

Expediente

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

Diretoria

Stênio Jacob

Diretor-Presidente

Heitor Wallace de Mello e Silva

Diretor Administrativo

Hudson Calefe

Diretor Financeiro

Stênio Jacob

Diretor Comercial

Domingos Budel

Diretor de Investimentos

Maria Arlete Rosa

Diretora de Meio Ambiente e Ação Social

Germinal Pocá

Diretor de Relações com Investidores

Pierre-Yves Mourgue

Diretor de Operações

Conselho Editorial

Maria Arlete Rosa, Cleverson Vitorio 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

Apoio técnico

Constance R. S. Pinheiro

Unidade de Comunicação Social

Lea Okseanberg

Editora

Ivanilde Maria Muxfeldt Klais – DRT 1038 PR

Pareceristas desta edição

Andreas Friedrich Grauer, Eduardo Salamuni, Fernando Fernandes, Harry Bollmann, Marcos Omir Marques, Mauricio Balencif, Miguel Mansur Aisse, Wagner Bettiol

Fotografia

Capa e contracapa: João Henrique

Arte e Diagramação

Carlos Deitos

Fotolito/Impressão

Apta Gráfica

Tiragem

3.800 exemplares

Correspondência

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

Ficha Catalográfica

Catálogo na Fonte
Sanare/Companhia de Saneamento do Paraná. V.21
Curitiba: Sanepar, 2004 - Semestral
ISSN 0104-7175
1.Saneamento. 2.Sanare - Periódico. I.Sanepar
Companhia de Saneamento do Paraná

Editorial 3

Qualidade da água subterrânea para abastecimento público na Serra das Areias, Aparecida de Goiânia - GO
Mônica Gonçalves Narciso

Luciana Paulo Gomes 4

Precipitação química e cloração para combate a maus odores em estações de tratamento de esgoto anaeróbias

Haroldo Benedito Alves

Gil Alceu Mochida

Gilmar Javorski Gomes Da Cruz

Murilo Duma

Celso Savelli Gomes 19

Variabilidade temporal de fósforo e dos elementos K, Ca, Mg e Na em água e sedimento no Reservatório Iraí, Pinhais-PR, Brasil

Charles Carneiro

Eduardo S. Pegorini

Cleverson V. Andreoli

Nayana Grasielle M. Silva 33

O emprego do filtro de areia no pós-tratamento de efluente de filtro anaeróbio

Adriano Luiz Tonetti

Bruno Coraucci Filho

Ronaldo Stefanutti

Roberto Feijó de Figueiredo 42

Rendimento de milho e de feijão preto cultivado em solo acrescido de lodo de esgoto

João Luiz Gadioli

Paulo Fortes Neto 53

Desempenho de dois resíduos orgânicos para a sobrevivência de mudas de espécies arbóreas de cerrado sob condições adversas de área minerada

Rodrigo Studart Corrêa

Benício de Mélo Filho 59

Nossa capa:

Represa do Iraí - Região Metropolitana de Curitiba

A Companhia de Saneamento do Paraná apresenta a nova edição da Sanare – **Revista Técnica da Sanepar** que, paulatinamente, vem sendo atualizada. A partir de agora, os títulos dos artigos também serão publicados em inglês.

A disponibilidade de água subterrânea para abastecimento público na Serra das Areias, no município de Aparecida de Goiânia (GO) é um dos temas apresentados nesta edição. As autoras confirmam que a água do aquífero encontra-se dentro dos padrões de potabilidade, com ressalvas em alguns poços já perfurados quanto aos teores de ferro, cor e turbidez e fazem recomendações quanto ao uso e ocupação do solo na região.

O principal fator de geração de maus odores em sistemas de esgotamento sanitário – que provocam reclamações da população e são potencialmente perigosos para os operadores de ETEs – é o gás sulfídrico formado pela anaerobiose em estações de tratamento, coletores e elevatórias. Para resolver o problema, técnicos da Sanepar investigaram como minimizar os maus odores. No trabalho *Precipitação química e cloração para combate a maus odores em estações de tratamento de esgoto anaeróbias* são demonstrados os resultados obtidos com o uso de cloro em cinco Estações de Tratamento de Esgoto instaladas em Curitiba e no município de Quatro Barras (PR). No Paraná, a grande maioria das estações de tratamento de esgotos (ETEs) opera com o sistema anaeróbico de tratamento (Ralfs) e, por isso, os resultados da pesquisa estão proporcionando ganhos significativos para a Sanepar e para a população

Variabilidade temporal de fósforo e dos elementos K, Ca, Mg e Na em água e sedimento no Reservatório Iraí, Pinhais-PR, Brasil é o trabalho que ilustra a capa desta edição. Responsável pelo abastecimento de 24% de Curitiba e Região Metropolitana o reservatório

apresenta elevado nível de trofia. Este trabalho integra um conjunto de pesquisas que a Sanepar realiza na bacia, com o objetivo de melhorar as condições do manancial. A partir da conclusão das pesquisas, e das recomendações dos pesquisadores, ações são desencadeadas na região.

Um sistema alternativo para tratamento de esgoto, com recheio de bambu, associado a um filtro de areia é apresentado no artigo *O emprego do filtro de areia no pós-tratamento de efluente de filtro anaeróbico*. Os estudos confirmam a viabilidade do sistema para tratamento de esgoto em pequenas comunidades, uma vez que o efluente gerado atende a legislação brasileira.

Rendimento de milho e de feijão preto cultivado em solo acrescido de lodo de esgoto é o artigo que revela os resultados encontrados por pesquisa realizada em Taubaté (SP). Os autores concluíram que houve rendimento semelhante, tanto para a cultura do milho quanto para a do feijão preto, quando comparado com a adubação mineral.

O trabalho *Desempenho de dois resíduos orgânicos para a sobrevivência de mudas de espécies arbóreas de Cerrado sob condições de área minerada* visa avaliar a influência que o composto de lixo doméstico e o lodo de esgoto exercem sobre a sobrevivência de mudas de oito espécies arbóreas de Cerrado, empregadas na revegetação de uma área minerada em Brasília. Houve diferença significativa entre a sobrevivência de plantas tratadas com lodo e com lixo compostado, ao se considerar as diferentes classes de altura das mudas ao irem para o campo. Na experiência realizada no Cerrado, o lodo de esgoto apresentou nítida vantagem sobre o composto de lixo por classe de altura de plantas e nenhuma desvantagem por média de tratamento, considerando as oito espécies testadas.



Normas editoriais

1 - São aceitos artigos técnicos ou opinativos, inéditos ou não, desde que obedecem às normas para apresentação de documentos científicos. Os artigos serão submetidos à apreciação do Conselho Editorial que pode aprovar ou não a publicação.

2 - A Sanepar reserva-se o direito de fazer correções ortográficas que permitam melhor compreensão do texto, sem alterar o estilo e o conteúdo original, bem como adotar padronizações estabelecidas pela Gramática e Editoria da Sanare - Revista Técnica da Sanepar.

3 - Os artigos são publicados em língua portuguesa, e seus respectivos resumos, em inglês.

4 - Os artigos publicados na Sanare - Revista Técnica da Sanepar, podem ser reproduzidos total ou parcialmente, desde que citada a fonte.

5 - O conteúdo do material publicado é de responsabilidade exclusiva do(s) autor(es), podendo não representar as políticas da Sanepar. O(s) autor(es) responsabilizam-se pela veracidade das fontes e informações que subsidiaram seus trabalhos.

Normas para apresentação dos artigos

A Sanare - Revista Técnica da Sanepar é publicada de acordo com os padrões editoriais recomendados pela Universidade Federal do Paraná com base nas normas da ABNT. São publicados artigos em dois formatos: Opinião e Técnicos. Os autores devem obedecer aos seguintes critérios:

Opinião: os textos opinativos devem ter entre 3 mil e 6 mil caracteres. Estes artigos são textos corridos, sem tabela, fotografia ou figura.

Técnicos: devem ter no mínimo 10 mil caracteres e no máximo 25 mil caracteres.

Formato e Apresentação: os artigos devem ser digitados em Word for Windows, e enviados por e-mail ou em disquete acompanhados de uma cópia impressa. Devem ser escritos em português utilizando a fonte Times New Roman 12, em espaçamento simples. Devem também apresentar um currículo do(s) autor(es) de no máximo 3 linhas com a primeira letra em maiúscula e as demais, referentes a cargos, funções e títulos em minúsculas.

Título do artigo: em no máximo 3 linhas. Não colocar o título em caixa de texto.

Nome do autor ou autores: devem ser escritos na ordem direta. Exemplo: Pedro Antônio Almeida Filho. Se houver mais de um autor, o nome do coordenador pode figurar em primeiro lugar. Os demais devem ser escritos em ordem alfabética.

Resumo: o texto deve ter no máximo 200 palavras, em português, apresentado em um único parágrafo.

Palavras-chave: até cinco palavras. São termos ou frases representativas dos assuntos tratados no artigo, apresentados pela ordem em que aparecem no texto. Devem ser precedidas da expressão Palavras-chave. As palavras devem ser separadas por ponto e vírgula. Exemplo: Palavras-chave: lixo; coleta de lixo; educação ambiental; saneamento.

Tradução do resumo: o abstract é providenciado pela Sanepar.

Agradecimentos: se houver, apresentar no final do artigo.

Introdução, Materiais e métodos, Discussão, Resultados e todas as demais sessões: escrever em negrito, com alinhamento à

esquerda e, somente com a letra inicial em maiúscula. Em subtítulo se aparecerem nomes próprios, usar apenas a primeira letra em maiúscula. Não utilize itálico em títulos e subtítulos. Siglas: escrever com letras maiúsculas as siglas com até três letras, como IAP, FAO, OMS PND, ETA, ETE (no plural ETAs, ETes, ONGs). Esta recomendação vale para todos os casos, ou seja: quando mencionadas no texto, em citações e referências. As siglas, com quatro letras ou mais que não formem palavra, como BNDES, devem ser grafadas com todas as letras em maiúsculas e, quando formam palavras possíveis de serem lidas, como Unesco, devem ser grafadas apenas com a primeira letra em maiúscula.

Citações: menção aos documentos consultados para compor o artigo. Podem aparecer de duas formas, dependendo do contexto. Aparecem em uma frase como: Segundo LEE (1997), em letras maiúsculas, ou podem ser mencionadas após a ideia do (s) autor (es) escritas em letras maiúsculas entre parênteses, exemplo (LEE, 1997). Para até dois autores citar o nome de ambos, da seguinte forma ANDREOLI e FERNANDES (2001) ou (ANDREOLI; FERNANDES, 2001). Quando houver três autores: ANDREOLI, FERNANDES e CARVALHO (2001) ou (ANDREOLI; FERNANDES; CARVALHO, 2001). Para as citações com mais de três autores deve ser utilizada a expressão et al. No corpo do texto, segundo FERREIRA et al. (2001) ou no final do parágrafo (FERREIRA et al., 2001) com ponto no final, sem itálico, ou negrito. Citação de informações ou documentos eletrônicos acessados via internet seguem as mesmas recomendações dos documentos impressos.

Tabela, quadros, figuras: A tabela é utilizada para apresentar dados, em geral, numéricos que foram trabalhados, avaliados e interpretados, o quadro contém geralmente texto e a figura é a ilustração que explicita ou complementa visualmente um texto, como desenhos, diagrama, estampa, esquemas, fluxogramas, fotografias, gráficos, material cartográfico, plantas e outras. Sempre que forem apresentados dados numéricos as unidades deverão estar claramente expressas. As tabelas, os quadros e figuras devem ser auto-explicativos. Devem ter legenda que facilite a compreensão das informações apresentadas. No corpo do artigo as palavras tabela, quadro ou figura devem ser grafadas em minúsculas e seguidas do seu número de ordem. No título escreve-se com todas as letras em maiúsculas, exemplo TABELA 1 - . Observe que depois do número e antes do título há um hífen. O título deve ser escrito na parte superior com todas as letras em maiúsculas. O conteúdo das tabelas e quadros deve ser delimitado geográfica e cronologicamente. (ex.: TABELA 1 - PRODUÇÃO DE LODO DE ESGOTO NA ETE - BELÉM - CURITIBA, 1995 - 2000). Se houver fonte deve figurar abaixo da tabela, quadro ou figura transcrita com um tamanho de letra menor, exemplo FONTE: SANARE, 1999. **Fotografias:** Identificadas no texto como figura, devem ser enviadas em papel fotográfico, ou digital, com alta resolução, extensão JPG ou TIFF. A legenda da fotografia obedece aos padrões acima descritos.

Referências: Seguir o que preconiza a NBR-6023 da ABNT, de agosto de 2000. Podem ser referenciados documentos extraídos da Internet. Exemplos: BRUCKMAN, A. Approaches to managing deviant behavior in virtual communities. Disponível em: <ftp.media.mit.edu/pub/asb/papers/chiance-chi94> Acesso em: 04 dez. 1994.

INFORMAÇÕES: Poderão ser obtidas pelo telefone: (0xx41) 330-3153.

REMESSA: Os artigos devem ser enviados a DMA/APD, pelo e-mail sanare@sanepar.com.br e a cópia impressa aos cuidados de DMA/APD/Sanare - Revista Técnica da Sanepar, Companhia de Saneamento do Paraná, Rua Engenheiros Rebouças, 1376, Bairro Rebouças, CEP 80215-900, Curitiba/PR.

Qualidade da água subterrânea para abastecimento público na Serra das Areias, Aparecida de Goiânia - GO



Mônica Gonçalves Narciso
Luciana Paulo Gomes

Quality of underground water for public supply at Serra das Areias, Aparecida de Goiânia - GO

Resumo

Este trabalho apresenta o diagnóstico da qualidade de água do aquífero existente na Serra das Areias, em Aparecida de Goiânia, para uso de abastecimento público. Concorrem para a qualidade da água do aquífero a própria formação geológica e a conservação e/ou preservação das áreas de recarga, uma vez que a região adjacente à Serra das Areias encontra-se habitada. As águas dos poços ali perfurados, em operação, encontram-se dentro dos padrões de potabilidade, com ressalvas, em alguns poços, quanto a teores de ferro, cor e turbidez, acima dos valores máximos permitidos pela Portaria 1469. A investigação da geologia local e da interação água-rocha é uma das abordagens necessárias para a compreensão da presença do ferro naquelas águas. Este trabalho sugere que o tratamento da água de manancial subterrâneo depende também do conhecimento geológico da região. Tal conhecimento permite saber quais elementos deverão ser adicionados ou removidos da água, para viabilizar a sua potabilidade. Assim, pode-se definir o tipo de tratamento a ser adotado e sua viabilidade técnica, econômica e operacional.

Palavras-chave: Qualidade da água, saneamento, geoquímica.

Abstract

In this paper we diagnose the quality of aquifer

waters at Serra das Areias, in Aparecida de Goiânia, for public supply. The quality of such aquifer waters is affected by the geological formation and the conservation and/or preservation of recharge areas, since the area adjacent to Serra das Areias is inhabited. Waters from the wells born in that area, in operation, are within potability standards, except in a few wells regarding iron content, color and turbidity which are above the maximum standards allowed by Directive 1469. Investigation of local geology and water-rock interaction is one of the approaches required to understand the presence of iron in those waters. This paper suggests that the treatment of underground source water also depends on the geological knowledge of the region. Such knowledge allows one to know which elements should be added or removed from the water in order to render it potable. Thus, it is possible to define the treatment to be adopted and its technical, economic and operating feasibility.

Key words: Quality of water, sanitary geochemistry.

Introdução

Este trabalho tem como objeto a qualidade de água subterrânea usada para abastecimento público em um subsistema localizado no município de Aparecida de Goiânia, denominado "Independência e região adjacente". A captação deste subsistema é subterrânea, proveniente do

o tratamento da água de manancial subterrâneo depende, também, do conhecimento geológico da região



aquífero da Serra das Areias. Para o diagnóstico da situação, foram utilizados dados de análise de qualidade de água, obtidos na Companhia de Saneamento de Goiás S.A. (Saneago), seguindo a legislação específica. Estes dados foram confrontados com aqueles existentes sobre a geologia da região, baseada em estudos do aquífero quartzítico da Serra das Areias, em Aparecida de Goiânia, de COELHO et al.(2000). A qualidade da água subterrânea depende da composição da rocha que a contém e sua interação com este material. Está condicionada à interação água-rocha e à conservação de áreas de recarga do aquífero. A interação água-rocha determina o tratamento da água para a sua distribuição, dentro dos padrões estabelecidos pela Portaria que trata da potabilidade da água para consumo humano.

A definição teórica da água como combinação química de oxigênio e hidrogênio não pode ser aplicada sem se analisar o ambiente onde a mesma se encontra. Em se tratando de água subterrânea, e sendo a água o solvente universal ou mais abundante, substâncias são incorporadas a ela ao entrar em contato com superfícies minerais. A isto se denomina a interface geoquímica água mineral.

O tratamento das águas de manancial subterrâneo, com fins de abastecimento público, geralmente se restringe à cloração e, se necessário, fluoretação. No aquífero da Serra das Areias, em Aparecida de Goiânia, nota-se um aspecto avermelhado na água e presença de ferro precipitado em equipamento motor-bomba, após aproximadamente um ano de uso.

Cabe lembrar que ferro e manganês estão presentes nas águas subterrâneas em suas formas solúveis (reduzidas), em forma iônica ou em complexos solúveis como a hidroxila. Geralmente são encontrados juntos e quando presentes na água em suas formas solúveis, eles são incolores. Mas, se oxidados, devido ao contato com oxigênio ou à cloração da água, formam-se precipitados, de cor avermelhada, no caso do ferro, e de cor negra, no caso do manganês.

Quanto à água distribuída, a presença do ferro causa estranheza ao consumidor, constatando que ferro na água pode sujar roupas e louças. A Organização Mundial de Saúde estabele-

ce concentração máxima para o ferro, citando o valor 0,3 mg/L, como a concentração máxima aceitável e 1,0 mg/L como sendo a concentração máxima permitida. Sabe-se que o ferro é um elemento nutricional essencial ao ser humano. Todavia, quando se trata de saneamento, ou seja, em se tratando de saúde pública, estudos feitos na última década mostram que existe uma alteração de origem genética no metabolismo humano chamado “hemocromatose”, que pode se agravar pela ingestão de compostos de ferro. Tais estudos mostram ainda que não são raros os casos de indivíduos portadores de tal alteração (MANOEL FILHO, 1997).

Sob o ponto de vista da Operação e Manutenção do Sistema, a presença de ferro torna possível o desenvolvimento de certas bactérias no interior de tubulações, causando a redução de sua secção útil.(VIANNA, 1997).

Materiais e Métodos

A área de estudo (figura 1) é aquela formada pela mancha da ocupação urbana em área circunvizinha à Serra das Areias, além da própria Serra, no Município de Aparecida de Goiânia. Esta área é denominada “Independência e região”, incluindo a região adjacente àquela setor habitacional, além da área da Serra das Areias, sob a qual se localiza o aquífero de mesmo nome. No entanto, será considerada uma área maior para análise ampliada da região. Os limites dessa área são: 666000E, 813000N, 700000E, 8152000N. A figura 1 mostra a área de estudo desenhada sobre imagem de satélite LANDSAT TM-5 datada de 2000.

Potabilidade de Água

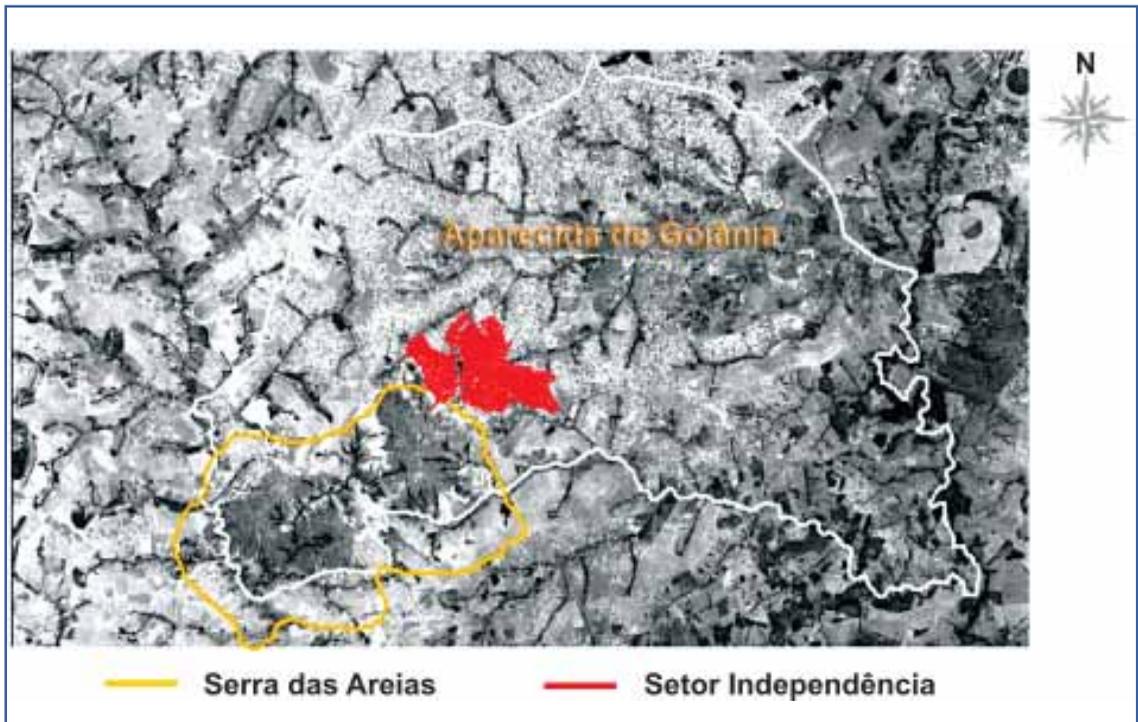
A qualidade da água para abastecimento público deve atender a legislação específica, ou seja, a Portaria n.º 1469, de 29 dezembro de 2000, que estabelece padrões de potabilidade da água. De acordo com a portaria, o responsável pela operação do sistema deve exercer o controle da qualidade da água (Cap. 3, seção IV, Art. 8.º).

A água para consumo humano deve seguir essa Portaria, independentemente se sua origem é superficial ou subterrânea. Especial atenção

*a interação
água-rocha
determina o
tratamento da
água para
consumo
humano*



FIGURA 1 - A ÁREA DE ESTUDO



o tratamento das águas de manancial subterrâneo geralmente se restringe à cloração e, se necessário, fluoretação

deve ser dada à água subterrânea devido à sua interação com rochas por mais tempo que a água de superfície. Ainda que se trabalhe dentro da viabilidade econômica, os parâmetros de análises de água subterrânea devem ser estendidos a investigações particulares, em especial quanto a metais pesados, derivados de petróleo ou plumas de contaminação provenientes de instalações industriais. Basicamente, o que está abaixo do nível do terreno não é visível e requer investigação. Em sistemas de distribuição de água, o tratamento das águas de manancial subterrâneo geralmente se restringe à cloração e, se necessário, fluoretação.

Os poços perfurados no setor “Independência e região”, em Aparecida de Goiânia, são utilizados para abastecimento público. Sua água foi analisada na ocasião de sua perfuração e deve ser monitorada para que se controle sua qualidade, prevenindo alterações ou detectando poluições ou contaminações que possam surgir ao longo de seu uso.

Neste estudo, as amostras coletadas foram analisadas, como rotina da concessionária. De acordo com informações da Saneago, o método de coleta, preservação e análise das

amostras “obedece às técnicas preconizadas pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, APHA, 1996”, citado nos relatórios de qualidade de água. Especificamente, o local de amostragem é a boca do poço e não no aquífero, porque o controle é exercido na água distribuída. Não há monitoramento do aquífero, mas sim na rede de distribuição de água potável.

Resultados

A tabela 1 fornece os resultados das análises realizadas, quando da perfuração dos poços.

A respeito dos resultados obtidos, puderam ser realizadas as seguintes observações.

Ferro

Os valores para ferro dos poços 5, 15, 20 e 24 estão com acima de 0,3 mg/L (figura 2). O ferro é reconhecidamente um elemento presente em quase todas as águas subterrâneas (VIANNA, 1997). O ferro no estado ferroso (Fe^{2+}) forma compostos solúveis. Em ambientes oxidantes o Fe^{2+} passa a Fe^{3+} , dando origem ao hidróxido férrico, que é insolúvel.

TABELA 1 - ANÁLISES DE QUALIDADE DE ÁGUA DOS POÇOS TUBULARES PROFUNDOS DO INDEPENDÊNCIA - APARECIDA DE GOIÂNIA, 2000

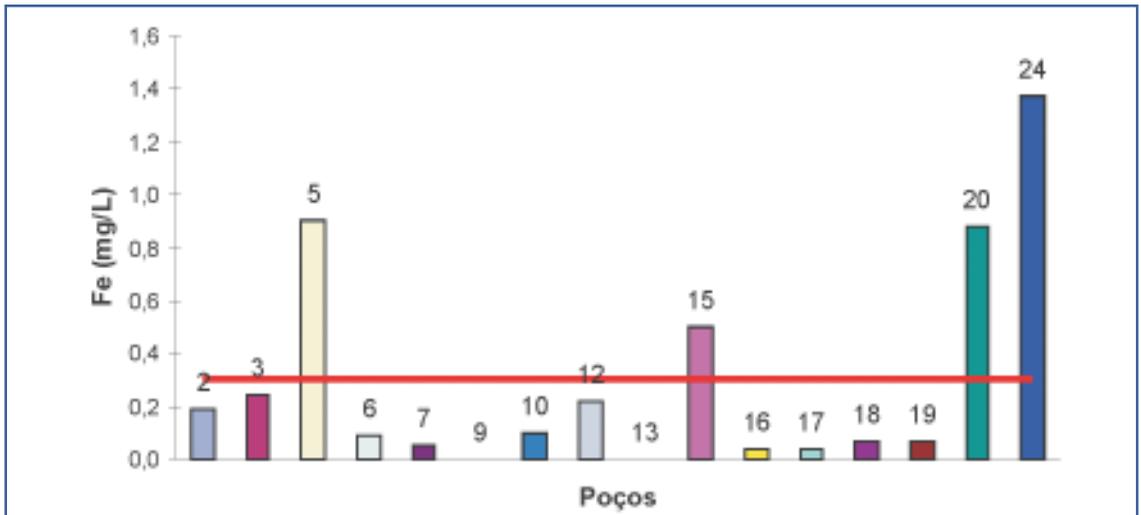
Parâmetro	VMP- Portaria 1469	Poços							
		2	3	5	6	7	9	10	12
Alcalinidade Total	sem valor definido	84	24	27	1	56	15	120	92
Alcalinidade HCO ₃	sem valor definido	84	24	27	1	56	15	120	92
Alcalinidade CO ₃	sem valor definido	0	0	0	0	0	0	0	0
Amônia (como NH ₃) (mg/L)	1,50		ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Cloreto (mg/L)	250	5,0	3,0	1,0	1,0	0,5	0,5	0,5	0,5
Condutividade (Us.cm)		169,2	68,1	NI	35,3	111,7	29,2	237,0	220,2
Cor Aparente (uH)	15	2,0	4,0	39,0	1,0	4,0	<0,1	1,0	<1,0
CO ₂ livre (mg/L CO ₂)	sem valor definido	17,05	4,87	43,54	5,10	35,95	48,26	54,00	14,83
Dureza (mg/L)	500	84	54	30	14	56	20	134	80
Fe total * (mg/L)	0,30	0,19	0,24	0,90	0,09	0,05	<0,01	0,10	0,22
Flúor	0,6<F<0,8	0,09	<0,01	0,11	0,10	0,16	0,20	<0,01	<0,17
Odor	NO	-	-	-	-	-	-	-	NO
Oxigênio Consumido (mg/L)	sem valor definido	1	0,7	0,2	0,5	0,2	0,2	0,4	0,4
pH (potenciométrico)	6,5<pH<8,5	7,0	7,0	6,1	5,6	6,5	5,9	6,7	7,0
Gosto	NO	-	-	-	-	-	-	-	NO
Turbidez (UT)	5,00	1,15	1,00	4,47	0,98	0,73	0,61	0,47	1,00

Parâmetro	VMP- Portaria 1469	Poços							
		13	15	16	17	18	19	20	24
Alcalinidade Total	sem valor definido	63	94	62	35	38	40	115	65
Alcalinidade HCO ₃	sem valor definido	63	94	62	35	38	40	115	65
Alcalinidade CO ₃	sem valor definido	0	0	0	0	0	0	0	0
Amônia (como NH ₃) (mg/L)	1,50	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-	-
Cloreto (mg/L)	250	0,5	1,0	0,5	2,5	1,0	0,5	0,5	0,5
Condutividade (Us.cm)		126,2	211,0	146,5	83,2	89,8	79,3	254,0	215,0
Cor Aparente (uH)	15	<1,0	36,0	<1,0	<1,0	<0,1	<0,1	43,0	31,0
CO ₂ livre (mg/L CO ₂)	sem valor definido	8,07	6,03	50,05	2,25	7,71	12,7	46,58	6,61
DBO 20°C - 5 dias (mg/L)	500	NI	NI	NI	NI	NI	NI	NI	NI
Dureza (mg/L)	0,30	44	100	64	50	32	24	120	90
Fe total * (mg/L)	0,6<F<0,8	<0,01	0,50	0,04	0,04	0,07	0,07	0,88	1,37
Flúor	NO	0,05	0,15	<0,01	0,13	0,15	0,15	0,11	0,15
Odor		NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO
Oxigênio Consumido (mg/L)	sem valor definido	0,5	0,2	0,4	0,4	0,3	0,3	0,7	1,5
pH (potenciométrico)	6,5<pH<8,5	7,2	7,5	6,4	7,5	7,0	6,8	6,7	7,3
Gosto	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO
Turbidez (UT)	5,00	0,58	6,34	1,24	0,55	0,42	0,56	6,14	7,84

o local de amostragem é a boca do poço e não no aquífero, porque o controle é exercido na água distribuída



FIGURA 2 - ANÁLISES DE FERRO NOS POÇOS DA REGIÃO, NA OCASIÃO DA ABERTURA DOS POÇOS



Fonte: Saneamento de Goiás S.A., 2000

Observação: A linha vermelha indica os valores máximos permitidos pela Portaria n.º 1469.

Cor

Quando se faz um comparativo entre cor e ferro, nota-se que os valores apresentam comportamento compatível, ou seja, poços com elevado nível de ferro apresentam nível elevado de cor (figura 3).

