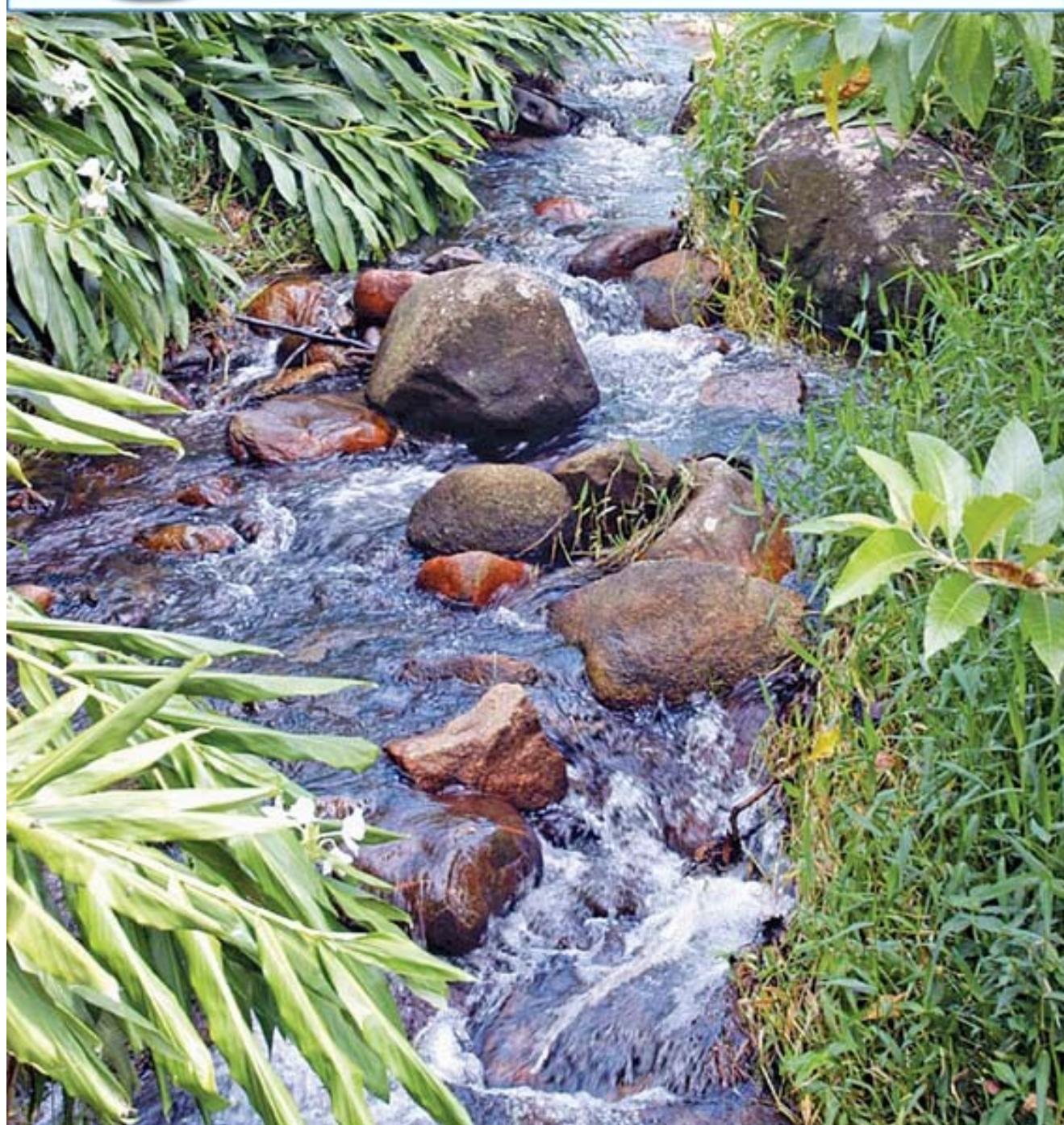
Sanare

REVISTA TÉCNICA DA SANEPAR

 SANEPAR

ISSN 0104-7175

V. 24 n.º 24 JANEIRO A JUNHO DE 2006



Expediente

Publicação da Companhia de Saneamento do Paraná
Disponível em: www.sanepar.com.br, em Publicações.

Conselho Editorial

Maria Arlete Rosa (presidente), Cleverson Vitório Andreoli, Cristóvão Vicente Scapulatempo Fernandes, Decio Jürgensen, Emilio Trevisan, Miguel Mansur Aisse, Nivaldo Rizzi, Samira Kauchakje, Tânia Lucia Gras de Miranda, Wilson Loureiro

Assessoria Técnica

Dulcinéia Mesatto

Unidade de Serviços de Comunicação Social

Lea Okseanberg

Coordenação Executiva

Ary Haro dos Anjos Jr.

Editora

Ivanilde Maria Muxfeldt Klais – DRT 1038 PR

Pareceristas desta edição

Bárbara Zanicoti Leite, Charles Carneiro, Cinthya Hoppen, Cláudia Vítola, Cristóvão S. Fernandes, Décio Jurgensen, Eduardo Pegorini, Emílio Trevisan, Harry Bollmann, Lílian Pérsia, Luís César Baréa, Luis Hamilton P. Garbossa, Miguel Aisse, Péricles Weber, Samira Kauchakje, Soraia Giordani, Tânia Lúcia Gras de Miranda, Wanderléia A. Coelho Madalena

Fotografia

Capa e contracapa: João Henrique

Arte e Diagramação

Carlos Eduardo Deitos

Fotolito/Impressão

Artes Gráficas Renascer Ltda.

Tiragem

2.500 exemplares

Correspondência

Rua Engenheiros Rebouças, 1376 - Rebouças - Curitiba - PR - Brasil - CEP 80215900
e-mail: ivanildemk@sanepar.com.br

Editorial 3

Estudo de um sistema hidráulico alternativo para injeção de água durante as descargas de fundo intermediárias na filtração ascendente

Maurício Luiz Sens
Luiz Carlos de Melo Filho
Ramon Lucas Dalsasso..... 4

Avaliação físico-química e bacteriológica da água de poços no município de Pirapora - Minas Gerais

Patrick Cláudio Nascimento Valim..... 13

Avaliação da qualidade do lodo da Estação de Tratamento de Água de Bandeirantes - PR

Marcelo Henrique Otenio
Diego Augusto Leme Correa..... 18

Avaliação de um sistema de tratamento de esgoto com recebimento intermitente de lodo de ETA por meio de Ralf e Filtro Biológico Aeróbio Convencional

Adalberto Carraro..... 25

Avaliação de dois sistemas de lagoas de estabilização do Samae de Iporã - PR

Waldir Medri
Rejane Helena Ribeiro da Costa
Vandir Medri..... 38

Comportamento de lagoa de polimento na Região Metropolitana de Curitiba e possibilidade de uso de lentilhas d'água para melhoria da qualidade do efluente

Luis César Baréa
Pedro Alem Sobrinho..... 46

Avaliação da higienização de lodo de esgoto anaeróbio através do tratamento ácido e alcalino

Ivaldete Tijolin Barros
Antonio Carlos Saraiva da Costa
Cleverson Vitório Andreoli..... 61

Avaliação de tratamento integrado de esgotos sanitários e de lodo de tanques sépticos em um Ralf - um estudo de caso

Mário Tachini
Paulo Belli Filho
Adilson Pinheiro..... 70

Nossa capa: Morretes - PR

Ficha Catalográfica

Catálogo na Fonte
Sanare/Companhia de Saneamento do Paraná. V.23
Curitiba: Sanepar, 2005 - Anual
ISSN 0104-7175
1.Saneamento. 2.Sanare - Periódico. I.Sanepar
Companhia de Saneamento do Paraná

Nesta edição da **Sanare – Revista Técnica da Sanepar** apresenta-se os resultados do estudo que avaliou o desempenho de um sistema hidráulico alternativo de Descargas de Fundo Intermediárias com injeção de água na interface pedregulho/areia na filtração direta ascendente. Foi identificado incremento de carreira de cerca de 5 horas, com aumento efetivo da produção de água. O sistema hidráulico apresentou bom desempenho, equiparando-se a sistemas já existentes.

Na realização do trabalho Avaliação físico-química e bacteriológica de poços no município de Pirapora – MG, que avaliou a qualidade da água de três poços, encontrou-se ferro, manganês, pH, turbidez, coliformes totais e fecais em desacordo com a Portaria 518. As contaminações podem ser explicadas por irregularidades na construção dos poços e das fossas e pela manutenção inadequada dos mesmos.

A pesquisa Avaliação de um sistema de tratamento de esgoto com recebimento intermitente de lodo de ETA por meio de Ralf e Filtro Biológico Aeróbio Convencional avaliou o impacto do lançamento de lodo de ETA, através da rede coletora, na ETE Sul, localizada em Londrina-PR e concluiu que quanto à remoção de DBO, a eficiência média da ETE, durante o período de recebimento deste lodo, foi de 89,8%. Sem o lodo, a eficiência foi de 87,2%.

Nesta edição também são apresentados, os resultados da avaliação de desempenho de dois sistemas de lagoas de estabilização, operadas pelo Samae de Ibiporã-PR. Foram avaliados: matéria orgânica (DBO e DQO), sólidos e coliformes totais. A lagoa facultativa apresentou baixo desempenho quanto á remoção da poluição carbonácea. As lagoas anaeróbias removeram cerca de 85% da DBO5, com tempo de detenção hidráulica em torno de 10 dias.

O trabalho Comportamento de lagoa de polimento na Região Metropolitana de Curitiba e possibilidade de uso de lentilhas d'água para

melhoria da qualidade do efluente, buscou conhecer e avaliar a melhoria da qualidade do efluente da lagoa de polimento, por meio deste sombreamento. Entre as conclusões obtidas está que o sombreamento, através das macrófitas diminuiu o decaimento bacteriano, comprovando o efeito bactericida da radiação solar; a utilização de parte da lagoa para o cultivo das lentilhas d'água recai em obra de difícil execução; a separação física flutuante recai na dificuldade de conter as algas para que não invadam a área das lentilhas d'água; a utilização só será atrativa no Brasil quando houver destinação rentável para o material colhido.

O estudo Avaliação da higienização de lodo de esgoto anaeróbio através de tratamento ácido e alcalino, avaliou o potencial de higienização do lodo de esgoto anaeróbio através do tratamento convencional adotado pela Sanepar, a caleação (adição de CaO/MgO em altas dosagens), e tratamentos alternativos empregando os ácidos orgânicos acético e peracético na inativação dos agentes patogênicos. Os ácidos orgânicos foram eficientes na inativação dos coliformes fecais, destruindo 99,99% dos microorganismos em menos de 30 minutos. Com o ácido acético, obteve-se 66,39% de inativação dos ovos de helmintos, recomendando-se, assim, a realização de estudos adicionais em maiores doses, ou com produtos concentrados (puros) para melhor avaliar seu efeito sobre ovos de helmintos.

Avaliação de tratamento integrado de esgotos sanitários e de lodo de tanques sépticos em um Ralf – um estudo de caso, apresenta os resultados do monitoramento de quatro meses, comparando-se com o período anterior à integração. Foram analisados o afluente, o perfil do reator e o efluente. Os autores consideram que a introdução de lodos de tanques sépticos no Ralf possibilitou o ingresso de uma maior carga orgânica no reator, possibilitando remoção incremental da matéria orgânica, pois há uma capacidade ociosa do reator.

Estudo de um sistema hidráulico alternativo para injeção de água durante as descargas de fundo intermediárias na filtração ascendente



Maurício Luiz Sens
Luiz Carlos de Melo Filho
Ramon Lucas Dalsasso

Study of a hydraulic system alternative for water injection during bottom intermediary discharge in ascendant filtration

Resumo

O presente trabalho investigou o desempenho de um sistema hidráulico alternativo de Descargas de Fundo Intermediárias (DFI) com injeção de água na interface pedregulho/areia na filtração direta ascendente. A investigação experimental foi realizada em sistema piloto, construído na Estação de Tratamento de Água da Lagoa do Peri, e utilizou a água proveniente da lagoa, que é de difícil tratabilidade devido à presença de altas concentrações de algas. Os resultados mostraram que o sistema hidráulico proposto apresenta um bom desempenho, produzindo prolongamento de carreira de filtração com acréscimos de até 25% em relação à operação sem descargas, o que representa um incremento médio de 5 horas. A vantagem deste sistema deve-se à ausência de reservatórios e bombas necessários para a injeção de água na interface pedregulho/areia.

Palavras-chave: carreiras de filtração; descargas de fundo intermediárias; filtração direta ascendente; tratamento de água.

Abstract

The present study investigated the performance of an alternative hydraulic bottom intermediary

discharge system with water injection into the gravel/sand interface in direct ascendant filtration. The experimental investigation was carried out in a pilot system constructed at the Water Treatment Plant of the Peri Lagoon. The system used the effluent water of the lagoon, which presented great treatment difficulty due to high algae concentrations. The results of the study showed that the proposed hydraulic system performed well, producing prolongation of the filtration path, adding up to 25% in relation to the operation without discharge, which represents an average increase of 5 hours. The advantage of this system would be the absence of reservoirs and the pumps needed for the injection of water into the gravel/sand interface.

Key words: bottom intermediary discharge; direct ascendant filtration; filtration paths; water treatment.

Introdução

A filtração direta ascendente tem sido objeto de diversas pesquisas visando o aperfeiçoamento desta técnica de tratamento de água de abastecimento. De um modo geral, elas procuram aprofundar o conhecimento das influências de todas as variáveis envolvidas, tais como

utilizou-se água da Lagoa do Peri, de difícil tratabilidade em função das altas concentrações de algas



as características das camadas de areia e suporte, a taxa de filtração, a qualidade física e bacteriológica da água bruta, as dosagens de produtos químicos e os métodos operacionais, incluindo as descargas de fundo intermediárias e a lavagem dos filtros.

Grande parte das impurezas presentes no afluente de um sistema de filtração direta ascendente é retida na camada-suporte. Neste contexto, observou-se que durante o funcionamento da unidade filtrante, e sem prejuízo da qualidade da água filtrada, a realização de descargas de fundo intermediárias concomitantemente com a injeção de água tratada na interface pedregulho/areia permite a recuperação da carga hidráulica e, conseqüentemente, carreiras de filtração mais longas.

Por outro lado, o sistema hidráulico necessário para a realização das descargas de fundo intermediárias e injeção de água tratada na interface pedregulho/areia, que pode ser considerado um segundo sistema de lavagem de filtro, envolve um conjunto de válvulas, conexões e bombas, cujo custo pode ser bastante elevado, dependendo do porte, da fase de implantação e configuração da estação de tratamento de água.

O presente trabalho investigou o desempenho de um sistema hidráulico alternativo de descargas de fundo com injeção de água na interface pedregulho/areia, procurando contribuir, deste modo, para o aprimoramento da tecnologia de filtração direta ascendente e para a redução dos custos de implantação de sistemas de descargas de fundo intermediárias.

Metodologia

As investigações experimentais foram realizadas no laboratório de pesquisas Lalp, por meio de convênio entre a Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) e a Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (Casan), situado na estação de tratamento de água da Lagoa do Peri, ao sul da ilha de Santa Catarina, onde foi construída uma instalação piloto de filtração direta ascendente alimentada com água da lagoa.

Descrição do aparato experimental

As descargas de fundo intermediárias foram realizadas com a introdução simultânea de água tratada na interface pedregulho/areia, conforme procedimentos sugeridos por DI BERNARDO e FERNANDES (1987). Para a realização da injeção de água na interface pedregulho/areia foi construído um piloto com duas possibilidades de alimentação, as quais foram designadas de Sistema Tradicional e Sistema Proposto. O sistema tradicional foi construído a fim de se avaliar o desempenho das descargas de fundo executadas no sistema proposto.

No sistema tradicional a injeção de água na interface pedregulho /areia é proveniente de um reservatório que armazena água filtrada para a operação de lavagem, como pode ser observado no esquema apresentado na figura 1. Após a interrupção da carreira de filtração com o desvio do afluente do filtro, a descarga de fundo é realizada num intervalo de 1 minuto. As válvulas V3 e V5 são reguladas para uma vazão de água na interface pedregulho/areia (Q_i) de modo a impedir o abaixamento de nível de água sobre o leito filtrante durante a execução das descargas, ou seja, a vazão da descarga é igual à vazão de injeção. As taxas das descargas de fundo foram fixadas entre 650 a 850 $m^3/m^2.d$, tendo sido o número e o momento da sua realização definidos da mesma forma como para o sistema proposto.

O sistema proposto, esquematicamente apresentado na figura 2, é composto por uma tubulação externa ao filtro que, através de uma válvula (V1), permite utilizar parte da água recém-filtrada, ainda sobre o leito filtrante, para a realização da injeção de água na interface pedregulho/areia. Após a interrupção da carreira de filtração com o desvio do afluente do filtro, a descarga de fundo é realizada num intervalo de 1 minuto. As válvulas V1 e V3 foram previamente reguladas para taxas entre 650 a 850 $m^3/m^2.d$, correspondentes ao escoamento da vazão total (QT). A vazão total (QT) é a soma da parcela de água que percorre o leito filtrante (Q_1) e a desviada para a interface pedregulho areia

descargas de fundo intermediárias foram realizadas com a introdução simultânea de água tratada na interface pedregulho/areia

FIGURA 1 - SISTEMA TRADICIONAL

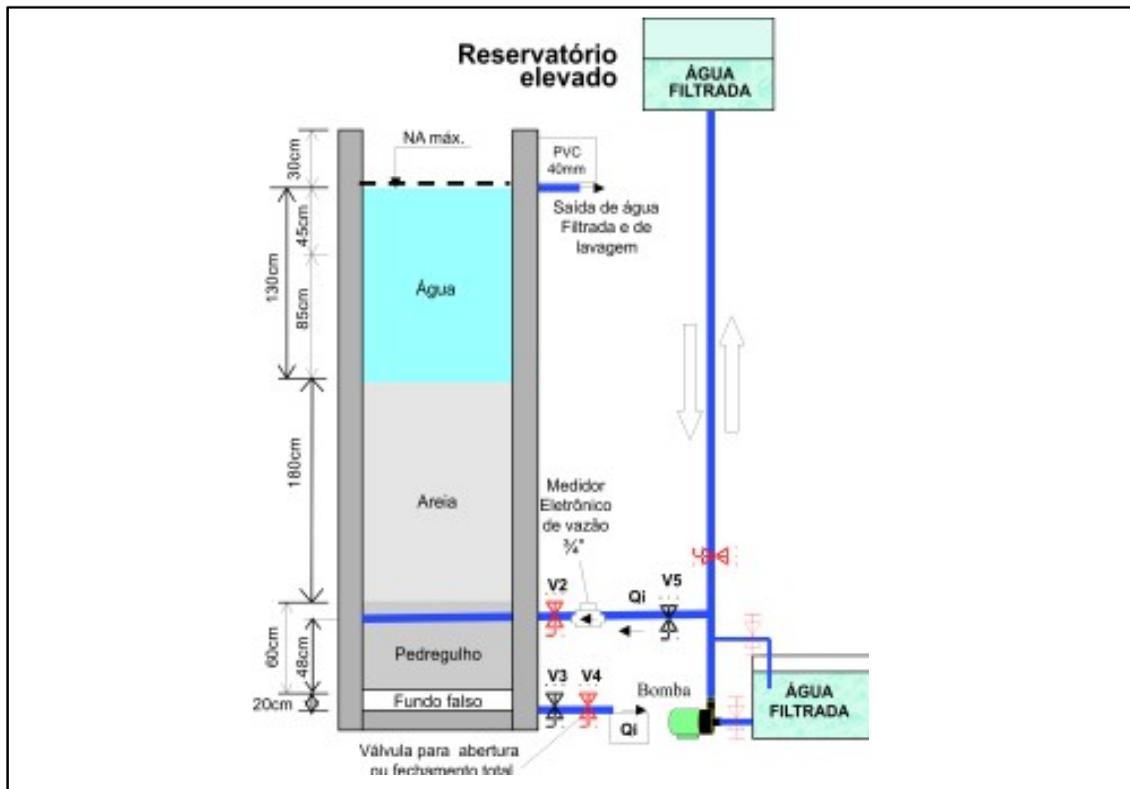
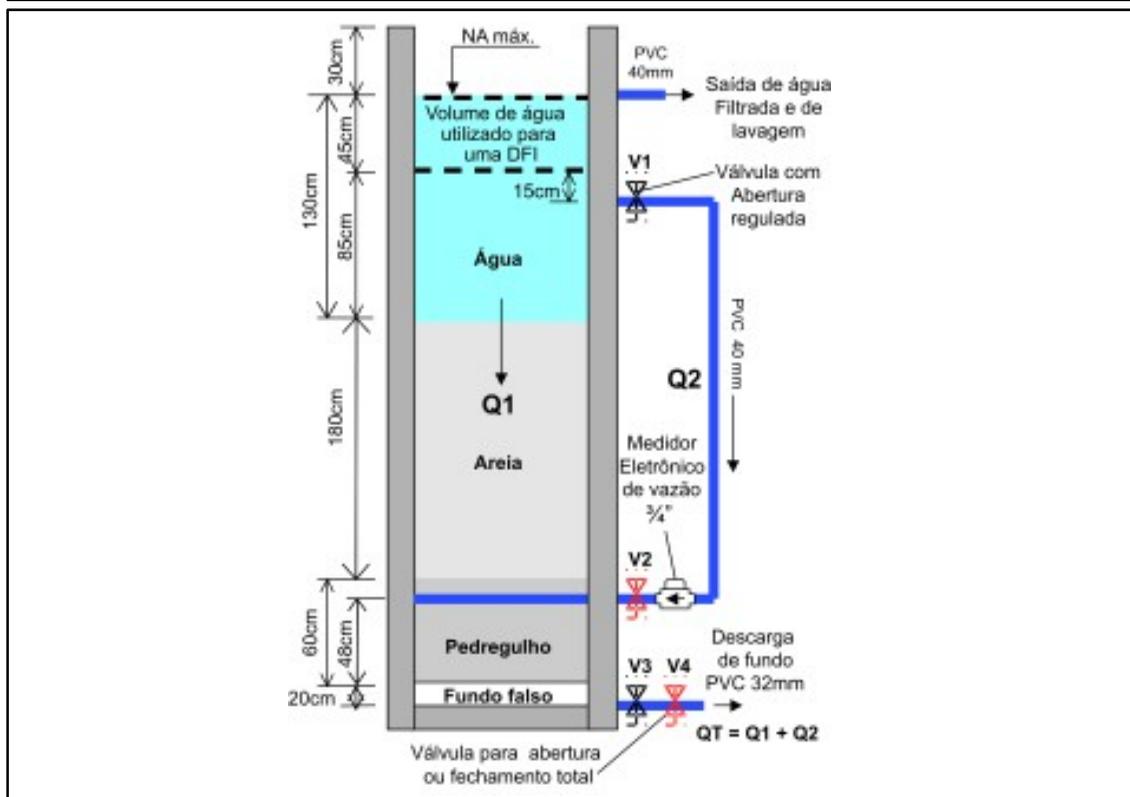


FIGURA 2 - SISTEMA PROPOSTO



as taxas das descargas de fundo foram fixadas entre 650 a 850 m³/m².d



(Q2) durante as descargas de fundo. O abaixamento do nível de água sobre o leito não é completo, deixando uma camada de água de 85 cm sobre o mesmo. Um medidor eletrônico posicionado no ponto de injeção de água registra o valor da vazão Q2. A variação do número de descargas foi restringida a no máximo três, em razão da baixa turbidez das águas da Lagoa do Peri (Turbidez < 10 NTU). A realização das descargas é determinada pela carga hidráulica disponível para a retenção de impurezas. O momento de execução de cada descarga é definido através da divisão desta carga inicial pelo número de descargas de fundo desejadas.

Parâmetros de controle

Para cada ensaio foram medidos e registrados valores de turbidez (turbidímetro HACH 2100P), cor aparente (espectrofotômetro HACH DR/2010), temperatura, vazão (controle volumétrico e medidores eletrônicos tipo turbina) e pH (pHmetro Orion 310) do afluente e efluente do filtro, além da perda de carga controlada por piezômetros, cujas tomadas estão instaladas em diferentes profundidades ao longo do filtro e na câmara de carga do mesmo. O filtro trabalhou com uma taxa de filtração de 200 m³/m².d. As carreiras foram encerradas sempre que a perda de carga total (pedregulho + areia) atingisse 2,0 metros de coluna de água.

Resultados e Discussões

Qualidade da água bruta

A água da Lagoa do Peri apresentou certa regularidade entre os parâmetros observados durante o período da realização da pesquisa. A tabela 1 apresenta os valores médios dos parâmetros analisados.

As variações mais significativas aconteceram na turbidez, pH, cor e principalmente na densidade de organismos fitoplanctônicos, o que causou dificuldades operacionais na Estação de

TABELA 1 - CARACTERÍSTICA DA ÁGUA BRUTA

Parâmetro	Valor	
	Mínimo	Máximo
Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	5,5	18,3
Condutividade (uS/cm)	53	80
Cor aparente (uH)	33	100
Cor verdadeira (uH)	03	12
Fitoplâncton Total (indivíduos/mL)	4129	66831
pH	6,72	9,95
Temperatura (°C)	16,5	29,0
Turbidez (uT)	2,36	8,10

Tratamento de Água da Lagoa do Peri, como também no sistema piloto de filtração direta.

Duração da carreira de filtração

A tabela 2 apresenta as características das Descargas de Fundo Intermediárias (DFI) e o incremento de carreira dos ensaios mais representativos.

Os ensaios demonstraram que a realização de descargas de fundo intermediárias com injeção de água na interface pedregulho/areia provocou um prolongamento médio da carreira de filtração de aproximadamente 5 horas. O incremento médio foi de 2,30 horas por descarga executada.

A razão do pequeno aumento de carreira provocado pelas descargas de fundo intermediárias, pode ser atribuída às altas concentrações de algas existentes na água estudada, as quais dificultaram a limpeza da interface pedregulho/areia durante a realização das descargas de fundo com injeção de água tratada.

A figura 3 mostra o prolongamento das carreiras de filtração em função da execução de descargas de fundo intermediárias de ensaios realizados com os sistemas hidráulicos de injeção de água na interface pedregulho/areia.

No ensaio 14, as três descargas de fundo com injeção de água na interface realizadas com o sistema proposto recuperaram a carga hidráulica no meio filtrante em 49,7 cm. Isto representou um aumento de carreira de 5,2

o filtro trabalhou com uma taxa de filtração de 200 m³/m².d

TABELA 2 - CARACTERÍSTICAS DAS DFIS E INCREMENTO DE CARREIRA

Ensaio		DFI							
N.º	Sistema	Nº DFI	Taxa m³/m2.d	Hpi (cm) *	Rec. Hp (cm) **	Ó Rec.Hp (cm)	Incremento da carreira (horas)	Ó Incremento da carreira (horas)	Duração da carreira (horas)
12	▣ Branco	▣	▣	▣	▣	▣	▣	▣	18,80
13	Proposto	02	884	104,0	23,1	56,8	2,58	5,82	22,00
			857	150,4	33,7		3,24		
14	Proposto	03	683	80,7	10,7	49,7	1,77	5,42	25,32
			648	118,0	17,3		2,00		
			654	159,0	21,7		1,65		
15	▣ Branco	▣	▣	▣	▣	▣	▣	▣	19,00
20	Tradicional	02	639	94,5	19,9	45,4	1,80	3,62	21,74
			636	146,2	25,5		2,13		
21	Proposto	02	698	93,3	24,1	64,3	2,57	6,41	23,00
			698	146,7	40,2		3,84		
28	Tradicional	03	788	76,0	15,9	76,0	1,49	5,14	16,40
			788	107,0	27,6		1,59		
			801	138,0	33,1		2,06		
29	Proposto	03	907	76,6	19,4	79,4	1,49	6,69	19,66
			820	106,5	26,2		2,20		
			806	139,7	33,8		3,00		

* Hpi - carga hidráulica disponível do meio granular antes da realização da DFI

** Rec. Hp - recuperação da carga hidráulica após realização da DFI

▣ Branco - ensaio sem realização de DFI

logo após a realização das descargas de fundo, surgiram picos de turbidez e cor aparente

horas, ou seja, prolongou a carreira em 25% em comparação com o ensaio 15, no qual não foram executadas descargas de fundo. Analisando a inclinação das retas, percebe-se um ligeiro aumento da perda de carga após as descargas de fundo, o que pode ser explicado pela compactação progressiva da areia à medida que são realizadas as descargas.

Avaliação do sistema proposto

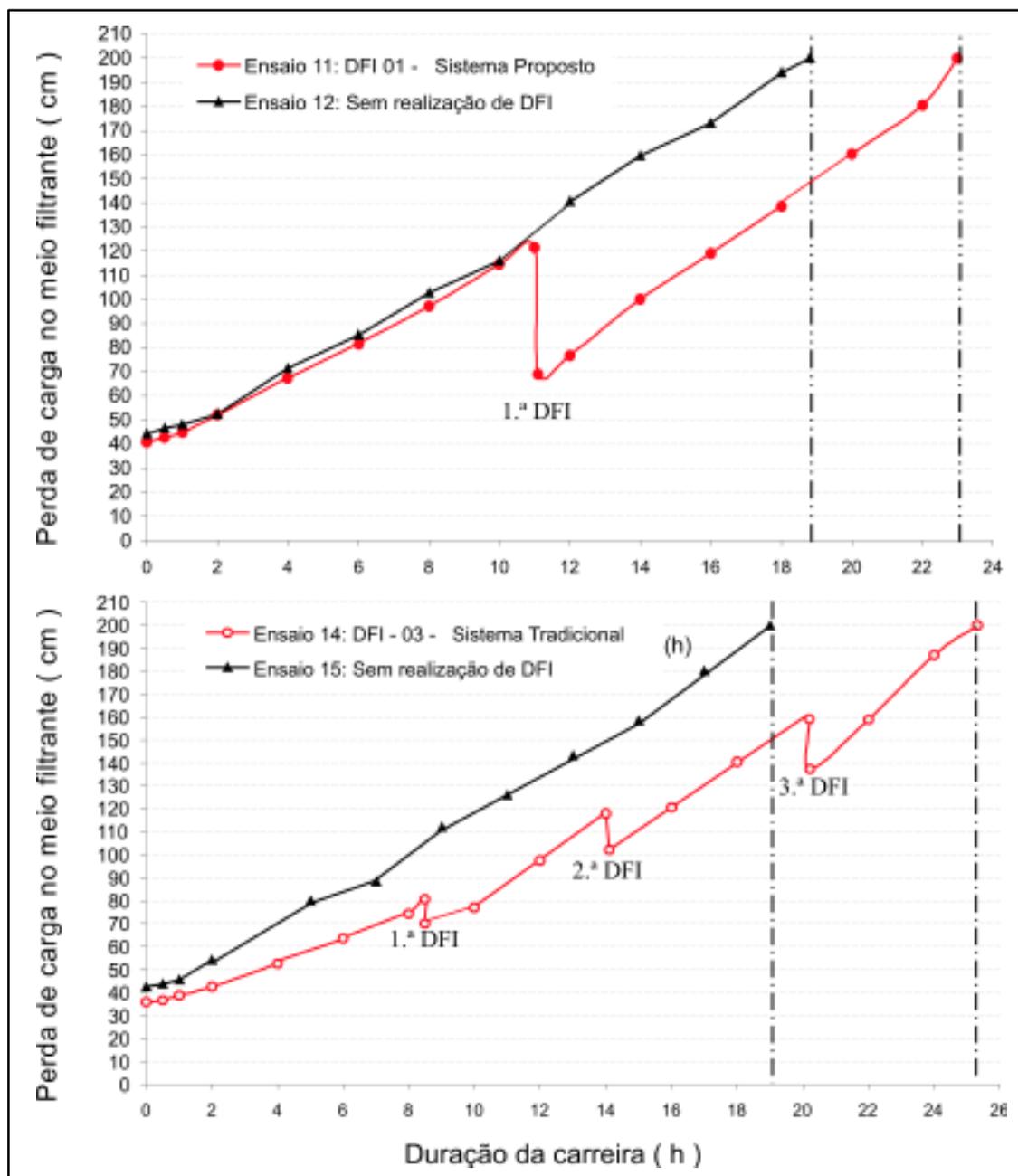
Qualidade da água após as descargas

Perturbações na qualidade da água foram observadas logo após a realização das descar-

gas de fundo, surgindo picos de turbidez e cor aparente. A figura 4 apresenta os picos de turbidez que aconteceram após a realização das descargas fundo nos ensaios 28 (sistema tradicional) e 29 (sistema proposto).

Provavelmente os picos de turbidez que ocorreram nos ensaios com o sistema proposto e tradicional foram causados por impurezas não removidas durante as descargas, mas que se desprendem da areia, quando o filtro é recolocado em operação. O tempo necessário para que seja novamente produzido um efluente de turbidez inferior a 0,5 uT foi de aproximadamente 20 minutos para os dois sistemas avaliados.

FIGURA 3 - COMPARAÇÃO DA DURAÇÃO DAS CARREIRAS DE FILTRAÇÃO ENTRE ENSAIOS REALIZADOS COM E SEM A EXECUÇÃO DE DFI



picos de turbidez foram causados por impurezas, não removidas durante as descargas

Comparação do tempo de duração de carreira entre os sistemas proposto e tradicional

A figura 5 apresenta a comparação entre os ensaios 20 e 21 em termos de prolongamento de carreira de filtração. As descargas

de fundo realizadas com o sistema proposto resultaram, na maioria das vezes, em carreiras um pouco mais longas. Entretanto, pode-se também observar (tabela 2), que as taxas de escoamento das descargas de fundo não foram exatamente as mesmas, e que a razão do pequeno aumento de carreira pode ser esta

diferença de taxa.

Nos ensaios anteriormente referidos, o sistema proposto de descarga de fundo com inje-

ção de água na interface pedregulho/areia apresentou um melhor desempenho, se comparado com o sistema tradicional. Entende-se como

FIGURA 4 - O COMPORTAMENTO DOS PICOS DE TURBIDEZ APÓS REALIZAÇÃO DAS DFI

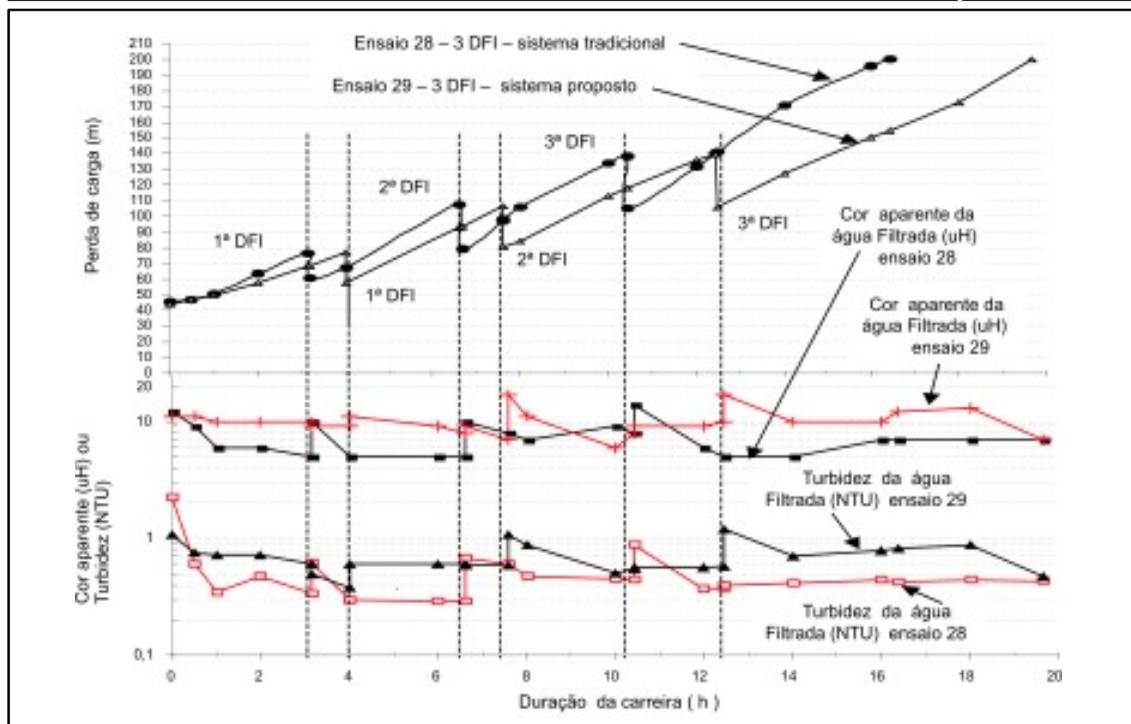
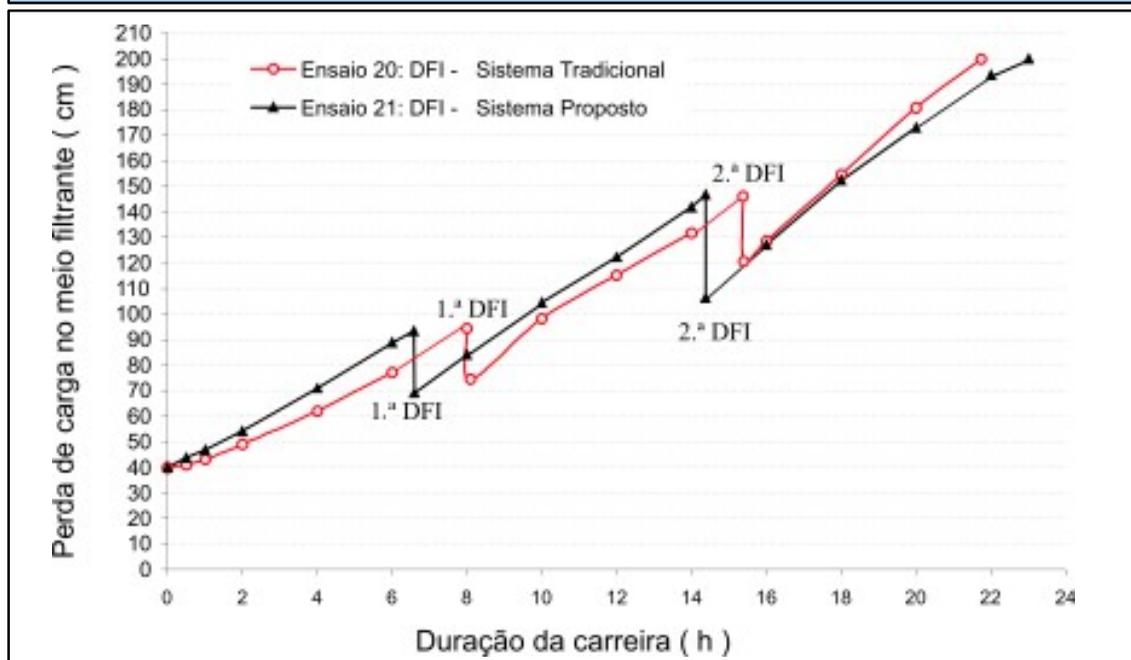


FIGURA 5 - COMPARAÇÃO DA DURAÇÃO DA CARREIRA DE FILTRAÇÃO ENTRE OS SISTEMAS PROPOSTO E TRADICIONAL



as descargas de fundo, pelo sistema proposto, resultaram em carreiras um pouco mais longas



melhor desempenho a maior recuperação de carga hidráulica e um maior incremento de carreira. O sistema proposto apresentou uma recuperação de carga 29% maior do que o sistema tradicional. A diferença observada no prolongamento de carreira de filtração entre os sistemas de descargas de fundo com injeção de água na interface pedregulho/areia, foi muito pequena, em torno de 1(uma) hora.

