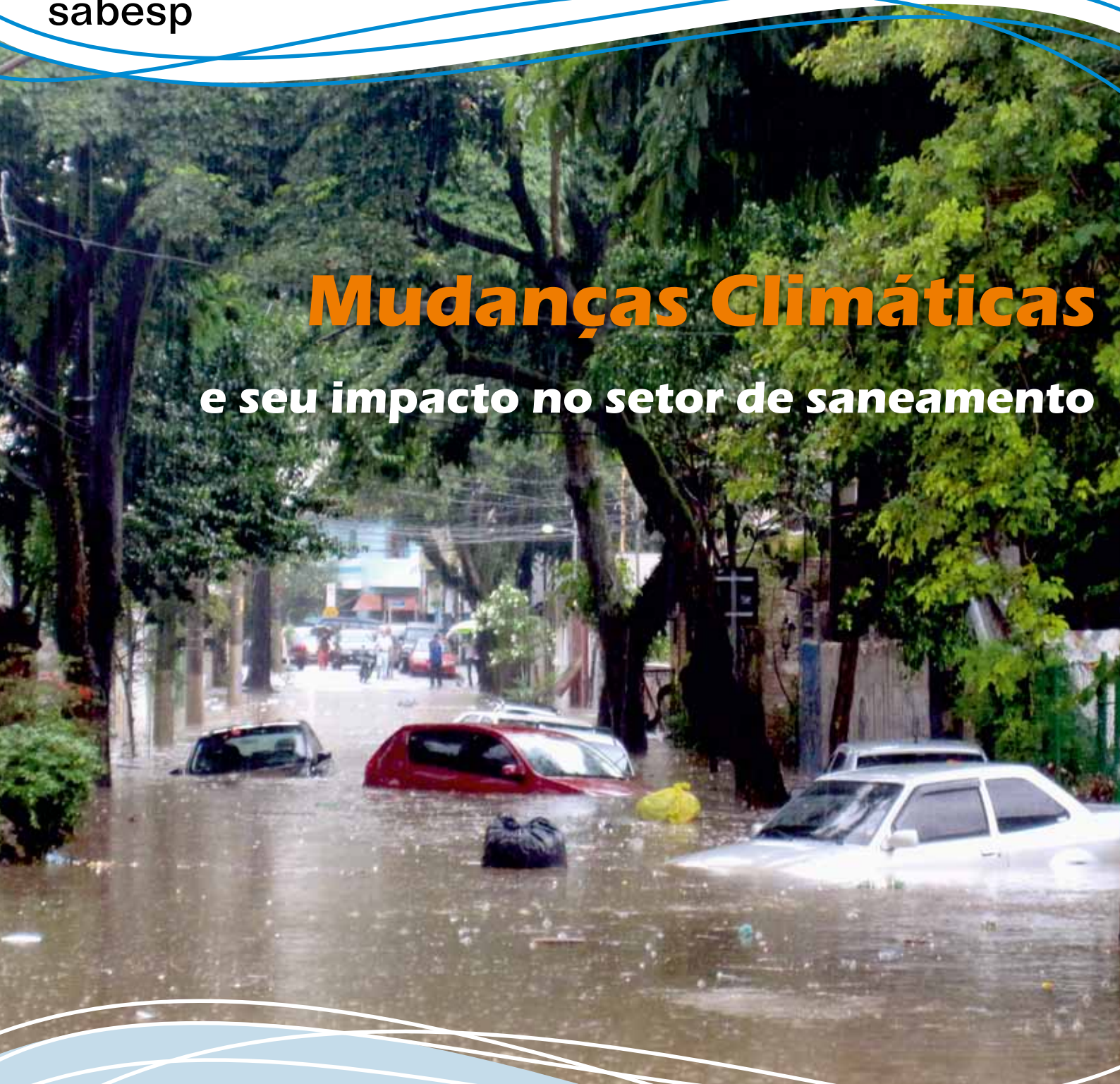
Uma publicação da Cia. de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
//distribuição gratuita

sabesp

revista DAE

#186
ano LIX
Maio 2011
ISSN 0101-6040

CARTA
9912263842-DR/SPM
SABESP
CORREIOS



Mudanças Climáticas

e seu impacto no setor de saneamento

NOTA TÉCNICA

Contribuição para o projeto de biofiltros aplicados ao tratamento de emissões odorantes provenientes de reatores anaeróbios

Reportagem de Capa

04

As controvérsias sobre as mudanças climáticas e o saneamento

Artigos Técnicos

16 **Efeito da aeração por *air-lift* na alevinagem de tilápia do Nilo em esgoto doméstico tratado**
Effect of aeration by air-lift in the Nile Tilapia fingerling in treated domestic sewage

23 **Incorporação de lodo e areia de ETE em blocos para construção civil: avaliação do crescimento de fungos**
Incorporation of sludge and sand from a wastewater treatment plant in building materials: an evaluation on fungal growth

29 **Validação do método de Sedgwick-Rafter para a quantificação do fitoplâncton**
Sedgwick-Rafter method validation for quantification of phytoplankton

37 **Avaliação da deterioração estrutural de tubulações da rede de distribuição de água na Região Metropolitana de São Paulo**
Structural deterioration evaluation of pipes of the water distribution network in the Sao Paulo Metropolitan Region

46 **Remoção de cor, de ferro e de manganês em água com matéria orgânica dissolvida por meio da pré-oxidação, coagulação, filtração e adsorção em carvão ativado granular**
Removal of color, iron and manganese in water containing dissolved organic matter by pre-oxidation, coagulation, filtration and adsorption ingranular activated carbon

Notas Técnicas

56 **Contribuição para o projeto de biofiltros aplicados ao tratamento de emissões odorantes provenientes de reatores anaeróbios**
Contribution to the design of biofilters applied to the treatment of odorous emissions from anaerobic reactors

Notícias

63 **Cientistas associam terremotos à mudança climática**

64 **Mudanças climáticas serão severas nas grandes cidades dos países em desenvolvimento**

65 **Calendário de Eventos**

Publicações

67

Atualmente, as mudanças climáticas são alvo de diversas discussões e pesquisas científicas. A perspectiva é de aumento nas temperaturas e alterações drásticas nos níveis pluviométricos, que podem impactar de forma significativa o ciclo da água.

Áreas mais sujeitas a extremos climáticos são as primeiras a sofrer consequências desse novo cenário. Períodos de chuva serão prolongados e intensos em regiões de maior precipitação, como o estado de São Paulo. O semiárido nordestino, com sua marcada história de secas, vai enfrentar estiagens mais frequentes e duradouras.

A *Revista DAE* ouviu especialistas para traçar um panorama das relações entre as forças da natureza e a ação humana e, sobretudo, refletir sobre estratégias para enfrentar os efeitos de tantas mudanças no sistema de saneamento e infraestrutura das grandes cidades. Completam esta edição, cinco artigos e uma nota técnica que trazem as marcas da qualidade e do rigor científico e acadêmico.

Estamos buscando artigos de caráter operacional e quem quiser encaminhar material para publicação nos próximos números, pode entrar no site da *Revista DAE (www.revistadae.com.br)* e seguir as diretrizes básicas para o envio das diferentes formas de contribuição: nota e artigo técnico, revisão da literatura e discussão de nota e artigo técnico.

Boa leitura!

Américo de Oliveira Sampaio
Editor Chefe

Missão
A *Revista DAE* tem por objetivo a publicação de artigos técnicos e científicos originais nas áreas de saneamento e do meio ambiente.

Iniciou-se com o título *Boletim da Repartição de Águas e Esgotos (RAE)* em 1936, prosseguindo assim até 1952, com interrupções em 1944 e 1945. Não circulou em 1953. Passou a denominar-se *Boletim do Departamento de Águas e Esgotos (DAE)* em 1954. Passou a denominar-se *Revista do Departamento de Águas e Esgotos* de 1955 a 1959. De 1959 a 1971, passou a denominar-se *Revista D.A.E.* e, a partir de 1972, *Revista DAE*. Interrupção de 1993 a 2007.

Publicação
Diretoria de Tecnologia, Empreendimentos e Meio Ambiente - T

Superintendência de Pesquisa, Desenvolvimento e Inovação Tecnológica - TX

Rua Costa Carvalho, 300 - Pinheiros
05429 000 - São Paulo - SP - Brasil
Tel (11) 3388 9422 / Fax (11) 3814 5716

Editor Chefe
Engenheiro Américo de Oliveira Sampaio

Assistente Editorial
Engenheira Iara Regina Soares Chao

Conselho Editorial
Prof. Pedro Além Sobrinho (USP), Prof. Cleverson Vitório Andreoli (Cia. de Saneamento do Paraná – Sanepar), Prof. José Roberto Campos (USP), Prof. Dib Gebara (Unesp), Prof. Eduardo Pacheco Jordão (Universidade Federal do Rio de Janeiro), Prof. Rafael Kospchitz Xavier Bastos (Universidade Federal de Viçosa), Prof. Wanderley S. Paganini (USP e representante da Sabesp), Profª Emilia Wanda Rutkowiski (Unicamp), Prof. Marcos Tadeu (USP e representante do Instituto de Pesquisas Tecnológicas - IPT). Coordenação do Engº Américo de Oliveira Sampaio (Sabesp).

Jornalista Responsável
Sérgio Lapastina - Mtb: 18276

Capa Rua Belmiro Braga, na Vila Madalena (SP), alagada com as chuvas de fevereiro de 2011

Foto Raiana Ribeiro
sob licença Creative Commons 2.0

Impressão Gráfica Sonora

Tiragem 4.500 exemplares

imprensa@revistadae.com.br

sabesp

AS CONTROVÉRSIAS SOBRE AS MUDANÇAS CLIMÁTICAS E O SANEAMENTO

Texto: Leonardo Pinto Silva

Apesar das divergências entre especialistas e da falta de modelos de previsão, o consenso é de que é preciso planejar e agir

As terríveis imagens da tempestade tropical seguida de deslizamentos na Serra Fluminense, no início do ano, não deixaram dúvidas quanto ao efeito devastador da força da natureza frente à falta de planejamento do crescimento urbano e a ocupação humana das áreas naturais.

A catástrofe do Rio de Janeiro e seu rastro de mais de mil mortos trouxeram à tona uma divergência fundamental entre especialistas de diversas áreas do conhecimento: afinal, até que ponto e de que forma as mudanças climáticas – um assunto ainda muito debatido e pouco compreendido – contribuíram para a incidência daquele fenômeno?

Na área de saneamento básico, a incerteza sobre o assunto, cuja literatura científica em si é quase inexistente, ganha outro agravante. Pelo menos 55% dos municípios do país correm o risco de ter problemas no abastecimento de água daqui a 4 anos, segundo dados do Atlas Brasil, lançado pela Agência Nacional de Águas (ANA).

O levantamento mapeou as necessidades hídricas dos 5.565 munícipios e chegou à conclusão de que o Brasil precisa de mais de R$ 22 bilhões de investimentos para evitar essa escassez de água. Isso sem contar questões igualmente importantes, como combate a perdas, regularidade no abastecimento, qualidade do produto fornecido, e sem entrar na questão do esgotamento sanitário e atendimento ao cliente.

Foto: Lynda Bz

As divergências se acentuam, na visão dos mais céticos, porque os pesquisadores não possuem, hoje, modelos matemáticos capazes de prever, com 100% de precisão, alterações meteorológicas, suas interações e efeitos em uma determinada área geográfica.

Banco de imagens Sabesp

As empresas de saneamento no Brasil não têm no seu horizonte de planejamento, mesmo de longo prazo, planos a serem adotadas no caso de uma possível mudança (radical ou não) de padrão dos eventos climáticos. Mesmo as providências para minimizar as decorrências nocivas daquilo que já se conhece bem – a ocupação humana indevida, especialmente próxima a áreas sensíveis, como mananciais –, acabam por razões diversas não sendo adotadas devidamente pelo poder público. A própria sociedade parece não se sensibilizar com a questão, a não ser - claro - quando a natureza cobra seu espaço na forma de tragédias como as vividas na região Serrana Fluminense ou tantas outras pelo mundo afora e que tem se tornado mais frequentes com o passar dos anos.

As divergências se acentuam, na visão dos mais céticos, porque os pesquisadores não possuem, hoje, modelos matemáticos capazes de prever, com 100% de precisão, alterações meteorológicas, suas interações e efeitos em uma determinada área geográfica. Além disso, os pouco mais de cem anos de registros de dados climáticos não têm relevância estatística, em termos de eras geológicas, para se concluir pela prevalência de um novo de padrão. Há outros fatores, como glaciações e atividade solar, que sugerem períodos de oscilação independentes da maneira como o homem vem usando o carbono na Terra.

Banco de imagens Sabesp

Na impossibilidade de reverter os danos já causados, é preciso mudar condutas e fazer muito mais.

No outro extremo do espectro, existem os apóstolos de que está em andamento, já há algumas décadas, uma mudança que afeta dramaticamente, entre outros fatores, a distribuição hídrica.

As evidências recentes dos ditos "eventos extremos" seriam suficientes para soar um alerta: o clima está mudando em decorrência da atividade humana, e os que agora tomam alguma providência concreta diante desta mudança estão apenas correndo contra o prejuízo.

É nesse cenário instável que se encontram cientistas, empresas de saneamento e, sobretudo, grande parte da população que utiliza (ou deveria utilizar) água tratada e rede de esgoto – um motivo de maior inquietação: a Agencia Nacional de Águas (ANA) estima que 48% dos domicílios brasileiros possuem coleta de esgoto, sendo que 21% se utilizam de fossas sépticas, e apenas 20% do que é coletado recebem algum tratamento, sendo o restante lançado diretamente na natureza. Segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB) de 2008 do IBGE, em relação ao abastecimento, mais de 12 milhões de residências (quase 20% da população) não dispõem de água encanada em casa. É o enorme contingente de 36 milhões de brasileiros sem água nas torneiras e 13 milhões sem banheiros em suas residências – um dos principais entraves ao desenvolvimento. No ritmo atual, esses déficits só serão zerados, respectivamente, nos anos 2039 e 2060.

"As opiniões sobre mudanças climáticas divergem conforme os diferentes graus de especialização dos pesquisadores", explica o professor Rubem La Laina Porto, da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (USP). "Há cientistas sérios que acreditam

Banco de imagens Sabesp

numa mudança de padrão, outros que são céticos quanto a isso e outros ainda que sugerem que há apenas evidências", pondera.

"Contudo, as evidências estatísticas mostram que os ciclos estão mudando: geleiras derretem, há o aquecimento atmosférico, os excessos hidrológicos", avalia o professor José Galizia Tundisi, do Instituto Internacional de Ecologia (IIE), de São Carlos (SP). "No Caribe, de 1900 a 1980, os ditos eventos extremos foram apenas cinco, enquanto que de 1980 até hoje somam 40", exemplifica. "A dúvida é se são apenas decorrência de ações humanas ou se há sinergia com os ciclos terrestres."

"Estou um tanto pessimista", revela Marcos Sanches, meteorologista do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (Inpe). "Começamos no ano 2000 a fazer uma série de simulações de cenários e, pelo que verificamos, já estamos no mínimo uma década depois do ponto mais dramático no que toca às emissões de gases causadores do efeito estufa e, consequentemente, do aquecimento global. A questão é saber o quanto mais ou menos rápido vamos nos adaptar, ou mesmo se vamos nos adaptar

"As evidências estatísticas mostram que os ciclos estão mudando: geleiras derretem, há o aquecimento atmosférico, os excessos hidrológicos."

José Galizia Tundisi

Instituto Internacional de Ecologia

Banco de imagens Sabesp

Para alguns, as enchentes de São Paulo, por exemplo, são efeito principalmente da impermeabilização da megalópole. Para outros, os fenômenos têm se agravado nos últimos cinco anos e não configuram, ainda, um novo patamar de ocorrência, mas apenas a percepção mais acentuada do que já vem ocorrendo há décadas.

a este cenário de alguma forma." Engenheiros por formação, como o professor La Laina, tendem a se sentir pressionados por oferecer respostas práticas aos desafios que lhes são impostos, sem ignorar o fato evidente de que existe um aquecimento global. "O engenheiro está na outra ponta do processo. Não digo que o assunto não seja sério e não deva ser investigado profundamente", diz ele. "Mas há mais de 40 modelos matemáticos considerando as causas do aquecimento, que eu saiba, e nenhum prevalece sobre o outro."

Sem que a ciência atual consiga oferecer informações confiáveis a serem incorporadas nos projetos de saneamento básico, o trabalho desses profissionais fica extremamente mais complexo. "Não podemos dizer que a situação está confusa e pedir que voltemos 30 anos para elaborar um projeto que levasse em conta as características hoje vivenciadas", ironiza La Laina, para quem não está claro que o aquecimento seja necessariamente efeito do despejo de carbono

na atmosfera. "Já fui mais cético, antes os dados não me convenciam, parecia um complô: iríamos morrer fritos em um curto prazo. Mas hoje estou mais no centro dessa discussão", concede. La Laina lembra que a ciência não pode ser tomada como matéria de fé: "Toda vez na história que se misturou ciência com ideologia os resultados não foram bons. Houve um tempo em que se acreditava que a Terra era chata, não é verdade?".

Sabe-se com certeza que a variabilidade dos fenômenos climáticos está mudando e áreas mais sujeitas a extremos são as primeiras a sofrer as consequências. Períodos de chuva serão mais prolongados e intensos em áreas de maior precipitação, caso de São Paulo, e regiões de seca, como o semiárido nordestino, tenderão a enfrentar estiagens mais frequentes e duradouras. O problema é que as explicações para isso não são coincidentes e nem ao menos recorrentes.

Para alguns, as enchentes de São Paulo, por exemplo, são efeito principalmente da impermeabilização da megalópole. Para outros, os fenômenos têm se agravado nos últimos cinco anos e não configuram, ainda, um novo patamar de ocorrência, mas apenas a percepção mais acentuada do que já vem ocorrendo há décadas.

Outros ainda afirmam que o que vemos hoje é a conjugação de tantos fatores, que é praticamente impossível precisar a intensidade e a interação de cada um, o que se apresenta é, na verdade, um grande enigma a ser decifrado.

A controvérsia entre as correntes de pensamento evidenciam um outro detalhe que desafia o senso comum: estamos diante de ciências exatas incapazes de apresentar respostas com exatidão. Consenso mesmo somente na constatação de que, qualquer que seja o cenário próximo, o Brasil enfrentará desafios exponenciais devido a algumas variáveis peculiares e bastante conhecidas.

Por ser um país ainda em fase de desenvolvimento, o enorme déficit na oferta de água e esgoto implicará em custos elevados para chegar a universalização – com ou sem mudança no clima. Além do que, há a necessidade de se lidar com os chamados desafios colaterais, como a ocupação irregular de áreas críticas, poluição de mananciais e, sobretudo, a falta de educação ambiental para essa nova realidade de anomalias.

"É verdade que essas questões no Brasil antecedem os fenômenos de alteração climática, mas hoje não podem ser tomadas independentes deles, nem dissociadas do resto do mundo", avalia o professor Tundisi. Um dos maiores especialistas mundiais em limnologia (estudo da água doce e suas extensões), Tundisi está preocupado não apenas com as implicações decorrentes da escassez da oferta de água própria para o consumo, – o que por si resultaria, no melhor cenário, num líquido pouco parecido com a água que conhecemos hoje, límpida, inodora e incolor.

A demanda por água aumentou muito, mas as regiões de "estresse hídrico" no Brasil – o Nordeste, historicamente, e o interior dos estados de São Paulo e do Rio Grande do Sul – não decorrem apenas por conta do consumo crescente, mas por causa da poluição, segundo dados do IIE.

"Temos problemas mais urgentes que as mudanças globais, e mesmo países que tratam 100% da sua água e esgoto, como Alemanha e França, também os têm", reconhece. "O que não significa que não devamos nos preocupar seriamente com a questão."

"As opiniões sobre mudanças climáticas divergem conforme os diferentes graus de especialização dos pesquisadores."

Ruben La Laina
Escola Politécnica da USP

Uma preocupação adicional do pesquisador reside em outro tipo de poluição sobre a qual não se sabe ainda muito: aquela causada por agentes que os atuais sistemas de tratamento não retêm. São os chamados poluentes orgânicos persistentes (POPs). Produtos como herbicidas, hidrocarbonetos, além de remédios, antibióticos e hormônios excretados pelo homem, cujo destino final, por uma via ou outra, acaba sendo as águas que retornam para o consumo.

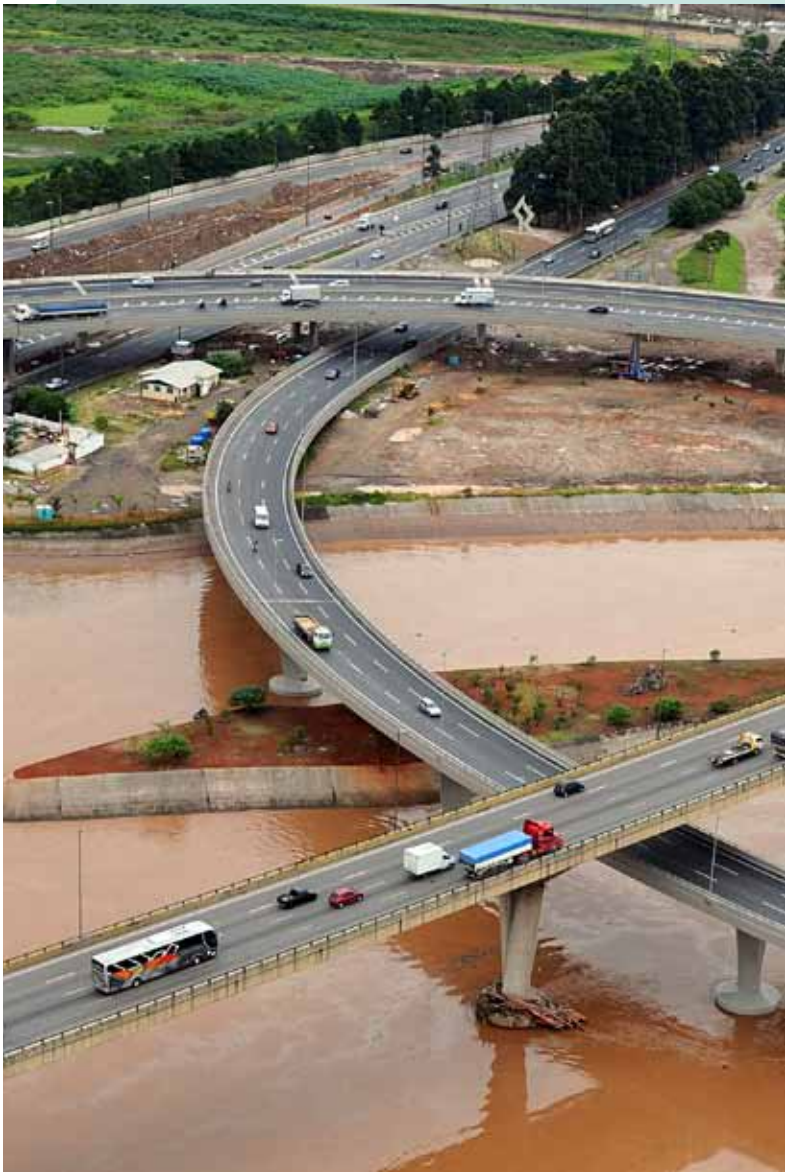
O tratamento para esses resíduos, que podem causar danos à saúde, não está ainda sendo feito no Brasil. Ele existe mas é caro", alerta. "Vamos cada vez mais tomar água contaminada sem nem saber que tipo de contaminação é essa." Tundisi coordena um projeto chamado "Água para as Américas" que procura estabelecer um rede para detectar POPs nas principais bacias do continente e prover dados para sua purificação. "A classe científica está fazendo todo o possível. A população geral está sendo informada. Falta agora os governantes e políticos fazerem a sua parte", adverte ele. "Não podemos esquecer que, acima de tudo, essa é uma questão de saúde pública, de assegurar a vida."

APESAR DOS CENÁRIOS CRÍTICOS, HÁ ALTERNATIVAS

Todas as medidas deságuam num ponto comum: é necessário adotar novas condutas de consumo para fazer frente aos desafios.

Embora todos os cenários no médio/longo prazo sinalizem dias difíceis, já é possível adotar medidas que atenuem o impacto das alterações climáticas, sejam elas permanentes ou não, nos sistemas de saneamento básico."

No Brasil, as empresas de saneamento têm erroneamente deixado de lado essa perspectiva de futuro. É algo que deve ser colocado na agenda delas imediatamente", alerta Tundisi. Para ele, é fundamental esclarecer que, evitar as mudanças é impossível, mas é viável promover adaptações, mais ou menos drásticas, cuja principal implicação é a mudança de costumes.



Em outras palavras, investimentos consistentes em educação – levando ao maior número possível de pessoas desde os conceitos mais básicos de educação sanitária e economia de água (até mesmo exemplos clássicos de desperdício, mas ainda comuns, como lavar calçadas com mangueiras) até as premissas da educação ambientel como reciclagem e reúso. Soa irônico e certamente será mais complicado pedir da população que economize água justamente quando o regime de chuvas se intensifica, mas a inconstância dos fenômenos climáticos pede justamente isso.

Medidas como reciclar, reduzir, coletar água de chuva para consumo futuro – doméstico, industrial e agrícola – já estão na ordem do dia de empresas e

Banco de imagens Sabesp

Todas as medidas deságuam num ponto comum: é necessário adotar novas condutas de consumo para fazer frente aos desafios.

indivíduos independente da ação das companhias de saneamento. Mas é necessário muito mais, apontam os especialistas.

O professor Paulo Barbosa, da Faculdade de Engenharia Civil da Unicamp, diz que a questão é preocupante e requer "zelo e planejamento". "Do ponto de vista científico é preciso distinguir a variabilidade dos fenômenos climáticos versus aquilo que é decorrente da intervenção humana", diz ele, para que em seguida se ponham em prática ações de prevenção e combate aos seus efeitos.

Barbosa reconhece a incerteza nos modelos de previsões climáticas disponíveis, mas pondera que ela "só nos recomenda mais prudência" em tudo que se refere a intervenções antrópicas na natureza. "Necessidades vamos ter sempre, e crescentes: energia, água, alimentos etc. Então é necessário políticas de longo prazo", continua. "O despreparo das cidades, em especial das grandes cidades como São Paulo, diante das chuvas é consequência da falta de planejamento, e de uma expansão desordenada, antes que dos extremos hidrológicos", exemplifica.

Quanto aos custos altos para reduzir o que considera "vergonhoso" – o índice de atendimento de domicílios por água tratada e esgoto –, o professor da Unicamp aponta algumas distorções de modelo crescimento. A cobertura da telefonia já chega a 90%, ou mais que isso caso se tratar de cobertura da telefonia celular que já ultrapassou o número de um aparelho por habitante no território brasileiro. A energia elétrica também apresenta um índice muito superior. Fica a pergunta: Será que somente a essas áreas interessa receber investimentos e financiamentos? Será que se questionada, a população iria preferir o celular ou água e esgoto em suas casas?

Para efeito de comparação, os leilões para obras de ampliação da rede elétrica nos últimos seis anos montam a mais de 550 bilhões de reais – ou "quase um Pré-Sal", nas palavras de Barbosa. "E todos estamos pagando por isso, independente de preço, sem tanta comoção", afirma ele. Segundo o Ministério das Cidades, por menos da metade disso, cerca de 250 bilhões de reais, seria possível fazer a universalização do sistema de saneamento básico (água e esgoto) no Brasil. A questão, portanto, é de prioridades - ou de interesses.

Soa irônico e certamente será mais complicado pedir à população que economize água justamente quando o regime de chuvas se intensifica, mas a inconstância dos fenômenos climáticos pede isso.

Banco de imagens Sabesp

A polêmica se desdobra em como financiar essa ampliação, se através do Estado ou de empresas privadas. Barbosa não vê dogmas nessas possibilidades. Diz que há soluções muito boas tanto estatais como privadas. "A questão não é essa, mas de comprometimento dos governos e agências reguladoras sobre a importância desse insumo, cujo déficit de atendimento nos envergonha profundamente", explica.

Segundo a diretora-presidente da Sabesp, Dilma Pena, "A estrutura tributária vigente também conspira contra o esforço da universalização". Ela se refere a Lei do Saneamento de 2007, que previa a isenção tributária para investimentos no setor, mas foi vetada.

Para piorar, as alíquotas de PIS e Cofins cobradas pelos serviços foram elevadas em 2003. Ou seja, se tudo isso for considerado, chega-se a uma cifra superior a R$ 2 bilhões anualmente que poderiam estar sendo aplicados na expansão das redes de distribuição de água, nas pesquisas para aprimoramento dos sistemas de tratamento, combate às perdas, implantação das redes de coleta de esgotos, mas são, literalmente, drenados para os cofres federais.

Em matéria de investimento, a única segurança nesse particular é: quanto mais o tempo passa, mais recursos vão ser necessários. O custo de esgoto *in natura* despejado no ambiente é, ao fim e ao cabo, maior que o valor que seria investido no tratamento dos efluentes. Em se tratando de regiões costeiras, há uma espécie de "adicional de periculosidade". "Com o aumento do nível do mar, teremos que pensar em materiais resistentes à corrosão e dessalinização de áreas agrícolas e de lençois freáticos", especula o professor José Roberto Guimarães, do Departamento de Saneamento e Ambiente da Unicamp.

Até o fim de 2011, o Conselho Monetário Nacional (CMN) autorizou a contração de obras de saneamento no valor de 6,3 bilhões de reais. E perseguindo a meta de universalizar os serviços de abastecimento sanitário em São Paulo até 2018, a Sabesp investirá cerca de 1,8 bilhão ao ano pelos próximo cinco anos. São grandezas expressivas para que não sejam aplicadas de forma adequada, observando fatores como novas tecnologias e novas

configurações ambientais. Do contrário, a única certeza será a de que pouco será avançado.

Guimarães sublinha que quase não há literatura acadêmica sobre o tema, mas está convicto de que a emissão de gases do chamado efeito estufa e, este, o aumento da temperatura do planeta, com impacto imediato, grave e permanente para a indústria de água e esgoto em todo o mundo. "Conforme aumenta a temperatura, aumenta a produção de dióxido de carbono, metano e óxido nitroso", ensina. Todos estes gases envolvidos no tratamento de resíduos líquidos e sólidos, portanto precisamos de novas tecnologias, outras formas de lidar com o que sabemos e com o que ainda vamos descobri; e mais: novas maneiras de agir, mas precisamos sobretudo agir!"

Apesar das perspectivas um tanto apocalípticas, Guimarães se diz um otimista. Como professor, relata que alunos cada vez mais jovens se conscientizam da questão e multiplicam o conhecimento e as possíveis soluções para esse desafio. "Tento formar essa nova geração e percebo que eles não agem como se não tivessem a ver com o problema", conta ele. "Eles sabem que as pessoas, não os carros, não as estradas, não as empresas é que importam, e isso vai fazer a diferença", relata o professor.

O assunto é extenso e não será certamente esgotado por aqui. No mês de maio, São Paulo sedia o seminário "Mudanças Climáticas e sua Interface com o Saneamento", realizado pela Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), com a participação da Sabesp, Cetesb e outras entidades de classe. Ao fim do evento, será instalada uma câmara multidisciplinar para acompanhar os desdobramentos do tema.

Imagem cedida pela revista SANEAS

Banco de imagens Sabesp

"O despreparo das cidades, em especial das grandes cidades como São Paulo, diante das chuvas é consequência da falta de planejamento, e de uma expansão desordenada, antes que dos extremos hidrológicos."

Paulo Barbosa
Faculdade de Engenharia da Unicamp

Banco de imagens Sabesp

O QUE PODE SER FEITO JÁ

Veja algumas alternativas apontadas pelos especialistas consultados pela reportagem para fazer frente aos desafios climáticos

- Sistemas de tratamento de efluentes e aterros sanitários cobertos, a fim de aprisionar os gases CO_2, CH_4 e N_2O, reutilizando-os num sistema fechado ou inserindo-os na compensação de créditos de Carbono.
- Maior capacitação de profissionais de empresas de água e esgoto e sua aproximação com os centros de pesquisas, e conscientização contínua da população sobre o uso racional de água e descarte adequado de resíduos.
- Aumento dos reservatórios para fazer frente às flutuações de extremos climáticos, em que as estações de chuva e de estiagem vão se alternar, fora de época, e se prolongar por períodos mais longos.
- Macrodrenagens de áreas urbanas, sobretudo as mais impermeabilizadas, por meio de piscinões, aumento das áreas arborizadas, parques, floreiras, estacionamentos com liberação progressiva de águas pluviais.
- Disseminação do uso de cisternas para captação pluvial nas áreas de clima seco e semiárido, e aproveitamento de energia solar e eólica, que costumar ser abundante nessas regiões.
- Medidas econômicas de incentivo, como cobrança de IPTU sobre área impermeabilizada, bônus para residências com menor consumo de água, isenção de tributos sobre matérias-primas e produtos eco-eficientes.
- Controle da vazão dos rios urbanos, com a devida delimitação das áreas marginais, drenagem, alargamento e aprofundamento das calhas.

XXII Encontro Técnico
AESABESP

FENASAN
XXII Feira Nacional de
Saneamento e Meio Ambiente

EM 2011, A FENASAN AINDA MAIOR!

MARQUE NA SUA AGENDA!

01 a 03 de agosto de 2011
Pavilhão Branco do Expo Center Norte
São Paulo - SP

Devido ao grande sucesso e procura de expositores, a próxima edição da Fenasan e Encontro Técnico AESabesp será realizada nos 12.000m² do Pavilhão Branco do Expo Center Norte. Serão 4.000m² a mais de novidades, produtos e serviços do setor de meio ambiente e saneamento.
Com isso, a Feira e o Encontro Técnico se consolidam cada vez mais como o maior evento do setor na América Latina. Aproveite a oportunidade e participe!

Informações: www.fenasan.com.br

AESABESP

Efeito da aeração por *air-lift* na alevinagem de tilápia do Nilo em esgoto doméstico tratado

Effect of aeration by air-lift in the Nile Tilapia fingerling in treated domestic sewage

Cleto Augusto Bara tta Monteiro (*)
Engenheiro Civil. Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente pela UFPI. Doutorando em Saneamento Ambiental na Universidade Federal do Ceará. Profº. Adjunto do Departamento de Recursos Hídricos e Geologia Aplicada do Centro de Tecnologia da UFPI.

André Bezerra dos Santos
Engenheiro Civil. Doutor em Saneamento Ambiental pela Universidade de Wageningen, Holanda. Profº. Adjunto do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental do Centro de Tecnologia da Universidade Federal do Ceará.

Emanuel Soares dos Santos
Engenheiro de Pesca. Mestre em Engenharia de Pesca. Doutorando em Saneamento Ambiental na Universidade Federal do Ceará. Bolsista CNPq.

Maria de Nasaré Bona de Alencar Araripe
Engenheira de Pesca. Doutora em Ciência Animal pela Universidade Federal do Piauí. Profª. Associada do Departamento de Zootecnia do Centro de Ciências Agrárias da UFPI.

Suetônio Mota
Engenheiro Civil e Sanitarista. Doutor em Saúde Ambiental pela Universidade de São Paulo. Professor Titular do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental do Centro de Tecnologia da Universidade Federal do Ceará. Membro da Academia Cearense de Ciências.

Endereço para correspondência (*):
Av Rio Poti, 2033 aptº401, Bairro Horto Florestal – Teresina (PI), CEP:64049-410,
e-mail: cleto_baratta@hotmail.com

Data de entrada: 25/05/2010 **Data de aprovação:** 07/12/2010

RESUMO

Com o objetivo de avaliar o desempenho da tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus*, cultivada em esgoto doméstico tratado em sistema de lagoas de estabilização, utilizaram-se doze tanques de fibra, divididos em dois tratamentos, sem e com aeração do tipo air-lift, as quais não receberam alimentação artificial. Os resultados obtidos para os tratamentos sem e com aeração artificial, respectivamente, foram: crescimento diário, 0,08 ± 0,01a e 0,10 ± 0,02b cm/dia; ganho de peso diário, 0,47 ± 0,08a e 0,65 ± 0,09b g/dia; e produtividade, 12,15 ± 0,99a e 16,24 ± 1,97b kg/ha.dia. Em relação aos parâmetros zootécnicos, é possível afirmar a viabilidade do uso do esgoto doméstico tratado no cultivo da tilápia do Nilo. No tratamento em que foi utilizada aeração por air-lift os resultados de todos os parâmetros avaliados apresentaram-se estatisticamente superiores aos do cultivo sem aeração.

ABSTRACT

This work evaluated Nile tilapia, *Oreochromis niloticus,* cultivation in treated sewage, by using twelve fiber tanks which were divided in two different treatments: external air-lift aeration and absence of external aeration, and did not receive artificial nourishment. The results for the treatments without and with artificial aeration were, respectively: daily growth, 0.08 ± 0.01a and 0.10 ± 0.02b cm/day; daily weight gain, 0.47 ± 0.08a and 0.65 ± 0.09b g/day; and productivity, 12.15 ± 0.99a and 16.24 ± 1.97b kg/ha.day. With regard to the zootechnical parameters it can be concluded that is possible to use treated sewage from stabilization ponds to cultivate Nile tilapia. The results achieved in the air-lift treatment showed to be statistically higher than the aeration-free treatment.

Palavras-chave: piscicultura; alevinagem de tilápia do Nilo; esgoto doméstico; lagoas de estabilização; *Oreochromis niloticus*.

Key words: fish farming; Nile tilapia fingerling; domestic sewage; stabilization ponds; *Oreochromis niloticus*.

INTRODUÇÃO

O conjunto das atividades humanas está cada vez mais diversificado e associado ao crescimento demográfico, exigindo atenção maior às necessidades de uso da água para diversas finalidades. Essas necessidades cobram seus tributos tanto quantitativa e qualitativmente, e se evidenciam principalmente em regiões com características de maiores desenvolvimentos urbano, industrial e agrícola (MANCUSO; SANTOS, 2003). Por outro lado, nas regiões áridas e semi-áridas, a água se tornou fator limitante para o desenvolvimento urbano, industrial e agrícola (HESPANHOL, 2002). A vazão destinada aos fins agrícolas no Brasil é de aproximadamente setenta por cento do total utilizado, o que leva a priorizar o desenvolvimento das tecnologias de reúso nas atividades agropecuárias como a prioridade a suprir esta demanda e promover o desenvolvimento agrícola.

Em virtude da preocupação com esta situação, e conhecendo o potencial do reúso como forma de aumentar a oferta hídrica, na ECO-92 foi recomendada aos países participantes, pela Agenda 21 (1994), a implementação da políticas de gestão dirigidas para o uso de efluentes, onde se integraria a proteção da saúde pública de grupos de risco, com práticas ambientais adequadas. Assim, considerando o uso racional da água, é possível substituir as fontes de abastecimento de atividades produtivas que toleram águas de menor qualidade, implantando o reúso, e, deixando maior volume de água de melhor qualidade para os usos nobres, como é o caso do abastecimento humano (SANTOS et al. 2009a). A prática

da aqüicultura com uso de esgotos domésticos ou por meio de adubação com excretas representa uma fonte de receita substancial em diversos países, entre os quais Bangladesh, Índia, Indonésia e Peru (HESPANHOL, 2002). Com essas práticas, também são utilizados peixes que recebem a energia da biomassa presente no esgoto doméstico tratado e a transfere para o homem ou a outros animais, que consomem esses peixes. Para aproveitar de forma eficiente a produtividade primária presente nos esgotos, devem ser utilizadas espécies de peixes que possuam a capacidade de assimilar essa fonte protéica com eficiência. As carpas e as tilápias, no mundo todo, estão entre as espécies mais utilizadas nas pesquisas e nos cultivos com reúso de esgoto (SANTOS et al. 2009a).

De acordo com Peirong (1989), a tilápia é onívora, com tendência a ser herbívora. No estágio larval, alimenta-se principalmente de zooplâncton e o espectro alimentar aumenta com o crescimento do peixe. No hábito alimentar estão incluídos seres bentônicos, algas, pequenas plantas aquáticas, detritos orgânicos e pequenos animais, tais como minhocas, microcrustáceos e insetos aquáticos.