Turbidez

Os exames de turbidez demonstram que os poços 15, 20 e 24 apresentam valor acima de 5,0 uT (figura 4). A turbidez é causada por matérias sólidas em suspensão que dificultam a passagem da luz através da água. As águas sub-

FIGURA 3 - ANÁLISE DE COR APARENTE NOS POÇOS DA REGIÃO, NA OCASIÃO DA SUA PERFURAÇÃO



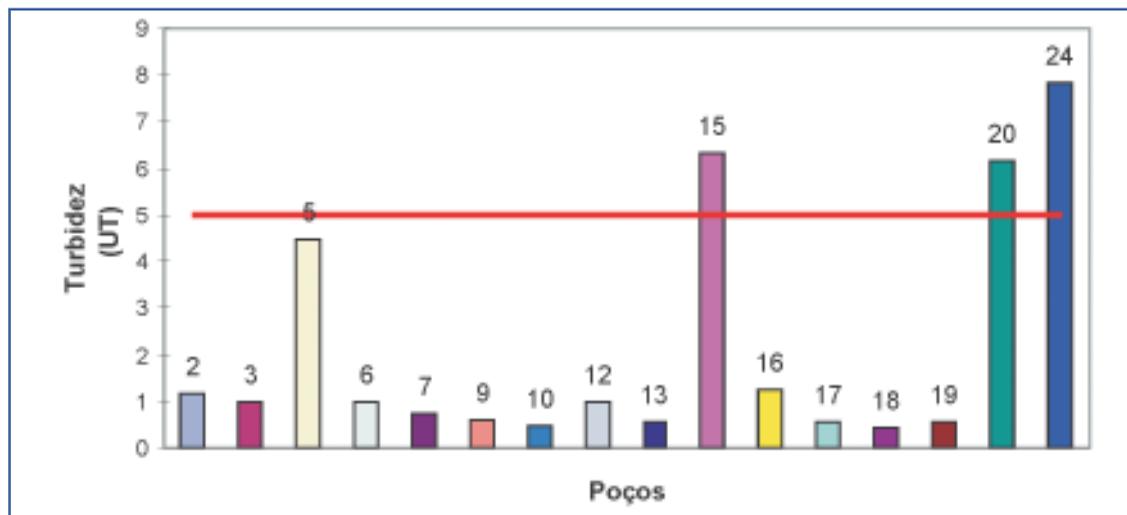
Fonte: Saneamento de Goiás S.A., 2000.

Observação: A linha vermelha indica os valores máximos permitidos pela Portaria n.º 1469.

a turbidez é causada por matérias sólidas em suspensão que dificultam a passagem da luz através da água



FIGURA 4 - ANÁLISE DE TURBIDEZ NOS POÇOS DA REGIÃO, NA OCASIÃO DE SUA PERFURAÇÃO



Fonte: Saneamento de Goiás S.A., 2000.

Observação: A linha vermelha indica os valores máximos permitidos pela Portaria n.º1469.

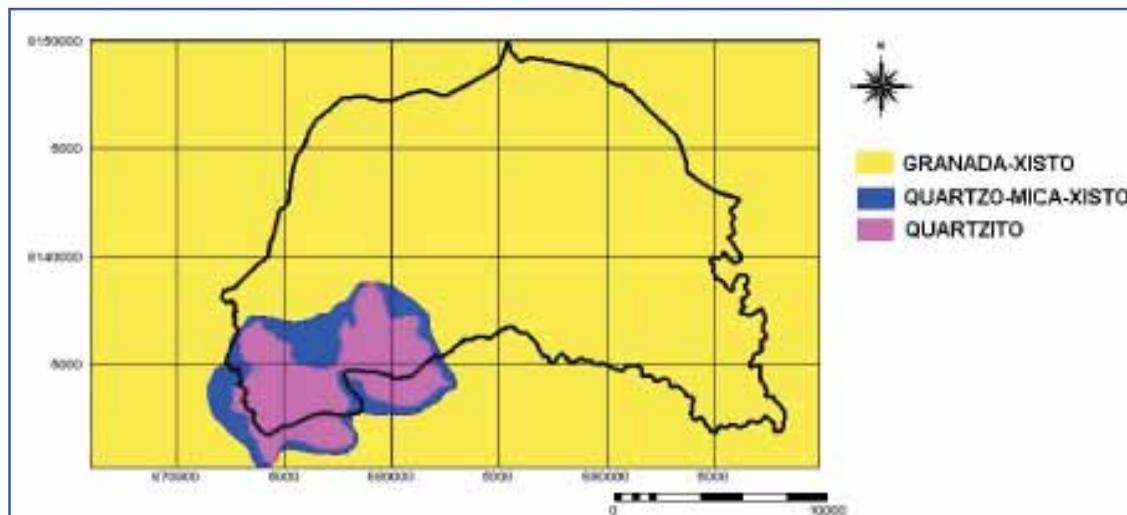
terrâneas normalmente não apresentam problemas em relação a este parâmetro. Em alguns casos, águas ricas em íons Fe podem apresentar uma elevação de sua turbidez quando entram em contato com o oxigênio do ar.

As análises de água feitas por ocasião da perfuração dos poços fornecem um diagnóstico de qualidade quanto à potabilidade estabelecida pela Portaria. As águas dos poços perfurados foram consideradas como estando dentro dos padrões de potabilidade, com ressalvas

quanto a teores de ferro, cor e turbidez acima do valor máximo permitido e valores de flúor abaixo do valor mínimo permitido. Corrigidos os teores abaixo ou acima dos valores máximos permitidos pela Portaria, guardando a sua viabilidade técnica e econômica, tais poços poderão ser utilizados para abastecimento. Avaliados os parâmetros de potabilidade, constatados os altos teores de um elemento, procede-se a sua investigação: se é uma contaminação ou se é uma presença natural naquele am-

águas ricas em íons Fe podem apresentar uma elevação de sua turbidez quando entram em contato com o oxigênio do ar

FIGURA 5 - LITOLOGIA DA ÁREA DE ESTUDO-DETALHE DA SERRA DAS AREIAS



Fontes: CPRM(1993), COELHO et al (2001).

biente. No caso de presença natural, conhecendo o comportamento do elemento em águas naturais é possível decidir o tipo de tratamento a ser adotado e sua viabilidade técnica-econômica e operacional.

Geologia da área do aquífero da Serra das Areias

Aquíferos são rochas ou solos saturados de água e permeáveis, isto é, permitem o fluxo de água. É uma estrutura contendo suficiente capacidade de armazenamento e liberação de água subterrânea para ser retirada em poços (MACIEL FILHO, 1997).

A litologia da região onde se situa a Serra das Areias pode ser identificada como quartzitos, quartzo-mica-xistos, granada-xisto (COELHO et al., 2001) (figura 5).

A região inclui-se na Depressão Periférica de Goiânia ou Planalto Rebaixado de Goiânia, que faz parte da unidade reconhecida por Planalto Central Goiano, desenvolvido em litologias pré-cambrianas (CPRM, 1987). Situa-se no sul do município de Aparecida de Goiânia.

Assim, a constituição da Serra das Areias pode ser descrita como composta pelas rochas quartzito e xisto. O quartzito tem o quartzo como mineral essencial. O xisto é uma rocha composta por quartzo e micas. As micas são minerais que têm estruturas em folhas constituídas por tetraedros de sílica e octaedros chamadas filossilicatos. As micas mais comuns são a muscovita e a biotita. De acordo com CPRM (1987), há presença de clorita naquela área. Os xistos e os gnaisses podem conter granada que é um mineral característico de rochas metamórficas. As cloritas são encontradas como produto de alteração das micas (OLIVEIRA, 2003). Tanto a clorita $(Fe_3Al)(Si_3Al)O_{10}(OH)_8$, como a granada $(Fe_3Al_2Si_3O_{12})$ podem ser a fonte do ferro observado na água, na ocasião das perfurações dos poços. A maior parte da Serra das Areias é composta por quartzitos, rocha essencialmente composta por quartzo recristalizado. Os solos residuais da Serra das Areias têm taxas variáveis de infiltração. Os solos residuais de quartzito apresentam as maiores taxas de infiltração. Os solos de quartzo-mica-xisto têm

valores intermediários e os menores valores de infiltração ocorrem nos solos derivados de granada-xisto. Onde há maior taxa de infiltração, maior será o risco de poluição.

Para a investigação do alto teor de ferro existente em alguns poços é interessante a avaliação do comportamento deste elemento em condições de baixa temperatura, ou seja, nas condições ambientais naturais dos aquíferos.

Comportamento do ferro em aquíferos

Intemperismo

Todas as rochas da crosta terrestre, ígneas, sedimentares e metamórficas, podem dar origem às rochas sedimentares. Isto ocorre por meio do intemperismo, ou seja, de processos de desintegração mecânica e química daquelas rochas.

O intemperismo é o processo de desintegração e decomposição, ou seja, de modificação física e química das rochas. Ocorre na superfície da crosta, principalmente em contato com O_2 e em contato com a hidrosfera.

Há dois tipos de intemperismo: o intemperismo físico e o intemperismo químico. O intemperismo físico é o conjunto de processos que levam à fragmentação e desintegração da rocha (MACIEL FILHO, 1997). Age atacando mecanicamente a rocha, inclusive deslocando-a e transportando-a. O intemperismo químico é o conjunto de processos que levam à decomposição química da rocha (MACIEL FILHO, 1997).

As principais reações químicas com rochas são: oxidação, hidrólise e dissolução. Minerais contendo Fe, Mn, S, e Cu são mais comumente envolvidos pela oxidação.

Geoquímica das reações que ocorrem em presença de água

Cabe aqui esclarecer os fatores determinantes do comportamento dos elementos nos processos superficiais: o potencial iônico, a concentração de íons de hidrogênio e o grau de oxidação.

O potencial iônico ou a propriedade de hidrólise e solução de elementos é o grau de hidratação de um íon. É dado pela razão de sua carga (Z, eixo horizontal do gráfico) e seu raio

onde há maior taxa de infiltração, maior será o risco de poluição

iônico (r , eixo vertical do gráfico). Este número determina o comportamento dos íons na sua interação com a água. Há valores que podem indicar se são solúveis e permanecem em solução durante o processo de intemperismo e transporte; se são precipitados por hidrólise ou, ainda, se formam complexos solúveis. O ferro tem potencial iônico igual a 3 e está no limite entre a mobilidade e a imobilidade. O Fe^{3+} tem potencial iônico que o identifica como elemento imóvel (figura 6). Como elemento imóvel, ele é um precipitado e dá o aspecto avermelhado na água.

O pH ou a concentração de íons de hidrogênio é um fator que representa a acidez ou alcalinidade de um sistema aquoso. É uma característica da água que afeta significativamente o seu tratamento e o seu uso. É a medida da característica reativa da água. Refere-se às concentrações de H^+ e OH^- e varia de 0 a 14, sendo o ponto neutro o valor 7 quando essas concentrações são iguais. Baixos valores de pH, particularmente abaixo de 4, indicam uma água corrosiva que tenderá a dissolver metais e outras substâncias com as quais entrará em contato. Altos valores de pH, particularmente acima de 8,5, indicam uma água alcalina que, sob aqueci-

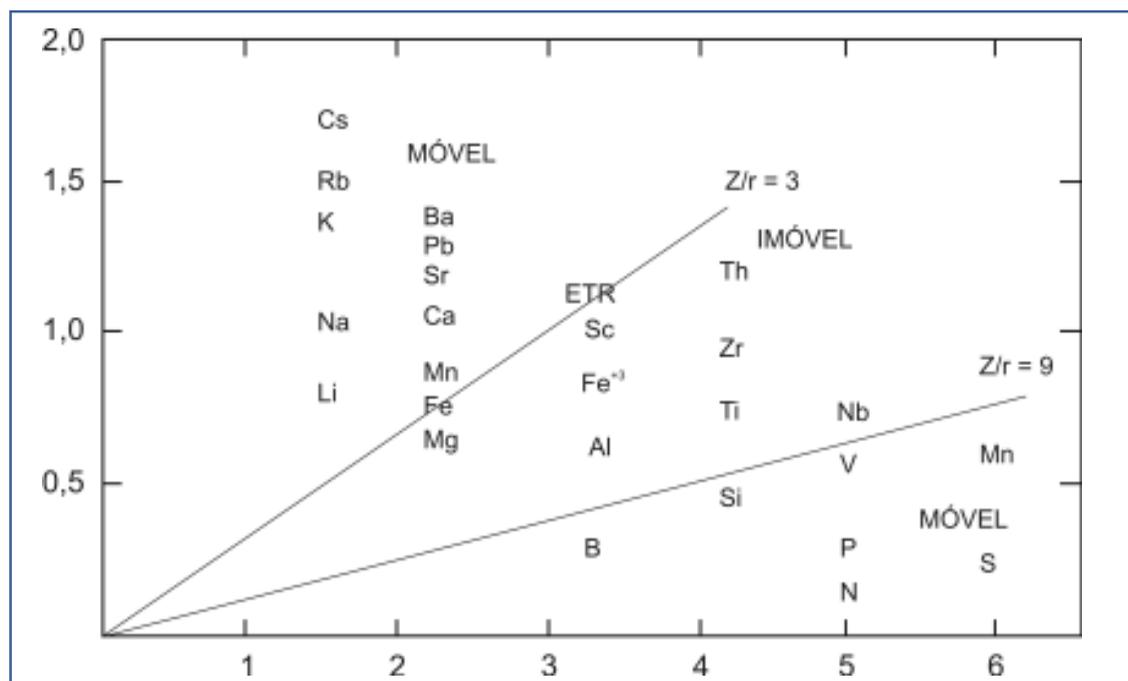
mento, tenderá a formar depósitos. A solubilidade do ferro é proporcional ao cubo da concentração de H^+ , ou seja, quanto maior o pH, mais alcalino o ambiente, menos ferro estará em solução.

O potencial iônico é um número relativo para medir reações de oxidação (MACIEL FILHO 1997). Em soluções aquosas, o potencial vai depender do pH do ambiente. Se o pH aumenta, o potencial de oxidação diminui, e as espécies envolvidas são mais facilmente oxidadas com a diminuição da acidez e o aumento da alcalinidade. A oxidação de Fe^{2+} para Fe^{3+} aumenta o seu potencial iônico de 2,7 para 4,7 e resulta na precipitação de Fe^{3+} .

Interface geoquímica água-rocha

É aqui o ponto de interesse deste trabalho no tocante a intemperismo. O ferro é o quarto mais abundante elemento na crosta terrestre, sendo que os primeiros são oxigênio (O), silício (Si) e o alumínio (Al). Pode ser encontrado nas águas naturais em concentrações que variam de 0,5 a 50 mg/L. Na crosta terrestre, o ferro pode existir nas formas Fe^{3+} e Fe^{2+} . A equação 1 representa a oxidação estrutural de Fe^{2+} .

FIGURA 6 - POTENCIAL IÔNICO



é uma característica da água que afeta significativamente o seu tratamento e o seu uso

Fonte: Modificado de MACIEL FILHO, 1997.

EQUAÇÃO 1



HOCELLA & WHITE (1993) afirmam que o estudo da interface geoquímica água-mineral é importante porque afeta muitos aspectos do modo como nós vivemos e o mundo ao nosso redor. Citam como exemplo, a qualidade da água fresca no mundo. Lembram ainda que a crosta da terra pode ser vista como uma camada catalítica de enorme diversidade consistindo de trilhões de km² de área. Explicam que fundamentalmente a interface geoquímica água-mineral, consiste em adesão e separação de espécies químicas da superfície mineral.

Quando se trata de um aquífero, deve-se lembrar que dois sistemas estão interagindo: água e rocha. Esta interação é uma das maneiras pelas quais os metais são introduzidos nos sistemas aquáticos em processos eletroquímicos e processos de oxidação-redução (redox), os quais envolvem transferência de elétrons entre as superfícies mineral e aquática.

Ainda no artigo citado acima, aqueles dois

autores apresentam uma síntese de processos ocorrentes na interação água-mineral, inclusive as conseqüências dos processos fundamentais de sorção e dessorção. Sorção é um termo geral utilizado quando o mecanismo de retenção na superfície não é conhecido (SPARKS, 1995), podendo ser especificamente adsorção, precipitação superficial e polimerização. No processo de dessorção, como conseqüências possíveis, verifica-se o intemperismo e a mobilidade de solutos. Por último, as conseqüências de interesse neste trabalho, que são reciclagem geoquímica de elementos influenciando na qualidade de água. A tabela 2 apresenta estes processos.

Íons relacionados com o ferro

As substâncias dissolvidas podem estar em forma molecular ou em forma iônica. Nas águas subterrâneas a forma iônica é a mais importante. Nas águas subterrâneas naturais, a maioria das substâncias dissolvidas se encontra em estado iônico (LLAMAS, 1996).

A química relacionada ao ferro é relativamente complexa porque este elemento pode existir nos estados de valência +2 e +3. A esta-

TABELA 2 - PROCESSOS OCORRENTES NA INTERFACE ÁGUA-ROCHA

Processos fundamentais	Sorção	Dessorção
Resultados possíveis	Adesão de cátions e ânions, transferência de elétrons, crescimento de finos filmes, crescimento de minerais	Separação de cátions e ânions, transferência de elétrons, dissolução congruente *
Possíveis conseqüências	Sedimentos, rochas ou formações secundárias de rochas, redução em permeabilidade, imobilidade de solutos, catalização heterogênea, oxidação-redução	Intemperismo, aumento de permeabilidade, mobilidade de solutos, oxidação-redução
Conseqüências ambientais (exemplos)	Reciclagem geoquímica de elementos	
	Formação do solo	
	Qualidade da água	

Fonte: HOCELLA & WHITE, 1990.

* Dissolução congruente é a transição de substâncias no estado sólido para líquido com a mesma composição (ALLABY, 1996).

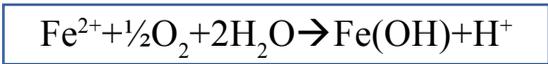
em aquíferos,
dois sistemas
estão
interagindo:
água e rocha

bilidade dos íons Fe^{2+} , Fe^{3+} , $Fe(OH)^{2+}$ e $Fe(OH)^+$, em relação ao $Fe(OH)_3$ e $Fe(OH)_2$, precipitados ou coloidais, depende do pH, Eh e composição da solução. Os trabalhos de HEM et al. (1962) têm tentado estabelecer um conjunto de diagramas de estabilidade como os apresentados nas figuras 7 e 8.

Na figura 7, dão-se os limites dos campos de estabilidade de onde se pode ver em geral que as águas subterrâneas normalmente só têm Fe^{2+} dissolvido, às vezes, $FeOH^+$, e em pH elevado praticamente não existe esse elemento dissolvido. A figura 8 mostra as curvas de solubilidade do Fe^{2+} dentro desse campo para uma certa composição de água.

A oxidação do Fe^{2+} se produz, diminuindo o pH (equação 2).

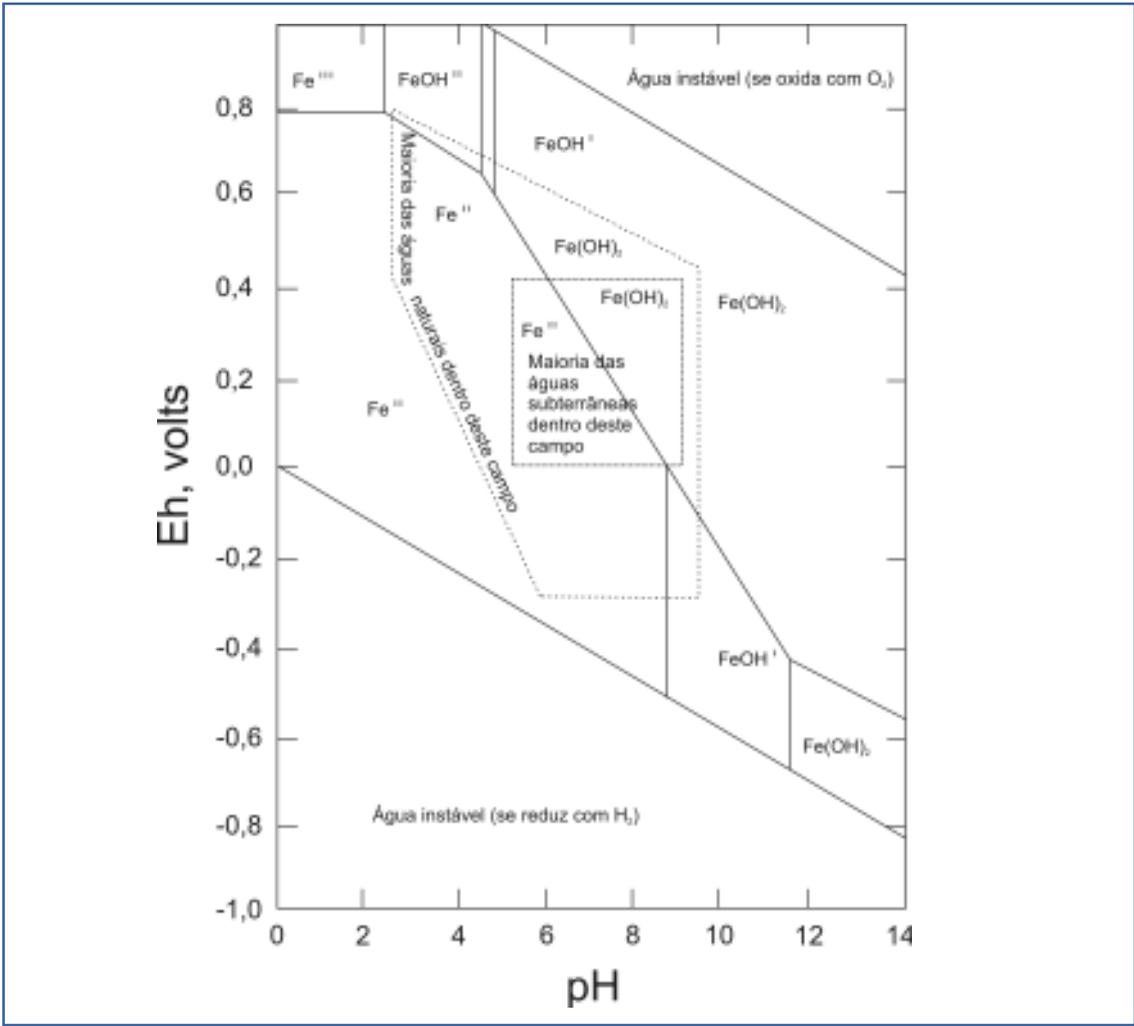
EQUAÇÃO 2



Dissolução de minerais por oxidação-redução

Considerando o ambiente redutor do planeta Terra primitivo e o ambiente oxidante atual, com oxigênio livre, gerado pela fotossíntese, o que se tem hoje é resultado da interação dos minerais expostos ao intemperismo e às reações de oxidação dos minerais. Segundo HOLLAND

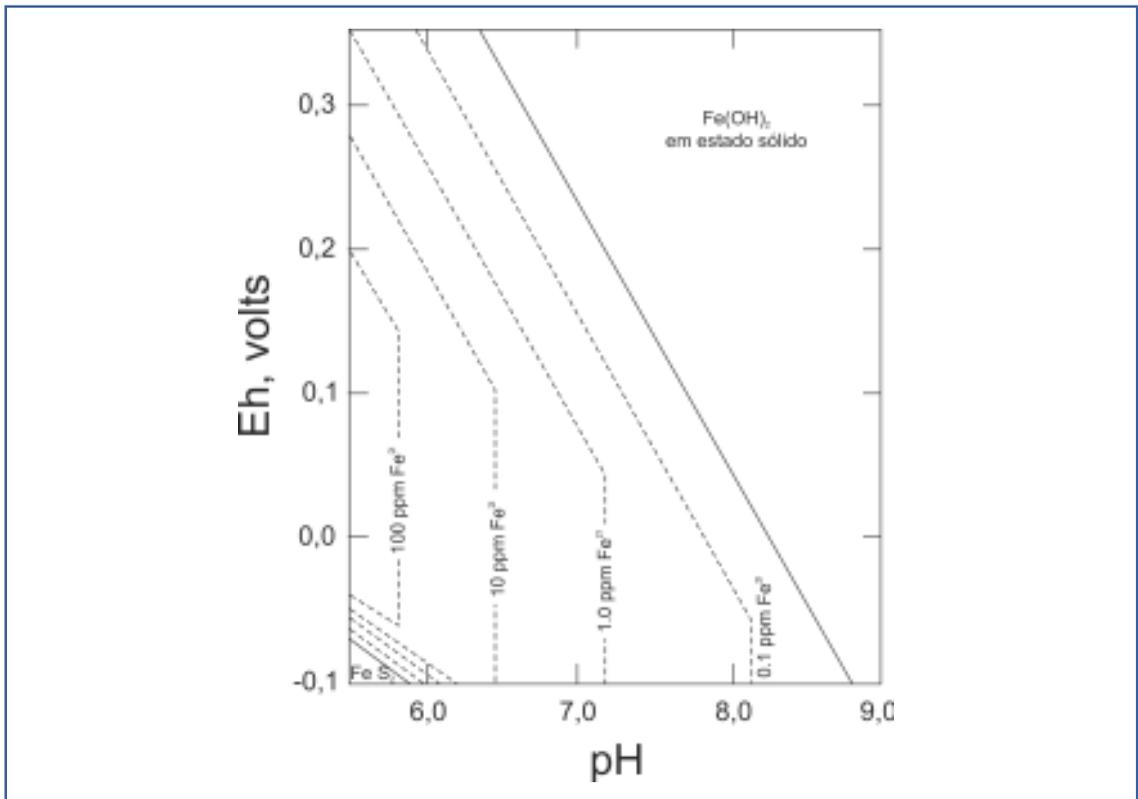
FIGURA 6 - CAMPOS DE ESTABILIDADE DAS SOLUÇÕES AQUOSAS DOS SISTEMAS FÉRRICOS-FERROSOS DAS ÁGUAS NATURAIS E SUBTERRÂNEAS



nas águas subterrâneas naturais, a maioria das substâncias dissolvidas se encontra em estado iônico

Fonte: LLAMAS, 1982.

FIGURA 7 - CAMPOS DE ESTABILIDADE DO SISTEMA FÉRRICO-FERROSO EM ÁGUA QUE CONTÉM 100 PPM DE CO_3H^{2-} E 10 PPM DE SO_4^{2-} . NESTAS CONDIÇÕES EXISTEM ÍONS Fe^{2+}



Fonte: LLAMAS, 1982.

a ocupação humana é uma característica que não pode ser ignorada

in HERING & STUMM, 1996, as ocorrências de minerais reduzidos como constituintes detríticos de sedimentos ou rochas sedimentares dependem dos níveis de oxigênio aos quais os minerais são expostos durante o intemperismo e as taxas de reações de oxidação de minerais. HERING & STUMM (1996) esclarecem que para alguns elementos, particularmente ferro, manganês, urânio e enxofre precipitação e dissolução de fases sólidas, comumente acompanham trocas em estado de oxidação.

Áreas de recarga do aquífero relacionadas com a ocupação humana

Áreas ocupadas de maneira irregular, ou seja, loteamentos vendidos sem infra-estrutura para os seus ocupantes, geram um ônus para o Estado, particularmente, no sentido do cumprimento do compromisso social em se implantar

serviços de abastecimento de água. Havendo sistemas de água, mais loteamentos são implantados próximos às áreas onde existem tais sistemas. Assim, a implantação do projeto de abastecimento de água na região do setor Independência e adjacências certamente promoverá a ocupação maior daquela área. O projeto inclui a implantação de um reservatório apoiado, de capacidade para 3.000 m³ em cota 887,00 m, localizado na área da Serra das Areias. Assim, a ocupação humana é uma característica que não pode ser ignorada.

Em relação às áreas aflorantes de cada litologia e conseqüentemente dos solos residuais citados, estudos de COELHO et al.(2001) relatam a existência de quartzito, quartzo-micaxisto e granada-xisto.

Os solos superficiais na Serra das Areias e imediações têm taxas variáveis de infiltração. Os solos residuais de quartzito apresentam as

maiores taxas de infiltração (COELHO et al., 2001). Os solos de quartzo-mica-xisto têm valores intermediários e os menores valores de infiltração ocorrem nos solos derivados de grana-da-xisto. A parte aflorante do quartzito está no intervalo de cotas 760 – 1.010 metros, as mais altas da área de estudo. As cotas mais altas são os primeiros contatos da chuva com o terreno. Esta é uma área de recarga. Nesta área, parte da água se infiltra e alimenta diretamente o lençol subterrâneo e parte escoar e alimenta mananciais de superfície.

Ao se fazer o cruzamento de informações a respeito da locação dos poços e da geologia percebe-se que os poços se localizam em região de predominância de mica-xisto, onde ocorrem os menores valores de infiltração em solo (COELHO et al., 2001).

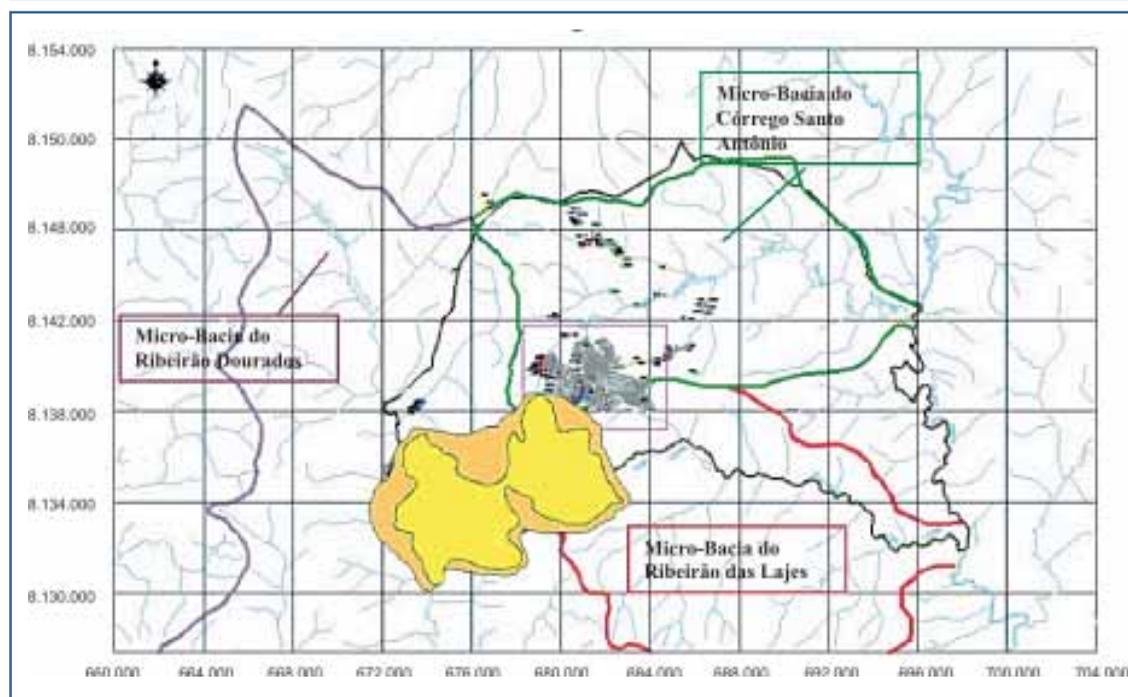
Os poços perfurados para atender o Sistema Independência localizam-se ao longo do Córrego Pedra de Amolar, contribuinte de ordem 1 do Córrego Santo Antônio. Há ainda outros grupos de poços perfurados ao longo dos córregos Tamanduá e Granada, também contri-

buintes do Santo Antônio, além de outros localizados isoladamente pela bacia daquele córrego. As figuras 8 e 9 mostram as microbacias da região e a localização dos poços.

É importante lembrar que a alimentação destes poços se faz principalmente por fendas ou fraturas. Nota-se que, de acordo com a Carta Geológica de Goiânia (CPRM, 1982) há uma zona de cisalhamento aproximada pela qual corre o Córrego Santo Antônio. O mesmo ocorre com o Córrego Tamanduá. Observa-se a coincidência de falhas geológicas regionais com os mananciais de superfície e os poços perfurados.

Assim, pode-se delimitar uma região de influência do aquífero, formada pela parte aflorante que é a Serra das Areias e pelas áreas adjacentes aos mananciais de superfície ao longo dos quais estão localizados os poços em estudo. Tais poços são ou serão utilizados para abastecimento público, de acordo com a sua necessidade, o que depende de densidade populacional que viabilize técnica-operacional e economicamente o empreendimento (figura 10).