Conclusões

Com base nos ensaios realizados, e considerando-se as características das águas estudadas, que apresentam alta concentração de algas, pode-se concluir que:

- O sistema hidráulico de injeção de água na interface pedregulho/areia durante as descargas de fundo, que utiliza a própria água acima do leito filtrante, apresentou um bom desempenho, equiparando-se a sistemas hidráulicos já existentes. A vantagem deste sistema deve-se à ausência de reservatórios e bombas para a injeção de água tratada na interface pedregulho/areia.

- Após a realização das descargas de fundo, pequenas perturbações na qualidade da água foram observadas, produzindo picos de turbidez e cor aparente. O valor dos picos de turbidez não ultrapassou a 1,30 uT e a turbidez atingiu o valor de 0,5 uT em aproximadamente 20 minutos após o reinício das carreiras filtrantes.

- As descargas de fundo intermediárias com injeção de água na interface pedregulho/areia prolongaram as carreiras do filtro ascendente em até 25% em relação à operação sem descargas, representando um incremento de carreira de cerca de 5 horas. Tal desempenho numa estação de tratamento de água representa não só a possibilidade de interrupções menos frequentes nas carreiras filtrantes, necessárias para a lavagem de filtros, e como também o aumento efetivo da produção de água.

Referências

DI BERNARDO, Luiz. et al. **Tratamento de água para abastecimento por filtração direta**. PROSAB 3. Rio de Janeiro: Rima, 2003. 498p.

DI BERNARDO, Luiz e ISAAC, Roberto L. **Upflow direct filtration: a review**. In: **International conference on advances in rapid granular filtration in water and wastewater treatment**. Imperial College, London: UK, 2001.

DI BERNARDO, Luiz e FERNANDES, L. **Estudos sobre as influências da composição da camada suporte e dos métodos de realização de descargas de fundo intermediárias no desempenho de sistemas de filtração direta ascendente**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 14., 1987, São Paulo. Anais... São Paulo: ABES, 1987.

GUSMÃO, Paulo R. **Utilização de filtração direta ascendente como pré-tratamento para tratamento de água de abastecimento**. São Paulo, 2001. 335 f. Tese (Doutorado) – Universidade de São Carlos.

HELLER, Léo; MARQUES, Terezinha N. V.; ALMEIDA, Luciana C. **Avaliação da eficiência do processo de filtração direta ascendente no tratamento de água, utilizando dados secundários**. CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., 1999, Rio de Janeiro. Anais... Rio de Janeiro: ABES, 1999.

LIBANIO, Marcelo. **Filtração ascendente aplicada ao tratamento de água: uma análise de estações de Minas Gerais e Espírito Santo**. Revista da SABESP, v. 166, n. 6. p. 7-10. 1992.

SENS, Maurício L.; MELO FILHO, Luiz C.; DALSASSO, Ramon L. **Filtração direta ascendente: sistema hidráulico alternativo**

o sistema proposto apresentou uma recuperação de carga 29% maior do que o sistema tradicional

para injeção de água na interface pedregulho/areia durante as descargas de fundo intermediárias. CONGRESSO REGIONAL DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 4., 2003, São Paulo. Anais... São Paulo: ABES, 2003.

SENS, Maurício L.; DALSSASSO, Ramon L. **Estudos para adequação e otimização da estação de tratamento de água da cidade de Florianópolis: etapa II - adequação da ETA.** Florianópolis: UFSC/CASAN. 1999. (Relatório).

*prolongaram as
carreiras do
filtro
ascendente em
até 25% em
relação à
operação sem
descargas,
representando
um incremento
de carreira de
cerca de 5 horas*



Autores

Maurício Luiz Sens,
engenheiro sanitarista, doutor em Engenharia Ambiental pela Escola Superior de Química de Rennes – França 1989, professor titular do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC.

Luiz Carlos de Melo Filho,
engenheiro sanitarista, especialista em Engenharia de Saúde Pública, mestre em Engenharia Ambiental, pesquisador do laboratório de potabilização de águas/Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC.

Ramon Lucas Dalsasso,
engenheiro sanitarista, mestre em engenharia ambiental, doutor em Engenharia Ambiental, pesquisador do laboratório de potabilização de águas/ Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC.

Avaliação físico-química e bacteriológica da água de poços no município de Pirapora - Minas Gerais



Patrick Cláudio Nascimento Valim

Chemical, Physical and Bacteriological
Evaluation of Well Water in the City of
Pirapora - Minas Gerais

Resumo

Na periferia de Pirapora há localidades que não são abastecidas pelo serviço municipal de saneamento, sendo desprovidas de uma rede de distribuição de água tratada e coletora de efluentes. O suprimento de água nestas regiões ocorre por meio de poços e os dejetos são lançados em fossas. Este trabalho visou avaliar a qualidade físico-química e bacteriológica das águas em 3 poços da periferia de Pirapora, coletadas entre dezembro de 2004 e março de 2005, de acordo com os parâmetros: alumínio, ferro, manganês, amônia, nitrito, nitrato, pH, turbidez, coliformes totais e fecais, seguindo os valores recomendados pela Portaria n.º 518 do Ministério da Saúde. Em algumas amostras, ferro, manganês, pH, coliformes totais e fecais estavam em desacordo com o estabelecido pela Portaria. A concentração de nitrato estava acima de 3,0 mg/L, em 16,67 % das amostras, o que indica contaminação por fonte antrópica, mesmo este valor estando dentro do limite aceitável. Todas as contaminações podem ser explicadas por irregularidades na construção dos poços e das fossas e pela forma inadequada de manutenção dos mesmos, comprometendo a qualidade das águas subterrâneas e, por consequência, a saúde das pessoas.

Palavras-chave: água subterrânea; contaminação; fossas; padrões de potabilidade; poços.

Abstract

On the periphery of Pirapora, some areas are not served by the municipal sanitation service, for lack of a treated water distribution network and an effluent collection network. The water is supplied in these regions by means of wells, and the effluent is discharged into septic holding tanks. The objective of this study is to evaluate the physical, chemical and bacteriological quality of water in three wells on the periphery of Pirapora, collected between December 2004 and March 2005, measuring the following parameters: aluminum, iron, manganese, ammonia, nitrite, nitrate, pH, turbidity, total and fecal coliforms, pursuant to the values recommended by Regulation n.º 518 of the Ministry of Health. In some samples, iron, manganese, pH, and total and fecal coliforms did not comply with this regulation. The nitrate concentration was above 3.0 mg/l in 16.67% of the samples, which indicated contamination by human sources, although this value was within acceptable limits. All contaminations can be explained by irregularities in the construction of the wells and fossas and by their inadequate maintenance methods, compromising the quality of underground waters, and consequently, the health of the people.

Key words: potability standards; wells; underground water; septic systems; contamination.

*a concentração
de nitrato
encontrada
indica
contaminação
por fonte
antrópica*



Introdução

O organismo humano necessita de uma quantidade variada de substâncias e elementos químicos indispensáveis à manutenção da vida, na água encontra-se grande parte dessas substâncias e elementos, o que a torna essencial ao desenvolvimento do ser humano, por outro lado, a água pode conter organismos e compostos prejudiciais à saúde (DI BERNARDO, 1993). Sua qualidade é vulnerável às condições ambientais as quais está exposta e, portanto, na maioria das vezes, é necessário um tratamento para torná-la potável (FREITAS et al., 2002).

A garantia do consumo humano de água segundo padrões de potabilidade adequados é questão relevante para a saúde pública. No Brasil, a Portaria n.º 518 de 25 de março de 2004, do Ministério da Saúde, define os valores máximos permissíveis para as características bacteriológicas, organolépticas, físicas e químicas da água potável (BRASIL, 2004a).

Na periferia das cidades brasileiras é comum as famílias que não são servidas pelos serviços de saneamento usarem poços, principalmente do tipo cacimba, para suprir suas necessidades de abastecimento de água (CAMPOS et al., 2004). Cerca de 16% dos brasileiros utilizam poços ou outra fonte própria para consumo de água, e quem mais utiliza estes meios são pessoas com baixa renda familiar e baixo grau de escolaridade (WWF, 2005). Tradicionalmente, esse tipo de fonte de abastecimento é considerado seguro para o consumo *in natura* (YATES; GERBA; KELLEY, 1985).

Diversos fatores podem comprometer a qualidade da água subterrânea; o destino final do esgoto doméstico e industrial em fossas e tanques sépticos, a disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos e industriais, postos de combustíveis e de lavagem e a modernização da agricultura representam fontes de contaminação por bactérias e vírus patogênicos, parasitas, substâncias orgânicas e inorgânicas (SILVA; ARAÚJO, 2003).

O presente trabalho tem por objetivo avaliar a qualidade físico-química e bacteriológica da água do manancial subterrâneo, utilizada para consumo humano, captada em poços localizados no município de Pirapora, Minas Gerais.

Materiais e métodos

O município de Pirapora localiza-se no norte do Estado de Minas Gerais, a uma distância de 347 km de Belo Horizonte, possui uma área de 577 km² com uma população de aproximadamente 55.000 habitantes (ALMG, 2005).

Entre dezembro de 2004 e março de 2005, foram realizadas oito coletas quinzenais em 3 poços da região, totalizando 24 amostras de águas. FEITOSA e FILHO (1998) consideram que as águas subterrâneas apresentam poucas variações sazonais quanto a sua quantidade e qualidade. Os poços avaliados localizam-se na periferia de Pirapora; na fazenda Paco-paco, local de assentamento de trabalhadores rurais, no bairro Primavera e na comunidade Muniz, que juntos fornecem água a cerca de 50 famílias. Estas áreas não são abastecidas pelo serviço municipal de saneamento, o SAAE (Serviço Autônomo de Água e Esgoto), por isso não contam com uma rede de distribuição de água tratada e nem mesmo com uma rede coletora de esgotos, que é lançado em fossas. Em Pirapora existem outros poços, porém esses não são utilizados para o abastecimento de água para consumo humano, mas para irrigação de jardins e manutenção de clubes, motivo pelos quais não foram avaliados neste estudo.

A água dos poços estudados é captada por bombeamento, as amostras foram coletadas na tubulação de recalque, por ser um local onde a água provém diretamente dos poços antes de chegar a qualquer reservatório, as mesmas foram acondicionadas em vasilhames âmbar, com capacidade de 1 litro, previamente esterilizados a 180°C por 1 hora. Preservaram-se as amostras em recipiente térmico contendo gelo até a chegada ao Laboratório de Controle de Qualidade da Água no SAAE, onde as análises foram realizadas imediatamente.

Para a análise dos padrões físico-químicos e bacteriológicos das amostras de água utilizaram-se os seguintes parâmetros e metodologias: (1) alumínio, método Aluminon; (2) ferro, método FerroZine[®]; (3) manganês, método de oxidação com periodato; (4) amônia, método Nessler; (5) nitrato, método de redução com cádmio; (6) nitrito, método de diazotação, todos os métodos

**os poços
avaliados
localizam-se na
periferia de
Pirapora;
juntos
fornecem água
a cerca de 50
famílias**



citados foram realizados com reagentes e em espectrofotômetro da marca Hach modelo DR/2500; (7) pH, método ponteciométrico Thermo Orion; (8) turbidez, método turbidímetro Hach 2100P; e (9) coliformes totais e fecais, técnica de tubos múltiplos (BRASIL, 2004b).

A qualidade das águas foi avaliada comparando-se os resultados obtidos com os valores máximos permitidos recomendados pela Portaria n.º 518 de 25 de março de 2004, do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004a).

Resultados e discussões

O número e a porcentagem de amostras em desacordo com a Portaria n.º 518/2004 do Ministério da Saúde em relação aos parâmetros físico-químicos analisados estão apresentados na tabela 1.

Em nenhuma amostra foi observada qualquer concentração de alumínio, por isso todas estavam dentro do permitido pela legislação. Os resultados de metais para água dos poços apontam o manganês e o ferro como os que apresentaram valores acima do estabelecido pela Portaria n.º 518/2004. Estes metais são amplamente distribuídos no ambiente, e podem ser de origem natural ou humana (KUNITO et al., 2004). O ferro e o manganês nas concentrações encontradas, 0,5 mg/L e de 0,2 a 0,4 mg/L respectivamente, não causam problemas no ser humano, porém, quando oxidados, formam-se precipitados que provocam manchas em sanitários e roupas (DI BERNARDO, 1993).

Encontraram-se concentrações inferiores ao recomendado de amônia, nitrito e nitrato em todas as análises, e nenhuma destas estava em desacordo com a legislação em vigor. A amônia pode estar presente naturalmente em águas subterrâneas, sendo que usualmente sua concentração é bastante baixa, como o observado, devido à fácil adsorção por partículas do solo ou à oxidação a nitrito e nitrato (BATALHA; PARLATORE, 1993). As concentrações de nitrato estavam acima de 3,0 mg/L e abaixo de 10 mg/L, em quatro amostras (16,67 % do total) coletadas no poço Muniz, nos outros poços isso não foi observado, por isso todas foram consideradas próprias para

TABELA 1 - ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS DE AMOSTRAS DAS ÁGUAS DOS POÇOS ESTUDADOS ENTRE DEZEMBRO DE 2004 E MARÇO DE 2005, PIRAPORA, MG

Parâmetros	Amostras	
	n	%
Alumínio		
< 0,2 mg/L *	24	100
> 0,2 mg/L	0	0
Ferro		
< 0,3 mg/L *	23	95,84
> 0,3 mg/L	1	4,16
Manganês		
< 0,1 mg/L *	6	25
> 0,1 mg/L	18	75
Amônia		
< 1,5 mg/L *	24	100
> 1,5 mg/L	0	0
Nitrato		
< 10 mg/L *	24	100
> 10 mg/L	0	0
Nitrito		
< 1 mg/L *	24	100
> 1 mg/L	0	0
Turbidez		
< 5 UT *	24	100
> 5 UT	0	0
pH		
6,0 a 9,5 *	18	75
< 6,0	6	25
> 9,5	0	0

* Padrão de aceitação para consumo humano recomendado pela Portaria n.º 518/2004

encontrou-se manganês e ferro em valores acima do estabelecido pela Portaria n.º 518

o consumo, porém, ALABURDA e NISHIHARA (1998) consideram que concentrações de nitrato superiores a 3,0 mg/L são indicativas de contaminação por atividades antrópicas, o que também é comprovado pelos resultados das análises bacteriológicas.

A turbidez também não estava fora dos padrões estabelecidos nas amostras observadas.

As fossas presentes na região podem contaminar o lençol freático pelo líquido proveniente das mesmas. Nas fossas ocorrem processos de atenuação natural e biodegradação anaeróbica do efluente, estes processos podem ser comprometidos devido ao volume, tipo de detrito, ou condições geoquímicas do solo e sedimentos (HOWARD; LIVINGSTONE, 2000). O líquido, ao entrar em contato com o lençol subterrâneo, altera o pH do meio, o que pode explicar o pH abaixo de 6,0 em 25 % das amostras, mobilizando metais, os quais contidos naturalmente no solo, passam para a forma dissolvida na água (FREITAS; BRILHANTE; ALMEIDA, 2001).

A qualidade bacteriológica das águas analisadas está demonstrada na tabela 2.

TABELA 2 - ANÁLISES BACTERIOLÓGICAS DE AMOSTRAS DAS ÁGUAS DOS POÇOS ESTUDADOS ENTRE DEZEMBRO DE 2004 E MARÇO DE 2005, PIRAPORA, MG

Parâmetros	Amostras	
	n	%
Coliforme total		
Ausência *	0	0
Presença	24	100
Coliforme fecal		
Ausência *	17	70,83
Presença	7	29,17

* Padrão de aceitação para consumo humano recomendado pela Portaria n.º 518/2004

A Portaria n.º 518/2004 estabelece que “em amostras individuais procedentes de poços, fontes, nascentes e outras formas de abastecimento sem distribuição canalizada, tolera-se a presença de coliformes totais, na ausência de *Escherichia coli* e, ou, coliformes termotolerantes, nesta situação devendo ser investigada a origem da ocorrência, tomadas providências imediatas de caráter corretivo e preventivo e realizada nova análise de coliformes”.

Em decorrência do fato de que os microrganismos patogênicos usualmente aparecem de forma intermitente e em baixo número na água, pode-se pesquisar outros grupos de microrganismos que coexistam com os patógenos nas

fezes, como os coliformes fecais. Desse modo, a presença desses microrganismos na água constitui indicador de poluição fecal, principalmente originária do homem e de animais de sangue quente (APHA, 1995). Em todas as amostras observaram-se coliformes totais e somente no poço Muniz foram encontrados coliformes fecais, tornando-o impróprio para o consumo, estando em desacordo com a legislação. AMARAL et al. (1994) e SILVA e ARAÚJO (2003) também relataram a ocorrência de bactérias fecais em águas subterrâneas.

Conclusões

A contaminação dos poços da periferia de Pirapora pode ser explicada pela lixiviação do solo da região, mobilizando metais e alterando o pH do meio, devido a características geoquímicas do mesmo, e por materiais de origem antrópica, provavelmente provenientes da construção de poços e fossas de forma inadequada.

No poço Muniz, onde foi observada contaminação por coliformes fecais, foi implantado um sistema de cloração por pastilhas para desinfecção, permitindo o consumo de sua água. O bairro Primavera, atualmente, conta com rede de distribuição de água tratada, por isso, o poço está desativado.

Diante do exposto é fundamental a conscientização das pessoas para a importância da manutenção dos poços e fossas. Desde a sua construção, os poços devem seguir os padrões técnicos e operacionais para evitar contaminações, e as fossas devem ser limpas periodicamente para a remoção do lodo, de modo a prevenir vazamentos do efluente que podem comprometer a qualidade das águas subterrâneas.

Referências

ALABURDA, J.; NISHIHARA, L. **Presença de compostos de nitrogênio em águas de poços**. Revista Saúde Pública, São Paulo, v. 32, n. 2, p. 160-165, 1998.

AMARAL, L. A. et al. **Avaliação da qualida-**

as fossas presentes na região podem contaminar o lençol freático pelo líquido proveniente das mesmas

de higiênico-sanitária da água de poços rasos localizados em uma área urbana: utilização de colílagos em comparação com indicadores bacterianos de poluição fecal.

Revista Saúde Pública, São Paulo, v. 28, n. 5, p. 345-348. 1994.

AMERICAN PUBLIC HEALTH

ASSOCIATION. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19 th ed. Washington, D.C: APHA, 1995. 1134 p.

ASSEMBLÉIA LEGISLATIVA DE MINAS GERAIS. **Municípios mineiros.** Disponível em: <<http://www.almg.gov.br/munmg/m51206.asp>> Acesso em: 12 fev. 2005.

BATALHA, B. H. L.; PARLATORE, A. C. **Controle da qualidade da água para consumo humano: bases conceituais e operacionais.** São Paulo: CETESB, 1993. 198 p.

BRASIL. **Portaria n. 518, de 25 de março de 2004. O Ministério da Saúde aprova normas e padrões de potabilidade da água destinada ao consumo humano.** Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, 26 mar. 2004a. Séc. 1, p. 266-70.

_____. **Manual prático de análise de água.** Brasília: FUNASA, 2004b. 146p.

CAMPOS, K. C. et al. **O saneamento no município de Atibaia.** Saneamento Ambiental, São Paulo, n. 109, p. 42-43, set./out. 2004.

DI BERNARDO, L. **Métodos e técnicas de tratamento de água.** Rio de Janeiro: ABES, 1993. 481 p. v. 1.

FEITOSA, F. A. C.; FILHO, J. M. **Hidrogeologia: conceitos e aplicações.** Brasília: CPRM, 1998. 389 p.

FREITAS, M. B.; BRILHANTE, O. M.; ALMEIDA, L. M. **Importância da análise de água para a saúde pública em duas regiões do Estado do Rio de Janeiro: enfoque para coliformes fecais, nitrato e alumínio.**

Caderno de Saúde Pública, Rio de Janeiro, v. 17, n. 3, p. 651-660, maio/jun. 2001.

FREITAS, V. P. S. et al. **Padrão físico-químico da água de abastecimento público da região de Campinas.** Boletim do Instituto Adolfo Lutz, São Paulo, v. 61, n. 1, p. 51-58, 2002.

HOWARD, K. W. F.; LIVINGSTONE, S. **Transport of urban contaminants into Lake Ontario via sub-surface flow.** Urban Water, v. 2, p. 183-195, 2000.

KUNITO, T. et al. **Concentration and subcellular distribution of trace elements in liver of cetaceans incidentally caught along the Brazilian coast.** Marine Pollution Bulletin, v. 49, p. 574-587, 2004.

SILVA, R. C. A.; ARAÚJO, T. M. **Qualidade da água do manancial subterrâneo em áreas urbanas de Feira de Santana (BA).** Ciência & Saúde Coletiva, v. 8, n. 4, p. 1019-1028, 2003.

WORLD WILD LIFE. **O quê o brasileiro pensa sobre a água.** Disponível em: <<http://www.wwf.org.br/amazonia/default.htm>> Acesso em: 20 mar. 2005.

YATES, M. V.; GERBA, C. P.; KELLEY, L. M. **Virus resistance in groundwater.** Applied and Environmental Microbiology, v. 49, p. 19-23, 1985.

em todas as amostras observaram-se coliformes totais e somente no poço Muniz foram encontrados coliformes fecais

Autor

Patrick Cláudio Nascimento Valim, biólogo pela Universidade Federal de Juiz de Fora, atua no Laboratório de Controle de Qualidade da Água do Serviço Autônomo de Água e Esgoto de Pirapora.

Avaliação da qualidade do lodo da Estação de Tratamento de Água de Bandeirantes - PR



Marcelo Henrique Otenio
Diego Augusto Leme Correa

Evaluation of Sludge Quality at the Water Treatment Plant in Bandeirantes-PR

Resumo

Com o aumento da população urbana, fica cada vez mais clara a necessidade de medidas de tratamento de água para o consumo humano. Levando em conta o processo tradicional de tratamento de água de Bandeirantes, Paraná, em todas as suas etapas, propõe-se neste trabalho avaliar o lodo do decantador e o aumento do número de bactérias no lodo com o decorrer do tempo de deposição, para determinar os limites do sistema de tratamento de água, quanto a eficiente dosagem do coagulante, sulfato de alumínio, parte ainda a ser explorada no contexto científico na ETA do SAAE Bandeirantes, Paraná. Trabalhos realizados em escala real são relevantes para o melhor desempenho do sistema de tratamento de água. A avaliação físico-química e microbiológica do lodo pode subsidiar futuras soluções para a disposição adequada, ou reuso, deste que é o principal resíduo do tratamento de água. O trabalho foi desenvolvido no Serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE), utilizando técnicas de análise físico-químicas e microbiológicas usuais de um laboratório de controle de qualidade e tratamento de água. As análises foram feitas em amostragens semanais seqüenciais do lodo depositado no decantador da Estação e Tratamento de Água (ETA). Observando os resultados pode-se concluir que houve um aumento significativo do número de bactérias no lodo, com a manutenção da qualidade da água tratada, sendo considerado eficiente o sistema de

dosagem e utilização do flocculante e seu funcionamento. O coagulante usado (sulfato de alumínio ferroso) retém mais de 90% das bactérias presentes na água bruta.

Palavras-chave: análise físico-química e microbiológica da água, coagulante, lodo do decantador, qualidade de água tratada, tratamento de água

Abstract

With the growth of urban population, the need for measurement of water treatment for human consumption is increasingly clear. Taking into account all stages of the traditional water treatment process at the water treatment plant of the Independent Sewer & Water Works of Bandeirantes, Paraná, this study set out to evaluate the decanter sludge and the increase in the number of bacteria in the deposited sludge over time. This was to determine the limits of the water treatment system and the efficient dosage of the coagulant, ferrous aluminum sulfate*, which had yet to be scientifically explored at this site. Studies carried out in a real scale are relevant for the best performance of the water treatment system. Microbiological and physio-chemical evaluation of the sludge can contribute to future solutions for the adequate disposal or reuse of the principal water treatment residue. This study was developed by the Independent Sewer & Water Works,

avaliou-se o lodo do decantador e o aumento do número de bactérias no lodo com o decorrer do tempo de deposição



using the standard microbiological and physicochemical analysis techniques of a quality control and water treatment laboratory. The analyses were made in sequential weekly samplings of the water treatment plant decanter sludge. A significant increase in the number of bacteria in the sludge was observed, and the quality of the treated water maintained, with the dosage system and use of the flocculant and its functioning considered efficient. The coagulant used (ferrous aluminum sulfate) holds back more than 90% of the bacteria present in the untreated water.

Key words: microbiological and physicochemical water analysis, coagulant, decanter sludge, treated water quality, water treatment

Introdução

Embora possa parecer que o planeta Terra contém uma reserva ilimitada de água, o recurso de água doce disponível para o consumo humano em algumas regiões se encontra bastante comprometido, em decorrência da crescente demanda e aumento da contaminação dos corpos d'água superficiais por produtos químicos, e pela presença de microorganismos patogênicos emergentes. Daí a necessidade da realização do tratamento da água antes que seja distribuída à população.

O primeiro processo necessário para o tratamento da água é a adição de coagulantes que são compostos de alumínio ou de ferro, geralmente capazes de produzir hidróxidos gelatinosos insolúveis e englobar as impurezas que se encontram em suspensão fina, em estado coloidal ou em suspensão, devido à produção de íons trivalentes de carga elétrica, que atraem e neutralizam as cargas elétricas dos colóides, que em geral são negativas. Após a adição do coagulante a água passa pelos floculadores onde sofrerá o processo de floculação no qual as partículas em estado de equilíbrio eletrostaticamente instável são forçadas a se movimentar, a fim de que sejam atraídas entre si, formando os flocos. Com a continuidade da agitação, os flocos tendem a se unir

tornando-se maiores e mais pesados. Segundo CETESB (1973), decantador é um tanque geralmente de seção retangular ou circular, cujo fundo é inclinado para um ou mais pontos de descarga, com entrada e saída de água previstos para evitar outros circuitos.

Para melhor distribuição do líquido no interior, decantação de escoamento horizontal, o Serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE) de Bandeirantes possui um decantador retangular de volume de 256,43 m³, com medidas de valor aproximado de 5,20m de largura, 16,70m de comprimento, e 3,00m de altura, com nível máximo de 3,00m e descarga central conforme especificações do projeto original, onde consta ainda um sistema de "cortina" de madeira, útil na quebra da velocidade dos flocos e início da decida do floco para o fundo do equipamento. A ETA do SAAE Bandeirantes opera com vazão mínima de 41,66 l/s e máxima de 102,77 l/s.

No mecanismo da decantação, para cada partícula existe uma velocidade máxima horizontal, acima da qual ela decanta. Esta velocidade dependerá da forma e principalmente, da densidade de substância considerada. Uma partícula será acionada por duas formas:

- Força horizontal - resultante do movimento da água no decantador (velocidade);
- Força vertical - devido à ação da gravidade (peso do floco);

Conforme CETESB (1973) os flocos vão capturar as impurezas contidas na água que podem estar em suspensão ou dissolvidas, que podem formar os trihalometanos, procedentes da reação entre ácidos húmicos com os halogênios (geralmente cloro) empregados na desinfecção. Partículas vegetais, sílica entre outros são capazes de flutuar ou sedimentar, quando a água estiver em repouso sendo então consideradas suspensões grosseiras. A turbidez, bactérias, plâncton entre outros, são consideradas suspensões finas e a dureza da água, ferro e manganês não-oxidados são consideradas dissolvidas.

LETTERMAN et al. (1999), afirmam que considerável atenção está sendo dirigida para remoção de matéria orgânica natural por coagulação no tratamento da água, mesmo quando a remoção de cor não é o principal

sistema de "cortina" de madeira, útil na quebra da velocidade dos flocos

objetivo, referindo a normas da United States Environmental Protection Agency (Usepa), à formação de subprodutos da desinfecção, que determina a remoção da matéria orgânica natural, em sistemas de tratamento convencional, por meio de dosagens incrementais do agente coagulante.

Para a obtenção desses flocos são usados sulfato de alumínio $Al_2(SO_4)_3$ e cloreto férrico como coagulantes primários nas etapas de floculação/sedimentação, nas estações de tratamento de água (ETAs), sendo que os sais de alumínio são mais amplamente utilizados pelas estações de tratamento de água, em todo mundo, principalmente devido ao seu baixo custo.

Uma função essencial atribuída à coagulação química decorre da sua associação aos processos de floculação, sedimentação, filtração e desinfecção nas estações convencionais de tratamento para, além de clarificar a água, remover cistos e oocistos de protozoários, além de reter bactérias da água bruta, LETTERMAN et al. (1999), sobre os quais a ação dos desinfetantes mais comumente utilizados pode em certos casos não ser muito eficiente.

É imprescindível a eficiência da floculação e decantação, para conseqüentemente obter eficácia da correção final com cloro, flúor e pH para atender aos padrões de potabilidade da água distribuída, conforme a Portaria n.º 518 (BRASIL, 2004). O funcionamento adequado da ETA depende do potencial de retenção do floco e da eficiência da floculação/decantação. É essencial também determinar os limites do sistema de tratamento de água, quanto a variáveis como vazão, cor da água do manancial (rio) e dosagem adequada do coagulante, sulfato de alumínio, parte ainda a ser explorada no contexto científico na ETA do SAAE Bandeirantes – Paraná.

Trabalhos realizados em escala real são relevantes para o melhor desempenho do sistema de tratamento de água. A avaliação físico-química e microbiológica do lodo pode subsidiar futuras soluções para a disposição adequada, ou reúso, deste que é o principal resíduo do tratamento de água.

Objetivo

Essa pesquisa propõe a análise das características físico-químicas e microbiológicas do lodo do fundo do decantador, acompanhando as mudanças no decorrer do tempo de acúmulo do lodo, buscando relacionar a idade do lodo com a qualidade microbiológica da água filtrada.

Material e métodos

Os experimentos foram conduzidos nos laboratórios de análise de água, na Estação de Tratamento de Água (ETA) do serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE), de Bandeirantes – Paraná.

Material

Amostragens

Foram realizadas amostragens semanais que ocorreram logo após a limpeza rotineira do decantador (que ocorre mensalmente) de 29.03.2004 a 19.04.2004. Foi definido este período, buscando avaliar as fases de acúmulo do lodo do fundo do decantador, até a data da próxima limpeza. As amostras compuseram-se de: (1) Água (não tratada/água bruta) do Rio das Cinzas – água proveniente do manancial Rio das Cinzas, da Bacia Hidrográfica do Parana-panema, coletada na entrada da Estação de Tratamento de Água (ETA) do município de Bandeirantes – Paraná; (2) Lodo do decantador – coletado com uma garrafa “Van Dorn” que consiste de um cilindro de aço inox com volume de 5 litros, o amostrador é mergulhado aberto ao atingir o fundo do decantador, deixou-se cair o mensageiro fechando a garrafa, segundo preconiza BRANCO (1986); (3) Água do filtro – é a água que sai dos filtros (três) da estação de tratamento de água (ETA), antes de ser corrigida com cloro e flúor para posterior reserva e distribuição. As amostragens foram realizadas conforme rotina do laboratório de análises físico-químicas e microbiológicas do Serviço Autônomo de Água e Esgoto SAAE Bandeirantes, Paraná.

*buscou-se
relacionar a
idade do lodo
com a
qualidade
microbiológica
da água filtrada*

Meios de Culturas

Para análises microbiológicas de coliformes totais, fecais, *Pseudomonas aeruginosa* e contagem de bactéria heterotrófica foram usados:

- Meio M Endo Agar Les (DIFCO) – Coliformes totais;
- Meio Agar M-FC (MERCK) – Coliformes fecais;
- Meio Agar M-PA-C (BECTON DICKINSON) – *Pseudomonas aeruginosa*;
- Meio “Plate Count Agar” (MERCK) – Bactérias Heterotróficas.

Reagentes

Sulfato de Alumínio $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$, pó de qualidade comercial, utilizado na forma de solução aquosa numa concentração de aproximadamente 54,80 g/l, para o processo de floculação da água (dentro da rotina da ETA).

Os demais reagentes utilizados para realização das análises seguem conforme a necessidade de cada técnica empregada.

Métodos

Equipamentos

Para análises físico-químicas e bacteriológicas foram usados os seguintes equipamentos: pHmêtro Marte MB 10 (de bancada); Espectrofotômetro HACH DR/2010; Turbidímetro HACH 2100 P (Portátil); Oxímetro DIGIMED DM4; COD Reactor HACH; Banho-maria DE LEO; Condutivímetro ORION 105; Contador de colônia PHOENIX CP 602; Estufa bacteriológica FANEM 002 CB Temperatura de 36° C; Estufa de secagem e esterilização FANEM; Manifoud Nalgene de 3 amostras; Bomba de vácuo Gold Sun Mod. 0411 2VC; chapa aquecedora elétrica LAYR; Estufa NOVA ÉTICA com temperatura de 41° C.

Métodos de Análises Físico-químicas e Microbiológicas

As análises físico-químicas foram realizadas conforme metodologia “Standard

Methods for the Examination of Water and Wastewater (1998)”. Foram avaliados os seguintes parâmetros:

pH; Condutividade; Alcalinidade; Oxigênio Dissolvido (OD); Cor – (APHA, Pt/Co); Turbidez – (FTU); Dureza – (mg de $CaCO_3$ /l); Matéria orgânica – (mg de O_2 consumido/L); sedimentação em Cone Inhoff; Demanda Química de Oxigênio – (DQO), com uso de COD Reactor HACH, chapa adaptada para aquecimento a 150 C por 120 minutos; Matéria Seca – para 100 gramas. Estas análises físico-químicas foram realizadas conforme metodologia de rotina da Estação de Tratamento de Água (ETA) do SAAE, com referências de NOUR et. al. (1993).

Para o desenvolvimento das técnicas de análises microbiológicas para as amostras que necessitaram de diluição foi utilizada água de diluição preparada com sulfato de magnésio e fosfato de monopotássio, com correção do pH (7,2) com solução de hidróxido de sódio (NaOH), esterilizada em autoclave a 121° por 15 minutos.

Para realizar a análise com membrana filtrante foram utilizadas placas de Petri de vidro de 60x15mm estéreis. Nestas placas foram adicionados meios seletivos para coliformes totais, fecais e *Pseudomonas sp.*

Seguindo indicações de SANCHEZ (1999), a filtração foi feita em manifoud de três entradas, operada com bomba de vácuo, para passagem da amostra pela membrana estéril 0,45µm (poro) x 47mm (tamanho), colocada nos meios seletivos previamente distribuídos nas placas de Petri, e incubados a temperatura de 36° C (coliformes total), 44,5° C (coliformes fecais) ambos por 24 horas e *Pseudomonas sp* a temperatura de 41° C por 48 horas.

Após incubação foi realizada a contagem de colônias e os resultados foram obtidos em Unidades Formadoras de Colônias por 100ml (UFC/100mL).