Tran-Duy et al. (2008) afirmaram que, dentro dos seus limites, as tilápias são espécies de peixes que se adaptam a diferentes condições de qualidade da água. Toleram bem baixos níveis de oxigênio dissolvido, tendo crescimento sensivelmente afetado em concentração abaixo de 3,0 mg/L. Desenvolvem-se em uma ampla faixa de acidez e alcalinidade na água. Crescem e até reproduzem-se em águas salobras ou salgadas e apresentam tolerância a altas concentrações de amônia, quando comparada à maioria dos peixes cultivados. Portanto em aqüicultura, o aproveitamento de águas residuárias tratadas é uma forma de produção de proteínas animal a baixo custo que pode ser explorada pela iniciativa privada ou pelo setor público.

Este cultivo pode atingir bons níveis de produtividade em função dos efluentes das estações de tratamento de esgotos (ETEs), que utilizam a tecnologia de lagoas de estabilização, serem ricas fontes de nutrientes, promovendo o desenvolvimento do alimento natural aproveitável pelos peixes. É possível considerar que as lagoas de estabilização e, particularmente, as lagoas de polimento e de maturação, são ambientes bastante semelhantes aos tanques de piscicultura, no que tange à morfometria e à dinâmica da qualidade da água, pois efluente produzido por este tipo de tratamento biológico de esgoto apresenta enorme potencial de uso no cultivo de peixes. Neste processo acontece a desejável reciclagem de nutrientes uma vez que a produção da biomassa de algas nos reatores irá sustentar a alimentação básica do estoque de peixes ali cultivado.

Esta pesquisa teve por proposta avaliar o uso do esgoto doméstico tratado em lagoas de estabilização como fertilizantes para a alevinagem da tilápia do Nilo com o objetivo de comparar desempenho dos alevinos com ou sem o uso de aeração por air-lift.

METODOLOGIA

O experimento teve duração de 67 dias e foi realizado na área experimental situada na Estação de Tratamento de Esgotos da zona Leste do município de Teresina-PI (ETE-Leste), pertencente à empresa Águas e Esgotos do Piauí S.A. (AGESPISA). A ETE-Leste é composta de cinco lagoas de estabilização em série, das quais uma facultativa aerada, duas facultativas convencionais (paralelas entre si) e duas de maturação (também paralelas entre si), cujo efluente final foi utilizado no abastecimento dos tanques experimentais. A Figura 1 apresenta a fotografia aérea da ETE (A) e a área experimental, com destaque para os tanques de cultivo (B).

Fonte: (A) Muller (2004); (B) Monteiro (2010).

Figura 1 - Imagem aérea da ETE-Leste (A), e da área experimental (B). Teresina-PI, 2010.

Foram utilizados 12 tanques de fibra de vidro com volume útil de 3,80m , devidamente protegidos contra ação de predadores por tela de material plástico. Foram estocados alevinos de tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus*, revertidos sexualmente para machos, com densidade experimental de 10 alevinos por tanque (2,63 peixes/m), totalizando uma população de 120 animais no experimento, cuja fonte de alimentação foi a biomassa algal presente no esgoto tratado. Para revitalizar a oferta dos nutrientes na dieta dos animais, assim como a manutenção da qualidade ambiental, diariamente era efetuada a troca de 15% do volume de esgoto de cada tanque.

Foram testados dois tratamentos, descritos a seguir:

- T-01 → Tanques experimentais 1 a 6: abastecidos com esgoto doméstico tratado no sistema de lagoas de estabilização; sem fornecimento de ração; sem aeração;

▪ T-02 → Tanques experimentais 7 a 12: abastecidos com esgoto doméstico tratado no sistema de lagoas de estabilização; sem fornecimento de ração; com aeração por sistema air-lift.

No tratamento com aeração suplementar foi utilizado um compressor do tipo radial (soprador) com 1,25 CV de potência, operando em um turno de aeração de 9 horas, no período das 21 às 06 horas. Foram realizadas biometrias inicial e de acompanhamento. A biometria inicial foi dedicada à caracterização da população e as biometrias de acompanhamento foram realizadas mensalmente e forneceram os dados necessários ao estudo do desenvolvimento dos animais. Em todas as biometrias, foram medidos o compri mento total (cm) e o peso médio (g), para avaliação do ganho de peso diário (g/dia) e crescimento diário (cm/dia). Quando da conclusão do cultivo, foi quantificado, também, o resultado de sobrevivência e calculadas as produtividades (kg/ha.dia) alcançadas.

Para avaliar se houve influencia das condições ambientais nos resultados dos parâmetros zootécnicos, foram acompanhados alguns dos principais indicadores de qualidade de água comumente utilizados na piscicultura. Foram medidos: pH, utilizando-se pHmetro portátil digital modelo WTW pH 330i; Temperatura (ºC) e Oxigênio Dissolvido (mg/L), usando oxímetro multifuncional modelo HANNA HI 9146. Para as análises de Amônia Total (mg/L), foi adotada a metodologia descrita em APHA (2005), utilizando-se espectrofotômetro DR-2800 HACH. Além destes parâmetros, também foram calculados os valores de amônia não-ionizada (mg/L), a partir da aplicação dos resultados obtidos de amônia total, pH e Temperatura, usando as Equações 1 e 2, propostas por Albert (1973) e Emerson et al. (1975), respectivamente.

$$NH_3 = \left[NH_3 + NH_4^{+}\right] / \left[1 + 10^{(pKa - pH)}\right] \qquad \textit{(Equação 1)}$$

$$pKa = 0{,}0918 + 2729{,}92 / \left[T(^{o}C) + 273\right] \qquad \textit{(Equação 2)}$$

As análises estatísticas dos parâmetros zootécnicos e ambientais avaliados foram realizadas com o software BioEstat 4.0, e a Análise de Variância (ANOVA), e o teste de Tukey para significância de 5,0 % (p 0,05). Foram realizados, também, os testes de Lilliefors e Shapiro-Wilk para a verificação da normalidade e, quando necessária, foi feita a transformação linear dos dados para cumprimento da homo-cedasticidade condição exigida para tanto. Para a análise estatística do crescimento diário, que apresentou dados não-paramétricos foi aplicado teste de Kruskal-Wallis, e para a comparação entre as médias, o teste de Dunn.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Estação de Tratamento de Esgotos (ETE-Leste) trabalha atualmente com menos de 50% de sua capacidade operacional, pois a carga orgânica afluente de DBO5 registrada durante o ciclo experimental foi equivalente a 1.629,34 Kg/dia, para uma vazão média de 8.680,58m /dia. Na Tabela 1 estão apresentados os resultados médios e desvios padrão, além dos valores máximos e mínimos dos parâmetros básicos característicos do esgoto tratado produzido por este sistema e, utilizado no abastecimento dos tanques experimentais.

Tabela 1 – Média e desvio padrão dos parâmetros básicos característicos do afluente de esgoto tratado utilizado no abastecimento da unidade experimental. Teresina – PI. 2010.

Parâmetros	Afluente de esgoto tratado (ETE-Leste) aos tanques experimentais.		
	Média±DP	Máximo	Mínimo
Temperatura (ºC)	30,05±0,91	31,15	28,93
pH	7,54±0,13	7,68	7,36
Oxigênio Dis.(mg O_2 /L)	2,79±1,37	4,93	1,19
Amônia (mg N-NH_3/L)	23,98±3,63	27,23	18,80
Nitrito (mg N-NO^{-2}/L)	0,17±0,27	0,65	0,03
Nitrato (mg N-NO^{-3}/L)	0,29±0,11	0,40	0,14
Fósforo (mg/L)	4,51±0,93	5,25	2,91
Sólidos Suspensos (mg/L)	85,54±66,16	168,00	35,00
DBO_5 (mg/L)	15,21±3,66	20,25	10,20
DQO (mg/L)	87,80±29,25	125,00	54,00
Clorofila-a (µg/L)	314,40±319,71	881,00	138,00
Coliformes Totais (NMP/100L)	2239,87±476	2,60E+03	1,70E+03
Coliformes Fecais(NMP/100L)	594,92±407	1,32E+03	2,50E+02
Ovos de Helmintos	ND	ND	ND

Fonte: Agespisa (2010). ND: não detectado.

De acordo com os parâmetros característicos do efluente de esgoto tratado e, informações da AGESPISA, o sistema de tratamento com lagoas de estabilização (ETE-Leste), classificado como tratamento biológico do tipo secundário, produz um efluente final com razoável teor de nutrientes e, ao ser lançado no corpo receptor (rio Poti), pode contribuir para o processo de eutrofização que se verifica neste manancial, em virtude do lançamento indiscriminado de esgotos, na zona urbana do município.

Sendo a Clorofila-a uma medida da produtividade primária e do estado trófico do ambiente aquático, é importante observar que a fertilização deste ambiente pode ser identificada através da medida da sua concentração, portanto, o efluente da lagoa de maturação com uma concentração média de 314,40 µg/L, pode ser considerado potencialmente fértil e, compatível com concentrações (137 a 1700 µg/L) relatadas por Luduvice et al. (2001) em pesquisa de concentração de algas em lagoas de estabilização (maturação).

A presença de microalgas no efluente de esgoto tratado representa uma importante fonte de alimento protéico para os peixes, notadamente na idade de alevinos, pois esta biomassa algal, pode conter até mais de 50% (em peso seco) na proporção de proteínas existentes nesses organismos (SANTOS 2008).

Quanto aos aspectos da qualidade microbiológica, a Organização Mundial da Saúde - OMS (WHO, 1989) propôs para cultivo de peixes em águas residuárias tratadas, as seguintes diretrizes: 103 Coli-formes Fecais por 100 mL no tanque de piscicultura ou 104 no afluente ao tanque de piscicultura, além da ausência de ovos de helmintos (trematóides).

As concentrações dos demais parâmetros apresentados na Tabela 1 estão compatíveis com as características de efluentes de esgotos tratados por lagoas de estabilização, e utilizados em atividades de reúso. Na Tabela 2 estão apresentados os resultados médios e desvios padrão, além dos valores máximos e mínimos dos parâmetros ambientais medidos na água de cultivo, nos dois tratamentos experimentais.

Tabela 2 – Média e desvio padrão dos parâmetros ambientais medidos para os Tratamentos T-01(sem aeração) e T-02 (com aeração) durante o cultivo experimental.Teresina – PI (2010).

Parâmetros	T-01			T-02		
	Média ± DP	Máximo	Mínimo	Média ± DP	Máximo	Mínimo
Temperatura (ºC)	29,11 ± 0,95a	30,75	26,73	29,04 ± 0,98a	30,86	26,65
pH	7,38 ± 0,21a	8,00	7,22	7,39 ± 0,19a	7,81	7,18
Oxigênio Dis (mg/L)	2,73 ± 0,84a	4,42	1,34	3,05 ± 0,79a	4,97	2,19
Amônia Total (mg/L)	11,22 ± 6,59a	22,86	0,22	4,88 ± 5,43b	16,95	0,70
NH_3 (mg/L)	0,20 ± 0,12a	0,40	0,01	0,09 ± 0,10b	0,30	0,01
Nitrito (mg $N\text{-}NO^{-2}$/L)	0,32±0,20b	0,60	0,16	0,69±0,60a	1,42	0,30
Nitrato (mg $N\text{-}NO^{-3}$/L)	0,31±0,23a	0,71	0,17	0,39±0,21a	1,09	0,17
Fósforo (mg/L)	4,69± 0,45a	5,91	3,79	3,44± 0,57b	3,90	2,88
Sólidos Suspensos (mg/L)	94.9±43,24a	124.85	32.5	84±44,09a	131.6	39.55
DBO_5 (mg/L)	16,17±4,86a	20,29	12,45	16,29±3,54a	27,71	9,56
DQO (mg/L)	97,01±36,39a	119,34	68,92	75,36±23,71a	106,42	55,45
Clorofila-a (µg/L)	687,5±373,6a	1129,33	291,80	469,8±228,03a	655,33	175,83
Coliformes Totais (NMP/100L)	1,3E+03 ± 9,9E+02a	2,4E+03	5,1E+02	1,7E+03± 9,0E+02a	2,4E+03	4,1E+02
Coliformes Fecais(NMP/100L)	8,7E+02 ±1,1E+03a	2,1E+03	1,0E+02	6,5E+02± 9,2E+02a	2,2E+03	1,0E+02

Amônia Total = NH_4^+ + NH_3; NH_3 = Amônia Não-ionizada. Mesma letra entre tratamentos significa resultados semelhantes pelo teste de *Tukey* ($p \leq 0,05$) ou *Dunn*.

A temperatura média nos Tratamentos T-01 e T-02 foi de 29,11 e 29,04ºC, respectivamente, não apresen-tando diferença estatisticamente signi-ficativa. A temperatura ótima para tilápia do Nilo em ambiente de cultivo é de aproximadamente 30ºC (AZAZA et al., 2008). Neste experimento, os resultados de pH em ambos os tratamentos experimentais foram estatisticamente semelhantes e ficaram dentro dos limites ótimos recomendados na literatura. Na aqüicultura praticada em água doce, recomendam-se valores de pH variando entre 6,0 e 8,5 (ZHOU et al., 2009).

O principal efeito do pH nos organismos aquáticos cultivados é indireto, alterando a forma de outros parâmetros químicos, dentre os quais é relevante destacar os compostos nitrogenados, dos quais a amônia é o mais importante para a piscicultura. A amônia afeta diretamente o crescimento dos animais aquáticos (COLT,2006). As elevadas concentrações deste composto constituem um dos sérios pro-blemas em cultivos de peixes, especialmente em sistemas de recirculação (BENLI et al. 2008).

A quantificação de amônia total envolve a forma ionizada (NH_4+) e a não-ionizada (NH_3). Segundo Colt (2006), a toxicidade da amônia é geralmente associada à concentração da amônia não-ionizada (NH_3), devido sua capacidade de se mover através das membranas celulares. Pillay (1992) recomenda que, por grandes períodos de tempo de exposição, a concentração máxima de amônia não-ionizada seja de 0,1 mg/L.Neste experimento, para o Tratamento T-01, a concentração média foi de 0,20 ± 0,12 mg/L, o dobro da recomendada pelo autor anteriormente citado. Por sua vez, no Tratamento T-02, a concentração foi de 0,09 ± 0,10 mg/L, próxima ao limite máximo recomendado.

Vale salientar que, em ambos os tratamentos foram observadas grandes variações nas concentrações de amônia não-ionizada. De acordo com Colt (2006), as concentrações de oxigênio dissolvido devem ser mantidas entre 5,0 e 6,0 mg/L, no entanto, algumas espécies toleram bem as concentrações entre 3,0 e 3,5 mg/L. Neste experimento, as concentrações médias de oxigênio dissolvido foram 2,73 ± 0,84 e 3,05 ± 0,79 mg/L, respectivamente para os Tratamentos T-01 e T-02, e não apresentaram diferença estatisticamente significante. Nos referidos valores as concentrações encontradas estavam abaixo dos indicados como ideais, na literatura.

Segundo Colt (2006), a amônia afeta seriamente a incidência de doenças, especialmente quando a temperatura e a concentração de oxigênio dissolvido estão abaixo dos valores ótimos. El-Shafai et al. (2004), ao aumentarem as concentrações de amônia não-ionizada, e Tran-Duy et al. (2008), ao reduzirem as concentrações de oxigênio dissolvido, observaram redução no desempenho zootécnico das tilápias do Nilo cultivadas em ambos os experimentos. Baixas concentrações de oxigênio dissolvido e variações nas concentrações de NH_3 aumentam a toxicidade da amônia (COLT, 2006). Esta combinação de resultados de oxigênio dissolvido e amônia não-ionizada afetaram os resultados zootécnicos obtidos nesta pesquisa.

Em água doce, dependendo da espécie, concentrações de nitrito entre 0,7 e 2,0 mg/l podem causar massiva mortandade aos peixes, e quando expostos a níveis sub-letais (0,3 a 0,5 mg/l) podem sofrer redução no crescimento e na resistência a doenças (KUBITZA, 1998). Por outro lado, a presença do nitrato nos tanques deste experimento não comprometeu a integridade dos peixes e tão pouco os resultados esperados no desenvolvimento dos animais, pois, esta forma (NO_3-) de apresentação do nitrogênio é bem menos tóxica que o nitrito.

Entretanto, Proença; Bittencourt (1994) sugerem como o limite máximo de tolerância, a concentração de 5,0 mg/L de nitrato, pois acima deste valor já é possível à ocorrência de morte nos tanques. Os resultados experimentais em T-01 e T-02, para concentrações média de nitrito (0,32±0,20; 0,69±0,60mg/L) e de nitrato (0,31±0,23; 0,39±0,21mg/L), apesar das variações registradas, ficaram situadas dentro dos limites recomendados para piscicultura.

Segundo Bastos et al,(2003), o fósforo é considerado o elemento limitante da produtividade de um viveiro, por ser, um nutriente essencial a toda cadeia alimentar, mas, em geral, apresenta-se em baixas concentrações na água. A forma predominante do fósforo em águas de tanques de piscicultura é o ortofosfato, prontamente assimilável pelo fitoplancton, fonte de nutrientes para os peixes. O fósforo representa a medida da disponibilidade de nutrientes e do estado trófico do ambiente. De acordo com Van Haandel; Marais (1999), citado por Von Sperling et al. (2009), observa-se que as concentrações de fósforo total usualmente encontradas no esgoto sanitário do Brasil têm oscilado, em torno de 5 a 8 mgL^{-1} devido a dois principais fatores: a baixa porcentagem de tripolifosfato de sódio atualmente contida nos detergentes, e a grande quantidade de sabões a base de ácidos graxos de cadeia longa ao invés de polifosfato.

Neste experimento o abastecimento dos tanques da piscicultura, é feito com esgoto tratado pela ETE, o que implica na redução natural na concentração do fósforo (6,63±1,37 mgL^{-1}) no esgoto bruto, que chega na estação.

Os sólidos suspensos analisados em microscópio são formados principalmente por algas da família das cianofíceas e clorofíceas, matéria orgânica particulada, grumos de bactérias, rotíferos e copépodos os quais são alimentos para os peixes. As variações de sólidos suspensos acompanham estreitamente as variações de DQO. Os peixes consumindo parte destes sólidos suspensos promovem a redução da DQO (PEREIRA, 2000). No tratamento T-02, em que utilizou-se o sistema de air-lift, esta redução foi evidenciada, além de neste tratamento, os animais apresentaram melhores resultados zootécnicos (Tabela 3). Na Tabela 3 estão demonstrados os dados referentes aos parâmetros zootécnicos analisados durante os 67 dias de cultivo.

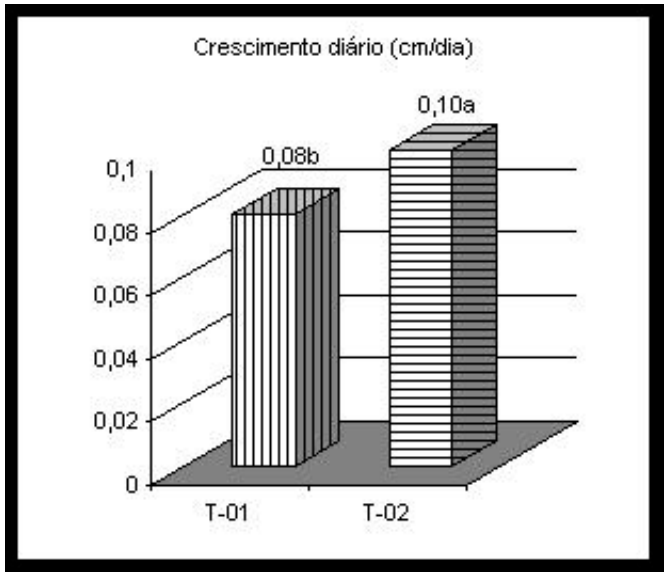
Parâmetros Zootécnicos	Tratamentos Experimentais	
	T-01	T-02
Comprimento Inicial (cm)	7,40 ± 0,49a	6,44 ± 0,51b
Comprimento Final (cm)	12,70 ± 0,77b	13,40 ± 0,90a
Crescimento (cm/peixe)	5,30 ± 0,77b	6,62 ± 1,36a
Crescimento diário (cm/dia)	0,08 ± 0,01b	0,10 ± 0,02a
Peso Inicial (g)	7,14 ± 1,16a	4,62 ± 0,60b
Peso Final (g)	38,36 ± 5,09b	47,85 ± 6,02a
Ganho de Peso (g)	31,22 ± 5,09b	43,23 ± 6,02a
Ganho de Peso Diário (g/dia)	0,47 ± 0,08b	0,65 ± 0,09a
Produtividade (kg/ha.dia)	12,15 ± 1,83b	16,24 ± 1,97a
Sobrevivência	98,3%	95,0%

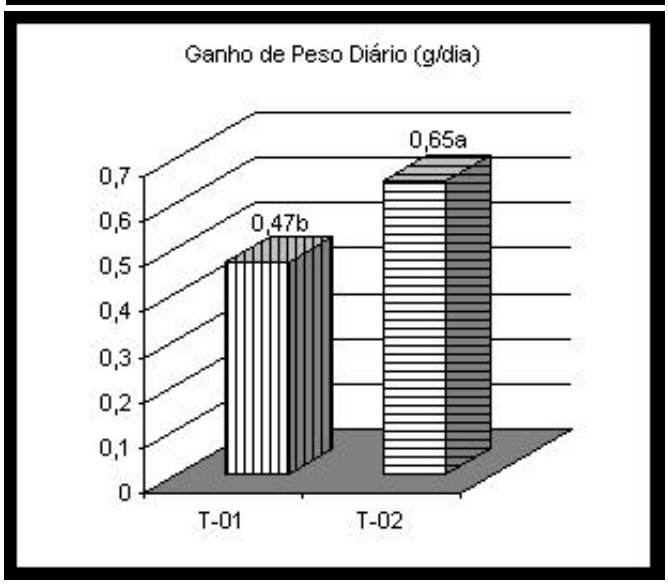
Mesma letra entre tratamentos são resultados semelhantes pelo teste de Tukey (p≤ 0,05) ou Dunn.

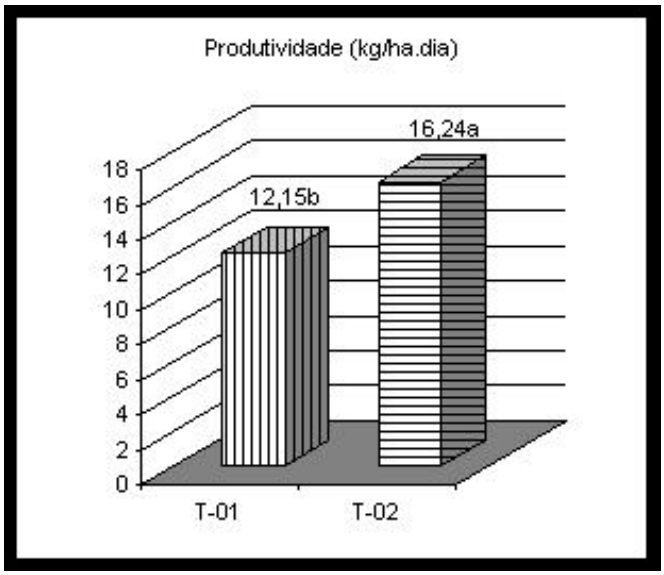
Entre os parâmetros analisados, foram enfatizados o crescimento diário (cm/dia), o ganho de peso diário (g/dia) e a produtividade (kg/ha.dia), os quais estão representados graficamente na Figura 2, tanto por expressarem bem o resultado obtido no experimento, quanto pela utilização comum na bibliografia especializada como dados de referência do desempenho dos cultivos em aqüicultura. Da Figura 2-a constam os dados referentes ao crescimento diário (cm/dia), e pode ser observado que o melhor resultado foi apresentado pelo Tratamento T-02, com crescimento de 0,10 ± 0,02 cm/dia, comparado com o Tratamento T-01, com 0,08 ± 0,01 cm/dia.

É válido destacar que houve diferença estatisticamente significativa entre os resultados obtidos nos Tratamentos T-01 e T-02. A Figura 2-b, relacionada ao ganho de peso diário (g/dia), confirma o melhor desempenho do Tratamento T-02, com 0,65 ± 0,09 g/dia, em relação ao Tratamento T-01, com 0,47 ± 0,08 g/dia. Com relação a este parâmetro, também houve diferença estatisticamente significativa entre os tratamentos. Na Figura 2-c encontram-se os resultados de produtividade, observando-se que o Tratamento T-02 manteve o melhor desempenho, com 16,24 ± 1,76 kg/ha.dia, confrontado com o Tratamento T-01, com 12,15 ± 0,99 kg/ha.dia. Para este parâmetro também se repete o padrão dos resultados com diferença estatisticamente significativa.

Figura 2 - Representação gráfica do crescimento em comprimento (cm/dia) (a), ganho de peso (g/dia) (b) e a produtividade (kg/ha.dia) (c), ao final do cultivo, nos dois tratamentos experimentais. Teresina - PI. 2010.







As taxas de sobrevivência alcançada mostraram que tanto para o Tratamento T-01 quanto para o Tratamento T-02 foram obtidos elevados níveis de sobrevivência, com valores de 98,3% e 95,0%, respectivamente,

Os resultados de crescimento diário obtidos nesta pesquisa ficaram próximos aos valores alcançados no experimento realizado com uso de efluente de lagoas de estabilização, no cultivo da tilápia do Nilo, no Ceará, por Santos et al. (2009b), que obtiveram valores da ordem de 0,128 cm/dia. Quanto ao ganho de peso diário, Boscolo et al. (2001) e Neves et al. (2008) alcançaram valores de crescimento diário situados entre 0,48 e 0,71 g/dia. Santos et al. (2009a; 2009b) obtiveram valores que variaram entre 0,286 g/dia e 1,357 g/dia, usando esgoto tratado no cultivo de tilápia. Os resultados alcançados nesta pesquisa ficaram compreendidos entre os valores acima citados.

Entre os resultados de produtividade relatados na bibliografia, podem ser citados: Moscoso (1998) que obteve 32,01 kg/ha.dia; El-Gohary et al. (1995) que alcançaram 71,5 kg/ha.dia. Edwards et al. (1981) que conseguiram rendimentos de 16-20 t/ha.ano; Polprasert (1984) que obteve 5.636 kg de tilápia por ha/ano; Sharma et al. (1987) que produziram 7530 kg/ha.ano; Olah (1980) que conseguiu 1.700 kg/ha.ano; Srinivasan (1980) o qual alcançou 10,6 t/ha.ano; Santos et al. (2009a) os quais obtiveram produtividade entre 27-57,3 kg/ha.dia.

Todos estes resultados acima citados foram obtidos com reúso de água ou com tecnologias correlatas. Os dados de sobrevivência também ficaram dentro daqueles comumente alcançados nos experimentos com tilápia do Nilo, em cultivos com uso de esgoto doméstico tratado. Como exemplos, podem ser citados os dados obtidos por Santos et al. (2009a; 2009b), que variaram de 59,6% a 100%.

CONCLUSÕES

A piscicultura integrada ao sistema de tratamento por lagoas de estabilização apresentou resultados promissores, na produção de alevinos de qualidade, sem perder o foco da integridade ambiental, pois, foi possível tornar o tratamento de efluente uma fonte de reciclagem de nutrientes, ao tempo que produzia-se um efluente de melhor qualidade.

Portanto, foi satisfatório o uso do esgoto doméstico tratado como fertilizante para o cultivo de tilápia do Nilo, pois a produtividade primária desenvolvida nos tanques foi fundamental para o crescimento dos peixes.

Ao comparar os resultados dos parâmetros zootécnicos avaliados e a qualidade da água do cultivo, foi possível verificar os benefícios causados pela aeração por air-lift no desempenho dos alevinos. No entanto, ainda são necessários mais estudos para que seja aprimorada a metodologia a ser aplicada na alevinagem da tilápia do Nilo utilizando esgoto doméstico tratado, para que possam ser alcançados resultados de desempenho ainda melhores. Poderão ser adotadas variações no sistema de aeração, tanto na melhoria do aparato de fornecimento do oxigênio, como no turno de aeração a ser aplicada no experimento.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio financeiro da AGESPISA (Águas e Esgotos do Piauí S.A.) e institucional da Universidade Federal do Piauí (UFPI) e do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará (UFC).

REFERÊNCIAS

AGENDA 21 (1994). The Earth Summit Strategy to save our Planet. Ed Daneil Sitartz, Earthpress, Bolder Colorado, p. 321, 1994.

ALBERT, A.(1973) Selective Toxicity. Chapman and Hall, London. 597 pp. 1973.

APHA – (2005) American Public Health Association. Standard Methods for the examination of water and wastewater. Washington: D. C.: APHA/AWWA-WPCF, 2005.

AZAZA, M. S.; DHRAÏEF, M. N.; KRAÏEM, M. M. Effects of water temperature on growth and sex ratio of juvenile Nile tilapia Oreochromis niloticus (Linnaeus) reared in geothermal waters in southern Tunisia. Journal of Thermal Biology, v. 33, p. 98–105, 2008.

BASTOS, R. K. X. et al. Utilização de esgotos sanitários em piscicultura. In: BASTOS, R. K. X. (Coordenador). Utilização de Esgotos Tratados em Fertirrigação, Hidroponia e Piscicultura. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro, RJ: Rima, ABES, 2003. p. 193-223.

BENLI, A. Ç. K.; KÖKSAL, G.; ÖZKUL, A. Sublethal ammonia exposure of Nile tilapia (Oreochromis niloticus L.): Effects on gill, liver and kidney histology. Chemosphere, v. 71, p. 1355-1358, 2008.

BOSCOLO, W.R.; HAYASHI, C.; SOARES, C.M. et al. Desempenho e características de carcaça de machos revertidos de tilápias do Nilo (oreochromis niloticus), linhagens tailandesa e comum, nas fases inicial e de crescimento. Revista Brasileira de Zootecnia, v. 30, n. 05, p. 1391-1396, 2001.

COLT, J. (2006). Water quality requirements for reuse systems. Aquacultural Enginnering, v. 34, p. 143 – 156, 2006.

EDWARDS, P.; SINCHUMPASAK, O.-A.; LABHSETWAR, V. K. et al. (1981).The harvest of microalgae from the effluent of sewage fed high rate stabilization pond by Tilapia nilotica. Parte III: Maize cultivation experiment, bacteriological studies, and economic assessment. Aquaculture, v. 23, n. 01-04, p. 149-170, 1981.

EL-SHAFAI, S. A.; EL-GOHARY, F. A.; NASR, F. A. et al.(2004). Chronic ammonia toxicity to duckweed-fed tilapia (Oreochromis niloticus). Aquaculture, v. 232, p. 117-127, 2004.

EL-GOHARY, F.; EL-HAWARRY, S.; RASHED, Y. (1995). Wastewater Treatment and Reuse for Aquaculture. Water Science and Technology, v. 32, n. 11, p. 127-136, 1995.

EMERSON, K.R., RUSSO, R.C., LUND, R.E. et al.(1975). Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature. J. Fish. Res. Board Can., v. 32, p. 2377-2383, 1975.

HESPANHOL, I.(2002). Potencial de Reúso de água no Brasil – Agricultura, Industria, Município, Recarga de Aqüíferos. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. v. 7, n. 4, p. 75-95, 2002.

KUBITZA, F. Qualidade da água na Produção de Peixes – Parte II. Ver. Panorama da Aqüicultura. P. 35 – 41 mar/abr 1998.

LUDUVICE, L. M. et al (2001). Algas em Lagoas de Estabilização. XXI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. João Pessoa, Paraíba, Brasil (2001).

MANCUSO, P.C.S.; SANTOS, H.F. (2003).Reúso da Água; Barueri, SP: Manole, 2003.

MOSCOSO, J. (1998). Acuicultura com águas residuales tratadas em las Lagunas de Estabilización de San Juan, Lima, Peru". In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITÁRIA Y AMBIENTAL. 26., 1998, Lima. Anais... Lima: Associación Interamericana de Ingenieria Sanitária y Ambiental. 1 CD-ROM.

NEVES, P.R.; RIBEIRO, R.P.; VARGAS, L. et al.(2008). Evaluation of the performance of two strains of Nile tilapia (Oreochromis niloticus) in mixed raising systems. Brazilian Archives of Biology and Technology, v. 51, n. 03, p. 531-538, 2008.

PEIRONG, S.(1989) The biology of major freshwater-cultivated fishes in china". In: Integrated Fish Farming in China.

NACA Technical Manual 7 – Network for Aquaculture Centres in Asia and the Pacific, Bangkok, Thailand, p. 1-32, 1989.

PILLAY, T.V.R. (1992)Water and wastewater use. In: Pillay, T.V.R. (Ed.), Aquaculture and the Environment, pp. 49–55, Cambridge University Press, Great Britain, 1992.

PROENÇA, C. E. M de, BITTENCOURT, P.R.L. Manual de Piscicultura Tropical – Brasília: IBAMA, 1994.

OLAH, J.(1980)Structural and functional quantification in a series of Hungarian hypertrophic shallow lakes. In: BARICA, J.; MUR, L. R. Hypertrophic Ecosystems. Netherlands: Junk, p. 191-202, 1980.

PEREIRA, C. M. (2000) Avaliação do uso de peixes plantófagos como auxiliares do tratamento de efluentes. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil, 85pp.(2000).

POLPRASERT, C. (1984) Utilization of composted night soil in fish production. Conserv. Recycle., v. 07, p. 199-206,1984.

SANTOS, E.S. Cultivo da Tilápia do Nilo em Esgotos Doméstico Tratado com diferentes Taxas de Alimentação. Fortaleza, CE. UFC 104p. Dissertação de Mestrado em Engenharia de Pesca, 2008.

SANTOS, E.S.; OLIVEIRA, M.A.; MOTA. S. et al.(2009a). Crescimento e qualidade dos alevinos de tilápia do Nilo produzidos em esgoto doméstico tratado. Revista Ciência Agronômica, v. 40, n. 2, p.232-239, 2009a.

SANTOS, E.S.; FURTADO-NETO, M.; MOTA. S. et al. (2009b)Cultivo de tilápia do Nilo em esgoto doméstico tratado, com diferentes taxas de alimentação. Revista DAE, v. 180, p. 4-11, 2009b.

SHARMA, H.P., POLPRASERT, C.; BHATTARAI, K.K.(1987). Physico-chemical characteristics of ponds fed with septage. Resources and Conservation, v. 13, p. 207-215, 1987.

SRINIVASAN, A.(1980). Fish production in some hypertrophic ecosystems in South Índia. BARICA, J.; MUR, L. R. Hypertrophic Ecosystems. Netherlands: Junk, p. 191-202. 1980.

TRAN-DUY, A; SCHRAMA, J.W.; VAM DAM. A. A., et al.(2008). Effects of oxygen concentration and body weight on maximum feed intake, growth and hematological parameters of Nile tilapia, Oreochromis niloticus. Aquaculture, v. 275 n. 01-04, p. 152-162, 2008.

VON SPERLING, M. et. Al.(2009). Impacto dos Nutrientes do Esgoto lançado em Corpos de Água. In: MOTA, F.S.B.;

VON SPERLING. M .(Coordenadores).Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção. Projeto PROSAB.Rio de Janeiro, RJ: ABES.2009.p. 27

WORLD HEALTH ORGANIZATION (1989). Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture. Technical Report Series, 778, Geneva. 1989

ZHOU, Q.; LI, K.; JUN, X.; BO, L. (2009). Role and functions of beneficial micro-organisms in sustainable aquaculture. Bioresource Technology, v. 100, p. 3780-3786, 2009.

Incorporação de lodo e areia de ETE em blocos para construção civil: avaliação do crescimento de fungos

Incorporation of sludge and sand from a wastewater treatment plant in building materials: an evaluation on fungal growth

Flávia Tavares Colpas (*)
Bacharel em Ciências Biológicas pela UNESP (2000) e Máster em Tecnologia Ambiental pela Universidade Autônoma de Barcelona, Espanha (2008). Desde 2009, atua como bióloga do Laboratório de Microbiologia, TOQ/SABESP.

Aguinaldo Jacob de Oliveira
Licenciado em Ciências Biológicas pela UNASP (2006) e especialista em Gestão Ambiental e Negócios no Setor Energético pelo IEE/USP. Desde 2007, atua como biólogo do Laboratório de Microbiologia, TOQ/SABESP.

Beatriz Brito Viana
Licenciada em Ciências Biológicas pela UNASP (2002). Desde 2004, atua como bióloga do Laboratório de Microbiologia, TOQ/SABESP.

Lígia Marino
Bacharel em Ciências Biológicas pela UNG (1987) e especialista em Gestão Ambiental pela FSP/USP (2002). Desde 2004, atua como encarregada do Laboratório de Microbiologia, TOQ/SABESP.

Marcelo Morgado
Engenheiro químico pelo IME (1983), especialista e Administração pela FGV-SP (1989) e em Gestão Ambiental pela UNICAMP (1996), e engenheiro de segurança pela UNITAU (1999). Desde 2007, atua como assessor de meio ambiente da Presidência/SABESP.

Ricardo Avari
Licenciado em Ciências Biológicas pela UNINOVE (1998) e especialista em Saúde Pública pelo CRBio (2009). Desde 2009, atua como biólogo do Laboratório de Microbiologia, TOQ/SABESP.

Endereço para correspondência (*):
Rua Conselheiro Saraiva, 519 – Santana – São Paulo – São Paulo – 02037-021 – Brasil - Tel: +55 (11) 2971-4163 - Fax: +55 (11) 2971-4177 - e-mail: fcolpas@sabesp.com.br.

Data de entrada: 10/09/2010 Data de aprovação: 21/02/2010

RESUMO

Este trabalho verificou a influência da composição e estrutura de blocos contendo lodo e areia da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) Barueri sobre o crescimento do bolor *Aspergillus niger*. Experimentos comparando blocos de lodo a convencionais foram conduzidos com material seco e fresco. A. niger cresce mais lentamente quando quaisquer dos blocos ou tijolos triturados são incorporados ao meio de cultura, comparado ao controle. Este fungo cresce de forma limitada em alguns materiais saturados de água, mas não sobre materiais triturados e úmidos. O crescimento em meio de cultura contendo lodo fresco autoclavado também é limitado. São discutidos possíveis fatores e condições que influenciariam o crescimento de bolores sobre materiais de construção contendo lodo e areia de ETEs.

ABSTRACT

This work verified how the composition and structure of bricks containing sludge and sand produced at the Barueri's Wastewater Treatment Plant (WWTP) affect the growth of the mould *Aspergillus niger*. Experiments compared sludge bricks to conventional ones, using dry and fresh materials. A. niger grows more slowly (compared to the control) when any of the powdered materials are incorporated to the culture media. This fungus showed a limited growth in some water-saturated fragments, but was not capable of growing on the humid, powdered bricks. Growth on media containing fresh sludge was also limited. Possible factors and conditions influencing the growth of moulds on building materials containing sludge and sand from WWTPs are discussed.

Palavras-chave: blocos de lodo; reciclagem de lodo de ETE; *Aspergillus niger*

Key words: sludge bricks; WWTP residues recycling; *Aspergillus niger*

INTRODUÇÃO

Os processos de tratamento de água e de esgotos geram, diariamente, importantes quantidades de lodo e areia, os quais devem receber destinação final adequada no ambiente. A Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (Sabesp) tem entre seus objetivos de gestão ambiental fomentar formas de reciclagem dos resíduos sólidos gerados em seus processos e inclusive considera a possibilidade de favorecer o uso de materiais obtidos em suas obras, em linha com a política de compras/contratações sustentáveis do governo do estado de São Paulo (gestão 2007-2010). Nesse sentido, a Sabesp foi contatada em 2008 pela empresa CBTAG – Companhia Brasileira de Tecnologia e Automação de Gás, que propôs fabricar blocos de cimento com resíduos do tratamento de esgotos. Os ensaios iniciais avaliaram a eficiência da desinfecção via autoclavagem por 30 minutos a 121ºC, a absorção de água, a estabilidade dimensional e resistência à compressão conforme NBR 12118/2006, a caracterização química e classificação conforme NBR 10004 (bloco e lodo e areia autoclavados), bem como a colimetria fecal dos materiais autoclavados.