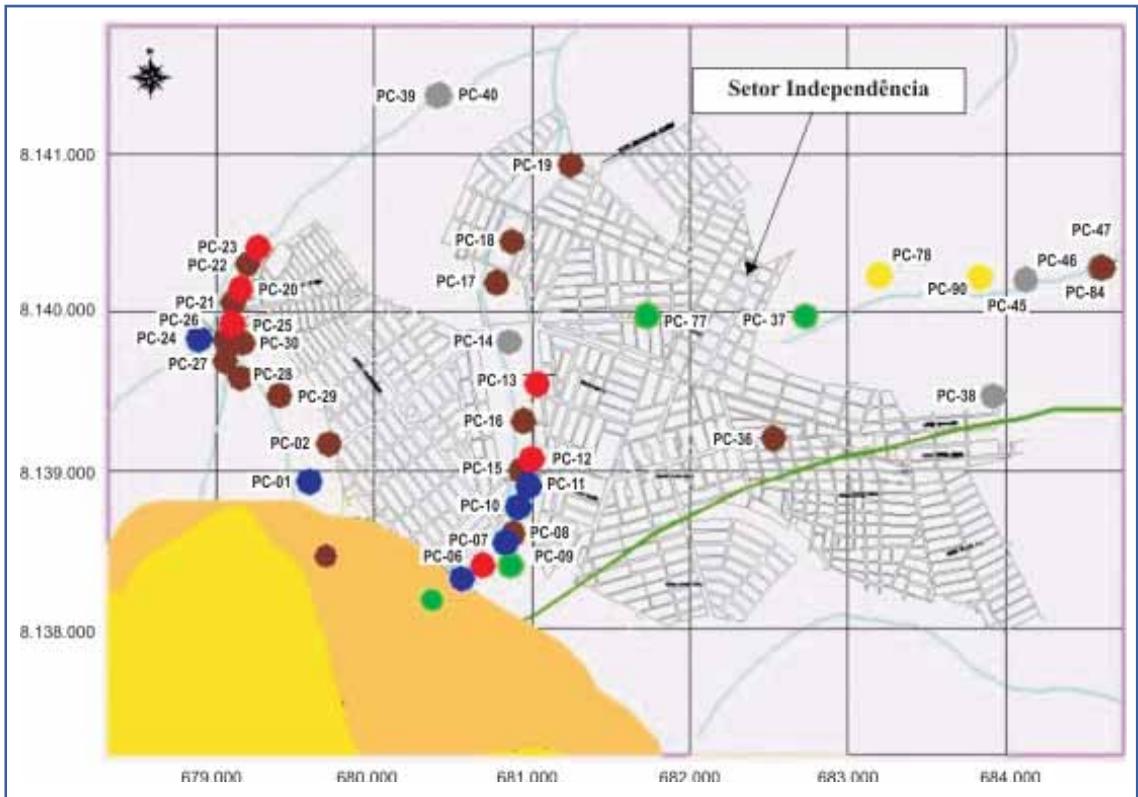
FIGURA 8 - MICROBACIAS DA ÁREA DE ESTUDO



os poços se localizam em região de predominância de mica-xisto, onde ocorrem os menores valores de infiltração em solo

Fonte: NARCISO (2003).

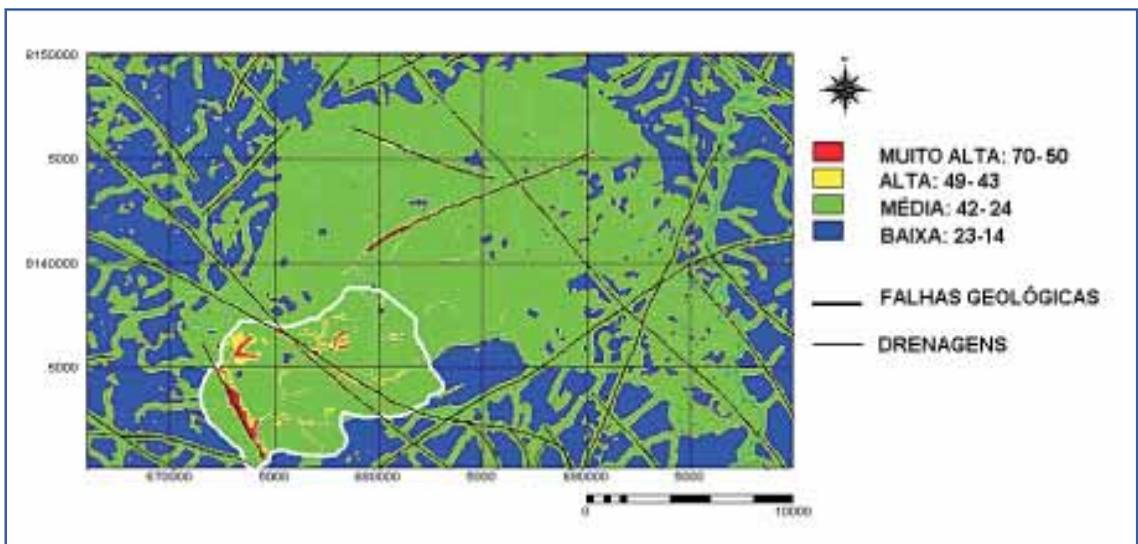
FIGURA 9 - LOCALIZAÇÃO DOS POÇOS 1 A 24



Fonte: COELHO (2001).

FIGURA 10 - CARTA DE VULNERABILIDADES DO AQUIFERO À POLUIÇÃO

observa-se a coincidência de falhas geológicas regionais com os mananciais de superfície e os poços perfurados



Fonte: NARCISO (2003).

A análise de estrutura e formação geológica da área demonstra que há duas falhas que coincidem com o Ribeirão Santo Antônio e com

o Córrego Tamanduá. Parte da água que esco superficialmente pela Serra alimenta estes mananciais de superfície. Portanto, estes dois ma-

nanciais, assim como as áreas de suas matas ciliares, deverão ser conservados, ou seja, sugere-se a não-intervenção humana nestas áreas. Deverá ser observada a conservação da área de influência dos poços ali perfurados.

Conclusão

As análises de água feitas por ocasião da perfuração dos poços fornecem um diagnóstico de qualidade quanto à potabilidade estabelecida pela Portaria 1469. As águas dos poços perfurados foram consideradas como estando dentro dos padrões de potabilidade, com ressalvas quanto a teores de ferro, cor e turbidez acima do valor máximo permitido e valores de flúor abaixo do valor mínimo permitido, em alguns casos. Corrigidos os teores fora dos padrões da Portaria, guardando a sua viabilidade técnica e econômica, tais poços poderão ser utilizados para abastecimento. Tais correções fariam parte de um plano de exploração do aquífero da Serra das Areias. Recomenda-se ainda, o monitoramento da qualidade de água dos córregos Santo Antônio, Tamanduá, Pedra de Amolar, Lajes e Dourados, para conhecer a relação entre os mananciais de superfície e subterrâneos, naquela área.

As áreas de recarga deverão ser conservadas e/ou preservadas. Sugere-se que não sejam implantadas obras que promovam a poluição do córrego Santo Antônio, pelo menos ao longo da área cuja coincidência entre o córrego e a falha geológica esteja identificada. Nesta área, particularmente, deverá ser evitada a implantação de obras de engenharia sanitária, condutores de esgotos e de águas pluviais, quando sistemas mistos.

Sugere-se que a área de influência da Serra das Areias seja exclusivamente residencial, com ocupações horizontais, o que deveria ser apontado em código de posturas do município. Enfim, intervenções que promovam a degradação da qualidade ou da quantidade da água proveniente da Serra deverão ser deslocadas, objetivando-se a preservação de um manancial usado para abastecimento humano.

Não há populações ocupando áreas com altas taxas de infiltração. Recomenda-se ainda

que a prefeitura não faça uso de áreas marginais a recursos hídricos para o deslocamento de populações carentes. Pode-se delimitar a área de influência do aquífero da Serra das Areias como sendo a área aflorante do quartzito e os setores vizinhos a ela, cujo abastecimento se faz pelo aquífero. O próprio estudo de relevo e pressões de água coincide com aqueles setores. Tal área engloba, então, além do Córrego Santo Antônio, seus contribuintes, os Córregos Pedra de Amolar, Tamanduá e Granada. De acordo com as vazões obtidas na ocasião de suas perfurações, os dezenove poços locados na região do setor Independência são suficientes para abastecer 67.000 habitantes, em segunda etapa, em 2017 (TAYFOUR, 1997). É necessário um planejamento quanto ao uso do aquífero, com o monitoramento da qualidade da água, zoneamento das áreas a serem conservadas ou preservadas, uso racional do sistema produtor, no que se refere ao tempo de produção diária de água e relocação de obras de engenharia previstas para aquela região, que possam interferir na qualidade e na quantidade de água do aquífero da Serra das Areias.

O monitoramento da qualidade da água, tanto em termos de parâmetros quanto de frequência de amostragem deverá seguir o previsto na Portaria 1469. Deverão ser instalados colar de tomada e registro no barrilete de cada poço para a coleta de água de cada poço e não de água do sistema. O tratamento da água, sua viabilidade técnica, operacional e econômica dependem de sua qualidade natural.

A confirmação da área da Serra das Areias como área de preservação não depende exclusivamente da interação água-rocha. Estudos de análise espacial sobre o uso do solo na área de estudo complementarão estes resultados.

Referências

Allaby, A. & Allaby, M. 1996. *Concise Dictionary of Earth Sciences*, Oxford University Press, Oxford, NY, 82.

Brasil. Portaria nº1469. Estabelece padrões de potabilidade da água. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 29 de dezembro de 2000.

**nesta área
deverá ser
evitada a
implantação de
obras de
engenharia
sanitária,
condutores de
esgotos e de
águas pluviais**



Coelho et al. 2001. Estudo Hidrogeológico do Aquífero Quartzítico da Serra das Areias. Universidade do Vale do Rio dos Sinos-UNISINOS,RS,64p.

Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais-CPRM.1993.Carta Metalogenética / Previsional. Folha Goiânia, SE.22-X-B-IV. Escala1:100000.Brasília- DF.

Hering, J.G. & Stumm, W. 1990. *Oxidative and reductive dissolution of minerals*. In: Reviews in Mineralogy, 23, Washington, Mineralogical Society of America, 461-505.

Hochella Jr. M.F. & White A.F. 1990. 1990. Mineral – water interface geochemistry: an overview. In: Reviews in Mineralogy, 23, Washington, Mineralogical Society of America, 1-16.

Llamas, M. R. & Custodio, E. 1982. *Hidrología subterránea*. 2 ed. Barcelona; Ediciones Omega. Tomo I.

Maciel Fº, C.L.1997. *Introdução à geologia de engenharia*. 2 ed. Santa Maria, Editora da UFSM;Brasília, Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais. 283 p.

Ministério do Exército.1973. Folha Goiânia SE.22-X-B-IV.Escala 1:100000.Brasília-DF.

Narciso M.G. 2003. Gerenciamento ambiental na Serra das Areias-análise espacial e temporal da área de influência do aquífero da Serra das Areias. Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, Rio Grande do Sul, Dissertação de Mestrado, 103 p.

Narciso M.G. & Gomes L.P. 2003. Análise espacial da área de influência do aquífero da Serra das Areias. GIS BRASIL-3ª Mostra do Talento Científico. FATOR GIS/Universidade Federal do Paraná. São Paulo, 15 p.

Oliveira R.F.G.2003.Comunicação Pessoal SANEAGO. 2002. Relatório Interno- Análises de água.Goiânia, GO.

Tayfour S.M. 1998. Projeto de Sistema de Abastecimento de Água do setor Independência e região adjacente, em Aparecida de Goiânia, Torricelli Engenharia e Saneamento Ltda. GO.

é necessário um planejamento quanto ao uso do aquífero, com o monitoramento da qualidade da água

Autoras

Mônica Gonçalves Narciso,
mestre em Geologia pela Universidade do Vale do Rio dos Sinos (Unisinos), em São Leopoldo-RS.

Luciana Paulo Gomes,
professora, doutora na Universidade do Vale do Rio dos Sinos (Unisinos), em São Leopoldo-RS.

Precipitação química e cloração para combate a maus odores em estações de tratamento de esgoto anaeróbias



Haroldo Benedito Alves
Gil Alceu Mochida
Gilmar Javorski Gomes Da Cruz
Murilo Duma
Celso Savelli Gomes

Chemical precipitation and chlorination to fight foul odor at anaerobic sewage plants

Resumo

O principal fator de geração de maus odores em sistemas de esgotamento sanitário é o gás sulfídrico formado pela anaerobiose em estações de tratamento, coletores e elevatórias. No Paraná, a grande maioria das estações de tratamento de esgotos (ETEs) opera com o sistema anaeróbio de tratamento (Ralfs¹). Como resultado, há a formação de sulfetos e, conseqüentemente, o desprendimento de gás sulfídrico no efluente. Os maus odores formados pelo gás sulfídrico desprendido afetam toda a região em torno de uma ETE, gerando constantes reclamações da população que reside nessa região, além de ser potencialmente perigoso para os operadores das ETEs devido à sua grande toxicidade. Neste trabalho são apresentados os resultados do uso de cloro para a minimização dos maus odores resultantes do processo anaeróbio de tratamento de esgoto.

Palavras chave: precipitação química; maus odores; gás sulfídrico; cloração; estação de tratamento de esgoto; anaerobiose; Ralf.

Abstract

The main factor that causes foul odor in sanitary

sewage systems is the hydrogen sulfide formed through the anaerobic process used in the treatment, collecting and elevating plants. In Paraná, most of such sewage plants (WTP) operate using the anaerobic treatment system (Upflow Anaerobic Sludge Blanket - UASB). As a result there is formation of sulfates and, consequently, hydrogen sulfide is released into the effluent. The foul odor produced by the released sulphidric gas affects the whole area surrounding a WTP eliciting constant complaints from the population who lives in the area, in addition to being potentially dangerous to WTP operators due to its high toxicity. In this paper, we present the results of using chlorine to minimize the foul odor resulting from the anaerobic process for sewage treatment.

Key words: chemical precipitation; foul odor; hydrogen sulfide; chlorination; water treatment plant; anaerobiosis; UASB.

Introdução

A Companhia de Saneamento do Paraná (Sanepar), segundo suas políticas da Qualidade e Ambiental, busca através da melhoria contínua dos seus processos garantir a conservação ambiental e a satisfação de seus clientes, con-

maus odores formados pelo gás sulfídrico desprendido afetam toda a região em torno de uma ETE



1 Ralf – Reator Anaeróbio de Lodo Fluidizado.

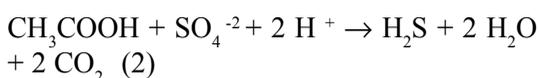
tribuindo assim para a melhoria da qualidade de vida da população.

Para cumprir com êxito a missão a qual se propõe, a Companhia dispõe de um sistema de atendimento aos clientes, pelo telefone 115, pelo qual pode receber as informações e subsídios necessários para realizar suas atividades de captação, tratamento, distribuição e disposição da água residual. Assim sendo, o cliente – razão de existência da Companhia, e maior acionista da empresa - contribui de maneira efetiva com a gestão, controle e melhoria contínua dos processos da Sanepar, seja pelo repasse de informações sobre vazamento de redes, seja através de reclamações sobre a qualidade da água ou a falta desta.

Entre os meses de setembro e novembro de 2003, no serviço de atendimento ao cliente, foram constatadas 20 reclamações por maus odores em regiões periféricas às estações de tratamento de esgoto tipo Ralf. Já a partir da primeira reclamação, uma equipe técnica foi designada a verificar a dimensão do problema, e ações começaram a ser tomadas para resolver a situação. Neste trabalho, são apresentados o diagnóstico realizado, as ações executadas e a melhor metodologia apresentada a ser aplicada para a eliminação do problema.

Decomposição anaeróbia

A partir de setembro daquele ano começou a ser realizado um levantamento a fim de se verificar o principal fator de exalação de maus odores nas estações Ralf. Através das principais equações de tratamento de esgotos por anaerobiose, pode-se verificar que dois principais gases são emitidos, o metano (reação 1) e o gás sulfídrico (reação 2).

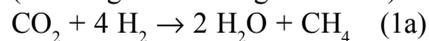


Estas reações referem-se ao processo de fermentação da matéria orgânica, o catabolismo fermentativo, pelo qual a matéria orgânica se auto-oxida através do rearranjo de elétrons na

molécula fermentada.

Na primeira reação (1), denominada metanogênese, formam-se os gases dióxido de carbono e o metano. Vale ressaltar que esta reação é a reação global da metanogênese, visto que pode ocorrer por dois caminhos. O primeiro denomina-se metanogênese hidrogenotrófica (produção de metano a partir de hidrogênio), (reação 1a), realizado por praticamente todas as bactérias metanogênicas. O segundo e principal caminho é realizado por poucas espécies de bactérias, porém é responsável pela maior parte das conversões, convertendo o carbono orgânico na forma de acetato a metano, denominando-se metanogênese acetotrófica (LUBBERDING, 1995), (reação 1b).

(metanogênese hidrogenotrófica)



(metanogênese acetotrófica: nos Ralfs é a reação principal)



Na outra reação por anaerobiose tem-se a redução de sulfatos, ou a dessulfatação, gerando sulfetos na forma de sulfeto de hidrogênio, o H_2S , que se caracteriza por ser um gás com odor característico de ovo podre.

A produção de sulfetos se dá pela reação de dessulfatação, na qual os sulfatos, sulfitos e outros compostos à base de enxofre são utilizados como aceptores de elétrons durante a oxidação de compostos orgânicos.

Em linhas gerais, o tratamento de esgoto por anaerobiose se dá em 5 etapas gerais (adaptado de CHERNICHARO, 1997):

Hidrólise: por ação de bactérias fermentativas hidrolíticas ocorre hidrólise de materiais particulados complexos em materiais dissolvidos mais simples, ou seja, há a quebra das cadeias poliméricas, sendo reduzidas em moléculas menores que são capazes de atravessar as paredes celulares das bactérias fermentativas.

Acidogênese: por ação de bactérias fermentativas acidogênicas os compostos oriundos da fase de hidrólise são convertidos em diversos

a produção de sulfetos se dá pela reação de dessulfatação



compostos mais simples.

Acetogênese: as bactérias acetogênicas são responsáveis pela oxidação dos produtos gerados na fase acidogênica em substrato apropriado para as bactérias metanogênicas.

Metanogênese: é a etapa final no processo de degradação da matéria orgânica, sendo esta convertida em metano e dióxido de carbono por ação de bactérias metanogênicas.

Sulfetogênese: se houver presença de sulfatos, sulfitos e mesmo enxofre elementar na água residuária, por ação de bactérias sulforeductoras compostos intermediários passam a ser utilizados por estas, alterando as rotas metabólicas no digestor anaeróbio. Assim, as bactérias sulforeductoras passam a competir com as bactérias fermentativas,

acetogênicas e metanogênicas pelos substratos disponíveis. Então, uma parte da carga poluidora orgânica se transforma em carga poluidora na forma de sulfetos (inorgânica), o que pode inviabilizar os tratamentos anaeróbios.

Diagnóstico

Após análise da conjuntura encontrada nos reatores anaeróbios, atribuiu-se unanimemente o mau cheiro à emissão de gás sulfídrico na atmosfera. Medições da concentração de sulfetos residuais do tratamento do esgoto pelos Ralfs foram realizadas no ano de 2003, nas estações de tratamento de esgoto CIC-Xisto (figura 1), Atuba Sul (figura 2), Santa Quitéria (figura 3) e Padilha Sul (figura 4), localizadas em Curitiba, e na Menino Deus, de Quatro Barras-PR (figura 5), resultando no seguinte diagnóstico:

FIGURA 1 - DIAGNÓSTICO DA QUANTIDADE DE SULFETOS TOTAIS NA ETE CIC XISTO (CURITIBA, PR)

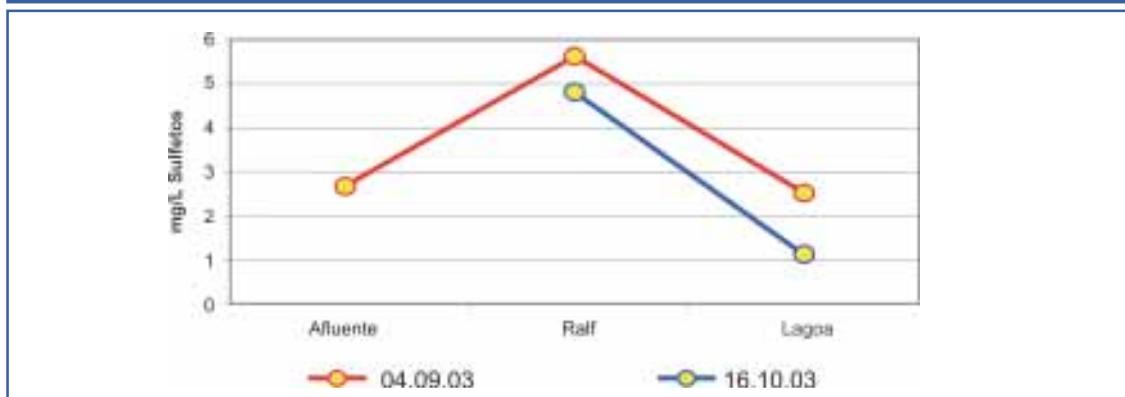


FIGURA 2 - DIAGNÓSTICO DA QUANTIDADE DE SULFETOS TOTAIS NA ETE ATUBA SUL (CURITIBA, PR)



parte da carga poluidora orgânica se transforma em carga poluidora na forma de sulfetos



FIGURA 3 - DIAGNÓSTICO DA QUANTIDADE DE SULFETOS TOTAIS NA ETE SANTA QUITÉRIA (CURITIBA, PR)

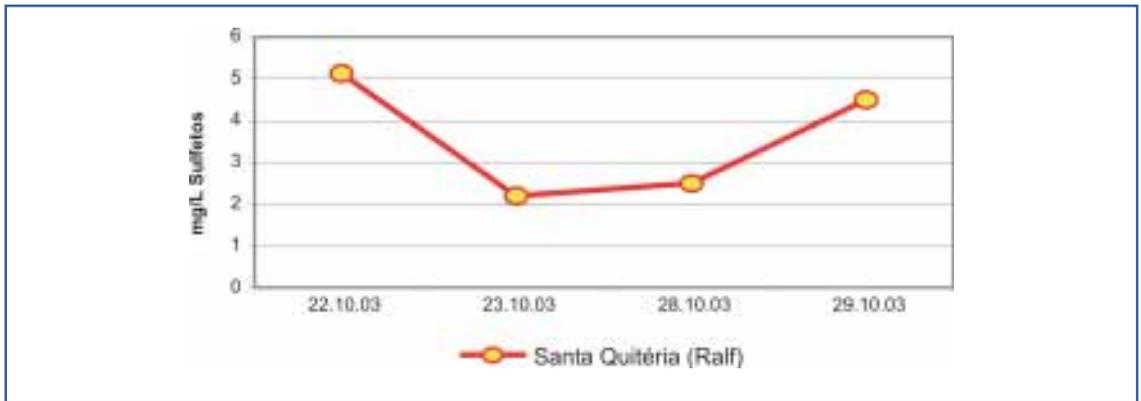
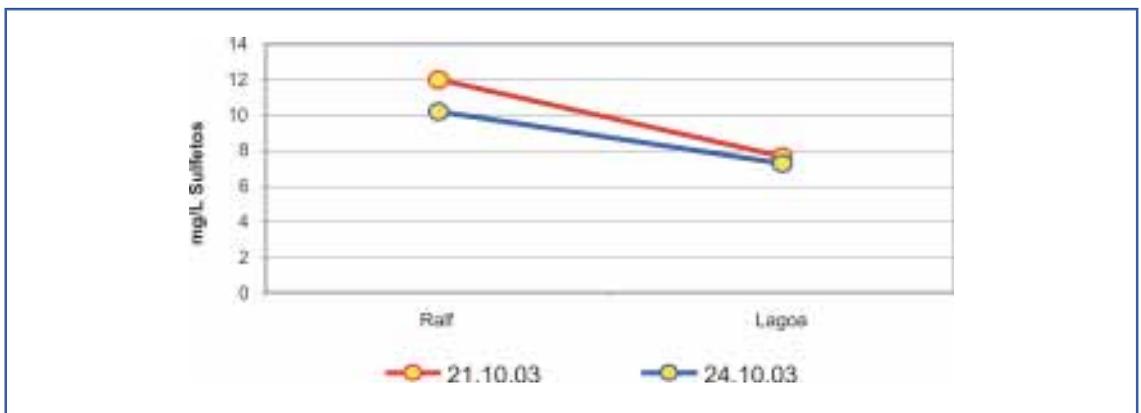


FIGURA 4 - DIAGNÓSTICO DA QUANTIDADE DE SULFETOS TOTAIS NA ETE PADILHA SUL (CURITIBA, PR)



atribuiu-se unanimemente o mau cheiro à emissão de gás sulfídrico na atmosfera

FIGURA 5 - DIAGNÓSTICO DA QUANTIDADE DE SULFETOS TOTAIS NA ETE MENINO DEUS (QUATRO BARRAS, PR)

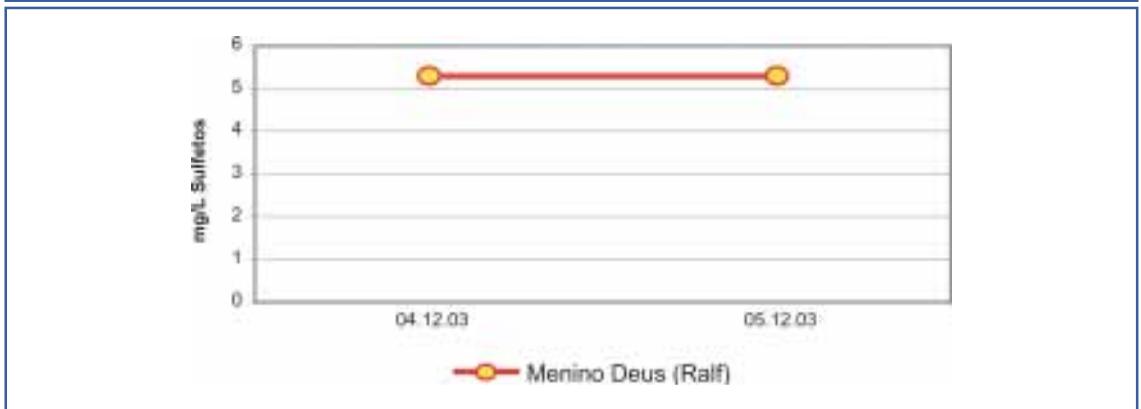
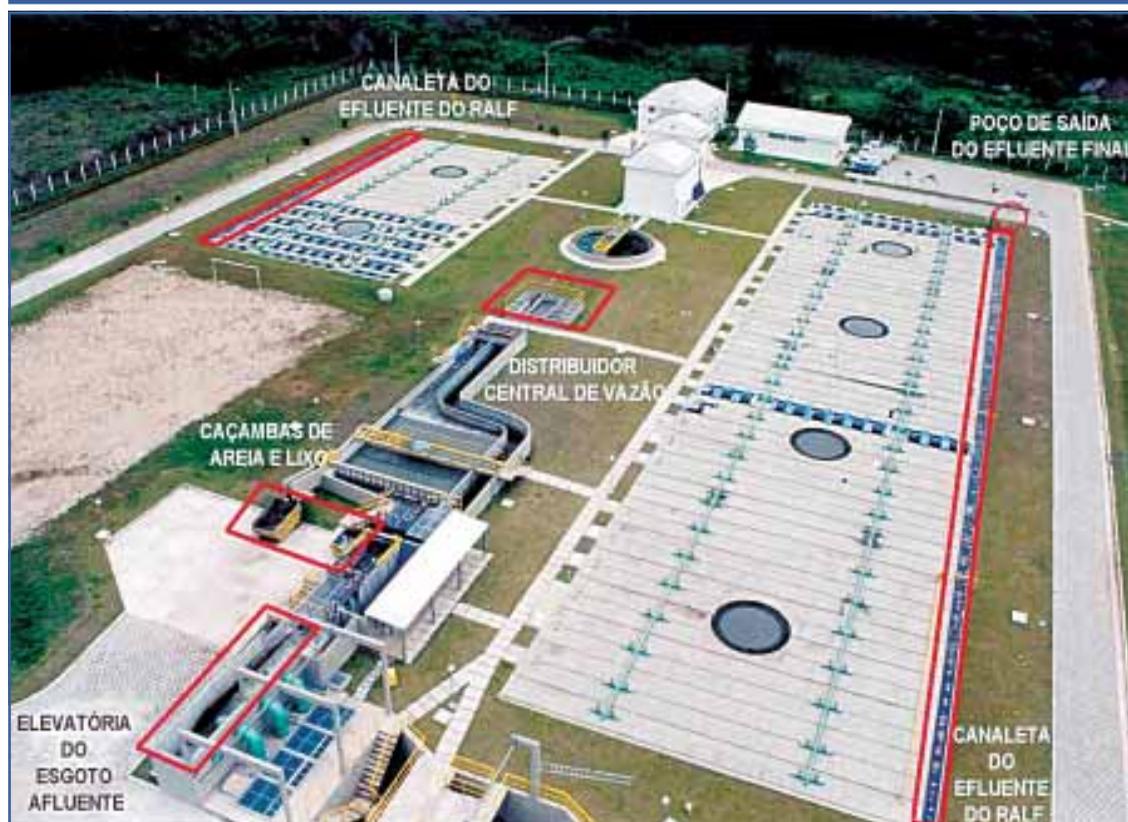


FIGURA 6 – LOCAIS CRÍTICOS COM EMISSÃO DE MAUS ODORES NA ETE SANTA QUITÉRIA (CURITIBA, PR)



Gás sulfídrico

O gás sulfídrico (H_2S) é um subproduto gerado em ETEs que utilizam bactérias anaeróbias no seu processo de tratamento. Esse gás é o principal causador de maus odores nos arredores da ETE, o que ocasiona freqüentes reclamações dos moradores vizinhos, além de

ser tóxico e potencialmente perigoso para os operadores de ETEs.

Como consequência da rápida urbanização de nossa cidade e da falta de um planejamento ou de uma política adequada para a preservação dos recursos hídricos, os rios e lagos, de uma forma geral, contribuem para a exalação de maus odores (tabela 1). Isso porque se tor-

o gás sulfídrico é potencialmente perigoso para os operadores de ETEs

TABELA 1 – EFEITOS CAUSADOS PELO H_2S NO SER HUMANO

Concentração atmosférica de H_2S (ppm)	Efeitos
3 – 10	Odor ofensivo (ovo podre)
10 – 50	Dor de cabeça, enjôo
50 – 100	Olhos lacrimejantes
100 – 300	Conjuntivite, irritação do sistema respiratório, perda do olfato
300 – 500	Edema pulmonar, perigo de morte eminente
500 – 1000	Alterações no Sistema Nervoso Central
1000 – 2000	Morte por paralisia respiratória

nam desprovidos de oxigênio dissolvido (séptico), funcionando como digestores anaeróbios na fase ácida. Pode-se observar, em muitos casos, que as reclamações sobre maus odores em ETEs na verdade se referem aos maus odores emitidos pelos rios receptores. Exemplos típicos são o Rio Belém, em Curitiba, os rios Pinheiro e Tietê, em São Paulo.

É bastante comum a população associar a poluição dos rios a uma empresa de saneamento, principalmente nos arredores de uma estação de tratamento de esgotos. Sabe-se que a função de uma empresa como a Sanepar, e principalmente em suas atividades de coleta e tratamento de esgotos, é contribuir para a melhoria da qualidade dos recursos hídricos. Se assim não fosse, uma ETE perderia a sua função, tornando-se desnecessária.