Resultados e discussões

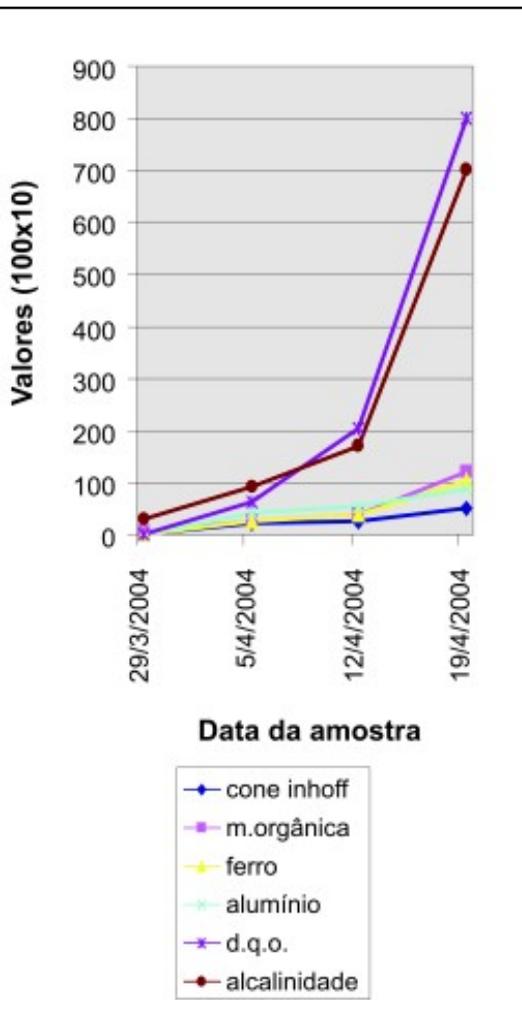
Os resultados encontrados justificam o uso do coagulante empregado e sua dosagem como citado, devido ao uso sulfato de alumínio como coagulantes e o lodo do fundo do decantador ser

os resultados encontrados justificam o uso do coagulante empregado

praticamente a mistura do coagulante com impurezas os valores de ferro e alumínio aumentaram com a idade do lodo, sem haver detecção de teores de ferro e alumínio na água filtrada, caracterizando a completa floculação e eficaz decantação no processo. No decorrer das coletas ocorreu o aumento da matéria orgânica e da demanda química de oxigênio, em concordância com RICHTER e NETTO (1995), conforme demonstrado no gráfico 1. Isto devido à eficiência da retenção da matéria orgânica e bactérias no lodo.

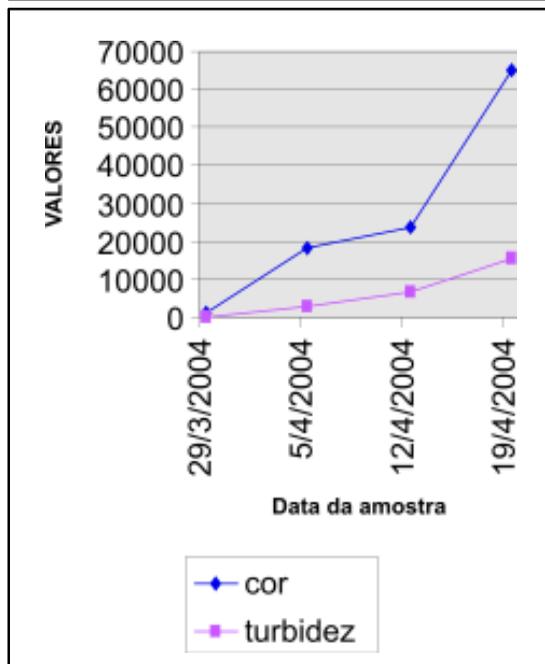
Tanto a cor quanto a turbidez aumentaram devido ao acúmulo de coagulantes no fundo do decantador, como se apresenta no gráfico 2.

GRÁFICO 1 - RESULTADOS DE ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS DO LODO DO DECANTADOR NO DECORRER DO TEMPO, BANDEIRANTES - PR - 2004



quanto maior o tempo de deposição, maior é o número de bactérias presentes no lodo

GRÁFICO 2 - VALORES DE COR E TURBIDEZ DO LODO DO DECANTADOR NO DECORRER DO TEMPO, BANDEIRANTES - PR - 2004



Efeito da retenção do lodo, cor e turbidez estão diretamente relacionadas com a presença de bactérias. O assoreamento dos rios aumenta a cor e turbidez, estes relacionados ainda com a incidência de chuva que carrega grandes quantidades de solo e com o "run-off" prejudicando a tratabilidade e eficiência dos procedimentos tradicionais de tratamento de água.

Em relação às bactérias, vê-se que quanto maior o tempo de deposição do lodo maior é o número de bactérias presentes no lodo. O tratamento de água utilizando coagulante sulfato de alumínio, seguido de filtração rápida, retém as bactérias, produzindo uma água com índice tolerável de bactérias, mesmo antes da utilização do cloro, com um número baixo ou até mesmo nulo de organismos bacterianos que possam causar danos para a saúde dos consumidores. São ilustrativos desta característica os resultados da contagem de bactérias da água do filtro, como se observa na tabela 1.

Os resultados das análises da água do rio (tabela 1) revelam que o rio apresenta altos valores de microorganismos do grupo dos coliformes. Isto decorrente possivelmente por ser este manancial corpo receptor de esgoto e

de lançamentos de contaminação gerada por atividades agropecuárias no decorrer do seu curso. A incidência de chuva tende aumentar a cor e turbidez da água do rio além de aumentar o carregamento de bactérias que vêm com o solo. O primeiro dia de coleta ocorreu logo após uma chuva que causou um aumento de cor e turbidez, acompanhado pelo aumento de bactérias. Estes parâmetros foram apresentando uma queda chegando a valores de 20,0 uT de turbidez e 140 uH de cor. Já com as análises realizadas da água do filtro ocorre uma diminuição nos resultados de matéria orgânica e de microorganismos do grupo coliforme, o que denota a eficiência da coagulação floculação na remoção destes contaminantes da água do rio.

A tabela 1 mostra como o floculante atua na remoção de microorganismos, onde mais de 90%

das bactérias presentes na água bruta são retidas no lodo. Resultados semelhantes aos de FILHO & DI BENARDO (2003), que utilizando dosagem de 50 mg/l de sulfato de alumínio, conseguiram com a utilização de um equipamento “Floteste”, com remanescente de algas de 0,3 % (1,956x10⁶ ind / l); a turbidez (1,15 uT) e cor aparente (11 uH), sendo consideráveis os valores de remoção de algas, cor e turbidez da água testada.

Conclusão

O sistema de tratamento de água do Serviço Autônomo de Água e Esgoto SAAE, funciona adequadamente quanto à utilização de sulfato de alumínio e sua dosagem. O uso de sulfato de alumínio tem se mostrado eficiente, isto

TABELA 1 - RESULTADO DAS ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS E MICROBIOLÓGICAS DE ÁGUA E LODO, DA ETA (ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUAS) DO SAAE (SERVIÇO AUTÔNOMO DE ÁGUA E ESGOTO), DO MUNICÍPIO DE BANDEIRANTES PARANÁ, 2004

	29/03/04			05/04/04			12/04/04			19/04/04		
	Lodo	Rio	Filtro	Lodo	Rio	Filtro	Lodo	Rio	Filtro	Lodo	Rio	Filtro
pH	6,2	6,7	6,2	7,1	7,9	7,7	7,1	7,9	7,4	6,6	7,3	6,9
Cor (uH)	1224	566	7	18100	159	9	23500	294	3	65000	140	6
Turbidez (uT)	249	109	0,50	3030	22,0	0,40	6450	46,0	0,20	15700	20,0	0,50
O.D. (mg O ₂ /L)	7,8	7,4	7,8	6,99	7,5	7,6	6,1	6,7	6,8	5,6	6,5	7,6
Condutividade (µ/S)	79	64	79	86	73	92	124	83	103	140	77	104
Cone inhoff (mL)	11	0	0	200	0	0	260	0	0	500	0	0
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	300	44	29	900	51	42	1700	57	43	7000	49	44
Dureza (mg CaCO ₃ /L)	0	32	31	0	46	38	0	40	40	0	43	35
M. orgânica (mg/L O ₂ cons.)	33	5,1	1,7	260	3,5	1,5	380	2,9	1	1200	2,4	1
Ferro (mg/L Fe)	12,9	1,1	0,1	255	1,4	0,4	680	2,9	0,1	1020	1,8	0,1
Alumínio (mg/AL ³⁺)	10,7	1	0,8	420	1,3	0,8	530	2,4	0,7	880	1,4	0,7
D.Q.O. (mg/L)	11	0	0	639	0	0	2048	0	0	8000	23	0
Coli. totais (UFC/100 mL)	0	400	0	0	300	0	100	460	0	100	90	0
Coli. Fecais (UFC/100 mL)	0	250	0	0	240	0	30	430	0	100	150	0
Pseudomonas sp (UFC/100 mL)	200	200	0	330	160	0	390	180	0	450	70	0
Bactérias Heterotróficas (UFC/mL)	4,7	540	20	4900	700	20	12500	460	1	3600	1320	10
Matéria seca por 100g	1,2	0,4	0,1	0,5	0,04	0,01	0,87	0,03	0,006	2,00	0,01	0,008

mais de 90% das bactérias presentes na água bruta são retidas no lodo

conseqüência em grande parte das características da água bruta do manancial Rio das Cinzas, que não sobrepõe a classificação 2 da Resolução Conama n.º 357 (BRASIL, 2005);

Fica claro que pelas características da água do filtro que o decantador não trabalha com sobrecarga e que pode ser utilizado com a variação (41,66 a 102,77 l/s) de vazão da ETA, sem prejuízo para qualidade da água filtrada;

Estes dados podem subsidiar estudos para reciclagem do lodo produzido no decantador, fonte poluidora potencial, quando da limpeza mensal do sistema. É neste sentido um fator de economia e reúso de água.

Referências

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 20 th. ed. Washington, DC: APHA, 1995.

BATALHA, B. H. L.; PARLATORE, A. C. **Controle da qualidade da água para consumo humano: bases conceituais e operacionais**. São Paulo: CETESB, 1997, 198 p.

BRANCO, S. M.; **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. 3. ed., São Paulo: CETESB/ASCETESB, 1986.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria n.º 518, de 25 de março de 2004. Estabelece os procedimentos e as responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade**. Diário da República Federativa do Brasil, Brasília, 26 mar. 2004.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n.º 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras providências**. Diário da República Federativa do Brasil, Brasília, 17 mar. 2005.

CENTURIONE FILHO, P. L.; Di BERNARDO, L., **Procedimentos para execução de ensaios de flotação/filtração em equipamento de bancada**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 8, n. 1; 2, jan./mar.; abr./jun., p. 39 – 44, 2003.

CETESB. **Operação e manutenção de E.T.A. São Paulo, 1973. v. 2.**

LETTERMAN, R. D.; AMIRTHARAJAH, A.; O'MELIA, C. R. **Coagulation and flocculation. In: Water quality and treatment**. 5th ed. AWWA/McGraw Hill, 1999.

NOUR, E. A. A. **Noções básicas de laboratório: apostila do curso de laboratório de saneamento da Faculdade de Engenharia Civil**. Campinas: UNICAMP, 1993. 92p.

RICHTER, C. A.; NETTO, J. M. A.; **Tratamento de água: tecnologia atualizada**. São Paulo: Edgar Blücher, 1995.

SANCHEZ, P. S. **Seminário atualização em técnicas para o controle microbiológico de águas minerais. v. 2., Curitiba, 1999.**

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE) de Bandeirantes - PR, pelo apoio no desenvolvimento desta pesquisa.

Autores

Marcelo Henrique Otenio, farmacêutico bioquímico (UEL), doutor em Ciências Biológicas (Unesp – Rio Claro), tratamento avançado de águas, professor titular da Fundação Faculdades Luiz Meneghel (FFALM), Departamento de Saúde e Educação (DSE).

Diego Augusto Leme Correa, biólogo.

o sulfato de alumínio tem se mostrado eficiente, considerando-se as características do manancial

Avaliação de um sistema de tratamento de esgoto com recebimento intermitente de lodo de ETA por meio de Ralf e Filtro Biológico Aeróbio Convencional



Adalberto Carraro

Evaluation of a sewage treatment system with intermittent receipt of water treatment plant sludge following RALF and Conventional Aerobic Biological Filtration

Resumo

Sistema de tratamento anaeróbico para esgoto sanitário é uma tecnologia que já se encontra consolidada no Brasil. A região objeto deste estudo oferece as condições ambientais favoráveis à utilização deste tipo de sistema, visto que o Paraná já conta com cerca de 300 Ralfs (Reator Anaeróbico de Lodo Fluidizado) em operação. Procurando conhecer melhor esta tecnologia, verificou-se a importância de avaliar sua capacidade de assimilar o lodo gerado no processo de tratamento de água, uma vez que a destinação do lodo de ETA (Estação de Tratamento de Água) tem sido objeto de estudo em países da Europa, Estados Unidos e também no Brasil. Desta forma, percebeu-se a necessidade do desenvolvimento de pesquisas que tratem da questão da destinação do lodo de ETA para ETEs (Estação de Tratamento de Esgoto), visto que tal alternativa já é uma realidade em Londrina, pois o lodo gerado na ETA Cafezal é destinado para a ETE Sul. A presente pesquisa avaliou o impacto do lançamento de lodo de ETA, através da rede coletora, na estação de tratamento de esgoto SUL, conhecida como ETE Sul, localizada no município de Londrina, Paraná, que atende uma população de aproximadamente 150.000 habitantes. Durante o período de monitoramento, que durou 12 meses, foi observado que a vazão média da ETE foi de 267 l/s, enquanto que as descargas de lodo de ETA eram

realizadas em uma vazão média de 2,6 l/s durante 4 dias por semana. Em termos de remoção de DBO, durante os períodos de recebimento de lodo de ETA, a eficiência média da ETE foi de 89,8%. Nos períodos sem a presença de lodo de ETA, a eficiência da ETE, em termos de remoção de DBO, foi de 87,2%. Estes e outros resultados pretendem demonstrar que o recebimento de lodo de ETA diluído num percentual de 1% da vazão junto ao afluente bruto não foi prejudicial ao sistema de tratamento de esgoto, ao contrário, foi benéfico em relação à remoção de matéria orgânica.

Palavras chave: Água; esgoto sanitário; lodo de ETA; lodo seco; pós-tratamento; tratamento anaeróbico

Abstract

Anaerobic sanitary sewage treatment systems are an already well-established option in Brazil. The region chosen for this study offers favorable environmental conditions for this type of system, since Paraná depends upon about 300 Ralfs (Anaerobic Reactor of Sludge Fluidization) already in operation. We are seeking to better understand this technology, (having) verified the importance of evaluating its capacity to assimilate the sludge generated in the water treatment

avaliou-se o impacto do lançamento do lodo de ETA em uma ETE



process, and given that the destination for water treatment plant (ETA) sludge has been the subject of study in European countries, the United States and Brazil. Therefore, it seemed necessary to develop research that deals with the question of the destination for water treatment plant sludge, since such an alternative is already a reality in the municipality of Londrina, where the sludge generated in the ETA coffee plantation is destined for the South ETE (sewage treatment plant). The present research evaluated the impact of releasing the ETA sludge, through the collection network, into the SOUTH sewer treatment station, known as South ETE, located in the municipality of Londrina, Paraná, serving a population of approximately 150,000. During the 12 month monitoring period, it was observed that the average outflow of the ETE was 267 l/s, while the ETA sludge discharges were effected in an average outflow of 2.6 l/s during 4 days per week. In terms of removal of DBO, during the periods of receiving the ETA sludge, the average efficiency of the ETE was 89.8%. In the periods without the presence of ETA sludge, the efficiency of the ETE, in terms of removal of DBO, was 87.2%. These and other results demonstrate that the act of receiving ETA sludge diluted to a percentage of 1% of the combined outflow to the raw tributary was not harmful to the sewer treatment system, and also was beneficial in relation to the removal of organic substance.

ETAs também geram algum tipo de resíduo, que requerem destinação final adequada

Key words: Water, sanitary sewer, anaerobic treatment, post-treatment, ETA, ETA sludge, dry sludge

Introdução

As ETAs (Estações de Tratamento de Água), sem dúvida, contribuem para a melhoria da qualidade de vida ao produzirem água tratada que atenda aos padrões de potabilidade para abastecimento da população. Mas, tal como ocorre em todo processo produtivo, as ETAs também geram algum tipo de resíduo e a destinação final destes vem sendo objeto de pesquisa nos últimos anos.

Um método alternativo de disposição dos resíduos gerados nas ETAs, que tem sido observado em países da Europa e nos Estados Unidos, é seu lançamento nas ETEs (Estações de Tratamento de Esgoto), via rede coletora ou por meio de transporte de caminhão. Este procedimento surge como uma proposta bastante atraente, visto que elimina a implantação de sistemas de tratamento de resíduos nas próprias ETAs. Entretanto, algumas interferências podem ocorrer nas unidades da ETE, de maneira que tal procedimento deve ser bem analisado.

De modo geral, a escolha do processo de tratamento a ser adotado para esgotos sanitários ou lodo de ETA deve levar em conta tanto aspectos técnicos como financeiros, conciliando-os de forma a atender, da melhor maneira possível, a realidade local com aproveitamento máximo das condições ambientais e locais favoráveis, pois atualmente um dos grandes desafios da humanidade é o desenvolvimento sustentável que procura vincular mais estreitamente o conceito de economia, qualidade de vida e ecologia.

Atualmente, existem mais de 200 ETEs utilizando esta concepção, sendo que Londrina conta com duas delas de grande porte operando com sistema conjugado Ralf/Filtro Biológico e uma delas, a ETE Sul, também recebe o lodo gerado no processo de tratamento de água da ETA Cafezal.

Embora existam em operação ETEs que utilizem sistemas de tratamento anaeróbico com pós-tratamento aeróbico, inclusive com algumas recebendo o lodo de uma ETA, os dados de monitoramento para avaliar o desempenho em escala real ainda são escassos e, sem dúvida, o acompanhamento destas unidades permitirá uma melhor caracterização da operação e da eficiência do sistema e contribuirá para a realização de futuros projetos a serem desenvolvidos.

Características do lodo gerado pelos sistemas de tratamento de água

O sistema de tratamento de água consiste basicamente na remoção de partículas finas em suspensão e em solução presentes na água

bruta. Neste processo, é necessária a aplicação de alguns tipos específicos de produtos químicos, como sulfato de alumínio, sulfato férrico ou cloreto férrico, cuja função é desestabilizar as partículas coloidais, formando flocos com tamanho suficiente para sua posterior remoção.

A remoção destas partículas é necessária para a clarificação da água, sendo que esta operação é realizada através de decantadores, onde esse material sedimentado fica retido durante um certo tempo.

Esta água decantada, com parte dos flocos que não sedimentaram, é encaminhada para um leito filtrante de várias camadas, que podem ser seixos rolados de vários tamanhos, mais areia e carvão antracitoso de variada e definida granulometria, sendo que na limpeza desta camada este material nunca é descartado. Desta forma, uma parte do subproduto sedimentado fica retido nos decantadores e outra parte fica retida nos filtros.

Assim, uma ETA produz água para abastecimento e, conseqüentemente, gera lodos acumulados nos decantadores e água de lavagem dos filtros, cujas características variam conforme a qualidade da água bruta a ser tratada e do tipo e dosagem dos produtos químicos utilizados

no processo de coagulação dessa água, além de aspectos naturais devido às mudanças sazonais que influem na turbidez da água, bem como as características geológicas da região. Na tabela 1 são apresentadas algumas características físico-químicas dos lodos gerados em ETAs.

Geralmente este lodo sedimentado é lançado em cursos d'água próximos das ETAs podendo alterar as características desse corpo receptor, gerando um impacto no meio ambiente. Estes resíduos possuem muita umidade, geralmente maior que 95% e estando, de maneira geral, sob forma fluida e de difícil drenagem em leitos de secagem convencionais.

No Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (IPH/UFRGS), um experimento simulando seis leitos de secagem foi conduzido durante 10 dias apresentando uma redução de 9,9% de umidade do lodo, baixa percentagem (2,78%) de lixiviação do alumínio, DQO inicial de 533 mg/l e final de 167 mg/l, representando uma remoção de 68,6%.

CORDEIRO (1999) efetuou determinações de metais presentes nos sólidos dos lodos da ETA São Carlos, Estado de São Paulo, cujos resultados permitem perceber a grande concentração de metais pesados na fase sólida do lodo,

TABELA 1 - CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DOS LODOS GERADOS EM ETAS

Autor/Ano	DBO (mg/l)	DQO(mg/l)	pH	Sólidos Totais (mg/l)	Sólidos Voláteis (mg/l)
Neubauer (1968)	30 a 150	500 a 15.000	6,0 a 7,6	1.100 a 16.000	20% a 30%
Sutherland (1969)	100 a 232	669 a 1.100	7,0	4.300 a 14.000	25%
Bugg (1970)	380	1.162 a 15.800	6,5 a 6,7	4.380 a 28.580	20%
Albrecht (1972)	30 a 100	500 a 10.000	5,0 a 7,0	3.000 a 15.000	20%
Culp (1974)	40 a 150	340 a 5.000	7,0	-	-
Nilsen (1974)	100	2.300	-	10.000	30%
Singer (1974)	30 a 300	30 a 5.000	-	-	-
Cordeiro (1981)	320	5.150	6,5	81.575	20,7%
Vidal (1990)	449	3.487	6,0 a 7,4	21.972	15%
Vidal (1990)	173	1.776	6,7 a 7,1	6.300	73%
Cordeiro (1993)	-	5.600	6,4	30.275	26,3%
Patrízze (1998)	-	-	5,55	6.112	19%
Patrízze (1998)	-	-	6,8	6.281	-

Fonte: CORDEIRO (1999)

estes resíduos possuem muita umidade, geralmente maior que 95%

e que estão apresentados na tabela 2.

A tabela 2 ainda permite observar que há grande diferença entre os resíduos gerados em estações de tratamento de água, mostrando a necessidade de equacionar o problema de forma quase que individualizada.

As principais variações em relação ao aspecto do lodo devem-se, fundamentalmente, ao tipo de coagulante utilizado devido às suas particularidades, e quase sempre, por exigir a adição de polímeros para proporcionar um desempenho adequado na operação de adensamento por flotação, ou por sedimentação.

Quando é utilizado o sulfato de alumínio como coagulante primário, os possíveis compostos formados no processo dependerão do pH do meio, da presença de ligantes e hidróxidos na água bruta, segundo DRISCOLL *apud* CORDEIRO (1999). Mas com a utilização deste coagulante, tem sido determinadas grandes con-

centrações de alumínio, podendo causar problemas na camada bentônica de lagos ou em rios que possuam baixa velocidade.

Quando se utiliza o cloreto férrico, o lodo passa a apresentar coloração avermelhada e cheiro característico.

A toxicidade potencial dos lodos gerados em ETAs depende de fatores tais como: características da água bruta; produtos químicos utilizados no tratamento; possíveis contaminantes contidos nesses produtos; reações químicas ocorridas durante o processo; forma de remoção e tempo de retenção dos resíduos nos decantadores; características hidráulicas, físicas, químicas e biológicas do corpo receptor.

As águas superficiais utilizadas como mananciais estão sujeitas à contaminação por formas naturais decorrentes da ação da água sobre as rochas e também por decorrência de ações antropogênicas sobre o meio, tais como:

TABELA 2 - CONCENTRAÇÃO DE METAIS PESADOS PRESENTES NA FASE SÓLIDA NOS LODOS DE ETAS

METAIS	ETA 01*	ETA 02*	ETA 03*
Alumínio (mg/l)	3965	391	325
Bário (mg/l)	-	0,22	0,18
Cádmio (mg/l)	0,14	0,02	0,02
Cálcio (mg/l)	142,00	-	0,08
Chumbo (mg/l)	2,32	0,20	0,30
Cloreto (mg/l)	-	35	36,3
Cobre (mg/l)	1,47	0,12	0,20
Cromo total (mg/l)	3,82	0,06	0,09
Ferro total (mg/l)	3381,00	129	166
Ferro solúvel (mg/l)	-	6,14	0,12
Magnésio (mg/l)	27,00	2,87	1,38
Manganês (mg/l)	1,86	7,80	3,44
Manganês solúvel (mg/l)	-	4,57	1,00
Mercúrio (mg/l)	-	-	—
Níquel (mg/l)	2,70	0,14	0,12
Potássio (mg/l)	49,97	7,37	7,55
Sódio (mg/l)	311,00	29,3	63,0
Zinco (mg/l)	2,13	0,70	0,98

*ETAs situadas no Estado de São Paulo.
Fonte: CORDEIRO (1999)

a toxicidade potencial dos lodos gerados em ETAs depende de vários fatores



aplicação de fertilizantes, pesticidas e disposição de resíduos industriais. Este aspecto é de grande importância, pois essas substâncias poderão estar presentes nos resíduos gerados.

Alternativas para disposição do lodo de ETA

O lodo dos decantadores é classificado como “resíduos sólidos” pela NBR-1004 e, portanto, deve ser tratado e disposto dentro dos critérios estabelecidos por essa norma (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1987).

Historicamente esses despejos têm sido lançados diretamente nos cursos de água, porém tal prática tem sido bastante questionada por causa do impacto ambiental, riscos à saúde humana e à vida aquática. No entanto, existem várias alternativas para disposição final destes resíduos que dependem da análise da viabilidade técnica, econômica e ambiental para cada caso. Conforme REALI (1999), pode-se citar as seguintes alternativas:

- Disposição em aterros sanitários;
- Disposição controlada em certos tipos de solos;
- Aplicações como matéria-prima industrial na fabricação de materiais de construção;
- Incineração;
- Filtração forçada, como centrifugação, filtro-prensa, etc;
- Lagoas de tratamento;
- Lançamento na rede coletora de esgoto.

A disposição final de lodo de ETA em estações de tratamento de esgoto é uma opção que vem sendo apresentada como uma alternativa viável, visto que tal método já é empregado em alguns países da Europa e nos Estados Unidos.

REALI (1999) realizou experimentos misturando lodo de ETA com esgoto de uma ETE. Foram realizados dois estudos de caso que analisaram a digestão anaeróbia e produção de metano proveniente da mistura de esgoto com o lodo produzido em decantadores de uma ETA que utiliza sulfato de alumínio como coagulante e uma outra ETA que emprega cloreto férrico. Na mistura esgoto mais lodo de ETA, que utiliza sulfato de

alumínio, ocorreu uma diminuição substancial de coliformes totais, DQO, nitrogênio, fósforo e cor; não houve interferência significativa no desempenho dos digestores de lodo. Na mistura esgoto mais lodo de ETA, que utiliza cloreto férrico, a produção de metano também não sofreu alterações significativas, verificando uma ligeira tendência de aumento da taxa de produção de metano à medida que a proporção de resíduo de ETA no esgoto primário cresceu. A concentração de sólidos totais aumentou no início do teste, mas no final ficou numa faixa de 50% a menos que o esgoto bruto. A concentração de sólidos sedimentáveis aumentou proporcionalmente ao percentual de despejo da ETA contido no afluente da ETE e a remoção de sólidos suspensos totais aumentou proporcionalmente ao percentual de resíduo da ETA contido no afluente da ETE.

CARVALHO e BERNARDO (2002) realizaram estudos para simular as interferências no desempenho dos decantadores primários e digestores de lodo de ETE, que venham a receber lodo de ETA pela rede coletora de esgoto. O objeto de estudo foi o lodo de uma ETA que utiliza cloreto férrico como coagulante, cuja concentração de SST/l era de 300 a 1000 mg. Com simulações através de testes em colunas de sedimentação em escala piloto, concluiu-se que a concentração de sólidos sedimentáveis, nos decantadores primários da ETE, aumentou proporcionalmente a concentração de sólidos suspensos presentes nos despejos da ETA e a remoção de sólidos suspensos totais também aumentou, proporcionalmente a concentração de sólidos totais presentes no mesmo despejo. As análises de metais pesados contidos na mistura indicaram deterioração de sua qualidade com aumento da concentração de sólidos do despejo da ETA; a produção de metano na ETE indicou uma ligeira tendência de aumento na medida em que a concentração do despejo da ETA contida no lodo primário aumentou. Concluiu-se também uma tendência a uma maior eficiência de sedimentação dos decantadores primários da ETE; aumento no volume de lodo primário produzido; baixa concentração de ferro, provavelmente pela ocorrência de precipitação desse elemento e não-inibição no processo de digestão anaeróbia de lodo de esgoto.

A ETE Franca, localizada na cidade de

a disposição final de lodo de ETA em ETE tem se mostrado como opção viável

Franca, Estado de São Paulo, trata o esgoto doméstico pelo processo de lodos ativados, sendo que desde agosto de 2001 passou a receber o lodo dos decantadores da estação de tratamento de água da cidade, descartado pela rede coletora. O coagulante utilizado na ETA é o sulfato férrico. No tratamento primário foi observada uma maior sedimentação de sólidos chegando a atingir um valor de 70,0 ml/l. A concentração de sólidos no lodo primário que era de 3,15%, em períodos de recebimento de lodo de ETA, passou a 6,68%, ocasionando também aumento na concentração de sólidos totais nos digestores, passando de 2,5% até 6,0%, mas não interferindo na produção de biogás. A umidade no biossólido diminuiu de 82% para 73%, resultando numa economia de polímero na operação do filtro-prensa para desaguamento do lodo. A remoção de DBO não apresentou oscilações, sendo observado um ligeiro aumento em sua remoção nos períodos de recebimento de lodo de ETA.

Apesar desta alternativa ser muito atracente, o gerenciamento da disposição do lodo da ETA está sendo transferido para a ETE e algumas interferências podem ocorrer nas unidades internas desta ETE, de modo que tal procedimento deve ser criteriosamente analisado.

Materiais e métodos

A pesquisa desenvolvida no presente trabalho foi realizada na ETE Sul que pertence ao sistema de coleta e tratamento de esgoto sanitário dos municípios de Londrina e Cambé.

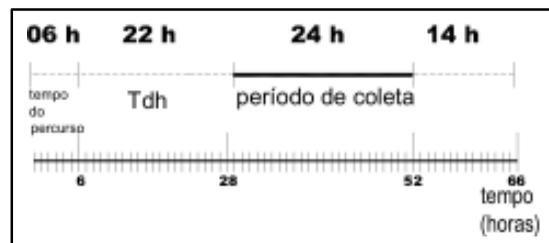
A vazão média atual do afluente da ETE é de 267 l/s em tempo seco, atingindo uma vazão máxima de 480 l/s, enquanto que as descargas de lodo da ETA Cafezal eram realizadas a cada 4 dias com vazão média de 2,6 l/s, isto corresponde em 1% da vazão média da ETE Sul. O monitoramento de rotina da ETE Sul forneceu a maior parte dos dados necessários para o desenvolvimento desta pesquisa, através de coletas compostas. As coletas foram alternadas em: “com lodo” e “sem lodo” da ETA, após prévia programação junto ao pessoal responsável pela lavagem dos decantadores da ETA Cafezal.

1. Sistemática da coleta

Para serem realizadas as coletas das amostras representativas para períodos com e sem recebimento do lodo da ETA, foi calculado em 6 horas o tempo em que tais despejos levam para chegar à ETE Sul, pela rede coletora. Considerando a vazão da bomba de recalque, 14 m³/h para um volume de 840 m³ de transferência, concluiu-se que o tempo total de recalque seria de 60 horas.

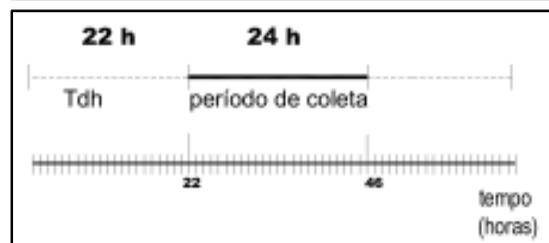
Para efetuar as coletas para períodos com recebimento de lodo de ETA foi estabelecido que estas deveriam obedecer ao Tdh (tempo de detenção hidráulica) da ETE Sul, isto é, 22 horas, após a chegada do lodo da ETA na ETE, que é facilmente visualizado pela sua coloração marrom. Nestas condições, mesmo após o término da coleta (24 horas), o lodo da ETA ainda circula pela ETE, por aproximadamente 14 horas. Tal procedimento é ilustrado pela figura 1.

FIGURA 1 - REPRESENTAÇÃO DO PERÍODO DE TEMPO OBSERVADO PARA COLETA COM LODO DA ETA



Conforme demonstrado na figura 2, para as amostras isentas de lodo de ETA, foi verificada a saída total deste afluente e ainda observado o Tdh da ETE para poder ser iniciada as coletas. Assim, 22 horas após a última coleta, poderia ser iniciada nova amostragem, desta vez, sem lodo de ETA.

FIGURA 2 - REPRESENTAÇÃO DO PERÍODO DE TEMPO OBSERVADO PARA COLETA ISENTA DE LODO DE ETA

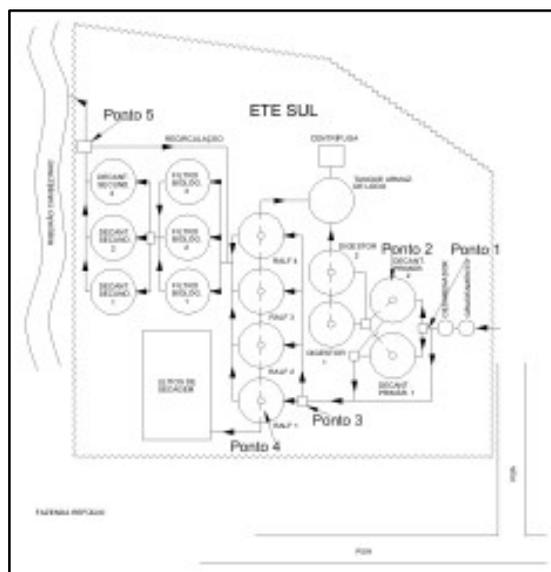


*na mistura
esgoto mais
lodo de ETA,
que utiliza
cloreto férrico,
a produção de
metano também
não sofreu
alterações
significativas*

2. Pontos de coletas e metodologia para análises físico-químicas

Após um levantamento quanto à capacidade de remoção de matéria orgânica e sua influência no processo de tratamento foram definidos os seguintes pontos de coletas, conforme pode ilustrado na figura 3

FIGURA 3 - DISTRIBUIÇÃO DOS PONTOS DE COLETAS NA ETE SUL



As coletas nos pontos 1, 2 e 3 foram realizadas manualmente de 2 em 2 horas durante 24 horas e nos pontos 4 e 5 foi utilizado um equipamento coletador automático programado para coletar com a mesma frequência.

Ponto 1 - O afluente bruto foi coletado após o gradeamento e antes do desarenador.

Ponto 2 - O efluente do decantador primário n.º 2 foi coletado na caixa de saída do efluente localizada na periferia do próprio decantador.

Ponto 3 - O afluente aos RalFs foi coletado na caixa divisora de fluxo 2, pois nesta unidade é onde se mistura parte do efluente dos decantadores primários e parte do afluente bruto.

Ponto 4 - O efluente dos RalFs foi coletado

na comporta de saída do efluente tratado do Ralf.

Ponto 5 - O efluente final foi coletado na caixa de passagem do efluente tratado dos três decantadores secundários.

Ao fim das coletas, a mesma era transferida para o laboratório da ETE Sul para separação de 4.000 ml proporcionais à vazão do momento de cada coleta.

Os parâmetros analisados para este artigo foram: Vazão (l/s), pH, DQO, DBO₅, Ortofosfatos, Nitrogênio total, Sólidos Totais, Sólidos Fixos e Sólidos Voláteis.

Resultados e discussões

O pH manteve-se numa faixa entre 7,1 e 7,7, que é ideal para o metabolismo das bactérias anaeróbias, apresentando pouca perturbação pela presença do lodo de ETA.

Nos períodos de recebimento do lodo da ETA Cafezal, o afluente bruto apresentou uma DBO média de 227 mg/l; no decantador primário foi de 137,3 mg/l; no efluente tratado do Ralf, encontrou-se 58,3 mg/l e no efluente final, 26,3 mg/l. Nos períodos sem contribuição do lodo da ETA Cafezal, a DBO média do afluente bruto foi de 247 mg/l; no decantador primário foi de 170,2 mg/l; no efluente tratado do Ralf, 69 mg/l; e no efluente final, 28,9 mg/l. Estes dados podem ser observados na tabela 3 e ilustrados no gráfico 1.