A relevância ambiental da proposta está em:

- Redução do consumo de matérias-primas minerais com impactos associados à sua extração;

- Não ocupação de áreas de aterro com disposição de lodo e areia. Adicionalmente, esta água com matéria orgânica presente deixaria de compor o chorume no aterro, pois passaria a ser incorporada na reação com o cimento;

- Previsão de aquecimento da autoclave com uso de gases quentes e vapores oriundos da queima de biogás para produzir energia, o que aumenta a eficiência do ciclo (processo de cogeração que, de outro modo, seria limitado ao aquecimento dos biodigestores).

No entanto, a incorporação destes subprodutos em materiais para construção civil deve garantir tanto sua qualidade, como a segurança ambiental. A reutilização de um resíduo deve considerar a possibilidade de substituir uma matéria-prima convencional de um processo ou produto, desde que essa utilização não cause incremento às emissões do processo produtivo ou traga implicações ao meio ambiente e à saúde ocupacional e pública, além de não alterar a qualidade do produto e de possibilitar que no fim de sua vida útil o novo produto seja gerenciado da mesma forma que o produto original.

Estudos sobre a incorporação de lodo de Estações de Tratamento de Água (ETAs) e Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) em materiais de construção cerâmicos relatam que tais produtos apresentam, em geral, menor resistência à compressão e maior absorção de água (comparado a tijolos convencionais), características associadas em grande medida à maior quantidade de material orgânico presente (MOREIRA et al., 2001; LIEW et al, 2004; NUVOLARI, 2004; HEREK et al., 2009). A inclusão de indicadores microbiológicos como um dos controles de qualidade dos materiais contendo lodo de ETAs e ETEs é bastante pertinente, já que uma maior absorção de água poderia ocasionar aumento de organismos que crescem sobre superfícies úmidas, tais como bolores (MOULD, 2010).

Estes organismos, embora incapazes de obter a umidade necessária ao seu desenvolvimento diretamente da atmosfera, podem obtê-la de substratos que absorvem a umidade do ar quando esta se encontra entre 60 e 100%. Quanto mais higroscópico um material, mais suscetível ele será ao crescimento de bolores. Substratos adequados incluem fibras de carpete, gesso, concreto e tijolos, entre outros, respeitados conteúdos mínimos de umidade entre 10 e 14%. Além disso, em um cômodo podem existir superfícies que têm menor temperatura que o cômodo como um todo (MOULD, 2010).

Consequentemente, embora o teor de umidade seja o mesmo em todo o ambiente, a umidade relativa adjacente a uma parede mais fria será maior. Onde o ar úmido permeia um material poroso como concreto, tijolos ou gesso pode haver condensação intersticial. Isto então agiria como um reservatório de água que permitiria o crescimento de bolores sob condições ambientais que normalmente secariam estas superfícies e preveniriam seu crescimento. E, uma vez que não necessitam de muita água para crescer, pequenas condensações em banheiros, paredes de porões, áreas próximas de janelas, fontes ou pias são suficientes para que cresçam.

O problema reside no fato de que, à medida que crescem, os bolores digerem tudo aquilo sobre o que estão crescendo, podendo desta forma danificar edificações e, eventualmente, causar danos estruturais (USEPA, 2010).

Este trabalho teve como objetivo verificar a influência da composição e estrutura de blocos contendo lodo e areia da ETE Barueri (blocos de lodo) sobre o crescimento do bolor *Aspergillus niger*, conhecido por causar a deterioração de diversos materiais e por estar comumente associado à presença de matéria orgânica (USEPA, 1997).

Os testes compararam blocos de lodo e tijolos convencionais, pintados ou não com tinta acrílica imobiliária. A relevância é verificar se a matéria orgânica remanescente, encapsulada nos blocos de cimento poderia torná-los vulneráveis à formação de mofo, em especial caso naqueles utilizados na construção de banheiros, vestiários, saunas, estações de bombeamento, etc.

Especificamente, este trabalho objetiva verificar:

(1) Se a substituição da sacarose, fonte de carbono do meio de cultura utilizado, por blocos e tijolos triturados afeta o crescimento de *A. niger* em placas de Petri, ou seja, se estes materiais contendo graus variados de matéria orgânica podem ser usados como nutriente;

(2) Se *A. niger* é capaz de se desenvolver diretamente sobre blocos e tijolos de porosidade variável (e, portanto, capacidade de absorção de água variável), quando estes estão saturados de água e/ou impermeabilizados com tinta acrílica;

(3) Se *A. niger* é capaz de se desenvolver diretamente sobre o lodo bruto ou autoclavado, verificando, desta forma, como o fator 'degradação da matéria orgânica' afetaria seu crescimento.

METODOLOGIA

Os experimentos aqui propostos testam a hipótese de maior crescimento de fungos em blocos de lodo em função do seu teor de matéria orgânica (efeito nutriente) e de sua capacidade de absorção de água (efeito higroscópico).

Materiais

Foram utilizados blocos com lodo e areia incorporados, resultantes do processo de tratamento de esgotos da ETE Barueri/Sabesp. Os blocos foram produzidos após mistura dos insumos, prensagem e cura por 21 dias, até obtenção de resistência à compressão satisfatória, conforme atestado por laudos técnicos. Segundo testes de solubilização e lixiviação, estes blocos foram classificados como produtos não perigosos e não inertes (classe II-A). Testes microbiológicos realizados no lodo e areia esterilizados demonstraram a eliminação de organismos patogênicos (*Pseudomonas aeruginosa, Staphylococcus aureus, Escherichia coli, Shigella sp., Salmonella sp. e Candida albicans*), bactérias (aeróbias e coliformes) e fungos (bolores e leveduras). Para comparação, neste trabalho foram testados também blocos de cimento e tijolos "ecológicos" (ambos prensados, não queimados), além

de tijolos cerâmicos (extrudados e queimados).

Características dos blocos de cimento com lodo e areia

Usou-se um bloco de cimento fabricado em set/2008 pela CBTAG. O lodo utilizado foi coletado após passagem pelo digestor de lodo secundário da ETE. O lodo e a areia foram processados pela CBTAG através de autoclavagem por 1h a 140ºC em equipamento de laboratório e, após esfriamento, foram misturados ao cimento e pó de pedra. Os blocos foram fabricados com os seguintes insumos:

- 8% v/v de lodo digerido bruto (a água serviu para a reação com o cimento) e autoclavado (umidade: 41,3% e pH a 50%: 7,96);
- 70% v/v de areia retirada do sistema de desarenação da ETE, submetida à lavagem para remoção de detritos grosseiros e da fração de matéria orgânica aderida e autoclavada (umidade: 0,54% pp e pH a 50%: 5,40);
- 17% v/v cimento CP5;
- 5% v/v de pó de pedra (fração fornecida por pedreiras, contendo também pedrisco).

Preparação do inóculo

Para a inoculação foi utilizado o fungo saprófita *Aspergillus niger*, cepa ATCC 16404, com concentração $>10^5$ UFC.mL^{-1} (Cefar Diagnóstica®). O fungo liofilizado foi embebido em 1mL de meio Czapek líquido, produzindo uma suspensão. Esta suspensão foi transferida com auxílio de uma alça para placas contendo meio Czapek sólido (ATLAS, 2006), incubadas em câmaras da marca Logen®, nas seguintes condições: 30 ± 2ºC, fotoperíodo de 12h luz/12h escuro e saturação de umidade. Colônias com 36-72 horas de idade foram utilizadas para as inoculações, realizadas pela transferência de blocos de ágar (contendo micélio e esporos) da região marginal das placas para o centro de placas e blocos-teste. Todos os procedimentos envolvendo *A. niger* foram realizados em câmara de fluxo laminar ou próximos a um bico de Bunsen.

Efeito nutriente

Blocos de cimento com lodo (BL), blocos de cimento "normais" (BN), tijolos ecológicos (TE) e tijolos cerâmicos "normais" (TN) foram triturados até atingir granulometria fina e incorporados ao meio Czapek (ATLAS, 2006), próprio para o crescimento de fungos do gênero *Aspergillus* (KIRK, 1992). Os materiais triturados, bem como o meio de cultura, foram autoclavados imediatamente antes do uso. Para os tratamentos (BL, BN, TE e TN), a sacarose do meio foi substituída pelos respectivos materiais triturados, na mesma proporção de 3% p/v. Esta fonte de carbono (sacarose) foi mantida nos controles. Cada placa recebeu, então, um bloco de ágar de cerca de 8 mm de diâmetro contendo micélio e esporos de *A. niger*. A seguir, foram vedadas com fita adesiva e incubadas por uma semana, nas condições descritas anteriormente. As placas foram acompanhadas diariamente, utilizando-se o crescimento radial das colônias como variável controle. As medidas foram realizadas com auxílio de uma régua milimétrica, considerando-se sempre o maior diâmetro. O experimento foi interrompido quando o crescimento dos controles foi completado (colônias atingindo as margens das placas).

Efeito higroscópico

Fragmentos de aproximadamente 8x8 cm dos blocos (BL e BN) e tijolos (TE e TN), pintados ou não com tinta acrílica, foram imersos em água por 3 horas para sua completa saturação, segundo experimento prévio. Usou-se tinta Coral Acrílica®, cor branco gelo, aplicando-se quatro demãos do produto, a cada 2 ou 3 horas, após secagem ao sol. Fragmentos secos foram utilizados como controles. Todos os materiais (tratamentos e controles) foram inoculados com *A. niger*, como no experimento anterior. Os blocos e tijolos foram, então, envolvidos por sacos plásticos para evitar a contaminação por esporos do fungo a partir de outros tratamentos, assim como para manter a umidade. A incubação seguiu as mesmas condições: 30 ± 2ºC, 12h/12h (luz/escuro) e 100% de umidade. O crescimento do fungo foi acompanhado nestes fragmentos por 10 dias. O desenvolvimento de *A. niger* foi também seguido em placas contendo aproximadamente 15 gramas (3 mm de espessura) dos diferentes materiais - BL, BN, TE e TN - umedecidos com 8-10 mL de água destilada. As placas foram inoculadas, vedadas e incubadas como já descrito.

Outros efeitos

Para testar se a matéria orgânica contida nos blocos de lodo não teria se degradado/mineralizado no período entre sua produção e a realização destes testes, um novo experimento utilizando lodo fresco foi realizado.

Estes testes também serviram para tentar esclarecer o porquê dos primeiros resultados terem indicado menor crescimento nos blocos com lodo em relação aos normais, que poderia estar associado ao encapsulamento da matéria orgânica ou a própria reação do cimento, alterando o pH e gerando produtos eventualmente tóxicos para o fungo.

Assim resolveu-se testar o lodo bruto como meio de suporte isolado. O crescimento de *A. niger* foi avaliado em: (1) meio de cultura controle (Czapek), (2) meio de cultura com lodo autoclavado, (3) meio de cultura com lodo bruto, (4) lodo autoclavado isoladamente e (5) lodo bruto isoladamente.

O lodo (autoclavado ou bruto) foi incorporado ao meio de cultura na mesma proporção utilizada no primeiro teste, ou seja, 3% p/v em substituição à sacarose. *A. niger* foi inoculado e incubado como descrito previamente.

O pH destes meios, bem como o de suspensões dos diferentes blocos/tijolos, foi verificado através de tiras indicadoras 0-14 Merck®.

Análise estatística

Foram utilizadas três a cinco repetições por tratamento, em um delineamento inteiramente casualizado.
Os dados foram testados quanto à normalidade e homogeneidade das variâncias, com ou sem transformação, justificando a utilização de testes paramétricos.

Os resultados foram avaliados segundo Análise de Variância de um fator, sendo as médias comparadas através do teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade.

RESULTADOS

Quanto ao efeito nutriente dos blocos e tijolos testados, verificou-se que *A. niger* é capaz de crescer em quaisquer dos meios contendo material triturado, porém de forma mais lenta que no controle (Tabela 1).

Nas placas-controle, o fungo completou seu crescimento entre 72 e 96 horas após a inoculação, momento em que se detectou diferença estatística significativa entre os tratamentos ($F(4,10)=3,48$; $P<0,05$).

Também se observou que não havia diferença no desenvolvimento de *A. niger* quando se comparavam os diferentes materiais entre si, fossem eles blocos de lodo, blocos normais, tijolos ecológicos ou tijolos normais, mas sim entre estes tratamentos e o controle (Tukey(5,10)=1,84; $P<0,05$; Figura 1).

Tabela 1. Diâmetro das colônias em centímetros (média de 3 repetições ± desvio-padrão) de *Aspergillus niger* em placas contendo blocos ou tijolos incorporados, 24, 48, 72 e 96 horas após a inoculação (BN: bloco normal, BL: bloco de lodo, TN: tijolo normal, TE: tijolo ecológico).

TRATAMENTO	TEMPO			
	24 horas	48 horas	72 horas	96 horas
Controle	1,70 ± 0,17	4,97 ± 1,10	7,53 ± 0,81	8,00 ± 0,00
BN	1,53 ± 0,21	2,40 ± 0,53	3,03 ± 0,35	3,67 ± 0,80
BL	1,23 ± 0,42	2,37 ± 0,40	2,40 ± 0,44	3,00 ± 0,20
TE	1,07 ± 0,29	1,67 ± 0,47	1,70 ± 0,44	2,07 ± 0,29
TN	1,83 ± 0,12	2,37 ± 0,55	3,70 ± 0,41	4,60 ± 1,21

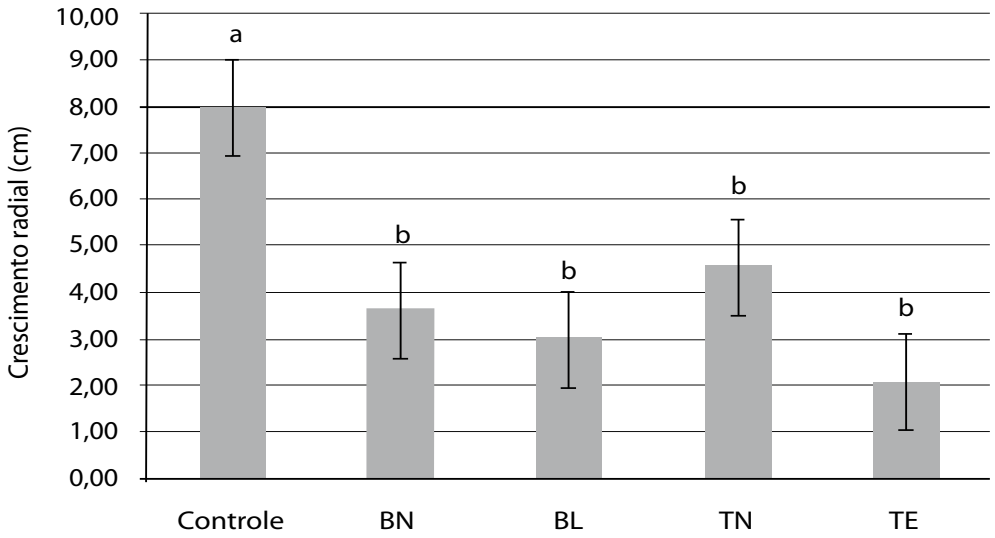


Figura 1. Diâmetro das colônias em centímetros (média de 3 repetições, com barras de erro-padrão) de Aspergillus niger em placas contendo blocos ou tijolos incorporados, 24 horas após a inoculação (BN: bloco normal, BL: bloco de lodo, TN: tijolo normal, TE: tijolo ecológico). Letras diferentes significam diferença estatística, segundo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

Com relação ao efeito higroscópico, não se observou crescimento radial do fungo sobre a superfície dos blocos de lodo, blocos normais ou tijolos ecológicos, independentemente de estarem pintados ou não com tinta acrílica (Figura 2).

Já nos tijolos úmidos, do tipo normal (TN), houve crescimento de colônias isoladas sobre a superfície dos fragmentos.

A observação sob lupa evidenciou que estas colônias eram formadas por hifas originadas dos blocos centrais de ágar, mas também de esporos que se dispersaram a partir dele.

No teste de absorção realizado previamente, este foi o material que mais absorveu água (aproximadamente 14%), seguido pelos tijolos ecológicos (11%), blocos normais (5%) e blocos de lodo (1%).

Curiosamente, nos tijolos normais e úmidos também se observou a colonização das tiras de cartolina que envolviam os fragmentos. Por outro lado, quando se testou o efeito higroscópico nos blocos e tijolos triturados, não se observou crescimento dos fungos sobre quaisquer dos materiais.

Os testes com lodo fresco revelaram que *A. niger* foi capaz de crescer apenas nas placas-controle e no meio contendo lodo autoclavado (Figura 3). Em meio de cultura contendo lodo bruto, o fungo não foi capaz de se desenvolver, provavelmente, em função da grande proliferação de bactérias provenientes do material de origem. A diferença de crescimento entre os meios testados foi estatisticamente significativa ($F(4,20)=2,86$; $P<0,05$).

O teste de médias revelou que, 24 horas após a inoculação, o crescimento de *A. niger* nas placas controle foi maior que nos demais tratamentos e que o desenvolvimento do fungo em meio+lodo autoclavado foi maior que em meio+lodo bruto ou em lodo isoladamente (Tukey(5,20)=4,23; P<0,05).

Valores de pH neutros (7,0) foram observados para o lodo (autoclavado ou bruto) e os meios que os continham, assim como para a suspensão de blocos de cimento normais (BN). Por outro lado, as suspensões de blocos de lodo (BL) e de tijolos ecológicos (TE) mostraram-se bastante alcalinas (entre 10,0-11,0), enquanto aquela de tijolos cerâmicos normais (TN) foi levemente ácida (entre 6,0-7,0).

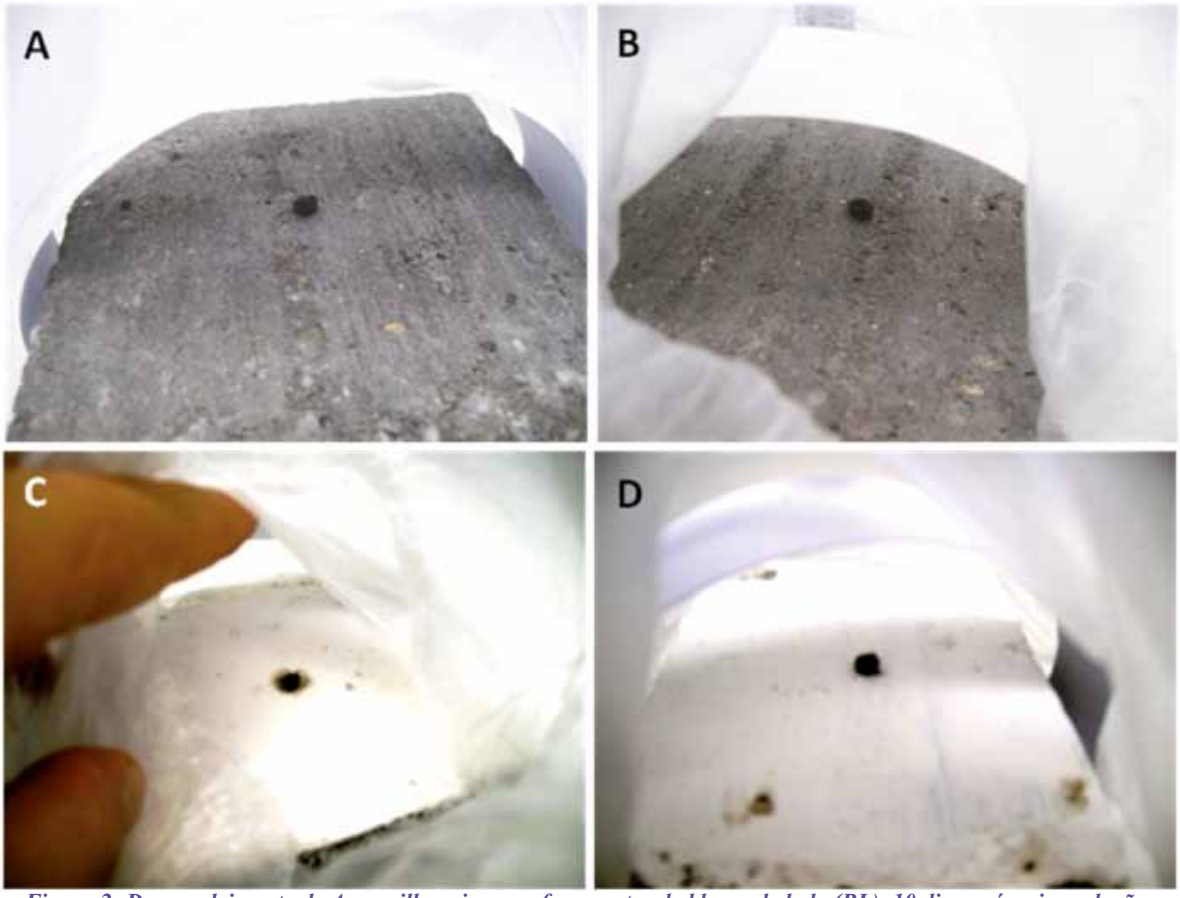


Figura 2: Desenvolvimento de Aspergillus niger em fragmentos de blocos de lodo (BL), 10 dias após a inoculação. A-B (não pintados): fragmentos saturados de água e secos, respectivamente, C-D (pintados): fragmentos saturados de água e secos, respectivamente.

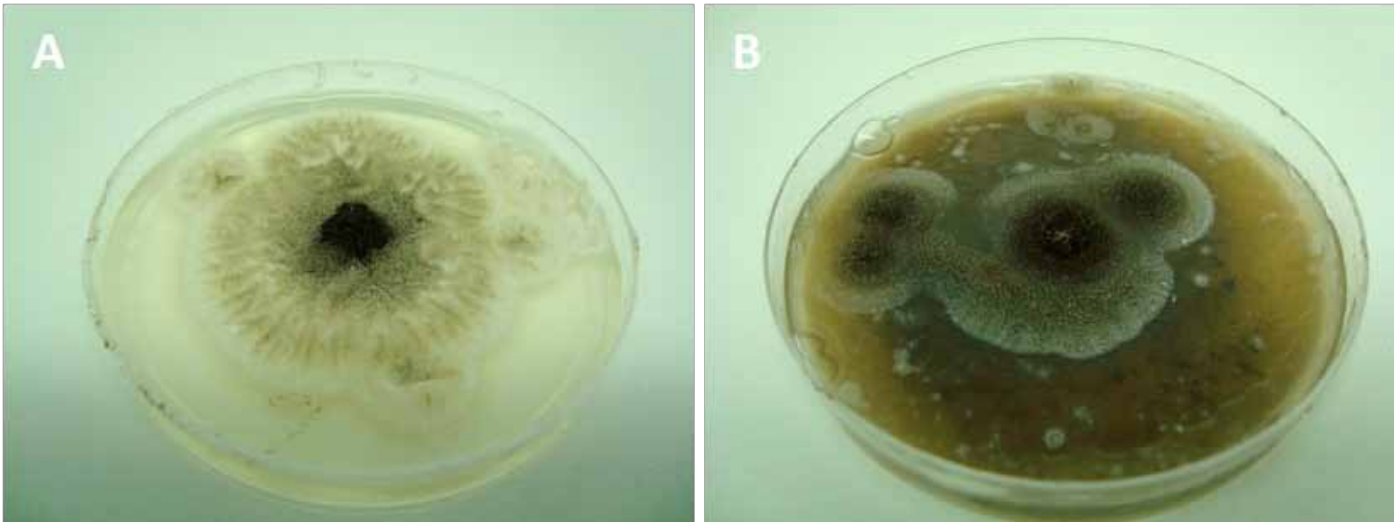


Figura 3. Desenvolvimento de A. niger em meio Czapek (A) e meio contendo lodo autoclavado (B), 96 horas após a inoculação.

DISCUSSÃO

Os testes aqui apresentados indicam que, nas condições experimentais propostas, *Aspergillus niger* cresce mais lentamente em meios de cultura contendo blocos ou tijolos triturados incorporados (comparado aos controles), não se observando diferença dos materiais entre si. Vale salientar que neste experimento a fonte de carbono do meio de cultura (sacarose) foi substituída por matrizes complexas contendo lodo, areia, cimento, pedra, solo e outros materiais, o que significa grande variação de sua natureza química, notadamente do teor de matéria orgânica, minerais, metais pesados, substâncias tóxicas e metabólitos e compostos bioativos. Portanto, a determinação do agente causal neste caso dependeria de um conhecimento mais aprofundado da composição dos blocos e tijolos testados.

Os testes para verificação do efeito higroscópico demonstraram que este organismo é capaz de crescer sobre alguns materiais intactos, previamente saturados em água, mas não é capaz de crescer diretamente sobre quaisquer dos materiais triturados. Assim, fica evidente a importância da porosidade dos blocos/tijolos e, consequentemente, de sua capacidade de absorver água sobre o crescimento destes bolores. De qualquer forma, *A. niger* pode ter sido influenciado pela indisponibilidade dos nutrientes presentes nos diferentes materiais nestas condições, pela quantidade inadequada de água, bem como por um intervalo de tempo demasiado curto para que crescesse. Para investigar a possibilidade de mineralização da fração orgânica dos blocos por ação bacteriana, o que poderia ter ocorrido entre a produção do material e a realização destes testes, novo experimento foi realizado com lodo fresco.

Este teste também permitiu avaliar o lodo bruto e autoclavado isoladamente como meios suporte, sem os eventuais efeitos advindos do encapsulamento e de produtos de reação da cura do cimento. Aqui se observou que este bolor não é capaz de crescer diretamente sobre lodo (autoclavado ou bruto), sendo capaz de se desenvolver apenas no meio controle e em meio contendo lodo autoclavado, porém de modo limitado. Verificou-se ainda que a composição dos blocos de lodo o torna bastante alcalino, o que poderia ser um dos responsáveis pelo não desenvolvimento de *A. niger*. Isto porque as condições ideais de pH para crescimento de *A. niger* e de fungos, segundo a literatura geral, são normalmente ácidas.

CONCLUSÕES

Quando se trata do desenvolvimento de *A. niger*, os resultados aqui apresentados evidenciam desempenho igual ou superior sobre os blocos de lodo quando comparado aos blocos comuns e tijolos de solo-cimento testados. Isto indicaria que a incorporação de lodo a blocos para construção civil provavelmente não irá criar vulnerabilidade à formação de bolores. Para corroborar esta observação e garantir a qualidade dos blocos de lodo com relação ao crescimento de fungos, seria necessário testar sequencialmente um maior número de blocos, de diferentes lotes de produção. Também seria interessante investigar diferentes condições experimentais e outros organismos-teste, além do efeito do cimento como inibidor do crescimento de fungos. O fato do fungo não crescer diretamente sobre o lodo bruto ou autoclavado aponta para as seguintes causas prováveis: 1) no caso do lodo bruto a alta concentração de bactérias presentes é inibidora; 2) no caso do lodo autoclavado, sua composição em si não reuniria nutrientes e condições propícias.

AGRADECIMENTOS

Aos biólogos, estagiários e funcionário do Laboratório de Microbiologia, TOQ/Sabesp, pessoal da ETE Barueri, Marco Seidenberg, da TN/Sabesp, e CBTAG.

REFERÊNCIAS

ATLAS, R.M. Handbook of microbiological media for the examination of food. Boca Raton, CRC Press. 464p. 2006.

HEREK, L.C.S.; SILVA JÚNIOR, A.T.; PAVEZZI, C.C.; BERGAMASCO, R.; TAVARES, C.R.G., Incorporação de lodo de lavanderia industrial na fabricação de tijolos cerâmicos. Cerâmica. São Paulo, v.55, 326-331. 2009.

KIRK, P.M. Taxonomy and identification of filamentous fungi. Campinas, Fundação Tropical de Pesquisas e Tecnologia "André Tosello". 1992.

LIEW, A.G.; IDRIS, A.; WONG, C.H.K.; SAMAD, A.A.; NOOR, M.J.M.M.; BAKI, A.M. Incorporation of sewage sludge in clay brick and its characterization. Waste Management Research. Londres, v.22, 226-233. 2004.

MOREIRA, A.H.; OLIVEIRA, R.M.; LIMA, P.D.S. Efeito da adição de lodo de águas residuais da indústria têxtil nas propriedades de materiais de construção. Cerâmica. São Paulo, v.47, 158-162. 2001.

MOULD prevention. Health and Energy. Disponível em: <http://healthandenergy.com>. Acesso em: jan. 2010.

NUVOLARI, A. Inertização de lodo de esgoto em tijolos cerâmicos maciços: aspectos tecnológicos e ambientais. 2004. 238p. Tese (doutorado) – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2004.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENGY. 40 CFR, Part 503: Standards for the use or disposal of sewage sludge, USA, 1993.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENGY. Biotechnology program under toxic substances: Aspergillus niger final risk assessment, USA, 1997.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENGY (USEPA). Biennial Review of 40 CFR Part 503 as required under the Clean Water Act, USA, 2009.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENGY (USEPA). Mold Web Course. PDF Version, USA, 2010.

Validação do método de Sedgwick-Rafter para a quantificação do fitoplâncton

Sedgwick-Rafter method validation for quantification of phytoplankton

Carla Cristine Muller (*)
Mestre em Ecologia pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Bióloga da Companhia Riograndense de Saneamento CORSAN.

Luiz Fernando Cybis
Doutor em Engenharia Sanitária e Ambiental pela The University of Leeds, Inglaterra. Professor, orientador, pesquisador e consultor do Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Maria Teresa Raya-Rodriguez
Doutora em Ecologia e Recursos Naturais pela Universidade Federal de São Carlos. Química e professora associada da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Endereço para correspondência (*):
Companhia Riograndense de Saneamento – Departamento de Ensaios e Apoio Laboratorial – Av. Antônio de Carvalho, 2667 – CEP: 91430-001 – Porto Alegre – RS – Tel: (51) 3215-5760 – email: ccmuller@terra.com.br

Data de Entrada: 25/10/2010 Data de Aprovação:21/02/2010

RESUMO

A degradação dos ambientes aquáticos altera a comunidade biótica. O fitoplâncton responde rapidamente a essas alterações. Por exemplo, as cianobactérias predominam em ambientes eutrofizados. Quando o manancial é utilizado para abastecimento público, gera dificuldades no tratamento da água na remoção de sabor, odor e cianotoxinas. Monitoramentos para avaliar e quantificar a comunidade fitoplanctônica devem utilizar métodos confiáveis. Um dos métodos normalizados é o de Sedgwick-Rafter utilizando amostras preservadas. O objetivo deste trabalho foi validar o método de Sedgwick-Rafter com amostras não preservadas. Realizou-se um estudo de validação envolvendo estabilidade, exatidão, precisão, robustez, limites de detecção e quantificação do método, Z-score e incerteza de medição. O método foi validado e considerado adequado à finalidade proposta na rotina laboratorial.

ABSTRACT

The degradation of aquatic environments alters biotic community. Phytoplankton respond quickly to these changes. For example, cyanobacteria dominates in eutrophic environments. When a water source is used for public supply, creates difficulties in water treatment in removing taste, odor and cyanotoxins. Monitoring to assess and quantify the phytoplankton community should use reliable methods.
One of the standard methods is the Sedgwick-Rafter using preserved samples. The aim of this study was to validate the Sedgwick-Rafter method with unpreserved samples. A validation study was conducted involving stability, accuracy, precision, robustness, limits of detection and quantification of the method, Z-score and measurement uncertainty. The method was validated and deemed appropriate for the proposed purpose for routine monitoring.

Palavras-chave: validação; fitoplâncton; qualidade analítica; método de Sedgwick-Rafter

Keywords: validation; phytoplankton; analytical quality; Sedgwick-Rafter method

1 INTRODUÇÃO

O aumento da concentração de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, nos ecossistemas aquáticos, tem como conseqüência o aumento de sua produtividade e caracteriza-se como processo de eutrofização (ESTEVES, 1998). Dentre as mudanças nas comunidades aquáticas, uma rápida resposta à eutrofização é dada pela comunidade fitoplanctônica que passa a apresentar uma redução na diversidade de espécies, porém, com aumento considerável da biomassa das espécies presentes. Nesses ambientes, tem sido observado um aumento da dominância de espécies de cianobactérias, principalmente próximo aos centros urbanos. A ocorrência de florações nos ambientes eutrofizados é uma das características mais evidentes desse processo e ocorrem com maior freqüência nos meses mais quentes do ano (ESTEVES, 1998; XAVIER, et al, 2005).

Em função da eutrofização, muitos lagos em todo o mundo já se encontram seriamente afetados. Reservatórios e rios também estão ameaçados. Esses ambientes perdem sua qualidade cênica, seu potencial recreacional e, de forma geral, seu valor econômico, tanto para o uso no abastecimento público, quanto para o uso industrial (XAVIER, et al, 2005).

O monitoramento dos grupos fitoplanctônicos é importante para garantir a qualidade da água para abastecimento público. A eutrofização interfere na qualidade da água, provocando conseqüências sanitárias. Dentre elas podemos destacar a obstrução de filtros em estações de tratamento de água (ETAs), aumento dos custos com produtos químicos para o tratamento da água, coloração, sabor e odor desagradáveis nas águas de abastecimento, variação freqüente de pH e incorporação de novas etapas à seqüência de tratamento. No entanto, o principal problema sanitário e que acarreta dificuldades no tratamento é a toxicidade de certas espécies de cianobactérias capazes de liberar compostos potencialmente tóxicos na água (BRANCO, 1986; DI BERNARDO, 1995; CARNEIRO; PEGORINI; ANDREOLI, 2005).

A análise do fitoplâncton pode ser realizada por diversos métodos descritos na literatura. Para a quantificação do fitoplâncton há métodos microscópicos (BRANCO, 1986; LAWTON et al, 1999; ASTM, 2004; APHA; AWWA; WEF,

2005; CETESB, 2005; CEN, 2006; EPA, 2007; LEGRESLEY; MCDERMOTT, 2010; EDLER; ELBRÄCHTER, 2010) e métodos moleculares (GALLUZZI; PENNA, 2010; GESCHER; METFIES; MEDLIN, 2010; MARRIN III; SCHOLIN, 2010; DIERCKS; METFIES; MEDLIN, 2010). Além destes, há métodos que utilizam fluorescência (BEUTLER et al., 2002; LEBOULANGER et al., 2002; GREGOR; MARŠÁLEK, 2004; GREGOR et al, 2005) e contagem de partículas (SIERACKI; SIERACKI; YENTSCH, 1998; DUBELAAR et al., 1999; DUBELAAR; GERRITZEN, 2000; OLSON; SHALAPYONOK; SOSIK, 2003; SOSIK et al., 2003; SOSIK; OLSON, 2007; THYSSEN et al., 2008).

Os métodos através de microscopia óptica são os mais utilizados, destacando-se o método de Sedgwick-Rafter (S-R) e o de Utermöhl. O método de S-R utiliza câmaras de contagem que recebem o mesmo nome, com capacidade para 1 mL, amostras preservadas, concentradas por filtração, sedimentação ou centrifugação e microscópio comum (APHA; AWWA; WEF, 2005; CETESB, 2005). É um método de baixo custo, pois não há necessidade de microscópio específico e fornece os resultados em curto período de tempo, quando comparado com o método de Utermöhl (EDLER; ELBRÄCHTER, 2010). Isso é possível, uma vez que o tempo de sedimentação das câmaras de contagem é de 15 minutos e a concentração pode ser realizada em 20 minutos por centrifugação (APHA; AWWA; WEF, 2005; CETESB, 2005). Para garantir eficiente monitoramento do fitoplâncton, principalmente, em mananciais utilizados para abastecimento público, os métodos de contagem devem fornecer resultados precisos, exatos e confiáveis.

De acordo com a NBR ISO/IEC 17025, "Requisitos gerais para a competência de laboratórios de ensaio e calibração" (ABNT, 2005), os laboratórios que pretendem ser reconhecidos como capacitados tecnicamente para realizar ensaios específicos, devem garantir a confiabilidade analítica dos ensaios realizados. O resultado de uma medição é, em geral, uma estimativa do valor do objeto de medição. Desta forma, a apresentação do resultado é completa somente quando acompanhada por uma quantidade que declara sua incerteza, ou seja, a dúvida ainda existente no processo de medição. Do ponto de vista técnico, quando realiza-se uma medição, espera-se que ela tenha exatidão (mais próxima do valor verdadeiro) e que apresente características de repetitividade (concordância entre os resultados de medições sucessivas efetuadas sob as mesmas condições) e reprodutibilidade (concordância entre os resultados das medições efetuadas sob condições variadas) (RMRS, 2003).

Nesse contexto, os ensaios realizados devem ser executados de acordo com métodos normalizados, publicados em normas internacionais, regionais ou nacionais, por organizações técnicas respeitáveis, em textos ou jornais científicos relevantes. Podem também ser usados métodos desenvolvidos ou adotados pelo laboratório de análise, se forem apropriados para o uso e se estiverem validados. Uma vez escolhido o método de ensaio, o laboratório deverá validar seu método, se este for realizado através de método normalizado utilizado fora do escopo para o qual foi concebido ou ampliações e modificações de métodos normalizados (ABNT, 2005). O processo de validação é a garantia experimental de que o método é adequado à finalidade proposta, assegurando a confiabilidade dos resultados (ALBANO; RAYA-RODRIGUEZ, 2009). De acordo com Bruce, Minkkinen e Riekkola (1998), esse processo pode ser realizado através de checagens básicas ou testes trabalhosos, dependendo do propósito do método a ser validado e do nível de qualidade associado.

Assim, os passos necessários para a Validação de Métodos Laboratoriais incluem o estudo dos seguintes parâmetros, quando aplicáveis, requeridos como evidência objetiva da validação do método analítico: especificidade e seletividade, estabilidade, sensibilidade, faixa de trabalho, limite de detecção e limite de quantificação, linearidade, precisão, exatidão, incerteza de medição e robustez (BRUCE; MINKKINEN; RIEKKOLA, 1998; ALBANO; RAYA-RODRIGUEZ, 2009; INMETRO, 2010).

Para a validação do método de contagem do fitoplâncton são aplicáveis os estudos dos parâmetros descritos a seguir, de acordo com Bruce, Minkkinen e Reikkola (1998), INMETRO (2010) e Albano e Raya-Rodriguez (2009):

a) Estabilidade: variação do analito ao longo do tempo como resposta às condições de armazenamento, manuseio e análise;

b) Exatidão: grau de concordância entre resultado e valor aceito como verdadeiro;

c) Precisão: concordância entre vários valores experimentais obtidos. Expressa por desvio padrão, coeficiente de variação ou repetitividade (REPE) (condições iguais) e reprodutibilidade (REPRO) (condições variadas);

d) Robustez: suscetibilidade do método em responder a pequenas alterações das condições experimentais;

e) Z-score (abordagem interlaboratorial): amplamente utilizado em Ensaios de Proficiência por Comparações Interlaboratoriais com o objetivo de avaliar o desempenho dos laboratórios participantes como satisfatório, questionável e insatisfatório;

f) Limite de detecção do método (LDM) e limite de quantificação do método (LQM): LDM é a concentração mínima, maior do que zero, com 95 a 99% de confiança e LQM é a menor concentração determinada com exatidão e precisão aceitáveis;

g) Incerteza de medição: dispersão dos valores atribuídos a um mensurado, considerando todos os fatores significativos de influência no ensaio.

Com o objetivo de validar o método de Sedgwick-Rafter para quantificação do fitoplâncton, utilizando amostras não preservadas, foi realizado um estudo de validação, conforme resultados apresentados neste traba-lho. A utilização de amostras vivas favorece a correta identificação dos organismos (CETESB, 2005), não gera resíduos laboratoriais pelo uso de preservantes e representa economia de tempo e de custo de análise.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

Conforme preconiza a NBR ISO/IEC 17025 (ABNT, 2005a), a validação é a confirmação por exame e fornecimento de evidência objetiva de que os requisitos específicos para um determinado uso pretendido são atendidos. Há necessidade de validação do ensaio de fitoplâncton, pois o método normalizado de referência (APHA; AWWA; WEF, 2005) é utilizado com modificação. Neste, as amostras devem ser preservadas com, por exemplo, solução de Lugol. No entanto, o método a ser validado utiliza amostras sem preservante algum. Os parâmetros

estudados para a validação do método estão descritos abaixo.