Analisando a quantidade de sulfetos e de carga orgânica através da DQO, pode-se observar a qualidade das águas dos rios e correlacionar esses valores à emissão de maus odores.

Comparando-se os resultados de sulfetos dos efluentes das Estações Ralfs com os valores desses parâmetros das amostras dos rios,

pode-se observar que os valores são próximos (média de 5 para os efluentes e de 2 a 3 para os rios). Além disso, pela tabela 2 observa-se que, no lançamento, os efluentes não contribuem significativamente para o aumento dos sulfetos dos rios.

É importante elucidar este fato, já que há possibilidades de resquícios de reclamações ainda persistirem devido à má qualidade dos rios, mesmo quando as medidas cabíveis para solucionar a problemática dos maus odores nos Ralfs já tiverem sido tomadas.

Estudos preliminares

Tendo sido encontrado o foco principal do problema, estudos começaram a ser realizados em busca da melhor alternativa para a redução a teores aceitáveis de emissão de gás sulfídrico na atmosfera.

Alternativas para redução de maus odores

Conforme já exposto, existe uma competição entre as bactérias sulforedutoras (redutoras de sulfatos e outros compostos derivados de

TABELA 2 – QUALIDADE DAS ÁGUAS DE RIO PRÓXIMO ÀS ETEs DA SANEPAR

Local	Data	26.03.04	Amostragem	Pontual
	DQO (mg/L)		Sulfetos (mg/L)	
Rio Atuba (montante ETE Atuba Sul)	79		4,0	
Rio Atuba (jusante ETE Atuba Sul)	62		2,8	
Rio Água Verde (bairro Guabirota)	350		5,6	
Rio Belém (BR 116)	47		2,0	
Rio Belém (bairro Uberaba)	42		3,5	
Rio Barigüi (montante ETE CIC Xisto)	-		0,3	
Rio Barigüi (jusante ETE CIC Xisto)	-		0,9	
Rio Iguaçu (montante ETE Belém)	49		1,3	
Rio Iguaçu (jusante ETE Belém)	54		1,8	
Rio Iguaçu (montante ETE Padilha Sul)	32		2,2	
Rio Padilha (montante ETE Padilha Sul)	27		2,2	
Rio Iguaçu (jusante ETE Padilha Sul)	39		2,6	
Rio Iguaçu (montante ETE Araucária)	-		2,5	
Rio Iguaçu (jusante ETE Araucária)	-		2,7	

efluentes não contribuem significativamente para o aumento dos sulfetos dos rios

enxofre a sulfetos e, por fim, resultando na combinação sulfeto de hidrogênio) e as outras bactérias que atuam de fato no processo de degradação da matéria orgânica. Esta competição é função tanto do pH do meio quanto da relação DQO/SO₄⁻² na água residuária. A produção excessiva de sulfetos provoca danos ao sistema de tratamento de esgotos, seja pelo efeito de redução da eficiência do Ralf, seja pela exalação de maus odores pela emissão do gás sulfídrico ou pela corrosão em estruturas metálicas e de concreto (CHERNICHARO, 1997).

As reações 3 e 4 indicam a dissociação entre sulfetos livres e gás sulfídrico:



(usual nos efluentes resultantes de tratamento anaeróbio)



A dissociação está relacionada à temperatura e ao pH do meio. Em relação ao pH, pode-se estabelecer as seguintes relações (CHERNICHARO, 1997), (reações 5 e 6):



Os agentes principais de formação do gás sulfídrico encontrados são os seguintes (CHERNICHARO, 1997):

- Presença de grandes quantidades de sulfatos e/ou compostos derivados de enxofre no esgoto a ser tratado;
- Sobrecarga de esgoto com conseqüente diminuição do tempo de detenção;
- Elevadas concentrações de ácidos voláteis no reator;
- Alcalinidade reduzida;
- Baixo pH;
- Baixas temperaturas no esgoto.

Já quanto à emissão de gás sulfídrico para a atmosfera, encontra-se em literatura algumas alternativas possíveis de serem aplicadas:

Para gás sulfídrico extraído pelo coletor de

gás (BARRIGA, 1997):

- Queima do biogás (conversão em óxidos de enxofre);
- Adsorção com carvão ativado;
- Adsorção com líquido pouco volátil (torres empacotadas e torres de bandeja);
- Filtros biológicos (torres empacotadas) e biofiltros;
- Precipitação química (selo hídrico resultando FeS);
- Filtro químico (a exemplo do ferro metálico tipo esponja de aço utilizado na ETE Santa Quitéria).

Para o gás sulfídrico dissolvido no efluente (CHERNICHARO, 1997):

- Cobertura do reator;
- Pós-tratamento por precipitação química, oxidação química ou bioquímica;
- Sistema de captação submersa do efluente (águas em calmaria).

Como não é possível a seleção do esgoto recebido, ou mesmo a diluição deste a concentrações que garantam a redução de sulfatos entrando no reator, a alternativa encontrada é trabalhar já na linha do reator, ou mesmo no material de saída deste. A alteração da faixa de pH trabalhada não é uma alternativa viável, pois um aumento do pH acima de 8,3 é prejudicial ao metabolismo das bactérias metanogênicas, além de afetar negativamente o processo pelo choque de carga, resultando em danos temporários ou permanentes aos microorganismos. Da mesma forma, a elevação da alcalinidade não é recomendável, pois para a mesma ocorrer seria necessária a dosagem de produtos químicos que forneçam alcalinidade bicarbonato diretamente (NaOH, NaHCO₃, NH₄HCO₃, Na₂CO₃, etc) ou indiretamente por meio da reação com o gás carbônico (CaO, Ca(OH)₂). Isto causaria problemas operacionais, como incrustações e precipitados indesejáveis, além de, no caso de falta de gás carbônico suficiente para reagir com toda a cal, aumento elevado do pH. Outras alternativas à cal também não são viáveis, pelo alto custo do bicarbonato de sódio e por produção de produtos indesejáveis, como no caso da amônia (CHERNICHARO, 1997).

a alteração da faixa de pH trabalhada não é uma alternativa viável



As poucas alternativas viáveis encontradas referem-se ao pós-tratamento do efluente do reator, por precipitação química ou por uso de um agente oxidante.

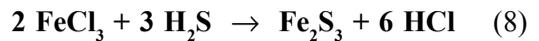
Precipitação química

A precipitação química se dá pela inserção de um produto capaz de, em contato com o enxofre do gás sulfídrico, reagir com este, formando um precipitado estável que fica retido no efluente final, reduzindo desta forma a concentração de gás sulfídrico que é eliminado para a atmosfera (reações 7 e 8). Podem, para este fim, ser utilizados sais de ferro, ou mesmo óxidos de ferro.

A utilização de óxidos de ferro em geral é onerosa, já que estes produtos devem ter uma granulometria pequena para serem aplicados, pois grandes grânulos impedem que todo o óxido seja reagido e, em consequência disso, grandes volumes de material inerte podem ficar retidos no reator ou em outra parte do processo,

gerando problemas operacionais.

Por isso o uso de sais de ferro é, se não mais eficiente, menos onerosa para a operacionalização do processo. Pode-se utilizar como sais de ferro tanto o cloreto férrico quanto o cloreto ferroso. Para fins de testes optou-se pela utilização do cloreto férrico por ter mais oferta no mercado e, por isso, ter custo mais baixo.



Resultados da metodologia de aplicação de sais de ferro

Pelo método de determinação de sulfetos totais (STANDART METHODS, 19.^aed.) foi medida a concentração de sulfetos presentes no efluente do reator com a inserção de dosagens controladas de cloreto férrico. Os resultados obtidos são apresentados nas figuras 7 a 11.

FIGURA 7 – QUANTIDADE DE SULFETOS NAS ETES COM APLICAÇÃO DE FeCl_3

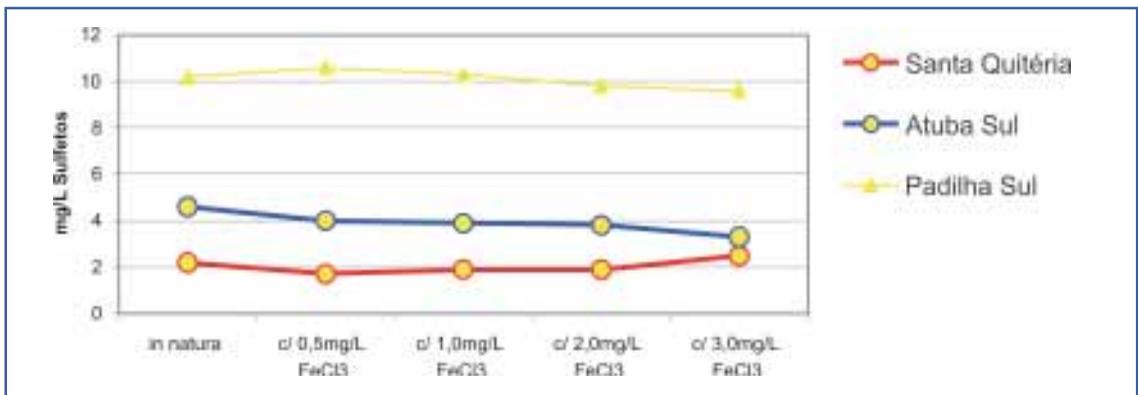
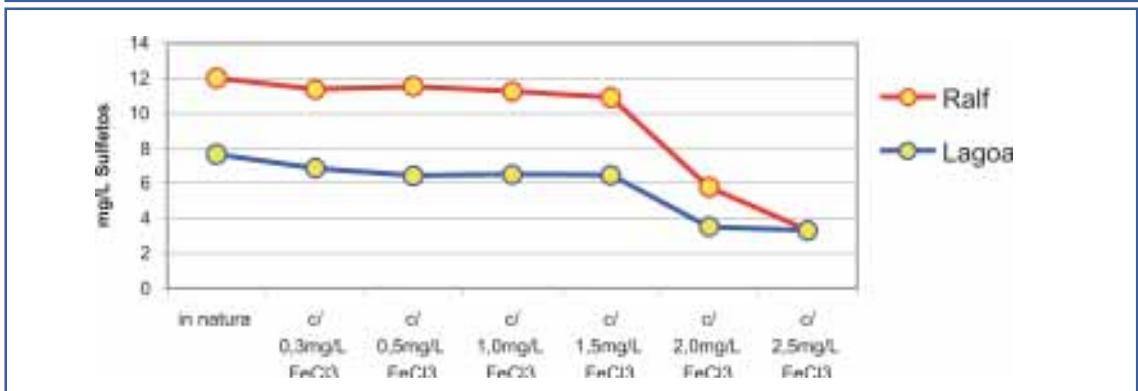


FIGURA 8 – QUANTIDADE DE SULFETOS NA ETE PADILHA SUL COM APLICAÇÃO DE FeCl_3



a precipitação química se dá pela inserção de um produto capaz de reagir com o enxofre do gás sulfídrico



FIGURA 9 - QUANTIDADE DE SULFETOS NA ETE PADILHA SUL COM APLICAÇÃO DE $FeCl_3$

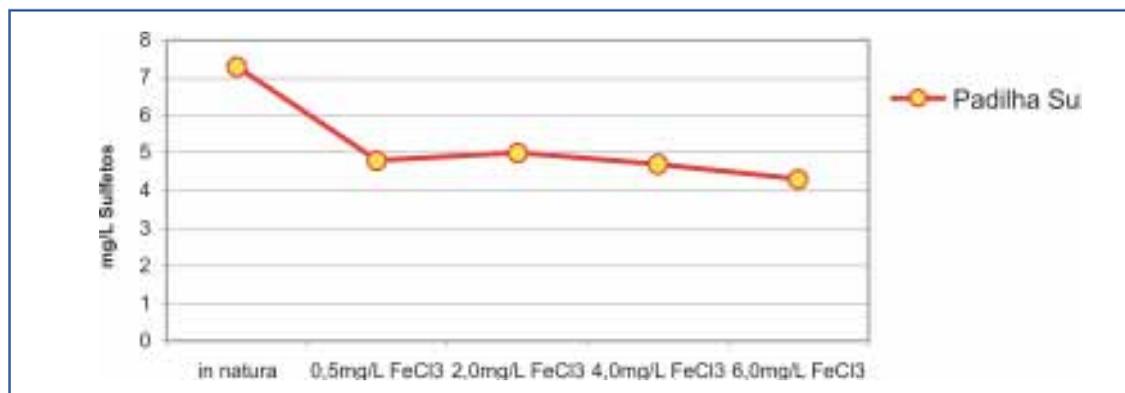


FIGURA 10 - QUANTIDADE DE SULFETOS NA ETE PADILHA SUL COM APLICAÇÃO DE $FeCl_3$

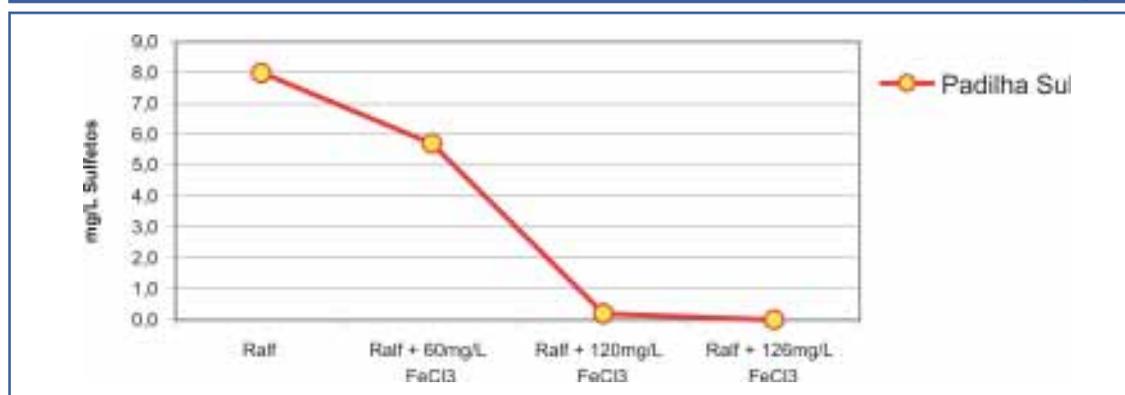
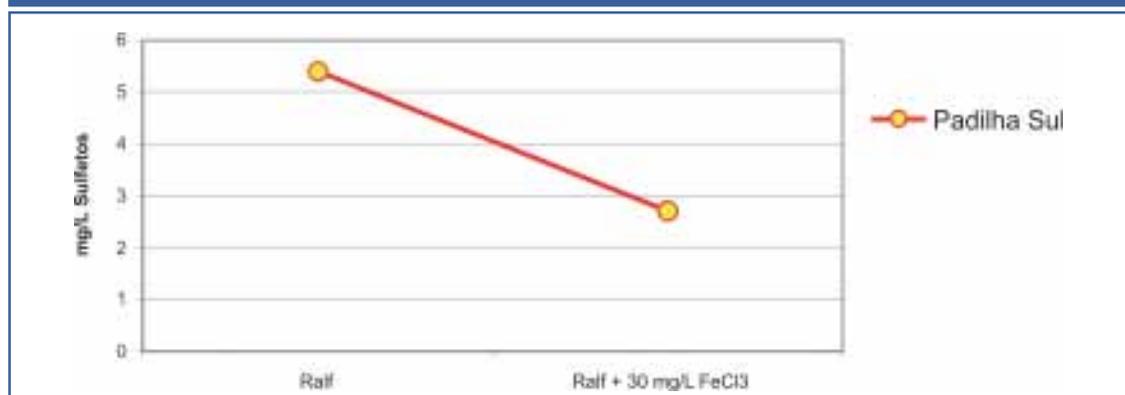


FIGURA 11 - QUANTIDADE DE SULFETOS NAS ETE PADILHA SUL COM APLICAÇÃO DE $FeCl_3$



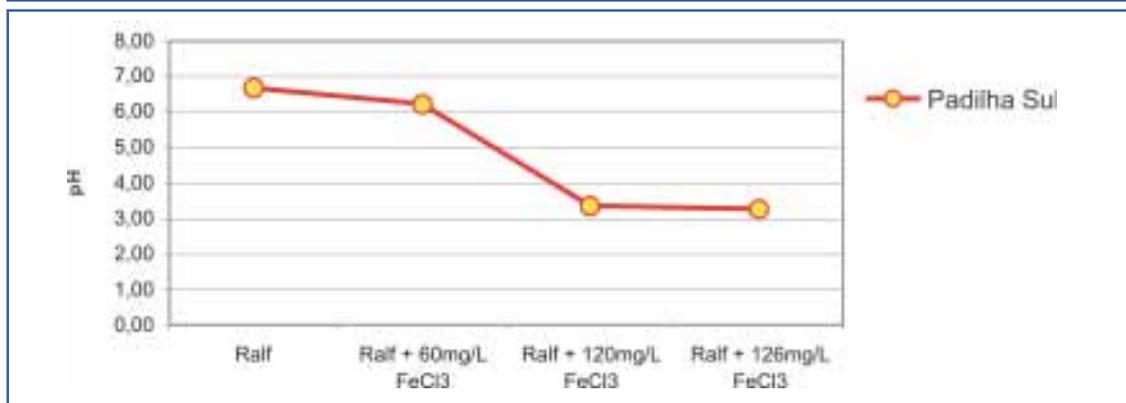
Como pode ser observado, para se ter uma redução significativa que garanta a eliminação do problema de cheiro por gás sulfídrico nas estações, é necessária uma dosagem excessiva de cloreto férrico, algo em torno de 120 mg/L, o que geraria um custo de R\$ $1,02 \times 10^{-4}$ por litro de efluente (cotação: Usma²). O valor aparentemente parece pequeno, mas se calculado

para as vazões das principais ETEs Ralff, ter-se-ia um custo de aproximadamente R\$ 0,20 por segundo (para uma vazão de 1.150L/s). Isto totalizaria em um único dia aproximadamente R\$ 17.000,00, ou R\$ 510.000,00 por mês. Além da inviabilidade devido ao custo, altas dosagens de cloreto férrico acabam por reduzir o pH, conforme figura 12.

altas dosagens de cloreto férrico acabam por reduzir o pH

² Usma – Unidade de Serviços de Materiais da Sanepar.

FIGURA 12 - VARIAÇÃO DE PH EM FUNÇÃO DA DOSAGEM DE $FeCl_3$



Se o pH do meio estiver inferior a 4,5 haverá a suspensão da atividade das bactérias metanogênicas, porém as bactérias acidogênicas, que possuem maior resistência a faixas mais baixas de pH, continuarão a atuar no processo, o que resultará no “azedamento” do conteúdo do reator (CHERNICHARO, 1997).

Dessa forma, a utilização do cloreto férrico possui restrições tanto econômicas quanto técnicas.

Cloração

Pode-se ainda proceder a precipitação química pelo uso de outro oxidante enérgico, como por exemplo o dióxido de cloro, a ozona ou o hipoclorito de sódio.

A fórmula geral para o uso de cloro gasoso ou na forma de hipoclorito em combinação com o gás sulfídrico é a seguinte:



Dentre as três, a alternativa mais barata é a do cloro gasoso, porém seu uso acarreta em inconvenientes operacionais devido à questão de segurança. Para o uso deste material, uma série de procedimentos deve ser observada e seguida cuidadosamente, conforme normas.

Já a aplicação de hipoclorito de sódio ou de cálcio, além de ser também bastante barata em comparação com o cloreto férrico, é mais segura do ponto de vista operacional que o uso do gás cloro. Ensaio laboratoriais com este composto apresentaram os resultados apresentados na tabela 3. As figuras 13 e 14 mostram a quantidade de sulfetos totais com aplicação de cloro ativo. Na figura 15 são mostrados detalhes dos tanques de armazenamento e aplicação de hipoclorito de sódio.

TABELA 3 - CONCENTRAÇÃO DE SULFETOS EM RELAÇÃO À ADIÇÃO DE CLORO

Tipo de Amostra	Amostra	Sem residual Cl^-	Com residual Cl^-
Santa Quitéria 22/10	5,1	4,4	0,5
Santa Quitéria 28/10	2,5	1,3	0,0
Santa Quitéria 29/11	4,5	2,6	0,0
Padilha Sul 30/10	8,0	4,5	0,0
Atuba Sul 30/10	4,0	3,1	0,3
Atuba Sul 17/11	4,3	3,1	0,0
Menino Deus 04/12	5,3	1,3	0,0
Menino Deus 05/12	5,3	1,0	0,0
Padilha Sul 23/12	3,1	0,6	0,0
Atuba Sul 23/12	4,3	3,1	0,0

a aplicação de hipoclorito de sódio ou de cálcio é a alternativa mais barata e segura

FIGURA 13 - QUANTIDADE DE SULFETOS TOTAIS COM APLICAÇÃO DE PRODUTOS COM CLORO ATIVO

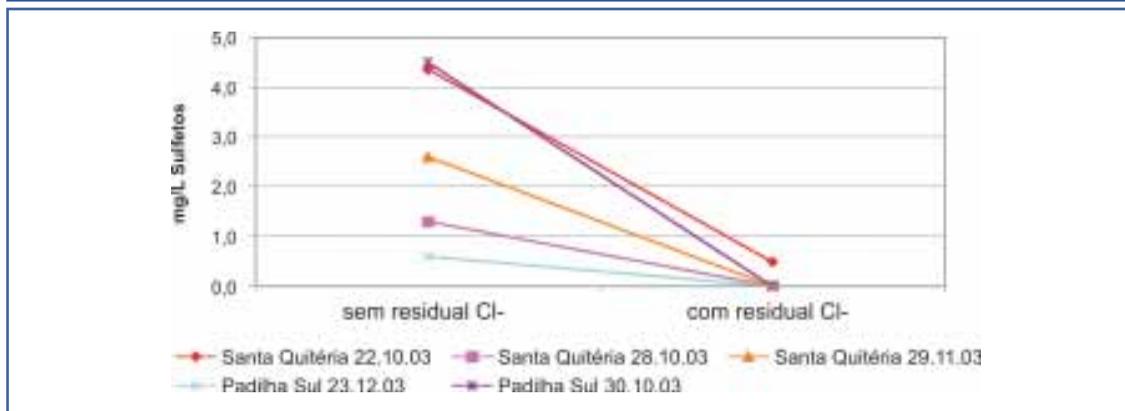


FIGURA 14 - QUANTIDADE DE SULFETOS TOTAIS COM APLICAÇÃO DE PRODUTOS COM CLORO ATIVO

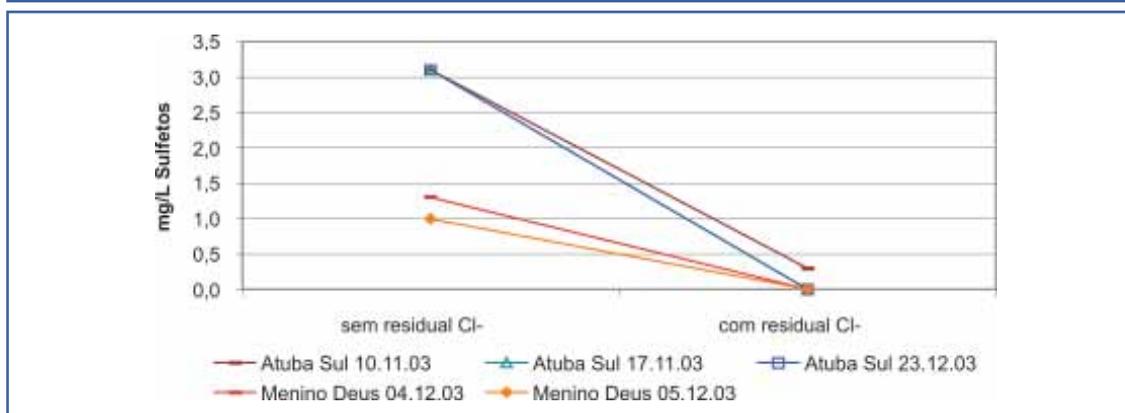
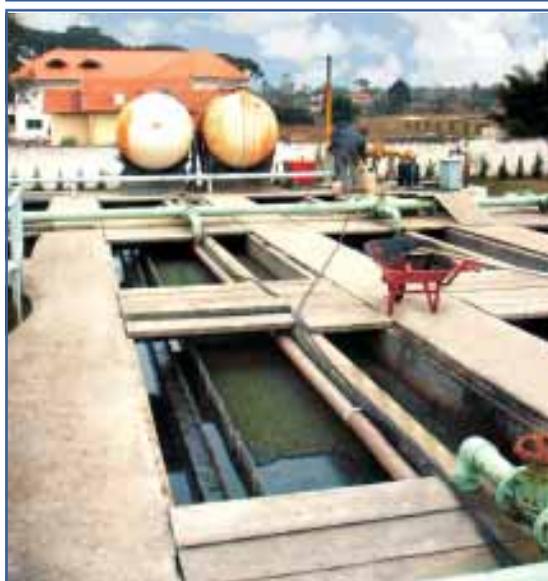


FIGURA 15 - DETALHE DOS TANQUES DE HIPOCLORITO DE SÓDIO DA ETE MENINO DEUS (QUATRO BARRAS, PR)



Conclusão

Após os estudos preliminares, tendo sido realizados os ensaios necessários, tem-se as seguintes conclusões:

- Pode-se diminuir a emissão de gás sulfídrico reduzindo a concentração de compostos derivados de enxofre no esgoto afluente, porém isso usualmente não é possível;

- Pode-se diminuir a emissão de gás sulfídrico elevando o pH ou a alcalinidade no reator, porém isso não é recomendável por motivos já explícitos neste material (método utilizado em curtumes);

- Pode-se diminuir a emissão de gás sulfídrico diminuindo a temperatura do esgoto, porém isto não é viável;

- A emissão de gás sulfídrico se dá em dois pontos no tratamento anaeróbio: na saída do sistema coletor de gases, ou ao longo do trajeto

a emissão de gás sulfídrico se dá em dois pontos no tratamento anaeróbio



dos gases do reator até o queimador; e juntamente com o efluente, por meio da dissociação (para gás sulfídrico) dos sulfetos combinados presentes no efluente e que se somam ao gás sulfídrico livre. Pela lei de Henry, o gás sulfídrico dissolvido é disperso para a atmosfera;

- Pode ser feito o controle da emissão de gás sulfídrico na linha dos coletores de gás por meio de adsorção deste com carvão ativado ou absorção em solvente pouco volátil, ou ainda por meio de filtro biológico em torres ou solução aquosa, e ainda por precipitação química, como ocorre nos filtros de esponja de aço oxidada;

- Pode ser feito o controle da emissão de gás sulfídrico com pós-tratamento do efluente do reator, por meio de oxidação enérgica com produtos químicos (como ácido hipocloroso, peróxido de hidrogênio, ozônio, etc), gerando um precipitado de enxofre elementar que fica retido no meio líquido;

- A cobertura do reator e a captação submersa do efluente (sem turbulência) são alternativas para o controle da exalação de maus odores a partir do efluente. Nesses casos o gás emitido passa por um tratamento.

Já encontrada a melhor alternativa para a redução de maus odores das ETEs com tratamento anaeróbio tipo Ralf, começou a ser aplicado em escala real o produto hipoclorito de sódio. A quantidade dosada varia em função da quantidade de sulfetos presentes no esgoto à montante do ponto de aplicação. De uma forma geral, a quantidade aplicada varia de 7 a 20 ppm de cloro ativo por litro de efluente. Decorridos aproximadamente 30 dias da inserção do produto no sistema, o monitoramento indicou o de-

sempenho apresentado na tabela 4.

Como pode ser observado, a aplicação de hipoclorito de sódio para a redução de níveis de gás sulfídrico disperso no ar foi bem-sucedida (medição através de detectores de H₂S, figura 16). Análises laboratoriais indicaram a redução significativa de coliformes e ainda a não-existência de compostos organoclorados e cloraminas para a quantidade dosada do produto.

FIGURA 16 - DETECTOR PORTÁTIL DE GÁS SULFÍDRICO



a quantidade dosada varia em função da quantidade de sulfetos presentes no esgoto à montante do ponto de aplicação

TABELA 4 - RESULTADOS ANALÍTICOS

ETE Menino Deus (Quatro Barras)	Data	03.02.04	Amostragem	Pontual
	Sulfetos (mg/L)	Coliformes Totais	Coliformes Fecais	THM's (µg/L)
Montante Aplicação	2,0	4.200.000	1.950.000	0,0
Jusante Aplicação	0,4	<25.000	<25.000	0,0
ETE Menino Deus (Quatro Barras)	Data	04.02.03	Amostragem	Pontual
	Sulfetos (mg/L)	Coliformes Totais	Coliformes Fecais	THM's (µg/L)
Montante Aplicação	2,4	4.200.000	1.950.000	0,0
Jusante Aplicação	0,6	<25.000	<25.000	0,0

Existem muitas alternativas para a solução do problema de maus odores decorrentes do processo anaeróbio de tratamento, como nos Ralfs. A maioria delas não é viável tecnicamente, como no caso daquelas em que se aplicam a seleção ou pré-tratamento dos esgotos recebidos. Dentre as alternativas tecnicamente possíveis, buscou-se a que representasse o menor custo operacional, dentro do conceito de racionalização de recursos, fundamental para qualquer empresa e sobretudo para a Sanepar, por se tratar de uma empresa social de utilidade pública, onde todos os esforços devem ser conduzidos para a melhoria dos processos sem onerar os acionistas e clientes.

O uso do hipoclorito de sódio (ou de cálcio, dependendo do custo, variante do fornecedor e custo do transporte) mostrou ser a melhor alternativa a ser empregada nas ETEs relativamente menores.

A cloração de esgotos é uma técnica largamente experimentada, comprovada tanto na teoria (já estudada por KARL IMHOFF e apresentada no Manual de Águas Residuárias em 1906) como na prática, tendo seu uso difundido desde a década de 30.

Na Sanepar foi utilizado esse processo em Londrina, em 1964 para desinfecção de efluentes. Apesar dos riscos, é viável desde que sejam observados os procedimentos de segurança, como acontece nas estações de tratamento de água.

O monitoramento dos resultados da aplicação de hipoclorito em escala real indicou uma redução significativa de sulfetos livres, de 2,0 e 2,4 para 0,4 a 0,6, e também redução nos valores de coliformes, não chegando a ser tão importantes como meta para o tratamento de esgotos, mas que indicam a ocorrência de desinfecção do efluente.

A principal preocupação, e principal inconveniente apontado por alguns especialistas, especialmente da área ambiental, contra a cloração de efluentes, tinha sido com respeito à formação de compostos organo-clorados, elementos apontados como nocivos à saúde humana por possuírem potencial carcinogênico. Dessa forma, para afastar tais suspeitas, análises foram realizadas para se detectar a for-

mação dos THMs (trihalometanos). Os resultados encontrados não apontaram a formação de THMs nas amostras com dosagem até 25ppm de cloro ativo. Isso se explica pela alta reatividade do hipoclorito com os sulfetos em relação à baixa reatividade com compostos orgânicos.

Deve-se frisar que o objetivo de tal aplicação é a redução de maus odores oriundos da emissão de gás sulfídrico, através da reação química para oxidação enérgica e instantânea dos sulfetos, de modo a fixar o enxofre inodoro e não-volátil no efluente, e assim reduzindo o potencial do gás sulfídrico de se dispersar no ar. Quando introduzido no esgoto, o cloro ataca preferencialmente os compostos sulfurados. Somente com uma quantidade superior à estequiométrica necessária para reagir com todos os compostos mais reativos, como o gás sulfídrico e os sulfetos, e alguns íons metálicos no estado reduzido, como ferroso, é que o cloro irá reagir com outros compostos oxidáveis, começando, por sua vez com os nitrogenados. Assim, somente uma quantidade excessiva de cloro ou hipoclorito (ácido hipocloroso) poderia fazer este reagir com a matéria orgânica, absolutamente mais estável que os compostos sulfurados e nitrogenados, para então ocorrer a formação de trihalometanos.