Em termos de DQO, para os períodos com contribuições do lodo da ETA, o afluente bruto apresentou uma DQO média de 371,6 mg/l; no decantador primário foi de 232,9 mg/l; no efluente do Ralf encontrou-se 116,1 mg/l e no efluente final, 55,0 mg/l. Sem a contribuição do lodo da ETA os valores para a DQO média foram, respectivamente para o afluente bruto, decantador primário, efluente do Ralf e efluente final, 375,6 mg/l, 241,6 mg/l, 106,4 mg/l e 47,0 mg/l, conforme pode ser observado através do gráfico 2 e tabela 3.

nos períodos de recebimento do lodo da ETA Cafezal, o afluente bruto apresentou uma DBO média de 227 mg/l

TABELA 3 - MÉDIA DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS ENCONTRADOS DURANTE OS PERÍODOS MONITORADOS

Parâmetros	Período COM recebimento de lodo				Período SEM recebimento de lodo			
	Afluente bruto	Decantador primário	Efluente do Ralf	Efluente Final	Afluente bruto	Decantador primário	Efluente do Ralf	Efluente Final
pH	7,1	7,2	7,4	7,6	7,2	7,2	7,4	7,7
DBO (mg/l)	227,9	137,3	58,3	26,3	247,7	170,2	68,9	28,9
DQO (mg/l)	371,6	232,9	116,1	55,0	375,6	241,6	106,4	47,0
Nitr. Total (ng/l)	28,0	26,6	31,8	29,8	29,4	31,4	34,1	31,3
Ortofosfato (mg/l)	4,6	3,8	4,3	3,7	3,4	3,5	3,5	3,0
Sólidos Totais (mg/l)	695,0	503,0	392,0	340,0	654,0	573,0	486,0	432,0
Sólidos totais fixos (mg/l)	370	321,0	259,0	217,0	362,0	384,0	311,0	298,0

GRÁFICO 1 - VARIAÇÃO MÉDIA DA DBO (MGL) NO EFLUENTE DAS PRINCIPAIS ETAPAS DO TRATAMENTO

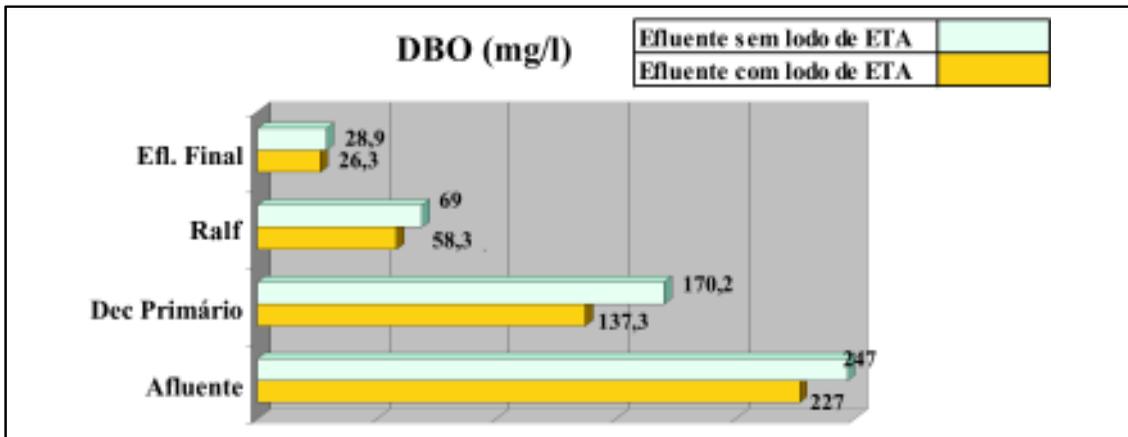
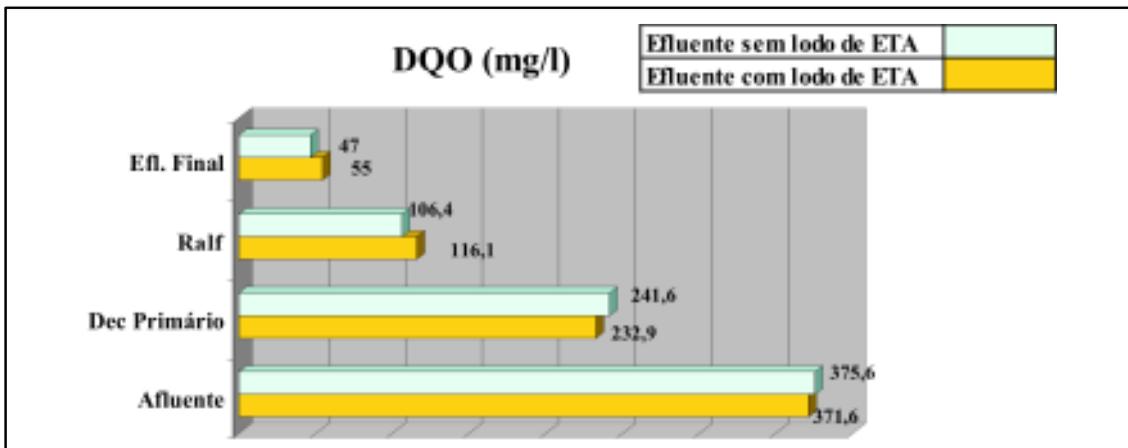


GRÁFICO 2 - VARIAÇÃO MÉDIA DA DQO (MGL) NO EFLUENTE DAS PRINCIPAIS ETAPAS DO TRATAMENTO



nos períodos com contribuições do lodo da ETA, o afluente bruto apresentou uma DQO média de 371,6 mg/l

Observou-se que nos períodos com recebimento de lodo de ETA houve maior remoção de matéria orgânica, proporcionando uma maior eficiência do sistema, inclusive a DBO média de 58,3 mg/l do efluente do Ralf satisfaz as exigências ambientais estabelecidas pelo Instituto Ambiental do Paraná (IAP).

A Carga Orgânica Volumétrica (COV) média aplicada ao Ralf em períodos de recebimento de lodo de ETA, em termos de DBO, foi de 0,36 kg DBO/m³ dia para uma remoção de 0,25 Kg DBO/m³ dia, representando um percentual de remoção de 69%. Em termos de DQO, a COV aplicada no Ralf foi de 0,60 kg de DQO/m³ dia e 0,38 kg DQO/m³ dia foi removida, significando, em termos percentuais, 63% de remoção.

Para períodos sem recebimento de lodo de ETA, a COV média aplicada ao Ralf, em termos de DBO, foi de 0,42 Kg DBO/m³ dia com remoção de 0,29 kg DBO/m³ dia representando uma remoção média de 69%. Em termos de DQO, a COV aplicada foi de e 0,63 kg DQO/m³ dia e remoção de 0,42 Kg DQO/m³ dia, representando 67% de remoção.

Estes números indicam que a existência de lodo de ETA não interferiu na capacidade de remoção de COV do Ralf, em termos de DBO, entretanto contribuiu para um afluente de melhor qualidade para o pós-tratamento. Em termos de DQO, o percentual de remoção de COV foi ligeiramente maior para períodos sem contri-

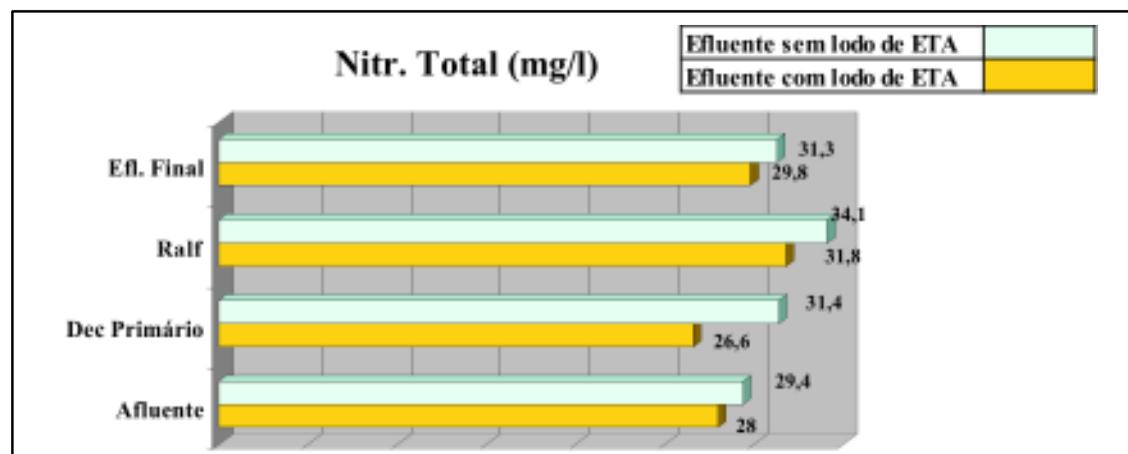
buição deste subproduto.

Embora a ETE Sul não tenha sido projetada para remover quantidades significativas de nitrogênio, nos períodos com recebimento do lodo da ETA o afluente e o efluente final apresentaram, respectivamente, 28,0 mg/l e 29,8 mg/l de nitrogênio total; enquanto nos períodos sem recebimento do lodo da ETA estes valores foram de 29,4 mg/ e 31,3 mg/l, indicando um pequeno acréscimo percentual de nitrogênio total de 6,4% para ambos os períodos monitorados, tal como é ilustrado pelo gráfico 3. Observando os teores de nitrogênio orgânico no afluente bruto, 5,0 mg/l com lodo da ETA e 6,5 mg/l sem este subproduto, verificou-se uma diferença de 23% a menos para o primeiro, sugerindo que concentrações maiores do lodo de ETA possam proporcionar menores concentrações deste nutriente.

As remoções de fósforo são conseguidas através de sua precipitação e incorporação ao manto de lodo, com auxílio de um metal que pode ser o cloreto férrico (FeCl₃), sendo este produto o coagulante utilizado no tratamento de água da ETA Cafezal. Conforme pode ser observado no gráfico 4, nos períodos com recebimento de lodo de ETA o afluente bruto, decantador primário, efluente do Ralf e efluente final, apresentaram concentrações médias de fósforos de, respectivamente, 4,6 mg/l, 3,8 mg/l, 4,3 mg/l e 3,7 mg/l, proporcionando uma remoção de 19,6% do efluente final em relação ao afluente. Nos períodos sem esta contribuição, os valores foram, 3,4

o lodo de ETA não interfere na capacidade de remoção da Carga Orgânica Volumétrica (COV) do Ralf

GRÁFICO 3 - VARIAÇÃO DO NITROGÊNIO TOTAL (MG/L) NO EFLUENTE DAS PRINCIPAIS ETAPAS DO TRATAMENTO



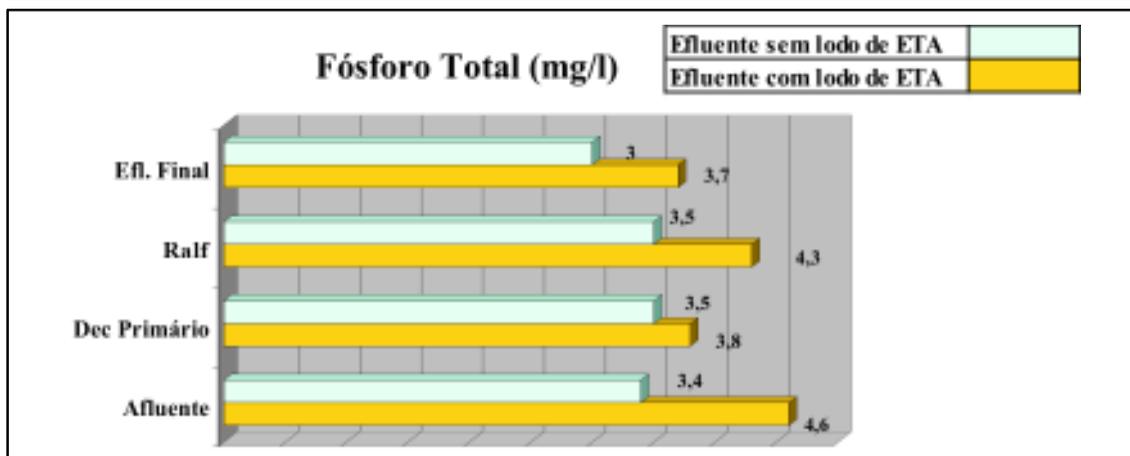
mg/l, 3,5 mg/l, 3,5 mg/l e 3,0 mg/l, sendo que nestas condições o sistema apresentou um percentual de remoção de 11%. Estes valores indicam um ligeiro aumento na capacidade de remoção de fósforo sob a presença de pequenas concentrações de cloreto férrico contidas no lodo de ETA.

Conforme é demonstrado através do gráfico 5, o teor médio de ST (sólidos totais), nos períodos de recebimento de lodo da ETA para o afluente bruto foi de 695 mg/l de ST e no efluente do decantador primário, 503 mg/l, no efluente do Ralf, 392 mg/l e no efluente final, 340 mg/l. Nos períodos sem esta contribuição, os valores médios foram de 654 mg/l, 573 mg/l, 486 mg/l e

432 mg/l, respectivamente para o afluente bruto, decantador primário, efluente do Ralf e efluente final. Novamente há um indicativo de maior capacidade de remoção de matéria orgânica sob a presença do lodo de ETA.

Os resultados dos percentuais médios de STF (sólidos totais fixos) para períodos com ou em lodo da ETA, respectivamente, foram de 53,2% e 55,4% para o afluente bruto; no decantador primário este percentual aumentou para 63,8% e 67%, tal como é ilustrado no gráfico 6. Isto posto, pode-se concluir que houve uma maior capacidade de sedimentação primária sob a presença de pequenas contribuições do lodo da ETA.

GRÁFICO 4 - VARIAÇÃO DO ORTOFOSFATO (MG/L) NO EFLUENTE DAS PRINCIPAIS ETAPAS DO TRATAMENTO



houve maior capacidade de sedimentação primária sob a presença de pequenas contribuições do lodo da ETA

GRÁFICO 5 - VARIAÇÃO DOS SÓLIDOS TOTAIS (MG/L) NO EFLUENTE DAS PRINCIPAIS ETAPAS DO TRATAMENTO

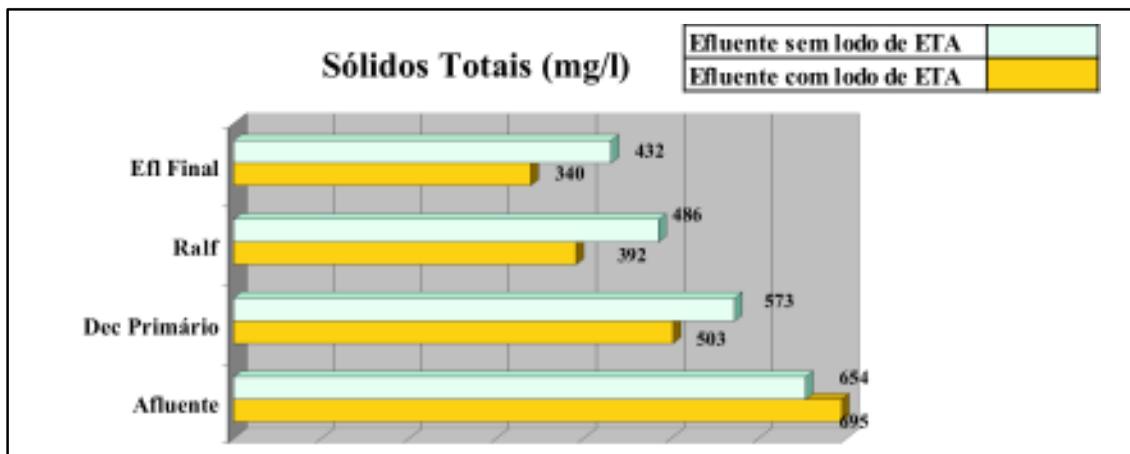
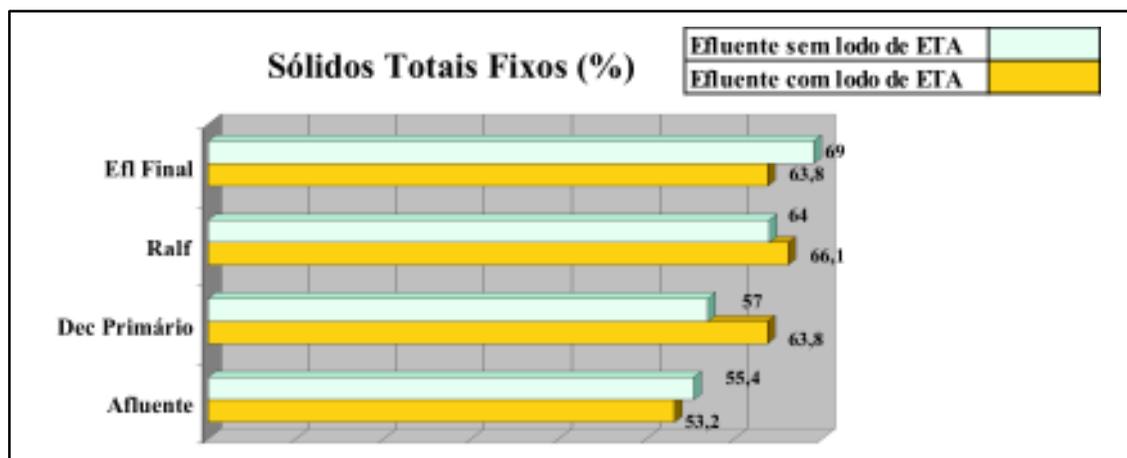


GRÁFICO 6 - VARIAÇÃO DO PERCENTUAL DE SÓLIDOS TOTAIS FIXOS (MGA/L) NO EFLUENTE DAS PRINCIPAIS ETAPAS DO TRATAMENTO



A tendência de um maior percentual de STF continuou durante as outras fases do tratamento, sendo que o efluente do Ralf 1, para os períodos com ou sem lodo de ETA, apresentou percentuais de STF de 66,1% e 64,0%. O efluente final apresentou um percentual médio de 63,8% e 69,0% para os respectivos períodos.

Conclusões

Embora a ETE Sul não tenha sido projetada para tratar afluentes contendo lodo de ETA, o recebimento deste subproduto, proveniente da ETA Cafezal, diluído numa proporção de 1% junto ao afluente bruto não foi prejudicial ao sistema. Ao contrário, foi benéfico em relação à remoção de matéria orgânica.

Os decantadores primários puderam apresentar remoções médias de 39,5% em termos de DBO, superando as expectativas de projeto. Deve-se ressaltar que remoções superiores às esperadas em projeto não são interessantes nesta etapa de tratamento, haja vista que a carga orgânica aplicada aos reatores anaeróbios de alta taxa pode ser um dos fatores limitantes do processo.

Pequenas variações da COV (Carga Orgânica Volumétrica) aplicada aos Ralfs, em termos de DBO, foram observadas durante os períodos monitorados, mas em ambos os casos

houve percentuais de remoções de 69%. Em termos de DQO, as remoções da COV foram de 63% e 67% para períodos com e sem lodo de ETA respectivamente.

Durante os períodos com recebimento de lodo de ETA, foram verificadas menores concentrações de nitrogênio total nos efluentes das etapas de tratamento e também observou-se um maior percentual de remoção de fósforo, influenciado pela existência de partículas ainda ativas de Cloreto Férrico no lodo de ETA.

O teor médio de ST (Sólidos Totais) indicou que houve uma maior capacidade de sedimentação primária sob a presença de pequenas contribuições do lodo da ETA Cafezal. Nos períodos de recebimento de lodo de ETA houve uma redução de 27,6% no teor de sólidos totais no decantador primário, enquanto no período sem esta contribuição este percentual foi de 12,4%. Comportamento semelhante ocorreu em relação ao afluente e efluente do Ralf.

Os resultados das análises de STF (Sólidos Totais Fixos) para períodos com ou sem lodo de ETA, respectivamente, apresentaram um percentual médio de 53,2% e 55,4% para o afluente bruto, no decantador primário este percentual aumentou para 63,8% e 67%. Diante disto, conclui-se que haja uma deficiência no tratamento preliminar, visto que os percentuais de sólidos fixos em ambos os períodos estão bem acima de 50%.

Por fim, uma tendência de maior percen-

o lodo de ETA, diluído numa proporção de 1% junto ao afluente bruto, não prejudicou o sistema

tual de STF continuou durante as outras fases do tratamento, sendo que o efluente do Ralf 1, para os períodos com ou sem lodo de ETA, apresentou percentuais de STF de 66,1% e 64,0%, e o efluente final apresentou um percentual médio de 63,8% e 69,0% para os respectivos períodos, resultantes de uma maior ocorrência da precipitação de sólidos coloidais e dissolvidos contidos no lodo de ETA.

Este trabalho é apresentado de forma mais ampla na dissertação de mestrado do autor, sob título *Tecnologia ambiental apropriada a países de clima subtropical: avaliação do pós-tratamento de efluente Ralf, através de filtro biológico aeróbio convencional, com recebimento intermitente de lodo de ETA*.

Referências

AISSE, M. M.; JÜRGENSEN, D.; ALEM SOBRINHO, P. **Avaliação do sistema reator UASB e filtro biológico para o tratamento de esgoto sanitário**. In: CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.). Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Belo Horizonte: [s.n.], 2001(a). p. 111-118.

ALEM SOBRINHO, P.; JORDÃO, E. P. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios: uma análise crítica**. In: CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.). Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Belo Horizonte: [s.n.], 2001. p. 491-512.

ANDRADE NETO, C. O.; MELO, H. N. S.; LUCAS FILHO, M. **Filtros anaeróbios com fluxo ascendente e fluxo descendente**. In: CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.). Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Belo Horizonte: [s.n.], 2001. p. 185-192

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR-1004/87. **Classificação de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro: 1987.

BONA, A et al. **Avaliação do sistema Ralf e filtro biológico para o tratamento de esgoto sanitário**. Sanare. Revista Técnica da

Sanepar, Curitiba, v. 18, n. 18, p. 36-45, jul./dez. 2002.

CARVALHO, E. H.; BERNARDO, L. D. **Interferência dos despejos de estações de tratamento de água nas estações de tratamento de esgoto**. In: CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL., 20., 1999, Rio de Janeiro. Anais... Rio de Janeiro: ABES, 2002. p. 1230-1238.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/ UFMG, 1997. v.5

_____. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios: coletânea de trabalhos técnicos**. Belo Horizonte: [s.n.], 2001. v.2

CORDEIRO, J. S. **Importância do tratamento e disposição adequada dos lodos de ETAs**. In: REALI, M.A.P. (Coord.). Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 1-19.

COSTA, E. R. H. **Melhoria da qualidade da água tratada e aumento da capacidade de ETAs através da escolha adequada de coagulantes e auxiliares, em águas com alcalinidade alta (estudo de caso)**. In: SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6., 2002, Vitória. Anais... Vitória: ABES, 2002.

GONÇALVES, R. F. et al. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme**. In: CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.). Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Belo Horizonte: PROSAB, 2001. p. 171-278.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgoto doméstico**. Rio de Janeiro: ABES, 1982.

LOPES, D. D. **Tratamento de esgoto sanitário**

os decantadores primários puderam apresentar remoções médias de 39,5% em termos de DBO, superando as expectativas de projeto

rio empregando reatores compartimentados anaeróbio/aeróbio em série. 1999. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

METCALF; EDDY (Eds). **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse.** 3. rd. New York : McGraw-Hill, 1991. 1334 p.

PORTO, M. T. R. et al. **Influência da altura do meio suporte na eficiência de um filtro biológico percolador utilizado para o pós-tratamento de efluentes de um reator UASB.** In: CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.). Pós-tratamento de Efluentes de Reatores anaeróbios. Belo Horizonte: PROSAB, 2001. p. 119-130.

REALI, M. A. P. (Coord.). **Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água.** Rio de Janeiro: ABES, 1999.

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.** 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG, 1996. v. 1

_____. **Princípios básicos do tratamento de esgotos: princípios do tratamento biológico de águas residuárias.** Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG, 1996

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgoto: um manual para regiões de clima quente.** Campina Grande: Universidade Federal da Paraíba, 1994.

nos períodos de recebimento de lodo de ETA houve uma redução de 27,6% no teor de sólidos totais no decantador primário

Autor

Adalberto Carraro, graduado em Matemática, especialização em Matemática Superior (UEL), MBA Executivo em Saneamento (FGV), mestre em Geografia, Desenvolvimento e Meio Ambiente (UEL), coordenador do Tratamento de Esgoto da Regional de Londrina (USIDLD/CTE).

Avaliação de dois sistemas de lagoas de estabilização do Samae de Ibiporã-PR



Waldir Medri
Rejane Helena Ribeiro da Costa
Vandir Medri

Evaluation of two stabilization lagoon systems
of the Samae of Ibiporã-PR

Resumo

A cidade de Ibiporã-PR conta atualmente com dois sistemas de lagoas de estabilização para tratamento de esgotos, constituindo-se de processos biológicos em que a degradação da matéria orgânica é realizada pela oxidação bacteriológica. O presente trabalho tem por objetivo avaliar o desempenho dos sistemas de tratamento de esgoto doméstico do Samae de Ibiporã-PR, em termos de matéria orgânica (DBO e DQO), de sólidos e de coliformes totais (CT). Foram efetuadas e analisadas amostras dos afluentes e efluentes das lagoas anaeróbias e facultativas no período de outubro de 2003 a setembro de 2005. Os sistemas de lagoas de estabilização dos sistemas Norte e Sul recebem águas residuárias de uma população de aproximadamente 40 mil habitantes com uma concentração média de 488 e 650 mgDBO/l; 1.070 e 1.380 mgDQO/l e 8,0E10 e 11,7E10 nmpCT-24h/100 ml, respectivamente. As remoções médias foram: 88,7% e 92,7% de DBO; 83,5% e 89,9% de DQO e 99,98% e 99,99% de CT-24h, para um tempo de detenção hidráulica total de 17,9 e 19,9 dias, respectivamente.

Palavras-chave: eficiência do tratamento, esgoto doméstico, lagoas de estabilização, qualidade do efluente.

Abstract

The city of Ibiporã-PR currently depends upon

two stabilization lagoon systems for sewage treatment, effected through the use of biological processes in which the degradation of organic substances is carried out by bacteriological oxidation. The objective of this work is to evaluate the performance of the domestic sewer treatment systems of the SAMAE of Ibiporã/PR, in terms of organic substances (DBO and DQO), solids, and total coliforms (CT). Samples were obtained and analyzed from the tributaries and effluents of the anaerobic and facultative lagoons from October 2003 through September 2005. The stabilization lagoons of the Northern and Southern systems receive residual waters from a population of approximately 40 thousand inhabitants, with an average concentration of 488 and 650 mgDBO/l; 1,070 and 1,380 mgDQO/l and 8.0E10 and 11.7E10 nmpCT-24h/100 ml, respectively. The average removals were: 88.7% and 92.7% of DBO; 83.5% and 89.9% of DQO and 99.98% and 99.99% of CT-24h, for periods of total hydraulic detention of 1.9 and 19.9 days, respectively.

Key words: treatment efficiency, domestic sewage, stabilization lagoons, quality of effluent.

Introdução

Um dos mais importantes problemas para as nações em desenvolvimento é conseguir recursos para investir em infra-estrutura e, principalmente, no setor de saneamento básico. Con-

*analisadas
amostras dos
afluentes e
efluentes das
lagoas
anaeróbias e
facultativas*



tudo, tendo em vista o alto custo de tecnologia de sistemas convencionais de tratamento de águas residuárias, tais como: filtros biológicos e lodos ativados, existe a necessidade de desenvolvimento de métodos de baixo custo de tratamento de efluentes nestes países. As primeiras lagoas construídas com critérios técnicos de dimensionamento foram implantadas em 1960 na cidade de São José dos Campos, São Paulo. Tidas como as primeiras no uso de pesquisa de parâmetros para projetos, tendo apresentado resultados satisfatórios e serviram de estímulo ao crescimento do uso de lagoas por todo o país. A eficiência, a simplicidade do processo, o reduzido custo de operação e as condições climáticas favoráveis, levaram o processo de depuração de águas residuárias por lagoas de estabilização a sua completa aceitação.

As lagoas de estabilização são projetadas para promover um controle ambiental por meio do tratamento das águas residuárias. Seu tamanho é estabelecido com base nas relações teóricas e empíricas dos resultados esperados, e o tempo de detenção hidráulica é estimado de acordo com a qualidade do efluente que se pretende alcançar (KELLNER e PIRES, 2000).

A eficácia na depuração do resíduo em lagoas de estabilização depende amplamente das condições climáticas do local, tais como: radiação solar, temperatura, frequência e intensidade dos ventos, etc. Estes fatores afetam diretamente a biologia do sistema, e a temperatura é um fator preponderante no desempenho das lagoas,

uma vez que a atividade biológica responde com maior intensidade no verão do que no inverno. Assim, como no período quente, as taxas de radiação solar são mais acentuadas, favorecendo o crescimento fitoplantônico que, juntamente com a atividade metabólica dos microorganismos presentes na massa líquida da água, promovem a oxidação da matéria orgânica, estes últimos mecanismos ocorrem nas facultativas.

Este trabalho tem por finalidade apresentar os resultados do monitoramento de dois sistemas de lagoas para tratamento de esgoto doméstico, no período de outubro de 2003 a setembro de 2005, bem como seus desempenhos.

Materiais e métodos

O presente trabalho foi desenvolvido em dois sistemas de tratamento de águas residuárias do Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto (Samae), localizado no município de Ibiporã/PR. O sistema Norte é constituído de uma caixa de gradeamento, uma calha parshall, três lagoas anaeróbias (LA1, LA2 e LA3) em paralelo e uma facultativa com chicanas (LF), em série. O sistema Sul consiste de uma caixa de gradeamento, uma calha parshall, duas lagoas anaeróbias (LA1 e LA2) em paralelo e uma facultativa chicanada (LF), em série. A figura 1 mostra um esquema destes sistemas e a tabela 1 apresenta as características físicas e operacionais das lagoas durante o período do monitoramento.

lagoas de estabilização são projetadas para promover um controle ambiental por meio do tratamento das águas residuárias

FIGURA 1 - SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO DO SAMA E DE IBIPORÃ-PR

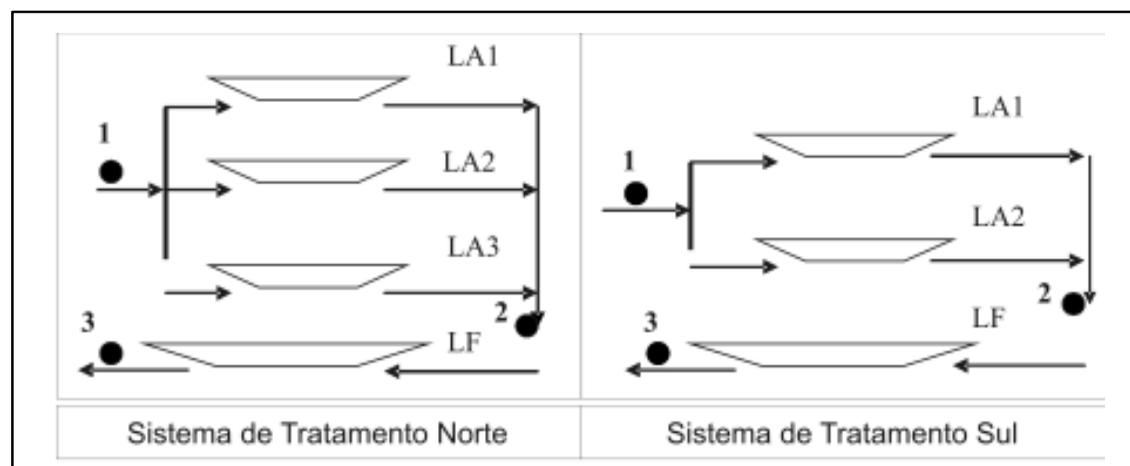


TABELA 1 - CARACTERÍSTICAS FÍSICAS E OPERACIONAIS DAS LAGOAS DE OUTUBRO DE 2003 A SETEMBRO DE 2005

DIMENSÕES	Zona Norte				Zona Sul		
	LA1	LA2	LA3	LF	LA1	LA2	LF
Comprimento topo (m)	176	170	169	210	154	154	210
Comprimento fundo (m)	172	166	165	208	149	147	209
Largura topo (m)	27	24	24	71	22	22	51
Largura fundo (m)	22	21	19	69	19	19	48
Profundidade (m)	2,3	2,8	2,5	1,4	2,0	1,9	1,5
Superfície média (m ²)	4.263	3.780	3.590	14.630	3.106	3.085	10.370
Volume (m ³)	9.805	10.584	8.976	20.482	6.211	5.862	15.555
Vazão média (m ³ /d)	1.066	1.066	1.066	3.198	691	691	1.382
Tempo detenção médio (d)	9,2	9,9	8,4	6,4	9,0	8,5	11,2

Monitoramento e análise físico-químicas

As eficiências de diferentes estágios, isto é, das lagoas anaeróbias e facultativas e no sistema total, foram observadas em termos de matéria orgânica (DBO e DQO), de Sólidos e de Coliformes Totais. Os resultados dos Coliformes Fecais foram omitidos porque as análises deste parâmetro foram realizadas poucas vezes. Os sistemas de lagoas de estabilização Norte e Sul são alimentados com águas residuárias advindas de uma população de aproximadamente 40 mil habitantes, com os seguintes parâmetros analisados: DBO₅ em torno de 500 mg/l para o sistema Norte e acima de 600 mg/l para o sistema Sul; DQO próximo a 1.100 e 1.400mg/l, respectivamente, para os sistemas Norte e Sul e CT acima 1,0E10 NMP/100 ml.

O monitoramento de rotina para as lagoas anaeróbias e facultativas dos dois sistemas Norte e Sul foi realizado no período de outubro de 2003 a setembro de 2005. Foram coletadas 67 amostras nos afluentes e nos efluentes das lagoas anaeróbias e das facultativas para o sistema Norte e 60 amostras para o sistema Sul, e analisadas para os seguintes parâmetros: pH, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Sólidos Totais (ST), Sólidos Sedimentáveis (SSed), Oxigênio Consumido em Meio Ácido (OCMA), Temperatura e os Coliformes Totais (CT-24h e

CT-48h). Ressalta-se que foram efetuadas 24 amostras de CT nos mesmos locais para cada sistema. Todos os parâmetros foram analisados de acordo com os métodos estabelecidos pelo "Standard Methods" (APHA, 1995). As amostras foram coletadas em torno das 9 horas, nos pontos (1, 2 e 3) como apresenta a figura 1, sendo o efluente da lagoa facultativa não-filtrado.

Resultados e Discussões

Os valores médios e desvios padrão obtidos para o afluente e efluente das lagoas anaeróbias e facultativas, dos sistemas de tratamento de esgoto doméstico do SAMAE, Norte e Sul, no período de outubro de 2003 a setembro de 2005, são apresentados na tabela 2.

Durante o período de monitoramento das lagoas a temperatura média do ambiente foi de 20,6°C. As lagoas anaeróbias de ambos os sistemas funcionam com cargas orgânicas volumétricas de DBO₅ em torno de 0,05 e 0,07 kg/m³/dia, aos respectivos sistemas Norte e Sul. Estes valores estão abaixo que o recomendado por MARA e PEARSON (1986), que sugerem cargas entre 0,1 e 0,3 kgDBO₅/m³/dia para essas lagoas, uma vez que valores menores que o primeiro limite impedem o desenvolvimento de condições anaeróbias, e valores maiores que o

foram coletadas
127 amostras
nos afluentes e
efluentes das
lagoas



TABELA 2- RESULTADOS MÉDIOS E DESVIOS PADRÃO OBTIDOS NO MONITORAMENTO DOS SISTEMAS NORTE E SUL DO SAMAE REFERENTES AOS AFLUENTES E EFLUENTES DAS LAGOAS

Parâmetros	Zona Norte				Zona Sul			
	L. Anaeróbias		L Facultativa		L. Anaeróbias		L Facultativa	
	Afluente Efluente	Rem. (%)	Afluente Efluente	Rem. (%)	Afluente Efluente	Rem. (%)	Afluente Efluente	Rem. (%)
pH	7,0±0,2 7,1±0,2	-	7,1±0,2 7,5±0,2	-	7,1±0,2 7,1±0,2	-	7,1±0,2 7,5±0,2	-
DBO (mg/l)	488±222 68±31	86,1	68±31 55±32	19,1	650±303 75±29	88,5	75±29 47±27	37,3
DQO (mg/l)	1.070±454 224±65	79,1	224±65 176±68	21,4	1.380±425 205±68	85,1	205±425 139±53	32,2
OCMA (mg/l)	223±102 45±12	79,8	45±12 40±13	11,1	271±164 40±13	85,2	40±13 31±12	22,5
ST (mg/l)	720±245 250±131	65,3	250±131 239±124	4,4	1.018±334 287±155	71,8	287±155 260±149	9,4
SSed (ml/l)	10,2±3,4 0,2±0,1	98,0	0,2±0,1 0,1±0,1	50,0	13,0±5,3 0,3±0,3	97,7	0,3±0,3 0,2±0,3	33,3
CT – 24h (NMP/100ml)	4,6E10 6,0E7	99,87	6,0E7 10,1E6	83,17	7,5E10 4,5E7	99,94	4,5E7 4,4E6	90,22
CT – 48h (NMP/100ml)	8,0E10 8,3E7	99,89	8,3E7 4,1E7	50,60	11,7E10 7,2E7	99,94	7,2E7 1,0E7	86,11
Temperatura (°C)	23,0±3,0		22,8±3,1		22,3±3,7		22,7±3,4	

segundo limite causam condições inaceitáveis de odor liberado. Por outro lado, as lagoas facultativas dos sistemas Norte e Sul recebem cargas orgânicas superficiais em torno de 153 e 100 kgDBO5/ha/dia, respectivamente.