2.1 Estabilidade

O estudo da estabilidade seguiu as orientações de Albano e Raya-Rodriguez (2009). A avaliação do tipo de preservação foi realizada através da comparação entre 10 conjuntos de amostras, cada um composto por amostra preservada com Lugol (APHA; AWWA; WEF, 2005) e amostra viva (isto é, sem nenhuma preservação), analisadas em duplicata, ao longo do tempo de armazenamento (imediatamente após a coleta e 1, 2, 3, 4 e 7 dias após a coleta) sob refrigeração. O tipo de armazenamento foi avaliado comparando 10 conjuntos de amostras, cada um composto por amostra viva mantida sem refrigeração durante 3 dias antes da análise e amostra viva armazenada sob refrigeração até a análise. As amostras foram analisadas, em duplicata, nos seguintes tempos: 3, 4 e 7 dias após a coleta. Os dados foram transformados em log10 e analisados estatisticamente através de análise de variância, utilizando o software Microsoft Excel, com nível de significância de 95%.

2.2 Exatidão

A comparação entre o método que se quer validar e o método normalizado foi realizada com a colaboração da Divisão de Pesquisa do Departamento Municipal de Água e Esgoto do município de Porto Alegre (DVP-DMAE). O Laboratório de Hidrobiologia da DVP-DMAE utiliza o método de Sedgwick-Rafter de acordo com APHA, AWWA e WEF (2005). A mesma amostra foi analisada pelos dois laboratórios, sendo realizadas 7 replicatas por cada um. Os resultados foram transformados em log10 e analisados pelo Teste-t para variâncias equivalentes com 95% de confiança, através do software Microsoft Excel (ALBANO; RAYA-RODRIGUEZ, 2009).

2.3 Precisão

O estudo da precisão do método foi baseado na Repetitividade (REPE) e na Reprodutibilidade (REPRO), realizado seguindo o Estudo Formal de Repetitividade e Reprodutibilidade proposto por Albano e Raya-Rodriguez (2009). Foram avaliados dois analistas, realizando a contagem de 20 amostras, em triplicata e em curto intervalo de tempo entre elas. Os dados foram transformados em log10 e analisados estatisticamente, obtendo-se o desvio da REPE (REPE), o desvio da REPRO (REPRO) e o desvio de REPE e REPRO (R&R(%)). Para detalhes dos cálculos, consultar Albano e Raya-Rodriguez (2009).

2.4 Robustez

Para o estudo da robustez foram avaliados três fatores que poderiam causar pequenas interferências no método, sendo frasco de coleta (polietileno não coberto por papel alumínio e polietileno coberto por papel alumínio), microscópio (equipamento 1 – Olympus BX50 – e equipamento 2 – Olympus BX51) e tempo até a análise (imediatamente após a coleta e 3 dias após a coleta). Segundo a metodologia de Albano e Raya-Rodriguez (2009), foram analisadas 6 replicatas de cada uma das combinações entre os três fatores, totalizando 8 combinações. Para cada fator foi calculada uma diferença entre as combinações. A média das diferenças elevadas ao quadrado (M) foi utilizada para o cálculo do desvio da robustez (σROB) (Equação 1).

$$\sigma ROB = \sqrt{2 \times M} \qquad \text{(Equação 1)}$$

O método é considerado robusto se σROB for menor do que o desvio da REPRO (σREPRO).

2.5 Z-score (abordagem interlaboratorial)

O método de contagem do fitoplâncton em processo de validação foi utilizado na participação do Programa Piloto de Ensaios de Proficiência em Cianobactérias promovido pela Rede Metrológica do Rio Grande do Sul (RMRS), ocorrido em maio de 2010 (MÜLLER; RAYA-RODRIGUEZ; CYBIS, 2010). O Programa consistiu na identificação e contagem de cianobactérias. Foram recebidas amostra viva (1L) e amostra preservada com solução de Lugol (1L). Os métodos de contagem recomendam que seja utilizada amostra preservada para a quantificação, o que também foi recomendado pela RMRS. No entanto, com o objetivo de validar o método, a quantificação foi realizada com a amostra viva. Os resultados foram enviados à RMRS para cálculo do desempenho dos laboratórios participantes (Z-score). Quanto mais próximo de zero for o Z-score, mais próximo do valor alvo estará a resposta analítica do laboratório.

2.6 Limite de Detecção do Método (LDM)

Baseado no LDM teórico de 3 céls./mL, de acordo com a distribuição de Poisson (ISO/TR, 2001), foi selecionada uma amostra com baixa densidade celular, porém, acima no limite referido, para realização do cálculo do LDM. O LDM foi calculado seguindo Albano e Raya-Rodriguez (2009). Foram analisadas 7 replicatas da amostra selecionada e calculada a média ($\bar{x}$) e o desvio padrão (σ) das contagens. Todos os cálculos foram realizados com os dados transformados em log10. O LDM foi calculado pela Equação 2:

$$LDM = (t \times () + \bar{x} \qquad \text{(Equação 2)}$$

Sendo *t* o valor de t-Student para 95% de confiança e para 6 graus de liberdade (nº de replicatas – 1).

2.7 Limite de Quantificação do Método (LQM)

Utilizando os mesmos dados das contagens realizadas para o cálculo do LDM, o LQM foi calculado, seguindo Albano e Raya-Rodriguez (2009), pela Equação 3:

$$LQM = \bar{x} + (10 \times () \qquad \text{(Equação 3)}$$

2.8 Incerteza de Medição

O cálculo da incerteza de medição (IM) da contagem do fitoplâncton foi realizado segundo CALA (2010) e Albano e Raya-Rodriguez (2009). Os desvios de REPE e REPRO foram os componentes de incerteza considerados no cálculo da IM e foram obtidos conforme item 2.3 Precisão. Cada desvio foi utilizado para o cálculo do Desvio Padrão Relativo (RSD) e das Incertezas Padrão (IP), conforme Equação 4.

$$IP(\%) = RSD \times 100 = ((/(\text{média das contagens})) \times 100 \qquad \text{(Equação 4)}$$

Sendo RSD o desvio padrão relativo calculado para cada componente de incerteza, isto é, REPE e REPRO, e σ corresponde a σREPE e σREPRO. A incerteza combinada da REPE e da REPRO (IC) e a incerteza expandida (IE), foram calculadas seguindo CALA (2010) através da Equação 5 e da Equação 6, respectivamente. k é o fator de abrangência para 95,45% de probabilidade (ABNT/INMETRO, 2003) obtido em função do grau de liberdade efetivo.

$$IC = \sqrt{(RSD_{REPRO})^2 + (RSD_{REPE})^2} \quad \text{(Equação 5)}$$

$$IE = IC \times k \quad \text{(Equação 6)}$$

3 RESULTADOS

As amostras utilizadas para avaliação da estabilidade foram coletadas em diferentes locais, como lagos de praças da cidade de Porto Alegre e estação de tratamento de esgotos, compreendendo diferentes densidades e composições de organismos fitoplanctônicos, conforme Tabela 1. Cada conjunto de amostras (preservada e viva / refrigerada e não refrigerada) foi submetido à Análise de Variância (ANOVA) e para todas elas o $F_{calculado}$ foi menor do que o $F_{tabelado}$, com 95% de confiança, ou seja, não há diferença significativa entre os resultados das contagens das amostras viva e preservada / refrigerada e não refrigerada quando analisadas até 3 dias após a coleta. Posterior a esse tempo, ocorreu declínio da comunidade fitoplanctônica da amostra viva em relação à preservada e da amostra não refrigerada em relação à refrigerada.

Tabela 1. Grupos fitoplanctônicos predominantes e densidade fitoplanctônica inicial das amostras analisadas no estudo da estabilidade.

Amostra	Condição avaliada	Grupos predominantes	Densidade fitoplanctônica inicial (céls.mL^{-1}) A	B
1	Preservação	Cloro	3,0x10^3	3,3x10^3
2	Preservação	Cloro e Ciano	8,7x10^4	8,5x10^4
3	Preservação	Ciano	4,6x10^4	4,6x10^4
4	Preservação	Cloro	1,7x10^4	1,7x10^4
5	Preservação	Cloro	3,8x10^4	3,5x10^4
6	Preservação	Cloro	5,1x10^3	5,6x10^3
7	Preservação	Cloro	8,4x10^3	8,0x10^3
8	Preservação	Cloro	5,5x10^3	5,3x10^3
9	Preservação	Cloro e Ciano	1,3x10^5	1,4x10^5
10	Preservação	Cloro	6,1x10^3	5,7x10^3
1	Armazenamento	Cloro	3,5x10^3	3,2x10^3
2	Armazenamento	Cloro	9,3x10^3	1,1x10^4
3	Armazenamento	Cloro e Ciano	1,1x10^5	1,1x10^5
4	Armazenamento	Cloro	4,9x10^4	4,4x10^4
5	Armazenamento	Cloro	4,7x10^3	4,6x10^3
6	Armazenamento	Cloro e Diatom	8,3x10^3	8,4x10^3
7	Armazenamento	Cloro	1,5x10^4	1,6x10^4
8	Armazenamento	Cloro e Ciano	1,5x10^5	1,7x10^5
9	Armazenamento	Cloro e Diatom	1,3x10^4	1,1x10^4
10	Armazenamento	Cloro	1,3x10^4	1,2x10^4

Cloro = Clorofíceas; Ciano = Cianobactérias; Diatom = Diatomáceas
A corresponde à amostra viva quando avaliada a condição preservação e à amostra não refrigerada quando avaliada a condição armazenamento.
B corresponde à amostra preservada quando avaliada a condição preservação e à amostra refrigerada quando avaliada a condição armazenamento.

A Tabela 2 apresenta os resultados das replicatas do estudo da exatidão. O resultado do Teste-t mostrou que os métodos são semelhantes entre si, pois tcalculado foi menor do que o ttabelado para 95% de confiança.

Tabela 2. Resultados das replicatas do estudo da exatidão comparando os métodos de Sedgwick-Rafter validado e normalizado.

Réplicas	Método validado (céls.mL^{-1})	Método normalizado (céls.mL^{-1})
1	3,9x10^3	4,6 x10^3
2	3,8 x10^3	4,0 x10^3
3	3,8 x10^3	4,9 x10^3
4	3,6 x10^3	3,4 x10^3
5	3,8 x10^3	4,6 x10^3
6	3,6 x10^3	3,7 x10^3
7	3,0 x10^3	3,9 x10^3

A metodologia utilizada para o estudo da precisão permitiu decompor a parcela da variabilidade referente a REPE e a REPRO, identificando as maiores contribuições para as possíveis variações do ensaio.O desvio de REPE foi 0,066, em log_{10}, e o desvio de REPRO foi 0,027, em log_{10}, mostrando que a REPE é a parcela que implica maior variação para o ensaio, contribuindo com 85%. O desvio R&R, que faz a avaliação da variabilidade total associada ao enaio, foi de 9%, ficando dentro da faixa de aceitação proposta por AIAG (2002), ou seja, considerado Aceitável, uma vez que R&R (%) foi menor do que 10%. A Tabela 3 apresenta os resultados das amostras, transformados em log_{10}, utilizados para o cálculo da precisão. A combinação dos três fatores avaliados no estudo da robustez (equipamento, frasco de coleta e tempo de análise) (Tabela 4) não influenciou o resultado final do ensaio. O desvio da robustez (0,023) foi menor do que o desvio da REPRO intralaboratorial (0,027), portanto, o método é considerado robusto.

De acordo com o Z-score obtido pelo laboratório, ao participar do Programa Piloto da RMRS, enviando resultados de análise da amostra viva, o desempenho foi considerado Satisfatório (|Z| = 0,23). Assim, confirma-se, mais uma vez, que não há diferença significativa entre os resultados de análise de amostras preservadas e amostras sem preservação. O LDM calculado para a contagem de fitoplâncton foi 18 céls.mL^{-1} e o LQM foi 58 céls.mL^{-1}. O percentual de IM, para resultados em log_{10} (Tabela 3), foi de 4%, sendo a incerteza expandida igual a 0,045, em log_{10}, com k igual a 2,03 para 95,45% de abrangência. No entanto, a expressão da IM junto com o resultado do ensaio deverá ser em intervalo, pois é melhor compreendida quando expressada na mesma unidade do resultado. Assim, como exemplo de resultado, é expresso [568 céls.mL^{-1} (428-754 céls.mL^{-1})].

Tabela 3. Resultados das amostras do estudo da precisão, em log_{10}.

Amostra	Analista 1			Analista 2		
	Via 1*	Via 2*	Via 3*	Via 1*	Via 2*	Via 3*
1	3,91	3,94	3,92	3,80	3,77	3,75
2	4,11	4,14	4,13	4,03	3,97	4,04
3	3,98	3,99	4,02	3,93	3,98	4,03
4	3,72	3,72	3,72	3,64	3,66	3,66
5	3,75	3,82	3,73	3,57	3,56	3,58
6	4,64	4,63	4,64	4,60	4,59	4,60
7	2,46	2,42	2,44	2,38	2,35	2,31
8	2,51	2,32	2,59	2,43	2,36	2,49
9	2,60	2,66	2,67	2,66	2,51	2,56
10	1,95	2,21	1,91	1,85	1,89	1,91
11	2,36	2,28	2,36	2,36	2,22	2,33
12	3,23	3,13	3,23	3,07	3,14	3,35
13	3,40	3,34	3,46	3,36	3,32	3,38
14	2,24	2,36	2,32	2,39	2,44	2,35
15	2,17	2,18	2,36	2,11	2,21	2,11
16	4,32	4,20	4,32	4,22	4,17	4,17
17	4,30	4,30	4,03	4,28	4,17	4,11
18	3,12	3,29	3,28	3,19	3,30	3,30
19	3,34	3,44	3,43	3,41	3,44	3,45
20	2,96	2,90	3,29	2,97	2,96	3,14

*** Via 1, Via 2 e Via 3 correspondem às triplicatas analisadas de cada amostra.**

Tabela 4. Resultados das replicatas do estudo da robustez avaliando a interferência dos fatores equipamento, frasco de coleta e tempo decorrido da coleta até a análise.

Réplicas	Resultados em céls.mL^{-1} das 8 combinações transformados em log_{10}							
	I-M1-C	I-M1-E	I-M2-C	I-M2-E	3-M1-C	3-M1-E	3-M2-C	3-M2-E
1	3,08	3,18	3,05	3,07	3,11	3,02	3,20	3,20
2	3,16	3,08	3,03	3,16	3,12	3,05	3,11	3,15
3	3,22	3,06	3,08	3,16	3,29	3,16	3,11	3,08
4	3,22	3,11	3,02	3,05	3,20	3,15	3,29	3,19
5	3,14	3,26	3,25	3,06	3,20	3,08	3,11	3,17
6	3,11	3,14	3,15	3,18	3,09	3,14	2,94	3,18

I corresponde à análise realizada imediatamente após a coleta; **3** corresponde à análise 3 dias após a coleta; **M1 e M2** são os dois microscópios utilizados para análise; **C** corresponde ao frasco de coleta de polietileno sem proteção luminosa; **E** corresponde ao frasco de coleta de polietileno com proteção luminosa.

4 DISCUSSÃO

Os métodos de identificação e contagem de fitoplâncton que utilizam microscopia óptica, como os métodos de Sedgwick-Rafter e Utermöhl, são amplamente utilizados para a determinação da composição de espécies, biovolume e biomassa (GOSSELAIN; HAMILTON, 2000). No entanto, estes métodos consomem muito tempo e estão sujeitos a muitos erros de interpretação.

Além da necessidade de validar os métodos normalizados utilizados com modificação, conforme determina a NBR ISO/IEC 17025 (ABNT, 2005), o estudo de validação fornece informações a respeito do controle analítico do ensaio executado. Essas informações são importantes, principalmente para um método microscópico que, na sua origem, possui erros implícitos. Mesmo os métodos normalizados para a quantificação do fitoplâncton não fornecem dados de precisão, limites de detecção e quantificação, robustez e incerteza de medição, entre outros. Estes parâmetros só puderam ser conhecidos com a realização do estudo de validação.

O estudo da estabilidade mostrou que as amostras analisadas sem preservante fornecem os mesmos resultados das amostras preservadas com Lugol, desde que analisadas até 3 dias após a coleta, mantidas refrigeradas ou não refrigeradas. De acordo com Sant'Anna et al. (2006), em caso de material vivo, o processamento da amostra deve ser realizado, preferencialmente, até 24 horas após a coleta. Além disso, para manter a viabilidade dos organismos, a amostra deve ser refrigerada para diminuir o metabolismo e o consumo de oxigênio na ausência de luz. No entanto, verificou-se declínio da densidade celular, constituindo alteração significativa da amostra, a partir de 96 horas após a coleta (dados não apresentados). Isso foi observado nas amostras armazenadas com e sem refrigeração. Sendo assim, amostras que não foram refrigeradas logo após a coleta não tem sua análise comprometida ou inviabilizada, desde que a análise ocorra em até 72 horas.

O uso de amostras vivas permite uma melhor identificação dos organismos. Os métodos de contagem recomendam, inclusive, que a análise qualitativa seja feita em amostra não preservada, pois algumas características, como mobilidade, coloração e visualização de estruturas, só podem ser observadas nos organismos vivos (APHA; AWWA; WEF, 2005; CETESB, 2005). O Lugol altera a coloração das células, rompe vesículas de ar e pode dissolver frústulas de diatomáceas mais delicadas e escamas de silicoflagelados (CETESB, 2005). Além disso, de acordo com Hawkins et al. (2005), as células de cianobactérias encolhem entre 30-40% de seu volume após preservação da amostra com solução de Lugol. Isso compromete significativamente as medições celulares

para cálculos dimensionais de área e volume ocupados, sendo preferível a utilização de amostras não preservadas para essa finalidade. No entanto, essa não é a recomendação dos métodos normalizados.

O método validado mostrou-se equivalente aos métodos normalizados. Quando comparado com o método de Sedgwick-Rafter normalizado, os resultados foram similares, conforme resultados apresentados do estudo da exatidão. A participação no programa de comparação interlaboratorial da RMRS, através da quantificação de cianobactérias, evidenciou a equivalência do método de Sedgwick-Rafter com amostras vivas aos métodos de Sedgwick-Rafter e Utermöhl normalizados. Estes últimos foram utilizados pelos participantes da rodada, sendo utilizada amostra preservada com solução de Lugol para a quantificação dos organismos (RMRS, 2010).

A reprodutibilidade dos resultados de contagem pode sofrer interferência de amostragem e sub-amostragem na retirada de alíquota para processamento e posterior análise da amostra que será avaliada. Segundo Gosselain e Hamilton (2000), as interferências podem ser a baixa contagem de células, a sedimentação não aleatória dos organismos na câmara de contagem e a presença/ausência de indivíduos coloniais e/ou filamentosos. No entanto, independente dessas interferências, o método validado mostrou-se preciso e robusto e, também, foi possível determinar o LDM e o LQM.

No estudo da precisão, os analistas avaliados possuíam graduação na área das Ciências Biológicas e receberam treinamentos específicos para a identificação e contagem do fitoplâncton. Portanto, são profissionais habilitados e atuantes na rotina de análise de amostras de mananciais superficiais. À sua disposição havia referências bibliográficas especializadas para apoio e consulta, além de materiais e equipamentos adequados à análise realizada (KARLSON et al., 2010). Tudo isso contribuiu significativamente para a alta precisão obtida (desvio de R&R igual a 9%) com amostras vivas. O treinamento e a rotina de análise são fatores que contribuem para o baixo desvio de reprodutibilidade. Comparativamente, o alto desvio de repetitividade reflete a natureza da amostra biológica viva, isto é, os organismos vivos distribuem-se de forma agregada e não formam uma solução perfeita, mas uma suspensão com variabilidade inerente (ISO, 2006).

Segundo Culverhouse et al. (2003), analistas humanos não são bons instrumentos de classificação e contagem. Estes autores relatam que a performance humana em identificar e classificar organismos ao microscópio é afetada por muitos fatores psicológicos, entre eles a capacidade de memorizar, a curto prazo, somente de 5 a 9 itens; fadiga e tédio; as constantes atualizações e modificações na taxonomia do fitoplâncton e tendência em superestimar a contagem pela expectativa prévia em encontrar determinado organismo na amostra.

Em função disso, comparando identificação e contagem de dinoflagelados marinhos entre analistas especialistas e atuantes na rotina de análise com métodos automatizados, Culverhouse et al. (2003) obtiveram uma precisão humana semelhante ao método automatizado, de 84 a 95%. Precisão menor do que 100% deve ser entendida como normal em investigações científicas. Para monitoramento de rotina, em que há grande volume de amostras para ser processado no menor tempo possível, esse nível de precisão é aceitável e faz parte da prática laboratorial. Entretanto, utilizando o método de Utermöhl para avaliar o número mínimo de organismos que devem ser contados em uma amostra, Rott, Salmaso e Hoehn (2007) relataram uma precisão de contagem menor, de 30%. Os fatores avaliados, que poderiam interferir no resultado analítico do método, sendo frasco de coleta com e sem proteção luminosa e o microscópio utilizado na quantificação, combinados com o tempo até a análise após a coleta da amostra, não influenciaram significativamente nos resultados. Portanto, o método mostrou-se robusto.

De acordo com ISO/TR 13843 (ISO/TR, 2001), resultados de contagem seguem a distribuição de Poisson e, por isso, apresentam LDM teórico de 3 cél.mL-1. Já para LeGresley e McDermott (2010), o limite de detecção do método é de 1 cél.mL-1. Utilizando a metodologia de cálculo do LDM e do LQM para ensaios químicos, estes limites foram calculados para o método validado. Assim, os resultados obtidos refletem a realidade da análise, uma vez que foram obtidos experimentalmente e sob as mesmas condições analíticas. O conhecimento desses limites é mais uma maneira de garantir qualidade e confiabilidade analítica dos resultados dos ensaios. Abaixo dos limites estabelecidos, o resultado não possui grau de precisão e exatidão aceitáveis, portanto, não sendo possível expressá-lo numericamente. Portanto, os limites devem ser fornecidos junto com o resultado da amostra analisada para que o cliente possa interpretar o resultado fornecido pelo laboratório.

A incerteza está relacionada a um resultado de medição e não ao valor verdadeiro do mensurando que, na prática, não é conhecido. Ela caracteriza um intervalo ou faixa de dispersão, e não um valor pontual. Logo, a incerteza é a dúvida remanescente associada ao resultado da medição correspondendo a uma faixa de valores que podem ser atribuídos ao mensurando, não devendo ser entendida como uma "faixa de segurança" (ALBANO E RAYA-RODRIGUEZ, 2009).

De acordo com ISO/TS 19036 (ISO/TS, 2006), RMRS (2009) e Albano e Raya-Rodriguez (2009), a principal fonte de incerteza para ensaios biológicos é a REPRO intralaboratorial Além disso, é difícil quantificar com confiabilidade a contribuição de cada passo do processo analítico, pois o analito são organismos vivos que podem estar com estado fisiológico variado, incluindo diferentes cepas, gêneros e espécies. Assim, análises biológicas não permitem rigor metrológico e a determinação da incerteza de medição requer uma abordagem de estimativa da incerteza total, não separando as fontes de incerteza de entrada individualmente (ISO/TS, 2006). Os estudos de REPE e REPRO forneceram os dados para o cálculo da IM, uma vez que eles consideram todos os fatores significativos de influência no ensaio, incluindo processos de concentração, diluição e homogeneidade das amostras. Os resultados obtidos mostraram que a REPE é uma importante fonte de incerteza, inclusive com parcela de contribuição maior do que a REPRO intralaboratorial.

5 CONCLUSÕES

Os estudos realizados permitiram validar o método de Sedgwick-Rafter para a quantificação do fitoplâncton com amostras vivas. Dessa forma, cumpre-se com o exigido pela NBR ISO/IEC 17025

(ABNT, 2005), isto é, métodos normalizados utilizados com alterações ou modificações devem ser validados. O método agora validado pode ser utilizado na rotina de análises em laboratório.

Os resultados obtidos através da estabilidade, da exatidão e do Z-score mostraram não haver diferença significativa entre o uso de amostras vivas e amostras preservadas com solução de Lugol, nem entre o uso dos métodos normalizados de Sedgwick-Rafter e Utermöhl. Também através da estabilidade foi possível estabelecer um prazo de 72 horas após a coleta para a análise das amostras. Nesse período, as amostras podem ficar ou não sob refrigeração.

O método foi considerado robusto, uma vez que as variações aplicadas não alteraram significativamente os resultados. Portanto, frasco com ou sem proteção luminosa, equipamento utilizado e tempo decorrido da coleta até a análise não são fatores críticos para o ensaio quantitativo do fitoplâncton. A análise de amostra imediatamente após a coleta e 3 dias após a coleta confirma o resultado obtido no estudo da estabilidade, de que as amostras vivas podem ser analisadas até 72 horas após a coleta. O estabelecimento dos limites de detecção e quantificação do método, da precisão e, também, da incerteza de medição conferem qualidade analítica aos resultados dos ensaios. Através de um maior conhecimento do método utilizado, há possibilidade de aperfeiçoamento dos analistas e da execução das etapas do método. Tudo isso a fim de buscar melhoria contínua e garantir exatidão, precisão e confiabilidade analíticas.

6 AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Laboratório Central de Águas da Companhia Riograndense de Saneamento, em especial, Andréa dos Anjos, Aurea Giordani e Juliana Frizzo, pela compreensão e aceitação da proposta de trabalho, apoio e colaboração na execução das análises e disponibilidade da infraestrutura e equipamentos utilizados no decorrer deste estudo; ao Setor de Hidrobiologia da Divisão de Pesquisas do Departamento Municipal de Água e Esgoto de Porto Alegre, especialmente Rodrigo da Rocha Andrade, pelos estudos comparativos; à Rede Metrológica do Estado do Rio Grande do Sul, destacando Filipe de Medeiros Albano, pelos esclarecimentos em relação às análises estatísticas.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBANO, F. M.; RAYA-RODRIGUEZ, M. T. Validação e Garantia da Qualidade de Ensaios Laboratoriais. Guia Prático. Porto Alegre, RS: Rede Metrológica RS, 2009. 136p.

American Public Health Association; American Water Works Association; Water Environment Federation APHA AWWA WEF (APHA; AWWA; WEF). Standard methods for the examination of water and wastewater. 21 ed. Washington, D.C., 2005.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (ASTM). D4148-82: Standard Test Method for Analysis of Phytoplankton in Surface Water by the Sedgwick-Rafter Method. Estados Unidos, 2004. 3p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS; INSTITUTO NACIONAL DE METROLOGIA, NORMALIZAÇÃO E QUALIDADE INDUSTRIAL (ABNT; INMETRO). Guia para a Expressão da Incerteza de Medição (GUM). 3 Ed. Rio de Janeiro, 2003.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR ISO/IEC 17025: Requisitos gerais para competência de laboratórios de ensaio e calibração. Rio de Janeiro, 2005.

AUTOMOTIVE INDUSTRY ACTION GROUP (AIAG). Measurement Systems Analysis. 3. Ed. Detroit: Chrysler Corporation, Ford Motor Company and General Motors Corporation, 2002.

BEUTLER, M. et al. A fluorometric method for the differentiation of algal populations in vivo and in situ. Photosynthesis Research, n. 72, p. 39-53, 2002.

BRANCO, S. M. Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária. 3ª Ed. São Paulo, SP: CETESB/ASCETESB, 1986. 640p.

BRUCE, P., MINKKINEN, P., RIEKKOLA, M. L. Practical Method Validation: Validation Sufficient for an Analysis Method. Mikrochimica Acta, v. 128, p. 93-106. 1998.

CANADIAN ASSOCIATION FOR LABORATORY ACCREDITATION INC. (CALA). Measurement Uncertainty Policy. P19, Revision 1.10, 2010.

CARNEIRO, C.; PEGORINI, E. S.; ANDREOLI, C. V. Introdução. In: ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C. (Editores) Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados. Curitiba: SANEPAR/FINEP, 2005. Cap. 1. p. 25-44.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). Norma Técnica L5.303: Fitoplâncton de Água Doce - Métodos Qualitativo e Quantitativo (Método de Ensaio). São Paulo, 2005.

CULVERHOUSE, P. F. et al. Do experts make mistakes? A comparison of human and machine identification of dinoflagellates. Marine Ecology Progress Series, v. 247, p. 17-25, 2003.

DIERCKS, S.; METFIES, K.; MEDLIN, L. Eletrochemical detection of toxic algae with a biosensor. In: KARLSON, B.; CUSACK, C.; BRESNAN, E. (Editors.) Microscopic and molecular methods for quantitative phytoplankton analysis. Paris, UNESCO. (IOC Manuals and Guides, nº 55.) (IOC/2010/MG/55), 2010.

DI BERNARDO, L. Algas e suas Influências na Qualidade das Águas e nas Tecnologias de Tratamento. Rio de Janeiro, RJ: ABES, 1995. 140p.

DUBELAAR, G. B. J. et al. Design and First Results of CytoBuoy: A Wireless Flow Cytometer for In Situ Analylis of Marine and Fresh Waters. Cytometry, v. 37, p. 247-254, 1999.

DUBELAAR, G. B. J.; GERRITZEN, P. L. CytoBuoy: a step forward towards using flow cytometry in operational oceanography. Scientia Marina, v. 64, n. 2, p. 255-265, 2000.

EDLER, L.; ELBRÄCHTER, M. The Utermöhl method for quantitative phytoplankton analysis. In: KARLSON, B.; CUSACK, C.; BRESNAN, E. (Editors.) Microscopic and molecular methods for quantitative phytoplankton analysis. UNESCO. (IOC Manuals and Guides, nº 55.) (IOC/2010/MG/55), 2010.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). LG401: Standard Operating Procedure for Phytoplankton Analysis. Revision 4. Estados Unidos, 2004.

ESTEVES, F. A. Fundamentos de Limnologia. 2ª Ed. Rio de Janeiro, RJ: Interciência, 1998. 602p.

EUROPEAN COMMITTEE FOR STANDARDIZATION (CEN). EN 15204: Water Quality – Guidance standard on the enumeration of phytoplankton using inverted microscopy (Utermöhl technique). União Européia, 2006.

GALLUZZI, L.; PENNA, A. Quantitative PCR for detection and enumeration of phytoplankton. In: KARLSON, B.; CUSACK, C.; BRESNAN, E. (Editors.) Microscopic and molecular methods for quantitative phytoplankton analysis. Paris, UNESCO. (IOC Manuals and Guides, nº 55.) (IOC/2010/MG/55), 2010.

GESCHER, C.; METFIES, K.; MEDLIN, L.K. Hybridisation and microarray fluorescent detection of phytoplankton. In: KARLSON, B.; CUSACK, C.; BRESNAN, E. (Editors.) Microscopic and molecular methods for quantitative phytoplankton analysis. Paris, UNESCO. (IOC Manuals and Guides, nº 55.) (IOC/2010/MG/55), 2010.

GOSSELAIN, V.; HAMILTON, P. B. Algamica: revisions to a key-based computerized counting program for free-living, attached, and benthic algae. Hydrobiologia, v. 438, p. 139-142, 2000.

GREGOR, J. et al. In situ quantification of phytoplankton in reservoirs using a submersible spectrofluorometer. Hydrobiologia, n. 548, p. 141-151, 2005.

GREGOR, J.; MARŠÁLEK, B. Freshwater phytoplankton quantification by chlorophyll a: a comparative study of in vitro, in vivo and in situ methods. Water Research, v. 38, p. 517-522, 2004.

HAWKINS, P. R. et al. Change in cyanoabcterial biovolume due to preservation by Lugol's Iodine. Harmful Algae, v. 4, 1033-1043, 2005.

INSTITUTO NACIONAL DE METROLOGIA, NORMALI-ZAÇÃO E QUALIDADE INDUSTRIAL (INMETRO). DOQ-CGCRE-008: Orientação sobre Validação de Métodos analíticos. Revisão 03. 2010. Disponível em: <www.inmetro.gov.br/Sidoq/Arquivos/CGCRE/DOQ/DOQ-CGCRE-8_03.pdf>. Acesso em: 18 jun. 2010.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDI-ZATION (ISO). ISO 19458: Water quality – Sampling for microbiological analysis. Suíça, 2006.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDI-ZATION / TECHNICAL REPORT (ISO/TR). ISO/TR 13843: Water quality – Guidance on validation of microbiological methods. Suíça, 2001.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDI-ZATION / TECHNICAL SPECIFICATION (ISO/TS). ISO/TS 19036: Microbiology of food and animal feeding stuffs – Guidelines of the estimation of measurement uncertainty for quantitative determinations. Suíça, 2006.

KARLSON, B. et al. Introduction to methods for quantitative phytoplankton analysis. In: KARLSON, B.; CUSACK, C.; BRESNAN, E. (Editors.) Microscopic and molecular methods for quantitative phytoplankton analysis. UNESCO (IOC Manuals and Guides, nº 55.) (IOC/2010/MG/55), Paris, 2010.

LAWTON, L. et al. Determination of cianobactéria in the laboratory. In: CHORUS, I.; BARTRAM, J. (Eds.) Toxic cyanobacteria in water. A guide to their public health consequenses, monitoring and management. Published on behalf of WHO – World Health Organization by Taylor and Francis. London & New York, 1999. 416p.

LEBOULANGER, C. et al. Application of a submersible spectrofluorometer for rapid monitoring of freshwater cyanobacterial blooms: a case study. Aquatic Microbial Ecology, v. 30, p. 83-99, 2002.

LEGRESLEY, M.; MCDERMOTT, G. Counting chamber methods for quantitative phytoplankton analysis – haemocytometer, Palmer-Maloney cell and Sedgewick-Rafter cell. In: KARLSON, B.; CUSACK, C.; BRESNAN, E. (Editors.) Microscopic and molecular methods for quantitative phytoplankton analysis. UNESCO (IOC Manuals and Guides, nº 55.) (IOC/2010/MG/55), Paris, 2010.

MARRIN III, R.; SCHOLIN, C. A. Toxic algal detection using rRNA-targeted probes in a semi-automated sandwich hybridization format. In: KARLSON, B.; CUSACK, C.; BRESNAN, E. (Editors.) Microscopic and molecular methods for quantitative phytoplankton analysis. Paris, UNESCO. (IOC Manuals and Guides, nº 55.) (IOC/2010/MG/55), 2010.

MÜLLER, C. C.; RAYA-RODRIGUEZ, M. T.; CYBIS, L. F. Diagnóstico da qualidade analítica na quantificação de cianobactérias. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 15, n. 3, p. 283-290, 2010.

OLSON, R. J.; SHALAPYONOK, A.; SOSIK, H. J. An automated submersible flow cytometer for analyzing pico- and nanophytoplankton: FlowCytobot. Deep-Sea Research – Part I, v. 50, p. 301-315, 2003.

REDE DE METROLOGIA E ENSAIOS DO RIO GRANDE DO SUL (RMRS). Metrologia: A base física da qualidade. CD-ROM, Rede Metrológica do Rio Grande do Sul, 2003.

REDE DE METROLOGIA E ENSAIOS DO RIO GRANDE DO SUL (RMRS). RM68 – Incerteza de medição: guia prático do avaliador de laboratórios. Revisão 03. Porto Alegre, 2009.

REDE DE METROLOGIA E ENSAIOS DO RIO GRANDE DO SUL (RMRS). Relatório de 2010 – Programa Piloto de Ensaios de Proficiência em Cianobactérias. Porto Alegre, 2010.

ROTT, E.; SALMASO, N.; HOEHN, E. Quality control of Utermöhl-based phytoplankton counting and biovolume estimatesb – an easy task or a Gordian knot? Hydrobiologia, v. 578, p. 141-146, 2007.

SANT'ANNA, C. L. et al. Manual ilustrado para Identificação e Contagem de Cianobactérias Planctônicas de Águas Continentais Brasileiras. Rio de Janeiro: Interciência; São Paulo: Sociedade Brasileira de Ficologia, 2006, 58p.

SIERACKI, C. K.; SIERACKI, M. E.; YENTSCH, C. S. An imaging-in-flow system for automated analysis of marine microplankton. Marine Ecology Progress Series, v. 168, p. 285-296, 1998.

SOSIK, H. M. et al. Growth rates of coastal phytoplankton from time-series measurements with a submersible flow cytometer. Limnology and Oceanography, v. 48, n. 5, p. 1756-1765, 2003.

SOSIK, H. M.; OLSON, R. J. Automated taxonomic classification of phytoplankton sampled with imaging-in-flow cytometry. Limnology and Oceanography: Methods, v. 5, p. 204-216, 2007.

THYSSEN, M. et al. The emergence of automated high-frequency flow cytometry: revealing temporal and spatial phytoplankton variability. Journal of Plankton Research, v. 30, n. 3, p. 333-343, 2008.

XAVIER, C. F.; DIAS, L. N.; BRUNKOW, R. F. Eutrofização. In: ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C. (Editores) Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados. Curitiba: SANEPAR/FINEP, 2005. Cap. 8. p. 271-302.

Avaliação da deterioração estrutural de tubulações da rede de distribuição de água na Região Metropolitana de São Paulo

Structural deterioration evaluation of pipes of the water distribution network in the Sao Paulo Metropolitan Region

Guaraci Loureiro Sarzedas (*)
Engenheiro civil pela Escola de Engenharia Mackenzie (1984). Mestre na área de saneamento básico pela Escola Politécnica da USP. Atuando, como engenheiro, há 23 anos na Sabesp, atualmente no Departamento de Planejamento Integrado da Diretoria Metropolitana.

Milton Tomoyuki Tsutiya (*in memorian*)
Engenheiro Civil pela Escola Politécnica da USP (1975). Mestre em Engenharia pela Escola Politécnica da USP (1983). Doutor em Engenharia pela Escola Politécnica da USP (1989). Professor do Depto. de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da USP.

Endereço para correspondência (*):
Rua Sumidouro, 448 - Pinheiros – São Paulo - SP - CEP: 05428-010 - Brasil - Tel: +55 (11) 3388-8164 - Fax: +55 (11) 3388-9103 - e-mail: gsarzedas@sabesp.com.br.

Data de entrada: 08/06/2009 Data de Aprovação: 04/03/2011

RESUMO

O gerenciamento da infraestrutura urbana está se tornando cada vez mais importante para as cidades ao redor do mundo. Aperfeiçoar um sistema significa maximizar seus benefícios à sociedade. Os benefícios são medidos através do desempenho e da qualidade dos serviços prestados ao sistema. Um dos indicadores mais usados para quantificar a freqüência de falhas num sistema é o número anual de quebras por cem quilômetros de tubulação. Este artigo indica o aumento da freqüência da falha com o tempo, embora a resistência do material da tubulação também tenha uma grande influência. Concluindo, o número de incidentes nos sistemas de abastecimento de água urbanos estará, provavelmente, aumentando continuamente no futuro com o envelhecimento dos sistemas.

ABSTRACT

Urban infrastructure management is becoming more and more important for cities around the world. To optimize a system means to maximize its net benefits to society. The benefits are measured by the performance and quality of service that the system provides. One of the common indicators used to quantify the frequency of pipe failures for a particular system is the annual number of breaks per hundred kilometers of pipe. This paper indicates the increase of the pipe failure frequency with time, although the pipe material resistance also had a big importance. As a conclusion, the number of incidents in urban water supply systems is likely to be continuously increasing in the future as systems grow older.

Palavras-chave: indicadores de desempenho; sistemas de distribuição de água; falhas de tubulações.

Keywords: performance indicators; water distribution systems; pipes failures.

INTRODUÇÃO

O desenvolvimento e uso de indicadores de desempenho é um tópico atual das empresas de saneamento em todo o mundo. O uso do processo de avaliação de desempenho padronizado é o fator chave para a melhoria do desempenho de sistemas de abastecimento de água (ALEGRE et al., 2000).

A "International Water Association" – IWA, que representa cerca de 130 países, desenvolveu um sistema de indicadores de desempenho para serviços de água, os quais estão se tornando uma referência mundial no setor. Esse sistema é uma poderosa ferramenta de gestão para empresas prestadoras de serviços de água, independentemente de seus níveis de desenvolvimento e das suas características regionais, como clima, demografia e cultura.