Aplicar, portanto, uma quantidade excessiva de cloro aos efluentes (como na cloração total dos efluentes) foge totalmente ao objetivo da operação, por ser um desperdício de tempo e de produto, uma vez que se objetiva apenas reduzir a concentração do gás sulfídrico a teores muito baixos e não eliminá-lo totalmente. Isto aumenta ainda mais a margem de segurança para a não-formação de organo-clorados no efluente.

Este trabalho buscou fundamentar as ações de controle de maus odores nas estações de tratamento anaeróbio, tipo Ralf, procurando tornar-se uma referência teórico-metodológica para a referida atividade. A efetivação dessa tecnologia certamente irá contribuir para a melhoria dos processos de prestação de serviços aos clientes, tendo como foco a melhoria da qualidade de vida da população, sempre uma meta da Sanepar.

o uso do hipoclorito de sódio mostrou ser a melhor alternativa a ser empregada nas ETEs relativamente menores



Referências

IMHOFF, Karl; - *Manual de Tratamento de Águas Residuárias* – 26ª ed., Editora Edgard Blüncher Ltda, São Paulo, 1986.

LUBBERDING, H. J. – *Applied anaerobic digestion* – Wageningen Agricultural University – Wageningen, 1995.

CHERNICHARO, C. A. L. – *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Reatores Anaeróbios* – 2ª ed. – DESA – Belo Horizonte, 1997.

BARRIGA, L. H. M. – *El efecto de la humedad em la remocion del H₂S utilizando un filtro de compost* . Dissertação de Mestrado – Universidad del Valle – Cali, 1997.

STANDARD Methods for the Examination of Water and Wastewater – 19ª ed. – APHA – Washington DC, 1995.

GOVERNMENT OF NEW FOUNDLAND & LABRADOR, CANADÁ, MINISTER OF ENVIRONMENT AND CONSERVATION - DEPARTMENT OF ENVIRONMENT - Disinfection using chlorine – Chapter 2 - <http://www.google.com.br/search?q=cache:IKXmhUkhq-EJ:www.gov.nf.ca/env/Env/waterres/CWWS/Chlorination/pot2.pdf+Hydrogen+sulphide+reaction+with+chlorination&hl=pt-BR&ie=UTF-8>

Agradecimentos

Lina Amely Jagher Lopes, Alexander Wesley Lermen, Vanessa Galperin, Edgard Faust Filho, Daniel Francisco Gonçalves e aos operadores da Useg que ajudaram a desenvolver e atuam até hoje no projeto.

Autores

Haroldo Benedito Alves, técnico químico industrial, formado na Escola da Qualidade da PUC e graduando em Comércio Exterior pelo Celinter, técnico da Gestão de Apoio Técnico Industrial na Useg, Sanepar.

Gil Alceu Mochida, engenheiro civil, coordenador industrial na Useg, Sanepar.

Gilmar Javorski Gomes da Cruz, técnico químico, químico industrial, atua como químico analítico na Usav, Sanepar.

Murilo Duma, técnico químico, engenheiro químico, atua como técnico da Gestão de Apoio Técnico Industrial na Useg, Sanepar.

Celso Savelli Gomes (orientador), engenheiro civil, M.Sc. em Engenharia pela Universidade da Califórnia, Berkeley, EUA, 1978, engenheiro e pesquisador da Sanepar, prof. de Projeto de Obras Sanitárias e Obras Sanitárias da Universidade Federal do Paraná desde 1979, atua na Uspe, Sanepar.

os resultados encontrados não apontaram a formação de THMs nas amostras com dosagem até 25ppm de cloro ativo



Variabilidade temporal de fósforo e dos elementos K, Ca, Mg e Na em água e sedimento no Reservatório Iraí, Pinhais-PR, Brasil



Charles Carneiro
Eduardo S. Pegorini
Cleverson V. Andreoli
Nayana Grasielle M. Silva

Variability in time, of phosphorus and K, Ca, Mg and Na in the water and sediment at the Iraí Reservoir, Pinhais-PR, Brazil

Resumo

Este trabalho tem por objetivo analisar o comportamento dos elementos P, K, Ca, Mg e Na em água e sedimento no reservatório Iraí, localizado em Pinhais-PR, responsável direto pelo abastecimento de 24% de Curitiba e Região Metropolitana. Também foram analisados parâmetros auxiliares como pH e carbono orgânico. Foram realizadas amostragens mensais entre maio de 2002 e abril de 2003, em quatro pontos no reservatório, e em outros dois à jusante deste. Os dados foram analisados estatisticamente, através de diagramas de dispersão e correlações. Para P-total em água foram observados valores superiores a $30 \mu\text{g l}^{-1}$ durante praticamente todo o ano, caracterizando um elevado nível de trofia no reservatório. No sedimento, foram observados teores de P-total semelhantes aos de outros reservatórios brasileiros mais estabilizados, o que é preocupante em razão do pouco tempo de enchimento do reservatório. Os teores médios de K, Mg e Ca em água estiveram relativamente acima de teores observados em outros reservatórios, entretanto, dentro de valores considerados normais. Foram observados teores de C orgânico ($\bar{x} = 60 \text{ g kg}^{-1}$) mais elevados no centro do reservatório, embora não tenha sido observada interferência efetiva nos teores trocáveis de K, Ca e Mg.

Palavras-chave: eutrofização, fósforo, sedimento, cátions.

Abstract

This paper aims at analyzing the behavior of elements P, K, Ca, Mg and Na in water and sediment at the Iraí reservoir, located in -PR, which directly supplies 24% of Curitiba and Metropolitan Area. Supplementary parameters, C and pH, were also analyzed. Monthly samples were taken between May 2002 and April 2003, at four points at reservoir, and at two other downstream points. Data were statistically analyzed through dispersion diagrams and correlations. For total-P in water, values higher than $30 \mu\text{g l}^{-1}$ were observed almost all collects, showing a high trophic level at reservoir. In the sediment, total-P contents were similar to those founded in other more stable Brazilian reservoirs, which is of some concern due to the reservoir's short filling time. Average content of K, Mg and Ca in water were relatively above the amounts observed in other reservoirs, however, within normal levels considered. Higher organic C values ($\bar{x} = 60 \text{ g kg}^{-1}$) were seen in the center of the reservoir, although no effective interference hasn't been observed in exchangeable K, Ca and Mg amounts.

o reservatório é responsável direto pelo abastecimento de 24% de Curitiba e Região Metropolitana



Keys words: eutrophication, phosphorus, sediment, cations

Introdução

O Reservatório Iraí é responsável direto por 24% do abastecimento público de água da Região Metropolitana de Curitiba e integra o Complexo Altíssimo Iguaçu, que representa 70% de todo o fornecimento regional. Este reservatório apresenta características morfométricas que favorecem o processo de eutrofização como baixa profundidade média, grande tempo de residência da água (em média 1 ano), extenso espelho d'água e, ainda, o recebimento de alta carga organo-mineral. Como consequência, o reservatório tem apresentado ocorrências freqüentes de superpopulações de algas. Este fato, aliado à preocupação com a qualidade hídrica, fez com que estudos mais profundos no reservatório e entorno se tornassem imprescindíveis para a conservação e melhoria do manancial.

Eutrofização é o termo utilizado para designar o enriquecimento de nutrientes em um corpo d'água, principalmente fósforo e nitrogênio (ESTEVES, 1998). Os elementos K, Ca, Mg e Na são importantes para a regulação dos processos fisiológicos dos seres vivos do ambiente aquático, influenciando também a produtividade global destes ecossistemas.

O principal objetivo deste trabalho foi avaliar a variabilidade temporal do P, K, Ca, Mg e Na em água e sedimento de fundo do reservatório Iraí, uma vez que são fatores importantes na dinâmica deste ecossistema. Também foram avaliados o pH da água e a concentração de carbono orgânico (C) do sedimento.

Este estudo faz parte do Projeto Interdisciplinar de Pesquisa em Eutrofização de Águas de Abastecimento Público na Bacia do Altíssimo Iguaçu.

Revisão bibliográfica

A eutrofização de lagos é um processo natural e lento que pode ser acelerado por ações antrópicas como descargas de efluentes domésticos, descargas industriais e atividades agrícolas

desenvolvidas na bacia contribuinte, entre outras. A eutrofização causa profundas mudanças qualitativas e quantitativas no meio aquático e aumento da produtividade, podendo comprometer significativamente a qualidade de suas águas e a dinâmica do ecossistema (ESTEVES, 1998).

Embora a eutrofização seja caracterizada pelo excesso de nitrogênio e/ou de fósforo, o fósforo caracteriza-se como o principal elemento, uma vez que é o principal fator limitante ao desenvolvimento de algas na maioria dos ecossistemas, já que algumas espécies de algas têm a habilidade de fixar o nitrogênio diretamente da atmosfera. A concentração de fósforo é freqüentemente utilizada para se determinar estágios de trofia em corpos d'água (VOLLENWEIDER, 1968), entretanto é importante salientar a dificuldade ao se generalizar dados a diferentes corpos d'água (VON SPERLING, 1996). Os níveis de trofismo em ecossistemas aquáticos e as principais características destes ambientes estão listadas no quadro 1.

A concentração de cátions determina a salinidade e a condutividade elétrica, as quais podem afetar diretamente a vida nestes ambientes. Variações temporais na salinidade interferem na osmorregulação dos organismos presentes no meio. A salinidade afeta também a densidade da água, cuja alteração interfere na dinâmica de distribuição de nutrientes e compostos orgânicos na coluna d'água, já que a estratificação é função da densidade. Vários fatores determinam a composição catiônica dos meios aquáticos, entre eles: a geologia da área de drenagem da bacia contribuinte, a geologia da base do reservatório, o regime de chuvas, contribuições por uso agrícola, esgotos clandestinos, efluentes industriais, entre outros (ESTEVES, 1998; VON SPERLING, 1996).

A concentração dos elementos químicos presentes na coluna d'água também é fortemente influenciada pela composição do sedimento de fundo. É neste compartimento que ocorre a maioria das reações físico-químicas e biológicas nos reservatórios, podendo ser uma fonte significativa no aporte de nutrientes para o meio líquido (ESTEVES, 1998). Este processo é influenciado pela concentração dos elementos químicos na água intersticial. A água intersticial promove trocas de

o reservatório Iraí apresenta características morfométricas que favorecem o processo de eutrofização e florações algais

QUADRO 1 - CARACTERIZAÇÃO TRÓFICA DE LAGOS E RESERVATÓRIOS

Item	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
Concentração de cianofíceas	Reduzida	Reduzida	Variável	Elevada	Bastante elevada
Dinâmica de produção	Bastante reduzida	Reduzida	Média	Elevada	Elevada e instável
Biomassa	Bastante reduzida	Reduzida	Média	Elevada	Bastante elevada
Macrófitas	Reduzida ou ausente	Reduzida	Variável	Elevada ou reduzida	Reduzida
Dinâmica de oxigênio (epilímio)	Geralmente saturado	Geralmente saturado	Variável próximo à supersaturação	Geralmente supersaturado	Instável
Dinâmica de oxigênio (hipolímio)	Geralmente saturado	Geralmente saturado	Abaixo da saturação	Abaixo da saturação ou ausente	Instável
Grau de prejuízo aos vários usos	Reduzido	Reduzido	Variável	Elevado	Bastante elevado
Concentração de fósforo total ($\mu\text{g l}^{-1}$)	< 5	5 - 10	10 - 30	30 - 100	> 100

FONTE: Adaptado de Vollenweider, 1968.

nutrientes com a coluna d'água, em razão da formação de gradientes de concentração entre estes compartimentos (PARTHENIADES, 1992), contribuindo no aporte de nutrientes para a coluna d'água.

Materiais e métodos

Caracterização da área de estudo

O reservatório encontra-se na Bacia Sedimentar de Curitiba, Formação Guabirotuba, consistindo essencialmente de depósitos holocênicos pouco consolidados, litologicamente constituídos de argilito, arcócio e, secundariamente, de depósitos rudáceos e margas, caracterizando-se por vertentes alongadas e baixa densidade de drenagem. Os principais tributários do Reservatório Iraí são os rios Canguiri, Timbu, Cercado e Curralinho.

Os solos da área do reservatório são tipicamente organossolos e gleissolos, tanto em relevo plano como em aluviões no entorno, ocorrendo em algumas extensões cambissolos húmicos, gleicos ou típicos.

Rede amostral

O material analisado foi coletado mensalmente no reservatório Iraí entre maio de 2002 e abril de 2003. As amostragens mensais de água e sedimento foram realizadas em quatro pontos do reservatório e dois pontos à jusante da barragem (figura 1).

PC 509 “MEIO”: ponto de convergência dos tributários, objetiva caracterizar a influência direta dos quatro contribuintes principais do reservatório. Tem aproximadamente 4 m de profundidade.

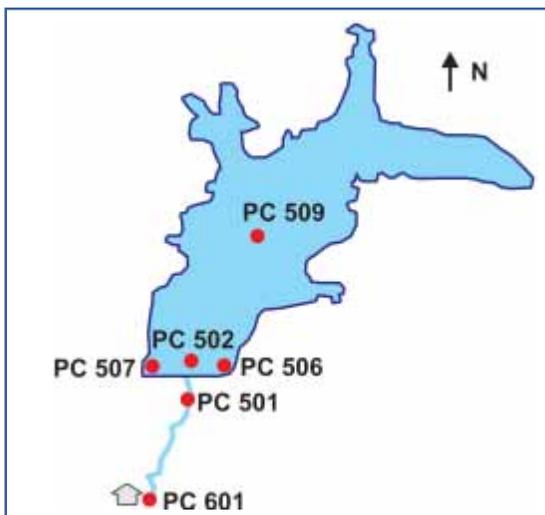
PC 506 “CAIS”: margem direita do reservatório, onde ocorre grande movimentação de transeuntes e barcos. Apresenta profundidade aproximada de 1,5 m, caracterizando 40% da área da represa.

PC 507 “ÁRVORE”: margem esquerda do reservatório, região de ambiente lântico e com profundidade de 10 m. Neste ponto as florações acumulam-se devido, principalmente, à ação dos ventos predominantes.

o fósforo caracteriza-se como o principal elemento limitante ao desenvolvimento de algas



FIGURA 1 - PONTOS DE COLETA DAS AMOSTRAS



PC 502 “TULIPA”: vertedouro da represa. Apresenta profundidade média de 11 m.

PC 501 “CANAL”: externo ao reservatório, dista cerca de 100 m do extravasor, apresenta cerca de 2 m de profundidade.

PC 601 “ETA”: entrada do canal de captação de água bruta na ETA Iraí. Sofre influência das bacias incrementais, e tem profundidade média de 2 m.

Para a amostragem do material de fundo foi utilizada draga uma WILDCO® 6", que se caracteriza por coletar o sedimento superficial ($\cong 10$ cm). Concomitantemente, foram coletadas amostras de águas superficiais ($\cong 20$ cm).

Os parâmetros analisados foram: teores extraíveis de fósforo (P) em sedimento através do extrator Mehlich-1 e determinação por colorimetria, teores trocáveis de K e Na, em sedimento através da extração em Mehlich-1 e determinação por fotometria de chama, e de Ca e Mg, através da extração em KCl 1 mol l⁻¹ e determinação por titulometria (PAVAN et al., 1992). Também foram determinados os teores totais destes elementos no sedimento e em água, utilizando a digestão multi-ácida HCl, HNO₃, e HClO₄ e determinação em ICP/AES (JONES & CASE, 1990). Como parâmetros auxiliares

foram determinados o PH (CaCl₂) e o C (digestão seca) (PAVAN et al., 1992). Complementarmente no sedimento foi realizada análise mineralógica do solo do entorno através de difratometria de raios-X com auxílio do programa "X'Pert HighScore" para interpretação dos resultados. Os dados foram analisados estatisticamente através de diagramas de dispersão e correlações.

Resultados e discussão

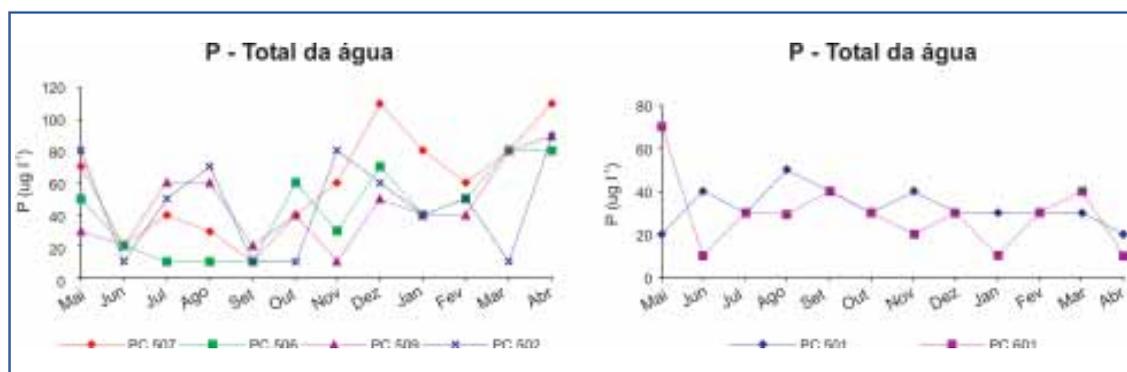
Fósforo

A figura 2 apresenta os teores totais de P em água nos pontos amostrais. Observa-se que aproximadamente 70% das amostragens apresentaram valores superiores a 30 $\mu\text{g l}^{-1}$ de fósforo total na água (P-total-ag), caracterizando-o como ambiente eutrófico (VOLLENWEIDER, 1968; ESTEVES, 1988). BOLLMANN (dados não publicados) obteve, para amostras em profundidade no ponto PC 502 no mesmo período, valores na ordem de 500 $\mu\text{g l}^{-1}$, mostrando uma diferença significativa entre as concentrações de P-total nas amostras superficiais e de subsuperfície. Este trabalho analisou apenas amostras superficiais da coluna d'água onde os teores de P-total efetivamente foram menores, evidenciando seu elevado grau de trofismo.

Observando os dados pluviométricos (figura 3-a) verificou-se que o aumento nos índices de precipitação para os meses mais quentes não ocasionou acréscimos proporcionais nos teores de P em água. O aumento nas taxas de escoamento superficiais e subsuperficiais na bacia poderia promover maior arraste de nutrientes. Nestes meses também é maior a demanda de água e a produção de esgoto, como mostra a figura 3-b. Os teores de P-total-ag para os pontos externos ao reservatório apresentaram-se próximos aos teores observados no interior do reservatório, e relativamente estáveis, como mostra a figura 2-b, demonstrando que a contribuição das bacias incrementais entre a saída do reservatório e a captação pouco interfere nos teores de P-total-ag, observando ainda algum efeito de diluição entre os pontos.

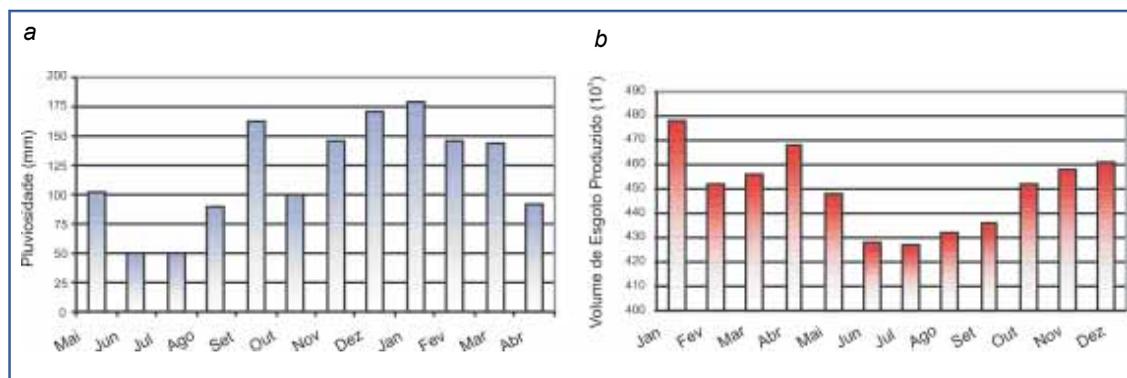
70% das amostragens apresentaram valores superiores a 30 $\mu\text{g l}^{-1}$ de fósforo total na água

FIGURA 2 – TEORES DE P-TOTAL EM ÁGUA PARA OS DIFERENTES PONTOS DE COLETA (A) NO RESERVATORIO E (B) À JUSANTE – 2002/2003



NOTA: NT – Nível trófico (30 µg l⁻¹).

FIGURA 3 – PRECIPITAÇÃO E PRODUÇÃO MÉDIA DE ESGOTO NA BACIA DE CONTRIBUIÇÃO DO RESERVATÓRIO DURANTE O PERÍODO DE MONITORAMENTO (2002/2003)



FONTE: Instituto Tecnológico (Simepar), Companhia de Saneamento do Paraná (Sanepar).

Os valores de fósforo total em sedimento (P-total-sed) foram semelhantes aos encontrados em sedimentos de outros reservatórios brasileiros mais estabilizados (SILVA et al, 2001 e SANTOS, 2003), o que é preocupante em razão do pouco tempo de enchimento do reservatório Iraí. Isto ocorreu, provavelmente, por se tratar de um reservatório recente e bastante extenso, verificando-se pouco acúmulo de sedimento de fundo, no entanto, com tendência de potencialização do problema nos anos seguintes. Estes teores não apresentaram um comportamento definido, como mostra a figura 4-a, sugerindo que o sedimento está ainda em processo de formação.

O ponto PC 509 apresentou teores de P-

total-sed relativamente superiores aos demais para a maioria dos meses (figura 4-a). Este ponto encontra-se mais próximo da congruência dos tributários com o reservatório, além de apresentar resíduos vegetais ainda em processo de decomposição. O pouco tempo de enchimento do reservatório e a hidrodinâmica do fundo também contribuem para o aumento destes teores. Através da simulação hidrodinâmica em profundidade (com incidência de vento leste a 2 m s⁻¹ – comum na região) é possível verificar que o forçante do fluxo não segue, necessariamente, a direção do canal de saída da represa, fazendo com que a movimentação do sedimento e compostos solubilizados no ponto 509 não tomem a direção do fluxo de saída ou tenham sua saída

os teores de fósforo total em sedimento foram semelhantes aos encontrados em outros reservatórios mais estabilizados

retardada. Nas figuras 5-a e 5-b, é possível verificar que a água se movimenta ciclicamente no reservatório, influenciada pela direção e intensidade dos ventos e pelo forçante hidrodinâmico dos tributários.

Na figura 4-b, observam-se maiores teores de fósforo extraível no sedimento (P-extr-sed) nos pontos PC 506 e PC 509, provavelmente em razão do maior teor de argila nestes pontos. Assim, o incremento no ponto PC 509 pode ser explicado pelo aumento do índice pluviométrico e da produção de esgoto nos meses mais quentes e também pelo elevado teor de argila no seu sedimento (41%). O ponto PC 506 apresentou 17% de argila no sedimento, no

entanto, também com valores elevados de P. São necessários estudos subseqüentes para melhor caracterização da dinâmica neste ponto.

Cátions

Os resultados da avaliação de teores de cátions na água e no sedimento são apresentados na figura 6. Foram observados altos teores de K total no sedimento (K-total-sed) nos primeiros seis meses de monitoramento, que pode ser explicado parcialmente por (i) composição do material litológico com predomínio de microclínio, que possui K em sua constituição e (ii) variabilidade observada na coleta, caracterizada pela amostragem de maiores volumes de

FIGURA 4 - TEORES DE P-TOTAL (A) E P-EXTR NO SEDIMENTO (B) PARA OS DIFERENTES PONTOS DE COLETA - RESERVATÓRIO IRAÍ - 2002/2003

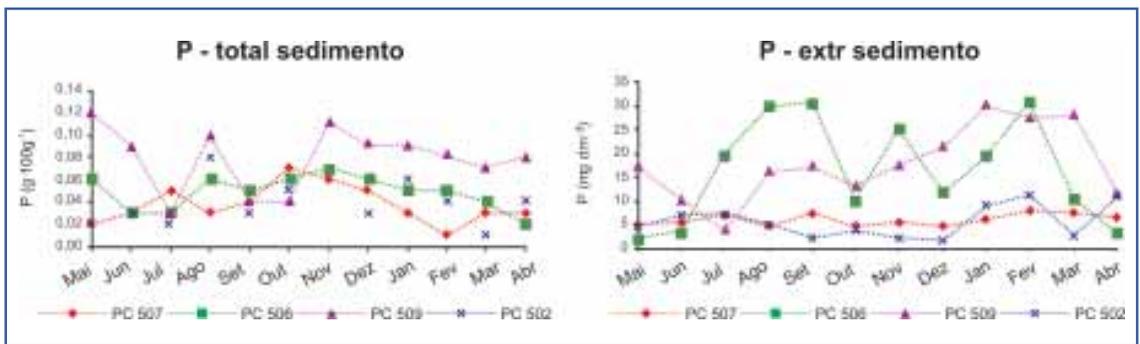
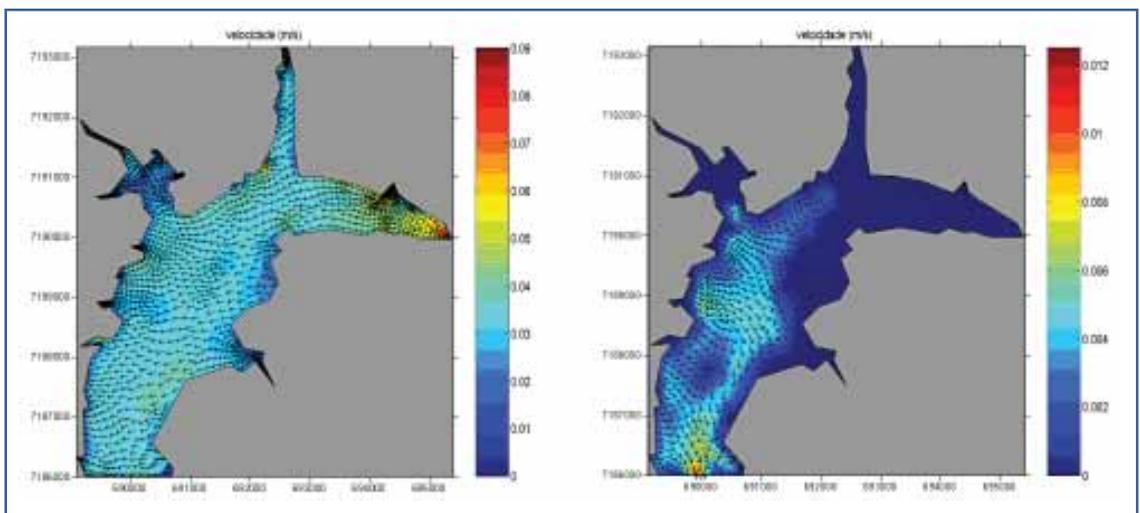


FIGURA 5 - SIMULAÇÃO HIDRODINÂMICA EM SUPERFÍCIE (A) E EM PROFUNDIDADE (B) NO RESERVATÓRIO IRAÍ (VENTO LESTE 2 M S⁻¹)

o forçante do fluxo não segue, necessariamente, a direção do canal de saída da represa



Fonte: Reksidler et al, 2003.

solo em relação ao sedimento nas amostragens iniciais. Esta variação foi comum em todos os pontos amostrais e acompanhada por uma tendência semelhante dos teores de Na, embora com teores relativamente menores. A presença de albita sódica no solo base, mineral do grupo dos feldspatos, assim como de microclínio, pode explicar parcialmente estes valores para Na. A ocorrência conjunta destes minerais é também sugerida pela alta correlação K x Na ($r = 0,72$). Para K trocável no sedimento (K-troc-sed) foram observados teores reduzidos e relativamente estáveis (figura 6-b), provavelmente devido à alta solubilidade do elemento, que facilita seu deslocamento do sedimento para a coluna d'água.

Quanto ao C-org, foram observados teores mais elevados no ponto PC 509, provavelmente em razão da presença de material residual. Os restos de vegetais em decomposição promovem a retenção de outros materiais que adentram o reservatório, via tributários, formando barreiras físicas que favorecem a sedimentação, o que também contribui para a elevação do C-org. Não foram observadas evidências de interferência nos teores de K, Ca e Mg (Figura 6-b).

Os valores médios em água dos cátions K ($1,69 \text{ mg l}^{-1}$), Mg ($1,62 \text{ mg l}^{-1}$) e Na ($3,20 \text{ mg l}^{-1}$) encontraram-se relativamente acima de valores observados em outros reservatórios brasileiros (ESTEVES, 1998), porém dentro de valores considerados normais. Provavelmente, estes valores foram influenciados por contribuições mineralógicas e fontes antrópicas como a agricultura e esgoto clandestino.

A tabela 1 mostra a matriz de correlações entre os elementos Ca, K, Mg e Na. Merecem

destaque as relações K x Na em água e sedimento ($r = 0,72$ e $r = 0,90$, respectivamente) e Ca x Mg no sedimento ($r = 0,70$), esperadas devido às características comportamentais semelhantes destes cátions. O Na-total-sed apresentou correlações com todos os cátions testados. Foi observada ainda uma correlação significativa entre o pH e Ca, já esperada, visto que o Ca interfere no pH de meios aquáticos. Para o C-org, não foram observadas relações significativas.

Conclusão

O reservatório do Iraí caracterizou-se como eutrófico na maior parte do ano. Mais de 70% das amostras apresentaram valores de P-total-ag superiores a 30 mg l^{-1} .

Nos pontos externos ao reservatório, a análise do P-total-ag mostrou contribuição pouco significativa de P das bacias incrementais entre a saída de água do reservatório e a captação.

P total e extraível no sedimento apresentaram uma grande variabilidade espacial no reservatório. A existência de resíduos vegetais, provavelmente, afetou a concentração de P-total e C-org no sedimento. Os fortes hidrodinâmicos exercem uma significativa influência sobre a concentração dos elementos e movimentação do sedimento.

O material litológico composto por microclínio teve influência sobre os teores de K-total e Na-total no sedimento. Os baixos teores de K trocável no sedimento foram atribuídos à alta solubilidade do elemento.