Os resultados médios mensais da DBO, obtidos ao longo do experimento dos sistemas: Norte e Sul são apresentados nas figuras 2 e 3, as quais mostram suas evoluções na entrada e na saída de cada lagoa.

durante o monitoramento das lagoas a temperatura média do ambiente foi de 20,6°C

FIGURA 2 - CONCENTRAÇÕES MENSAIS DA DBO DO SISTEMA NORTE, NO PERÍODO DE OUT/03 A SET/05

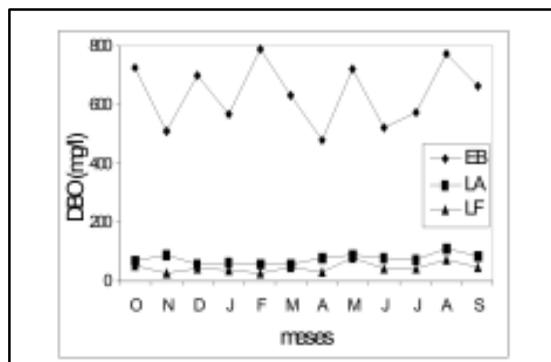
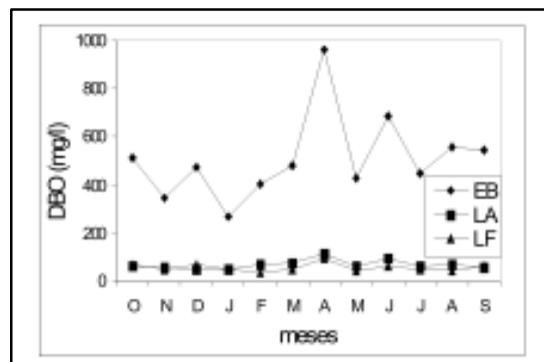


FIGURA 3 - CONCENTRAÇÕES MENSAIS DA DBO DO SISTEMA SUL, NO PERÍODO DE OUT/03 A SET/05



Observam-se nas figuras 2 e 3 os diferentes comportamentos da DBO para os dois Sistemas Norte e Sul. As DBOs afluentes nas lagoas anaeróbias (esgoto bruto) tiveram altas oscilações ao longo dos meses monitorados, com médias entre 272 e 960 mg/l e entre 480 e 787 mg/l, respectivamente para os sistemas Norte e Sul. Por outro lado, os efluentes das lagoas anaeróbias oscilaram com médias mensais entre 50 e 117 mg/l e entre 58 e 110 mg/l, correspondendo uma remoção de aproximadamente 86% e 88% para os sistemas Norte e Sul; enquanto os efluentes das lagoas facultativas flutuaram entre 38 e 97 mg/l e entre 26 e 80 mg/l, indicando uma remoção em torno de 19% e 37%. Como se nota, a DBO é fortemente removida nas lagoas anaeróbias.

As amplitudes totais das concentrações da DBO dos efluentes das lagoas anaeróbias (LA) e das facultativas (LF) dos sistemas Norte e Sul tiveram grandes flutuações, ao longo dos meses monitorados, como apresentam as figuras 4 e 5.

Nota-se por meio da figura 4 que as concentrações da DBO das lagoas anaeróbias (LA) oscilaram com valores, mínimo de 13 e máximo 107 mg/l para o sistema Norte, com mediana de 66 mg/l, e entre 20 e 153 mg/l, com mediana de 68 mg/l para o sistema Sul. No entanto, em 50% dos dados amostrados para esses sistemas, os desvios não ultrapassam 40 mg/l. (26 mg/l para o sistema Norte e 40 mg/l para o Sul). Nota-se, também, na figura 4, que no sistema Sul não houve pontos discrepantes, enquanto o sistema Norte apresentou dois pontos *Outliers* (127 e 147 mg/l) e um ponto *Extremo* (207 mg/l). Esse ponto pode ter ocorrido em razão de um mau desempenho das lagoas anaeróbias, porém as condições climáticas desse dia estavam boas, conclui-se, então, que esse valor discrepante (*Extremo*), provavelmente, foi em função de uma análise errônea ou de uma notação errada. Dessa forma, este ponto discrepante deveria ser visto pelo operador (analista) com maior atenção. Poderia até repetir as análises para esse parâmetro.

Observam-se por meio da figura 5 que as amplitudes totais das concentrações da DBO dos efluentes das lagoas facultativas (LF) dos sistemas Norte tiveram grandes oscilações, 100

e 86 mg/l, respectivamente. Ou seja, os valores da DBO efluentes das LFs dos dois sistemas flutuaram ao longo dos meses amostrados, com valores mínimos de 7 para cada sistema e máximos de 107 para o sistema Norte e 93 mg/l para o Sul. No entanto, em 50% das amostras analisadas, os desvios foram de 34 e 33 mg/l, respectivamente, para os sistemas Norte e Sul. Nota-se, também, na figura 5 que as LFs iden-

FIGURA 4 - CONCENTRAÇÃO DA DBO DAS LAGOAS ANAERÓBIAS (LA) DOS SISTEMAS NORTE E SUL NO PERÍODO DE OUT/03 A SET/05

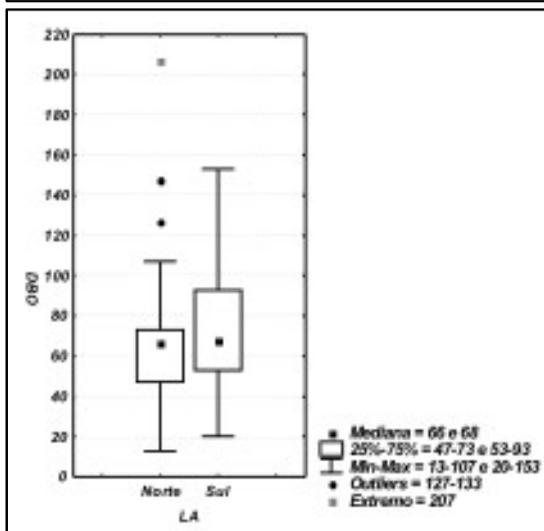
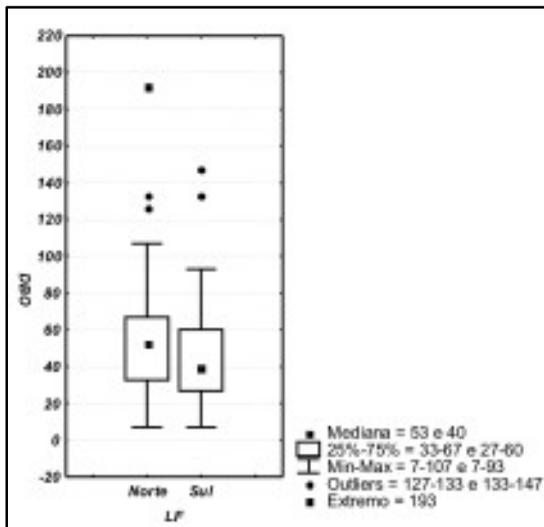


FIGURA 5 - CONCENTRAÇÃO DA DBO DAS LAGOAS FACULTATIVAS (LF) DOS SISTEMAS NORTE E SUL



a DBO é fortemente removida nas lagoas anaeróbias

tificaram dois pontos *Outliers* para cada sistema: 127 e 133 mg/l para o sistema Sul e 133 e 147 para o Norte. O sistema Norte também apresentou um ponto Extremo (193 mg/l). Da mesma forma, esse ponto deveria ser analisado com maior cuidado.

Os sistemas de lagoas combinados dos sistemas Norte e Sul apresentam um bom desempenho, obtendo-se resultados de remoção total de aproximadamente 89 e 93% de DBO; 83 e 90% de DQO; 67 e 74% de ST; de 99,98% e 99,99% de CT-24h, respectivamente, para um tempo de detenção de 15,5 dias para o sistema Norte e 19,9 dias para o Sul. As figuras 6 e 7 mostram as eficiências de remoção da DBO e da DQO das lagoas anaeróbias, facultativas e do total dos sistemas Norte e Sul.

As figuras 6 e 7 mostram que os sistemas Norte e Sul não apresentam diferença significativa ($p > 0,05$) quanto à eficiência de remoção da poluição carbonácea (DBO e DQO) nas lagoas anaeróbias. Além disso, a remoção desses parâmetros é feita principalmente nessas lagoas, por volta de 80%, sendo completada na lagoa facultativa, razão pela qual, a taxa de remoção da matéria orgânica é tanto mais acentuada quanto maior for a concentração da DBO e DQO do meio. Ademais, a matéria orgânica remanescente torna-se mais resistente à biodegradação ao longo da série de lagoas.

Para os Coliformes Totais, as figuras 8 e 9 mostram os resultados das concentrações de CT-24h e CT-48h em termos de “unidade log” dos dois sistemas: Norte e Sul.

FIGURA 6 - REMOÇÃO DA DBO DAS LAGOAS ANAERÓBIAS, DAS FACULTATIVAS E DO TOTAL DOS SISTEMAS, NORTE E SUL

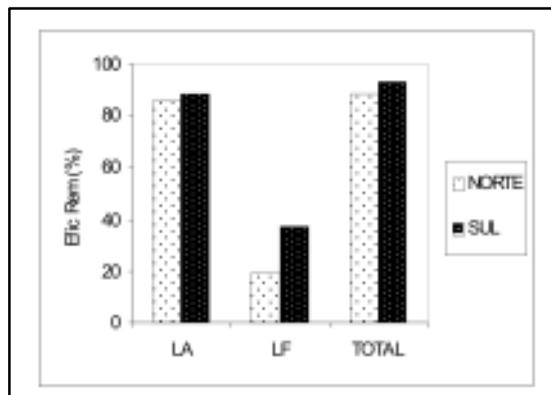


FIGURA 8 - CONCENTRAÇÕES DO AFLUENTE EFLUENTE DO LOG DO NÚMERO DE CT-24H DAS LAGOAS LA E LF, NORTE E SUL

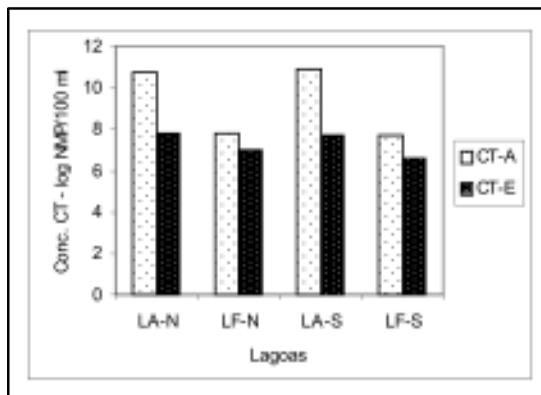


FIGURA 7 - REMOÇÃO DA DQO DAS LAGOAS ANAERÓBIAS, DAS FACULTATIVAS E DO TOTAL DOS SISTEMAS, NORTE E SUL

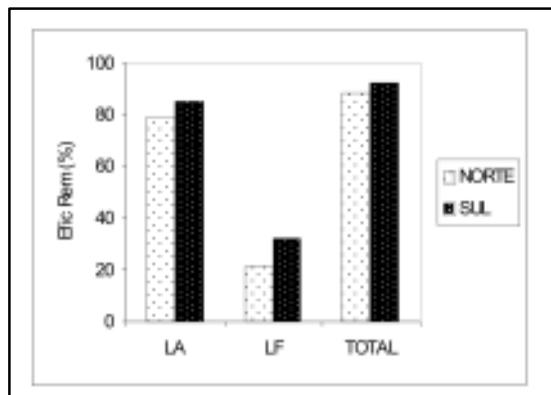
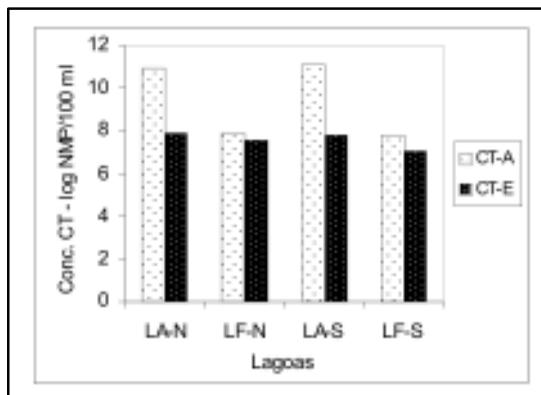


FIGURA 9 - CONCENTRAÇÕES DO AFLUENTE EFLUENTE DO LOG DO NÚMERO DE CT-48H DAS LAGOAS LA E LF, NORTE E SUL



os sistemas de lagoas combinados dos sistemas Norte e Sul apresentam bom desempenho

Observa-se pelas figuras 8 e 9 que a eficiência de remoção de (CT-24h e CT-48h), tanto no sistema Norte quanto no Sul, ocorre com mais intensidade nas lagoas anaeróbias do que nas lagoas facultativas. As lagoas anaeróbias removeram cerca de três unidades log, enquanto que as facultativas removeram no máximo uma unidade log, ou seja, estão ineficientes nesse parâmetro. Por um lado, isto contraria uma grande parte dos pesquisadores da área, pois os mecanismos de remoção de coliformes totais são complexos, mas eles dependem do alto pH, (PEARSON et al, 1987) da penetração da luz (MOELLER e CALKINS, 1980) e da alta concentração de oxigênio (CURTIS et al 1992). Esses, em geral, são características das lagoas facultativas secundárias e, de uma forma otimizada, das lagoas de maturação. VON SPERLING (1996) ressalta a existência de diversos fatores que contribuem para a mortandade de coliformes, como temperatura, insolação, pH, escassez de alimento, organismos predadores, competição e compostos tóxicos, e estes mecanismos se tornam mais efetivos em lagoas com menores profundidades.

Por outro lado, os resultados obtidos nos sistemas de tratamento dos sistemas Norte e Sul estão de acordo com os encontrados por MEDRI (1997) que, em pesquisas desenvolvidas em sistemas de lagoas, tratando dejetos suínos, sendo duas anaeróbias, uma facultativa e uma de aguapés, em escala real, em série, observou remoção mais elevada de coliformes fecais nas lagoas anaeróbias do que na lagoa facultativa. Também estão em conformidade com MILLS et al (1992) que, em pesquisas desenvolvidas em sete lagoas, em escala real, no Kenya, sob diferentes tipos e disposições, tais como: anaeróbias, facultativas primárias, facultativas secundárias e de maturação, encontraram baixas taxas de remoção de coliformes fecais (CF), principalmente para as lagoas de maturação em todos os sistemas amostrados.

Os valores de kb mais altos para as lagoas primárias do que para as lagoas de maturação também têm sido observados em outros sistemas (ORAGUI et al, 1987), e provavelmente se deve à grande porcentagem de remoção através da sedimentação dos sólidos. MILLS et al (1992) argumentam que os baixos valores de kb na série de lagoas poderiam ser explicados pelos baixos

valores nas lagoas anaeróbias e facultativas primárias, visto que as taxas de remoção das lagoas de maturação são normalmente mais elevadas. Contrariamente, portanto, verificaram que as taxas de remoção mais altas foram das lagoas primárias, com as lagoas de maturação mostrando baixas remoções, e concluíram que isto ocorre devido a dois fatores fundamentais: uma grande porcentagem da população de CF afluyente sendo removida por sedimentação dos sólidos na primeira lagoa; e/ou os CF remanescente nas lagoas de maturação sendo, de fato, os sobreviventes mais resistentes da população original.

Outro fator relevante é o tempo de detenção hidráulica das lagoas anaeróbias, em média de 9,2 dias para o sistema Norte e de 8,8 dias para o sistema Sul. Esses valores são tidos como alto para esses tipos de lagoas. VON SPERLING (1996) comenta que o tempo de detenção hidráulica para projeto de lagoas anaeróbias situa-se entre 3 e 6 dias. As lagoas facultativas funcionam com um tempo de detenção, em torno de 6,4 e 11,2 dias, respectivamente para os sistemas Norte e Sul.

Os sistemas de esgoto doméstico do Samae apresentam um desempenho regular, obtendo-se efluentes finais com NMP de CT-48h cerca de $4,1 \times 10^7/100\text{ml}$ e $1,0 \times 10^7/100\text{ml}$, respectivamente, com reduções de 99,9% para os sistemas Norte e Sul. Estes valores encontram-se acima das condições exigidas pelo Instituto Ambiental do Paraná (IAP), para lançamento nos corpos receptores de classe 2.

Conclusões

Em sistemas de lagoas em série (anaeróbia e facultativa), a eficiência de remoção da poluição carbonácea (DBO e DQO) é feita principalmente nas lagoas anaeróbias, sendo completada na lagoa facultativa, razão pela qual a matéria mais facilmente biodegradável ocorre nas lagoas antecedentes.

A lagoa facultativa apresentou um baixo desempenho quanto à remoção da poluição carbonácea, porém, a finalidade principal desta lagoa é a mortandade de coliformes fecais. No entanto, ressalta-se que esse objetivo esteve

as lagoas anaeróbias removeram cerca de três unidades log; as facultativas removeram no máximo uma unidade log

aquém do esperado, já que esta lagoa apresentou um baixo rendimento na remoção deste parâmetro para os sistemas Norte e Sul.

As lagoas anaeróbias removeram cerca de 85% de DBO5 com um tempo de detenção hidráulica em torno de 10 dias. A remoção deste parâmetro no total dos sistemas de lagoas foi de 90%. Com essa remoção, o valor do efluente encontra-se dentro do recomendado pela legislação do Instituto do Ambiental do Paraná que é de 60mg/l, porém para os coliformes deve-se fazer uma terceira etapa, seja com lagoas de maturação ou com outro processo de desinfecção.

Para uma eficiência de remoção apenas da matéria orgânica de 85% a 90%, a construção de lagoa facultativa pode ser descartada, pois sua inclusão apenas serve para onerar o processo.

Apesar da boa eficiência de remoção de coliformes totais de cada sistema de lagoas, em torno de 99,9% para ambos os sistemas, o efluente final se encontra acima do permitido pela legislação do Instituto do Ambiental do Paraná.

Referências

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 19th. ed. Washington, DC: APHA, 1995.

CURTIS, T. P.; MARA, D. D.; SILVA, S. A. The effect of sunlight on faecal coliforms in ponds: implications for research and design. **Water Science & Technology**, v. 26, n. 7-8, p. 1729-1738, 1992.

KELLNER, E.; PIRES, E. C. Influence of the thermal stratification in the hydraulic behavior of stabilization ponds. In: CONFERENCIA LATINO AMERICANA EN LAGUNAS DE ESTABILIZACION Y REUSO, Santiago de Cali, Colombia: 2000. p. 187-198.

MARA, D. D., PEARSON, H. Artificial freshwater environmental: waste stabilisation ponds. **Biotechnology**, v. 8, p. 177-206, 1986.

MEDRI, W. **Modelagem e otimização de sis-**

temas de lagoas de estabilização para tratamento de dejetos suínos. Florianópolis. 1997. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina.

MILLS, S. W. et al. Efficiency of faecal bacterial removal in waste stabilization ponds in Kenya. **Water Science & Technology**, v. 26, n. 7-8, p. 1739-1748, 1992.

MOELLER, J.R.; CALKINS, J. Bactericidal agents in wastewater lagoons and lagoon design. **Journal Water Pollution Control Federation**, v. 52, n. 10, p. 2442-2451, 1980.

ORAGUI, J.I. et al. The removal of excreted bacteria and viruses in deep waste stabilization ponds in northeast Brazil. **Water Science & Technology**, v. 19, n. 3-4, p. 569-573, 1987.

PEARSON, H.W. et al. Physico-chemical parameters influencing faecal bacterial survival in waste stabilization ponds. **Water Science & Technology**, v. 19, n. 12, p. 145-152, 1987.

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização: princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. DESA-UFG, 1996, 134 p.

Autores

Waldir Medri, graduado em Matemática, especialista em Estatística, doutor em Engenharia de Produção, professor associado do Departamento de Estatística e Matemática Aplicada da UEL.

Rejane Helena Ribeiro da Costa, engenheira civil, mestre em Hidráulica e Saneamento, doutor pelo INSA-Toulouse, França, professora titular do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

Vandir Medri, graduado em Matemática, especialista em Estatística, mestre em Matemática, doutor em Engenharia de Produção, professor associado do Departamento de Estatística e Matemática Aplicada da UEL.

as lagoas anaeróbias removeram cerca de 85% de DBO5 com um tempo de detenção hidráulica em torno de 10 dias

Comportamento de lagoa de polimento na Região Metropolitana de Curitiba e possibilidade de uso de lentilhas d'água para melhoria da qualidade do efluente



Luis César Baréa
Pedro Alem Sobrinho

Behavior of polishing lagoon in metropolitan curitiba and the possibility of using of duckweed for improvement of effluent quality

Resumo

O pós-tratamento de reatores Uasb, efetuados por lagoas de polimento, apresentam efluentes com grande quantidade de matéria algal, o qual pode se decompor gerando DBO e liberar nutrientes no corpo receptor. A passagem destes efluentes em uma região coberta com lentilhas d'água, permite a remoção de algas devido à ausência de luz. Este trabalho avaliou uma lagoa de polimento tratando esgoto sanitário, na Região Metropolitana de Curitiba, operando em escala real (fase 1 e 2) e após algumas adequações, operando com sombreamento parcial na parte final da lagoa através de lentilhas d'água (fase 3). O objetivo principal do trabalho foi conhecer e avaliar a melhoria da qualidade do efluente da lagoa de polimento através deste sombreamento. O monitoramento das fases 1 e 2 da pesquisa foi efetuado em 2003 e 2004 com 19 e 33 coletas de amostras respectivamente. Os resultados obtidos na fase 1 e 2 para as concentrações de DBO, DQO e SST no efluente da lagoa foram para a fase 1 de 52 mg/L, 127 mg/L e 69 mg/L, para a fase 2 foram de 53 mg/L, 147 mg/L e 29 mg/L respectivamente. O monitoramento da fase 3 da pesquisa foi efetuado em fevereiro e março de 2005 com 16 coletas de amostras. As concentrações de DBO, DQO e SST no

efluente da lagoa foram de 70 mg/L, 180 mg/L e 57 mg/L respectivamente. Os resultados da fase 3 apresentam uma diminuição da remoção de DBO, DQO e SST que foram causados pela não-adaptação das lentilhas d'água ao ambiente da lagoa. A excessiva carga orgânica aplicada, despejos industriais e o vento foram as principais causas para o não-crescimento e a mortandade das lentilhas d'água. Portanto, nestas condições operacionais, não há possibilidade de se sombrear a lagoa com as lentilhas d'água. O coeficiente de remoção de DBO (K) e o coeficiente de decaimento bacteriano (K_b) foram calculados para a fase 2 do trabalho e obteve-se para 20°C $K = 0,1816 \text{ dia}^{-1}$ e $K_b = 0,7167 \text{ dias}^{-1}$. Determinou-se também na fase 1 e 2 do experimento a taxa máxima aplicada à lagoa de polimento da Região Metropolitana de Curitiba e obteve-se $\bar{e}_L = 160 \text{ KgDBO/ha.dia}$.

Palavras-chave - anaeróbio (Uasb), lagoas fotossintéticas, lagoas com macrófitas, pós-tratamento.

Abstract

Polishing lagoons can perform the post-treatment of effluent from an Upflow

avaliou-se a melhoria da qualidade do efluente da lagoa de polimento através do sombreamento da lagoa, com lentilhas d'água



Anaerobic Sludge Blanket (UASB) reactor. However, they yield large amounts of algae, which can decompose, generating BOD and releasing nutrients into the receiving body. The flow of such effluent through a region covered with duckweed permits the removal of algae due to the lack of exposure to light. This study evaluated a polishing lagoon in Metropolitan Curitiba, in full scale operation for Phases 1 and 2, and, after some improvements, when this lagoon operated under partial shade (the end portion of the lagoon being covered with duckweed) during Phase 3. The main goal of this study was to know and to evaluate the improvement of the final effluent of a polishing lagoon shaded with duckweed. Phases 1 and 2 of the research were performed in 2003 and 2004, with 19 and 33 collections of samples, respectively. The average results obtained in Phases 1 and 2 for concentrations of total BOD, total COD and TSS in the effluent of the lagoon were: a) – in Phase 1, 52 mg/L BOD, 127 mg/L COD and 60 mg/L TSS; b) – in Phase 2, 53 mg/L BOD, 147 mg/L COD and 29 mg/L TSS. The monitoring of Phase 3 was done in February-March 2005, with 16 collections of samples. The concentrations in the effluent of lagoon were 70 mg/L BOD, 180mg/L COD and 57 mg/L TSS. The results of Phase 3 show a decrease in efficiency of removal of BOD, COD and TSS, caused by the duckweed's failure to adapt to the lagoon environment, as caused by adverse conditions. Excessive organic load, strong toxic industrial waste, and strong winds led to non-reproduction and mortality of the duckweed. Under such abnormal operating conditions, it was not possible to provide proper shading of the lagoon with the duckweed. The coefficient (K) for the removal of BOD and the coefficient (K_b) for bacterial decay were computed for Phase 2 of the research, with results as follows: for 20°C, $K = 0.1816/\text{day}$ and $K_b = 0.7167/\text{day}$. It was also determined in Phases 1 and 2 of the experiment that the maximum applied rate for the polishing lagoon of Curitiba Metropolitan Region $\dot{e}_L = 160 \text{ kg BOD/ha/day}$.

Key words: Anaerobic (UASB), photosynthetic

lagoons, lagoons with macrophages, post-treatment

Introdução

Lagoas de polimento que efetuam o pós-tratamento de reatores anaeróbios tipo Uasb (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), apresentam no efluente grande quantidade de sólidos em suspensão e DBO em determinados períodos. Para diminuir esta variação na qualidade do efluente da lagoa, pode-se submeter este efluente a uma região sombreada, com ausência de luz, desta maneira espera-se uma remoção de algas.

O presente trabalho avaliou uma lagoa de polimento em escala real (fase 1 e 2) e, após algumas adequações, a lagoa de polimento operando com um sombreamento parcial (fase 3) através de lentilhas d'água.

Um dos objetivos deste trabalho foi conhecer a tecnologia das lentilhas d'água, tentar aplicá-la e aprimorá-la da melhor forma possível para a melhoria da qualidade do efluente de lagoas facultativas já existentes e em operação, de modo a se atingir os valores de $DBO \leq 60 \text{ mg/L}$ e $DQO \leq 150 \text{ mg/L}$.

Outro objetivo foi a determinação da máxima taxa de aplicação de DBO por unidade de área superficial da lagoa recebendo efluente de reator anaeróbio tipo "Uasb" de modo a se garantir que a lagoa opere como fotossintética.

Revisão Bibliográfica

Lagoas de estabilização

"O termo lagoas de estabilização de esgotos em sua forma simples, é aplicado para um corpo de água, artificial ou natural, utilizado para reter despejos (domésticos, industriais ou agrícola), até transformá-lo em produtos estáveis e inofensivos para posterior descarga em um corpo receptor ou disposição no solo." (ARCEIVALA, S. J., 1981).

Esta estabilização é obtida por vários processos físicos, químicos e biológicos, os quais dão

foi avaliada a lagoa de polimento em escala real

como resultado produtos finais mais estáveis.

Tipos de lagoas de estabilização

Lagoas de Estabilização Facultativas

“São lagoas que operam em condições nem totalmente aeróbias e nem totalmente anaeróbias. Este tipo de lagoa geralmente tem profundidade variando de 1 a 2 metros e favorece o crescimento de algas e também dos microorganismos aeróbios, anaeróbios e facultativos” (ARCEIVALA, S. J., 1981). Nestas lagoas ocorre a conversão da matéria orgânica em dióxido de carbono, amônia e fosfato através dos processos de oxidação em conjunto com as bactérias. A existência de nutrientes (NH_4^+ , HCO_3^- e PO_4^{3-}) proporciona um ambiente favorável para que se desenvolvam as populações de algas e através da fotossíntese gerem uma grande quantidade de oxigênio dissolvido. Este oxigênio fica disponível para que as bactérias aeróbias continuem com a oxidação da matéria orgânica (MENDONÇA, S. R. 2000). A figura 1 apresenta o esquema de funcionamento de uma lagoa facultativa. Em condições operacionais, normais as lagoas facultativas são predominantemente aeróbias durante a luz do dia, como tam-

bém em algumas horas da noite. A grande maioria das lagoas de estabilização do mundo é do tipo facultativas.

Lagoas de Polimento

São lagoas que recebem o efluente de reatores anaeróbios de manto de lodo e fluxo ascendente, nestas condições as concentrações do material orgânico e dos sólidos em suspensão são drasticamente reduzidas, de modo que a remoção destes dois constituintes, em sistema de lagoas, será muito mais fácil e, por esta razão, pode ser efetivada com um tempo de detenção hidráulico muito mais reduzido. Dependendo da finalidade que se deseja para o efluente, a profundidade da lagoa poderá variar de 0,6 a 3,0 metros e o tempo de detenção poderá variar de 1 (um) dia até 30 (trinta) dias (PROSAB, 2001).

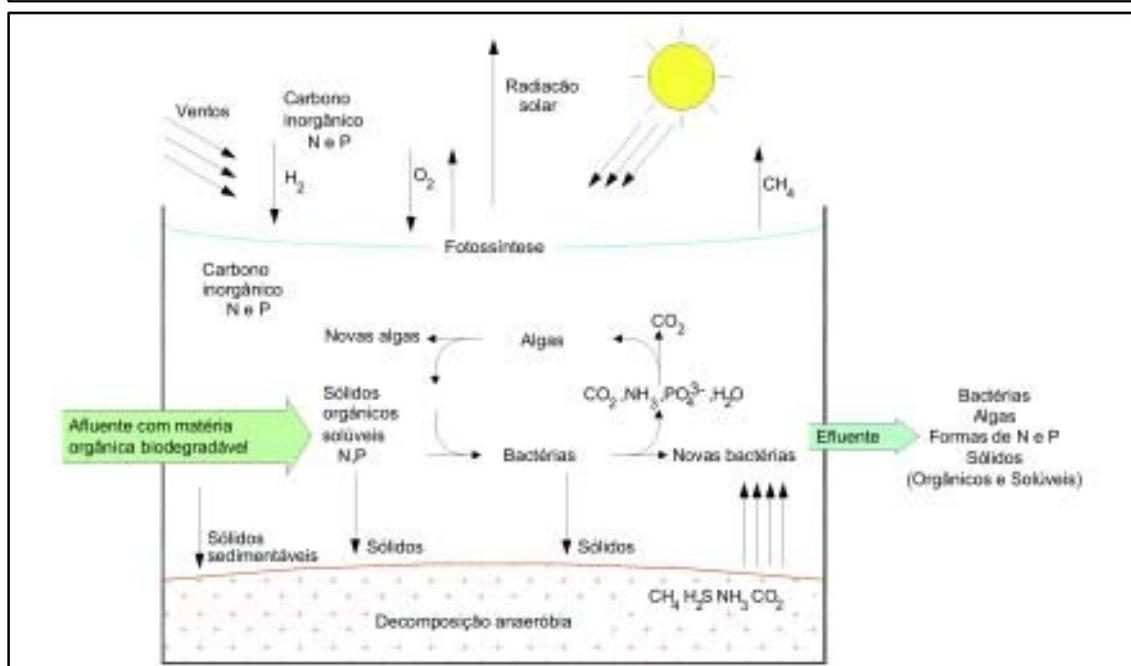
Algas no efluente das lagoas facultativas

As lagoas facultativas, em operação normal, descarregam muitas algas no corpo receptor, causando uma elevação nos parâmetros de DBO, DQO e Sólidos em Suspensão.

Esta condição faz com que muitas entidades e órgãos ambientais brasileiros não distin-

o oxigênio fica disponível para que as bactérias aeróbias continuem com a oxidação da matéria orgânica

FIGURA 1 - ESQUEMA DE FUNCIONAMENTO DE UMA LAGOA FACULTATIVA (MENDONÇA, S. R., 2000)



gam a DBO₅ solúvel da DBO₅ particulada que na verdade seria a matéria algal morta e exercendo demanda de oxigênio no corpo receptor. A nossa legislação não faz distinção entre as várias formas de DBO, considerando como padrão de lançamento os valores de DBO total.

A Comunidade Européia estabeleceu em 1991 os seguintes Padrões para efluentes de lagoas de estabilização (ASANO, 1998):

DBO₅ solúvel ≤ 25 mg/l
SST ≤ 150 mg/l

Esta controvérsia existe porque não se sabe com exatidão o que ocorrerá com o lançamento de algas no corpo receptor. Tem-se duas situações: a sobrevivência e multiplicação ou morte destes organismos. O resultado dependerá das condições que o corpo receptor oferece para o desenvolvimento das espécies de algas envolvidas.

Caso ocorra a morte das algas no corpo receptor, esta matéria orgânica exercerá uma demanda de oxigênio de 1,4 g O₂ por grama de material algal (ARCEIVALA, S.J., 1981).

Caso as algas sejam consumidas pelo zooplâncton, estas entrarão na cadeia alimentar, podendo neste caso ocorrer um resultado adequado para a aquíicultura.

Caso ocorra a multiplicação das algas no corpo receptor, o resultado será bastante benéfico para este meio, uma vez que a produção de oxigênio pelas algas, é aproximadamente 15 vezes maior que o consumido durante um dia (ARCEIVALA, S. J., 1981).

Em função destas observações dos lançamentos de efluentes das lagoas, propõe-se que a DBO₅ total não seja utilizada como parâmetro de eficiência de lagoa de estabilização, e sim a DBO₅ filtrada que seria um parâmetro mais adequado para esta finalidade.

Dimensionamento de Lagoas de Estabilização

Lagoas facultativas

Para o presente trabalho será utilizado o modelo empírico e o modelo de fluxo disperso. Passos para o dimensionamento da lagoa

fotossintética (YÁNEZ,1993):

1. Determinação das condições limites

para que a lagoa funcione como facultativa(LI)= carga orgânica superficial em kg DBO/ha.dia

$$\lambda_L = 357,4 * 1,085^{(T_w - 20)} \quad (1)$$

T_w = Temperatura média mensal mínima da água em ° C

2. Determinação do fator de dispersão (d)

$$d = (L/B) / (-0,26118 + 0,25392(L/B) + 1,01368(L/B)^2) \quad (2)$$

d = fator de dispersão adimensional;

L = Comprimento da lagoa em metros;

B = Largura da lagoa em metros;

Para L/B = 1 (lagoa quadrada) d = 1

Para L/B = 2 (lagoa retangular) d = 0,5

Para L/B = 4 (lagoa retangular) d = 0,25

Ref.: Yánez (1993)

3. Determinação da eficiência de remoção de DBO₅

Para 20 ° C K = 0,17 dia⁻¹

$$K = 0,17 * 1,035^{(T_w - 20)} \quad (3)$$

K = Coeficiente de velocidade de remoção de DBO₅, dia⁻¹;

T_w = Temperatura da água ° C;

$$S/S_o = (4ae^{(1/2d)}) / ((1 + a)^2 e^{a/2d} -$$

$$(1 - a)^2 e^{-a/2d}) \quad (4)$$

$$a = (1 + 4ktd)^{1/2} \quad (\text{adimensional}) \quad (5)$$

4. Cálculo da eficiência de remoção de Coliformes Fecais

Pode-se adotar a mesma metodologia só calculando o fator Kb

$$K_b = 0,84 * 1,07^{(T_w - 20)} \quad (6)$$

K_b = Coeficiente de velocidade de remoção de coliformes fecais, dia⁻¹;

$$N/N_o = (4ae^{(1/2d)}) / ((1 + a)^2 e^{a/2d} -$$

$$(1 - a)^2 e^{-a/2d}) \quad (7)$$

Observa-se que para as lagoas secundárias as taxas superficiais deverão ser diminuídas de 20%.

Para as lagoas de maturação é utilizada a mesma metodologia, tendo em mente que a maior preocupação é a redução bacteriológica. Nessas lagoas, normalmente se trabalha com menor profundidade, com cerca de 0,8 a 1,2 m.

caso as algas sejam consumidas pelo zooplâncton, estas entrarão na cadeia alimentar

Sistema de tratamento com a utilização das Lentilhas d'água ou duckweeds

Características Gerais das Lentilhas d'água

Lentilhas d'água ou duckweeds são pequenas plantas flutuantes que crescem na superfície de águas contaminadas e paradas, ou com pouca movimentação, e ricas em nutrientes. A planta pertence à família Lemnaceae, consistindo de 4 gêneros (*lemna*, *Spirodela*, *wolffia*, e *wolffiella*) com pelo menos 37 espécies identificadas. A faixa de tamanho das lentilhas d'água vai desde a submicroscópica *wolffiella* até 20 mm para a *Spirodela*. A *lemna* e *Spirodela* têm uma curta raiz, usualmente menor que 12 mm de comprimento. Cada planta é capaz de se reproduzir ao menos 10 a 20 vezes durante o ciclo de vida. O crescimento da *lemna* em efluente de esgoto dobra a cada 4 dias, na temperatura de 27°C. O seu crescimento é 30 % mais rápido do que o dos aguapés (GIJZEN, 1997).

As lentilhas d'água ou duckweeds são encontradas por quase todo o mundo, desde regiões temperadas frias a regiões tropicais. Comparadas com outras plantas as lentilhas d'água têm um baixíssimo conteúdo de fibras (aproximadamente 5%), por isto que a planta não requer estrutura para sustentar as suas folhas e caule. Além disso o seu tecido é quase todo fotossinteticamente ativo. A alta atividade metabólica específica é refletida na altíssima taxa de produção da lentilha d'água.

As taxas de produção de proteínas por hectare das lentilhas d'água são aproximadamente 10 vezes maiores do que as da soja. A produção de lentilhas d'água molhada vai de 550 a 1200 kg/ha.dia.

A combinação do tratamento de esgoto com a produção de ração para peixes ou animais parece ser a melhor aplicação para o produto, já que trará uma receita adicional ao projeto de tratamento, conforme demonstram trabalhos efetuados em um hospital mais escola feminina em KHC Mirzapur/Índia (GIJZEN, 1999).