O sistema de indicadores de desempenho da IWA inclui indicadores de recursos hídricos, de pessoal, físicos, operacionais, de qualidade de serviço e financeiros. Como esses indicadores cobrem praticamente todos os aspectos dos serviços de água, é possível selecionar algum grupo de indicadores para a análise do sistema de distribuição de água de um ponto de vista específico.

Com o envelhecimento dos sistemas de abastecimento de água, o planejamento de reabilitação das tubulações está ganhando cada vez mais a atenção das empresas de água e da comunidade de pesquisas. O principal objetivo do planejamento de reabilitação de sistemas de abastecimento de água é assegurar o desempenho do sistema e maximizar a eficiência econômica da operação.

Há três principais indicadores de desempenho que merecem destaque:

- Desempenho hidráulico - relativo à capacidade hidráulica do sistema de distribuição, ou seja, a queda de capacidade leva a problemas de intermitência no abastecimento e em aumento do custo energético de bombeamentos devido às perdas de capacidade hidráulica;

- Qualidade da água - bacteriológica, acarretando em maiores custos na desinfecção e estética, resultando em reclamações dos clientes quanto à cor e turbidez da água fornecida; e

- Confiabilidade do serviço – deterioração estrutural provocando vazamentos e arrebentamentos, acarretando no isolamento de parte da rede para reparo, resultando, muitas vezes, em reclamações de falta d'água.

Para a avaliação de tubulações que devam ser substituídas a análise da deterioração estrutural é um procedimento fundamental. Este estudo teve como foco a confiabilidade do serviço, mais especificamente na rede de distribuição de água.

CAUSAS DE FALHAS

Uma variedade de fatores causando falhas na tubulação tem sido identificada por vários autores (Morris Jr., 1967; Shamir e Howard, 1979; O'Day, 1982), sendo a relação apresentada por Morris Jr. (1967) uma das mais abrangentes:

- Projeto inadequado;
- Instalação imprópria;
- Oscilação ou transitório hidráulico;
- Movimento do solo;
- Corrosão interna;
- Corrosão externa;
- Diferencial de temperatura;
- Defeitos de fabricação; e
- Impactos.

Morris Jr. (1967) ressaltou que a causa das quebras das redes de água não pode sempre ser averiguada e que, geralmente, há uma combinação de causas. Shamir e Howard (1979) apresentaram a classificação de razões para quebras da tubulação em 4 categorias:

- A qualidade e a idade da tubulação e de suas respectivas peças de conexão;
- O tipo de ambiente no qual a tubulação é assentada – solo corrosivo e cargas externas;
- A qualidade da mão de obra utilizada para o assentamento da tubulação; e
- As condições operacionais, tais como pressão de trabalho e suas oscilações.

O'Day (1982) dividiu as principais causas de quebras das tubulações em três categorias: excesso de carga, temperatura e corrosão. Na literatura internacional (Deb et al., 1988; Pelletier, Mailhot e Villeneuve , 2003) o foco principal é dado para falhas em tubulações de ferro fundido cinzento e ferro dúctil visto que estes materiais foram freqüentemente mais usados no passado. Há, entretanto, uma tendência a um incremento no uso de materiais plásticos (polietileno de alta densidade – PEAD e policloreto de vinila - PVC) e no futuro certamente haverá a expectativa de falhas dessas tubulações devido ao seu envelhecimento.

FREQUÊNCIA DE FALHAS

Um dos indicadores mais utilizados para quantificar a freqüência das falhas das tubulações para um sistema em particular é a relação entre a quantidade de quebras por extensão de tubulação num intervalo de tempo, geralmente o número anual de quebras por cem quilômetros de tubulação. Na Tabela 1 são apresentadas as freqüências de quebras em três estudos: em duas cidades dos Estados Unidos da América - EUA (O'Day et al., 1986), três municipalidades do distrito de Quebec, no Canadá (Pelletier, Mailhot e Villeneuve , 2003) e coletânea de dados de companhias de água do Reino Unido (Preston e Sturm, 2007).

A Tabela 1 indica claramente que a maioria das quebras ocorre em tubulações de ferro fundido cinzento. As diferenças existentes, para o mesmo material, nos três estudos mostram que outros fatores também são importantes na análise de quebras. Preston e Sturm (2007) apontam que pelo fato de cada sistema de distribuição possuir uma combinação única de materiais e tamanhos de tubulações diferentes é presumível que a freqüência de quebras irá variar de uma rede para outra.

Na maioria dos sistemas de abastecimento de água as tubulações de ferro fundido cinzento são as mais antigas, freqüentemente instaladas a mais de 50 anos. Muitos estudos têm indicado o incremento de freqüência de quebra de tubulações com o tempo. Então, o número de incidentes em sistemas de abastecimento urbano de água provavelmente terá um aumento contínuo com o envelhecimento dos sistemas.

CADASTRO DAS TUBULAÇÕES DE ÁGUA

A rede de distribuição de água da Região Metropolitana de São Paulo - RMSP, operada pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo - Sabesp tem quase 30.000

Tabela 1 – Freqüência de quebras de tubulações para diferentes materiais

Localidade	Quebras/100km/ano				
	Ferro Fundido	Ferro Dúctil	Cimento Amianto	PVC	PEAD
Oakland, Califórnia, EUA	26	-	10,3	-	-
Denver, Colorado, EUA	7,6	0,7	5,7	-	-
Chicoutimi, Quebec, Canadá	70	30	-	2	-
Gatineau, Quebec, Canadá	69	22	-	1,8	-
Saint-Georges, Quebec, Canadá	27	7	-	-	-
Reino Unido	22,1	19,9	16,1	8,3	3,2

quilômetros de tubulações (Figura 1), servindo a uma população de cerca de 18 milhões de habitantes. As tubulações do sistema são predominantemente de ferro fundido e PVC, embora haja uma pequena quantidade de outros materiais como PEAD, cimento amianto e aço, entre outros (Figura 2).

Os dados de cadastro foram extraídos, em fevereiro de 2008, do sistema de informações geográficas existente, denominado Sistema de Informações Geográficas no Saneamento - Signos, implantado pela Sabesp, em agosto de 2004, com o objetivo de melhorar a qualidade nas ações de gerenciamento e operação das redes de abastecimento de água e coleta de esgoto. O serviço utiliza modernas tecnologias de informação que demonstram, graficamente, a localização dos componentes comerciais e operacionais da empresa, dentre eles as tubulações. Convém salientar que há um número significativo de segmentos de rede sem a data de instalação ou com data de instalação incoerente com o material da tubulação, compreendendo cerca de 20% da extensão total.

Na Figura 1 é mostrada a extensão de tubulação assentada por ano e a correspondente extensão de rede acumulada. Um acentuado crescimento é observado entre os anos de 1975 a 1983. A Figura 2 mostra a distribuição das tubulações de acordo com o material da rede de distribuição da RMSP. Geograficamente, o ferro fundido é o material preponderante no Município de São Paulo e o PVC nos demais municípios da RMSP, conforme mostra a Figura 3. O cadastro não faz distinção entre o ferro fundido cinzento e o ferro dúctil.

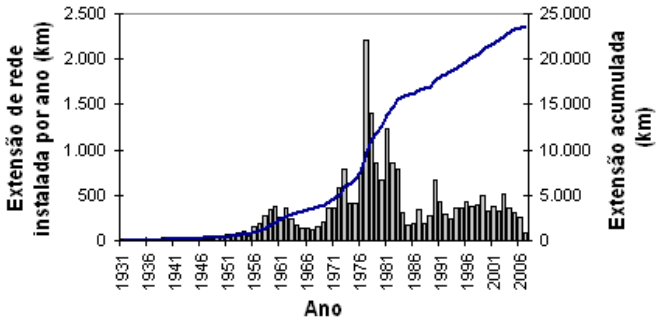


Figura 1 – Dados da rede de distribuição de água da RMSP Sabesp (fev./2008)

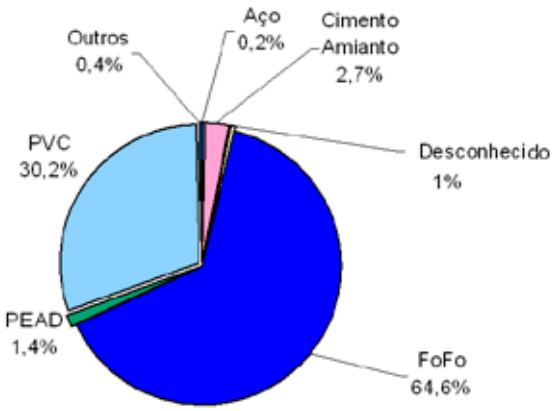


Figura 2 – Distribuição por material da rede de distribuição de água da RMSP Sabesp (fev./2008)

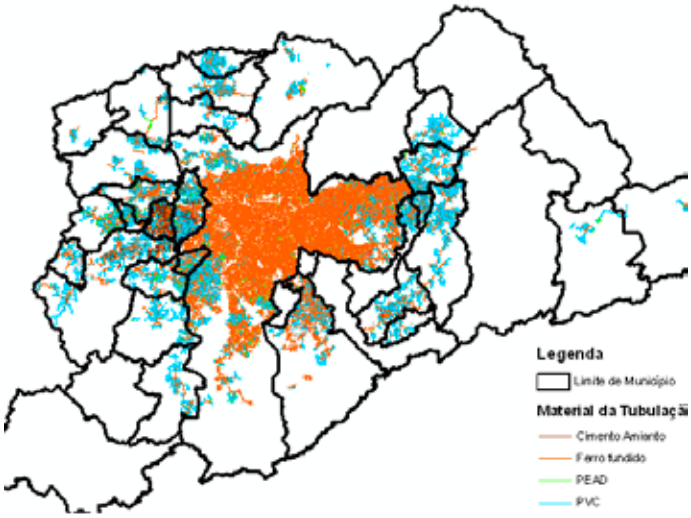


Figura 3 – Material da rede de distribuição de água da RMSP Sabesp (fev./2008)

CADASTRO DOS REPAROS DE VAZAMENTOS

Os dados referentes às falhas estão contidos no banco de dados do Sistema de Informações de Gestão do Atendimento da Operação – Sigao. Na verdade, referem-se aos serviços de reparo das falhas e não à falha propriamente dita. Infelizmente, os dados sobre cada falha somente estão disponíveis a partir de 2002.

Os dados disponíveis para um período maior foram possíveis a partir de relatórios gerenciais onde o número de reparos refere-se a todo o sistema de distribuição, englobando vazamentos em redes, ramais e cavaletes. Conforme os números atuais, onde é possível discriminar os vazamentos por essas três categorias, a quantidade de reparos na rede de distribuição representa cerca de 5% do total de vazamentos reparados.

A Figura 4 mostra a taxa de quebra (vaz./100 km.ano) para o período de 1996 a 2007. Ainda, são poucas as informações contidas no banco de dados de reparos de vazamentos, onde, para esse estudo, são importantes: a data do reparo, sua localização e o diâmetro da tubulação (disponível em alguns casos, através do código de execução do serviço). Outros dados como material, idade e profundidade, não constam desse banco de dados. Para a obtenção de tais dados foi necessário correlacionar os dados oriundos do banco de dados do Sigao com os dados do cadastro de rede do Signos, através de ferramentas de sistema de informações geográficas – SIG.

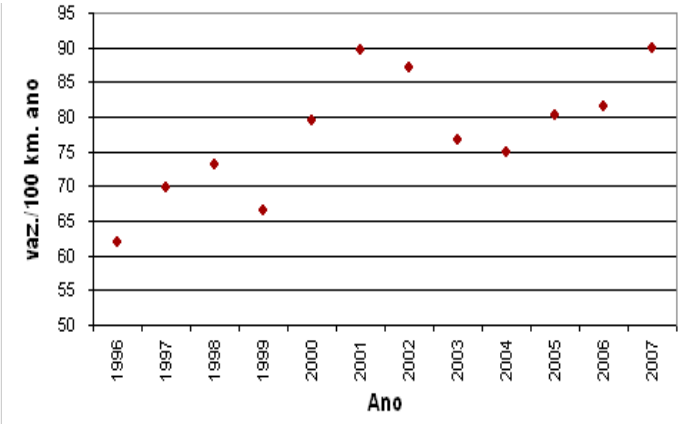


Figura 4 – Histórico de falhas na rede de distribuição de água da RMSP Sabesp (fev./2008)

Em alguns locais o cadastro de rede não apontou a existência de rede próxima ao reparo efetuado (caso que ocorreu com maior frequência nas áreas mais periféricas da RMSP). Em outros casos o vínculo não foi possível diante de inconsistência entre o diâmetro apontado no Sigao e o diâmetro da tubulação próxima ao ponto de vazamento (Figura 5).

Embora o Sigao contenha dados relativos a vários tipos de reparos, para esse estudo foram levados em consideração somente aqueles que fazem referência à tubulação em si ou a sua junta, ou seja, reparos em válvulas ou outros acessórios não foram computados.

Figura 5 – Exemplo do vínculo entre o registro de falhas e o cadastro de tubulações

ANÁLISES EFETUADAS

A distribuição de vazamentos por mês de ocorrência do reparo (média mensal no período de 2002 a 2007) mostra que nos meses de inverno há um aumento de ocorrências para as tubulações de ferro fundido e PEAD, conforme pode ser verificado na Figura 6.

Quanto à influência do diâmetro da tubulação nas ocorrências de vazamentos, a Figura 7 mostra taxas bem mais elevadas para as tubulações de menores diâmetros, ou seja, até 100 mm.

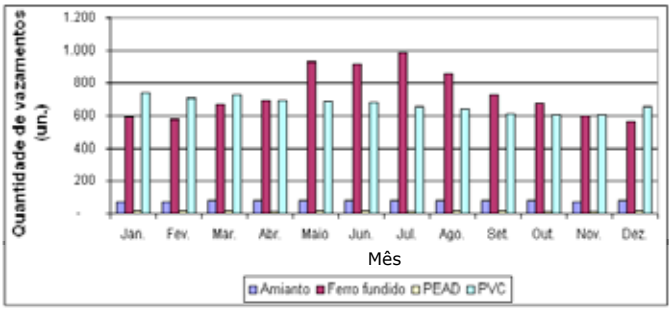


Figura 6 – Variação mensal dos vazamentos reparados 2002 a 2007 Sabesp (fev./2008)

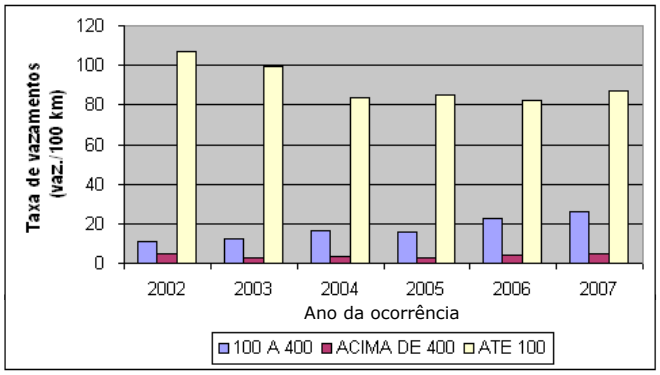


Figura 7 – Vazamentos reparados por faixas de diâmetro (mm) 2002 a 2007 Sabesp (fev./2008)

A Figura 8 apresenta a taxa média de quebras no período de 2002 a 2007, levando-se em consideração os períodos de implantação das tubulações. Embora possa ser observada uma tendência de queda da taxa de quebras conforme a idade das tubulações se mostre mais nova, chama atenção, principalmente, a pequena taxa para as tubulações assentadas na década de 70. Esse fenômeno tem como principal causa a mudança ocorrida na fabricação do ferro fundido, que recebeu uma proteção interna contra corrosão, sendo empregado no sistema de distribuição da RMSP a partir de 1973. Já a taxa encontrada para as redes implantadas na década de 90 apresenta um valor acima do esperado cujas causas que possam explicar o motivo desse aumento sejam mais difíceis de serem definidas, tendo influência da consolidação dos novos materiais empregados a partir da década de 70, ou seja, o cimento amianto e, especialmente, o PVC. Verifica-se que a idade é realmente um fator importante na previsão de quebras futuras das tubulações.

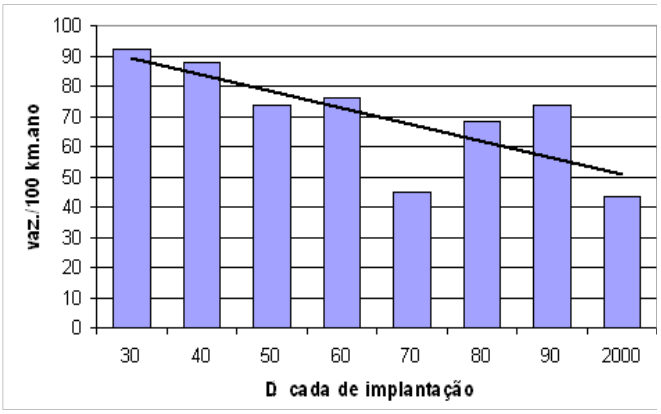


Figura 8 – Taxa de quebras por década de implantação 2002 a 2007 Sabesp (fev./2008)

Quanto às taxas de quebras por material, cujos valores são apresentados na Figura 9, verifica-se que o aço apresenta uma taxa baixíssima de quebra, a explicação para isso podem ser as características de resistência do material e também pelo fato das tubulações de aço serem geralmente de diâmetros superiores a 400 mm, cujas taxas para essa faixa de diâmetro apresentam valores menores.

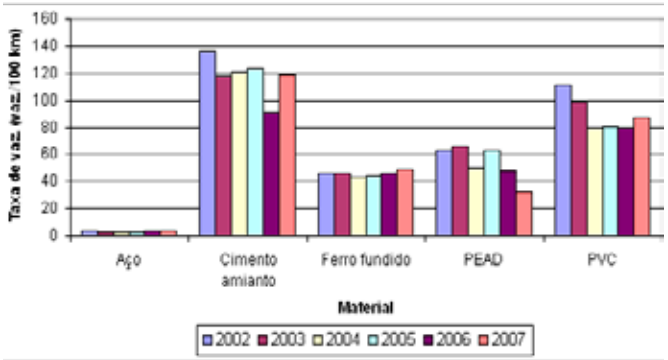


Figura 9 – Taxa de quebras por material da tubulação 2002 a 2007 Sabesp (fev./2008)

As taxas relativas às tubulações de cimento amianto e de PVC mostram-se bem superiores que as encontradas para as tubulações de ferro fundido e PEAD. Essas diferenças apontam a importância do conhecimento do material da tubulação para uma previsão de falhas futuras de um sistema de distribuição de água.

Outra causa apontada na literatura como uma das principais na falha das tubulações é relativa à carga externa sobre a tubulação, que depende principalmente das condições de tráfego e da profundidade da tubulação. Os dados cadastrais disponíveis não apresentam a profundidade das tubulações de água, não permitindo, assim, que se faça uma análise sobre a influência da profundidade na taxa de quebras. Outro fator importante é a localização da tubulação na via, ou seja, se ela está na via carroçável ou se está no passeio. Embora a estrutura do banco de dados tenha essa informação, somente 8% das tubulações têm essa informação preenchida. Portanto, diante da pequena quantidade de informação disponível nenhuma análise foi efetuada com o uso desses dados.

As vias públicas do município de São Paulo são classificadas segundo a carga de tráfego, a saber: local (tráfego leve), coletora (tráfego médio a meio pesado) e arterial (tráfego pesado a muito pesado). Através de ferramentas de SIG essa classificação de vias foi correlacionada com as tubulações e a Figura 10 apresenta a distribuição em termos de extensão de rede encontrada. Há uma pequena parcela das vias, principalmente na região central da cidade, onde as vias públicas hoje funcionam apenas para o trânsito de pessoas.

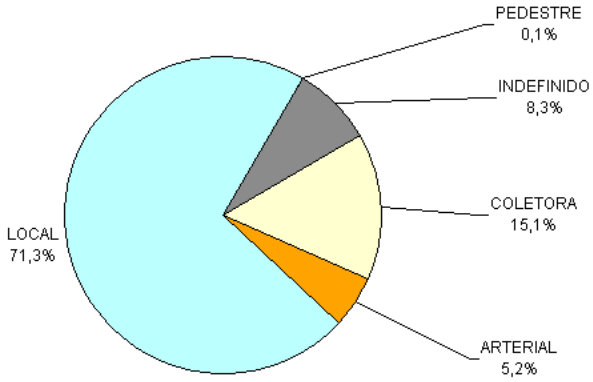


Figura 10 – Classificação das vias públicas

A Figura 11 apresenta as taxas de quebra segundo a classificação de vias para as tubulações do Município de São Paulo. Observa-se uma relação entre a taxa de quebras e a intensidade de tráfego sobre a tubulação.

Outra causa apontada na literatura é o tipo de solo que envolve a tubulação, devido principalmente à corrosão externa de tubulações em ferro fundido em solos argilosos.

Nesse estudo não foi possível verificar a relação do solo com as quebras, pois não foi possível disponibilizar um mapa de solos para a RMSP de forma a cruzar com os pontos de vazamentos cadastrados.

Quanto à questão da influência da pressão na ocorrência de quebras é preciso primeiramente salientar que com o passar dos anos a maioria dos setores de abastecimento tiveram várias mudanças nos seus limites. Portanto, a situação das pressões atuais em muitos casos é bem diferente das situações de 10, 20, 30 anos atrás.

O controle de pressões no sistema de distribuição operado pela Sabesp também é relativamente recente, o processo de instalação intensiva de válvulas redutoras de pressão - VRPs para o controle de pressões teve início em 1996, ou seja, a maioria das tubulações já estava operando há mais de 30 anos.

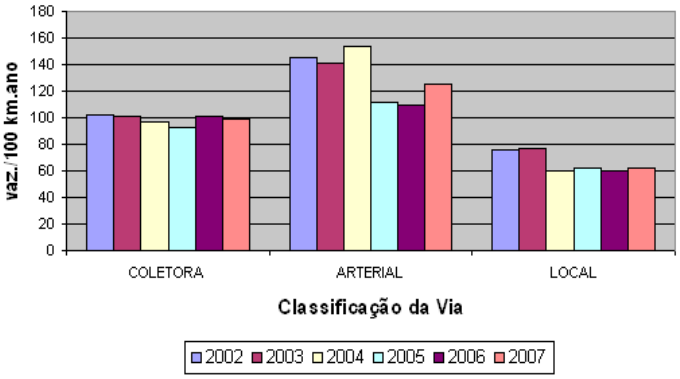


Figura 11 – Taxas de quebra por tipo de via pública – Município de São Paulo

Para uma avaliação das cargas de pressão nas tubulações e a sua relação com as taxas de quebra, foi elaborado um mapa de pressões estáticas máximas admitindo apenas a diferença entre cota do nível d'água superior dos reservatórios (superficiais e elevados) e as cotas do terreno, a partir de um modelo digital de terreno. Foram criadas quatro faixas de carga de pressão para serem relacionadas aos pontos de vazamento.

A Figura 12 apresenta a distribuição das faixas de pressão em relação à extensão das tubulações e a Figura 13 mostra as taxas de quebra referentes às faixas de pressão analisadas. Era esperada uma proporcionalidade direta entre o aumento das pressões e crescimento do número de quebras. Tal fato não foi observado, pelo contrário, na classe inferior a 15 mca, principalmente para as tubulações de cimento amianto e PVC, a taxa de quebras foi bem superior a das demais faixas de pressão estudadas. Uma das hipóteses que pode explicar tal fato é que nessas áreas há a atuação de boosters para garantir a regularidade do abastecimento.

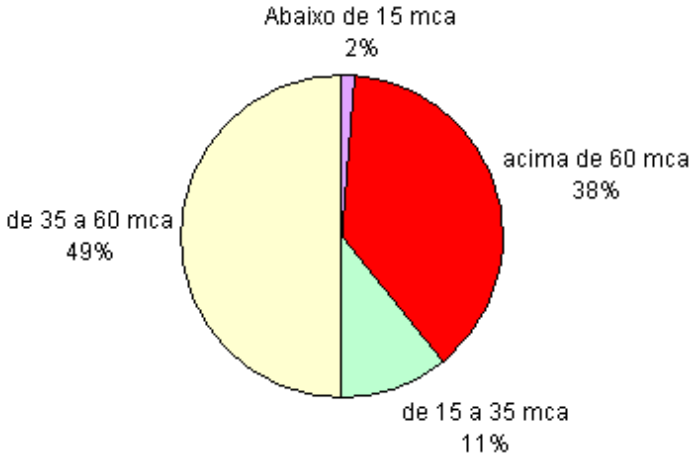


Figura 12 – Distribuição das faixas de pressão

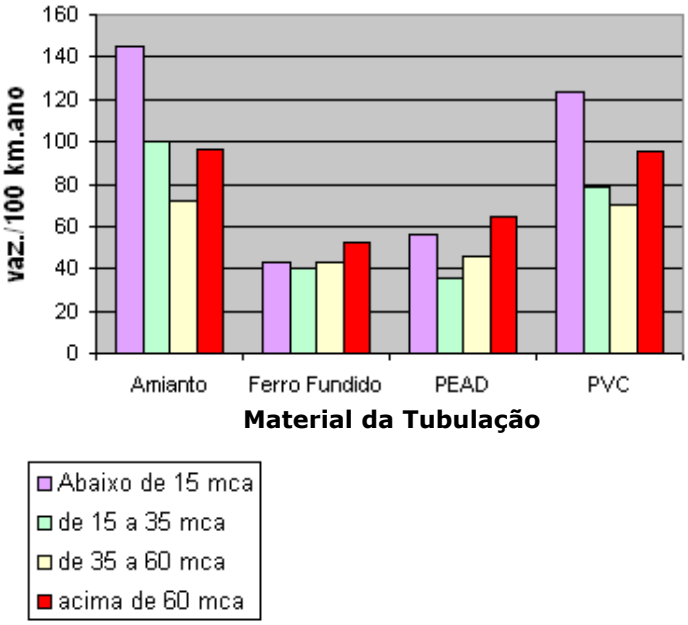


Figura 13 – Taxas de quebra segundo faixas de pressão

Para verificar a hipótese acima e também analisar o efeito da oscilação de pressão na ocorrência de quebras das tubulações foi feita uma avaliação da quantidade de ocorrências de vazamentos dentro das áreas de atuação de boosters. A Figura 14 aponta que as áreas atendidas por booster apresentam taxas de quebra superiores às taxas médias para todos os materiais, com exceção do ferro fundido.

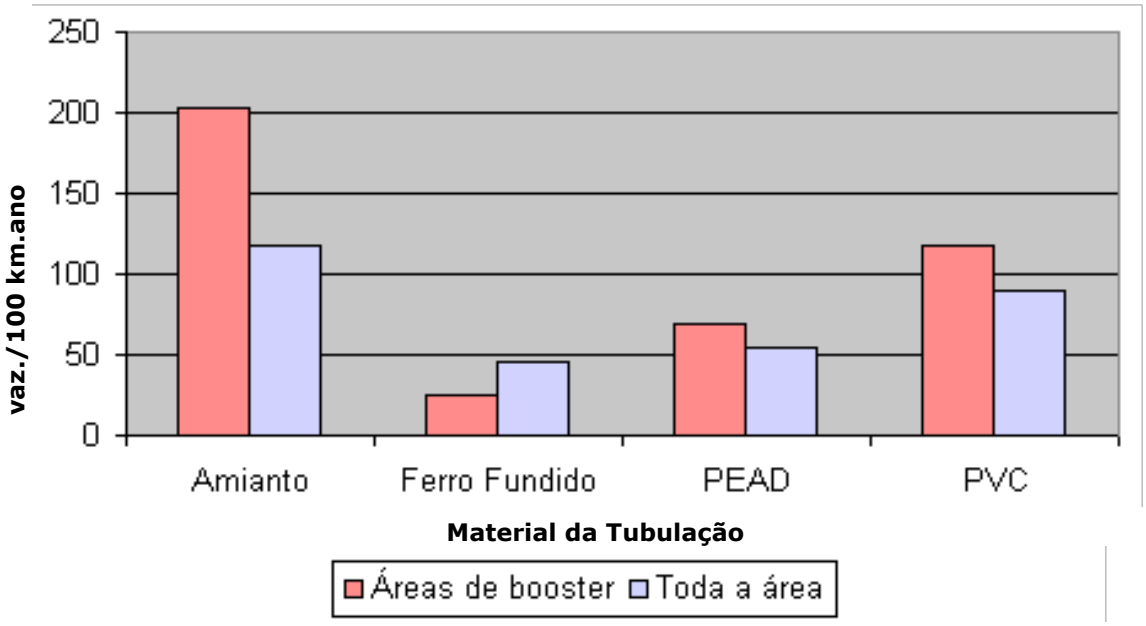


Figura 14 – Taxas de quebra em áreas de booster

Para dar continuidade ao estudo visando propor uma metodologia para criação de um plano de substituição de redes, a partir de uma projeção de futuros vazamentos nas tubulações, foi importante analisar a taxa de vazamentos considerando o binômio material-idade das tubulações.

Assim, são apresentadas as figuras 15 a 18 relativas aos 4 principais materiais com as suas respectivas idades de assentamento, de forma a buscar um melhor entendimento do processo de quebras das tubulações.

As taxas de quebra para as tubulações de ferro fundido são mais elevadas para as tubulações mais antigas.

A partir de 1973 foram implantadas tubulações com revestimento de cimento e areia, dando proteção contra a corrosão interna. Há cerca de 5.000 km de rede de ferro fundido sem revestimento e 10.000 km com revestimento.

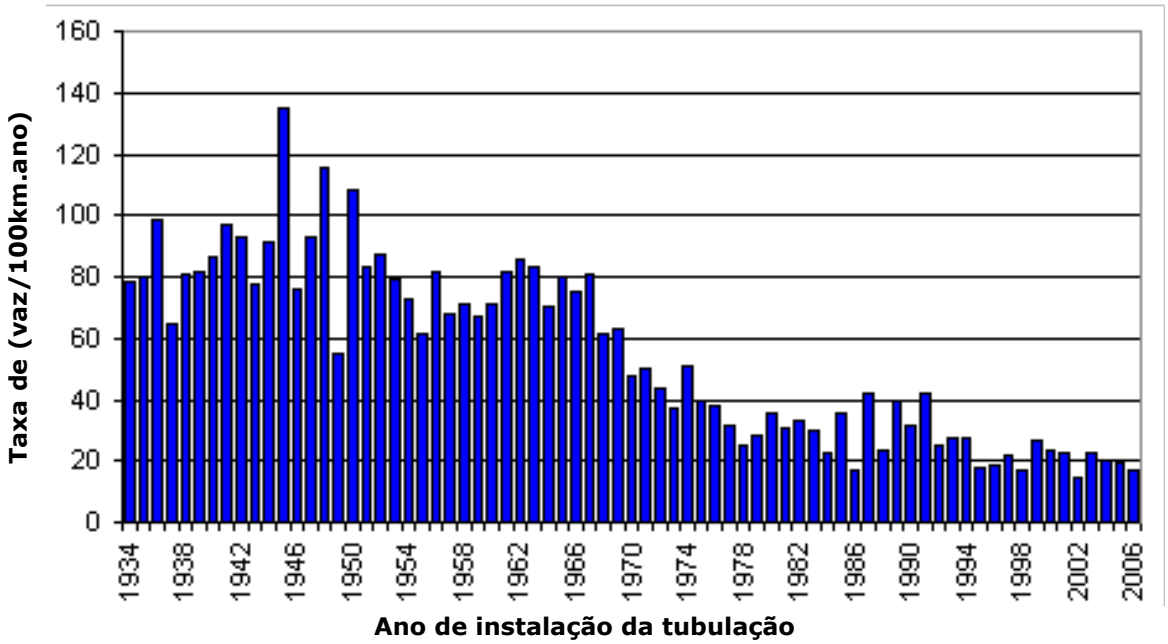


Figura 15 - Taxas de quebra de tubulações de ferro fundido

O PEAD é um material ainda pouco utilizado na rede de distribuição, representando apenas 1,4 % da extensão total assentada. Os primeiros anos de utilização apresentaram vários problemas diagnosticados pela falta de normatização na fabricação dos tubos e também pela mão de obra sem qualificação para trabalhar com o material. Vale a pena observar que as tubulações implantadas em 1991 apresentam uma média de apenas 6 vazamentos por ano e devido à pouca extensão de rede a taxa de quebras chega a mais de 300 vaz./ 100 km.ano.

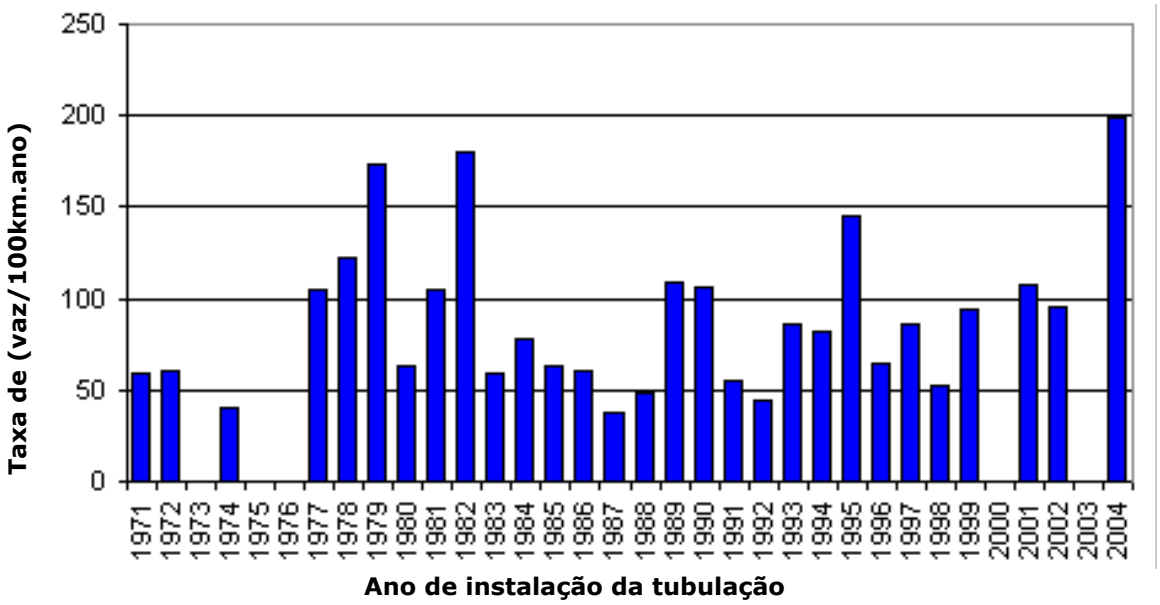


Figura 16 - Taxas de quebra de tubulações de PEAD

O PVC é o segundo material mais utilizado na rede de distribuição da RMSP com cerca de 9.000 km. De 1973 a 1976 a extensão assentada anualmente foi baixa, portanto o valor da taxa de quebra referente ao ano de 1973 tem a mesma explicação dada ao ano de 1991 para a tubulação de PEAD. Para os demais anos há uma oscilação das taxas entre 50 e 150 vaz./km.ano cuja justificativa para tal variação não é facilmente encontrada.

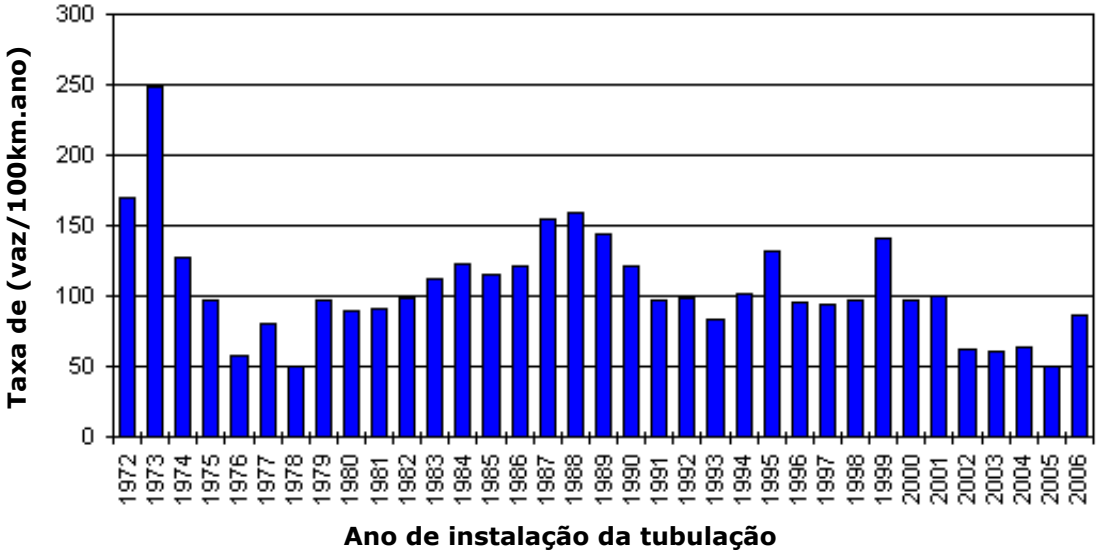


Figura 17 - Taxas de quebra de tubulações de PVC

As tubulações de cimento amianto representam apenas 2,7 % da extensão da rede de distribuição da RMSP.
Essa pequena extensão de rede deixa muito sensível o cálculo anual das taxas de quebra, assim como no caso do PEAD.
Não se pode deixar de ser observado que em praticamente todos os anos a taxa foi superior a 50 vaz. / 100 km.ano.

Outro fator importante a ser levado em consideração é que está proibida a fabricação de amianto no Brasil, ocasionando problemas para os consertos onde há necessidade de troca de peças.

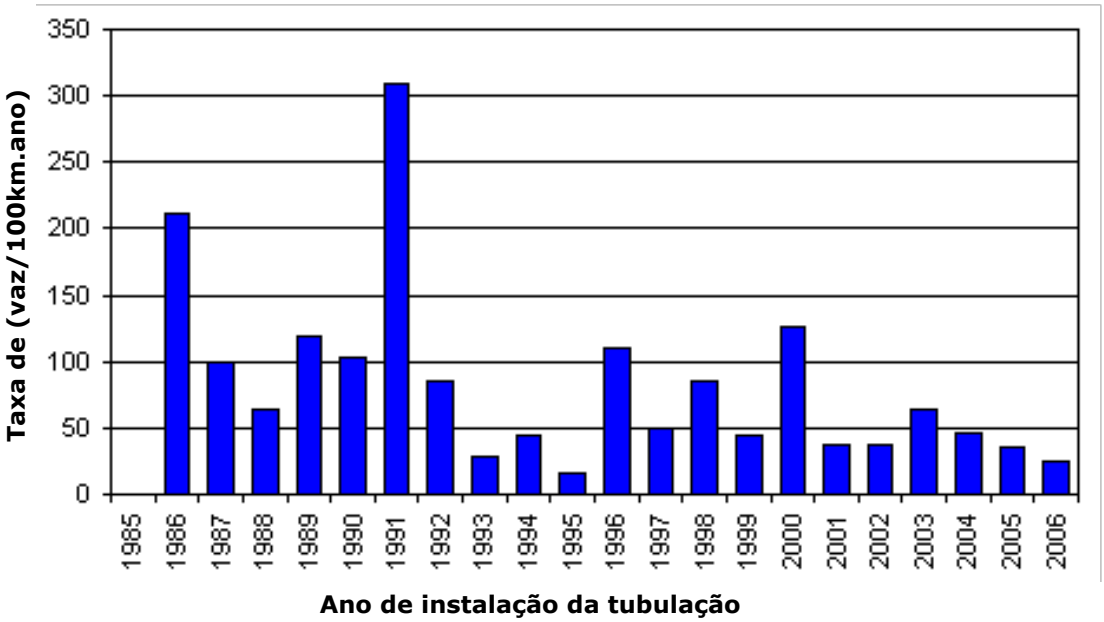


Figura 18 - Taxas de quebra de tubulações de cimento amianto

Durante o período de 2002 a 2007 foram relacionados reparos de quebras em 63.036 segmentos de tubulação, ou seja, 10,3% do total de segmentos de tubulações de água cadastrados no sistema Signos.