Os valores médios em água dos cátions K ($1,69 \text{ mg l}^{-1}$), Mg ($1,62 \text{ mg l}^{-1}$) e Na ($3,20 \text{ mg l}^{-1}$)

os elementos K, Mg e Na encontram-se acima de valores observados em outros reservatórios brasileiros

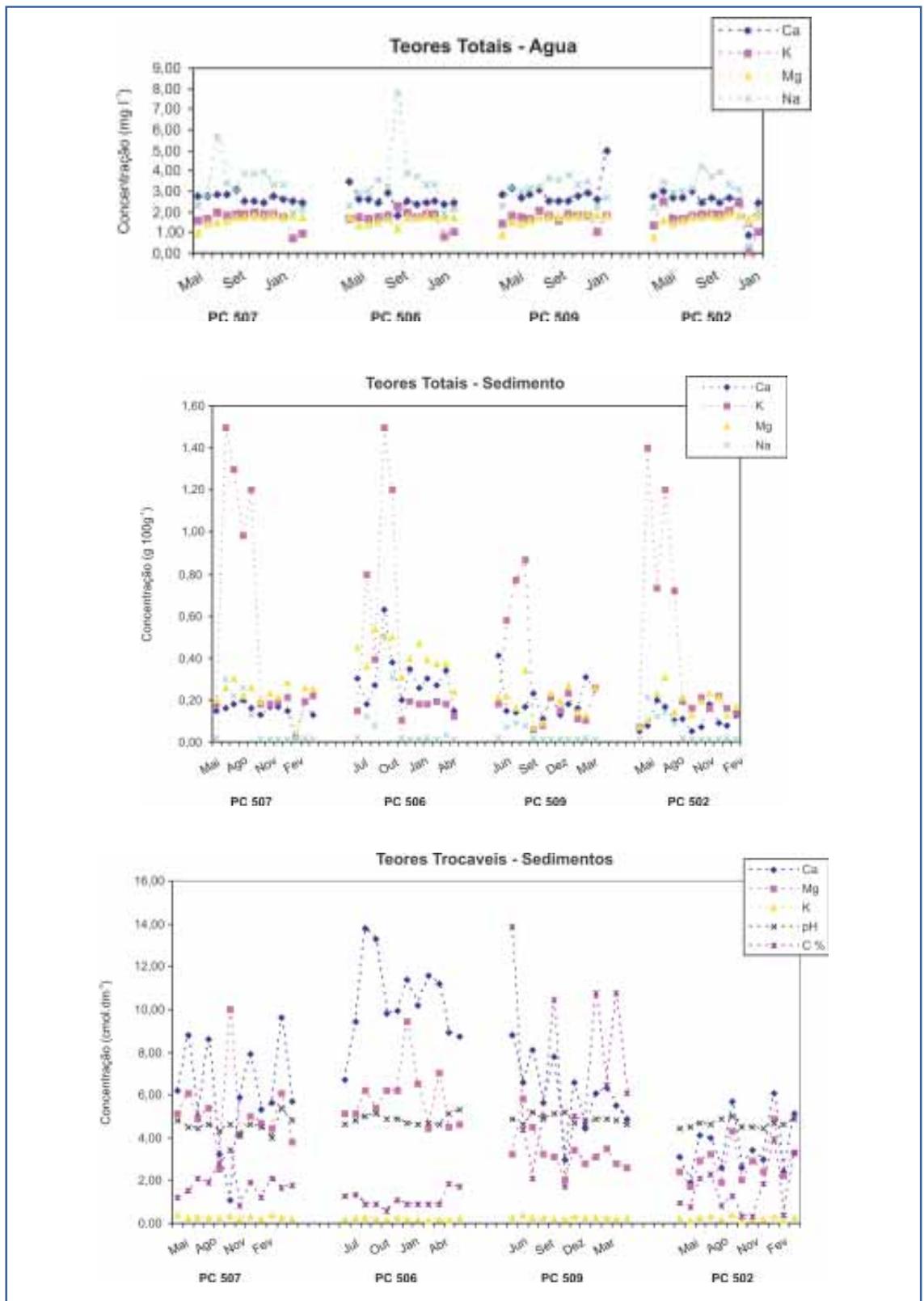


TABELA 1 - MATRIZ DE CORRELAÇÕES PARA CA, K, MG E NA - RESERVATÓRIO IRAÍ - 2002/2003

Sedimento (teor total)						Água (teor total)					Sedimento (teor trocável)				
	Ca	K	Mg	Na	pH		Ca	K	Mg	Na		Ca	Mg	K	C
Ca	1					Ca					Ca	1			
K	0,21	1				K	0,37	1			Mg	0,57	1		
Mg	0,70	0,28	1			Mg	0,02	0,01	1		K	-0,08	0,24	1	
Na	0,44	0,90	0,36	1		Na	-0,01	0,72	-0,03	1	C	-0,04	-0,24	0,15	1
PH	0,33	-0,07	0,18	0,04	1						pH	0,39	0,08	-0,15	0,19

Nota: Significância 0,29 ($P_{0,05}$).

FIGURA 6 - TEORES DE K, CA, MG, NA E C NA ÁGUA E NO SEDIMENTO E PH - RESERVATÓRIO IRAÍ - 2002/2003



os teores de P, K, Ca e Mg são significativamente influenciados por contribuições mineralógicas, agricultura e esgoto clandestino



l¹) encontram-se relativamente acima de valores observados em outros reservatórios brasileiros, porém, dentro de valores considerados normais.

Foram observadas correlações significativas em água e sedimento para Na x K e Ca x Mg. Somente o cálcio apresentou correlação com o pH, visto que o Ca tem influência sobre o pH do meio aquático. O C orgânico não apresentou correlações significativas com nenhum dos elementos analisados.

Referências

ESTEVES, F. **Fundamentos de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

JONES JR, J. B.; CASE, V. W. Sampling, handling, and analyzing plant tissue samples. In: WESTERMAN, R. L. et al. (Ed.). **Soil testing and plant analysis**. 3rd. ed. Madison, WI.: Soil Sci. Soc. Am, 1990. p. 389-447.

PARTHENIADES, E. **Estuarine Sediment Dynamics and Shoaling Processes. Handbook of Coastal and Ocean Engineering**. Houston: Gulf Publishing, 1992. p. 985-1068.

PAVAN, M. A. et al. **Manual de análise química de solo e controle de qualidade**. Londrina-PR.: IAPAR, 1992.

REKSIDLER, R.; GOBBI, M. F.; GOBBI, E. F. Implementação de um modelo hidrodinâmico e de qualidade de água no Reservatório do Iraí – Curitiba - Paraná. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 15., 2003, Curitiba. **Anais...**, Curitiba, PR., 2003.

SANTOS, I.R. **Geoquímica dos elementos metálicos e matéria orgânica em sedimentos superficiais da Lagoa Mirim, RS, Brasil**. Porto Alegre, RS., 2003. 53 f. Monografia. (Especialização) - Fundação Universidade Rio Grande.

SILVA, C.S.; LAYBAUER, L.; DILLENBURG, S.R. Incremento de nutrientes e metais pesados no registro sedimentar da Laguna de Tramandaí, Litoral Norte do Rio Grande do Sul, Brasil. CONGRESSO ABEQUA, 8., 2001, Imbé. **Anais...** Imbé-RS, 2001.

VOLLENWEIDER, R.A. **Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication**. Paris, Fr.: Organization for Economic Cooperation and Development, 1968. 192 p.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed.. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 1996. 243 p.

Autores

Charles Carneiro, engenheiro agrônomo, mestre em Ciência do Solo, doutorando em Geologia Ambiental, professor do Curso de Gerenciamento Ambiental no IES-Camões, pesquisador na Companhia de Saneamento do Paraná.

Eduardo S. Pegorini, engenheiro agrônomo, mestre em Ciência do Solo, professor do Curso de Gerenciamento Ambiental no IES-Camões, pesquisador na Companhia de Saneamento do Paraná.

Cleverson V. Andreoli, engenheiro agrônomo, mestre em Agronomia e doutor em Meio Ambiente e Desenvolvimento, professor do Departamento de Solos e Engenharia Agrícola da UFPR e da FAE/CDE Business School, engenheiro técnico da Companhia de Saneamento do Paraná.

Nayana Grasielle M. Silva, engenharia ambiental pela UFPR, mestranda em recursos hídricos pela UFMG.

a existência de resíduos vegetais, provavelmente, afetou a concentração de P-total e C-org no sedimento



O emprego do filtro de areia no pós-tratamento de efluente de filtro anaeróbio



Adriano Luiz Tonetti
Bruno Coraucci Filho
Ronaldo Stefanutti
Roberto Feijó de Figueiredo

The use of sand filter in the post-treatment of anaerobic filter effluent

Resumo

Neste artigo serão apresentados os resultados obtidos no estudo do tratamento de esgotos domésticos através de um sistema alternativo constituído por filtro anaeróbio com recheio de bambu associado a um filtro de areia. A construção desta combinação tem baixo custo e busca minimizar o problema de saneamento existente nos pequenos municípios brasileiros. O filtro anaeróbio em estudo foi alimentado com uma vazão de 2 L/min e seu efluente era aplicado em cinco taxas (20, 40, 60, 80 e 100 L/m².dia) sobre a superfície de quatro filtros de areia que possuíam diferentes profundidades de leitos (25, 50, 75 e 100 cm). A remoção de matéria orgânica superou 98%, mensurada pela DBO e carbono orgânico total (COT). Quanto aos compostos nitrogenados, ocorreu uma grande nitrificação. A concentração de fósforo também foi muito reduzida, adequando o efluente dos três filtros mais profundos a legislação brasileira, em todas as taxas empregadas.

Palavras-chave: filtro de areia; pós-tratamento; efluente anaeróbio; baixo custo.

Abstract

In this article we present the results obtained from a study on domestic sewage treatment using an alternative system consisting of an anaerobic filter lined with bamboo and associated to a sand filter. The cost of building such

combination is low, and it is used as an attempt to minimize the sewage problem of small Brazilian municipalities. The anaerobic filter in this study was fed at a rate of 2 L/min and its effluent was applied at five different rates (20, 40, 60, 80 and 100 L/m²/day) on the surface of four sand filters with beds of different depths (25, 50, 75 and 100 cm). Removal of organic matter exceeded 98%, measured by the DBO and TOC (total organic carbon). In terms of nitrogen compounds, a high nitrification occurred. The phosphorus concentration also was very reduced, the effluent of the three deeper filters thus being in compliance with Brazilian laws at all the rates used.

Key words: sand filter; post-treatment; anaerobic effluent; low cost.

Introdução

O Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2000) estima que 84% dos distritos brasileiros lançam seus esgotos *in natura* diretamente nos rios. Estados como Acre e Amazonas ou grandes cidades como São Luiz (MA) não tratam nenhum metro cúbico do efluente gerado pela sua população.

Este quadro alarmante acarreta sérios problemas para a saúde pública e o meio ambiente. Assim, um dos desafios atuais para a melhoria desta situação é o desenvolvimento de sistemas de tratamento simples, eficientes e adaptáveis às condições econômicas e estruturais destas

sistema alternativo constituído por filtro anaeróbio com recheio de bambu associado a um filtro de areia



localidades, visto que aproximadamente $\frac{3}{4}$ dos 5.561 municípios brasileiros possuem menos de 20.000 habitantes e têm escassa capacidade de investir em sistemas complexos de tratamento.

Porém, deve-se ter em conta que segundo CHERNICHARO e VON SPERLING (1996) entende-se por simplicidade a aplicação de métodos naturais menos mecanizados e com baixo custo de construção e operação, além de viáveis e com sustentabilidade. Ou seja, a própria população das pequenas localidades terá condições de mantê-lo tanto economicamente como tecnicamente.

O filtro anaeróbio

O filtro anaeróbio é um tipo de reator bioquímico caracterizado pela presença em seu interior de um material de recheio estacionário e inerte. O esgoto penetra pela sua parte inferior ou superior, saindo na extremidade oposta. Durante este percurso, ocorre o tratamento devido ao contato do substrato presente na água residuária com os microorganismos aderidos ao material de recheio (figura 1).

Apesar da boa eficiência deste sistema, entre 10 a 30% da matéria orgânica não é de-

gradada, o que impede que seu efluente atenda a legislação brasileira quanto a DBO, tornando necessário um pós-tratamento.

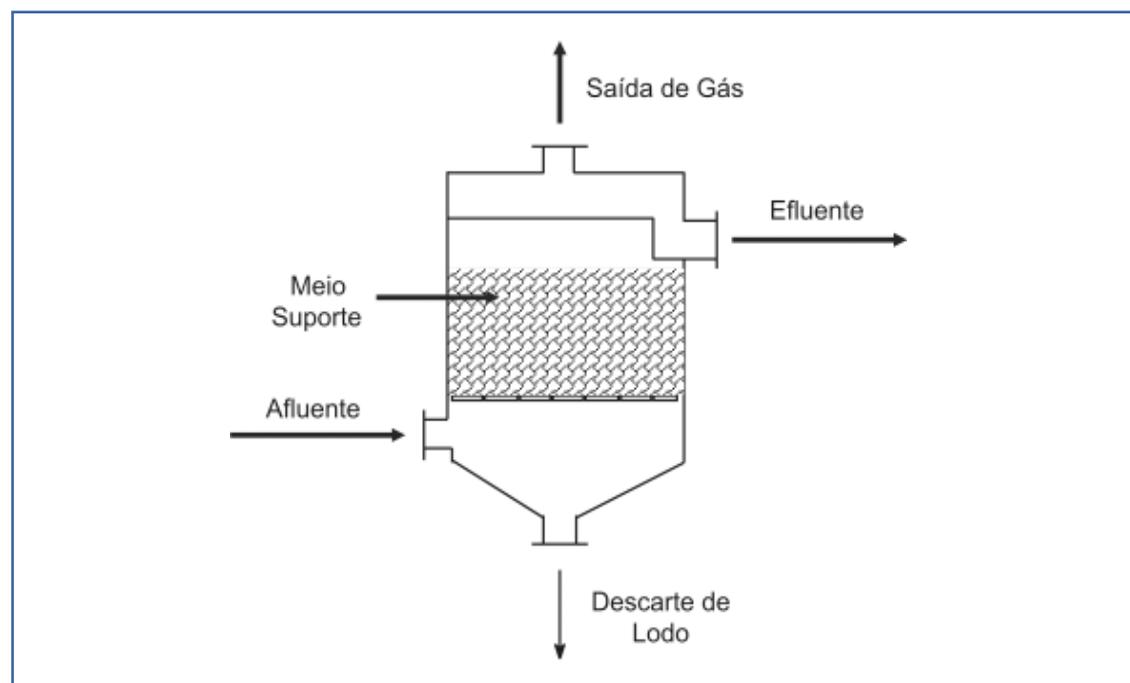
Material de recheio

O material de recheio empregado nos filtros anaeróbios deve ter basicamente as seguintes características: estrutura resistente; ser biológica e quimicamente inerte; apresentar leveza; porosidade elevada e preço reduzido.

Pesquisadores da Unicamp constataram que o uso de anéis de bambu poderia satisfazer tais pré-requisitos (CAMARGO, 2000 e COSTA COUTO, 1993). O bambu possui baixo custo e é facilmente encontrado nas diversas cidades brasileiras. Assim, construíram e operaram quatro filtros anaeróbios com este material de recheio e obtiveram uma remoção média de matéria orgânica (DBO) superior a 75% e durante todo o período de estudo, correspondente a três anos, não foi feito nenhum descarte de excesso de lodo. No entanto, quanto ao nitrogênio orgânico, somente uma parcela de sua concentração foi transformada em amônia ou nitrato.

Pode-se concluir ao final deste trabalho

FIGURA 1 - FILTRO ANAERÓBIO DE FLUXO ASCENDENTE



a população das pequenas localidades terá condições de mantê-lo tanto economicamente como tecnicamente



inicial que apesar dos bons resultados, havia a necessidade de se realizar um pós-tratamento do efluente gerado por este reator, pois o mesmo não era adequado à legislação brasileira. Assim, buscando manter as características de um tratamento alternativo e barato estes pesquisadores decidiram aplicar o efluente sobre a superfície de filtros de areia.

A associação do filtro anaeróbio com filtros de areia seria uma alternativa que preservaria a simplicidade e o baixo custo total. Outro item importante seria a possibilidade de dispor o efluente gerado diretamente sobre os cursos d'água ou reutilizá-lo na irrigação ou no consumo não-humano, seguindo a orientação da Organização Mundial de Saúde (OMS, 1989). No Brasil, ele também seria aplicável nas pequenas cidades e até mesmo nos bairros isolados e condomínios fechados das grandes metrópoles, onde a instalação de uma rede coletora de esgotos apresentaria custo elevado.

Histórico e funcionamento dos filtros de areia

O filtro de areia é um método de tratamento bastante antigo, inicialmente adotado na remoção de turbidez da água potável. A partir do século XIX, na Europa e nos Estados Unidos, passou a ser aproveitado na depuração de esgotos (MICHELS, 1996).

O funcionamento deste sistema baseia-se na aplicação de afluente intermitentemente sobre a superfície de um leito de areia. Durante a sua infiltração, ocorre a purificação por mecanismos físicos, químicos e biológicos.

O tratamento físico é resultante do peneiramento e o químico se processa pela adsorção de determinados compostos. Mas, a purificação depende principalmente da oxidação bioquímica que ocorre no contato do afluente com a cultura biológica. Devido a esta característica, JORDÃO e PESSOA (1995) afirmam que este tipo de sistema é incorretamente chamado de filtro, pois seu funcionamento não possui como explicação primordial o peneiramento ou a filtragem. Neste mesmo sentido, KRISTIANSEN (1981) sustenta que o leito de areia em conjunto com os microorganismos forma um filtro vivo.

Materiais e métodos

Este projeto de pesquisa está instalado em uma área experimental situada na Estação de Tratamento de Efluentes Graminha, na cidade de Limeira, Estado de São Paulo e o esgoto bruto é originário de um bairro residencial denominado Graminha. Inicialmente a água residuária passa por um tratamento preliminar composto por grades de retenção e caixa de areia e, em seguida, uma pequena porção do seu fluxo é direcionada até quatro filtros anaeróbios com recheio de bambu.

Cada um destes reatores possui volume de 500 L e foi construído em aço inox. Seu formato é cilíndrico com um fundo cônico, que funcionou como um compartimento para a distribuição do esgoto. O recheio foi constituído de anéis de bambu da espécie *Bambusa tuldoides* (figura 2). O caule do bambu foi cortado em pedaços de aproximadamente 5 cm (CAMARGO, 2000).

Os filtros anaeróbios foram operados com fluxo ascendente, tendo uma vazão de 2 L/min e tempo de detenção hidráulica de 3 horas, controlados diariamente.

Filtros de areia

Na construção dos filtros, foi utilizada uma caixa cilíndrica com estrutura de fibra de vidro e diâmetro de 100 cm e, conforme apresentado na figura 3 (página 46), a disposição do leito dos filtros foi sobreposta em três camadas.

A base foi constituída de brita e possuía 20 cm de profundidade. Logo acima estava a camada formada por pedregulho, com 10 cm de profundidade. Ela objetiva sustentar a areia, impedindo que suas partículas fossem arrastadas para fora da estrutura do sistema. Quanto à camada de areia, buscando-se determinar qual era a espessura ideal para a realização do tratamento, empregaram-se quatro filtros com diferentes profundidades de leito, conforme apresentado na tabela 1.

A areia empregada foi a popularmente denominada de grossa comercial, possuindo um diâmetro efetivo (D_{10}) de 0,093 mm e coeficiente de desuniformidade (D_{60}) de 4,516. Salienta-se

a purificação depende principalmente da oxidação bioquímica que ocorre no contato do afluente com a cultura biológica



que estes materiais foram os mais comumente encontrados na região de desenvolvimento do projeto.

Para a distribuição uniforme do afluente sobre o leito dos filtros, empregou-se uma placa quadrada de 20 cm de comprimento, feita de madeira e posicionada no centro da camada superficial (figura 4). Após o lançamento do afluente pela tubulação de distribuição, existe o choque do líquido com esta placa, distribuindo as gotículas sobre a superfície. Com a adoção deste aparato, evita-se a formação de canais preferenciais e a erosão do leito de areia.

Buscando a ampliação da aeração do lei-

to, foi instalado na lateral de cada filtro um tubo de PVC com 50 mm de diâmetro interno. No interior, ele penetra na camada de brita, onde há maior porosidade, possibilitando uma melhor distribuição de ar nestas áreas inferiores.

Buscando determinar a capacidade de tratamento de cada um destes filtros de areia, foram aplicadas sobre as superfícies as taxas de 20, 40, 60, 80 e 100 L/m².dia de efluente originário dos filtros com recheio de bambu. Cada taxa foi empregada pelo período de um mês entre as segundas e sextas-feiras.

Na figura 5 está apresentado de forma esquemática o fluxograma de funcionamento deste projeto de pesquisa.

FIGURA 2 - VISTAS EXTERNA (ESQUERDA) E INTERNA (DIREITA) DOS FILTROS ANAERÓBIOS



o recheio foi constituído de anéis de bambu da espécie Bambusa tuldoides em pedaços de aproximadamente 5 cm

TABELA 1 - DENOMINAÇÃO DOS FILTROS E PROFUNDIDADES DO LEITO DE AREIA

Denominação do filtro de areia	Profundidade do Leito (centímetros)
F025	25
F050	50
F075	75
F100	100

FIGURA 3 - ESQUEMA DOS FILTROS DE AREIA

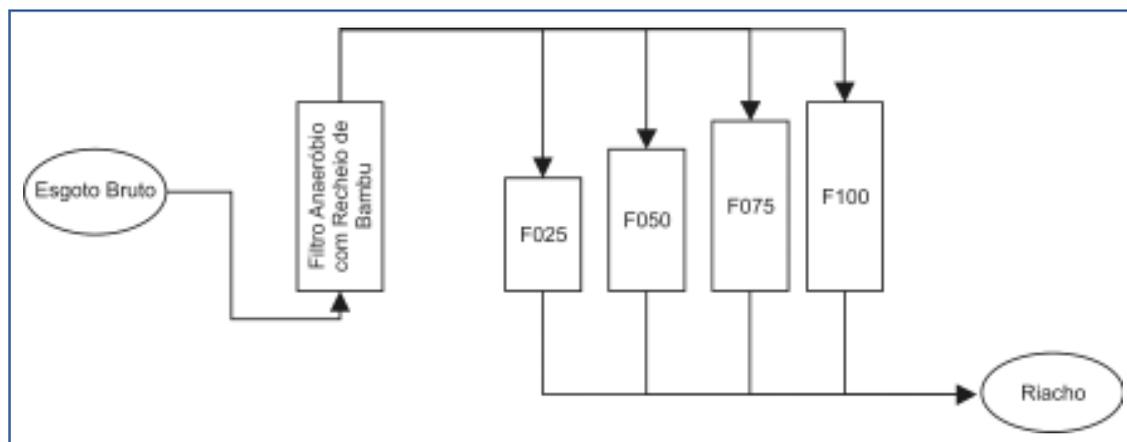


para a distribuição uniforme do afluente, empregou-se uma placa quadrada de 20 cm de comprimento

FIGURA 4 - VISTA GERAL DO PROJETO (ESQUERDA) E SUPERIOR DE UM FILTRO DE AREIA (DIREITA), TENDO AO CENTRO A PLACA DE DISTRIBUIÇÃO DE AFLUENTE



FIGURA 5 - ESQUEMA DO PROJETO.



Amostragem e análises

As seguintes amostras foram obtidas semanalmente: esgoto bruto, efluente dos filtros anaeróbios com recheio de bambu e efluentes dos filtros de areia. Todas as análises foram baseadas no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (AWWA/APHA/WEF, 1999).

Os parâmetros analisados neste trabalho foram os seguintes: pH, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), carbono orgânico total (COT), série do nitrogênio (amônia, nitrito, nitrato e nitrogênio orgânico) e fósforo.

Resultados

pH

De acordo com a tabela 2 pode-se fazer uma generalização e dividir os valores de pH dos efluentes dos filtros de areia em basicamente

dois grupos. O primeiro englobaria os pHs encontrados para as taxas de 20, 40 e 60 L/m².dia, onde houve uma tendência a existirem valores superiores a 7. No segundo grupo, encontrados nas taxas de 80 e 100 L/m².dia nota-se pHs inferiores a neutralidade.

A característica encontrada para o primeiro grupo não era esperada. Isto porque, conforme será apresentado na análise dos compostos nitrogenados, esperava-se que a grande transformação do nitrogênio orgânico e amoniacal em nitrato, durante a infiltração no leito de areia, levaria a uma redução do pH. Em geral esta reação bioquímica consome alcalinidade, acarretando no aumento da acidez do meio.

Uma possível explicação para este resultado pode ser a formação de um tampão químico pela areia. Assim, apesar do consumo dos compostos alcalinos, havia o impedimento da queda do pH do efluente dos filtros de areia.

pode-se dividir os valores de pH dos efluentes dos filtros de areia em basicamente dois grupos

TABELA 2 - MÉDIA DO PH NAS DIFERENTES TAXAS DE APLICAÇÃO

Ponto de Coleta	Média do pH nas diferentes taxas				
	20 L/m ² .dia	40 L/m ² .dia	60 L/m ² .dia	80 L/m ² .dia	100 L/m ² .dia
Esgoto bruto	6,56	7,85	7,85	6,65	6,90
Efluente dos filtros anaeróbios	6,70	7,39	8,04	7,10	6,19
F025	7,75	7,56	7,62	6,13	5,30
F050	7,79	8,26	7,94	6,37	6,13
F075	8,06	8,71	7,80	6,88	6,11
F100	7,77	8,59	7,99	7,03	7,16

A formação do sistema tampão pelo leito de areia pode ser comprovada pela análise dos dados do filtro de areia com menor profundidade de leito, o F025. Este filtro apresentou uma tendência aos pHs mais ácidos. Outro ponto observado é que este mesmo filtro foi o primeiro a ter resultados inferiores aos encontrados para o afluente aplicado. Por outro lado, o de leito de areia mais profundo, o F100, até o final da aplicação da taxa de 100 L/m².dia ainda tinha uma tendência a apresentar pHs superiores ao do afluente.

Quando se comparam os valores encontrados para o pH do efluente do sistema com aqueles exigidos pela legislação brasileira (Conama 20/86), que permite a emissão de um efluente cujo pH varie entre 4 e 9, nota-se que os filtros apresentaram valores bastante satisfatórios.

Demanda bioquímica de oxigênio - DBO

Vê-se pela tabela 3 que o sistema gerou excelentes resultados quanto a DBO. O maior valor encontrado foi de somente 28,6 mg de DBO/L, obtido no efluente do filtro com 25 cm de profundidade, durante a aplicação da maior taxa. Este resultado está muito abaixo do máximo permitido pela legislação brasileira, que é de 90 mg/L.

Outra característica observada é que quanto mais profundo o leito de areia, melhores foram os resultados. Isto pode ser explicado pela existência de uma maior camada de areia, que propiciava um aumento da quantidade de grãos de areia revestidos por um biofilme. Assim havia uma grande possibilida-

de de contato do material orgânico com os microorganismos, que levou o filtro F100 a apresentar como menor resultado o valor de 1,7 mg de DBO/L.

Ao analisar-se os percentuais de remoção de DBO, observa-se que os filtros anaeróbios propiciaram resultados bastante diferenciados ao longo do estudo, indo de 24% e chegando a 65%. De forma geral, pode-se afirmar que a média geral foi de 47%. Este resultado é compatível com dados obtidos na literatura para recheio mais complexos, salientando que o tempo de detenção hidráulico adotado foi bastante baixo, sendo somente de 3 horas.

Quando examina-se a remoção propiciada por todo o sistema, constata-se a sua grande eficiência. Ela nunca foi inferior a 90%, mesmo para o filtro de areia mais raso. O filtro com maior espessura de areia teve como menor valor 97%.

Carbono orgânico total - COT

A análise da matéria orgânica através do emprego da técnica que determina o carbono orgânico total (COT) é bastante precisa e recente no Brasil. Através dela tem-se a determinação direta da concentração de matéria orgânica. Especificamente para esta análise foi empregado o analisador TOC-5000A da marca SHIMADZU.

Constata-se por meio da figura 6 a grande eficiência deste sistema de tratamento na remoção de matéria orgânica. O valor máximo encontrado foi de somente 30,00 mg/L, obtida no filtro F025 durante a aplicação da taxa de 100 L/m².dia. O filtro com espessura de camada de areia mais profunda, teve como valor

remoção propiciada por todo o sistema nunca foi inferior a 90%, mesmo para o filtro de areia mais raso

TABELA 3 - MÉDIA DA DBO E REMOÇÃO NOS PONTOS DE COLETA

Ponto de Coleta	DBO (mg/L)					Remoção de DBO (%)				
	20 L/m ² .dia	40 L/m ² .dia	60 L/m ² .dia	80 L/m ² .dia	100 L/m ² .dia	20 L/m ² .dia	40 L/m ² .dia	60 L/m ² .dia	80 L/m ² .dia	100 L/m ² .dia
Esgoto Bruto	197,1	286,1	299,8	341,1	330,9	-	-	-	-	-
Filtro Anaeróbio	148,9	105,0	182,3	195,4	115,1	24,4	63,2	39,1	42,7	65,2
F025	9,2	7,5	18,7	14,3	28,6	95,3	97,3	93,7	95,8	91,3
F050	3,8	3,0	3,6	11,6	16,8	98,0	98,9	98,7	96,5	94,9
F075	4,8	3,1	3,5	5,6	9,6	97,5	98,9	98,8	98,3	97,0
F100	4,5	3,1	1,7	2,3	4,0	97,6	98,8	99,4	99,3	98,7

máximo a concentração de 5,33 mg/L. Nota-se que também nas taxas de 20 e 40 L/m².dia os valores de COT foram bastante baixos para todos os filtros, não existindo uma diferenciação significativa entre eles. Somente a partir da aplicação de 60 L/m².dia os filtros passam a apresentar resultados diferenciados.

Constata-se por meio da tabela 4 que o filtro anaeróbio possibilitou uma remoção média de COT de aproximadamente 51%. Também percebe-se a boa performance do sistema, comprovada pelas altas remoção de carbono orgânico total. Em todos os filtros ela foi sempre superior a 89%, tornando-se ainda maior quando se analisa o filtro F100, que nunca teve um resultado inferior a 97%.

Nitrogênio

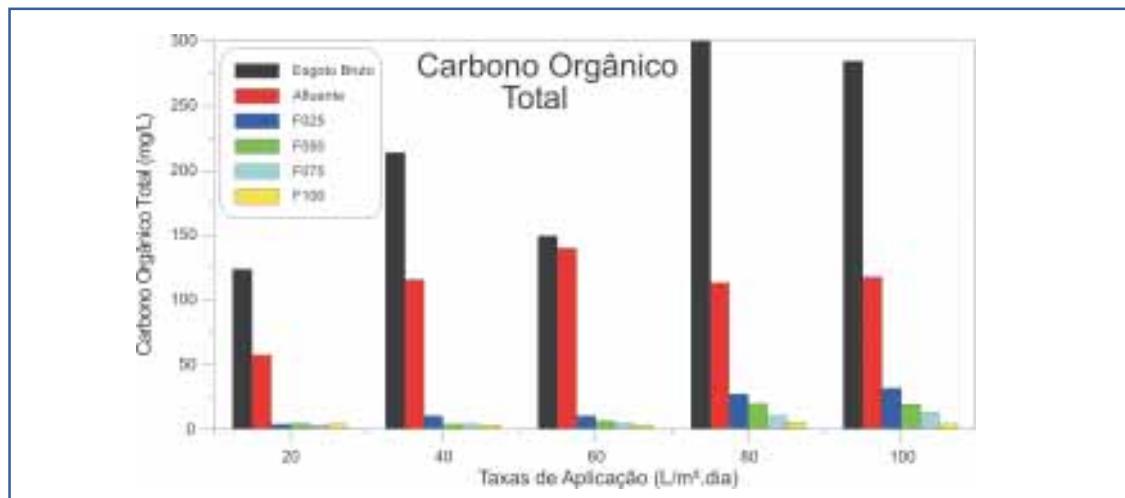
Por meio da figura 7 percebe-se que tanto o esgoto bruto como o efluente dos filtros com recheio de bambu eram constituídos basicamente

de compostos nitrogenados pouco degradados. Ao comparar-se estes dois pontos de coleta, nota-se que a concentração de amônia no efluente dos filtros anaeróbios, na maioria das situações, superava o valor da de nitrogênio orgânico. As concentrações de nitrato e nitrito foram muito pequenas, indicando uma pequena nitrificação.

Pela figura 8, nota-se que o efluente dos filtros anaeróbios ao infiltrar-se através dos filtros de areia sofreu uma grande nitrificação. Ou seja, existiu uma grande transformação do nitrogênio orgânico e do amoniacal em nitrato, indiferentemente da taxa que era empregada.