A temperatura mínima que permite a utilização das lentilhas no tratamento de esgoto é

de 7° C (REED et al, 1988). Dependendo das espécies as taxas ótimas de crescimento estão entre 25° C a 31° C, o que limita a sua aplicação efetiva a climas tropicais. Experiências em Bangladesh revelaram um significativo decréscimo de produtividade para temperaturas abaixo de 17° C e acima de 35° C (PRISM, 1990).

As lentilhas d'água são muito sensíveis às correntes de águas. Em corpos de água sem a proteção de plantas maiores as lentilhas d'água podem suportar velocidades de até 0,1 m/s (DUFFIELD e EDWARDS, 1981).

As lentilhas d'água são muito sensíveis ao vento e portanto não são adequadas para regiões onde ocorre este fenômeno. Caso isso ocorra, as plantas serão empurradas para os diques da lagoa onde poderão morrer. Caso não haja redistribuição das plantas na lagoa, quando são sopradas pelo vento para as margens, haverá um decréscimo na eficiência de tratamento devido à incompleta cobertura da superfície da lagoa. A completa cobertura da lagoa deverá ser mantida para suprimir o crescimento de algas e a competição pelos nutrientes. Além disto evitará a formação de odores e procriação de mosquitos.

As áreas exigidas para tratamento de esgoto através das lagoas com lentilha d'água são estimadas em 2 a 3 m² por habitante, nas quais não estão incluídas as áreas para o tratamento primário.

Princípios de funcionamento das lagoas cobertas com lentilhas d'água

A utilização de lagoas de estabilização para tratamento de esgoto em países em desenvolvimento e clima temperado a quente como o Brasil se apresenta como alternativa muito atraente, pois alia o baixo custo de operação e manutenção ao baixo investimento inicial. Esta modalidade, aliada aos reatores anaeróbios, traz uma grande vantagem, diminuindo a área da lagoa de 30 a 40% da área inicial. Por outro lado, esta solução pode não alcançar as condições ideais de efluentes secundários em termos de SST e DBO por causa do crescimento de algas na lagoa (VON SPERLING, 1996).

A eliminação das algas poderá melhorar

as lentilhas d'água são muito sensíveis às correntes de águas



bastante a qualidade dos efluentes das lagoas facultativas. Esta melhoria poderá ser efetuada com a passagem destes efluentes através de lagoas com reduzida iluminação, com o sombreamento obtido por macrófitas (lentilhas d'água).

As lagoas cobertas com lentilhas d'água são capazes de depurar os esgotos com a colaboração de bactérias anaeróbias e bactérias aeróbias. Estas lagoas apresentam três zonas (SMITH, 2001):

a) - Zona aeróbia - 10 cm abaixo das lentilhas d'água (SKILLICORN et al., 1992), nesta região a matéria orgânica é oxidada por bactérias aeróbias que utilizam o oxigênio atmosférico que foi transferido através das raízes das lentilhas d'água para a massa líquida;

b) - Zona anóxica - Fica compreendida entre zona aeróbia e a zona anaeróbia. É nesta região onde ocorre a nitrificação e desnitrificação. O nitrogênio orgânico é decomposto por bactérias anóxicas em amônia e ortofosfato, que são os produtos intermediários utilizados pelas Lentilhas d'água (METCALF e EDDY, 1991).

c) - Zona anaeróbia - É a região do fundo da lagoa onde a matéria orgânica que sedimenta é decomposta por bactérias anaeróbias, produ-

zindo gases tais como dióxido de carbono (CO_2) sulfeto de hidrogênio (H_2S) e metano (CH_4).

A seguir é apresentado esquematicamente o processo biológico que ocorre em uma lagoa facultativa coberta com lentilhas d'água (ver figura 2).

As vantagens e desvantagens das lagoas cobertas com lentilhas d'água

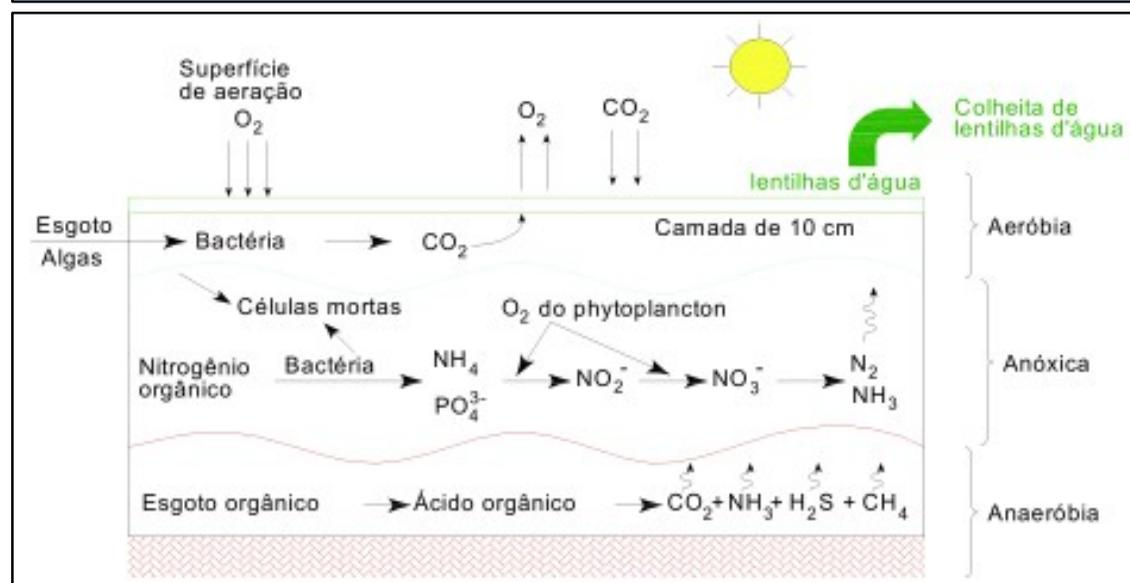
Efetuada uma comparação com outros processos de tratamento de esgoto convencional, as lagoas cobertas com lentilhas d'água apresentam as seguintes vantagens (SMITH, M. D., 2001).

- Alta remoção de nutrientes;
- Inibição do crescimento das algas;
- Diminuição de odores e proliferação de insetos;
- Redução de produtos utilizados na desinfecção;
- Diminuição do investimento inicial;
- Possibilidade de receitas adicionais ocasionada pela venda da biomassa produzida;
- Há a possibilidade de utilizar o efluente da lagoa como reuso industrial e agrícola;

As desvantagens do processo são:

- As lagoas cobertas com lentilhas d'água não podem receber cargas orgânicas elevadas sem

FIGURA 2 - ESQUEMA DE FUNCIONAMENTO BIOLÓGICO DE UMA LAGOA COBERTA COM LENTILHAS D'ÁGUA (SMITH, M. D., 2001)



o nitrogênio orgânico é decomposto por bactérias anóxicas em amônia e ortofosfato

- que haja um pré-tratamento;
- Apresentam baixa remoção de patogênicos;
 - Estas lagoas deverão ser implantadas em regiões onde não haja muito vento;
 - O cultivo das lentilhas d'água provoca efeito negativo na sua utilização em locais onde o esgoto pode conter compostos orgânicos tóxicos e metais pesados;
 - Custo de manutenção e operação maior do que o das lagoas facultativas;
 - As áreas ocupadas maiores do que as ocupadas por sistemas convencionais de tratamento e levemente menores do que as lagoas facultativas tradicionais;

Parâmetros de projeto

Os principais parâmetros de projeto para tratamento de esgoto com lagoas cobertas com as lentilhas d'água são o tempo de detenção hidráulico, a profundidade e as taxas orgânicas aplicadas superficiais. A seguir são descritos estes fatores.

O **tempo de detenção hidráulica** depende da taxa aplicada e da profundidade da lagoa. Há muitos casos em que a taxa de carga orgânica aplicada é o fator de controle. Normalmente tempos de detenção hidráulica de 10 a 20 dias são aceitáveis para reduzir a DBO em níveis de concentração de 30 a 20 mg/l (SMITH et al., 2001) e de 20 a 30 dias são aceitáveis para reduzir a DBO para níveis de concentração ≤ 30 mg/l (METCALF e EDDY, 1991).

A **profundidade** controla diretamente a mistura vertical na lagoa. Para que o esgoto seja tratado há necessidade de que este entre em contato com as raízes da planta, que é o lugar onde as bactérias que acompanham o tratamento estão localizadas. Não há uma profundidade que produza uma alta performance de tratamento, mas lagoas rasas produzirão uma melhor mistura vertical, porém, resulta em uma maior área. As profundidades típicas estão compreendidas entre 0,6 a 1,5 m. Nesta profundidade é mais adequada à minimização dos gradientes de temperatura (SMITH et al., 2001). Os valores típicos de profundidade segundo METCALF e EDDY, (1991) estão com-

preendidos entre 1,2 m. a 1,8 m.

Para que as lagoas cobertas com lentilhas d'água operem bem é necessário que o fluxo se aproxime do fluxo pistão e que a velocidade horizontal esteja em torno de 0,1 m/s que é a mais apropriada para prevenir distúrbios nas plantas (EDWARD, 1992). Conforme já mencionado anteriormente, a relação entre comprimento e largura deverá ser maior que 10:1 (HAMMER, D. A., 1990).

A **taxa de aplicação superficial** para lagoas facultativas não deve exceder 22,4 a 33,6 kg DBO/ha.dia, para se obter efluente com qualidade de 30mg/L para a DBO segundo METCALF e EDDY (1991). Para GIJZEN e KHONDKER (1997) estes valores não devem exceder a 100 e 160 kgDBO/ha.d, para se obter um efluente com a mesma qualidade. SMITH et al. (2001) trabalharam com carga orgânica volumétrica de DBO devido aos possíveis processos anaeróbios que ocorrem embaixo das lentilhas d'água. Segundo experimentos de MANDI (1994), as lentilhas d'água toleram o máximo de concentração de DQO afluente de 300 a 500 mg/l. SKILICORN et al. (1992) relatou que deve ser mantida uma concentração máxima de DBO na entrada da lagoa de 80mg/L.

Com relação à **temperatura** pode-se afirmar que haverá um decréscimo de produção de lentilhas d'água quando a temperatura estiver abaixo de 17°C e acima de 35°C (PRISM, 1990).

A produção de lentilhas d'água é variável segundo a estação do ano. Quando a estação do ano é seca a produção está na faixa de 550 a 650 kg de biomassa úmida/ha.dia, nas estações úmidas tem-se a produção de 1000 a 1200 kg de biomassa úmida/ha.dia, (ALAERTS et al ,1996).

Materiais e métodos

A metodologia utilizada para a avaliação de uma lagoa de polimento coberta parcialmente com lentilhas d'água e operando como pós-tratamento de um reator Uasb consistiu na comparação dos resultados do monitoramento de uma lagoa em escala real operando sem as macrófitas e após algumas obras de adaptação,

haverá um decréscimo de produção de lentilhas d'água quando a temperatura estiver abaixo de 17°C e acima de 35°C

operando com as mesmas. Este monitoramento foi composto por análises físico-químicas e bacteriológicas as quais disponibilizaram dados que possibilitaram a avaliação.

Além desta avaliação, com os resultados do monitoramento, pode-se obter o coeficiente de remoção de DBO (K), coeficiente de decaimento bacteriano (K_d) e a taxa máxima de aplicação superficial (\ddot{e}_L) para a lagoa de polimento.

O trabalho de pesquisa foi desenvolvido na Estação de Tratamento de Esgoto Menino Deus (ver figura 3), que trata os esgotos coletados nas cidades de Quatro Barras e Campina Grande do Sul - PR.

A ETE é composta das seguintes unidades de tratamento:

- Grade Manual (espaçamento = 20 mm, B = 0,9 m.);
- Desarenador /Calha Parshall (W = 9”);
- Lagoa de Polimento (L = 406,75 m., B = 56,68 m., H = 2,0 m.);
- Reator Anaeróbio Uasb (Volume = 2000 m³);
- Leitões de secagem (A= 706 m²);

Elementos básicos de dimensionamento:

- População atendida : 24.719 habitantes;
- Vazão média/máxima : 50/78,3 l/s.

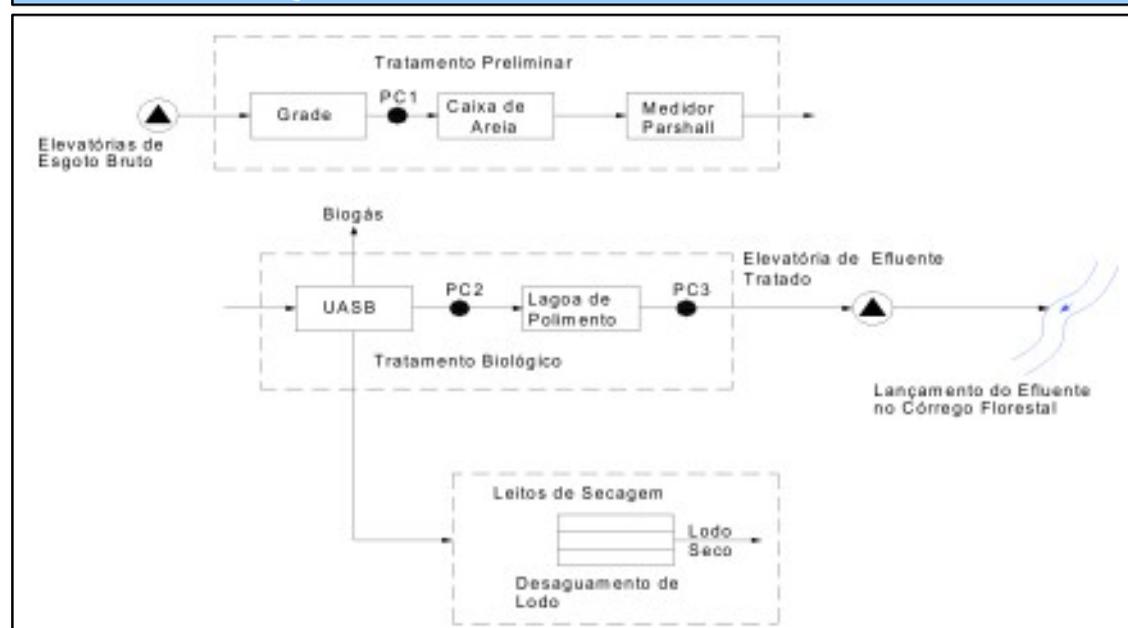
Procedimentos de coleta das amostras e análise dos parâmetros

A primeira fase da pesquisa teve início em 6 de junho de 2003, e se estendeu até 6 de janeiro de 2004, totalizando 19 coletas de amostras. Nesta fase não foi possível a permanência das lentilhas d’água na lagoa devido às rajadas de vento. As amostras foram coletadas no horário comercial e proporcional à vazão, uma vez por semana, e nos horários de 8h30, 10h, 11h30, 13h, 14h30 e 16h.

Os pontos coletados foram o esgoto bruto logo após a grade manual, a entrada da lagoa e a saída da lagoa. Os parâmetros que foram determinados em campo para as 3 fases foram a temperatura, pH e OD. Os parâmetros determinados em laboratório foram a DBO₅, DBO₅ filtrada, DQO, DQO filtrada, SST, SSV, Ntotal, Coliformes totais, Coliformes fecais, alcalinidade e surfactantes. A Clorofila “A” foi analisada quinzenalmente. Nesta fase a lagoa operou sem as lentilhas d’água.

As amostras foram analisadas no laboratório de análise físico-químicas e bacteriológicas da Sanepar. Os procedimentos das análises realizadas nesses laboratórios, seguiram o estabelecido pelo Standard Methods for Examination

FIGURA 3 - CROQUIS DO SISTEMA DE TRATAMENTO DE ESGOTO DA ETE MENINO DEUS



em função das rajadas de vento, a permanência das lentilhas d’água na lagoa não foi possível

Of Water and Wastewater – (AWWA/APHA/WEF, 1998, 20.^a ed.).

A segunda fase da pesquisa teve início em 18 de maio de 2004 e se estendeu até o começo do mês de dezembro, totalizando 33 coletas de amostras. Nesta fase, a coleta das amostras foi composta durante 24 horas. Para o esgoto bruto (ponto de coleta 1 = PC1) foi feita coleta composta proporcional à vazão de entrada do efluente do Uasb (PC2) e do efluente da lagoa de polimento (PC3), a coleta foi feita a cada hora durante 24 horas e com alíquota constante. Os pontos coletados foram o esgoto bruto após a grade, a saída do Uasb e a saída da lagoa. Os parâmetros analisados foram os mesmos já descritos para a fase 1.

A terceira fase da pesquisa teve início em 3 de fevereiro de 2005 e se estendeu até o começo do mês de abril, totalizando 16 coletas de amostras. Nesta fase do experimento a coleta das amostras também foi composta durante 24 horas. Para o esgoto bruto (ponto de coleta 1 = PC1), foi feita coleta composta proporcional à vazão de entrada, do efluente do Uasb (ponto de coleta 2 = PC2) e do efluente da lagoa de polimento (ponto de coleta 3 = PC3), a coleta foi feita a cada hora durante 24 horas e com alíquota constante. Os pontos coletados foram o esgoto bruto após a grade, a saída do Uasb e a saída da lagoa. Os parâmetros analisados foram os mesmos já descritos anteriormente para as fases 1 e 2.

para segurar as macrófitas na lagoa foram implantadas cortinas defletoras em alumínio



Alterações do Projeto Ocorridas no Período

Alterações Construtivas

- Implantação de canteiros na superfície da lagoa, com a finalidade de manter as macrófitas na parte central da lagoa. Os canteiros foram delimitados por flutuantes, fabricados em poliuretano tipo “spaghetti”, os quais foram amarrados por cordas em mourões de concreto que estão instalados nas bordas da lagoa;

- Implantação de cercas de proteção nos taludes, com a finalidade de atenuar a ação dos ventos na superfície da lagoa. Estas cercas foram executadas em lonas plásticas e os mourões que servem de sustentação foram de eucalipto;

- Implantação de cortinas defletoras em alumínio nos vertedores de saída, com a finalidade de segurar as macrófitas na lagoa;

- Implantação de muro de contenção para manutenção das lentilhas d’água na parte final da lagoa;

Alterações Operacionais

- Vazões de infiltração na rede coletora – o aumento de vazão em dias de chuva é considerável, trazendo grande transtorno na operação;

- Despejos industriais – a partir de 2004, estes despejos foram bastante frequentes;

- Elevatória do Cangüiri – aumentou principalmente a carga orgânica afluyente à ETE;

- Secagem das lentilhas d’água no talude, devido aos ventos.

Resultados e discussão

Apresenta-se neste item os valores médios dos parâmetros analisados para todo o período do monitoramento do sistema para as três fases da pesquisa. Os valores apresentados nestas tabelas sofreram tratamento estatístico por meio do qual foram excluídos da média mensal e da média total do período os valores que excederam ao intervalo médio, mais ou menos, desvio padrão para a DQO total do afluyente, conforme AISSE et al. (2002) e como se apresenta nas tabelas 1, 2 e 3, a seguir.

Avaliação dos Critérios e Parâmetros de Dimensionamento

Neste item é apresentada a tabela 4, onde se observa os parâmetros de dimensionamento da lagoa que foram obtidos em condições reais de operação.

Na fase 1 a lagoa apresentou uma remoção percentual baixa em termos de DBO, DQO e SST se for comparada com os valores teóricos calculados pela cinética do fluxo disperso. Os parâmetros de dimensionamento foram os tradicionalmente utilizados no dimensionamento de lagoas facultativas, ou seja, taxas superfíci-

TABELA 1 - RESULTADOS MÉDIOS DO SISTEMA FASE 1

Anal.	Parâmetros	Unid.	Afl. Uasb ($x \pm \sigma$)	Efl. Uasb ($x \pm \sigma$)	Efluente LP ($x \pm \sigma$)	Valores		n
						Máx.	Mín.	
Físico Químicas	DBO _T	mg/L	288 ± 103	75 ± 32	52 ± 15	81	18	13
	DQO _T	mg/L	497 ± 109	181 ± 53	127 ± 44	233	47	13
	SST	mg/L	261 ± 62	127 ± 39	69 ± 27	124	41	13
	NTK	mg/L		26 ± 13	21 ± 11	35	3,7	09
	P _{total}	mg/L		4 ± 2	2,7 ± 1,1	3,9	0,1	13
Microbiológicas	C. Totais	NMP 100mL		7,6E+06 ± 4,2E+06	5,8E+05 ± 1,1E+06	4,4E+6	3,7E+4	12
	C.Fecais	NMP 100mL		3,3E+06 ± 3,2E+06	1,5E+05 ± 2,6E+05	9,5E+5	1,2E+4	12

TABELA 2 - RESULTADOS MÉDIOS DO SISTEMA FASE 2

Anal.	Parâmetros	Unid.	Afl. Uasb ($x \pm \sigma$)	Efl. Uasb ($x \pm \sigma$)	Efluente LP ($x \pm \sigma$)	Valores		n
						Máx.	Mín.	
Físico Químicas	DBO _T	mg/L	263 ± 90	112 ± 35	53 ± 24	100	13	23
	DQO _T	mg/L	561 ± 148	308 ± 99	147 ± 77	178	24	23
	SST	mg/L	158 ± 55	95 ± 54	29 ± 24	126	4	23
	NTK	mg/L		66 ± 38	55 ± 53	276	15	23
	P _{total}	mg/L		5 ± 3,0	4 ± 2	9,1	1,3	23
Microbiológicas	C. Totais	NMP 100mL		4,7E+06 ± 6,4E+07	2,05E+05 ± 7,5E+05	1,5E+08	1E+04	23
	C.Fecais	NMP 100mL		4,9E+05 ± 2,4E+07	3,1E+04 ± 3,2E+05	1,6E+06	3	23

TABELA 3 - RESULTADOS MÉDIOS DO SISTEMA FASE 3 COM AS LENTILHAS D'ÁGUA

Anal.	Parâmetros	Unid.	Afl. Uasb ($x \pm \sigma$)	Efl. Uasb ($x \pm \sigma$)	Efluente LP ($x \pm \sigma$)	Valores		n
						Máx.	Mín.	
Físico Químicas	DBO _T	mg/L	227 ± 38	104 ± 36	70,3 ± 20	113	38	10
	DQO _T	mg/L	465 ± 84	208 ± 58	180 ± 64	308	116	10
	SST	mg/L	144 ± 52	100 ± 32	57 ± 32	112	22	10
	NTK	mg/L		32,4 ± 6	24,4 ± 5	32	15	10
	P _{total}	mg/L		9,4 ± 5	6,2 ± 2	10	3,2	10
Microbiológicas	C. Totais	NMP 100mL		3,9E+7 ± 4,7E+7	7,8E+6 ± 1,5E+7	5E+7	5,0E+05	10
	C.Fecais	NMP 100mL		7,6E+6 ± 8,8E+6	1,6E+6 ± 3,8E+6	1E+7	8E+4	10

o muro de contenção mantém as lentilhas d'água na parte final da lagoa

TABELA 4- PARÂMETROS ENCONTRADOS PARA A LAGOA NAS CONDIÇÕES OPERACIONAIS

Parâmetros verificados	Fase 1		Fase 2		Fase 3
	Projeto	Fase 1	S/lent.	C/lent.	C/lent.
Q (L/s)	77,48	42,5	52,93	52,93	61,8
T (°C)	15	19,1	19,9-	18,5-	22,8
T _H (dias)	6	10,51	8,48	8,48	8,85
Carga org. (Kg DBO/dia)	366,5	279,4	621,9	566	534
Carga apl. (Kg DBO/ha.dia)	180	121,86	238,77	238,77	233,19
Área superficial (m ²)	20361	22665	22665	22665	22898
V (m ³)	40722	38798	38798	38798	46070
Efic. de Remoção DBO ₅ (%)		27± 16	58± 18	53± 17	35± 16
Efic.de Remoção DQO (%)	-	30± 16	62± 19	62± 22	32± 11
Efic. de Remoção SST (%)	-	42± 23	60± 24	60± 29	44± 20

ais de 180 kg DBO/ha.dia. Como ocorreu um aumento de taxas superficiais de mais de 100% na fase 2 e 3, a tendência é aumentar a eficiência de remoção. No estudo elaborado a partir dos resultados das análises, chegou-se à conclusão que a máxima carga aplicada nesta lagoa (sem lentilhas) é de 160 kg DBO/ha.dia. Como atualmente a carga aplicada está em torno de 250 kg DBO/ha.dia, a lagoa só operará em condições facultativas no verão quando a temperatura está acima de 20°C.

Comparando a fase 1, quando a lagoa operou como polimento do efluente dos reatores, a fase 2 em que houve pouca cobertura das lentilhas d'água (aproximadamente 600 m² dos 4800 m² previstos no projeto) e não houve o seu crescimento, a fase 3 onde as macrófitas cobriram praticamente os 4.800 m² previstos no projeto. Houve uma sensível melhora na qualidade do efluente da fase 1 para a fase 2 e, posteriormente, na fase 3 esta qualidade decaiu.

Esta melhoria na qualidade do efluente da lagoa de polimento da fase 1 para a fase 2, acredita-se que tenha sido em parte ocasionado pelas obras para a contenção das lentilhas d'água na lagoa, tais como a instalação de cortinas defletoras na saída da lagoa, impedindo a saída destas para a elevatória. Como a saída do efluente é efetuada em uma profundidade maior, onde há menor quantidade de algas, a qualidade do efluente tende a melhorar em termos

de SST e conseqüentemente de DBO e DQO.

Outro fator que pode ter contribuído, também, foi a instalação das lonas impedindo que o vento circulasse livremente, desta maneira contribuindo para formar zonas quiescentes na lagoa. Além disto o aumento de carga orgânica aplicada à lagoa aumenta também a remoção.

A colocação das lentilhas d'água na lagoa na fase 2 não contribuiu para esta melhoria, já que a área sombreada não chegou a 600 m² e após a sua colocação houve um gradual desaparecimento, demonstrando nitidamente que o ambiente da lagoa não era ideal para esse crescimento. Os fatores que contribuíram para esta situação foram a temperatura do meio líquido que esteve em média em torno de 18° C e também a taxa aplicada à lagoa que estava acima do recomendado para a sobrevivência das lentilhas d'água que está na faixa de 100 kgDBO/ha.dia a 160 KgDBO/ha.dia (GIJZEN et al,1997), além dos despejos industriais.

O completo desaparecimento das lentilhas d'água ocorreu após um período de 3,5 meses. A proposta inicial da pesquisa era cobrir com lentilhas d'água uma área de 4.800m² totalizando um volume de 8.688m³, ou seja volume equivalente a 2 dias de tempo de detenção hidráulico para uma vazão média de 50 l/s.

Na fase 3, quando a lagoa estava com a sua parte final coberta com as macrófitas, houve uma sensível deterioração do efluente, com

a lagoa só opera em condições facultativas no verão quando a temperatura está acima de 20°C

as remoções de DBO, DQO e SST caindo na faixa de 30 a 40 %. Uma das causas para este decréscimo de remoção foi a não-colheita das lentilhas d'água que estavam paralisadas em termos de crescimento, ou seja, havia um crescimento e ao mesmo tempo havia uma mortandade. Como não havia uma colheita dessa massa verde, a mortandade das plantas provocou a deterioração da qualidade do efluente. A colheita das lentilhas d'água é necessária para induzir a multiplicação das mesmas e a troca por plantas mais jovens, mas quando o ambiente da lagoa não é propício a este crescimento, não há como efetuar esta colheita. Caso seja efetuada haverá uma diminuição da área coberta tendendo a desaparecer.

Outra razão para esta deterioração do efluente foi causada pela retirada da cerca de lonas, o que, por meio do vento, contribuiu para aumentar a perturbação no tapete de lentilhas d'água e desta maneira criando áreas onde a luz solar penetra e anula o efeito do sombreamento das macrófitas,

Verificou-se que o período em que as lentilhas se proliferaram intensamente foi quando houve uma diminuição da concentração de DBO e DQO que entrou na lagoa, causada pela diluição dos esgotos devido a chuvas, a altas temperaturas da massa líquida da lagoa (20 a 22°C) e à diminuição do lançamento dos despejos industriais na rede coletora. Este período foi entre os dias 15 de dezembro a 30 de janeiro de 2005. Após este período não houve mais crescimento das macrófitas.

As concentrações de coliformes totais e fecais no efluente da lagoa na fase 3 foram de $(5,8 \text{ E } 05 \pm 1,1 \text{ E } 06) \text{ NMP}/100 \text{ mL}$ e $(1,5 \text{ E } 05 \pm 2,6 \text{ E } 5) \text{ NMP}/100 \text{ mL}$, valores estes superiores a 1,3 unidade logs das concentrações médias verificadas pelo modelo de fluxo disperso e também na fase 2 da pesquisa. Demonstrando que o sombreamento da lagoa causa uma redução na remoção bacteriológica.

Aplicação do Modelo Cinético para o regime hidráulico de "Fluxo Disperso"

Os objetivos deste item são as determi-

nações dos coeficientes de remoção de DBO (K) e decaimento bacteriano (K_b), através da aplicação das equações de fluxo disperso. Com estes coeficientes, tornam-se possíveis as determinações das equações para K e K_b que representem o sistema em estudo.

Determinação do coeficiente de remoção da Demanda Bioquímica do Oxigênio (DBO) - K

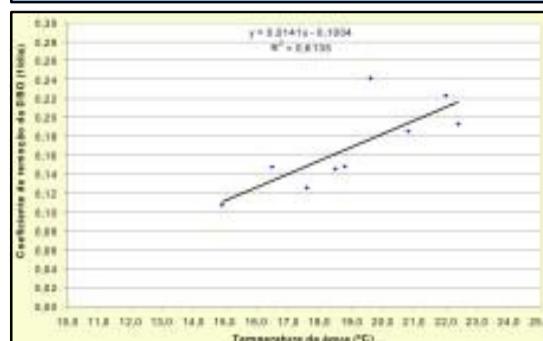
Para a determinação do coeficiente K foram simulados diversos valores aplicando as equações de fluxo disperso, de modo que se obtivessem as mesmas remoções de DBO obtidas no monitoramento da fase 2. A equação que melhor se ajustou à determinação do coeficiente de remoção K para a lagoa de polimento da ETE Menino Deus foi a seguinte:

$$K = 0,0141 T_w - 0,1004 \quad (8)$$

Para a temperatura da massa líquida de 20°C obteve-se $K = 0,1816 \text{ dias}^{-1}$, valor superior ao valor estabelecido na equação (3) com $K = 0,17 \text{ dias}^{-1}$, mas dentro da faixa proposta por YÁNEZ (1993).

O gráfico 1 apresenta o coeficiente de remoção de DBO - K para o fluxo disperso e a temperatura da massa líquida. O coeficiente de regressão linear entre estes parâmetros foi $R^2 = 0,6135$. Como se pode observar, obteve-se um ajuste razoável do modelo proposto aos dados experimentais.

GRÁFICO 1 - COEFICIENTE DE REMOÇÃO DE DBO - K PARA FLUXO DISPERSO. PARA A LAGOA DE POLIMENTO NA FASE 2



a colheita das lentilhas d'água é necessária para induzir a multiplicação das mesmas

Determinação do coeficiente de Decaimento Bacteriano - K_b

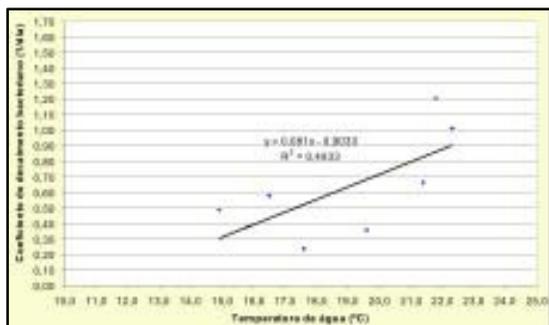
Para a determinação do coeficiente K_b foram também simulados diversos valores aplicando as equações de fluxo disperso, de modo que se obtivessem as mesmas remoções de coliformes obtidos no monitoramento da fase 2. A equação que melhor se ajustou na determinação do coeficiente de decaimento bacteriano K_b para a lagoa de polimento da ETE Menino Deus foi a seguinte:

$$K_b = 0,081 \cdot T_w - 0,9033 \quad (9)$$

Para a temperatura da massa líquida de 20°C teremos $K_b = 0,7167 \text{ dias}^{-1}$, valor levemente inferior ao estabelecido na equação (3.16) com $K_b = 0,84 \text{ dias}^{-1}$.

O gráfico 2 apresenta o coeficiente de decaimento bacteriano para o fluxo disperso e a temperatura da massa líquida, o coeficiente de regressão linear entre estes parâmetros foi de $R^2 = 0,4933$. Como se pode observar não se obteve um bom ajuste do modelo proposto aos dados experimentais.

GRÁFICO 2- COEFICIENTE DE DECAIMENTO BACTERIANO - K_b PARA FLUXO DISPERSO. PARA LAGOA DE POLIMENTO NA FASE 2



não se obteve um bom ajuste do modelo proposto aos dados experimentais

Determinação da taxa máxima aplicada a uma lagoa de polimento na Região Metropolitana de Curitiba

A determinação da máxima taxa aplicada para que a lagoa opere fotossintética foi efetuada com os dados experimentais das fases 1 e 2. Definiu-se através dos resultados das análises

físico-químicas (DBO, OD e N amoniacal) e observações da cor da lagoa, a condição anaeróbia e aeróbia. A partir destes dados pode-se determinar uma envoltória de pontos de taxa máxima aplicada. A equação obtida para esta envoltória foi a seguinte:

$$\lambda_L = 12 \cdot T + 11 \quad (10)$$

T = Temperatura média mensal mínima, (°C);

Para o ano de 2003, a temperatura média mínima foi de 12,7°C, segundo dados do Instituto Tecnológico Simepar, nestas condições a taxa limite aplicável na lagoa deveria ser de no máximo:

$$\lambda_L = 12 \cdot 12,7 + 11 = 163,4 \text{ kgDBO/ha.dia}$$

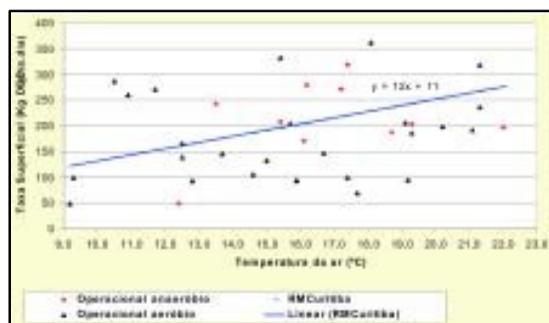
Para o ano de 2004, a temperatura média mínima foi de 12,8°C. Nestas condições a taxa limite aplicável na lagoa deveria ser de no máximo:

$$\lambda_L = 12 \cdot 12,8 + 11 = 164,6 \text{ kgDBO/ha.dia}$$

Os resultados determinados acima para as taxas máximas aplicáveis a lagoa de polimento da ETE Menino Deus, deverão ser confirmados através de outros monitoramentos, mas a equação proposta (10) nos conduz a valores de taxas aplicáveis em torno de 90% dos valores anteriormente utilizados, ou seja, os novos projetos de lagoas de polimento para a Região Metropolitana de Curitiba deverão computar este decréscimo de taxas aplicadas.

No gráfico 3 é relacionada a taxa superficial operacional da lagoa em função da tempe-

GRÁFICO 3 - ENVOLTÓRIA DOS PONTOS DE MÁXIMA TAXAS APLICADA EM CONDIÇÕES OPERACIONAIS AERÓBIAS PARA A LAGOA DE POLIMENTO NA FASE 1 E 2.



ratura do ar. Neste gráfico apresenta-se a envoltória dos pontos de máxima taxa aplicada em condições operacionais aeróbias para a lagoa de polimento.

Conclusões

Este estudo abordou o comportamento de uma lagoa de polimento operando em escala real (fases 1 e 2) e posteriormente após algumas adequações operando com um sombreamento parcial através de lentilhas d'água (fase 3). Este estudo permitiu concluir o seguinte:

Lagoa de Polimento (fases 1 e 2)

- O regime de "Fluxo Disperso" é o modelo cinético que melhor se aplica ao funcionamento da lagoa de polimento.

- A equação para a obtenção do coeficiente de remoção de DBO – K para a lagoa de polimento, com coeficiente de regressão linear $R^2 = 0,6135$ está a seguir expressa:

$$K = 0,0141 T_w - 0,1004 \quad (8)$$

$$K_{20^\circ\text{C}} = 0,1816 \text{ dias}^{-1}$$

- A equação para obtenção do coeficiente de decaimento bacteriano - K_b para a lagoa de polimento, com coeficiente de regressão linear $R^2 = 0,4933$ está a seguir expressa:

$$K_b = 0,081 T_w - 0,9033 \quad (9)$$

$$K_b_{20^\circ\text{C}} = 0,7167 \text{ dias}^{-1}$$

- A equação da envoltória de máxima taxa aplicada a uma lagoa de polimento na Região Metropolitana de Curitiba está a seguir expressa:

$$\lambda_L = 12 T + 11 \quad (10)$$

- Através da verificação dos parâmetros e critérios de dimensionamento, constatou-se que a lagoa de polimento foi subdimensionada. Há a necessidade de se reavaliar a alteração da taxa de aplicação de 180 kg DBO/ha.dia para 160 Kg DBO/ha.dia na lagoa de polimento.