Muitas das quebras ocorreram no mesmo segmento de tubulação. A Tabela 2 apresenta a distribuição dos segmentos conforme o número de falhas ocorridas durante o período de 2002 a 2007, em função do material da tubulação.

A Figura 19 apresenta a distribuição dos segmentos de tubulação por número de falhas ocorridas entre 2002 e 2007, em função do material da tubulação.

A reincidência de falhas é mais significativa nas tubulações de PVC e de cimento amianto. O PEAD e o ferro fundido foram os materiais que apresentaram maiores quedas no número de falhas subseqüentes.

Tabela 2 – Segmentos da tubulação com falhas subseqüentes entre 2002 e 2007

Material	Número de segmentos de tubulação com X falhas									Total	Total de falhas
	0	1	2	3	4	5	6	7	> 7		
Ferro fundido	380.981	24.613	6.156	2.060	857	366	217	115	208	415.573	52.731
Cimento amianto	11.701	1.124	442	229	112	84	45	30	121	13.888	5.646
PVC	137.327	14.360	4.853	1.977	1.024	599	360	219	631	161.350	48.150
PEAD	10.763	604	113	36	21	4	9	1	13	11.564	1.301
Outros	3.302	94	17	8	5	1	2	0	3	3.432	228
Desconhecido	6.971	924	190	72	44	22	12	12	27	8.274	2.352
TOTAL	551.045	41.719	11.771	4.382	2.063	1.076	645	377	1.003	614.081	110.408

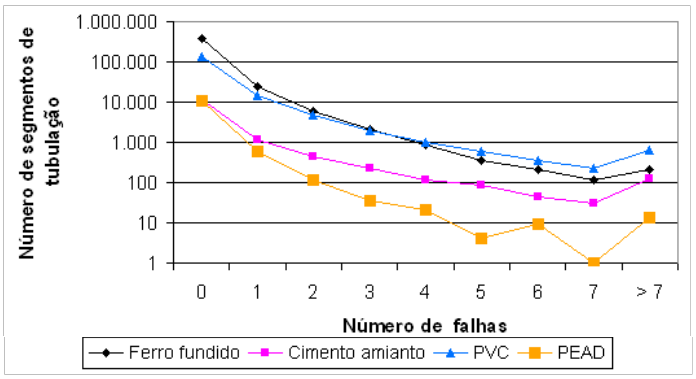


Figura 19 - Distribuição dos segmentos de tubulação por número de falhas entre 2002 e 2007

CONCLUSÕES

Os cadastros técnico e operacional das redes de distribuição de água têm um papel muito importante na avaliação da deterioração estrutural das tubulações, pois são a base para o levantamento das freqüências de falhas.

A idade da tubulação pode ser considerada como a causa predominante no processo de deterioração estrutural das tubulações, mas não é a única a ser considerada quando da elaboração de um plano de substituição de tubulações.

Tubulações de material não metálico, apesar de mais novas, apresentaram taxas de quebra mais elevadas que tubulações mais velhas de ferro fundido.

Um aprofundamento das análises aqui apresentadas, aliado a uma análise de custos deve ser a base para a elaboração de planos para substituição de tubulações de sistemas de abastecimento de água.

REFERÊNCIAS

ALEGRE, H. et al. (2000). Performance indicators for water supply services. Operations & Maintenance Committee, International Water Association.

DEB, A. K. et al. (1998) Quantifying future rehabilitation and replacement needs of water mains. American Water Works Association Research Foundation, Denver.

MORRIS JR., R.E. (1967). Principal causes and remedies of water main breaks. Journal AWWA, v. 59, n. 7, p. 782-798, jul. 1967.

O'DAY, D. K. (1982). Organizing and analyzing leak and break data for making replacement decisions. Journal of American Water Works Association, v. 74, n. 11, p. 589-594, nov. 1982.

O'DAY, D. K. et al. (1986) Water main evaluation for rehabilitation/replacement. American Water Works Association Research Foundation, Denver, CO, 1986.

PELLETIER, G.; MAILHOT, A.; VILLENEUVE, J.P. (2003). Modeling water pipe breaks – Three case studies. Journal of Water Resources Planning and Management, v. 129, n. 2, p. 115-123, mar.-abr. 2003.

PRESTON, S.J.; STURM, R. (2007). Understanding the components of your Infrastructure Leakage Index (ILI) is necessary to develop a successful strategy to reduce the overall ILI value – especially in systems with a low ILI. In: Water Loss 2007, 2007, Bucareste, Romênia. Conference Proceedings – Volume III, Romênia, IWA, 2007, p.664-673.

SHAMIR, U.; HOWARD, D.D. (1979). An analytic approach to scheduling pipe replacement, Journal AWWA, v. 71, n. 5, p. 248-258, maio 1979.

Remoção de cor, de ferro e de manganês em água com matéria orgânica dissolvida por meio da pré-oxidação, coagulação, filtração e adsorção em carvão ativado granular

Removal of color, iron and manganese in water containing dissolved organic matter by pre-oxidation, coagulation, filtration and adsorption in granular activated carbon

Angela Di Bernardo Dantas (*)
Engenheira Civil com mestrado, doutorado e pós-doutorado em Hidráulica e Saneamento pela EESC/USP, docente do Mestrado em Tecnologia Ambiental da Universidade de Ribeirão Preto, UNAERP, e diretora técnica da Hidrosan Engenharia.

Cristina Filomena Pereira Rosa Paschoalato
Engenheira Química com mestrado e doutorado em Hidráulica e Saneamento pela EESC/USP e docente do Mestrado em Tecnologia Ambiental da Universidade de Ribeirão Preto, UNAERP.

José Olivier Figueiredo
Engenheiro Mecânico e Mestre em Tecnologia Ambiental pela UNAERP.

Marcos Henrique Centurione Ramos
Biólogo e Mestre em Tecnologia Ambiental pela UNAERP. Professor universitário das Faculdades Integradas FAFIBE e coordenador pedagógico do centro Paulo Souza de Barretos.

Endereço para correspondência (*):
Av. Miguel Damha, 1000, São Carlos/SP CEP: 13565-814
Email: angeladb@terra.com.br

Data de entrada: 03/08/2010 Data de aprovação: 17/03/2011

RESUMO

A matéria orgânica dissolvida (MOD) presente em mananciais facilmente se associa com metais como o ferro e o manganês, formando complexos. Quando complexados com a MOD, a remoção destes metais em ciclo completo (coagulação, floculação, sedimentação e filtração) ou por filtração direta (coagulação e filtração) não é eficiente e necessita o uso adicional da oxidação, ou/e adsorção em carvão ativado, ou/e filtração em membranas. Neste trabalho foi estudada a eficiência da oxidação com o cloro precedida de coagulação, filtração em areia e adsorção em carvão ativado granular (CAG) na remoção de cor, de ferro e de manganês em água com elevada concentração de MOD. A água de estudo foi preparada a partir da mistura da água bruta do rio Itapanhaú (Bertioga, SP) com soluções de sulfato ferroso e de sulfato manganoso, resultando concentrações de ferro de 3,20 mg/L e de 0,80 mg/L de manganês. Os ensaios foram feitos em jarteste com o uso de filtros de laboratório (de areia e de CAG). As amostras de água obtidas após cada etapa do tratamento foram submetidas à ultrafiltração em membrana de 5 kDa para a investigação da complexação dos referidos metais em função do tamanho molecular aparente da MOD. Os resultados obtidos indicaram que – sob condições ótimas de coagulação, com obtenção de água filtrada com cor aparente inferior a 1 uH e turbidez inferior a 0,50 uT – praticamente não houve remoção do manganês. A pré-oxidação com o cloro também não foi eficiente na remoção do manganês, mesmo quando utilizadas elevadas dosagens de cloro e tempo de contato de 30 min; ademais, nesta condição de estudo, houve formação significativa de subprodutos orgânicos halogenados. Os ensaios de ultrafiltração mostraram que o ferro complexou preferencialmente com moléculas de MOD com tamanho molecular aparente superior a 5 kDa, enquanto o manganês, provavelmente, formou complexos com a MOD com tamanho molecular aparente inferior a 5 kDa. Apenas no ensaio de coagulação, filtração em areia e filtração em CAG foram obtidas concentrações dos metais inferiores aos valores máximos permitidos na Portaria 518/2004.

ABSTRACT

The dissolved organic matter (DOM) in colored water sources associates easily with metals such as iron and manganese, forming complexes. When complexed with DOM, the removal of these metals in a conventional treatment (coagulation, flocculation, sedimentation and filtration) or by direct filtration (coagulation and filtration) is not efficient, requiring the additional use of oxidation, and/or activated carbon adsorption, and/or membrane filtration. The present work studied chlorine oxidation, coagulation, sand filtration and granular activated carbon (GAC) adsorption on the removal of color, iron and manganese in water containing high DOM content. The water for this study was prepared by mixing raw water from the Itapanhaú River (Bertioga, SP) with solutions of ferrous sulfate and manganese sulfate, resulting in concentrations of 3.20 mg/L of iron and 0.80 mg/L of manganese. Jar tests were carried out using laboratory filters (sand and GAC). The water samples obtained after each stage of the treatment were subjected to ultrafiltration through 5 kDa membranes in order to evaluate the complexation of these metals based on the apparent molecular size of the DOM. The results indicated that, under optimal conditions of coagulation, which produced filtered water with apparent color below 1 uH and turbidity below 0.50 uT, there was practically no removal of the manganese. Pre-oxidation with chlorine was also not efficient in removing the manganese, even at high dosages of chlorine and a contact time of 30 min, and there was significant formation of halogenated organic by-products in this study condition. The ultrafiltration tests indicated that iron complexed preferentially with DOM with an apparent molecular size above 5 kDa, while manganese probably formed complexes with DOM with an apparent molecular size lower than 5 kDa. Metal concentrations below the maximum limits established by Brazil Drinking Standard 518/2004 were obtained only in the coagulation, sand filtration and GAC filtration tests.

Palavras-chave: matéria orgânica dissolvida; ferro; manganês; tamanho molecular aparente; cloro; adsorção; carvão ativado granular.

Keywords: dissolved organic matter; iron; manganese; apparent molecular size; chlorine; adsorption; granular activated carbon.

Abreviaturas

Tamanho Molecular Aparente ..... (TMA)
Matéria Orgânica Dissolvida ..... (MOD)
Substância Húmica Aquática ..... (SHA)
Carvão Ativado Granular ..... (CAG)
Carbono Orgânico Dissolvido ..... (COD)
Filtro de Laboratório de Areia ..... (FLA)
Subprodutos Orgânicos Halogenados ..... (SHO)

INTRODUÇÃO

A presença do ferro e manganês em águas destinadas ao abastecimento promove depósitos, incrustações, e possibilitam o aparecimento de bactérias ferruginosas nocivas nas redes de distribuição, além de ambos os metais serem responsáveis pelo aparecimento de gosto e odor e causarem surgimento de manchas em roupas e aparelhos sanitários (DI BERNARDO E DANTAS, 2005).

De acordo com a OMS (1996), as concentrações de ferro e de manganês em mananciais superficiais e subterrâneos podem atingir valores de até 50 mg/L e 1,3 mg/L, respectivamente, na forma de íons ou complexados com a matéria orgânica dissolvida (MOD).

Segundo Croué et al. (1999), os ácidos hidrofóbicos (ácidos húmicos e fúlvicos, denominados substâncias húmicas aquáticas - SHA) e os ácidos transfílicos representam de 50 a 90 % da MOD nas águas, enquanto a parcela hidrofílica representa de 20 a 30 % da MOD. Chow et al. (2005) referiram que a fonte da MOD das águas é o principal fator a determinar a composição da MOD nas diversas frações químicas e que essa composição varia durante o ano.

Os autores relataram que em algumas pesquisas em rios com MOD foram encontradas baixas porcentagens de ácidos hidrofóbicos (15 a 30%), devido à biota presente (algas, bactérias e macrófitas). Santos (2009) e Sloboda et al. (2010) usando as resinas macroporosas XAD-8 e XAD-4 fizeram o fracionamento químico da água do rio Itapanhaú – curso de água superficial localizado no município de Bertioga no estado de São Paulo – com água bruta com carbono orgânico dissolvido na faixa de 15 a 20 mg/L e cor verdadeira de 300 a 400 uH (também usado neste pesquisa para preparação da água de estudo).

Os autores, com amostra retirada desse rio, obtiveram as seguintes porcentagens fracionadas quimicamente: 46 % de ácidos hidrofóbicos (com predominância de ácidos fúlvicos); 10 % de hidrofóbicos neutros, 15 % de ácidos transfílicos, 11 % de transfílicos neutros e 18 % de compostos hidrofílicos.
A alta capacidade complexante da MOD pode alterar a biodisponibilidade e, também, os efeitos toxicológicos de metais em sistemas aquáticos.

Pesquisas relatadas por Burba et al. (1998) indicaram que vários metais presentes em águas superficiais e subterrâneas se associam, preferencialmente, às moléculas da fração húmica da MOD na faixa de tamanho de 1 kDa a 0,45 µm. Os complexos formados entre as SHA e as espécies metálicas possuem diferentes estabilidades, as quais são altamente dependentes do pH, das espécies metálicas, da força iônica, da concentração de SHA, das condições redox e do tamanho molecular aparente (TMA) das SHA (BURBA et al., 1998).

Esses autores reportaram que a ultrafiltração é uma técnica simples, que não exige o uso de reagentes que poderiam interferir nos resultados do fracionamento físico das SHA. A ultrafiltração seqüencial em múltiplos estágios e fluxo tangencial foi usada em várias pesquisas para reduzir a polidiversidade das SHA e permitir a caracterização de suas interações metálicas (BURBA et al., 1995, ROCHA et al., 2000, SARGENTINI et al., 2001 e ARAÚJO et al., 2002).

Em seu trabalho, Burba et al. (1995), concluíram que as espécies de ferro se associaram principalmente com as moléculas com TMA entre 100 kDa e 0,45 µm, enquanto para as espécies cobre, manganês, níquel e zinco, as maiores porcentagens dos metais foram encontradas em fração menor que 1 kDa. Araújo et al. (2002) observaram haver uma relação direta entre as porcentagens de carbono orgânico dissolvido (COD) e os metais originalmente complexados nas diferentes frações das SHA de água com MOD.

Os referidos autores reportaram, ainda, que as maiores porcentagens de espécies metálicas complexadas nas SHA estão nas frações com maiores porcentagens de COD. Quando complexados com a MOD, a remoção de metais em ciclo completo (coagulação, floculação, sedimentação e filtração) ou por filtração direta (coagulação e filtração) não é eficiente e requer uso adicional da oxidação e/ou adsorção em carvão ativado, e/ou filtração em membranas. Trabalhos realizados por Knocke et al. (1987) e Potgieter et al. (2005) mostraram haver influência das características da MOD (TMA e fração química) na remoção dos metais ferro e manganês complexados em águas com elevados teores de MOD. Moruzzi et al. (2001) – que estudaram a remoção de ferro (concentração de 3,5 mg/L) e de manganês (concentração de 0,25 mg/L) em água contendo ácido húmico da Aldrich, utilizando a flotação por ar dissolvido conjugada à oxidação com cloro e filtração (filtro de papel Whatman 40) – concluíram que os processos estudados foram eficientes na remoção dos metais complexados (remoção de 80% do manganês e de 98% do ferro).

Potgieter et al. (2005) estudaram diferentes técnicas de tratamento, incluindo a pré-oxidação, para remoção de ferro e de manganês de água com elevada concentração de MOD, e concluíram que somente com uso de peróxido de hidrogênio em combinação com a nanofiltração puderam ser obtidos resultados satisfatórios na remoção do manganês.

A elevada eficiência obtida por Moruzzi et al.(2001) na remoção de manganês pode ser decorrente do uso de ácido

húmico como representante da MOD, uma vez que estes ácidos possuem TMA maiores que 100 kDa e que as espécies de manganês na maioria das vezes se associam com moléculas menores com TMA menor que 1 kDa. Neste caso, é provável que parte do manganês estivesse na forma de íon dissociado, facilitando a sua remoção nos processos estudados.

Outra influência das características da MOD foi reportada por Dantas et al. (2008a), ao verificarem que para obterem a mesma eficiência de remoção de cor em ensaios de filtração direta em jarteste que, para a fração com TMA menor que 30 kDa, foram necessárias dosagens de coagulante maiores que as necessárias para as frações de 30 a 100 kDa e, também, maior que 100 kDa.

Muitos cursos de água usados como fonte de abastecimento de água no Brasil que apresentam cor verdadeira elevada devido à presença de MOD, de metais e de turbidez baixa. No tratamento deste tipo de água, seja em ciclo completo ou por filtração direta – para obtenção de cor aparente inferior a 15 uH e concentração dos metais na água tratada de acordo com os valores máximos permitidos pela Portaria 518 – muitas vezes é usada a pré-oxidação com o cloro, ocorrendo à formação de subprodutos orgânicos halogenados (SOH) nocivos à saúde, tais como trihalometanos, ácidos haloacéticos, halocetonas, haloaldeídos, halopicrinas e cloro hidrato (tricloroacetaldeído).

Esse fato, entre outros trabalho, é referido por Chow et al. (2005), Paschoalato (2005), Wiechetech (2005), Marmo et al. (2010). Dantas et. al. (2008b) e Cavalari (2008) estudaram a formação de SOH devido à pré-oxidação com o cloro e com o dióxido de cloro da água do rio Itapanhaú e verificaram ter havido formação significativa de SOH. Neste contexto, o objetivo do presente trabalho foi avaliar a oxidação com o cloro, a coagulação, a filtração em areia e a adsorção em carvão ativado granular na remoção de cor, de ferro e de manganês em água com elevado teor de MOD e investigar a complexação destes metais com a MOD em função dos tratamentos propostos e a formação dos SOH após a pré-oxidação.

MATERIAL E MÉTODOS

Para a realização dos ensaios desta pesquisa, foi coletada uma amostra de 1000 L de água do rio Itapanhaú (Bertioga/SP/Brasil), que possui elevados teores de MOD. Nesta amostra, foram adicionados os volumes das soluções de sulfato ferroso e de sulfato manganoso até serem obtidas concentrações de ferro e de manganês de 0,80 e 3,20 mg/L, respectivamente – caracterizando a água de estudo. Os parâmetros analisados na água do rio Itapanhaú e na água de estudo foram turbidez, cor aparente, cor verdadeira, pH, alcalinidade, carbono orgânico dissolvido, ferro e manganês. Os seguintes equipamentos foram usados:

- Mesa agitadora: utilizada nos ensaios de pré-oxidação, modelo Tecnal – TE 420;
- Equipamento de Reatores Estáticos (jarteste): utilizado nos ensaios de tratabilidade, modelo 218/LDBE -06 Nova ética;
- Filtros de laboratório de areia (FLAs): kit composto por seis filtros de acrílico preenchidos com 15 cm de areia e suporte para acoplamento no jarteste; no trabalho em questão foi utilizada a areia com grãos entre 0,30 e 0,59 mm e tamanho efetivo de 0,42 mm;
- Filtros de laboratório de CAG (FLCAGs): kit composto por seis filtros de acrílico preenchidos com 15 cm de carvão ativado granular (CAG) e suporte para acoplamento no jarteste; no trabalho em questão foi utilizado CAG de Babaçú, com grãos entre 0,50 a 2,0 mm;
- Turbidímetro nefelométrico: utilizado para leitura de turbidez, modelo 2100P, da Hach;
- Espectrofotômetro de leitura direta: utilizado para leitura de cor e residual de cloro livre, modelo DR/2000, da Hach;
- Potenciômetro: utilizado para leitura de pH, modelo 230A, da Orion;
- Espectrofotômetro de absorção atômica: análise de metais, modelo AA – Analyst 700, Perkin Elmer (todas as leituras de ferro e de manganês foram feitas em espectrofotômetro de absorção atômica após digestão nitro-perclóricaTotal-Organic Carbon Analyzer: análises de carbono orgânico dissolvido, modelo TOC 5000 A, SHIMADZU.

Para investigação da distribuição de ferro e de manganês em função do tamanho molecular aparente da MOD, foi utilizado equipamento de ultrafiltração com fluxo tangencial (foto da Figura 1) e membranas de 5, 30 e 100 kDa, todas de polietersulfonato, Vivaflow da Vivascience, e adotado o método de concentração da amostra por recirculação, descrito em Sloboda (2007): a amostra que não foi filtrada pelas membranas foi concentrada no frasco 1 e no frasco 2 obtida a amostra filtrada pelas membranas; após concentrar 90 % de seu volume inicial, foi desconectada a foi recirculação e a fração não filtrada foi coletada no frasco 3. A vazão máxima utilizada foi de até 300 mL/min com 1,5 atm de pressão. A água de estudo foi ultrafiltrada nas membranas de 5, 30 e 100 kDa e as amostras de água obtidas após os tratamentos estudados foram submetidas à ultrafiltração em membrana 5 kDa.

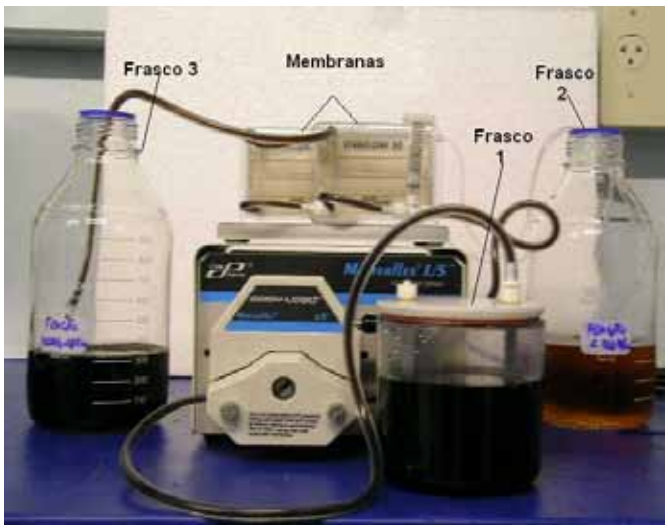


Figura 1 – Foto do equipamento de ultrafiltração

Os principais produtos químicos usados na pesquisa foram:

- **Oxidante:** cloro; solução preparada a partir da mistura de 1000 mL de água destilada e 1 g de hipoclorito de sódio, resultando uma solução com concentração em torno de 500 mg/L de cloro livre;

- **Alcalinizante:** hidróxido de sódio; solução preparada a partir da mistura de 1000 mL de água destilada e 4 g de hidróxido de sódio PA, formando uma solução 0,1 N;

- **Coagulante:** sulfato de alumínio, produto comercial líquido com 7,3% Al2O3; solução preparada a partir da mistura de 1000 mL de água destilada e 20 g de sulfato de alumínio, resultando concentração de 20 g/L do produto comercial.

- **Adsorvente:** carvão ativado granular de Babaçú, com as seguintes características: Número de Iodo = 1030 mg/g; Índice de Azul de Metileno = 170 mL/g; área específica BET = 118,6 m2/g; as características do CAP foram determinadas por Martinez et al. (2011).

Foram realizadas quatro séries de ensaios, descritas a seguir.

Série I: Ensaios de oxidação com cloro para determinação das condições de pré-oxidação

Esta série foi feita com o objetivo de avaliar a pré-oxidação da água de estudo com cloro, em função do pH e da dosagem de cloro, na remoção de ferro e de manganês. Os valores de pH estudados foram 7,0; 7,5; 8,0; 8,5; 9,0; 9,5 e 10 (valores ajustados com a adição de hidróxido de sódio); as dosagens de cloro aplicadas foram de 20, 25 e 30 mg/L – dosagens fixadas com base no trabalho de Dantas et al. (2008b) e Cavalari (2008), e o tempo de contato foi de 30 min. Após a pré-oxidação, foram separadas duas amostras de cada situação estudada (pH x dosagem de cloro). A primeira foi utilizada para leitura do cloro residual e a segunda foi filtrada em filtro de papel Whatman 40 e membrana de 0,45 µm, e acrescido desclorante (tiossulfato de sódio) para leituras de cor verdadeira, de ferro e de manganês.

Série II: Ensaios de coagulação e filtração em areia para determinação da condição de coagulação

Foram feitos ensaios de filtração direta em jarteste e filtros de laboratório de areia (FLA) para construção do diagrama de coagulação (cor aparente da água filtrada em função da dosagem de coagulante e do pH de coagulação). O pH foi variado entre 4,0 e 5,5 e as dosagens de coagulante foram de 140 a 160 mg/L (valores similares aos usados em Dantas et al. 2008b). A coagulação foi efetuada com tempo de mistura rápida de 10 s e gradiente de mistura rápida de 1000 s-1. Em seguida, foi feita a filtração da água coagulada com taxa média de 50 a 70 m /m .d em FLA e tempo de coleta de 20 min após o inicio da filtração, conforme recomendações de Di Bernardo et al. (2002). No diagrama foi selecionada uma condição de coagulação considerada ótima, com obtenção de água filtrada com cor aparente inferior a 1 uH e turbidez inferior a 0,50 uT. Com esta condição, foi efetuada a segunda parte dos ensaios, com separação de duas amostras da água filtrada, sendo uma encaminhada para ultrafiltração em membrana de 5 kDa e a outra utilizada nas leituras de cor aparente, turbidez, COD, ferro e manganês. Também foram efetuadas as leituras de ferro, de manganês e de COD das amostras ultrafiltradas em membrana de 5 kDa.

Série III: Ensaio de pré-oxidação, coagulação e filtração em areia para avaliar a eficiência de remoção de cor, ferro e manganês e verificar a formação de subproduto orgânicos halogenados (SOH)

Neste ensaio, a pré-oxidação foi efetuada com a dosagem de cloro fixada na Série I, a coagulação foi feita nas condições fixadas na Série II e a filtração em FLA da mesma maneira que na Série II. A água filtrada obtida nos ensaios foi separada em três amostras, das quais uma foi encaminhada para a ultrafiltração em membrana de 5 kDa, a segunda utilizada para efetuar as leituras de cor aparente, turbidez e COD, e de ferro e manganês após a digestão ácida, e a terceira desclorada com ácido ascórbico e submetida à análise cromatográfica para determinação dos SOH. Foram efetuadas também as leituras de ferro, de manganês e de COD das amostras ultrafiltradas.

Os compostos orgânicos halogenados foram determinados por cromatografia a gás com detector de captura de elétrons, de acordo com a metodologia recomendada pelos métodos 551.1 e 552 da U. S. EPA (1995a) e U.S. EPA (1995b), respectivamente. Os seguintes subprodutos foram investigados: trihalometanos: clorofórmio, bromodiclorometano, dibromoclorometano, bromofórmio; haloacetonitrilas: dicloroacetonitrila, tricloroacetonitrila, dibromoacetonitrila, tribromoacetonitrila, bromocloroacetonitrila; halopicrinas: cloropicrina; haloacetonas: 1,1-dicloropropanona, 1,1,1-tricloropropanona; cloro hidrato; ácidos haloacéticos: monocloro ácido acético, monobromo ácido acético, dicloro ácido acético, tricloro ácido acético, bromocloro ácido acético, bromodicloro ácido acético, dibromo ácido acético, clorodibromo ácido acético, tribromo ácido acético.

Série IV: Ensaio de coagulação, filtração em areia e adsorção em carvão ativado granular para avaliação da eficiência de remoção de cor, ferro e manganês

O ensaio foi feito com a condição de coagulação fixada na Série II. Após a coagulação, as amostras foram filtradas em areia (procedimento descrito na Série II) e posteriormente submetidas à adsorção em CAG em filtros de laboratório acoplados na seqüência dos filtros de areia, conforme metodologia descrita em Paschoalato et al. (2009). Foram separadas duas amostras coletadas após a adsorção em CAG, das quais uma foi encaminhada para a ultrafiltração em membrana de 5 kDa, e a outra utilizada para efetuar as leituras de cor aparente, turbidez e COD e, após digestão ácida, de ferro e manganês.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 1 são mostradas as principais características da água bruta do rio Itapanhaú no dia da coleta (setembro de 2009) e as faixas de valores dos principais parâmetros de monitoramento da água de estudo no período de execução dos ensaios (aproximadamente 45 dias).

Tabela 1: Características da água de estudo

Parâmetros	Unidade	Água bruta rio Itapanhaú	Água de estudo
pH	-	5,10	4,60 a 5,10
Cor aparente	uH	400	440 a 511
Cor verdadeira	uH	320	360 a 380
Turbidez	uT	5,90	5,80 a 12,0
Alcalinidade total	mg/L $CaCO_3$	10,5	7,7 a 12,1
Ferro	mg/L Fe	0,820	3,155 a 3,250
Manganês	mg/L Mn	0,109	0,805 a 0,835
COD	mg/L C	15,90	15,90

Os resultados de COD e de cor verdadeira da água do rio indicaram elevada concentração de matéria orgânica dissolvida (MOD). As concentrações de ferro e de manganês, presentes na água do rio no dia da coleta, não resultaram elevadas, porém em valores acima dos máximos permitidos pela Portaria 518 de 0,30 mg/L para o ferro e de 0,10 mg/L para o manganês (Brasil, 2004). Estes resultados reafirmam a existência destes metais complexados com MOD em mananciais com cor elevada. Como a água de estudo foi preparada a partir da mistura da água do rio Itapanhaú, com volumes das soluções de sulfato ferroso e sulfato manganoso para obtenção das concentrações de ferro e de manganês em torno de 3,20 e 0,80 mg/L, respectivamente, foi verificado um aumento significativo da cor verdadeira e, conseqüentemente, da cor aparente, da referida água em relação à água bruta do rio Itapanhaú. Os demais parâmetros monitorados na água de estudo apresentaram pequena variação durante o período de execução dos ensaios.

Na Figura 2 são apresentados os resultados da ultrafiltração da água de estudo para investigação da distribuição de ferro e de manganês em função do tamanho molecular aparente da MOD. Esta figura mostra que grande parcela da massa de ferro presente na água de estudo estava complexada com moléculas de MOD com tamanho molecular aparente maior que 100 kDa. A maior porcentagem do manganês (aproximadamente 70%) foi encontrada nas frações com TMA entre 5 e 30 kDa e menor que 5 kDa. Na fração entre 5 e 30 kDa, todo o manganês estava complexado com as moléculas da MOD; no caso da fração menor que 5 kDa, não foi possível quantificar a massa exata da parcela de manganês complexada, porque parte das espécies pode estar na forma de íon. Somente com uso da membrana de 1 kDa pode ser determinada a massa de manganês na forma de íon (BURBA et al., 1995).

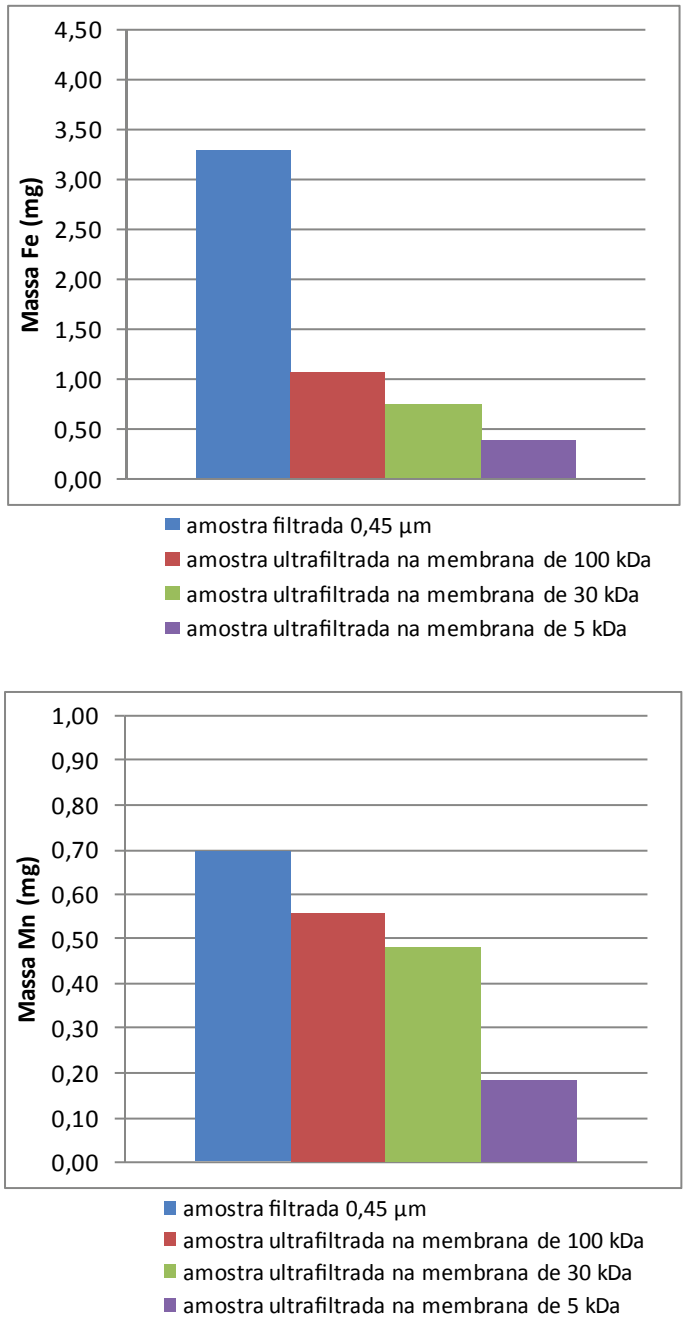


Figura 2: Distribuição das massas de ferro e de manganês presentes na água de estudo em função do tamanho molecular aparente da MOD

Resultados da Série I

O consumo de cloro (cloro dosado – cloro residual) em função do pH está apresentado na Figura 3. Para as dosagens estudadas, os valores variaram de 18,8 a 27,3 mg/L, e com aumento da dosagem de cloro aplicado na pré-oxidação da água de estudo, houve aumento do consumo de cloro.
Não foi observada alteração significativa do consumo com a variação do pH.

Foram usadas dosagens elevadas, mas os resultados indicaram que deveriam ser estudadas dosagens maiores para determinar a demanda de cloro.

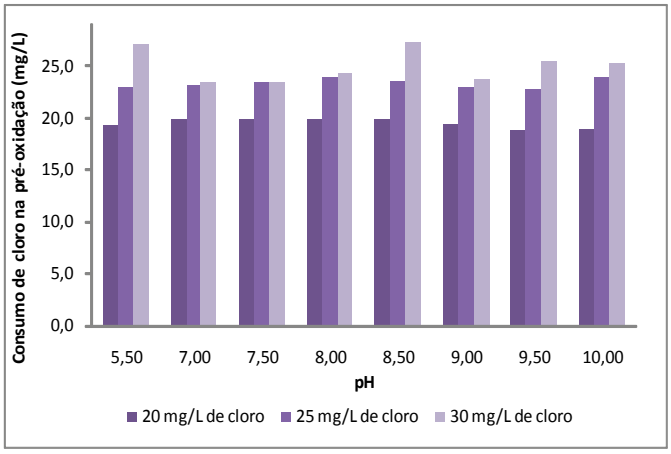


Figura 3: Consumo de cloro em função da dosagem de cloro aplicada em diferentes valores de pH

Os valores de cor verdadeira da água pré-oxidada e filtrada em membrana de 0,45 µm em diferentes condições de dosagem de cloro e pH são apresentados na Figura 4.

Pode ser observado que com aumento da dosagem de cloro de 20 para 25 e 30 mg/L, houve redução significativa da cor verdadeira da água de estudo.

Para a dosagem de 30 mg/L de cloro e valores de pH na faixa de 5,50 a 9,00 foram obtidos os menores valores de cor verdadeira (145 a 200 uH).

Nas Figuras 5 e 6 estão as concentrações de ferro e de manganês obtidas após pré-oxidação com o cloro em diferentes valores de pH, respectivamente.

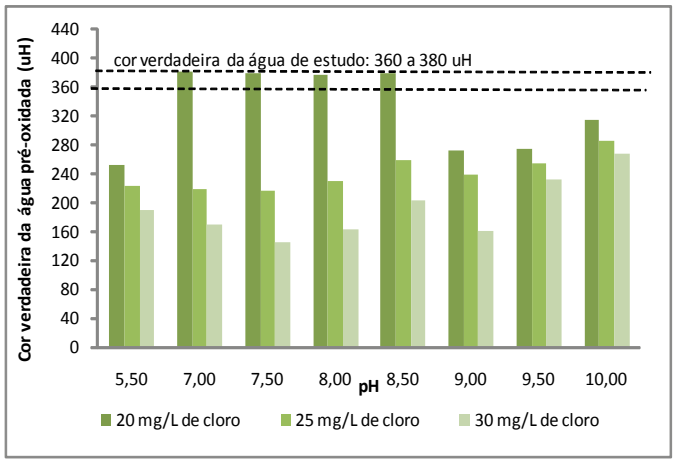


Figura 4: Cor verdadeira da água pré-oxidada e filtrada em membrana de 0,45 µm em função da dosagem de cloro aplicada em diferentes valores de pH

Com aumento da dosagem de cloro e com aumento do pH, foi significativamente aumentada a eficiência de remoção de ferro; e os melhores resultados foram obtidos com a dosagem de 30 mg/L, pH acima de 9,5 e eficiência de remoção de 76% (concentração de ferro de 0,78 mg/L).

Foi observada melhora na eficiência de remoção de manganês com o aumento da dosagem de cloro e do pH. A faixa de valores da eficiência de remoção de manganês resultou entre 30 e 55% e o melhor resultado foi obtido com a dosagem de 30 mg/L de cloro e pH de 9,0 (concentração de manganês de 0,36 mg/L). Para a oxidação de ferro e manganês, as dosagens de cloro requeridas são de 0,64 mg/mg Fe e 1,29 mg/mg Mn, o que resulta para a água de estudo a demanda teórica de cloro de 3,1 mg/L.

Os valores de demanda encontrados estão muito acima da demanda teórica, mesmo assim não foram suficientes para a oxidação total dos metais em nenhum valor de pH, fato que indica existir interferência da MOD na oxidação destes metais.
Para realização do ensaio de pré-oxidação, coagulação e filtração - Série III, foi fixada a dosagem de 27,3 mg/L (consumo máximo de cloro observado para as dosagens de cloro estudadas).

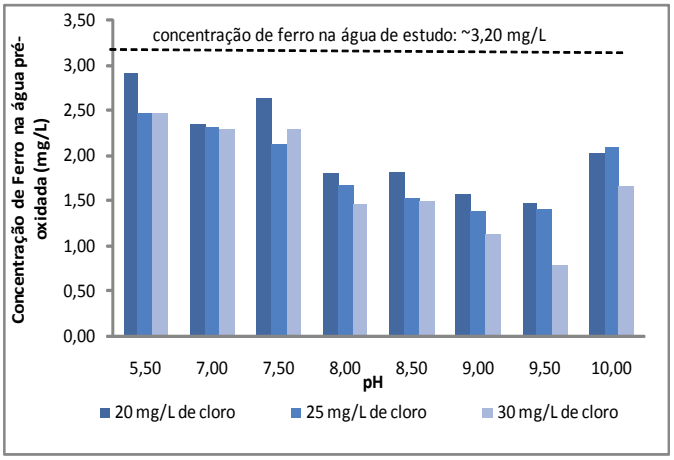


Figura 5: Concentração de ferro após pré-oxidação com cloro e filtração em membrana de 0,45 µm em diferentes valores de pH

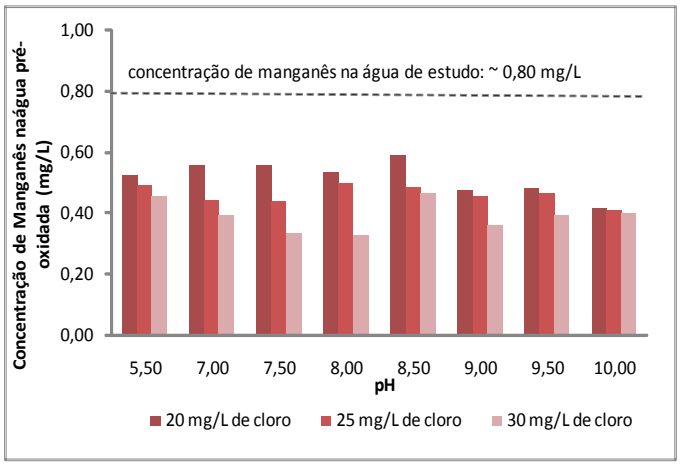


Figura 6: Concentração de manganês após pré-oxidação com cloro filtração em membrana de 0,45 µm em diferentes valores de pH

Resultados da Série II

O diagrama de coagulação construído com os resultados dos ensaios de coagulação e filtração em areia, no qual a cor aparente da água filtrada é função da dosagem de coagulante e do pH de coagulação, está mostrado na Figura 7.