Para os filtros F025 e F050, a partir da taxa de 60 L/m².dia passa a haver um aumento da concentração de nitrogênio amoniacal, que foi ampliada na de 80 L/m².dia. Este aumento pode ser explicado pelo acréscimo de volume aplicado, que acarretou na diminuição do tempo de contato entre o líquido que se infiltrava e

FIGURA 6 - VARIAÇÃO DA MÉDIA DO COT DURANTE AS SEMANAS DE COLETA



percebe-se a boa performance do sistema, comprovada pelas altas remoção de carbono orgânico total

TABELA 4 - REDUÇÃO MÉDIA DO COT PARA OS PONTOS DE COLETA

Ponto de Coleta	Redução de COT (%)				
	20 L/m ² .dia	40 L/m ² .dia	60 L/m ² .dia	80 L/m ² .dia	100 L/m ² .dia
Efluente dos filtros anaeróbios	53,85	45,96	6,19	62,41	58,78
F025	97,03	95,20	93,43	91,10	89,02
F050	96,78	98,27	95,81	93,52	93,33
F075	97,38	98,35	97,26	96,73	95,55
F100	97,18	98,58	97,79	98,22	98,69

a cultura biológica.

Quanto mais profundo era o leito de areia, maior era o processo de nitrificação. Assim, de acordo com a figura 9, o filtro com 100 cm de

profundidade propiciava uma completa nitrificação, possuindo uma baixíssima concentração de nitrogênio orgânico e amoniacal em seu efluente.

FIGURA 7 - CONCENTRAÇÃO DOS COMPOSTOS NITROGENADOS NO ESGOTO BRUTO E EFLUENTE DOS FILTROS ANAERÓBIOS

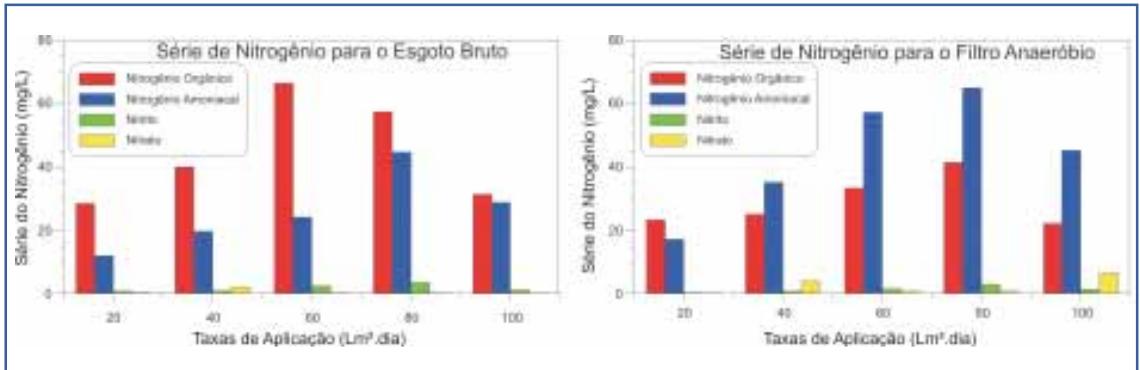


FIGURA 8 - CONCENTRAÇÃO DOS COMPOSTOS NITROGENADOS NOS EFLUENTES DOS FILTROS DE AREIA F025 E F050

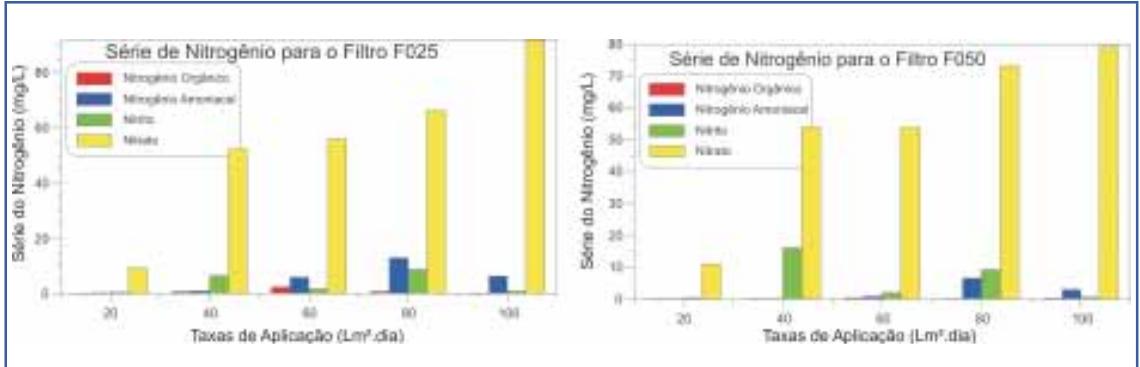
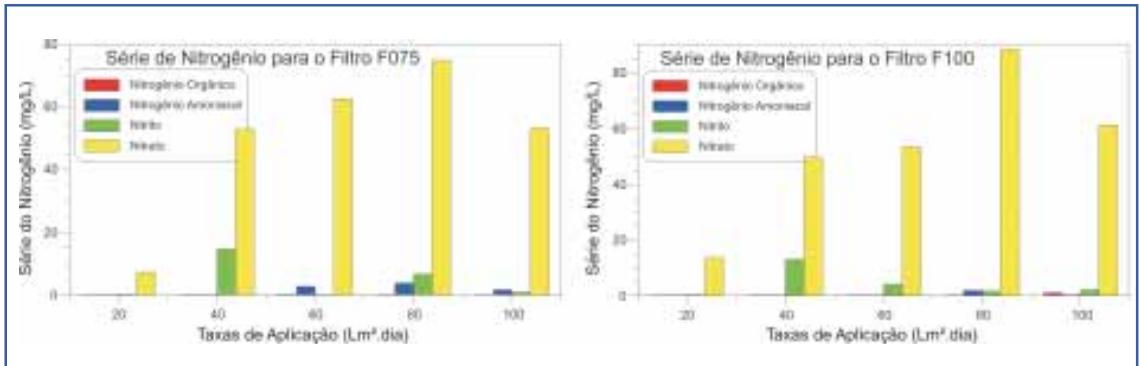


FIGURA 9 - CONCENTRAÇÃO DOS COMPOSTOS NITROGENADOS NOS EFLUENTES DOS FILTROS DE AREIA F075 E F100



quanto mais profundo era o leito de areia, maior era o processo de nitrificação



Percebe-se que nos quatro filtros de areia em estudo, durante a aplicação da taxa de 20 L/m².dia existiu a saída de um efluente com baixa concentração de todos os compostos nitrogenados. Isto pode ser explicado pela adsorção destes compostos pelo leito de areia. Após a saturação deste processo, houve a saída de altos valores de nitrato, conforme observado nas taxas subseqüentes.

Fósforo

Ao analisar-se a concentração de fósforo pela figura 10, constata-se que os filtros anaeróbios geraram uma remoção muito pequena deste composto. Em todas as situações o efluente deste reator apresentava resultados acima da legislação brasileira mais restritiva.

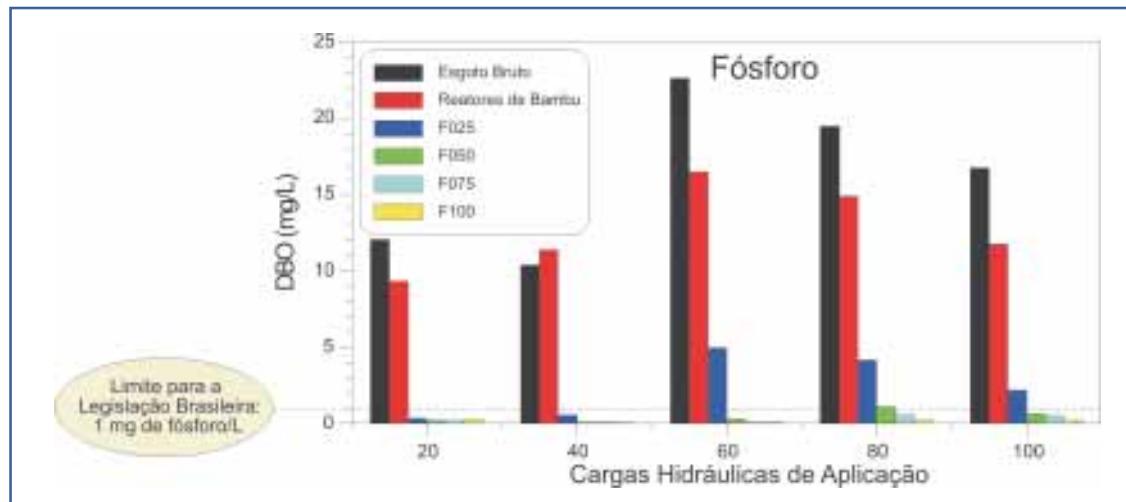
Quanto ao pós-tratamento, vê-se que os três filtros com maiores profundidades de leito de areia apresentaram efluentes que estiveram

dentro do exigido pela legislação. O filtro F025, a partir da aplicação da taxa de 60 L/m².dia produziu um efluente que estava fora desta especificação.

Como a remoção do fósforo deve-se principalmente à ação da filtração física ou a uma adsorção pelo leito de areia, a baixa remoção do filtro F025 pode ser explicada por uma possível formação de canais preferenciais neste leito mais raso. Tal fato impedia um adequado contato entre este composto e o meio filtrante.

Pela tabela 5 constata-se que apesar de gerar uma baixa remoção, os filtros anaeróbios retiraram aproximadamente 23% de fósforo do esgoto bruto. Ao observar-se o filtro F025, que não satisfaz as exigências da legislação brasileira, nota-se ainda uma remoção superior a 78%. No filtro com maior profundidade a redução nunca foi inferior a 97%.

FIGURA 10 - MÉDIA DA CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO NOS PONTOS DE COLETA



nos quatro filtros de areia existiu a saída de efluente com baixa concentração de compostos nitrogenados

TABELA 5 - REDUÇÃO MÉDIA DA CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO NOS PONTOS DE COLETA

Ponto de Coleta	Redução de Fósforo (%)				
	20 L/m ² .dia	40 L/m ² .dia	60 L/m ² .dia	80 L/m ² .dia	100 L/m ² .dia
Efluente dos filtros anaeróbios	22,85	-10,02	27,09	23,39	29,78
F025	97,36	94,78	78,09	78,66	87,08
F050	98,18	99,03	98,66	94,37	96,15
F075	98,72	99,03	99,63	97,16	97,06
F100	97,92	99,42	99,68	98,99	99,00

Conclusões

A análise destes resultados demonstra a grande viabilidade deste sistema para o tratamento de esgotos sanitários de pequenas comunidades, isto porque o efluente gerado estava de acordo com o exigido pela legislação brasileira para a emissão em um corpo receptor.

Outra constatação é a possibilidade do reúso deste líquido em diversas atividades, resguardando os mananciais naturais para usos mais nobres.

Agradecimentos

À Fapesp, CNPq, Finep, Caixa Econômica Federal e Prosab pelo apoio e financiamento na construção do projeto e em sua manutenção.

Referências

CAMARGO, S. A. R. Filtro anaeróbio com enchimento de bambu para tratamento de esgotos sanitários: avaliação da partida e operação. **Campinas, 2000. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Engenharia Civil, Universidade de Campinas.**

COSTA COUTO, L. C. Avaliação do desempenho de filtros anaeróbicos com diferentes meios de enchimento no tratamento de esgotos sanitários. **Campinas, 1993. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Engenharia Civil, Universidade de Campinas.**

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. Tratamento de esgotos domésticos. 3. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995.

KRISTIANSEN, R. Sand-filter trenches for purification of septic tank effluent: III. The micro flora, **Journal of Environmental Quality**, n. 10, p. 361-364, 1981c.

MICHELS, C. J. System suited for small communities. **Water Environmental & Technology**, v. 7, n. 8, p. 45-48, 1996.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DE SAÚDE. Directrices sanitárias sobre el uso de aguas residuales en agricultura e **aqüicultura: séries de reportagens técnicas, n. 778. Genebra, 1989.**

STANDARD methods for the examination of water and wastewater. 19th ed. New York: APHA, 1999. 626 p.

Autores

Adriano Luiz Tonetti, engenheiro químico, com atuação em empresas nas áreas de tratamento de efluentes industriais e meio ambiente, doutorando na área de Meio Ambiente e Saneamento (Unicamp).

Bruno Coraucci Filho, professor titular da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo (Unicamp), pesquisador de métodos alternativos de tratamento de esgotos, coordenador do Prosab (Tema 2 - Editais 1, 2 e 3).

Ronaldo Stefanutti, engenheiro agrônomo, doutor pela Esalq, pesquisador da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo (Unicamp).

Roberto Feijó de Figueiredo, engenheiro civil, MSc. pela Universidade da Califórnia, Berkeley e PhD na Universidade da Califórnia, Davis, professor titular da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo (Unicamp).

*o sistema
mostru-se
viável, pois o
efluente atende
a legislação e
permite o reúso*

Rendimento de milho e de feijão preto cultivado em solo acrescido de lodo de esgoto



João Luiz Gadioli
Paulo Fortes Neto

Yield of maize and black beans planted in sludge-treated soil

Resumo

A aplicação de lodo de esgoto no solo tem proporcionado aumentos no rendimento das culturas agrícolas, devido muitas vezes às altas quantidades de lodo aplicadas sem critérios de padronização. O presente estudo foi realizado numa área do Departamento de Ciências Agrárias da Universidade de Taubaté, com o objetivo de avaliar o rendimento (kg ha^{-1}) das culturas do milho e do feijão preto em LATOSSOLO VERMELHO AMARELO. As doses de lodo de esgoto foram calculadas tendo como base o teor de nitrogênio existente no lodo. O experimento foi elaborado em blocos ao acaso, com cinco tratamentos (0, 2,5, 5, 10 t ha^{-1} de lodo de esgoto – base seca - e um tratamento com adubação mineral) e quatro repetições. Os rendimentos, observados com a adição de lodo, foram provavelmente devido ao fornecimento de nutrientes para o desenvolvimento das culturas e a dose de 5 t ha^{-1} calculada em função do nitrogênio disponível mostrou-se adequada, sugerindo dessa forma sua utilização para aplicações de lodo de esgoto.

Palavras chave: *Zea mays*; *Phaseolus vulgaris*; nitrogênio; nutrientes.

Abstract

Using sludge in the soil has helped increase the yield of crops, often due to the high amounts of sludge applied with no standard criteria. Our study was carried out at an area of the Agrarian Sciences Department of University of Taubaté,

aiming at evaluating the yield (kg ha^{-1}) of maize and black bean crops in red-yellow latosol. The amounts of sludge were calculated based on the nitrogen content therein. The experiment was carried out in randomized blocks, using five different treatments (0, 2.5, 5, 10 t ha^{-1} of sludge – dry basis – and one treatment using mineral fertilization) and four repetitions. The yields, observed as sludge was added, probably were due to the nutrients provided to the crops, and the 5 t ha^{-1} dose, calculated taking into account the available nitrogen has proved to be adequate, thus suggesting that it should be used in sludge applications.

Key words: *Zea mays*; *Phaseolus vulgaris*; nitrogen; nutrients.

Introdução

No Brasil, recentes trabalhos desenvolvidos pelo Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (Prosab), revelam que a reciclagem agrícola do lodo de esgoto é uma técnica alternativa para a destinação final deste resíduo, desde que os teores de metais pesados e a presença de organismos patogênicos estejam dentro dos limites propostos pela legislação (FERNANDES; ANDRAUS e ANDREOLI, 1996).

Com respeito às respostas das culturas à adição de lodo de esgoto têm sido verificados aumentos de produtividade. Assim, LESLIE (1970) e MAYS, TERMAN e DYGAN (1973) relataram que o crescimento vegetativo e a pro-

as doses de lodo de esgoto foram calculadas tendo como base o teor de nitrogênio existente



dução de grãos de várias culturas, em solos tratados com lodo, foram iguais ou superiores aos das mesmas plantas desenvolvidas em solos adubados com fertilizantes minerais. DESCHAMPS e FAVARETTO (1997), avaliando a aplicação de lodo de esgoto complementado com fertilizante mineral nas culturas do girassol e de feijão demonstraram que o lodo de esgoto pode ser utilizado como fonte de nitrogênio, sem prejuízo na produtividade, quando comparado à adubação mineral, na cultura do girassol. Já na cultura do feijão o rendimento foi inversamente proporcional ao aumento das doses de lodo e a maior produção foi obtida com a adubação mineral.

Em experimento com soja e arroz, BETTIOL e CARVALHO (1982) verificaram que o lodo, na dosagem de 9 t ha⁻¹, supriu as necessidades das culturas. Entretanto, REDDY, DUNN e ROSS (1987) observaram uma elevação na produção de soja, com doses de até 120 t ha⁻¹, e RAPPAPORT, MARTENS e RENEAU JR. (1988) na cultura do milho, com doses de até 210 t ha⁻¹. Em um sistema de produção da bracinga com feijão e milho consorciado, LOURENÇO, ANJOS, e LIBARDI (1996) concluíram que a adição de lodo favoreceu significativamente a produtividade do feijão e do milho. A aplicação de 43 t ha⁻¹ aumentou a produtividade do feijão e, para aumentar a de milho, foi necessária a dose de 66 t ha⁻¹. Dessa forma, os autores concluíram que doses ao redor de 50 t ha⁻¹ (base úmida) deverão aumentar a produtividade das duas culturas.

Tendo como base no exposto, o presente estudo teve como objetivo avaliar em condições de campo o rendimento das culturas do milho (*Zea mays* L.) e do feijão preto (*Phaseolus vulgaris* L.) tratadas com doses crescentes de lodo de esgoto.

Materiais e métodos

O estudo foi desenvolvido em condição de campo, nos anos agrícolas de 2000 e 2001, numa área experimental localizada na Fazenda Piloto, do Departamento de Ciências Agrárias, da Universidade de Taubaté (Unitau), no município de Taubaté/SP. O solo foi caracterizado como

LATOSSOLO VERMELHO AMARELO, textura franco-argilo-arenoso, que anteriormente recebeu aplicação de lodo com doses de 0, 10, 20 e 30 t ha⁻¹ (base seca) e foi cultivado com feijão carioquinha.

O lodo de esgoto utilizado foi obtido pela digestão aeróbia do esgoto e tratado com cal, na estação de tratamento da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (Sabesp), no município de São José dos Campos (SP). As análises químicas do lodo foram realizadas no laboratório do Departamento de Solos da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz/USP e as análises de coliformes fecais, no laboratório de Ciências Ambientais da Universidade de Taubaté (tabela 1).

Neste estudo foram utilizadas duas culturas, sendo aplicadas doses sucessivas de lodo de esgoto: a primeira na cultura de milho (*Zea mays*), no verão, e a segunda, na cultura do feijão preto (*Phaseolus vulgaris*), no inverno.

As características química e física natural do solo, no presente estudo, foram determinadas conforme os procedimentos descritos por RAIJ et. al. (1996), em amostra de terra coletada na camada de 0 a 20 cm de profundidade e apresentaram as seguintes composições: pH (CaCl₂) = 4,8; matéria orgânica = 18,3 g dm⁻³; P = 5 mg dm⁻³; K = 2,3 mmol_c dm⁻³; Ca = 17 mmol_c dm⁻³; Mg = 9 mmol_c dm⁻³; H+Al = 32 mmol_c dm⁻³; Cu = 0,75 mg dm⁻³; Fe = 51 mg dm⁻³; Mn = 9,0 mg dm⁻³; Zn = 1,9 mg dm⁻³; Areia total = 630 g dm⁻³; Silte = 110 g dm⁻³ e Argila = 260 g dm⁻³.

As doses de lodo de esgoto para o cultivo do milho e do feijão preto foram calculadas de acordo com a quantidade de nitrogênio recomendado para as culturas em relação ao disponível no lodo (CETESB, 1999). Seguindo esse raciocínio, ficou estabelecido que a dose adequada para atender as necessidades das culturas foi de 5 t ha⁻¹ de lodo. A partir desse cálculo foram definidas quatro doses equivalente a 0, 2,5, 5 e 10 t ha⁻¹ de lodo (base seca) para serem comparadas com um tratamento referente a adubação mineral, totalizando cinco tratamentos.

O delineamento experimental utilizado foi o de blocos casualizados com quatro repetições. A área experimental foi dividida em 20 parcelas

Lodo de esgoto pode ser utilizado como fonte de nitrogênio, sem prejuízo na produtividade



de 35 m² e antes da aplicação dos tratamentos, retiraram-se os restos culturais e as parcelas foram preparadas por meio de uma aração seguida de gradagem do solo.

O lodo foi aplicado e distribuído superficialmente dentro de cada parcela e posteriormente, com o auxílio de uma enxada, foi incorporado manualmente até 20 cm de profundidade, dois dias antes da semeadura, tanto para o milho quanto para o feijão preto.

A adubação mineral para o milho foi de 400 kg ha⁻¹ do adubo comercial (04-14-08), aplicado no sulco da semeadura e adubação de cobertura com 80 kg ha⁻¹ de nitrogênio (sulfato de amônio), aos 40 dias após a emergência. O feijão recebeu a mesma adubação de plantio utilizada para o milho e a de cobertura foi efetuada 35 dias após a emergência, com a aplicação de 60 kg ha⁻¹ de nitrogênio (sulfato de amônio).

A semeadura do milho foi realizada em 15/12/2000, manualmente, com 6 a 7 sementes por metro linear e com espaçamento de 0,80 m entre as linhas, e o feijão foi semeado em 05/07/2001, manualmente, com 10 a 12 sementes por metro

linear e com espaçamento de 0,50 m entre linhas.

A colheita do milho foi realizada pela retirada das plantas localizadas nas quatro linhas centrais da parcela, após 130 dias da semeadura, e o feijão foi colhido pela retirada das plantas situadas nas seis linhas centrais da parcela, após 108 dias da semeadura. O rendimento foi determinado pelo peso seco dos grãos (13% umidade). Ao final de cada cultivo, os restos culturais foram retirados antes da aplicação e incorporação do lodo de esgoto.

Os resultados analíticos foram submetidos à análise da variância, às médias comparadas pelo teste Tukey a 5% e análise de regressão somente com as doses de lodo.

Resultados e discussão

A resposta de rendimento de grãos de milho e de feijão preto com a aplicação do lodo de esgoto e adubação mineral pode ser analisada pela comparação individual das médias, na qual constatou-se que nos dois cultivos, o rendimento da testemunha foi significativamente inferior ao dos demais tratamentos (tabela 2).

TABELA 1 - COMPOSIÇÃO DO LODO DE ESGOTO EM BASE SECA UTILIZADOS NO ANO AGRÍCOLA DE 2000 E 2001

Atributos	2000	2001
	(Valor)	
pH (CaCl ₂ .H ₂ O 0,01 mol L ⁻¹)	12,4	12,2
Umidade total (g kg ⁻¹)	780	831
Matéria Orgânica (g kg ⁻¹)	344	489
Carbono orgânico (g kg ⁻¹)	191	271
Nitrogênio total (g kg ⁻¹)	60,1	44,0
Fósforo (P ₂ O ₅) (g kg ⁻¹)	20,2	26,7
Potássio (K ₂ O) (g kg ⁻¹)	3,2	10,1
Cálcio (Ca) (g kg ⁻¹)	113,3	150,5
Magnésio (Mg) (g kg ⁻¹)	2,3	3,6
Enxofre (S) (g kg ⁻¹)	4,6	7,1
Relação C/N	3/1	6/1
N amoniacal (mg kg ⁻¹)	502	1050
N (Nitrito + Nitrito) (mg kg ⁻¹)	388	200
Coliforme fecal (NMP/gST)	24 x 10 ³	3 x 10 ³

o lodo foi aplicado e distribuído superficialmente dentro de cada parcela



TABELA 2 - RENDIMENTO DE GRÃOS DE MILHO E FEIJÃO PRETO COM AS APLICAÇÕES DO LODO DE ESGOTO E ADUBAÇÃO MINERAL

	Milho	Feijão
Tratamentos	(kg ha ⁻¹)	
T	2.920 b	780 c
AM	5.480 a	1.530 ab
2,5	5.310 a	1.340 b
5	5.560 a	1.690 ab
10	6.860 a	1.960 a

Médias seguidas de mesma letra não diferem pelo teste de Tukey a 5%.

Os valores no rendimento do milho e feijão preto, quando comparado com o solo testemunha, foram mais elevados com as doses de 2,5, 5 e 10 t ha⁻¹, provavelmente porque estas doses após serem incorporadas ao solo, proporcionaram cerca de 45, 90 e 180 kg ha⁻¹ de nitrogênio, 50, 100 e 200 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e 8, 16 e 32 kg ha⁻¹ de K₂O, respectivamente (cálculos feitos em função de base seca do lodo de esgoto – tabela 1). Nestes nutrientes, quando comparados à adubação mineral do milho (16 kg ha⁻¹ de N, 56 kg ha⁻¹ de P₂O₅, 32 kg ha⁻¹ de K₂O na semeadura e 80 kg ha⁻¹ de N em cobertura (RAIJ et al., 1996), verificou-se que a menor dose de lodo, não satisfaz a recomenda-

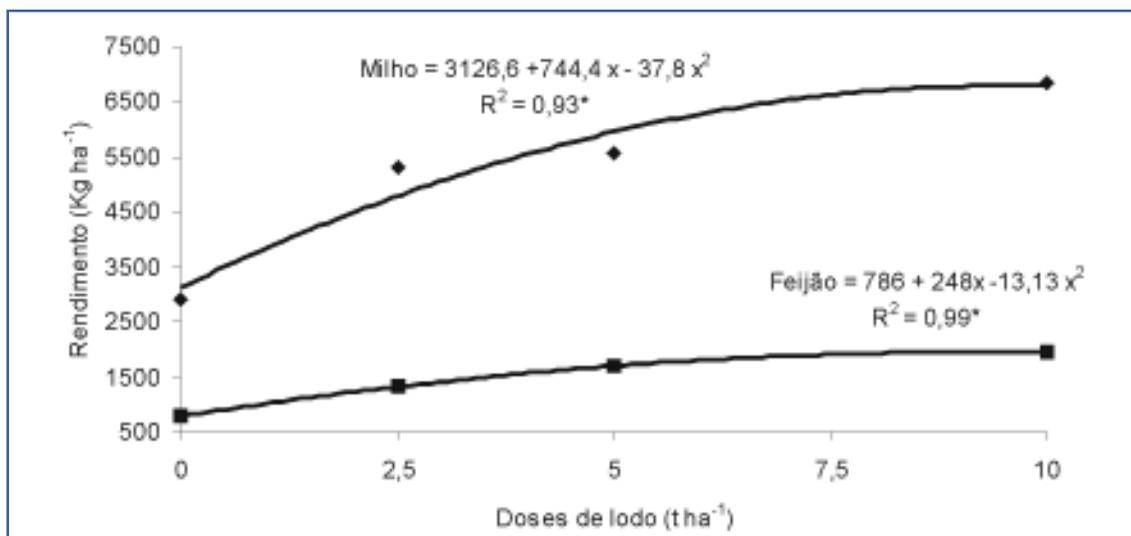
ção exigida na adubação mineral quanto aos elementos nitrogênio e potássio. Observou-se também que a dose adequada, de 5 t ha⁻¹ de lodo, não forneceu potássio de acordo com a exigência da cultura. Apesar disso, os rendimentos das doses 2,5, 5 e 10 t ha⁻¹ não diferiram estatisticamente quando comparados com tratamento adubação mineral, pois os teores de nutrientes fornecidos pelo lodo ao solo, provavelmente, foram suficientes para as culturas.

Na segunda aplicação de lodo (cultivo do feijão preto) foram incorporados cerca de 33, 66 e 132 kg ha⁻¹ de nitrogênio, 67, 134 e 268 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e 25, 50 e 100 kg ha⁻¹ de K₂O, respectivamente. A mesma adubação de semeadura, utilizada para o milho, foi utilizada para o feijão preto, somente a adubação de cobertura do feijão preto foi de 60 kg ha⁻¹ de nitrogênio. O rendimento da dose de 2,5 t ha⁻¹ de lodo não diferiu estatisticamente do tratamento adubação mineral. Deve-se levar em consideração, nesse caso, o resíduo da aplicação anterior e ainda considerar que o solo em questão já apresentava teores médios de potássio. Observou-se nesse cultivo que as doses de lodo não apresentaram diferenças significativas em comparação ao tratamento adubação mineral. Porém o rendimento proporcionado pela dose 2,5 t ha⁻¹ foi inferior ao dobro da taxa de aplicação de lodo.

A taxa de aplicação estabelecida como 5 t ha⁻¹, de acordo com o nitrogênio disponível no

a adubação de semeadura foi a mesma tanto para o milho como para o feijão preto

FIGURA 1 - RENDIMENTO DO MILHO E FEIJÃO PRETO, EM FUNÇÃO DE DOSES DE LODO DE ESGOTO



lodo, apresentou resposta semelhante de rendimentos quando comparado com o tratamento adubação mineral e a dose de 10 t ha⁻¹, podendo sugerir que a dose 5 t ha⁻¹ poderá substituir ou complementar a adubação mineral.

Analisando somente as doses de lodo, observou-se na figura 1, que os rendimentos, tanto no milho quanto no feijão preto, apresentaram aumentos à medida em que foram maiores as doses de lodo no solo.

Estudos realizados por BERTON, CAMARGO e VALADARES (1989), DELFELIPO et al. (1991), ROS et al. (1993), BISCAIA e MIRANDA (1996), SILVA, BOARETTO e BERTON (1998) e SILVA, RESCK e SHARMA (2002) também constataram aumentos significativos com a utilização de lodo de esgoto na produção agrícola, porém existe uma certa dificuldade para se comparar os valores referentes aos rendimentos das culturas, porque, na maioria dos trabalhos, as quantidades de lodo não foram padronizadas. Assim, tem-se resultados de produção obtidos com doses variando entre 4 t ha⁻¹ até 60 t ha⁻¹ de lodo (base seca).

Considerações finais

A quantidade de lodo de esgoto, 5 t ha⁻¹, calculada pela taxa de aplicação do nitrogênio disponível do lodo recomendado às culturas apresentou rendimento semelhante, tanto para a cultura do milho quanto à do feijão preto, quando comparado com a adubação mineral e o dobro da dose, sugerindo sua utilização para aplicações de doses de lodo de esgoto no solo.

Referências

BERTON, R. S.; CAMARGO, O. A.; VALADARES, J. M. A. S. Absorção de nutrientes pelo milho em resposta a adição de lodo de esgoto a cinco solos paulistas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 13, p. 187-190, 1989.

BETTIOL, W.; CARVALHO, P. C. T. Utilização de lodo de esgoto primário e fertilizantes orgânico mineral IPT na cultura do milho. **Ferti-**

lizantes, v. 4, n. 1, p. 14-15. 1982.

BISCAIA, R.C.M.; MIRANDA, G.M. Uso do lodo de esgoto calado na produção de milho. **Sanare – Rev. Téc. Sanepar**. v. 5, n. 5, p. 86-89, 1996.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Norma P 4.230**: Sistema de aplicação de biossólidos e lodos de tratamentos biológicos em áreas de uso agrícola. Critérios para projeto e operação. São Paulo, 1999. 29 p.

DEFELIPO, B.V. et al. Eficiência agrônômica do lodo de esgoto proveniente de uma indústria siderúrgica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 15, p. 389-393, 1991.