Lagoa de Polimento com sombreamento parcial (fase 3)

- A utilização de sombreamento parcial através de lentilhas d'água na lagoa na fase 3, apre-

sentou uma diminuição na remoção de DBO DQO e SST que foram causados pela não-adequação das lentilhas d'água ao ambiente da lagoa. As taxas aplicadas excessivas, despejos industriais, temperaturas baixas e o vento foram as principais causas para o não-crescimento e mortandade das macrófitas, portanto nestas condições operacionais, não há possibilidade de se sombrear a lagoa com as lentilhas;

- O sombreamento obtido na lagoa de polimento através das macrófitas diminuiu o decaimento bacteriano, o que comprova o efeito bactericida da radiação solar;

- A reformulação de projetos de lagoas existentes para utilização das lentilhas d'água, conforme foi a proposta inicial de pesquisa não é válida, devido às taxas superficiais baixas ($\lambda \leq 160 \text{ kg DBO/hadía}$), tempo de detenção hidráulico altos ($t \geq 20 \text{ dias}$) e profundidades menores que as usualmente utilizadas nos projetos convencionais;

- A utilização de parte da lagoa para o cultivo das lentilhas d'água recai em uma obra de difícil execução, já que há a necessidade de uma separação física entre as lagoas. A utilização de uma separação física parcial flutuante, recairá na dificuldade de se conter as algas para que não invadam a área das lentilhas d'água, quando há ventos fortes.

- A utilização de lagoas cobertas com macrófitas só será atrativa em nosso país, quando houver uma destinação rentável para o material colhido, desta maneira poderá ser equilibrado o ônus com a mão-de-obra adicional e as análises complementares.

Referências

ALAERTS, G.J.; MAHBUBAR, R.; KELDERMAN, P. Performance analysis of a full-scale duckweed-covered sewage lagoon. **Water Research**, v. 30, n. 3, p. 843-852. 1996.

AISSE, M. M. **Sistemas econômicos de tratamento de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 2002.

ARCEIVALA, S. J. **Wastewater treatment**

constatou-se que a lagoa de polimento foi subdimensionada

and disposal. New York: Marcel Decker, 892 p. 1981.

ASANO, T. **Wastewater reclamation and reuse**. Lancaster: Technomic Publishing, 1999. v. 10. 1501 p.

CHERNICHARO, CARLOS AUGUSTO DE LEMOS; PROGRAMA DE PESQUISA EM SANEAMENTO BÁSICO. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: PROSAB, 2001. 2 v.

DUFFIELD, A. N.; EDWARDS, R. W. **Predicting the distribution of lemna spp. in a complex system of drainage channels**. *Natl. Veget. Res. Sta.* Wellesbourne, Warwick, U. K.: Assoc. Applied Biologists, 1981. p. 59-65.

EDWARDS, P. et al. Cultivation of duckweed in septage loaded earthen ponds. **Bioresource Technol.** v. 40, p. 109-117. 1992

GIJZEN, J. H.; IKRAMULLAH, M. **Pre-feasibility of duckweed based wastewater treatment and resource recovery in Bangladesh**. IHE and PRISM, 1999. 46 p.

GIJZEN, H. J.; M. KHONDKER. **A overview of the ecology, physiology, cultivation and applications of duckweed**. Inception Report. Annex 1. Literature Review. Dhaka, Bangladesh: Duckweed Research Project, 1997. p. 53.

HAMMER, D. A. **Constructed wetlands for wastewater treatment**. Michigan, U.S.A.: Lewis Publishers, 1990.

MANDI, L. Marrakesh wastewater purification experiment using vascular aquatic plants *Eichhornia crassipes* and *Lemna gibba*. **Water Science Technology**, v. 29, n. 4, p. 283-289. 1994.

MENDONÇA, S. R. **Sistemas de lagunas de estabilización**. Bogotá: McGraw-Hill, 2000. 370 p.

METCALF; EDDY (Eds). **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. 3. rd. New York : McGraw-Hill, 1991. 1334 p.

REED, S. C.; MIDDLEBROOKS, E. J.; CRITES, R. W. **Natural system for waste management and treatment**. New York: McGraw-Hill, 1988

SKILICORN, P.; JOURNEY, W. K.; SPIRA, W. **Duckweed aquaculture: a new aquatic farming system for developing countries**. Washington, DC: The World Bank, 1993. 68 p.

SMITH, M.D., MOELYOWATI, I. Duckweed based Wastewater Treatment design Guidelines for Hot Climates. **Water Science and Technology**, v. 43, n. 11, p. 291-299. 2001

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização**. Belo Horizonte: UFMG, 1996. v. 3. 140 p.

YÁNEZ, F. **Lagunas de estabilización: teoría, diseño, evaluación y mantenimiento**. Cuenca, Ecuador, 1993. 421 p.

nestas condições operacionais, não há possibilidade de se sombrear a lagoa com as lentilhas

Autores

Luis César Baréa,
engenheiro civil, mestre em Engenharia Civil pela Escola Politécnica da USP, engenheiro civil na Companhia de Saneamento do Paraná (Sanepar).

Pedro Alem Sobrinho,
engenheiro civil, doutor pela Escola Politécnica da USP, professor titular da área de Saneamento da Escola Politécnica da USP.

Avaliação da higienização de lodo de esgoto anaeróbico através do tratamento ácido e alcalino



Ivaldete Tijolin Barros
Antonio Carlos Saraiva da Costa
Cleverson Vitório Andreoli

Evaluation of the hygienic cleaning of anaerobic sewer sludge via acid and alkaline treatments

Resumo

Biossólidos resultantes de tratamento biológico do lodo de esgoto, geralmente, contêm altas concentrações de microorganismos patogênicos, sendo necessária sua higienização para viabilizar o aproveitamento como insumo agrícola. Diversas tecnologias podem ser utilizadas para higienização, envolvendo em geral os seguintes fatores: temperatura, pH, radiação, entre outros. Este trabalho avaliou o potencial de higienização do lodo de esgoto anaeróbico através do tratamento convencional adotado pela Sanepar, a caleação (adição de CaO/MgO em altas dosagens), e tratamentos alternativos empregando os ácidos orgânicos acético ($C_2H_4O_3$) e peracético (CH_3COOOH/H_2O_2), na inativação dos agentes patogênicos. Os ácidos orgânicos foram eficientes na inativação dos coliformes fecais, destruindo 99,99% dos microorganismos rapidamente, em menos de 30 minutos, nas dosagens 230, 460 e 920 $mg L^{-1}$ de ácido peracético e 11.000 $mg L^{-1}$ de ácido acético. Porém, na destruição dos ovos de helmintos a eficiência dos ácidos foi inferior ao tratamento alcalino, chegando a 88,08% com o ácido peracético na dosagem de 920 $mg L^{-1}$. A caleação foi eficiente na higienização do lodo destruindo 99,99% dos coliformes fecais e 100% ovos de helmintos. Por meio deste tratamento o biossólido alcançou o padrão da IN-IAP de um ovo viável a cada 4g de MS, tornando-se apto para utilização com insumo agrícola.

Palavras-chave: coliformes fecais, desinfecção, lodo de esgoto, ovos de helmintos, patógenos

Abstract

Biosolids resulting from the biological treatment of sewer sludge generally contain high concentrations of pathogenic microorganisms, necessitating hygienic cleaning for viability as use as an agricultural soil amendment. Diverse technologies can be used for hygienic cleaning, generally involving the following factors: temperature, pH, and irradiation, among others. This study evaluated the potential for hygienic cleaning of anaerobic sewer sludge through the conventional treatment adopted by SANEPAR - the addition of CaO/MgO in high dosages - and alternative treatments, using organic ascetic acid ($C_2H_4O_3$) and perascetic acid (CH_3COOOH/H_2O_2) to inactivate the pathogenic agents. The organic acids were efficient in the inactivation of the fecal coliforms, destroying 99.99% of the microorganisms quickly, in less than 30 minutes, in dosages of 230, 460 and 920 $mg L^{-1}$ of perascetic acid and 11,000 $mg L^{-1}$ of ascetic acid. However, in the destruction of helmintho eggs, the efficiency of the acid treatments was inferior to the alkaline treatment, yielding 88.08% with the perascetic acid in a dosage of 920 $mg L^{-1}$. Calcifying was efficient in the hygienic cleaning of sludge, destroying 99.99% of fecal coliforms and 100%

*tratamentos
alternativos
empregando os
ácidos
orgânicos
acético e
peracético, na
inativação dos
agentes
patogênicos*



of helmintho eggs. With this method of treatment, the biosolids reached the IN-IAP standard of one viable egg per each 4g of MS, making it appropriate for use as agricultural fertilizer.

Key words: fecal coliforms, disinfection, sewer sludge, helmintho eggs, pathogens

Introdução

As previsões de aumento populacional, associadas à crescente concentração urbana, são fatores que promovem o agravamento da problemática da produção de resíduos sólidos urbanos, que mesmo após sofrerem tratamento, ainda apresentam potencial poluidor e contaminação por microorganismos patogênicos. Seu manejo inadequado pode contribuir significativamente para a degradação da qualidade ambiental, podendo se tornar, sem os devidos cuidados, num dos maiores poluidores do solo, da água, do ar e ainda oferecer riscos à saúde pública (FILHO, 1999).

O uso de lodos de esgoto na agricultura é de grande importância devido ao potencial como adubo orgânico que estes representam. E a reciclagem agrícola tem sido considerada a melhor opção de disposição final do biossólido em todo o mundo, por contribuir para fechar o ciclo dos nutrientes minerais. Porém, o alto conteúdo patogênico dos lodos é o fator mais limitante para sua utilização, pois estes podem transmitir enfermidades graves ao serem utilizados.

No Paraná, usualmente a higienização do lodo é realizada através da estabilização alcalina, com a utilização de cal seguida de um período de estocagem/maturação em pH elevado, inviabilizando os patógenos mais resistentes a alterações ambientais. Pesquisas recentes têm proposto alternativas a este processo, por meio da utilização de ácidos. A desinfecção de lodos através de ácidos orgânicos apresenta vantagens potenciais em relação a outros desinfetantes, as principais são a falta de efeitos adversos no ambiente receptor e a rápida evolução para uma biodegradação inócua e fácil. Estas características são de grande importância para a sustentabilidade do sistema agrícola produtivo,

porque minimizam o impacto ambiental da aplicação do biossólido na reciclagem agrícola. Outro ponto positivo dos ácidos orgânicos é o curto período de processamento do ácido, 10 a 30 minutos, para inativação dos agentes patogênicos.

Este trabalho teve como objetivo avaliar a desinfecção do lodo de esgoto pelo tratamento alternativo com emprego dos ácidos orgânicos: acético ($C_2H_4O_3$) e peracético (CH_3COOOH/H_2O_2), e pelo tratamento convencional, a caleação (CaO/MgO), na destruição de ovos de helmintos e coliformes fecais, em lodo de esgoto anaeróbio proveniente de reatores tipo Ralf (Reator Anaeróbio de Lodo Fluidizado).

Revisão de literatura

A constituição físico-química e biológica dos lodos representa o principal obstáculo à sua utilização como insumo agrícola. Do ponto de vista biológico, o lodo concentra a maioria dos organismos presentes no esgoto sanitário, podendo se constituir em significativa ameaça à saúde pública. A higienização tem como principal objetivo eliminar ou reduzir a densidade de microorganismos patogênicos, constituindo-se em importante ferramenta para a ampliação do leque de opções seguras para manuseio e disposição no solo (GONÇALVES, 2000).

Estudos relativos à destruição de microorganismos por ácidos orgânicos são evidências suficientes para justificar o tratamento ácido como um processo de redução de microorganismos de lodos (BARRIOS et al., 2002).

Os ácidos orgânicos apresentam o grupo funcional $-COOH$ e, anexado a este, pode estar um grupo orgânico ou um átomo de hidrogênio. Nomes comuns usados para descrever este grupo de compostos orgânicos incluem graxos, graxos voláteis, lipofílicos, ácidos carboxílicos ou fracos (CHERRINGTON et al., 1991).

Dentro da célula, as moléculas do ácido dissociam-se quase totalmente, o ânion e o próton contribuem para a inibição do crescimento microbiano (CHERRINGTON et al., 1991). Os ácidos lipofílicos são usados como aditivos alimentares antimicrobianos cujos efeitos inibitórios de crescimento aumentam quando o pH é dimi-

*a desinfecção
de lodos através
de ácidos
orgânicos
apresenta
vantagens
potenciais em
relação a outros
desinfetantes*

nuído para abaixo da neutralidade, indicando que a inibição resulta do ácido não dissociado (FREESE et al., 1973).

A estabilização ácida foi avaliada por BARRIOS et al. (2000), que utilizaram ácidos orgânicos (acético e peracético) e alcançaram reduções de 7,2 e 7,0 unidades logarítmicas para coliformes fecais; de 6,7 unidades logarítmicas em ambos os ácidos para *Salmonella spp.*; e 93% e 95% para ovos de helmintos, respectivamente.

Segundo CHERRINGTON et al. (1991), os ácidos orgânicos são considerados surfactantes aniônicos agindo como desinfetantes rompedores de membrana celular. Para ROE et al. (2002), a inibição provocada por estes compostos é dependente de pH e vários fatores se combinam para formar os efeitos inibitórios dos ácidos orgânicos quando o pH extracelular é ácido.

No caso do ácido acético como a molécula é orgânica e de cadeia curta, o que facilita a penetração no interior da célula onde se dissocia em um ânion e um próton (CHERRINGTON et al., 1991). Isso acidifica o citoplasma provocando alterações no metabolismo da célula e no crescimento das mesmas que desvia o uso de ATPase da membrana plasmática para bombear prótons para o exterior da célula (RUSSELL, 1992).

As propriedades do ácido peracético (APA) diferem quantitativa e qualitativamente das do peróxido de hidrogênio ou ácido acético dos quais é derivado. Estudos mostram que o APA tem uma ação microbicida muito mais forte do que estes mesmos produtos de decomposição (FRASER et al., 1984).

Foi sugerido que o APA cause a ruptura nos elos de sulfidril (-SH) e enxofre (-S) dentro das enzimas, daí importantes componentes nas membranas são quebrados pela desrupção oxidativa. Além de que, provavelmente, desloca a função quimiosmótica do transporte da membrana pela ruptura ou deslocamento da parede celular, isso compromete seriamente a atividade celular. Dentro da célula, o ácido pode ainda oxidar enzimas essenciais de maneira que as rotas bioquímicas vitais, assim como o transporte ativo através da membrana e os níveis de soluto intracelular são deteriorados (FRASER et al., 1984).

BARRIOS et al. (2002), utilizaram lodos físico-químicos tratados com os ácidos orgânicos (acético e peracético) e constataram que a velocidade do ácido peracético para destruir as bactérias e inativar os ovos de helmintos foi superior a do ácido acético, requerendo apenas 10 minutos de contato para estabilizar o lodo. Além de que a eficiência do ácido peracético superou as do ácido acético.

BALDRY et al. (1995), avaliaram o desempenho do ácido peracético em comparação com o hipoclorito de sódio em países de clima temperado (Itália) e tropical (Brasil). O ácido peracético apresentou melhor desempenho que o hipoclorito de sódio na inativação de *V. cholerae*. Segundo estes autores a atividade do ácido melhora em temperaturas mais altas, acima de 30⁰ C, mostrando um grande potencial no tratamento de esgotos em países de clima quente.

Embora as propriedades ovicidas dos ácidos orgânicos não estejam ainda claramente descritas, algumas evidências indicam que a camada de lipídio do ovo é semipermeável e que permite que certos compostos penetrem. Além de que, ácidos voláteis como os produzidos por algumas espécies durante a fermentação são incorporados e utilizados pelos ovos (BARRIOS et al., 2001). Assim, existe uma maior compatibilidade entre alguns tipos de ácidos com as enzimas da membrana dos ovos pelo qual ocasiona o rompimento da membrana e a penetração do ácido causando sua inativação (BARRIOS et al., 2000).

No ácido peracético, as propriedades ovicidas podem estar relacionadas ao seu efeito desnaturador de proteínas demonstrado quando é usado como esporicida. Os ovos de helmintos quando inativados por ácido peracético são carentes de movimento, coloração escura, granulação e aparência ovóide em cestóides (FRASER et al., 1984).

Segundo CHERRINGTON et al. (1991), vários fatores influenciam na atividade e resposta dos ácidos orgânicos entre eles: capacidade de tamponamento do meio, presença dos compostos orgânicos, concentração do ácido, valor de pH e temperatura, interferindo na concentração do ácido não dissociado no meio. De

ácidos orgânicos são surfactantes aniônicos agindo como desinfetantes rompedores de membrana celular

acordo com FREESE et al. (1973), a atividade antimicrobiana dos ácidos orgânicos aumenta com a diminuição do valor de pH. Desde que uma proporção maior de moléculas não dissociadas exista com a diminuição do valor de pH, assumindo que a molécula não dissociada que é o agente antimicrobiano (REID, 1932; BERGEIM, 1940; BARKER, 1964), citados por CHERRINGTON et al. (1991).

O mecanismo de higienização do lodo pela via química alcalina utiliza um produto alcalinizante para elevar o pH do lodo e consequentemente alterar a natureza coloidal do protoplasma celular dos microorganismos patogênicos de forma letal, e produzir um ambiente inóspito para a sua sobrevivência (PINTO, 2001). Segundo JOKLIK et al. (1998), citado por BARRIOS (2002), em geral os álcalis exercem a atividade bactericida através de seus íons (OH⁻) livres, que alteram o pH do meio em que se encontram os microorganismos, por meio das moléculas dissociadas e pelo aumento de temperatura. Esses fatores desnaturam os ácidos nucleicos e originam o rompimento de suas pontes de hidrogênio.

A estabilização alcalina de lodos tem a propriedade de elevar o pH, a temperatura e produzir NH₃. O NH₃ inativa e inclusive destrói os ovos de helmintos como: *Taenia saginata*, *Ascaris suum* e *A. lumbricoides* em lodos. O amoníaco penetra na membrana dos ovos de helmintos e no interior desnatura as enzimas responsáveis pelo metabolismo do organismo, originando sua morte (MENDEZ, 2003).

De acordo com ALLIEVI et al. (1994), o aumento do pH em níveis acima de 10, é muito rápido e não permite que as bactérias se adaptem e estas acabam morrendo. A atividade inibidora dos álcalis atua nos seguintes sítios vulneráveis da célula: a) a síntese da parede celular, b) a função da membrana, c) a síntese protéica, d) o metabolismo dos ácidos nucleicos, e) as reações enzimáticas.

O efeito da caleação na eliminação de patógenos do lodo foi pesquisado por PEGORINI (2002). Os resultados demonstraram a eficácia do processo de caleação sobre a eliminação dos coliformes fecais do lodo. Todos os lotes avaliados pelos autores apresentaram

concentrações abaixo do nível de detecção (200 NMP/100g⁻¹ MS), muito inferior ao limite de restrição de uso definido pela IN-IAP: 100.000 NMP 100g⁻¹ MS.

Material e métodos

O experimento foi conduzido na Universidade Estadual de Maringá-PR, com biosólido utilizado proveniente de Reator Anaeróbico de Lodo Fluidizado (Ralf) da estação de tratamento de esgoto ETE Pinhalzinho, localizada próxima a PR 323, principal via de acesso à cidade de Umuarama-PR.

O tratamento químico com os ácidos orgânicos foi realizado no lodo líquido e este foi homogeneizado em um sistema de rotação durante 15 min a 250 rpm e submetido a um período de contato de 15 minutos à temperatura ambiente. A caleação foi realizada após drenagem parcial do lodo, durante 10 dias, em leitos de secagem convencionais, da própria ETE onde foi coletado sendo incorporada cal virgem comum (CaO/MgO) na proporção de 30% do peso seco do lodo. O período de maturação foi de 120 dias. Os tratamentos foram distribuídos em delineamento experimental inteiramente casualizado (DIC), com 6 tratamentos e 4 repetições, sendo:

T1 (TEST) = testemunha

T2 (APA - 05) = 230 mg L⁻¹ de ácido peracético

T3 (APA - 10) = 460 mg L⁻¹ de ácido peracético

T4 (APA - 20) = 920 mg L⁻¹ de ácido peracético

T5 (AA - 22) = 11.000 mg L⁻¹ de ácido acético

T6 (CAL) = cal virgem comum a 30% MS do lodo

As características parasitológicas e microbiológicas do lodo foram analisadas segundo preconiza a norma técnica preliminar paranaense (SANEPAR, 1997) que define a quantidade máxima de ovos de helmintos viáveis e coliformes fecais, em função da alta resistência destes organismos aos tratamentos convencionais.

A determinação de ovos de helmintos foi realizada através do método YANKO (1987) e modificado por TOMAZ-SOCCOL (1998). A contagem de coliformes foi feita pela técnica de

o tratamento químico com os ácidos orgânicos foi realizado no lodo líquido



tubos múltiplos que é recomendada no Standart Methodos for Examination of Water and Wasterwater para lodos (AWWA, 1996).

Resultados e discussões

Eficiência sobre a redução de coliformes

A densidade média inicial de coliformes totais para o biossólido utilizado foi de $3,55 \times 10^8$ NMP 100 mL⁻¹ e de $5,9 \times 10^7$ NMP 100 mL⁻¹ para coliformes fecais (tabela 1).

O ácido peracético (APA) aplicado na dose de 230 mg L⁻¹, alcançou 6,25 e 5,77 unidades logarítmicas de coliformes totais e fecais inativadas, respectivamente. Nas doses de 460 mg L⁻¹ e 920 mg L⁻¹ chegou a 99,99% de inativação de coliformes totais e fecais, com 7,55 e 6,77 unidades logarítmicas inativadas, respectivamente, resultando numa concentração final inferior a 10 NMP 100 mL⁻¹. Com estes resultados se cumpre o limite de restrição de uso do biossólido, estabelecido pela IN-IAP de 10 NMP g⁻¹ de MS.

O ácido acético (AA) alcançou o índice de inativação de coliformes totais e fecais de 7,55 e 6,77 unidades logarítmicas, respectivamente. Resultando numa concentração final inferior a 10 NMP 100 mL⁻¹ de coliformes totais e fecais, apresentando 99,99% de eficiência na destruição dos microorganismos e alcançando também o limite de restrição para uso do biossólido de acordo com a IN-IAP.

Os resultados encontrados para os ácidos

orgânicos estão de acordo com os dados da literatura e a eficiência do APA coincide com o reportado por SÁNCHEZ-RUIZ et al. (1995), BARRIOS et al. (2002), e GONZÁLES et al. (2002), pelo grande poder de destruição dos microorganismos e pela rápida reação necessitando apenas 10 minutos para inativação de coliformes totais e fecais. Como prenunciada por estes autores a eficiência dos ácidos depende do pH do lodo, apresentando melhores índices de inativação em condições ácidas.

O pH do lodo afeta de maneira direta a destruição e o recrescimento de microorganismos, aparentemente desnaturando as enzimas e impedindo a sobrevivência deles em pH abaixo de 4 unidades (McKINNEY, 1962 apud BARRIOS et al., 2000). No presente trabalho, observou-se um grande poder de destruição dos microorganismos, quando o pH baixou de 6 unidades. Confirmando a hipótese de que a atividade antimicrobiana dos ácidos orgânicos é maior em condições ligeiramente ácidas.

A caleação (CAL) apresentou inativação de 5,39 e 4,87 unidades logarítmicas de coliformes totais e fecais, respectivamente. Como resultado tem-se um biossólido com < 200 NMP 100 mL⁻¹, muito abaixo do limite de uso restrição do IN-IAP, para biossólidos. Os resultados são apresentados na figura 1.

Eficiência sobre a inativação de helmintos

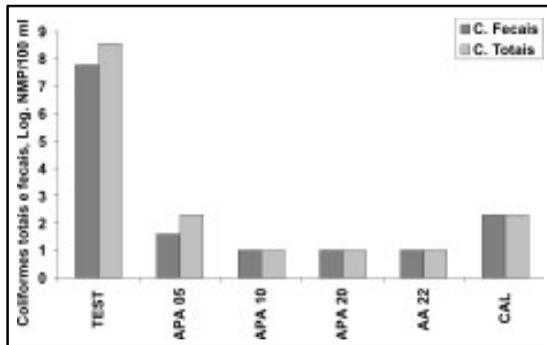
Para a inativação de ovos de helmintos observou-se que os tratamentos APA5 e AA22

o pH do lodo afeta de maneira direta a destruição e o recrescimento de microorganismos

TABELA 1 - VALORES DE PH FINAL DO LODO, DOSE DE PRODUTO QUÍMICO, DENSIDADE DE COLIFORMES TOTAIS E FCAIS (INICIAL E FINAL), E LOG. DE UNIDADES INATIVADAS

Trat.	pH final	Dose do Produto Químico	C. totais inicial NMP 100 mL ⁻¹	C. totais Final NMP 100 mL ⁻¹	Log. unidades Inativadas	C. fecais inicial NMP 100 mL ⁻¹	C. fecais final NMP 100 mL ⁻¹	Log. unidades Inativadas
APA 5	6,1	230 mg L ⁻¹	$3,55 \times 10^8$	$< 2 \times 10^2$	6,25	$5,9 \times 10^7$	$< 10^2$	5,77
APA 10	4,8	460 mg L ⁻¹	$3,55 \times 10^8$	< 10	7,55	$5,9 \times 10^7$	< 10	6,77
APA 20	4,4	920 mg L ⁻¹	$3,55 \times 10^8$	< 10	7,55	$5,9 \times 10^7$	< 10	6,77
AA 22	4,2	11.000mg L ⁻¹	$3,55 \times 10^8$	< 10	7,55	$5,9 \times 10^7$	< 10	6,77
CAL	12,9	30% MS	$5,0 \times 10^7$	$< 2 \times 10^2$	5,39	$1,5 \times 10^7$	$< 2 \times 10^2$	4,87

FIGURA 1 - UNIDADES LOGARÍTMICAS FINAIS DE COLIFORMES TOTAIS E FECALIS EM LODO DE ESGOTO ANAERÓBIO SUBMETIDO AOS TRATAMENTOS PROPOSTOS



apresentaram baixa eficiência. Os tratamentos APA10 e APA20 mostraram alguma diminuição na porcentagem dos ovos viáveis, mas foi o tratamento CAL que chegou ao percentual 0 (zero) de ovos viáveis. Na tabela 2, apresenta-se a média dos ovos de helmintos viáveis e inviáveis, de acordo com os tratamentos realizados.

TABELA 2 - COMPARAÇÃO DE MÉDIA DE OVO DE HELMINTOS INVIÁVEIS g^{-1} MS E VIÁVEIS g^{-1} MS, AO NÍVEL DE 5% DE PROBABILIDADE PELO TESTE DE AGRUPAMENTO SCOTT-KNOX

Tratamentos MS	Ovos Inviáveis g^{-1} MS	Ovos Viáveis g^{-1} MS
1- TEST	32,91 A	23,25 A
2 - APA 05	19,98 B	11,26 C
3 - APA 10	31,28 A	10,06 C
4 - APA 20	23,95 B	6,70 D
5 - AA 22	31,04 A	18,89 B
6 - CAL	0,0 C	0,0 E

O ácido acético (AA) foi aplicado em dose de 11.000 mg L⁻¹ e apresentou pequena eficiência na inativação dos ovos de helmintos, o percentual de inativação chegou a 66,39% dos ovos presentes.

O ácido peracético (APA) foi utilizado em três dosagens 230, 460 e 920 mg L⁻¹ e os resultados encontrados ficaram abaixo daqueles re-

portados na literatura. FRASER et al. (1984), relataram resultados de 99% de inibição da incubação e 100% de destruição na viabilidade dos embriões de cestóides suspensos no lodo cru e digerido, com doses de APA que variaram de 250 mg L⁻¹ a 1000 mg L⁻¹ do lodo. No presente trabalho a inibição de incubação, foi verificada em 88,08% dos ovos com a dose de APA de 920 mg L⁻¹ e dos 30,64 ovos g⁻¹ MS, presentes no lodo, 6,70 permaneceram viáveis após o tratamento.

O lodo caleado (CAL) também foi avaliado em seus aspectos parasitológicos, a caleação mostrou-se mais uma vez ser um meio eficiente de higienização de lodo de esgoto com alto conteúdo microbiano. Pela caleação foram alcançados 100% de destruição dos ovos de helmintos presentes no lodo, conforme demonstrado na tabela 3. Para higienização do lodo foi efetuada a caleação a 30% de MS do lodo e este foi submetido a um período de contato lodo-cal de 120 dias. O pH foi avaliado durante este período e permaneceu em 12,9 unidades, em média.

Vários estudos mostram que a mistura de lodo com dosagens de cal virgem entre 30% e 50% do conteúdo de sólidos totais da massa bruta são capazes de alcançar níveis de sanidade abaixo dos limites definidos pela IN-IAP quando associadas a um período de estocagem de pelo menos 30 dias (OOSRSCHOT et al., 2000; ANDREOLI et al., 1999; EPA, 1992).

Pesquisas realizadas durante programa de pesquisas coordenado pela Sanepar (THOMAZ-SOCCOL et al., 2001; FERNANDES et al., 1996) apontaram a necessidade de estocagem da mistura lodo-cal por períodos entre 30 e 60 dias para garantir a inviabilização dos ovos de helmintos a níveis compatíveis com a IN-IAP (0,25 ovos viáveis g⁻¹ MS), limite compatível com os mais rigorosos adotados na CEE e EUA.

A cal age na inativação dos patógenos pelo choque alcalino, pela elevação de temperatura e geração de amônia, que criam um ambiente inóspito para a sobrevivência da maioria dos agentes patogênicos. A cal causa ainda uma alteração significativa na concentração de sais do lodo, aumentando a pressão osmótica, fatores que dificultam a absorção de água e contribuem para a morte das estruturas de resistência. Como

a caleação mostrou-se ser um meio eficiente de higienização de lodo de esgoto com alto conteúdo microbiano

resultado tem-se um lodo esterilizado já que os patógenos e organismos indicadores geralmente são eliminados e os remanescentes estão inviáveis, garantindo a eficiência do processo.

Os produtos químicos testados na higienização do lodo alcançaram diferentes porcentagens de inativação de ovos de helmintos conforme mostra a figura 2.

Conclusões

A caleação foi eficiente na inativação de coliformes fecais e ovos de helmintos. Como resultado, tem-se um biossólido com < 200 NMP coliformes fecais g⁻¹ MS e < 0,25 ovos viáveis g⁻¹ MS, portanto, dentro dos padrões sanitários do IN-IAP.

O ácido peracético inativou 99,99% de coliformes fecais, nas doses de 230, 460 e 920 mg L⁻¹. Na destruição de ovos de helmintos alcançou 88,08% de eficiência com a dose de 920 mg L⁻¹, ao fim de 30 minutos de contato.

Com ácido acético obteve-se 66,39%, de inativação dos ovos de helmintos. Com relação aos coliformes fecais, chegou a 6,77 unidades logarítmicas ou 99,99% de inativação.

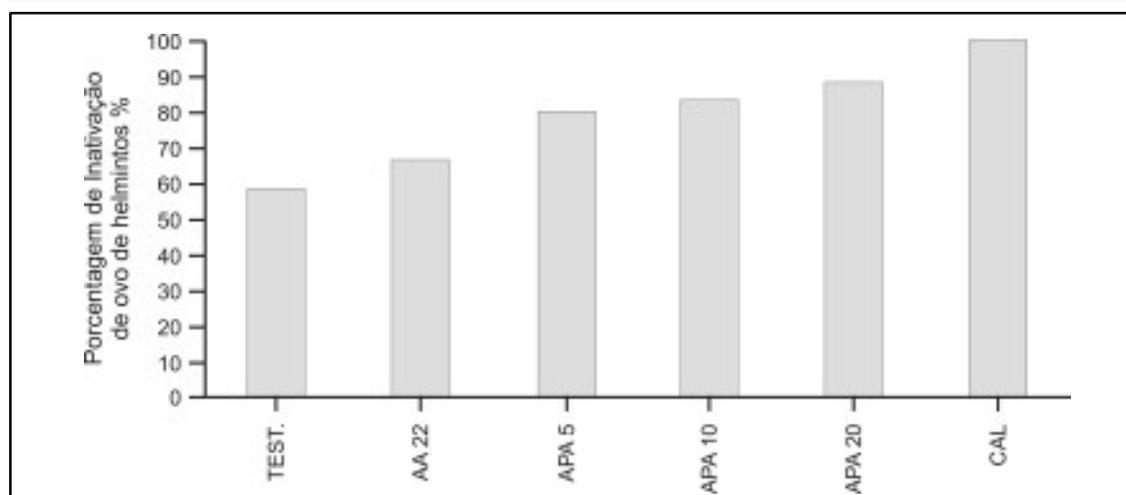
Os produtos alternativos propostos não foram eficientes para inviabilizar 100% dos ovos de helmintos, nas doses testadas. Não se alcançou o parâmetro sanitário, nas normas vigentes, que determinam a quantidade máxima de 0,25 ovos g⁻¹ MS.

É necessário realizar estudos adicionais com os ácidos orgânicos (acético e peracético) utilizando doses maiores ou produtos mais con-

TABELA 3 - CONTAGEM, VIABILIDADE E % DE INATIVAÇÃO DE OVOS DE HELMINTOS, NO LODO DE ESGOTO ANAERÓBIO NOS TRATAMENTOS PROPOSTOS

Amostra	Nº de ovos g ⁻¹ de MS	Viabilidade %	Ovos viáveis g ⁻¹ de MS	Inativação%
TEST.	56,20	41,37	23,25	58,63
APA 5	31,24	35,83	11,26	79,96
APA 10	41,34	24,78	10,06	82,09
APA 20	30,64	21,78	6,70	88,08
AA 22	49,77	37,96	18,89	66,39
CAL	0	0	0	100

FIGURA 2 - PORCENTAGEM DE INATIVAÇÃO DE OVOS DE HELMINTOS, EM LODO DE ESGOTO ANAERÓBIO, NOS TRATAMENTOS PROPOSTOS



fatores que dificultam a absorção de água e contribuem para a morte das estruturas de resistência

centrados (puros) para melhor avaliar seu efeito sobre ovos de helmintos, pelo grande potencial biocida que representam e características como sua biodegradabilidade, facilidade de obtenção e manuseio assim como a inexistência de subprodutos tóxicos.

Referências

ALLIEVI, L. et al. Inactivation of fecal bacteria in sewage sludge by alkaline treatment. **Bioresource Technology**, v. 49, p. 25-30. 1994.

ANDREOLI, C. V. **Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura e sua influência em características ambientais no agroecossistema**. Curitiba, 1999. 279 f. Tese (Doutorado em Meio Ambiente e Desenvolvimento - NIMAD) - Universidade Federal do Paraná.

AWWA; U.S. EPA. Technology transfer handbook: management water treatment plant residual. Minneapolis: American Water Work Association, 1996.

BALDRY, M.G.C. et al. T.L. Effluente disinfection in warm climates with peracetic acid. **Water, science and technology**, v. 31, n.5-6, p. 161-164. 1995.

BARRIOS J. A. et al. Destrucción de coliformes fecales y huevos de helmintos en lodos fisicoquímicos por vía ácida. In: CONGRESO NACIONAL, 2000. CIENCIA Y CONCIENCIA "COMPROMISO NACIONAL CON EL MEDIO AMBIENTE", 12., 2000, Morelia. **Anais...** Morelia: Michoacán, 2000. p. 683-692.

BARRIOS, J. A., JIMENEZ, B., MAYA, C. Tratamiento ácido de lodos residuales fisicoquímicos para reducir el contenido de microorganismos. CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, 28., 2002, Cancún. **Anais...** Cancún, México, 2002.

BARRIOS, J.A. et al. Application of peracetic acid

to physicochemical sludge to reduce its microbial content. In: EUROPEAN AND ORGANIC RESIDUALS CONFERENCE, WORKSHOP AND EXHIBITION, 6., 2001, Inglaterra. **Anais...** Inglaterra: Wakefield, 2001. p.1-7.

CHERRINGTON, C.A. et al. Organic acids: Chemistry, Antibacterial Activity and Practical Applications. **Advances in Microbial Physiology**, v.32, p. 87-108, 1991.

COMPANHIA DE SANEAMENTO DO PARANÁ. **Manual técnico para a utilização agrícola do lodo de esgoto no Paraná**. Curitiba: SANEPAR, 1997.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Control of pathogens and vector attraction in sewage sludge**. Cincinnati: EPA, 1992. EPA 625/r-92/013

_____. **A guide to the biosolids risk assessments for the EPA Part 503 Rule**. 1995. 144p. EPA 832-B-93-005

FERNANDES, F. Eficiência dos processos de desinfecção do lodo da ETE-Belém com vista a seu uso agrícola. **Sanare**, Curitiba, v. 5, n. 5, 1996. p. 46-58.

FILHO, P. M. Reciclagem da matéria orgânica através da vermicompostagem. In: **Metodologia e técnicas de minimização, reciclagem e reutilização de resíduos sólidos urbanos**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 31.

FRASER, J.A.L., GODFREE, A.F.; JONES, F. Use of peracetic acid in operational sewage sludge disposal to pasture. **Water, science and technology**, v. 17 p. 451-466, 1984.

FREESE, E., SHEU, C. W., GALLIERS, E. Function of lipophilic acids as antimicrobial food additives. **Nature**. v. 241, February 2, p. 321 - 325, 1973.