Esta figura mostra que a região na qual foram obtidos valores de cor aparente inferiores a 1 uH resultou na faixa de valores de pH de 4,50 a 5,20 e dosagem de sulfato de alumínio de 160 mg/L do produto comercial.

Foi fixada a condição de coagulação destacada na Figura 4: dosagem de sulfato de alumínio de 160 mg/L do produto comercial líquido (ou 6,18 mg/L de alumínio), dosagem de hidróxido de sódio de 22,5 mg/L, pH de coagulação de 4,63; turbidez da água filtrada de 0,27 uT e cor aparente da água filtrada inferior a 1 uH.

A condição escolhida foi similar às obtidas em Dantas et al (2008b) e Dantas et al. (2010) no tratamento por filtração direta do rio Itapanhaú, com dosagem de sulfato de alumínio de 130 mg/L do produto comercial líquido e pH de coagulação de 5,20, e dosagem de sulfato férrico clorado de 170 mg/L do produto comercial líquido e pH de coagulação de 4,33, respectivamente.

Com a condição de coagulação selecionada na Figura 7, foi repetido o ensaio de coagulação e filtração em areia cujos resultados estão na Figura 8. Nesta figura são apresentados os resultados em massa, de ferro, de manganês e de COD da água filtrada e desta água após a ultrafiltração em membrana de 5 kDa.

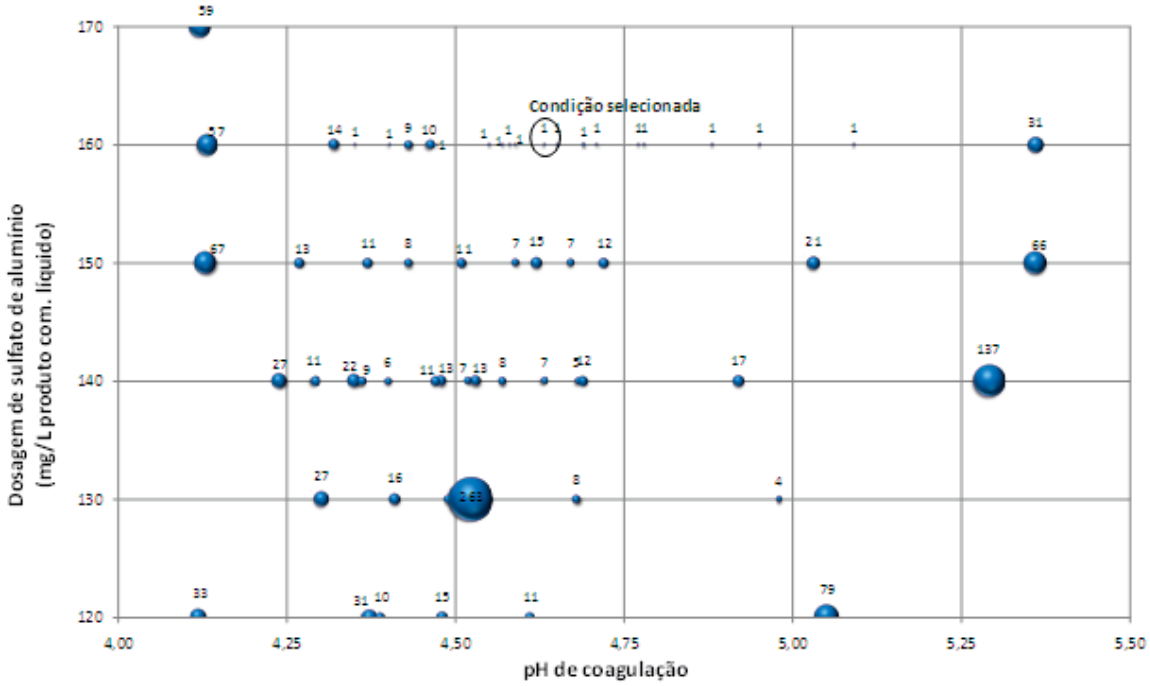


Figura 7: Cor aparente da água filtrada em areia em função da dosagem de sulfato de alumínio e do pH de coagulação

Para a condição de coagulação selecionada, apesar da obtenção de água filtrada em areia com cor aparente inferior a 1 uH, as concentrações de ferro e de manganês excederam os limites máximos permitidos na Portaria 518/2004 (0,30 mg/L de ferro e 0,10 mg/L de manganês), e a concentração de COD resultou elevada, por ser almejada COD inferior a 2,0 mg/L na água filtrada (DI BERNARDO e DANTAS, 2005).

As eficiências foram de 29% na remoção de manganês e de 89% na remoção de ferro. Eficiências similares foram obtidas em Dantas et al. (2010) com o uso do sulfato férrico clorado como coagulante. Na Figura 8 pode ser observado que cerca de 90 % da massa de ferro presente na água filtrada complexou com moléculas de MOD com TMA maior que 5 kDa. Aproximadamente 65 % da massa de manganês resultou na água ultrafiltrada em membrana de 5 kDa. O COD desta amostra resultou em torno de 3,0 mg/L, indicando a presença de quantidade expressiva de moléculas com TMA menor que 5 kDa; porém não é possível afirmar se este metal estaria complexado ou na forma de íon.

Somente com a investigação da parcela com TMA menor que 1 kDa é possível ser quantificada a porcentagem de manganês complexado. Em investigações futuras essa parcela deve ser investigada.

Também é possível observar que mais da metade das moléculas de MOD presentes na água filtrada, cerca de 60%, possuem tamanho molecular aparente menor que 5 kDa.

Conforme constatado por Dantas et al. (2008a), as parcelas da MOD com os menores tamanho moleculares aparentes são mais difíceis de serem removidas por coagulação seguida da filtração.

Este fato pode ser uma explicação para a eficiência de remoção do manganês por coagulação e filtração ser bem inferior à do ferro, uma vez que este metal tende a complexar com as menores moléculas da MOD.

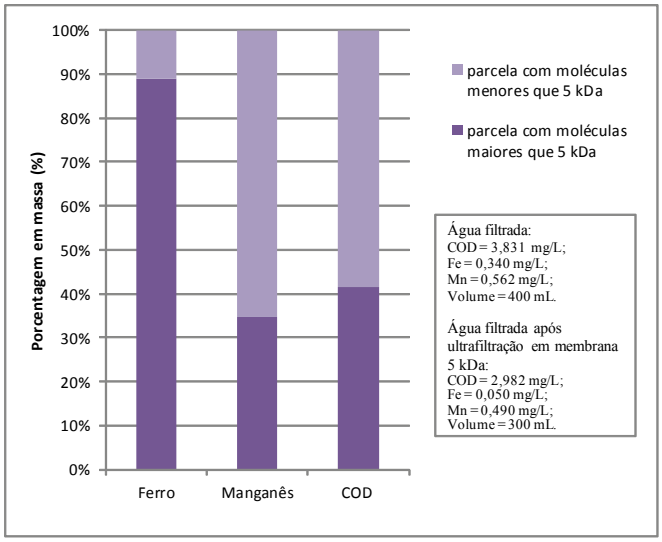


Figura 8: Distribuição das massas de ferro, de manganês e de COD presentes na água filtrada e na água filtrada após ultrafiltração em membrana de 5 kDa (água filtrada obtida no ensaio de coagulação e filtração em areia)

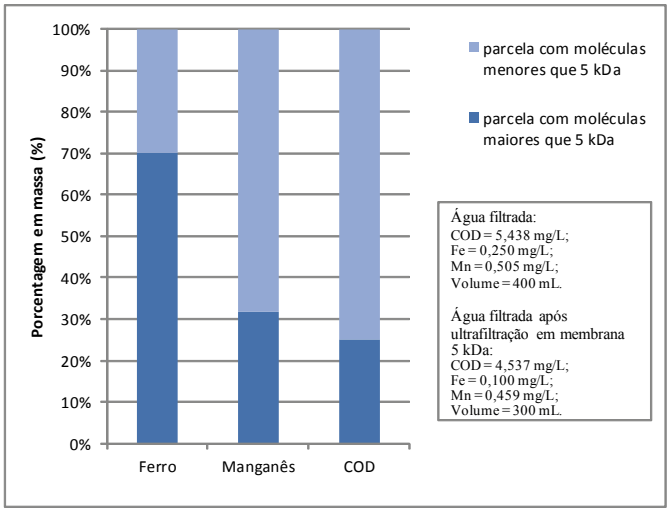


Figura 9: Distribuição das massas de ferro, de manganês e de COD presentes na água filtrada e na água filtrada após ultrafiltração em membrana de 5 kDa (água filtrada obtida no ensaio de pré-oxidação com cloro, coagulação e filtração em areia)

Resultados da Série III

Os resultados do ensaio de pré-oxidação, coagulação e filtração em areia foram: pH de coagulação de 4,49, turbidez da água filtrada de 0,48 uT e cor aparente da água filtrada inferior a 1 uH. Na Figura 9 são apresentados os resultados, em concentração e em massa, de ferro, de manganês e de COD da água filtrada obtida no ensaio de pré-oxidação com cloro, coagulação e filtração em areia; e desta água após a ultrafiltração em membrana de 5 kDa. Apesar da obtenção de água filtrada com cor aparente inferior a 1 uH e turbidez inferior a 0,50 uT, a concentração de manganês na água filtrada excedeu o limite máximo permitido na Portaria 518/2004, de 0,10 mg/L, e a concentração de COD resultou elevada, acima de 2,0 mg/L. As eficiências de remoção de ferro e de manganês foram de 92% e de 36%, respectivamente, similares às obtidas no ensaio de coagulação e filtração.

Os resultados apresentados na Tabela 9 evidenciam que com a pré-oxidação com cloro houve aumento relevante de moléculas com TMA inferior a 5 kDa na água filtrada, passando de 60% para 75% em massa. Isto aumentou em 20% a porcentagem do ferro complexado nestas moléculas em relação aos resultados da Série II, sem a pré-oxidação com cloro. A porcentagem de manganês obtida na amostra ultrafiltrada em membrana de 5 kDa resultou em torno de 70%, resultado ligeiramente superior ao obtido na Série II, de 65%. O aumento das moléculas com tamanho molecular aparente inferior a 5 kDa devido à pré-oxidação com cloro pode ser uma explicação para a menor eficiência de remoção de COD nas condições estudadas.

Houve formação significativa de SOH devido à pré-oxidação da água de estudo com o cloro, conforme dados da Tabela 2.

A concentração de trihalometanos total resultou acima do limite máximo permitido pela Portaria 518 (Brasil, 2004), de 0,1 mg/L. A concentração de ácidos haloacéticos total resultou em 237,2 µg/L, superior ao valor máximo permitido pela USEPA (2001), de 60 µg/L. Houve formação significativa de cloro hidrato, com concentração na água filtrada de 85,3 µg/L. Os demais SOH resultaram abaixo do limite de detecção do método de 0,1 µg/L. Os resultados obtidos foram similares aos obtidos por Dantas et al. (2008b).

Tabela 2: Concentração de subprodutos orgânicos halogenados na água filtrada obtida no ensaio de pré-oxidação com cloro, coagulação e filtração

Subproduto Método USEPA 551.1	Concentração (µg/L)
Clorofórmio	105,02
Tricloroacetonitrila	< 0,1
Dicloroacetonitrila	12,58
Bromodiclorometano	< 0,1
Cloro hidrato	85,13
1,1-dicloropropanona	10,53
Cloropicrina	< 0,1
Dibromoclorometano	< 0,1
Bromocloroacetonitrila	< 0,1
1,1,1-tricloropropanona	31,06
Dibromoacetonitrila	< 0,1
Bromofórmio	< 0,1
Método USEPA 552 ácidos haloacéticos	
Monocloro ácido acético	57,65
Monobromo ácido acético	< 0,1
Dicloro ácido acético	77,89
Tricloro ácido acético	98,79
Bromocloro ácido acético	< 0,1
Bromodicloro ácido acético	2,89
Dibromo ácido acético	< 0,1
Clorodibromo ácido acético	< 0,1
2,3- dácido dibromopropionico (PI)	< 0,1
Tribromo ácido acético	< 0,1

Resultados da Série IV

Os resultados do ensaio coagulação, filtração em areia e filtração em CAG foram: pH de coagulação de 4,49, turbidez da água filtrada de 0,48 uT e cor aparente da água filtrada inferior a 1 uH.

Na Figura 10 estão apresentadas as porcentagens, em massa, de ferro, de manganês e de COD da água submetida à coagulação, filtração em areia e adsorção em CAG, após ultrafiltração em membrana de 5 kDa. Neste ensaio foram obtidas as melhores eficiências de remoção de COD, de ferro e de manganês, com produção de água após adsorção em CAG, com COD abaixo de 2,0 mg/L e concentrações de ferro e de manganês abaixo dos limites estabelecidos pela portaria 518, de 0,30 mg/L para o ferro e de 0,10 mg/L para o manganês.

De acordo com a Figura 10, praticamente todo ferro e manganês restantes na água após a adsorção em CAG resultaram amostras com TMA maior que 5 kDa.

Nesta condição, diferentemente do ocorrido nas séries II e III, prevaleceram moléculas de MOD com TMA maior que 5 kDa, indicando que a coluna de CAG contribuiu para a remoção das moléculas menores, fato que pode explicar a elevada eficiência de remoção do manganês nesta condição de tratamento.

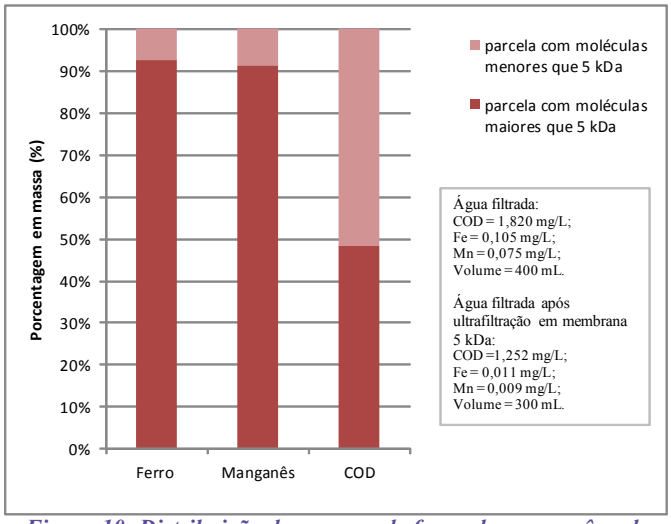


Figura 10: Distribuição das massas de ferro, de manganês e de COD presentes na água filtrada após adsorção em CAG e ultrafiltração em membrana de 5 kDa (água filtrada obtida no ensaio de coagulação, filtração em areia e adsorção em CAG)

CONCLUSÕES

Os resultados obtidos indicaram que sob condições ótimas de coagulação, com obtenção de água filtrada com cor aparente inferior a 1 uH e turbidez inferior a 0,50 uT, não houve remoção satisfatória dos metais, principalmente do manganês.

A pré-oxidação com o cloro não melhorou a eficiência de remoção dos metais, mesmo com uso de dosagens elevadas de cloro e tempo de contato de 30 min, alem de ter havido formação significativa de subprodutos orgânicos halogenados nesta condição de estudo.

A adsorção em CAG após a coagulação com sulfato de alumínio e filtração em areia foi a única condição de tratamento estudada cujos resultados atenderam ao padrão de potabilidade (Portaria 518, 2004).

Os ensaios de ultrafiltração mostraram que o ferro complexou preferencialmente com moléculas de MOD com tamanho molecular aparente maior que 5 kDa, enquanto o manganês provavelmente formou complexos com a MOD com tamanho molecular aparente inferior a 5 kDa.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a Indústrias Bauminas o auxílio financeiro para realização desta pesquisa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARAÚJO, A. B.; ROSA, A. H.; ROCHA, J. C. (2002). Distribuição de metais e caracterização das constantes de troca entre espécies metálicas e frações húmicas aquáticas de diferentes tamanhos moleculares. Quim. Nova, Vol. 25, No. 6B, 1103-1107.

Brasil (2004). Normas e padrão de potabilidade das águas destinadas ao consumo humano. Portaria no. 518 de 25 de março de 2004. Brasília.

BURBA, P.; SHKINEV, V.; SPIVAKOV, B. Y. (1995). On-line fractionation and characterization of aquatic humic substances by means of sequential-satage ultrafiltration. Fresenius J. Anal Chem. 351:74-82.

BURBA, P.; ASTER, B.; NIFANTÉVA, T.; SHKINEV, V.; SPIVAKOV, B. YA. (1998). Membrane filtration studies of aquatic humic substances and their metal species: a concise overview. Part 1. Analytical fractionation by means of sequential-stage Ultrafiltration. Talanta 45 977–988.

CAVALARI, L. G. P. (2008). Verificação da formação de trihalometanos decorrentes da pré-oxidação com cloro e dióxido de cloro em ensaios de ciclo completo com água contendo substâncias húmicas aquáticas. Dissertação (Mestrado em Química) - Universidade de São Paulo.

CHOW, A. T.; GAO, S. DAHIGREN, R. A. (2005). Physical and chemical fractionation of dissolved organic matter and trihalomethane precursors: A review. Journal of Water Supply and Technology – AQUA. 54(8), 475-503.

CROUÉ, J. P.; DEBROUX, J. F.; AMY, G. L.; AIKEN, G. R.; LEENHEER, J. A. (1999). Natural organic matter: structural characteristics and reactive properties. In: Singer, P. C. (ed.). Formation and Control of Disinfection By-products in Drinking Water. American Water Works Association, Denver, Colorado, pp. 65-94.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. (2005). Métodos e Técnicas de Tratamento de Água. 2ª Edição. São Carlos, RiMa.1600 p.

DI BERNARDO, L.; DI BERNARDO, A.; CENTURIONE FILHO, P.L. (2002). Ensaios de tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água. São Carlos. RiMA, 237 pp.

DANTAS, A. D. B.; SLOBODA, E.; DI BERNARDO, L.; VIEIRA, E.; VOLTAN, P. E. N. (2008A) Estudo da coagulação com cloreto férrico de águas com substâncias húmicas aquáticas de diferentes tamanhos moleculares aparentes. In: XXXI Congreso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental, 2008, Santiago. Anais do XXXI Congreso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental.

DANTAS, A. D. B.; PASCHOALATO, C. F. P. R.; MONTANHA, W. A.A.; TRIMAILOVAS, M. R. (2008B). Influência da Pré-Oxidação com Cloro e Dióxido de Cloro de Água contendo Substâncias Húmicas Aquáticas na Coagulação-Filtração e na Formação de Subprodutos Orgânicos Halogenados. Revista DAE. 178. set/08. Ano LXXI.

DANTAS, A. D. B.; FIGUEIREDO, J. O.; SILVA, B. M. (2010) Remoção de Metais e de Matéria Orgânica Dissolvida em Água por meio da Pré-Oxidação com Cloro, Coagulação e Filtração. In: XXXII Congreso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental, 2010, Punta Cana. Anais do XXXII Congreso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental.

KNOCKE, W. R.; HOEHN, R. C.; SINSABAUGH, R. L. (1987) Using Alternative Oxidants to Remove Dissolved Manganese from Waters Ladens with Organics. Journal AWWA. 12: 75-79.

Marmo, C. R.; Santos, B. V. A. P.; Bresaola Júnior, R. (2010). Remoção de trihalometanos (THM) em águas de abastecimento por tratamento convencional e adsorção em carvão ativado em pó (CAP). Revista DAE. 182. jan/10. Ano LVIII.

MORUZZI, R. B.; PATRIZZI, L. J.; REALI, M. A. P. (2001) Remoção de Ferro e Manganês complexados com ácido húmico presentes em águas para abastecimento utilizando a flotação. In: 21º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental, João Pessoa, ABES.

Organização Mundial de Saúde – OMS (1996). Guidelines for Drinking-Water Quality. Health Criteria and Other Supporting Information. Volume 2. Geneve SW.

PASCHOALATO, C. F. P. R. (2005). Efeito da pré-oxidação, coagulação, filtração e pós-cloração na formação de subprodutos orgânicos halogenados em água contendo substâncias húmicas. São Carlos, 2005, 148 p. Tese (doutorado), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

PASCHOALATO, C. F. P. R.; DANTAS, A. D. B.; ROSA, I. D. A.; FALEIROS, R. J. R.; DI BERNARDO, L. (2009) Uso de Carvão Ativado para remoção dos Herbicidas Diuron e Hexazinona de Água. Revista DAE. 179. jan/09. Ano MMIX.

POTGIETER, J. H; POTGIETER-VERMAAK, S. S.; MODISE, J.; BASSON, N. (2005) Removal of iron and manganese fromwater with a high organic carbon loading. Part II: The effect of various adsorbents and nonofiltration membranes. Water, Air, and Soil Pollution 162: 61–70.

ROCHA, J. C; ZARA, L. F.; ROSA, A. H. (2002). Substâncias Húmicas: Sistema de Fracionamento Sequencial por Ultrafiltração com base no Tamanho Molecular. Quim. Nova, Vol. 23, No. 3, 410-412.

SANTOS, C. T. (2009). Influência do tamanho molecular aparente de substâncias húmicas aquáticas na eficiência da coagulação por hidroxicloreto de alumínio. Dissertação (Mestrado)–Instituto de Química de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, Brasil.

SARGENTINI,E. J.; ROCHA, J. C.; ROSA, A. H.; ZARA, L. F.; SANTOS, A. (2001) Substâncias Húmicas Aquáticas: Fracionamento Molecular e Caracterização de Rearranjos internos após complexação com íons metálicos. Química Nova. Vol. 24, No. 3, 339-344.

SLOBODA, E. (2007). Influência do tamanho molecular aparente das substâncias húmicas aquáticas na eficiência da coagulação com sulfato de alumínio e cloreto férrico. Dissertação (Mestrado). Instituto de Química de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, Brasil.

SLOBODA, E.; SANTOS, C. T.; DANTAS, A. D. B.; DI BERNARDO, L. ; VIEIRA, E. M. (2010) Color removal by coagulation from water containing aquatic humic substances with different apparent molecular size . In: The World Conference on Humic Substances and Natural Organic Matter. 15th International Humic Substances Society Meeting, Tenerife. Canary Islands.

U. S. EPA (1995a) Method 551.1. Determination of chlorination disinfection byproducts, chlorinated solvents, and halogenated pesticides/herbicides in drinking water by liquid-liquid extracion and gas chromatografhy with electron-capture detection. CD-ROM Revisão 1. Set. Ohio, USA.

U. S. EPA (1995b) Method 552. Determination of haloacetic acids and dalapon in, in drinking water by liquid-liquid extracion, derivatization and gas chromatografhy with electron-capture detection. CD-ROM Revisão 1. Set., Ohio, USA.

U.S. EPA (2001) Disinfection Byproducts: A Reference Resource. Disponível em: http://www.epa.gov/envirofw/html/icr/gloss_dbp.html. Acesso em 14 de fev. 2011.

WIECHETECK, G., K. (2005). Remoção de Substâncias Húmicas em Tratamento de Água por Meio da Pré-oxidação e Dupla Filtração. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, Brasil.

Contribuição para o projeto de biofiltros aplicados ao tratamento de emissões odorantes provenientes de reatores anaeróbios

Contribution to the design of biofilters applied to the treatment of odorous emissions from anaerobic reactors

Carlos Augusto de Lemos Chernicharo (*)
Professor Associado do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG.

Richard M. Stuetz
Professor Associado da University of New South Wales Sydney - Austrália

Cláudio Leite Souza
Doutorando do Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Escola de Engenharia da UFMG

Gilberto Caldeira Bandeira de Melo
Professor Associado do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG.

Endereço para correspondência (*):
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG; Av. do Contorno, 842/7º andar - Centro - Belo Horizonte - MG - CEP: 30110-060 - Brasil - Tel: (31) 3409-1020 - e-mail: calemos@desa.ufmg.br

RESUMO

A presente nota técnica busca consolidar importantes aspectos relacionados ao tratamento biológico de emissões odorantes, com ênfase à aplicação de biofiltros para o controle de sulfeto gerado em reatores anaeróbios. São apresentados os principais pontos de emissão de sulfeto em reatores UASB, bem como as principais alternativas e métodos para o controle de tais emissões, com destaque para a aplicabilidade dos biofiltros. São ilustradas as configurações usuais de biofiltros e apresentados os princípios do tratamento biológico de odores. Por fim, são consolidadas as principais diretrizes para o projeto de biofiltros aplicados ao tratamento de emissões odorantes provenientes de reatores anaeróbios tratando esgoto doméstico.

ABSTRACT

This technical note aims at consolidating important aspects regarding biological treatment of odorous emissions, focusing the application of biofilter for the control of sulfide generated in anaerobic reactors. The main emission sources of odorants in UASB reactors are presented, as well as the main alternatives and methods for controlling these emissions, highlighting the applicability of biofilters. Typical biofilter configurations are illustrated and the principles of biological odour treatment are presented. Finally, the main guidelines for the design and operation of biofilters applied to the treatment of odorous emissions from anaerobic reactors treating domestic wastewater are consolidated.

PALAVRAS-CHAVE: biofiltro, emissões odorantes, reatores anaeróbios, sulfeto de hidrogênio

KEY-WORDS: anaerobic reactors, biofilter, hydrogen sulfide, odorous emissions

INTRODUÇÃO

De acordo com a experiência brasileira (CHERNICHARO & STUETZ, 2008), as possíveis melhorias relacionadas a projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto doméstico podem ser agrupadas de acordo com os tópicos mostrados na Figura 1. Embora melhorias para todos os tópicos mostrados na referida figura estejam correntemente sendo investigadas, no presente trabalho são enfocadas apenas as melhorias relacionadas ao tratamento das emissões odorantes. As emissões odorantes que criam problemas em estações de tratamento de esgotos, durante o tratamento da fase líquida, relacionam-se principalmente aos compostos de enxofre, notadamente o sulfeto de hidrogênio (H2S), uma vez que os limites de percepção olfatória para este composto ocorre em concentrações muito baixas (5 ppbv). Compostos nitrogenados e outros compostos, como ácidos graxos voláteis (AGV), aldeídos e cetonas, são uma preocupação secundária nas unidades de tratamento da fase líquida (WEF, 2004). Nas unidades de tratamento da fase sólida, no entanto, outros compostos que não o H2S são os principais responsáveis pelas emissões odorantes.

Conforme mostrado na Figura 1, as emissões odorantes podem estar relacionadas à fase gasosa (biogás e gases residuais) e à fase líquida (afluente e efluente). Dessa forma, diferentes estratégias são necessárias para se controlar essas emissões, dependendo das suas fontes, conforme mostrado na Tabela 1.

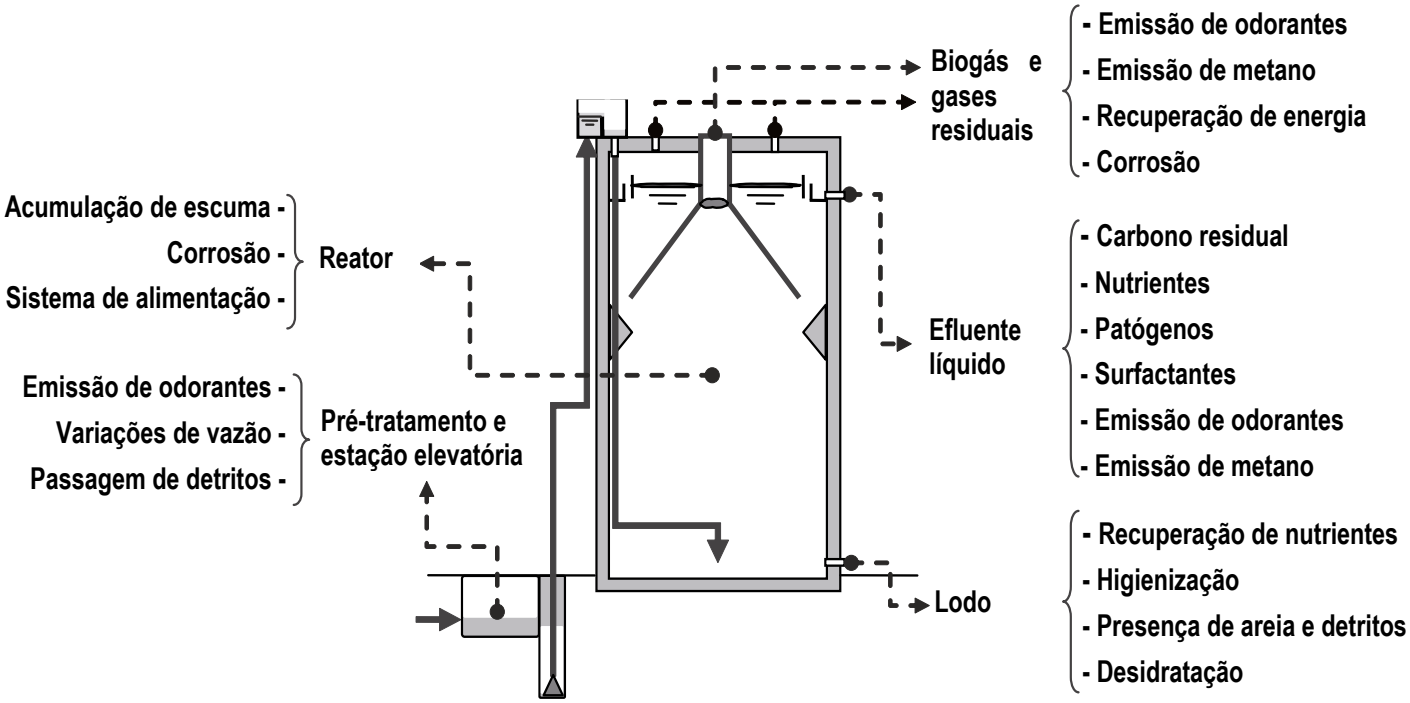


Figura 1: Tópicos de interesse para possíveis melhorias em ETEs que empregam reatores UASB

A presença de H_2S no afluente é totalmente dependente das características do esgoto e do sistema de coleta e transporte, a exemplo do comprimento, da declividade e da ventilação, não tendo qualquer relação com o processo de tratamento. Em relação ao H_2S gerado nos reatores UASB, este pode se apresentar dissolvido na fase líquida ou ser liberado para a fase gasosa. As frações de H_2S que estarão presentes nas fases líquida e gasosa dependerão de fatores como pH, temperatura, pressão parcial do gás e grau de turbulência na fase líquida. O H_2S que se libera da fase líquida ainda no interior do reator poderá estar presente tanto no biogás coletado pelo separador trifásico quanto no gás residual liberado na superfície do compartimento de decantação. A quantidade de H_2S emitida pela superfície do decantador depende essencialmente do tipo de dispositivo de coleta do efluente, sendo maior no caso de canaletas com vertedores e menor no caso de tubos submersos perfurados. Adicionalmente, poderão ocorrer emissões ainda mais substanciais de H_2S ao longo dos canais e tubulações de transporte do efluente, a depender do grau de turbulência existente na saída do reator anaeróbio e no percurso até a unidade de pós-tratamento ou até o lançamento final.

APLICABILIDADE E PRINCÍPIO DE FUNCIONAMENTO DOS BIOFILTROS

Conforme tratado em Chernicharo et al. (2010), embora existam diversos métodos bioquímicos para o tratamento de odores, os biofiltros se mostram como a alternativa mais apropriada para o abatimento de compostos odorantes presentes nos gases residuais de reatores anaeróbios tratando esgoto doméstico, uma vez que, nestes casos, o principal composto odorante motivo de preocupação é o H_2S, usualmente presente em baixas concentrações (0 a 500 ppm), portando, na faixa ideal de atuação dos biofiltros. De acordo com van Groenestijn & Hesselink (1993) e Kennes & Thalasso (1998), os biofiltros são mais indicados para o tratamento de gases odorantes com concentrações de H_2S abaixo de abaixo de 1,0 $g.m^{-3}$ (aproximadamente 687 ppm). Ademais, são sistemas que agregam as maiores vantagens em termos de simplicidade, sustentabilidade e baixos custos de construção e de operação.

Nos biofiltros, o gás odorante é forçado através de um meio suporte, no qual microrganismos ficam aderidos na forma de um biofilme. Os compostos voláteis biodegradáveis são absorvidos/adsorvidos pelo meio suporte e pelo biofilme, sendo biologicamente oxidados a substâncias menos prejudiciais, como CO_2, H_2O, NO_3- e SO_4^{2}-. O oxigênio, necessário como aceptor de elétrons, é usualmente fornecido continuamente pelo próprio fluxo de gás residual. O meio suporte é tipicamente composto de material orgânico (carvão, turfa, sabugo de milho, bagaço de cana, cavaco, casca e apara de madeira, composto etc.), todavia a utilização de material inorgânico (como solo e areia) tem aumentado muito nos últimos anos. Outras substâncias requeridas pelos microrganismos (nutrientes e elementos traço) são lentamente liberadas pelo meio suporte de característica orgânica, ou então fornecidos juntamente com a água de irrigação, no caso de meio suporte inorgânico (VAN GROENESTIJN & HESSELINK, 1993).

Outra importante característica do processo é a ausência de uma fase líquida móvel, embora o fluxo de gás residual e o meio suporte sejam umidificados para facilitar a atividade microbiana. A ausência de uma fase líquida móvel limita o

controle operacional, fazendo com que maiores volumes de meio suporte sejam necessários para se garantir o adequado tempo de residência dos gases odorantes. Como conseqüência, os biofiltros são também apropriados para o tratamento de compostos odorantes pouco solúveis em água (KENNES & THALASSO, 1998).

Tabela 1: Principais alternativas para o controle de H2S em estações de tratamento de esgoto

Fonte da emissão	Tipo de tratamento	Principais Possibilidades	Principais métodos
Esgoto afluente	Tratamento da fase gasosa	-Tratamento dos compostos odorantes	-Biofiltros ou outros métodos de tratamento de H_2S
	Tratamento da fase líquida	-Utilização de medidas para controlar os compostos odorantes antes que sejam emitidos	-Adicionar ar ou oxigênio a montante da estação -Adição de produtos químicos para interromper a produção de sulfeto ou para reagir com o sulfeto na massa líquida
Biogás	Tratamento da fase gasosa	-Oxidação térmica dos compostos odorantes juntamente com o metano -Tratamento seletivo do H_2S e recuperação do metano para fins energéticos	-Combustão direta ou outros métodos de oxidação térmica e catalítica -Métodos físicos, químicos e bioquímicos de tratamento
Gases residuais de reatores anaeróbios	Tratamento da fase gasosa	-Exaustão, coleta e tratamento do H_2S	-Biofiltros ou outros métodos de tratamento de H_2S
Efluente anaeróbio	Tratamento da fase líquida	-Pós-tratamento aeróbio do efluente anaeróbio -Stripping em estrutura de dissipação, seguido de coleta e tratamento do H_2S	-Lodos ativados, biofiltros aerados submersos, biodiscos, lagoas facultativas e aeróbias, inclusive lagoas de polimento e de maturação -Biofiltros ou outros métodos de tratamento de H_2S

BIOQUÍMICA DO TRATAMENTO BIOLÓGICO DE ODORES

Os poluentes orgânicos e inorgânicos presentes nos gases residuais são tratados biologicamente por microrganismos heterotróficos ou por microrganismos autotróficos. Os organismos heterotróficos utilizam compostos orgânicos para suprir as suas necessidades tanto de energia como de carbono, enquanto os organismos autotróficos utilizam compostos inorgânicos como fonte de energia, enquanto o carbono para crescimento celular é obtido a partir do gás carbônico.

Os organismos autotróficos obtêm energia a partir de compostos inorgânicos à base de nitrogênio (como amônia [NH3], íon amônio [NH4+] e nitrito [NO2-]), à base de enxofre (como sulfeto de hidrogênio [H2S], sulfeto [HS-]) e, em alguns casos, à base de ferro. Uma vez dentro da célula, a energia é extraída a partir de processos metabólicos específicos e um subproduto oxidado do composto é liberado (WEF, 2004). No caso particular do H2S, o enxofre é utilizado por espécies bacterianas a exemplo das pertencentes ao gênero Thiobacillus, que liberam ácido sulfúrico [H2SO4] como subproduto. Este, por sua vez, é responsável pela corrosão de superfícies de concreto e de metal expostas ao sulfeto de hidrogênio nos sistemas de esgotamento sanitário.

Devido à sua habilidade em rapidamente utilizar compostos inorgânicos, os métodos biológicos de controle de odor utilizam microrganismos autotróficos para remover compostos inorgânicos como H2S e NH3. Alguns organismos autotróficos também podem degradar determinados compostos orgânicos de baixo peso molecular (a exemplo do bissulfeto de carbono, metilmercaptanas e etilmercaptanas), mas nesses casos apenas os grupos funcionais de enxofre são degradados, deixando as ligações carbono-carbono intactas (WEF, 2004).

Tipos e principais características

Os biofiltros podem ser classificados em três tipos principais:

i) biofiltro não estruturado e com enchimento de fundo (Fig. 2);
ii) biofiltro estruturado e sem enchimento de fundo (Fig. 3);
iii) biofiltro pré-fabricado (Fig. 4).

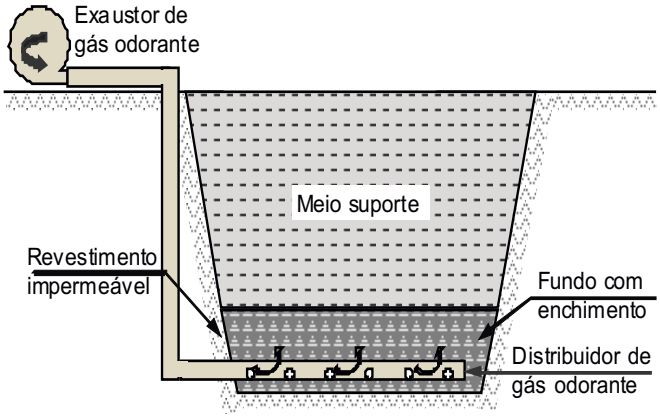


Figura 2: Configuração esquemática de um biofiltro não estruturado e com enchimento de fundo

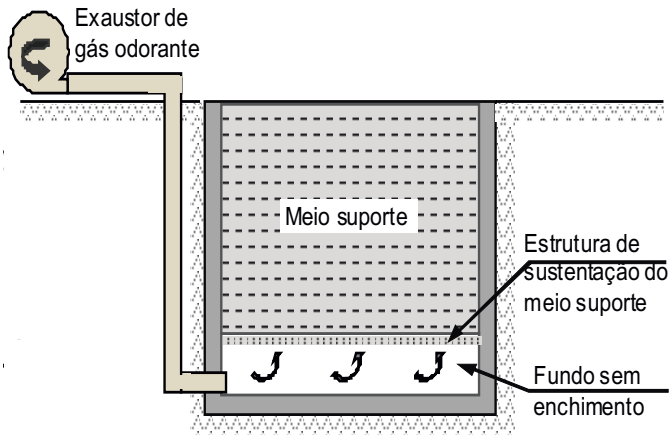


Figura 3: Configuração esquemática de um biofiltro estruturado e sem enchimento de fundo

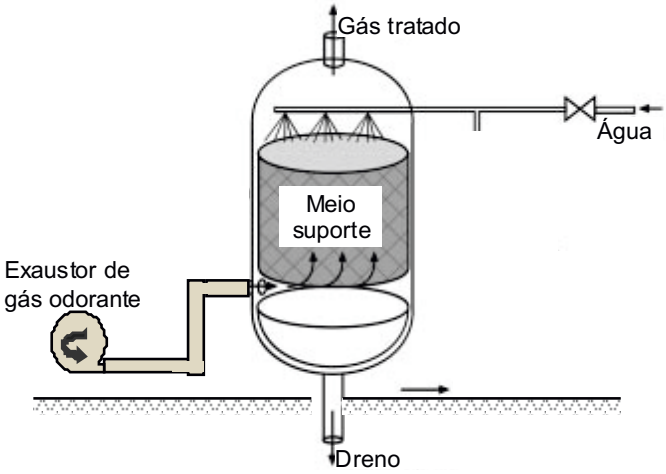


Figura 4: Configuração esquemática de um biofiltro pré-fabricado

Os biofiltros são compostos das seguintes partes:

i) tubulação de admissão de gases e sistema de exaustão;
ii) fundo falso;
iii) sistema de drenagem de fundo;
iv) estrutura de sustentação do meio suporte;
v) meio suporte;
vi) sistema de irrigação do meio suporte.