DESCHAMPS, C.; FAVARETTO, N. Efeito do lodo de esgoto complementado com fertilizante mineral na produtividade e desenvolvimento da cultura do feijoeiro e do girassol. **Sanare – Rev. Téc. Sanepar**, v. 8, n. 8, p. 33-38, 1997.

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

LESLIE, R. Liquid sludges as a farm fertilizer. **Compost Science**, v. 11, p. 24-25, 1970.

LOURENÇO, R. S.; ANJOS, A. R. M dos.; LIBARDI, P. L. Efeito do lodo de esgoto na produtividade de milho e feijão, no sistema de produção da bracinga. **Sanare – Rev. Téc. Sanepar**, v. 5, n. 5, p. 90-92. 1996.

MAYS, D. A., TERMAN, G. L.; DYGAN, J. C. Municipal compost: effects on cup yield and soil properties. **Journal Environmental of Quality**, v. 2, p. 89-92, 1973.

RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**: boletim técnico, 100. 2. ed. Campinas: Instituto Agrônômico, 1996. p. 56-59.

apresentaram aumentos à medida em que foram maiores as doses de lodo no solo



RAPPAPORT, B. D.; MARTENS, D. C.; RENEAU JR., R. B. Metal availability in sludge-amended soils with elevated metal levels. **Journal Quality Environment**, v. 17, p. 42-47, 1988.

REDDY, G. B.; DUNN, S. J.; ROSS, S. M. Nitrogen transformations in sludge amended soils. **Science of the Total Environmental**, v. 37, n. 2/3, p. 163-169, 1987.

ROS, C. O. da; AITA, C.; CERETTA, C. A.; FRIES, M. R. Lodo de esgoto: efeito imediato no milho e residual na associação aveia-preta-ervilhaca. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 17, p. 257-261, 1993.

SILVA, F. C.; BOARETTO, A. E.; BERTON, R. S. Cana-de-açúcar cultivada em solo adubado com lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 33, p. 1-8, 1998.

SILVA, J. E.; RESCK, D. V. S.; SHARMA, R. S. Alternativa agrônômica para o biossólido produzido no Distrito Federal. II: aspectos qualitativos, econômicos e práticos de seu uso. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 26, n. 2, p. 497-503, abr./jun. 2002.

tem-se resultados de produção obtidos com doses variando entre 4 t ha⁻¹ até 60 t ha⁻¹ de lodo (base seca)

Agradecimentos

À Sabesp, em especial ao técnico Hermínio D. Palmuti, por ceder o lodo de esgoto para a realização do estudo.

Autores

João Luiz Gadioli,
engenheiro agrônomo, mestre em Fitotecnia pela Esalq - USP, aluno de doutorado do curso de pós-graduação em Ciências Ambientais da Unitau.

Paulo Fortes Neto,
engenheiro agrônomo, doutor em Fertilidade de Solo e Nutrição de Plantas pela Esalq - USP, professor do Departamento de Ciências Agrárias e do curso de pós-graduação em Ciências Ambientais - Unitau - Taubaté.

Desempenho de dois resíduos orgânicos para a sobrevivência de mudas de espécies arbóreas de Cerrado sob condições adversas de área minerada



Rodrigo Studart Corrêa
Benício de Mélo Filho

Performance of two organic wastes for the survival of seedlings and tree species of the cerrado, under adverse conditions of a mining area

Resumo

Lodo de esgoto e composto de lixo são produzidos em grandes quantidades em centros urbanos, no entanto, questões sanitárias e ambientais podem limitar o uso agrícola deles. As restrições em utilizá-los em reflorestamentos e na recuperação de áreas mineradas são menores. Dessa forma, este trabalho visa avaliar a influência que composto de lixo doméstico e lodo de esgoto exercem sobre a sobrevivência de mudas de oito espécies arbóreas de Cerrado, empregadas na revegetação de uma área minerada em Brasília. Entre 47% e 87% das mudas sobreviveram aos primeiros 22 meses de crescimento no campo. Houve diferença significativa entre a sobrevivência de plantas tratadas com lodo e com lixo compostado, ao se considerar as diferentes classes de altura das mudas ao irem para o campo. A melhor resposta - 87% de sobrevivência - ocorreu com lodo de esgoto aplicado a mudas de 20,5 - 30,5 cm de altura, independentemente da espécie. A pior resposta - 47% de sobrevivência - refere-se a mudas menores que 10,5 cm, cultivadas com composto de lixo. O lodo de esgoto apresentou nítida vantagem sobre o composto de lixo por classe de altura de plantas e nenhuma desvantagem por média de tratamento, considerando as oito espécies testadas.

Palavras-chave: lodo de esgoto; biossólidos; resíduos urbanos; Cerrado; áreas degradadas.

Abstract

Sewage sludge and composted domestic garbage are generated in urban areas in large quantities, and sanitary and environmental issues may limit their agricultural use. However, their use in reforestation and land reclamation is less restricted. Thus, this work aimed at evaluating the influence of composted garbage and sewage sludge on the survival capacity of eight Brazilian Savanna tree species grown on mined spoils at Brasilia City. Tree survival rate ranged from 47% to 87% in 22 months of growth. There was a significant difference in survival among plants cultivated with composted garbage and sewage sludge when classes of height for plants were taken into account. The best result - 87% of seedling survival - concerns to the 20.5 - 30.5cm-high plants, treated with sewage sludge. The worst outcome - a 47% survival - concerns to seedlings shorter than 10.5cm treated with composted garbage. Sewage sludge presented a pronounced advantage over composted garbage for plant survival considering a plant height approach and a similar performance when the criteria was the whole lot of eight species.

Key words: sewage sludge; biosolids; urban residues; Brazilian Savanna, degraded land.

Introdução

A reciclagem e a reutilização de resíduos

avalia-se a influência do composto do lixo doméstico e do lodo de esgoto na revegetação da área minerada



têm sido incentivadas e praticadas em todo o mundo (EPSTEIN, 1997). A aplicação de resíduos em solos é considerada uma alternativa que não apenas resolve o problema de disposição, mas também recupera nutrientes e matéria orgânica onde eles são necessários (PASCUAL et al., 1997). COX e WHELAN (2000) relatam que as dificuldades de restabelecimento de vegetação em locais minerados podem ser superadas com a utilização de esgoto, seus derivados e outros resíduos orgânicos. Entretanto, FROSSARD e MOREL (1995) afirmam que lodos de esgotos têm sido aplicados em solos por vários anos e que os efeitos observados sobre as plantas ainda são contraditórios. TOMER et al. (1998) defendem que fontes de matéria orgânica que se originaram de resíduos devam ser preferencialmente utilizadas em projetos de reflorestamento, para se evitar riscos de transmissão de doenças e bioacumulação de metais em humanos. Além disso, o Decreto Federal n.º 4.954/2004 restringe o uso agrícola de insumos e resíduos que contenham significativas concentrações de metais e patógenos (BRASIL, 2004).

As áreas degradadas pela mineração no Distrito Federal ocupam cerca de 0,6% de seu território e a regeneração natural nesses ambientes é extremamente lenta (CORRÊA; BIAS; BAPTISTA, 2004). Os valores de matéria orgânica dos substratos minerados no DF situam-se entre 4 e 9 g kg⁻¹ (CORRÊA e MÉLO FILHO, 1998), contra concentrações de 20 a 60 g kg⁻¹ presentes em solos minerais bem drenados (BRADY, 1989). De acordo com LEITE; HARIDASSAN; MARTINS (1994), a revegetação de áreas mineradas no Distrito Federal não é possível sem a adição de grandes quantidades de matéria orgânica aos seus substratos. Quantidades insuficientes de matéria orgânica resultam freqüentemente em elevado número de mortes de mudas plantadas nesses locais. BRADY (1989) explica que em solos tropicais a matéria orgânica é responsável pelo fornecimento da maior parte do nitrogênio (N), fósforo (P) e enxofre (S), além de aumentar a água disponível para as plantas nos solos, como resultado de uma melhor estruturação.

As fontes de matéria orgânica mais disponíveis para trabalhos de revegetação de áreas

mineradas no DF são o composto de lixo, produzido pelo Serviço de Limpeza Urbano do Distrito Federal (SLU), e o lodo de esgoto, originado nas Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) da Companhia de Saneamento do Distrito Federal (Caesb). A disponibilidade desses materiais para projetos de revegetação deve-se não somente à enorme quantidade gerada, mas também às fortes restrições sanitárias em utilizá-los em outras atividades, como na jardinagem, paisagismo ou agricultura (BRASIL, 2004).

Apesar do perigo sanitário intrínseco desses materiais - metais e patógenos -, a utilização criteriosa de lixo compostado e lodo de esgoto em projetos de reflorestamento e de revegetação de áreas mineradas tem-se mostrado ambientalmente viável no Distrito Federal. Como medida de segurança, o órgão ambiental distrital bane o uso de resíduos em áreas de proteção permanente e de mananciais, bordas de chapadas, declives e locais próximos a nascentes. Todavia, em locais permitidos, composto de lixo e lodo de esgoto são utilizados em projetos de revegetação de áreas degradadas no Distrito Federal desde 1994, mesmo na ausência de avaliações dos efeitos que esses resíduos exercem sobre espécies arbóreas de Cerrado.

Dessa forma, este trabalho visa avaliar a influência que composto de lixo doméstico e de lodo de esgoto exercem sobre a sobrevivência de mudas de espécies arbóreas de Cerrado utilizadas na revegetação de áreas mineradas no Distrito Federal.

Material e métodos

Parte de uma área de 35 ha, escavada em seis metros de profundidade sobre Latossolo Vermelho-Escuro (EMBRAPA, 1999) e abandonada há cerca de 40 anos foi escarificada em curvas de nível a cada seis metros de distância. Covas de 0,4 m x 0,4 m x 0,4 m (64 L ou 77 kg de substrato) foram abertas a cada seis metros, dentro das linhas de escarificação. Características do substrato argiloso exposto (523 g argila kg⁻¹ solo) constam na tabela 1.

A cada cova incorporaram-se 54 L de lodo de esgoto contendo 853 g kg⁻¹ de água gravimétrica (base úmida). Esse material foi

estes materiais são indicados em função da quantidade gerada e das fortes restrições a outros usos

originado por processo de lodos ativados, em nível terciário, e desaguados em prensa mecânica na ETE Brasília Norte. Em cada cova da linha seguinte, foram aplicados 18 L de composto de lixo maturado por 60 dias e contendo 511 g kg⁻¹ de água gravimétrica (base úmida). O composto foi produzido a partir de resíduos orgânicos domésticos em um reator horizontal de ventilação forçada, na Usina e Compostagem do SLU, Asa Sul-Brasília/DF. Na linha seguinte voltou-se a aplicar lodo de esgoto e assim sucessivamente, até se obterem 320 covas adubadas com lodo de esgoto e 320 covas adubadas com composto de lixo doméstico. Características dos resíduos utilizados constam na tabela 1.

A matéria orgânica do substrato minerado e dos resíduos foi analisada oxidando-se 0,2g de material seco (110°C por 48h) com uma mistura de dicromato de potássio (K₂Cr₂O₄) e ácido sulfúrico (H₂SO₄) e posterior titulação com sulfato ferroso aquoso (FeSO₄.7H₂O). Fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) dos resíduos foram extraídos por meio de digestão ácida (H₂SO₄ + HNO₃) a 250°C e posterior análise de 5ml dos extratos em espectrofotômetro de absorção atômica. Outros 10 ml dos mesmos extratos foram destilados para análise de nitrogênio total (Método Kjeldahl). Nitrogênio no substrato foi extraído com solução 2M KCl e analisado por meio de destilação (Método Kjeldahl). P, K, Ca e Mg no substrato foram

analisados conforme EMBRAPA (1997).

A aplicação de lodo de esgoto e de composto de lixo às covas resultou na adição de 40 a 50 g kg⁻¹ de matéria orgânica (base seca) ao substrato de cada cova. Duas semanas após a incorporação dos resíduos, 640 mudas de oito espécies de Cerrado, de variados tamanhos, foram selecionadas, perfazendo-se 80 plantas por espécie. As plantas foram divididas em vinte grupos, cada um contendo quatro mudas de cada espécie selecionada, totalizando 32 mudas/grupo. Mudas dentro dos grupos foram distribuídas ao acaso e plantadas nas covas, dentro de cada linha de escarificação, sem a adição de fertilizantes ou corretivos químicos.

A sobrevivência das plantas foi acompanhada ao final de duas estações secas (outubro-dezembro) e depois de duas estações chuvosas (maio-julho), perfazendo 22 meses de observação, sem que houvesse qualquer trato cultural ao longo do período. Os dados foram tratados por meio de análise de variância e as médias foram comparadas pelo Teste-t ou pelo teste de Tukey, utilizando-se o programa Minitab 12 para Windows.

Resultados e discussão

A sobrevivência das espécies em 22 meses de cultivo variou de 37%, para *Tibouchina sp.* (Melastomataceae) adubada com composto

TABELA 1 - PARÂMETROS ANALISADOS NO SUBSTRATO MINERADO E NOS RESÍDUOS UTILIZADOS

Material	M.O*	pH _{água}	N	P	K	Ca	Mg
	(g kg ⁻¹)	(1:5 m/v)	mg kg ⁻¹				
Substrato minerado	6,0 ± 0,8	5,2 ± 0,2	< 0,1 <± 0,1	< 0,1 <± 0,1	0,2 ± 0,1	1,0 ± 0,1	0,5 ± 0,1
Lodo de esgoto	515 ± 23	6,5 ± 0,1	82 ± 3	63 ± 4,1	4,1 ± 0,1	17 ± 1,1	47 ± 1,0
Composto de lixo	349 ± 15	5,8 ± 0,2	7,1 ± 0,8	6,2 ± 0,2	7,3 ± 1,1	8,2 ± 0,1	9,0 ± 0,5

*Matéria orgânica em base seca. Demais parâmetros em base úmida. Médias ± desvio padrão.

a sobrevivência das plantas foi acompanhada ao final de duas estações secas



de lixo, a 90%, para *Plathyenia reticulata* (Caesalpinoideae) independentemente da fonte de matéria orgânica (tabela 2). Das oito espécies testadas, *Dipterix alata* (Faboideae), *Piptadenia peregrina* (Mimosoideae) e *P. reticulata* apresentaram porcentagens de sobrevivência iguais para o composto de lixo e para o lodo de esgoto. Para as demais cinco espécies, cujos valores de sobrevivência diferiram para as duas fontes de matéria orgânica, o composto de lixo proporcionou melhores resultados para *Myracodrum urundeuva* (Anarcadiaceae), *Stryphnodendrum adstringens* (Mimosoideae) e *Zantoxylum rhoifolium* (Rutaceae). O melhor resultado comparativo por espécie para o composto de lixo refere-se a *Z. rhoifolium*, cuja sobrevivência superou em quase duas vezes a obtida com lodo de esgoto. Porém, as mudas de *Tibouchina* sp. cultivadas com lodo de esgoto superaram em 1,4 vez as mudas da mesma espécie cultivadas com composto de lixo.

Houve interações variadas entre as diferentes espécies escolhidas e as duas fontes de matéria orgânica, com aparente vantagem de três espécies sobrevivendo mais em covas adubadas com composto de lixo contra duas espécies superiores em lodo de esgoto (tabela 2). Todavia, o valor médio da porcentagem de so-

brevivência para todas as oito espécies no tratamento composto de lixo é de 69,4% ($\pm 6,5$) e para o tratamento lodo de esgoto é de 65,0% ($\pm 5,1$), que tornam o tratamento não significativo. Análise de variância e Teste-t confirmam a inexistência de diferenças significativas entre os dois tratamentos (tabela 2).

Cerca de 10% de todas as mudas morreram ainda na primeira quinzena após o plantio, sem que se pudesse constatar qualquer efeito deletério das duas fontes de matéria orgânica. As diferenças dos valores de sobrevivência para os dois tratamentos também não são significativas, o que leva a inferir que as causas de mortes prematuras de mudas relacionam-se a problemas de formação, condução e transporte das próprias plantas e não a problemas de toxicidade do lodo de esgoto ou do composto de lixo.

Outros 69% de morte ocorreram durante as estações secas: 63% na primeira estação seca e 6% na segunda. Apenas 21% de todas as mortes ocorreram nas estações chuvosas, perdidas para predadores, parasitas ou outras causas. Como cerca de 70% das mortes ocorreram nas estações secas, estresse hídrico parece ser fator determinante para a perda de plantas. CORRÊA e CARDOSO (1998) citam que a falta de capacidade de os substratos minera

houve interações variadas entre as diferentes espécies escolhidas e as duas fontes de matéria orgânica

TABELA 2 - SOBREVIVÊNCIA DAS MUDAS ADUBADAS COM COMPOSTO DE LIXO E COM LODO DE ESGOTO, POR ESPÉCIE TESTADA

Espécie		Sobrevivência %	
Nome científico	Nome comum	Lodo	Lixo
<i>Dipterix alata</i>	Baru	68,4a	62,1a
<i>Jacaranda mimosaeifolia</i>	Jacarandá-mimoso	65,6c	51,2b
<i>Myracodrum urundeuva</i>	Aroeira	61,5e	72,0d
<i>Piptadenia peregrina</i>	Angico	79,0f	73,3f
<i>Plathyenia reticulata</i>	Vinhático	90,9g	89,9g
<i>Stryphnodendrum adstringens</i>	Barbatimão	55,0i	83,0h
<i>Tibouchina</i> sp.	Quaresmeira	52,9k	37,1j
<i>Zantoxylum rhoifolium</i>	Maminha-de-porca	47,0m	86,3l
Médias	Médias	65,0n	69,4n

Médias com mesma letra não diferem estatisticamente pelo Teste-t ($p = 0,05$).

dos reterem umidade na estação seca é a maior causa de morte de mudas de espécies arbóreas de Cerrado em projetos de revegetação de áreas mineradas no Distrito Federal.

Ao se tentar relacionar a ecologia das espécies plantadas com as fontes de matéria orgânica utilizadas, nenhum resultado conclusivo pôde ser obtido. As três espécies com valores iguais para sobrevivência distribuem-se por três grupos ecológicos: *D. alata* e *P. reticulata* são secundárias/clímaxes e *J. mimosaeifolia* é pioneira. Porém, as espécies com melhor performance em composto de lixo são secundárias e aquelas superiores em lodo de esgoto são pioneiras. Inferências além dessas não são possíveis fazer, devido ao reduzido número de espécies testadas. Melhor resultado foi conseguido quando se relacionaram as fontes de matéria orgânica com o estágio de desenvolvimento das mudas ao serem plantadas no campo (figura 1).

Existe no Distrito Federal a prática de não se plantar em campo aberto mudas que apresentem menos de 30 cm de altura. Esse hábito encontra suporte nos dados encontrados aqui: as perdas de mudas menores que 10,5 cm passaram dos 50% para o composto de lixo e chegaram a 50% para o lodo de esgoto, independentemente da espécie (figura 1). Na classe de altura seguinte, 10,5 - 20,5 cm, mais de 60% das mudas cultivadas com lodo de esgoto sobreviveram aos primeiros 22 meses de campo, mas aquelas cultivadas com composto de lixo continuaram com o valor de 50% para sobrevivência. A diferença entre os valores de sobrevivência aumenta ainda mais na classe 20,5 - 30,5 cm: 87% das mudas que pertenciam a essa classe de altura sobreviveram nas covas adubadas com lodo de esgoto, enquanto as plantadas com composto de lixo permaneceram em 52% de sobreviventes (figura 1).

Nas classes superiores de altura, 30,5 - 40,5cm e 40,5 - 50 cm, a porcentagem de sobreviventes entre as duas fontes de matéria orgânica iguala-se, dentro de cada classe (figura 1). A morte de plantas, que se reduziu na classe 30,5 - 50 cm, volta a aumentar para as mudas maiores que 50 cm. O tamanho das mudas com mais de 50 cm de altura pode ter sido inapropriado para covas de apenas 64 L. Volume e tratamento dado

a covas são cruciais para o desenvolvimento e sobrevivência de plantas sob condições adversas. O volume de 64 L é modesto, mas na prática é o mais utilizado no Distrito Federal, retratando, portanto, a realidade local (CORRÊA e CARDOSO, 1998).

PINÃ-RODRIGUES (1997) cita que 20% de morte de mudas pode ser considerado baixo em projetos de recuperação de áreas degradadas, e valores de até 40% são comuns nesses casos. Dessa forma, 87% de sobreviventes na classe 20,5 - 30,5 cm, para o tratamento com lodo de esgoto, pode ser considerado um excelente resultado. Plantas entre 30,5 - 50,0 cm limitaram-se a menos de 40% de mortes, tanto nas covas adubadas com lodo de esgoto como nas adubadas com composto de lixo. Porém, apenas as plantas cultivadas em lodo de esgoto apresentaram menos de 40% de mortes para as mudas entre 10,5 cm e 30,5 cm e para aquelas maiores que 50,0 cm.

A diferença de desempenho das duas fontes de matéria orgânica foi menor do que a capacidade nata de as espécies selecionadas sobreviverem às condições adversas impostas pelo experimento (tabela 2). O lodo de esgoto e o composto de lixo mostraram desempenhos significativamente diferentes somente ao interagirem com os variados estágios de desenvolvimento das mudas plantadas (figura 1).

COX e WHELAN (2000) relatam crescimentos excepcionais de *Corymbia maculata*, *Acacia* sp. e *Collistemon* sp. ao serem adubadas com lodo de esgoto doméstico. Já PASCUAL et al. (1997) encontram fortes indícios de que a adição de lodo de esgoto em solos acarreta melhores resultados de crescimento do que a incorporação de outros resíduos domésticos, devido à grande concentração de N e P que lodos de esgoto contêm. Nesse sentido, COX e WHELAN (2000) advogam que o crescimento rápido de plantas em estágios iniciais de desenvolvimento aumenta suas chances de sobreviver a fatores adversos, como por exemplo, a secas.

O tratamento dado a substratos é de fundamental importância para o estabelecimento e desenvolvimento de uma comunidade vegetal implantada pelo homem, principalmente em se

**em
determinadas
espécies, a
adição de lodo
de esgoto em
solos acarreta
melhores
resultados de
crescimento**



tratando de áreas agudamente degradadas (COX e WHELAN, 2000). O lodo de esgoto utilizado neste trabalho possui concentrações de N, P e Mg muito maiores do que as presentes no composto de lixo. O maior valor nutricional do lodo provavelmente se traduziu em maior sobrevivência das mudas tratadas com ele (tabela 1). N estimula significativamente o crescimento de plantas em estágios iniciais de desenvolvimento, e isso resulta em maior acúmulo de reservas para que mudas atravessem períodos de estiagem (KREBS, 1985).

Outro provável mecanismo que favorece o lodo de esgoto é o aumento da capacidade de água disponível dos substratos adubados com ele. EPSTEIN (1997) relata grande aumento da capacidade de retenção de água de substratos minerados e solos tratados com lodo de esgoto. USON e COOK (1995) citam aumentos da quantidade de água disponível para plantas em solos adubados com vários resíduos. Eles relatam que as diferentes capacidades de armazenar água para plantas que resíduos proporcionam a solos acentuam-se em épocas de estiagem.

A determinação se o aumento da capacidade de campo do substrato minerado é o me-

canismo que favorece o lodo de esgoto extrapola os objetivos deste trabalho, mas a investigação dessa hipótese é de fundamental importância para o manejo adequado de resíduos em substratos minerados. Porém, como o lixo compostado não superou em nenhum momento o lodo de esgoto e cerca de 70% de todas as mortes de plantas ocorreram na estação seca, diferenças em disponibilidade de água nesses substratos certamente contribuíram para os diferentes valores de sobrevivência entre os dois tratamentos.

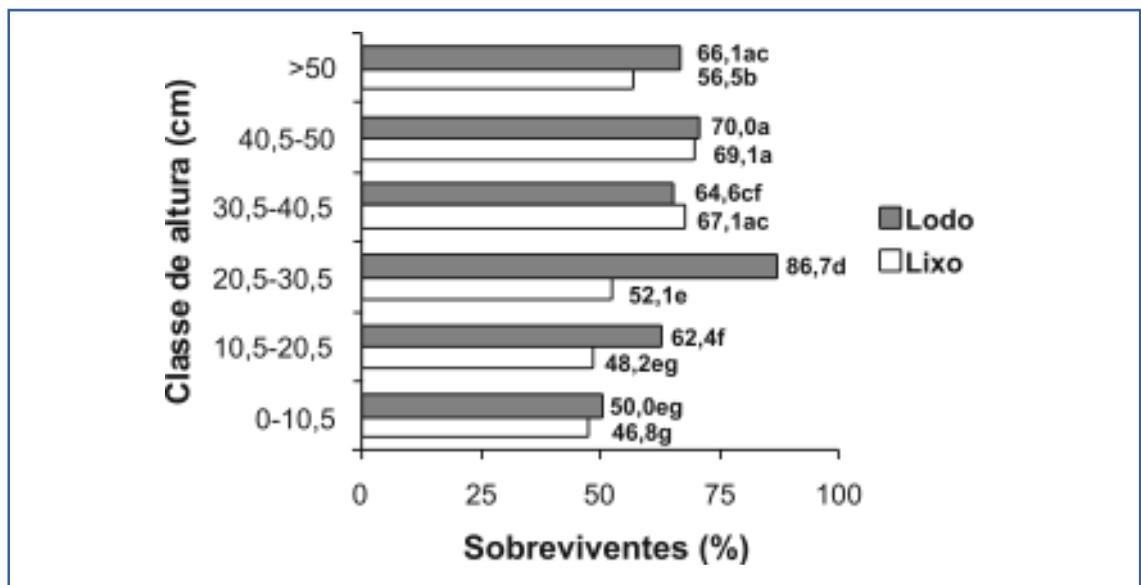
Conclusões

A fonte de matéria orgânica não influenciou a sobrevivência de mudas arbóreas de Cerrado ao se considerar espécie utilizada. Os dados tratados por classe de altura mostraram-se mais promissores para o experimento. A melhor interação foi obtida entre as mudas de 20,5 - 30,5cm de altura e o lodo de esgoto: apenas 13% morreram em 22 meses. Mudas com menos de 10,5cm de altura não deveriam ir para o campo por causa da grande proporção de plantas mortas, independentemente do tipo de resíduo utilizado na adubação.

o maior valor nutricional do lodo provavelmente se traduziu em maior sobrevivência das mudas tratadas com ele



FIGURA 1 - SOBREVIVÊNCIA DE MUDAS ARBÓREAS DE CERRADO DE ACORDO COM A CLASSE DE ALTURA E FONTE DE MATÉRIA ORGÂNICA UTILIZADA, EM 22 MESES. MÉDIAS COM MESMA LETRA NÃO DIFEREM ESTATISTICAMENTE PELO TESTE DE TUKEY (P = 0,05)



O lodo de esgoto apresentou nítida vantagem sobre o composto de lixo por classe de altura e nenhuma desvantagem ao se considerar a média de todas as oito espécies testadas. Alta concentração de nutrientes e aumento da capacidade de água disponível nos substratos adubados são as prováveis causas de o lodo de esgoto ser uma melhor fonte de matéria orgânica do que o composto de lixo.

As mudas das espécies arbóreas de Cerrado da classe 20,5 - 30,5 cm que foram adubadas com o lodo de esgoto apresentaram excelente resultado de sobrevivência ao serem submetidas a condições adversas de área minerada.

Referências

- BRADY, N.C. **Natureza e propriedades dos solos**. 7. ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1989. 647 p.
- BRASIL. **Decreto n. 4.954**, de 14 de janeiro de 2004. Disponível em: <<http://www.planalto.gov.br>> Acesso em: 10 out. 2004.
- CORRÊA, R.S.; BIAS, E.D.; BAPTISTA, G.M.M. Áreas degradadas pela mineração no Distrito Federal. In: CORRÊA, R.S.; BAPTISTA, G.M.M. (Orgs.). **Mineração e áreas degradadas no cerrado**. Brasília: Universa, 2004. p. 9-21; 174.
- CORRÊA, R.S.; CARDOSO, E.S. Espécies testadas na revegetação de áreas degradadas. In: CORRÊA, R.S. E MÉLO FILHO, B. (Orgs.). **Ecologia e recuperação de áreas degradadas no Cerrado**. Brasília: Paralelo 15, 1998. p. 101-116;178.
- CORRÊA, R.S.; MÉLO FILHO, B. Ecologia e regeneração em áreas escavadas. In: _____. **Ecologia e recuperação de áreas degradadas no Cerrado**. Brasília: Editora Paralelo 15, 1998. p.65-100:178
- COX, J.A.; WHELAN, R.J. Soil development of an artificial soil mix: nutrient dynamics, plant growth, and initial physical changes. **Australian Journal of Soil Research**, v.38, p. 465-477, 2000.
- EMBRAPA. **Manual de métodos de análise e solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos; Embrapa-CNPS, 1997. 211 p.
- _____. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Rio de Janeiro: Serviço de Produção de Informação; Embrapa Solos, 1999. 412 p.
- EPSTEIN, E. **The science of composting**. Lancaster, Pennsylvania: Technomic Publishing Company, 1997. 487 p.
- FROSSARD, E; MOREL, J.L. Assessment of the phosphorus fertilizing value of urban sewage sludges. In: SOIL MANAGEMENT IN SUSTAINABLE AGRICULTURE. THIRD INTERNATIONAL CONFERENCE ON SUSTAINABLE AGRICULTURE. London. **Anais...UK**: Wye College, 1995. p. 226-230.
- KREBS, C.J. **Ecology**: the experimental analysis of distribution and abundance. New York: Harper and Row, 1985. 585 p.
- LEITE, L.L.; HARIDASSAN, M.; MARTINS, C.R. Efeitos da descompactação e adubação do solo na revegetação espontânea de uma cascalheira no Parque Nacional de Brasília. In: SIMPÓSIO SUL-AMERICANO, 1., 1994, Foz do Iguaçu. SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 2., 1994, Foz do Iguaçu. **Anais... Brasil**: Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná-FUPEF, 1994. p. 527-534.
- PASCUAL, J.A. et al. Characterization of urban wastes according to fertility and phytotoxicity parameters. **Waste Management & Research**, v.15, p.103-112, 1997.
- PINÃ-RODRIGUES, F.C. Análise do desenvolvimento de espécies arbóreas da Mata Atlântica em sistema de plantio adensado para a revegetação de áreas degradadas em encosta, no entorno do Parque Estadual do Desengano (RJ). In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 3., 1997, Ouro Preto. **Anais... Minas Gerais**: Soci-

quanto à espécie, a fonte de matéria orgânica não influenciou a sobrevivência das mudas



idade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas/Universidade Federal de Viçosa, 1997. p. 283-291.

TOMER, M. et al. Nitrogen and phosphorus removal in an effluent-irrigated forest plantation in New Zealand. In: NATIONAL SOILS CONFERENCE ENVIRONMENTAL BENEFITS OF SOIL MANAGEMENT, 1998, Brisbane. **Anais...** Austrália: 1998. p.79-85.

USON, A.; COOK, H. Water relations in a soil amended with composted organic wastes. In: SOIL MANAGEMENT IN SUSTAINABLE AGRICULTURE. THIRD INTERNATIONAL CONFERENCE ON SUSTAINABLE AGRICULTURE. London. **Anais...** UK: Wye Collge, 1995. p. 453-460.

**O lodo de
esgoto
apresentou
nítida vantagem
sobre o
composto de
lixo**



Autores

Rodrigo Studart Corrêa,
Ph.D em Manejo de Recursos Naturais da
Semarh-DF, professor da Universidade de
Brasília - EFL e da Universidade Católica de
Brasília - UCB.

Benício de Mélo Filho,
mestre em Desenvolvimento Sustentável do
Ibama e doutorando em Manejo Florestal
pela UFPR.