GONÇALVES, R. F., LUDUVICE, M. Alternativas de minimização da produção e desaguamento de lodo de esgoto In: BETTIOL, W.,

os produtos químicos alcançaram diferentes porcentagens de inativação de ovos de helmintos

CAMARGO, O. A. **Impacto ambiental do uso agrícola de lodo de esgoto**. Jaguaraína, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p 25-44.

GONZÁLEZ, A., et al. Evaluación del tratamiento de lodo fisicoquímico con ácidos acético y peracético para producir biosólidos. CONGRESO NACIONAL FEMISCA 2002, "UNA GESTIÓN AMBIENTAL POR EL BIEN DEL PLANETA", 8., 2002, Tomo I, **Anais...** Tomo.I. 2002. p. 251-255.

MENDEZ, J. M. C. **Estabilización alcalina de lodos con un elevado contenido de patógenos**. 2003. Tese (Doctorado en Ingeniería Ambiental) – DEPEFI-UNAM, México.

OOSRSCHOT et al. Options for beneficial reuse of biosolids in Victoria. **Water, science and technology**, vol. 41, n. 8, p. 115-122. 2000.

PEGORINI, E. S. **Avaliação de impactos ambientais do programa de reciclagem agrícola de lodo de esgoto na região metropolitana de Curitiba**. 2002. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná.

PINTO, M. T. Higienização de lodos. In: ANDREOLI, C. V., SPERING, M.V. **Lodo de Esgoto: tratamento e disposição final**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/ UFMG; Curitiba: Companhia de Saneamento do Paraná, 2001. p. 261-297.

ROE, A. J. et al. Inhibition of Escherichia coli growth by acetic acid: a problem with methionine biosynthesis and homocysteine toxicity. **Microbiology**, v. 148: 2215-2222. 2002.

RUSSELL, J.B. Another explanation for the toxicity of fermentation acids at low pH: anion accumulation versus uncoupling. **Journal of applied Bacteriology**, v. 73, p. 363-370, 1992.

SÁNCHEZ-RUIZ, C., MARTÍNEZ-ROYANO, S., TEJERO-MONZÓN, I. An evaluation of the efficiency and impact of raw wastewater disinfection with peracetic acid prior to ocean discharge, **Water, Science and**

Technology, Great Britain. v. 32, n.7, p. 159-166, 1995.

THOMAZ-SOCCOL, V.; PAULINO, R. C.; CASTRO, E. A. Agentes patogênicos: helmintos e protozoários. In: ANDREOLI, C.V; LARA, A.I.; FERNANDES, F. (ORGS). **Reciclagem de Biosólidos: transformando problemas em solução**. 2. ed. Curitiba: Sanepar; Finep, p. 156-179. 2001.

_____. Metodologia de análise parasitológica em lodo de esgoto. In: ANDREOLI, C. V.; BONNET, B.R.P. (Orgs). **Manual de método de análises microbiológicas e parasitológicas em reciclagem agrícola de lodo de esgoto** Curitiba: Sanepar; Prosab, 1998. p. 27 - 35.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Gerência Regional de Umuarama, pelo apoio prestado ao desenvolvimento da pesquisa, e ao pesquisador José Antonio Barrios do Instituto de Ingeniería Unam-México pelo apoio.

Autores

Ivaldete Tijolin Barros,
bióloga, mestre em Agronomia, coordenadora de Meio Ambiente da Sanepar e professora do Curso de Ciências Biológicas da Unipar-PR.

Antonio Carlos Saraiva da Costa,
PhD. em Agronomia, professor de Química e Mineralogia de Solos do Departamento de Solos da Universidade Estadual de Maringá UEM-PR.

Cleverson Vítório Andreoli,
engenheiro agrônomo, mestre em Solos e doutor em Meio Ambiente e Desenvolvimento pela UFPR, gerente da Assessoria de Pesquisa e Desenvolvimento da Sanepar e professor da UniFAE Centro Universitário.

*os produtos
alternativos
propostos não
foram
eficientes para
inviabilizar
100% dos ovos
de helmintos*

Avaliação de tratamento integrado de esgotos sanitários e de lodo de tanques sépticos em um Ralf - um estudo de caso



Mário Tachini
Paulo Belli Filho
Adilson Pinheiro

Evaluation of Integrated Treatment of
Sanitary Sewage and Septic Tank Sludge in
a Ralf: Case Study

Resumo

Este trabalho avalia o tratamento integrado de esgotos sanitários e o lodo de tanques sépticos em um Reator Anaeróbico de Lodo Fluidizado (Ralf). O sistema foi monitorado durante um período de quatro meses, e comparado com o período anterior à integração e após a finalização da integração de lodos de tanques sépticos, analisando-se o afluente, o perfil do reator e o efluente. Os parâmetros analisados foram: pH, alcalinidade de bicarbonato, DQO total e filtrada, DBO total e filtrada, sólidos totais, suspensos e voláteis, nitrogênio total Kjeldhal e amoniacal e, fósforo total. Observou-se que a integração de lodos de tanques sépticos não trouxe problemas com o aumento de matéria orgânica, mas provocou um aumento significativo de sólidos, sem uma resposta satisfatória a essas variações de incremento na remoção dos mesmos. A remoção da matéria orgânica atingiu uma eficiência média de 72% da DQO e 73% da DBO5. Essas eficiências são superiores às médias verificadas no período anterior à integração de lodos de tanques sépticos. No período de estudo, a redução de sólidos totais foi de 43% e de 64% para os sólidos suspensos. Em ambos os casos foram superiores ao período anterior. Para os sólidos voláteis a redução foi de 20%, o qual foi inferior ao período anterior.

Palavras-chave: lodos de tanques sépticos, Ralf, tratamento de esgotos domésticos

Abstract

This work evaluates the integrated treatment of sanitary sewage and septic tank sludge in an Anaerobic Sludge Fluidization Reactor (RALF). The system was monitored for four months, comparing the periods before and after integration of the septic tank sludge, analyzing the inflow, the reactor profile, and the effluent. The parameters analyzed were: pH, bicarbonate alkalinity, total and filtered DQO, total and filtered DBO, total suspended and volatile solids, total Kjeldhal and ammoniac nitrogen, and total phosphorus. It was observed that the integration of septic tank sludge did not yield problems with the increase of organic substance, but it provoked a significant increase in solids, without a satisfactory explanation for these variations of increment in their removal. The removal of the organic substance reached an average efficiency of 72% of the DQO and 73% of the DBO5. These efficiencies were superior to the averages verified in the period prior to integration of the septic tank sludge. During the study period, the total solid reduction was between 43% and 64% for suspended solids. In both cases, the efficiencies were superior to the period before.

a integração de lodos de tanques sépticos não trouxe problemas com o aumento de matéria orgânica



For volatile solids, there was a 20% reduction, inferior to the period before.

Key words: septic tank sludge, RALF, treatment of household sewage.

Introdução

Os sistemas de tratamento individualizados de esgotos domésticos sempre estão presentes nas cidades, em face da carência de sistemas coletivos. Estes sistemas envolvem o tratamento do efluente líquido e do lodo gerado.

O tratamento e o destino adequado de lodos dos sistemas individuais são necessários para controlar os impactos ambientais gerados pela sua disposição inadequada no solo ou o lançamento direto nos corpos de água. Segundo KATO et al. (1999), o reator anaeróbico de manta de lodo recebeu várias denominações no Brasil (Rafa, Dafa, Rifaall, Ralf), embora tenha se consagrado em todo o mundo como Uasb (Upflow Anaerobic Sludge Blanket). O tratamento em Reator Anaeróbico de Lodo Fluidizado (Ralf), é uma variante de Uasb que recebeu algumas modificações construtivas, em forma cônica, desenvolvido pela Sanepar, no início da década de 1980 (SAVELLI, 1989). A Sanepar opera cerca de 220 reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo, no Estado do Paraná. Em geral, os efluentes destes reatores podem requerer uma etapa de pós-tratamento (BUSATO, 2004) para garantir a qualidade ambiental e os requisitos da legislação ambiental.

Por outro lado, estes reatores podem constituir uma alternativa muito promissora para o tratamento complementar dos lodos dos sistemas de tratamento de esgotos domésticos (TACHINI, 2002). Neste contexto, foi realizado um estudo do tratamento conjunto de esgotos domésticos e lodos de tanques sépticos.

Este trabalho pretende avaliar o comportamento do Ralf no tratamento de esgotos domésticos, integrados com lodos de tanques sépticos. O início das descargas de lodo de tanques sépticos ocorreu no período de 4 de janeiro de 2001 a 9 de agosto de 2001, totalizando 217 dias,

com frequência intermitente. As descargas de lodos de tanques sépticos junto à ETE tinham uma frequência mais sistematizada, exceto em finais de semana e feriados. Porém, ao longo do tempo sofreu algumas interrupções de chegada de lodos. Assim, no período de 217 dias chegaram à ETE 100 cargas de caminhões com volumes variáveis. O volume médio de descargas foi de 8,75 m³/dia.

Metodologia

a) Descrição do Sistema:

O sistema de tratamento de esgotos domésticos entrou em operação no início de 1997, para uma vazão projetada média de 40,7 L/s e máxima de 75 L/s. Durante o estudo a vazão contribuinte era da ordem de 12,94 L/s.

Em janeiro de 2001, o reator começou a receber lodos de tanques sépticos. Vale ressaltar que na verdade são lodos coletados pelo serviço de limpa-fossa, onde podem ter incluído lodos de limpeza de filtros anaeróbios e caixas de gordura.

O estudo foi desenvolvido em um Ralf, em escala real, que recebe esgotos sanitários coletados na Bacia de Esgotamento Sanitário, localizada no bairro Garcia, em Blumenau/SC, mantido pelo Serviço Municipal de Águas e Esgoto (Samae).

A Estação de Tratamento de Esgotos possui um gradeamento para reter os sólidos grosseiros, dois canais desarenadores, uma calha Parshall, o reator anaeróbico com as seguintes medidas: diâmetro inferior igual a 9,74m e diâmetro superior ao nível da água igual a 20,90m e profundidade útil de 6,44m e, para o desagregamento do lodo leitos de secagem em número de três, cada qual com 5,0 x 10,0m, ambos com cobertura.

b) Monitoramento e Operação do Sistema:

O monitoramento do reator foi realizado em três fases: (a) a primeira, desde o início dos registros (17/03/98); (b) a segunda, de maio de 2001 até 07/08/01, que caracteriza o período de integração de lodos de tanques sépticos (o período não se estendeu em função da

estudou-se o tratamento de esgotos domésticos e lodos de tanques sépticos

interrupção do ingresso de lodos ao reator) e (c) a terceira: de agosto de 2001 até 13 de março de 2002.

Anterior ao período de estudo, ou seja, entre 17/03/98 e 09/03/01, o monitoramento do processo de tratamento de esgotos foi realizado com uma frequência quinzenal e/ou mensal, onde se avaliaram os seguintes parâmetros: pH, DQO, DBO5, sólidos totais e suspensos, nitrogênio amoniacal e total e, fósforo total, a partir de amostras compostas obtidas entre as 9 e as 13 horas, sendo analisados o afluente e o efluente do reator.

No período da pesquisa foram avaliados os seguintes parâmetros: pH, alcalinidade, DQO total e filtrada, DBO5 total e filtrada, suspensos, totais, voláteis totais, nitrogênio e fósforo. As amostras foram coletadas do esgoto afluente, no interior de reator e do esgoto efluente, além do lodo de tanques sépticos. O perfil do reator foi caracterizado através de três pontos de amostragem: T1 tomada a 1,0 m, T2 tomada a 3,0 m e T3 tomada a 6,44 m, contada a partir da superfície líquida do reator.

Todas as análises foram realizadas de acordo com os métodos preconizados pelo Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 17.ª e 20.ª edições, da APHA, AWWA e WPCF.

A frequência de análises variou de 1 a 2 vezes por semana, exceto as do perfil do reator

que foi de 1 vez por mês, sendo a amostragem semicomposta (7 às 11 horas) para os esgotos afluentes, efluentes e perfil do reator. Para os demais pontos de coleta as amostragens foram aleatórias.

Resultados e discussão

Os resultados e discussões são apresentados em termos dos valores dos parâmetros dos lodos de tanques sépticos, perfil do reator e do reator Ralf, no período do estudo.

a) Caracterização dos Lodos de Tanques Sépticos

Nesta unidade, são discutidas algumas características físico-químicas de lodos de tanques sépticos, a partir de 12 (doze) amostras coletadas entre os dias 03/05/01 e 07/08/01. Na tabela 1 são apresentados os valores das concentrações máximas, mínimas, médias e desvios padrões resultantes da caracterização dos lodos de tanques sépticos.

Sólidos

As relações médias verificadas dos sólidos totais, em suspensão e volátil indicam que cerca de 60% do teor de sólidos são orgânicos, demonstrando que existe potencial para a degradação anaeróbia, onde cerca de 76% do teor

amostras foram coletadas do esgoto afluente, no interior de reator e do esgoto efluente, além do lodo de tanques sépticos

TABELA 1 - VALORES CARACTERÍSTICOS DOS LODOS DE TANQUES SÉPTICOS

Parâmetros	Concentrações			
	máxima	mínima	média	desvio padrão
Sólidos Sedimentáveis (mL/L)	990	4	579	423
Sólidos Totais (mg/L)	162660	655	49593	54778
Sólidos em Suspensão (mg/L)	134000	215	37731	43146
Sólidos Voláteis (mg/L)	106960	300	29685	31574
pH	8,71	5,65	6,81	0,84
Alc. Bicarb. (mg/L CaCO ₃)	3293,5	263,3	1015	971
DQO (mg/L)	56000	474	23835	18267
DBO (mg/L)	47200	230	11424	14426
DQO Filtrada (mg/L)	3530	231	1263	876
DBO Filtrada (mg/L)	3000	63,5	610	821

de sólidos são suspensos e sólidos suspensos voláteis. A relação entre sólidos voláteis e sólidos totais apontado pela literatura está entre 68% e 72% (PHILIPPI, 1992).

DQO e DBO5

As concentrações baixas caracterizam os esgotos sobrenadantes, basicamente, como esgotos brutos recentes. Essa constatação se deve a observações visuais, confirmadas pelos funcionários das empresas limpa-fossas. Outro aspecto importante é que em várias descargas de lodo de tanques sépticos é necessária mais de uma viagem para a retirada dos lodos, podendo acontecer que na operação de sucção, ocorra a coleta, inicialmente, dos sobrenadantes. As amostras com valores elevados caracterizam aquelas com maiores concentrações do material sólido de tanques sépticos e, provavelmente, com intervalo de limpeza mais elevado do lodo de excesso.

As relações médias verificadas da DQO e DQO Filtrada e, DBO5 e DBO5 filtrada indicam que cerca de 5,3% da matéria orgânica está presente na forma dissolvida, relacionada à biomassa do interior do tanque séptico. Os demais 94,7% referem-se aos sólidos suspensos.

Ressalta-se que a comparação com resultados obtidos em reatores diferentes é possível, mas se deve lembrar que o processo anaeróbico, com sua complexidade, responde de maneira diferente, principalmente, às oscilações de suas características físico-químicas e fatores ambientais dos locais em análise.

b) Comportamento do Reator Anaeróbico

A avaliação do comportamento do reator foi realizada em três fases: (a) a primeira, desde o início dos registros (17/03/98); entretanto, faz-se a representação gráfica a partir dos últimos registros (31/05/00 até dezembro de 2000); (b) a segunda, de maio de 2001 até 07 de agosto de 2001, que caracteriza o período de integração de

lodos de tanques sépticos e (c) a terceira: de Agosto de 2001 até 13 de março de 2002. Na tabela 2 são apresentados os valores das concentrações máximas, mínimas, médias e desvios padrões resultantes do monitoramento do Ralf.

pH

A figura 2 apresenta a evolução do pH do esgoto afluente e efluente ao Ralf. Observa-se que o pH sofre pequena elevação no reator e baixa variação entre as fases analisadas. Dessa forma podemos dizer que o pH não foi afetado com a integração do lodo de tanque séptico no reator. Os valores encontrados estão próximos dos valores desejáveis para reatores anaeróbios, além de ser característico para o processo anaeróbico, conforme tem sido apresentado por AISSE et al. (2001a) e TEIXEIRA PINTO FILHO et al. (2002).

Sólidos

Na figura 3 é apresentada a evolução temporal dos sólidos totais e voláteis contidos no esgoto afluente e efluente ao Ralf. Na figura 4 são apresentadas as evoluções de sólidos totais e suspensos. Observa-se a ocorrência de concentrações de sólidos totais extremamente elevadas no afluente. Como exemplo, no dia 02/08/01, a concentração de sólidos totais foi de 5.835 mg/L, para os sólidos voláteis foi de 1.350 mg/L e para os sólidos suspensos foi de 4.485mg/L.

Com a adição de lodos de tanques sépticos ocorreu uma grande variação das concentrações de sólidos. A descarga de lodo de tanques sépticos ocorre imediatamente à chegada à ETE. Sem uma equalização, a vazão aumenta muito no canal desarenador, não ocorrendo uma sedimentação eficiente de material inerte do reator. O reator promoveu uma baixa redução de

observa-se que o pH sofre pequena elevação no reator e baixa variação entre as fases analisadas

FIGURA 2 - RESULTADOS DE pH DO REATOR ANAERÓBIO

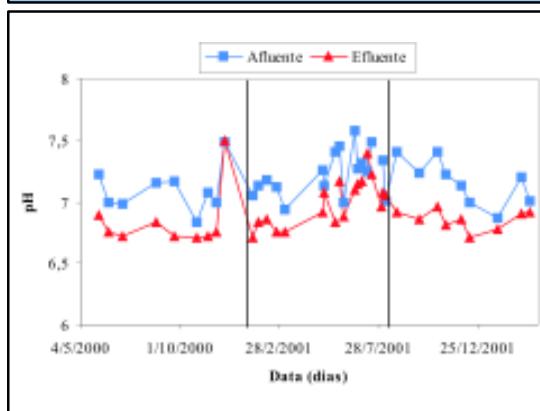


TABELA 2 - VALORES EXTREMOS E MÉDIOS DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS NO REATOR ENTRE O PERÍODO DE 03/05/01 E 07/08/01

Parâmetros	Concentrações	RALF	
		Afluente	Efluente
pH	Mínima-máxima	7,00 - 7,58	6,83 - 7,39
	(desvio padrão)	(0,18)	(0,15)
Alcalinidade bicarbonato (mg de CaCO ₃ /L)	Mínima-máxima	78 - 302	156-316
	Média (desvio padrão)	212 (53)	234 (60)
DQO total (mg/L)	Mínima-máxima	185 - 1835	43 - 875
	Média (desvio padrão)	713 (532)	161 (221)
DBO5 total (mg/L)	Mínima-máxima	50 - 1060	10 - 140
	Média (desvio padrão)	299 (288)	66 (28)
DBO Filtrada (mg/L)	Mínima-máxima	29 - 190	13 - 80
	Média (desvio padrão)	89 (52)	31 (19)
DQO Filtrada (mg/L)	Mínima-máxima	86 - 422	28 - 62
	Média (desvio padrão)	222 (118)	61 (36)
Sólidos totais (mg/L)	Mínima-máxima	340 - 5.835	350 - 1.930
	Média (desvio padrão)	1.934(2.194)	935 (583)
Sol. voláteis (mg/L)	Mínima-máxima	210 - 1.350	170 - 1.500
	Média (desvio padrão)	822 (402)	652 (511)
NTK (mg/L)	Mínima-máxima	26 - 97	41 - 71
	Média (desvio padrão)	64 (20)	55 (11)
Fósforo total (mg/L)	Mínima-máxima	0,2 - 9,3	0,2 - 10,2
	Média (desvio padrão)	7,0 (2,6)	6,0 (3,1)

sólidos no período da integração de lodos, com a seguinte intensidade: 43%, 64% e 20% respectivamente, para os sólidos totais, suspensos e voláteis. Na primeira fase, também, o reator não respondeu bem à remoção de sólidos. Na literatura são encontradas faixas de remoção média de 66%, 87%, 77% para sólidos totais, suspensos e voláteis, respectivamente, (AISSE

na primeira fase o reator não respondeu bem à remoção de sólidos

FIGURA 3 - RESULTADOS DE SÓLIDOS TOTAIS E VOLÁTEIS DO REATOR ANAERÓBIO

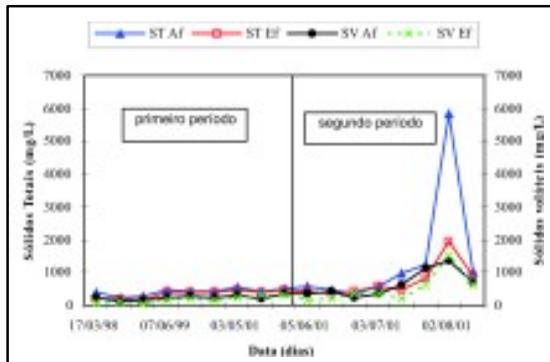
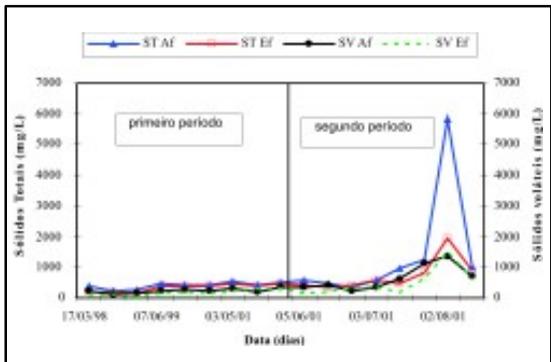


FIGURA 4 - RESULTADOS DE SÓLIDOS TOTAIS E SUSPENSOS DO REATOR ANAERÓBIO



et al., 2001a) e 55% para sólidos voláteis, (TEIXEIRA PINTO FILHO et al., 2002).

Desse modo, pode-se afirmar que a adição de lodos de tanque sépticos degradou a qualidade do efluente.

DQO e DQO Filtrada

A figura 5 mostra a evolução das concentrações da DQO total e filtrada para o afluente e efluente. Com o lodo adicionado ao reator verificou-se um acréscimo na remoção da carga orgânica, provavelmente em função da baixa vazão do afluente e pelo elevado tempo de detenção ou uma ampliação da manta de lodo no interior do reator. A literatura apresenta uma elevada faixa de variação de valores médios para a remoção de carga orgânica, principalmente os apresentados por BOLLMANN e AISSE (1989) de 70%, mas a faixa de 72% de remoção alcançada pelo reator se aproxima dos valores alcançados por TEIXEIRA PINTO FILHO et al., (2002) de 62%; AISSE et al., (2001b) de 72% e MOURA et al., (1991) de 54%.

DBO e DBO Filtrada

A evolução temporal da DBO5 total e filtrada é apresentada na figura 6. A evolução temporal da remoção de DQO e DBO é apresentada na figura 7. Observa-se que o reator apresentou as seguintes performances de eficiência de remoção de DBO: 66%, 73% e 72%, para os três períodos, respectivamente. Estas eficiências se aproximam dos valores encontrados por TEIXEIRA PINTO FILHO et al., (2000) de 73% e por MOURA et al., (1991) de 66%. No entanto, ficam abaixo dos descritos por AISSE et al., (2001a) de 93% e AISSE et al., (2001b) de 81%.

Verificou-se que no período da integração de lodos houve uma perturbação em termos de carga orgânica, que pôde ser proveniente de descargas clandestinas de postos de abastecimento com lavagem de veículos ou ainda lançamento indevido de efluentes de serigrafias. Entretanto, constata-se que a eficiência de remoção da carga orgânica melhorou, atingindo índices ligeiramente superiores à primeira fase. Provavelmente, a baixa eficiência na primeira fase deve-se ao “star-up” do sistema e a operação e manutenção do reator.

FIGURA 5 - RESULTADOS DA DQO TOTAL E DQO FILTRADA AFLUENTE E EFLUENTE NO REATOR ANAERÓBIO

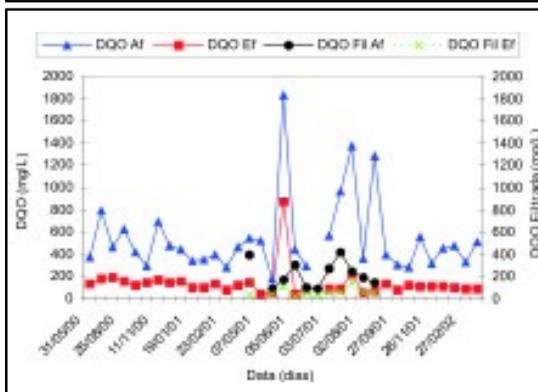


FIGURA 6 - RESULTADOS DA DBO TOTAL E DBO FILTRADA NO REATOR ANAERÓBIO

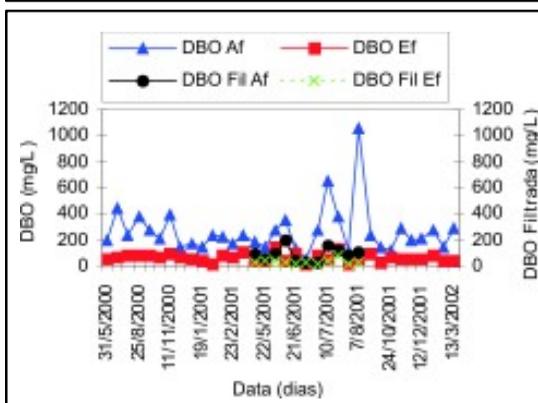
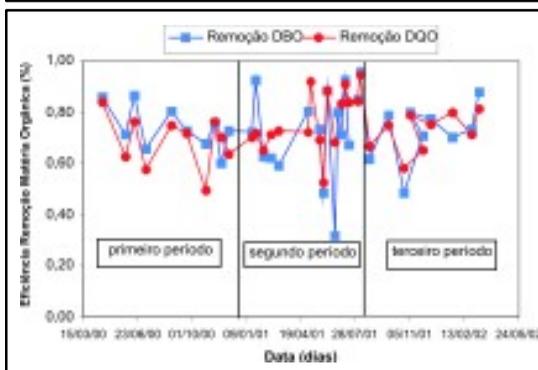


FIGURA 7 - RESULTADOS DA EFICIÊNCIA DA REMOÇÃO DA DQO E DBO AFLUENTE E EFLUENTE NO REATOR ANAERÓBIO



verificou-se que no período da integração de lodos houve uma perturbação em termos de carga orgânica

c) Caracterização do Perfil do Reator Anaeróbio

A caracterização do perfil do reator é ob-

tida a partir das amostras mensais, coletadas em 3 pontos, ao longo da profundidade. A primeira a 1,0 m, a segunda a 3,0 m, e a terceira a 6,44 m, da superfície, respectivamente. Os parâmetros analisados foram: pH, alcalinidade de bicarbonato, DBO, DQO, DBO filtrada, DQO filtrada, sólidos totais, sólidos suspensos e sólidos voláteis. Na tabela 3 são apresentados os valores das concentrações máximas, mínimas, médias e desvios padrões resultantes do monitoramento do Ralf.

pH

O pH médio das amostras apresentou resultados médios de $6,95 \pm 0,05$; $6,84 \pm 0,08$ e $6,77$

$\pm 0,09$ para as tomadas T1, T2 e T3 respectivamente. A variação ao longo do perfil não é grande, apesar de haver maiores variações do pH da superfície para o fundo, pois o sistema é muito mais ativo no fundo, onde as atividades são muito mais intensas. Para ambas as situações, os valores encontram-se em faixa ótima de operação do reator. Verifica-se, portanto, que os valores são levemente decrescentes com a profundidade, ou seja $\text{pH}(1,0 \text{ m}) > \text{pH}(3,0 \text{ m}) > \text{pH}(6,44 \text{ m})$.

Sólidos

A concentração de sólidos suspensos na tomada T1 é baixa, mostrando a eficiência gravimétrica do reator. Na meia altura ocorre a presença eleva-

TABELA 3 - VALORES EXTREMOS E MÉDIOS DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DO PERFIL DO REATOR NO PERÍODO DE 03/05/01 A 07/08/01

Parâmetros	Concentrações	Perfil do Reator		
		T1	T2	T3
pH	Mínima-máxima	6,88 - 7,00	6,74 - 6,90	6,65 - 6,85
	(desvio padrão)	(0,05)	(0,08)	(0,09)
Alcalinidade bicarbonato (mg de CaCO ₃ /L)	Mínima-máxima	250 - 500	398-2.768	541-5.388
	Média (desvio padrão)	326 (118)	1.107 (1.113)	1.976 (2.302)
DQO total (mg/L)	Mínima-máxima	314 - 29.840	1.745 - 43.050	7.640 - 43.900
	Média (desvio padrão)	8.092 (14.513)	19.239 (19.025)	33.025 (17.194)
DBO ₅ total (mg/L)	Mínima-máxima	90 - 8000	3.000 - 10.884	3.500 - 10.000
	Média (desvio padrão)	2.098 (3.935)	6.771 (3.421)	7.305 (2.845)
DBO ₅ Filtrada (mg/L)	Mínima-máxima	15 - 75	36 - 80	38 - 90
	Média (desvio padrão)	33 (28)	54 (20)	72 (24)
DQO Filtrada (mg/L)	Mínima-máxima	67 - 148	105 - 230	80 - 233
	Média (desvio padrão)	113 (34)	183 (58)	164 (65)
Sólidos totais (mg/L)	Mínima-máxima	520 - 28.040	37.980 - 63.510	50.110-65.880
	Média (desvio padrão)	7.456 (13.723)	49.617 (10.527)	57.740 (8.377)
Sól. suspensos (mg/L)	Mínima-máxima	96 - 214	580 - 63.005	48.880- 65.315
	Média (desvio padrão)	173 (67)	33.725 (31.391)	59.188 (8.980)
Sol. voláteis (mg/L)	Mínima-máxima	295 - 15.110	19.150 - 33.090	24.750- 34.370
	Média (desvio padrão)	4040 (7.380)	25.697 (5.752)	29.820 (31.574)
NTK (mg/L)	Mínima-máxima	56 - 780	1.080 - 1.364	1.290 - 1.935
	Média (desvio padrão)	245	1.196	1.631
Fósforo total (mg/L)	Mínima-máxima	2 - 8,7	4,5 - 9,5	5,5 - 12,5
	Média (desvio padrão)	6,2	6,9	9,8

quanto ao pH, a variação ao longo do perfil não é grande



da de resíduos, evidenciando a ação hidráulica do influente no reator. Com relação à tomada T3, a média de sólidos suspensos foi superior à concentração de sólidos totais, pois não foi realizada uma análise do primeiro parâmetro. Assim, se não considerarmos a concentração de sólidos totais desta data, a proporção de sólidos suspensos é de 98,6%. Desse modo, verifica-se que ao longo do perfil do reator, existe uma escala crescente de resíduos suspensos, em direção ao fundo do reator.

DQO e DBO total, DQO e DBO filtrada

Os resultados das concentrações de DQO e DBO apresentam grandes oscilações das concentrações ao longo do período analisado, tendendo a uma linearidade ao longo do perfil. Entretanto, os dados disponíveis são poucos para afirmar tal hipótese.

As médias da DQO ao longo do perfil evidenciam que a:

$DQO (6,44 \text{ m}) > DQO (3,0 \text{ m}) > DQO (1,0 \text{ m})$

Do mesmo modo, as médias da DBO mostram que a:

$DBO (6,44 \text{ m}) > DBO (3,0 \text{ m}) > DBO (1,0 \text{ m})$.

As relações médias verificadas entre DQO e DQO Filtrada indicam que cerca de 1,4% para a tomada T1, 1,0% para a tomada T2 e 0,5% para a tomada T3 da matéria orgânica, está presente na forma dissolvida. Isso implica dizer que a concentração de matéria orgânica dissolvida aumenta da superfície para o fundo do reator. Resultado similar é expresso pelas relações médias verificadas DBO e DBO Filtrada. Elas foram de cerca de 1,6% para a tomada T1, 0,8% para a tomada T2 e 1,0% para a tomada T3.

Considerações finais

Verifica-se que a introdução de lodos de tanques sépticos no Ralf possibilitou o ingresso de uma maior carga orgânica no reator, possibilitando uma remoção incremental da matéria orgânica, pois há uma capacidade ociosa do reator. Entretanto, o ingresso de lodos provenientes da atividade de limpa-fossa provocou uma perturbação em termos de carga orgânica, pois houve um incremento de bio-sólidos primários. Assim, percebe-se que a eficiência de remoção da carga orgânica melhorou

atingindo índices similares à fase anterior e durante o período de estudo, havendo baixíssima deterioração da qualidade do efluente, porém não responde bem à remoção de sólidos.

Durante o período de monitoramento, o Ralf, mostrou que no período de integração de lodo de tanque séptico foi eficiente na remoção de DQO e DBO com médias de 72% e 73% respectivamente, superior às médias do período anterior de 60% e 66%, respectivamente. Isto demonstra que a biomassa responde bem a essas variações, o que pode ser decorrente da baixa contribuição de esgotos sanitários, pois as vazões médias operacionais se situaram em torno de 33% da vazão média de projeto. Desde modo, o tempo de detenção hidráulico aumentou, permitindo uma folga nas condições operacionais. Um aspecto importante é o incremento dos sólidos, caracterizando um afluente ligeiramente mineralizado e parcialmente estabilizado.

Apesar de no período que antecede o monitoramento deste estudo haver, em cinco meses, apenas seis análises, verificou-se pouca variação dos valores das amostras. Isto não ocorreu no período estudado, havendo muita variação dos valores amostrados, mostrando claramente a interferência dos lodos primários dos tanques sépticos.

Essa alternativa pode ser viável, desde que seja implantada uma unidade de equalização para a recepção dos lodos de tanques sépticos com os esgotos domésticos. Há que se ressaltar que a descarga de gorduras interfere significativamente no processo de tratamento e, sobretudo na secagem do lodo, sendo, portanto necessária a implantação de uma caixa retentora de gordura.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Serviço Municipal de Águas e Esgoto (Samae) de Blumenau pelo acesso à ETE Garcia, pelo fornecimento dos resultados das análises físico-químicas do período anterior e posterior ao estudo e ao custeio de 50% das análises laboratoriais e, à Universidade Regional de Blumenau (Furb) pela bolsa de estudo do primeiro autor no Programa de pós-graduação em Engenharia Ambiental, assim como no custeio de 50% das análises laboratoriais.

a eficiência de remoção da carga orgânica melhorou atingindo índices similares à fase anterior

Referências

AISSE, Miguel M. et al. Avaliação do sistema reator ralf e flotação por ar dissolvido, no tratamento de esgoto sanitário. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: ABES, 2001a. p. 1-8.

AISSE, Miguel M. et al. Avaliação do sistema reator UASB e filtro biológico para o tratamento de esgoto sanitário. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: ABES, 2001b. p. 1-8.

BOLLMANN, Harry A.; AISSE, Miguel M.. Avaliação da aplicação de reatores anaeróbios de fluxo ascendente no tratamento de esgotos domésticos de pequenas comunidades. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 16., 1989, Goiânia. **Anais...** Goiânia: ABES, 1989. p. 140-154.

BUSATO, Rosilete. **Desempenho de filtro anaeróbio de fluxo ascendente como tratamento de efluente de reator UASB**: estudo de caso da ETE de Imbituva. Curitiba, 2004. 237 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Recursos e Ambiental, Universidade Federal do Paraná.

GOMES, Celso Savelli. Controle operacional de um reator de lodo fluidizado RALF-UASB (fluxo ascendente de manta de lodo) para tratamento de esgoto doméstico. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 15., 1989, Belém. **Anais...** Belém: ABES, 1989. p. 405-417.

KATO, Mario Takayuki et al. Configurações de reatores anaeróbios. In: **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 53-99.

MALINA Jr., Joseph F.; POHLAND Frederick G. **Design of anaerobic processes for the treatment of industrial and municipal**

wastes. Lancaster/USA: Technomic Publishing. 1991. 214 p.

MOURA Rosângela C. M. de C. Operação de um reator anaeróbio de fluxo ascendente com variações reais de carga orgânica aplicada e tempos de detenção hidráulico diferentes. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 16., 1989, Goiânia. **Anais...** Goiânia: ABES, 1989. p. 389-404.

PHILIPPI, Luiz S. **Etude experimentale de dispositifs d'assainissement autonome**: applications em conditions reelles. 1992. 634 f. Tese (Doutorado) - Unidade de formation de recursos farmacêuticos. L'Universite de Montpellier I, France.

TEIXEIRA PINTO FILHO, Antônio C. et al. ETE Recanto das Emas: avaliação dos três primeiros anos de operação do sistema de lagoas aeradas em série. In: VI SIMPÓSIO ÍTALO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6., 2002. **Anais...** Vitória: ABES/ANDIS, 2002. p. 1-13.

Autores

Mário Tachini,
engenheiro sanitário, professor do Departamento de Engenharia Civil e mestre em Engenharia Ambiental.

Paulo Belli Filho,
engenheiro sanitário, mestre em Hidráulica e Saneamento, doutor pela Ecole Nationale Supérieure de Chimie de Reims (França); professor-pesquisador da Universidade Federal de Santa Catarina.

Adilson Pinheiro,
engenheiro civil, mestre em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento, doutor em Física e Química do Ambiente pelo Institut National Polytechnique de Toulouse (França); professor-pesquisador da Universidade Regional de Blumenau.

*caracterizando
um afluente
ligeiramente
mineralizado e
parcialmente
estabilizado*