DIRETRIZES E RECOMENDAÇÕES DE PROJETO

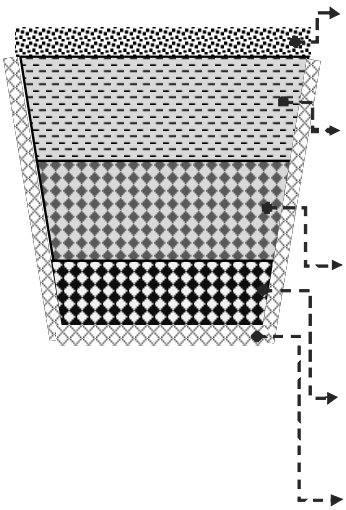
As principais diretrizes e recomendações para o projeto e a operação de biofiltros aplicados ao tratamento de odores gerados em estações de tratamento de esgoto são mostradas na Tabela 2.

Parte do biofiltro	Diretriz/recomendação
Tubulação de admissão de gases e sistema de exaustão	▪ Todos os materiais e equipamentos devem ser resistentes à corrosão pelo ácido sulfúrico a 10%. Tipicamente, os seguintes materiais são utilizados: PVC, PEAD e fibra de vidro; ▪ As velocidades dos gases nos trechos de tubulação aparente não devem exceder a 8 $m.s^{-1}$, a fim de evitar ruído e perda de carga excessivos; ▪ Preferencialmente, devem ser utilizados exaustores centrífugos com impelidores contra-inclinados, confeccionados em fibra de vidro. As pressões usuais de trabalho situam-se entre 12 e 500 mm.c.a., para perdas de carga através de camadas típicas de meio suporte orgânico da ordem de 10 mm.c.a., no início de operação do biofiltro, a 250 mm.c.a., ou mais, quando se aproxima o final de vida útil do meio suporte. Exaustores de fluxo axial e sopradores de deslocamento positivo não são usualmente utilizados, por apresentarem limitações de pressões mínimas e máximas, além da possibilidade de fuga de emissões odorantes no caso dos exaustores de fluxo axial; ▪ Os exaustores devem possuir ponto de purga, de modo a possibilitar a drenagem de todo o condensado que se acumular no interior de sua carcaça. ▪ Os biofiltros devem ser minimamente equipados com medidores de vazão e manômetros, em cada tubulação de distribuição de gás no fundo do filtro.
Fundo falso	▪ O fundo falso dos biofiltros pode ser aberto ou preenchido com material de enchimento. No caso de fundos falsos abertos deve-se prever uma estrutura de sustentação para o meio suporte. Nos fundos falsos preenchidos, a tubulação de distribuição de gases fica envolta pelo material de enchimento; ▪ Em ambos os tipos de fundo falso, tanto a estrutura de sustentação quanto o material de enchimento devem ser resistentes à corrosão pelo ácido sulfúrico a 10%; ▪ No caso de fundos falsos preenchidos, é importante que a maior parte da perda de carga em todo o sistema de coleta e distribuição seja através dos furos na tubulação de distribuição, a fim de garantir a aplicação equitativa dos gases em toda a superfície do meio suporte; ▪ Tipicamente, os furos na tubulação de distribuição são feitos na metade inferior da tubulação, alinhados a 45^0 com a vertical. O tamanho e o espaçamento entre furos são determinados em função da vazão de gases e perda de carga necessária. Adicionalmente, devem ser previstos furos na parte inferior das tubulações principais de distribuição, espaçados de 1,0 m, para possibilitar a drenagem do líquido condensado.
Sistema de drenagem de fundo	▪ As paredes laterais e de fundo do biofiltro devem ser devidamente impermeabilizadas, de modo a possibilitar que toda a água excedente da irrigação e do condensado sejam coletados pelo sistema de drenagem de fundo. Mantas de PEAD com espessura mínima de 1500 µm são usualmente utilizadas no caso de biofiltros não estruturados com enchimento de fundo. ▪ Toda a água acumulada no fundo do biofiltro deve ser coletada e encaminhada de volta a alguma unidade do sistema de tratamento da fase líquida. A alcalinidade do esgoto é usualmente suficiente para neutralizar o ácido sulfúrico presente no líquido drenado do biofiltro. Caso não seja, deverá ser feita a neutralização prévia do líquido drenado.

Estrutura de sustentação do meio suporte	▪ No caso de biofiltros com fundo falso aberto, a estrutura de sustentação deve ser rígida e dimensionada para suportar todo o peso do meio suporte e do biofilme, sem deformação. Lajes perfuradas de concreto armado e placas de material plástico são usualmente utilizadas para esse fim, todavia devem ser revestidas ou feitas de material resistente à corrosão ao ácido sulfúrico a 10%. ▪ No caso de biofiltros com fundo falso preenchido, é recomendável a utilização de seixo rolado de sílica como material de enchimento.
Meio suporte	▪ Os meios suportes devem ser possuir uma camada inferior (camada 3 - Quadro 1) constituída de materiais inorgânicos que resistam às condições ácidas provocadas pela oxidação do H_2S e formação de ácido sulfúrico, e uma camada superior (camada 4 - Quadro 1), constituída de uma mistura homogênea de material orgânico e material inorgânico, de modo a prover os nutrientes necessários aos microrganismos. ▪ No Quadro 1 são apresentadas características típicas para as camadas de enchimento de biofiltros não estruturados (Fig. 2). A camada 2 é inexistente no caso de biofiltros estruturados sem enchimento de fundo (Fig. 3), podendo existir ou não nos biofiltros pré-fabricados (Fig. 4). A camada 5 é inexistente no caso de biofiltros pré-fabricados (Fig. 4), podendo existir ou não no caso de biofiltros estruturados sem enchimento de fundo (Fig. 3). ▪ O meio suporte deve ser mantido com umidade adequada, a fim de possibilitar condições ambientais favoráveis ao crescimento dos microrganismos oxidadores dos compostos odorantes. Todavia, o excesso de umidade pode provocar a criação de zonas anaeróbias e aumentar o peso unitário do material de enchimento. Teores típicos de umidade requeridos para o meio suporte são da ordem de 40 a 60%, em peso, para a camada superior (material orgânico) e 20 a 50%, em peso, para a camada inferior (material inorgânico). O próprio efluente tratado da ETE pode ser utilizado para prover a umidade necessária ao biofiltro, já que este é uma excelente fonte de nutrientes para os microrganismos. ▪ A altura do meio suporte do biofiltro (camadas 3 e 4 - Quadro 1) deve estar compreendida entre 0,80 e 1,20 m. ▪ As perdas de carga no meio suporte do biofiltro devem ser mantidas entre 10 e 250 mm de coluna de água. ▪ No dimensionamento do equipamento de exaustão dos gases residuais devem ser considerados os seguintes parâmetros: i) taxa de renovação de gases do volume correspondente ao headspace da câmara de gases residuais entre 4 e 5 por hora; ii) pressão negativa no interior da câmara de gases residuais da ordem de 1 a 2 mm.c.a. Consideram-se gases residuais aqueles que se desprendem da fase líquida durante o tratamento do esgoto, seja no interior do compartimento de decantação de reatores UASB, no interior das estruturas de dissipação, notadamente de efluentes anaeróbios, ou em qualquer outro local da ETE onde ocorra o desprendimento de gases odorantes. Considera-se volume de headspace aquele compreendido entre a superfície da lâmina líquida e a parte superior da câmara de gases residuais.
Sistema de irrigação do meio suporte	▪ O meio suporte deve ser mantido com umidade adequada, a fim de possibilitar o crescimento e o estabelecimento dos microrganismos oxidadores dos compostos odorantes. Para tanto, são usualmente utilizados dois tipos de sistemas de irrigação: subsuperficial e superficial. ▪ O sistema de irrigação subsuperficial é mais eficiente, por possibilitar o fornecimento de umidades diferenciadas ao longo da profundidade do biofiltro, de acordo com as necessidades do meio suporte e dos microrganismos. Usualmente são utilizadas mangueiras perfuradas a cada 50 cm, uma posicionada a 15 cm acima do fundo falso e outra a 60 cm. As diferentes zonas são preferencialmente irrigadas em horários diferentes. ▪ A irrigação superficial é conseguida basicamente por meio de aspersores de jardim. Devem ser utilizados com rigor, uma vez que o excesso de irrigação pode supersaturar a camada superior do biofiltro, o que pode prejudicar a circulação de gases, provocar o aumento da perda de carga e favorecer a compactação prematura do meio. Taxas de irrigação usuais situam-se entre 20 e 30 $L.m^{-2}.d^{-1}$.

Fonte: Adaptado de WEF (2004)

Quadro 1: Caracterização das camadas de enchimento de um biofiltro



Camada	Espessura (cm)	Composição	Finalidade
5 (camada superficial)	10 a 15	75% terra + 25% adubo	Plantio de cobertura vegetal
4 (meio suporte orgânico)	30 a 50	Mistura homogênea (20% solo ou areia + 40% composto orgânico + 40% sabugo milho, bagaço cana, cavaco madeira, folhas, gravetos etc.)	Possibilitar o crescimento de organismos oxidadores de amônia e de metano, além de suprir os nutrientes necessários para o processo
3 (meio suporte inorgânico)	30 a 50	Mistura homogênea (80% brita de granito, gnaisse ou basalto de granulometria 2 e 3 + cavaco de madeira, sabugo de milho, ou bagaço de cana)	Possibilitar o crescimento de organismos oxidadores de H_2S e resistir às condições ácidas decorrentes da formação de ácido sulfúrico
2 (camada drenante)	20 a 30	Seixo rolado de sílica com granulometria 3 ou 4 ou brita de granito, gnaisse ou basalto no caso de biofiltros estruturados	Possibilitar a drenagem da água de irrigação e de condensados da linha de gás
1 (camada impermeável)	-	Plástico, alvenaria, concreto, argila compactada, solo-cimento (terra + 15% cimento + água)	Evitar a percolação de líquido através do solo

CONSIDERAÇÕES RELATIVAS AO DIMENSIONAMENTO DE BIOFILTROS

O dimensionamento de biofiltros é feito com base nos seguintes parâmetros principais (BARBOSA & STUETZ, 2005; BURGUESS et al., 2001; GOSTELLOW et al., 2008; KENNES & THALASSO, 1998; WEF, 2004;):

Tempo de contato com o meio suporte

Para se evitar a introdução de fatores relacionados à porosidade do meio suporte, o tempo de contato com o mesmo é usualmente expresso considerando-se o volume do biofiltro vazio. A literatura especializada recomenda os seguintes tempos de contato para o projeto de biofiltros (WEF, 2004):

- Oxidação de sulfeto de hidrogênio: 15 a 25 segundos
- Oxidação de compostos orgânicos voláteis: 30 a 60 segundos

Taxa de aplicação superficial

A taxa de aplicação superficial refere-se à vazão de gases admitidos (contendo os gases residuais e o ar de diluição) aplicada à superfície do meio suporte, devendo ser verificada considerando a vazão nominal de ar do equipamento de exaustão. A literatura especializada recomenda taxas de aplicação entre 60 e 100 $m^3.m^{-2}.h^{-1}$.

Conhecendo-se o volume de meio suporte necessário para o biofiltro (determinado com base no tempo de contato com o meio suporte) e a espessura da camada de meio suporte (adotada conforme faixa especificada no Quadro 1), pode-se estabelecer a área superficial do biofiltro e verificar a taxa de aplicação superficial.

Carga volumétrica

A carga volumétrica refere-se à massa de composto odorante aplicada ao volume de meio suporte. No caso particular de biofiltros aplicados ao tratamento de gases odorantes emitidos em reatores anaeróbios tratando esgoto doméstico, o composto odorante de maior importância para o projeto é o H_2S, uma vez que o nitrogênio e os compostos orgânicos voláteis são uma preocupação secundária (Gostelow, et al., 2001). Dessa forma, torna-se importante estimar a carga de H_2S passível de emissão pelos reatores, de modo a possibilitar a verificação da carga volumétrica aplicada à camada de meio suporte inorgânico do biofiltro (camada 3 - Quadro 1). As cargas volumétricas aplicadas a esta camada situam-se usualmente entre **0,46 e 3,22 kg H_2S-S.$m^{-3}.d^{-1}$**.

Com base em tais critérios e parâmetros de dimensionamento, é possível estabelecer as dimensões do biofiltro, desde que sejam estimadas as concentrações dos compostos odorantes (particularmente de H_2S) nos gases residuais e a vazão da mistura ar + gás residual a ser encaminhada para o biofiltro. Para o completo dimensionamento do biofiltro são necessários os seguintes dados de entrada e a seguinte seqüência de cálculos:

Dados de entrada	Valores típicos	Seqüência de cálculos
▪ Vazão média de esgoto afluente ao reator	-	▪ A partir da eficiência de redução da carga de sulfato no reator, estima-se a carga de sulfeto formado ▪ A partir da carga de sulfeto formado e da taxa de emissão de sulfeto para a fase gasosa, estima-se a carga de sulfeto liberado para os headspaces do compartimento de decantação e da câmara de dissipação, caso exista ▪ Adota-se o número de renovações por hora dos volumes dos headspaces do compartimento de decantação e da câmara de dissipação, caso exista, e calcula-se a vazão do equipamento de exaustão da mistura ar + gás residual ▪ Adotam-se os tempos de contato da mistura ar + gás odorante nas camadas de meio suporte (orgânica e inorgânica) e calculam-se os volumes das camadas de meio suporte ▪ Adotam-se as alturas das camadas de meio suporte, de acordo com o Quadro 1, e calcula-se a área superficial do biofiltro ▪ A partir da área e do volume do biofiltro, são feitas as verificações da taxa de aplicação superficial e da carga volumétrica, respectivamente
▪ Concentração média de sulfato (SO_4) no esgoto afluente ao reator	40 a 50 mg/L(1)	
▪ Eficiência de redução de sulfato a sulfeto no reator	70 a 80%(1)	
▪ Taxa de emissão de sulfeto no compartimento de decantação	3,5 a 18,5 mgH_2S-S . gH_2S-S-efl.$^{-1}$(1)	
▪ Taxa de emissão de sulfeto em câmara de dissipação	65 a 130 mgH_2S-S . gH_2S-S-efl.$^{-1}$(1))	
▪ Volumes dos headspaces do compartimento de decantação e do headspace da câmara de dissipação, caso exista	-	
▪ Número de renovações dos volumes dos headspaces do compartimento de decantação e da câmara de dissipação, caso exista	4 a 6 renovações.h^{-1} (2,3)	
▪ Tempo de contato da mistura ar + gás residual na camada de meio suporte do biofiltro	15 a 25 s (para H_2S)(2) 30 a 60 s (para COV)(2)	

(1) Valores obtidos em reatores UASB tratando esgoto sanitário típico, operado nas faixas de pH entre 6,6 e 7,0 e temperatura do esgoto entre 22 e 25º C .
(2) Valores típicos obtidos a partir da literatura especializada
(3) 4 a 6 renovações por hora para espaços não visitáveis, e 12 renovações por hora para espaços visitáveis por operadores

Naturalmente que estas taxas de emissão de sulfeto são significativamente influenciadas pelas condições de pH. Segundo cálculos desenvolvidos a partir do que foi estabelecido por Hvitved-Jacobsen (2002), para condição de equilíbrio, a influência de uma variação do pH de 0,5 para mais, relativamente ao valor médio encontrado de 6,8, diminui a concentração de sulfeto no headspace e, conseqüentemente, a taxa de emissão, em 45%. Por sua vez, uma variação de 0,5 no pH para menos, relativamente ao pH médio de 6,8, aumenta a concentração e a taxa de emissão de sulfeto em 36%.

Contudo, tal condição de equilíbrio possivelmente não se verifique na prática, seja para condições relativamente mal ventiladas, como as de uma tubulação de esgotamento sanitário (Matos e Aires, 1995), seja para condições bem ventiladas, como as que se desenvolvem em situações de exaustão de uma atmosfera gasosa. Todavia, ainda assim é possível se considerar a influência do pH nas proporções mencionadas no parágrafo anterior, uma vez que o abaixamento do pH provoca o deslocamento do equilíbrio e a formação do H_2S molecular, que é a forma volátil deste composto.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com esta nota técnica, espera-se contribuir para o maior entendimento da problemática de geração e de controle de emissões odorantes em estações de tratamento de esgoto que utilizam reatores anaeróbios, notadamente na modalidade de reatores UASB.

A ênfase no tratamento biológico das emissões gasosas por biofiltros se deve à grande aplicabilidade desse método para a remoção de H_2S, que se constitui no principal composto potencialmente causador de odor em reatores anaeróbios. Ademais, dentre os métodos disponíveis, os biofiltros são os que agregam as maiores vantagens em termos de simplicidade, sustentabilidade e baixos custos de construção e de operação.

Finalmente, espera-se que a sistematização das principais diretrizes para o projeto de biofiltros possa auxiliar na maior difusão desse método de tratamento de emissões odorantes no Brasil, e também contribuir para a melhoria do projeto e da operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto doméstico.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio recebido do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq.

REFERÊNCIAS

BARBOSA V.L & STUETZ R.M. Treatment of hydrogen sulfide in biofuels. In.: Lens, P., Westermann P., Haberbauer M. and Moreno A. (editors) (2005). Biofuels for fuel cells: renewable energy from biomass fermentation. Chapter 23. IWA Publishing, London, 524 p., 2005.

BURGESS, J.E., PARSONS, S.A. and STUETZ, R.M. 'Developments in odour control and waste gas treatment biotechnology: a review'. Biotechnology Advances, 19 (1): 35-63, 2001.

CHERNICHARO, C.A.L. and STUETZ, R.M. 'Improving the design and operation of UASB reactors for treating domestic wastewater: management of gaseous emissions'. IX Latin American Workshop and Seminar on Anaerobic Digestion. Eastern Island - Chile: IWA, 2008.

CHERNICHARO, C.A.L., STUETZ, R.M., SOUZA, C.L., MELO, G.C.B. Alternativas para o controle de emissões odorantes em reatores anaeróbios tratando esgoto doméstico. Engenharia Sanitária e Ambiental, 15 (3): 229-236, 2010.

GOSTELLOW, P., ROBINSON, T., LONGHURST, P., LOVELL, M., BARTON, M., WINTER, P., CRANSHAW, I., THOMPSON, A., STUETZ, R.M. and JEFFERSON, B. 'Design, operation and performance considerations for the selection of odour abatement technologies in sewage treatment works (STW)', 2008.

HVITVED-JACOBSEN, T. Sewer Processes – Microbial and Chemical Process Engineering of Sewer Networks. CRC Press, Florida, USA, 2002.

KENNES, C. and THALASSO, F. 'Waste gas biotreatment technology'. J. Chem. Technol. Biotechnol., 72:303-319, 1998.

KENNES, C., VEIGA, M.C. and PRADO, O. 'Non biological treatment technologies'. In: Kennes, C. and Veiga, M.C. (eds). Bioreactors for waste gas treatment. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2001.

MATOS, J.S. and AIRES, C. M. Mathematical modelling of sulphides and hydrogen sulfphide gas build-up in tehe cosas do estoril sewerage system. Water Science and Technology. 31 (7): 255-261, 1995

STUETZ, R.M. and FRECHEN, F.-B. Odours in wastewater treatment: measurement, modelling and control. London: IWA Publishing, 2001.

VAN GROENESTIJN, J.W. and HESSELINK, P.G.M. 'Biotechniques for air pollution control'. Biodegradation, 4:283-301, 1993.

WEF. Control of odors and emissions from wastewater treatment plants - Manual of Practice 25. Alexandria: Water Environment Federation, 538 p., 2004.

Cientistas associam terremotos à mudança climática

A mudança climática pode ser responsável por, a longo prazo, potencializar o movimento das placas tectônicas, segundo um estudo geológico divulgado no dia 13 de abril.
Um grupo de cientistas australianos, alemães e franceses estudou esse fenômeno na Índia, onde chegaram à conclusão que as monções se intensificaram durante os últimos dez milhões de anos.
Os pesquisadores descobriram que nesse período as chuvas aceleraram o movimento das placas da litosfera na região em um centímetro por ano.
O geólogo australiano Giampiero Iaffaldano assinalou que certos eventos geológicos causados pelo movimento das placas - como a criação dos continentes, o fechamento das conchas oceânicas e a formação dos cinturões montanhosos - podem ter influência no clima durante milhões de anos e com efeito retroativo.
Os cientistas consideram que o estudo pode contribuir para estudar os efeitos do movimento das placas tectônicas e determinar as regiões mais propensas a ser atingidas por devastadores tremores como o ocorrido recentemente no Japão.

Com informações da Agência EFE

Investimentos em energia limpa cresceram 30%

Foto: Otávio Nogueira, licença Commons 2.0

Dois relatórios recém-lançados mostram que a energia limpa ganhou mais espaço no mundo na última década, com destaque para as modalidades solar e eólica, mas o esforço para reduzir a predominância dos combustíveis fósseis precisará de políticas mais "agressivas", que incluem a redução dos subsídios aos derivados de petróleo e o aumento aos incentivos governamentais para a produção de formas de energia menos poluentes. A fundação norte-americana Pew Charitable Trusts, que apresentou no dia 29 de março a edição 2010 do relatório "Who's Winning the Clean Energy Race?" (Quem está vencendo a corrida da energia limpa?), revela que houve um crescimento mundial dos investimentos do setor de energia limpa de 30% entre 2009 e 2010, atingindo a marca de US$ 243 bilhões.

Total aplicado no setor chegou a US$ 243 bi ano passado. O documento "Clean Energy Progress Report" (Relatório sobre o progresso da energia limpa), divulgado em 6 de abril pela Agência Internacional de Energia (IEA, na sigla em inglês), destaca a importância conquistada na última década por algumas tecnologias de energia renovável, ao ponto de se tornarem mais competitivas que algumas das tecnologias convencionais. Entretanto, a IEA pondera que os custos da maioria das inovações tecnológicas ainda superam aqueles relacionados aos combustíveis fósseis, que receberam US$ 312 bilhões em subsídios em 2009, contra apenas US$ 57 bilhões para energias renováveis.

Com informações do site Inovação Unicamp

Mudanças climáticas serão severas nas grandes cidades dos países em desenvolvimento

Muitas das cidades que mais crescem no planeta irão sofrer com os piores efeitos do aquecimento global, afirma um novo estudo. Poucas áreas urbanas estão tomando os cuidados necessários para proteger seus habitantes – bilhões de pessoas ao redor do mundo – de eventos como ondas de calor e aumento dos níveis do mar, afirma uma pesquisa que será publicada nos periódicos Current Opinion in Environmental Sustainability e European Planning Studies.

Nas regiões urbanas, prolongados períodos de calor podem exacerbar os níveis de poluição causando doenças respiratórias. Porém, as autoridades responsáveis por esses municípios não estão adotando as medidas necessárias para mitigar os efeitos dos eventos climáticos extremos. "Cidades podem ter uma grande influência sobre as reduções de emissões de gases do efeito estufa se melhorarem os sistemas de transporte e de eficiência energética, diz a autora do estudo Patrícia Romero Lankso. O estudo de Patrícia foi conduzido em associação com o UN-Habitat e financiado pela Fundação Nacional de Ciência dos Estados Unidos.

Com informações da Agência Reuters

Foto: Adenilson Nunes, licença Commons 2.0

Pesquisa mostra que obras precisam estar preparadas para mudanças climáticas

Foto: Joaquim S. F. Neto, licença Commons 2.0

Megaempreendimentos governamentais e da iniciativa privada no Rio de Janeiro precisam com urgência investir na prevenção aos efeitos das mudanças climáticas. É o alerta do estudo divulgado no dia 7 de abril Vulnerabilidade das MegaCidades Brasileiras às Mudanças Climáticas: Região Metropolitana do Rio de Janeiro.

A pesquisa aponta que investimentos como o Arco Rodoviário Metropolitano (obra do Programa de Aceleração do Crescimento (PAC) que interliga a orla oriental da Baía da Guanabara), o Complexo Petroquímico do Rio de Janeiro (Comperj), a Refinaria de Duque de Caxias (Reduc), o Porto de Itaguaí e as grandes implantações minero-siderúrgicas da Baía de Sepetiba estimularam e vêm estimulando a expansão de loteamentos e o crescimento populacional em áreas com risco de inundações pela elevação do nível do mar.

O estudo faz parte de um projeto desenvolvido pelo Centro de Pesquisas Espaciais (Inpe) e pela Universidade de Campinas (Unicamp), com financiamento da Embaixada Britânica. Participaram da pesquisa 29 colaboradores da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (Uerj), da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), da Fiocruz, do Instituto Pereira Passos e da Fundação GeoRio.

Com informações da Agência Brasil

MAIO 2011

ABES	**Padrões de Potabilidade de Água - O que são e como são Derivados**	Auditório da ABES/SP Rua Eugênio de Medeiros, 242 - 6º andar Pinheiros - São Paulo - SP http://www.abes-sp.org.br/novo/	12 de Maio
FIEP CIEP SESI SENAI IEL	**II Conferência Internacional de Cidades Inovadoras**	Centro de Inovação, Educação, Tecnologia e Empreendedorismo do Paraná http://www.cidadesinovadoras.org.br/cici2011/	17 a 20 de Maio
Water Environment Federation the water quality people	**Residuals and Biosolids 2011 Adapting Residuals Management to a Changing Climate**	Sacramento Convention Center Sacramento, California http://www.wef.org/Residuals Biosolids/	22 a 25 de Maio
ABES	**Seminário Mudanças Climáticas e as Interfaces com o Saneamento**	Auditório do CRQ Rua Oscar Freire, 2039 Pinheiros - São Paulo - SP http://is.gd/jgYom0	25 a 27 de Maio
CETESB	**Análises Microbiológicas de Amostras Ambientais**	CETESB Av. Prof. Frederico Hermann Jr., 345 Alto de Pinheiros - São Paulo - SP http://is.gd/cgT50Q	31 de Maio a 03 de Junho

JUNHO 2011

4to Congreso Interamericano de Residuos Sólidos	**IV Congreso Interamericano de Residuos Sólidos**	Hotel sede - Swissôtel Quito Quito, Ecuador http://www.congreso-dirsa-aidis.com/#	01 a 03 de Junho
ABES	**1º Seminário Internacional sobre Sustentabilidade em ETEs**	JW Hotel Marriot Copacabana - Rio de Janeiro - RJ http://is.gd/PofWEk	01 a 03 de Junho
Water Environment Federation the water quality people	**Collection Systems 2011: Rehab or Roulette: Is our Environment at risk?**	Raleigh Convention Center Raleigh, North Carolina http://www.wef.org/CollectionSystems	12 a 15 de Junho
ACE11 The World's Water Event	**Annual Conference & Exposition**	Wasghington, D.C http://www.awwa.org/ACE11/index.cfm	12 a 16 de Junho
CETESB	**Produção Mais Limpa Ferramenta para a Sustentabilidade**	CETESB Av. Prof. Frederico Hermann Jr., 345 Alto de Pinheiros - São Paulo - SP http://is.gd/moK8Po	28 a 30 de Junho
ABES	**Interpretação de Relatórios de Ensaios no Controle de Qualidade de Água**	Auditório da ETE Franca Rodovia Cândido Portinari , km 394,5 Franca/SP http://is.gd/ZFMn1e	28 e 29 de Junho
ABES	**Tratamento de Água de Mananciais Eutrofizados**	Quality Hotel Anacã São Carlos Av. São Carlos, 2690 - São Carlos - SP http://www.abes-dn.org.br/	29 de Junho a 01 de Julho

JULHO 2011

ABNT Associação Brasileira de Normas Técnicas	**Sistema de Gestão da Segurança e Saúde no Trabalho - ABNT NBR 18801:2010 e OHSAS 18001:2007**	Av. Treze de Maio, 13 - 27º ou 28º Andar Centro - Rio de Janeiro - RJ http://www.abnt.org.br/m3.asp?cod_pagina=937	26 e 27 de Julho
ABES	**Auditoria Interna em Laboratórios de Ensaios que Operam Segundo Critérios da ISO/IEC 17025:2005**	Laboratório da Sabesp Av. Dr. Flávio Rocha, 4951 Jd. Redentor – Franca/SP http://is.gd/SiN26e	27 a 29 de Julho
Water Environment Federation the water quality people	**Energy and Water 2011: Efficiency, Generation, Management, and Climate Impacts**	Hyatt Regency McCormick Place Chicago, Illinois http://www.wef.org/Energy/	31 de Julho a 03 de Agosto

AGOSTO 2011

CETESB	**Microbiologia de Lodos Ativados**	CETESB Av. Prof. Frederico Hermann Jr., 345 Alto de Pinheiros - São Paulo - SP http://is.gd/1R01OM	01 a 05 de Agosto
CETESB	**Avaliação da Qualidade e da Quantidade das Águas e Sedimentos de Rios e**	CETESB Av. Prof. Frederico Hermann Jr., 345 Alto de Pinheiros - São Paulo - SP http://is.gd/mnDiB1	01 a 05 de Agosto
XXII Encontro Técnico AESABESP	**XXII Encontro Técnico AESABESP / FENASAN**	Pavilhão Branco Expo Center Norte São Paulo - SP www.fenasan.com.br	01 a 03 de Agosto
ABES	**Vírus Entéricos Humanos: Propriedades Gerais e Métodos de Detecção Laboratorial Aplicados à Área de Saneamento**	Auditório da ABES/SP Rua Eugênio de Medeiros, 242 - 6º andar Pinheiros - São Paulo - SP http://www.abes-sp.org.br/cursos-e-eventos	10 de Agosto
CETESB	**Prevenção e Controle da Poluição do Solo e das Águas Subterrâneas**	CETESB Av. Prof. Frederico Hermann Jr., 345 Alto de Pinheiros - São Paulo - SP http://is.gd/9HlaY3	15 a 19 de Agosto
ABES	**Obtenção de Parâmetros em *jar test* para Projeto e Operação de Estações de Tratamento de Água de Ciclo Completo**	ETA Luis de Queiros do SEMAE Rua XV de Novembro, 2200 Bairro Alto - Piracicaba - SP http://www.abes-dn.org.br/	22 de Agosto

SETEMBRO 2011

CETESB	**Teste de Toxicidade Aguda com *Vibrio fischeri* Sistema Microtox**	CETESB Av. Prof. Frederico Hermann Jr., 345 Alto de Pinheiros - São Paulo - SP http://is.gd/pYtgRJ	19 a 22 de Setembro
CETESB	**Inventário de Gases de Efeito Estufa: Sustentabilidade Corporativa e Pública**	CETESB Av. Prof. Frederico Hermann Jr., 345 Alto de Pinheiros - São Paulo - SP http://is.gd/aRa8sx	22 e 23 de Setembro
26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental	**26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**	Centro de Exposições do Espaço FIERGS Porto Alegre - RS http://is.gd/xqiVV2	25 a 29 de Setembro

Ensaios de Tratabilidade de Água e dos Resíduos Gerados em Estações de Tratamento de Água

Autores: Luiz Di Bernardo, Angela Di Bernardo Dantas e Paulo Eduardo Nogueira Voltan

A operação de Estações de Tratamento de Água – ETAs depende de vários fatores inerentes ao seu projeto e da existência de pessoal devidamente qualificado para a produção contínua de água potável. Como a qualidade da água e a vazão a uma ETA comumente variam durante o ano e mesmo durante um dia qualquer, a otimização dos processos e operações realizados é conseguida somente com a execução de ensaios em instalações de escoamento contínuo ou de bancada que reproduzam as condições observadas nas unidades que compõem a ETA. Com a realização de diversos estudos de tratabilidade, de ensaios com traçadores e da operação de ETAs para diferentes vazões de funcionamento, realizados pelos autores, foi observada a necessidade de uma segunda edição do livro, acrescentando-se os conceitos sobre o uso de traçadores, assim como incluir diversos exemplos de trabalhos realizados em diferentes ETAs visando sua reforma e ampliação.

Mais informações:
www.cubomultimidia.com.br

Esgoto Sanitário: Coleta, Transporte, Tratamento e Reúso Agrícola

Coordenação: Ariovaldo Nuvolari

O livro reúne os principais aspectos hidráulicos, sanitários e ambientais, referentes aos sistemas de esgotamento sanitário. Começa com um breve histórico e, em seguida, aborda as condicionantes de projetos de redes, coletores-troncos, interceptadores, estações elevátorias, sifões invertidos, etc., apresenta noções do processo de AIA - Avaliação de Impactos Ambientais; do gerenciamente, dos cuidados e métodos construtivos das obras; dos impactos das diversas substâncias presentes no esgoto sanitário, ao serem lançadas num corpo d´água; destaca a legislação, resoluções e normas vigentes; os métodos de simulação da qualidade dos corpos d´água receptores; trata dos fundamentos e diversos processos de tratamento do esgoto sanitário incluindo a desinfecção do efluente tratado; os critérios para utilização de águas que recebem esgoto sanitário (reúso agrícola). Finalmente, aborda aspectos relacionados ao controle de odores no sistema.

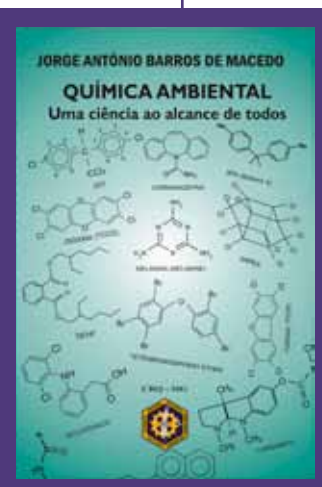
Mais informações:
www.editorablucher.com.br

Energia e Desenvolvimento Sustentável Série Sustentabilidade

Autor: José Goldemberg

A série, escrita por renomados pesquisadores nacionais que apresentam análises do impacto do conceito de desenvolvimento sustentável no Brasil, é coordenada pelo prof. José Goldemberg e tem como objetivo analisar o que está sendo feito para evitar um crescimento populacional sem controle e uma industrialização predatória, em que a ênfase seja apenas o crescimento econômico, bem como o que pode ser feito para reduzir a poluição e os impactos ambientais em geral, aumentar a produção de alimentos sem destruir as florestas e evitar a exaustão dos recursos naturais por meio do uso de fontes de energia de outros produtos renováveis. Neste volume 4, o autor trata de temáticas como Energia, fontes de energia e desenvolvimento sustentável no âmbito da ciência brasileira.

Mais informações:
http://www.blucher.com.br

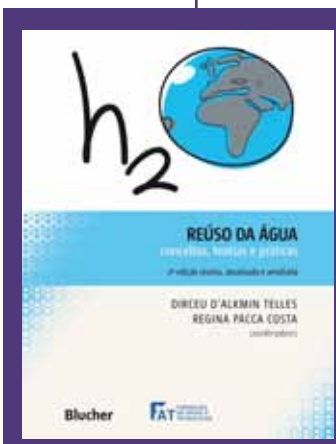


Química Ambiental

Autor: Jorge Antonio Barros de Macedo

O livro traz informações sobre disruptores endócrinos, que são os agentes e substâncias químicas que promovem alterações no sistema endócrino humano e nos hormônios. Praticamente todas as águas de abastecimento público no país possuem problemas com disruptores endócrinos. Outro tema discutido envolve o problema da degradação de recursos hídricos pelo BTX (Benzeno, Xileno, Tolueno) e pelos HPA´s (Hidrocarbonetos Poliaromáticos). Apresenta como estratégia para a melhoria da qualidade de vida a "Produção Limpa" e seus principios. Em sua conceituação, reconhece que nossos problemas ambientais atuais – o aquecimento global, a poluição química tóxica e a perda da biodiversidade – são causados pelo modo e a velocidade com que produzimos e consumimos os recursos naturais.

Mais informações:
www.jorgemacedo.pro.br



Reúso da Água: Conceitos, Teorias e Práticas 2ª Edição Revista, Atualizada e Ampliada

Autores: Dirceu D'Alkmin Telles e Regina Helena Pacca Guimarães Costa

Esta 2ª edição está enriquecida com uma ampla revisão, atualizada com detalhes de processos de tratamentos de efluentes e ampliada com novos exemplos e ilustrações, além da inclusão de capítulo específico sobre dessalinização da água. Foi mantida a estrutura da 1ª edição, esgotada rapidamente. O conteúdo apresenta, em detalhes, resultados de experiências práticas e informações relevantes obtidas em processos industriais de reúso da água. Um glossário de termos técnicos sobre ciências ambientais e a bibliografia referenciada encerram a publicação.

Mais informações:
http://www.blucher.com.br

Rede Coletora de Esgoto Sanitário: Projeto, Construção e Operação

Autores: José Almir Rodrigues Pereira e Jaqueline Maria Soares Silva

No livro são apresentados conceitos, diretrizes e etapas necessárias para a elaboração do projeto e construção de redes coletoras de esgoto sanitário. Exemplos, ilustrações e comentários facilitam o entendimento de profissionais e alunos que desenvolvem atividades em planos diretores, projetos de engenharia (básico e executivo), construção, operação e manutenção de sistemas de esgotamento sanitário em áreas urbanas.

Mais informações:
José Almir Rodrigues Pereira
rpereira@ufpa.br

Direito do Saneamento - Introdução à Lei de Diretrizes Nacionais de Saneamento Básico (Lei Federal n.11.445/2007)

Autor: Luiz Henrique Antunes Alochio

Esta segunda edição, finalizada quase que ao momento da publicação da nova Lei de Diretrizes Nacionais para o Saneamento Básico (LDNSB), pretende contribuir para a criação de um discurso coeso no chamado Direito do Saneamento. Com base na nova legislação, analisa os princípios fundamentais, a questão da titularidade e da prestação regionalizada, o planejamento e regulação e a cobrança pela prestação do serviço essencial . O autor ainda discorre sobre aspectos técnicos, mencionados nos votos já proferidos pelo Supremo Tribunal Federal, tocando na moderna questão do controle social e o comprometimento das políticas para o setor.

Mais informações:
http://www.millenniumeditora.com.br

Manual Técnico para Implantação de Cortinas Verdes e Outros Padrões Vegetais em Estações de Tratamento de Esgotos

Autores: Charles Carneiro, Mauricio Bergamini Scheer, Fábio da Cunha e Cleverson Andreolli

Este manual busca oferecer aos operadores e gestores dos serviços de tratamento de esgotos, alternativas técnicas, através da utilização de cortinas vegetais, como um dos instrumentos que podem contribuir para a minimização dos odores gerados pelos processos de tratamento nas estações. Com este livro, tanto técnicos e pesquisadores do Sul como de outras regiões do Brasil poderão adquirir informações e adaptar as suas condições bioclimáticas, fortalecendo o conceito para o avanço desta importante atividade.

Mais informações:
www.abes-dn.org.br

Recursos Hídricos no Século XXI

Autores: José Galizia Tundisi e Takako Matsumura

Recursos Hídricos no Século XXI, edição revista e ampliada do livro *Água no Século XXI*, apresenta a situação atual dos recursos hídricos no Brasil e no mundo, seus usos múltiplos, os principais desafios enfrentados e os mais recentes desenvolvimentos científicos e tecnológicos na área. A obra discute soluções e alternativas de gestão, com exemplos reais e inovadores implantados em diversos países e mostra que cada vez é mais importante descentralizar e integrar a gestão, estabelecer novas políticas públicas e desenvolver cursos e programas de capacitação.

Mais informações:
www.ofitexto.com.br

São Paulo: Uma Interpretação

Autor: Jorge Wilheim

Neste livro, o arquiteto Jorge Wilheim analisa a cidade de São Paulo como um organismo vivo, buscando interpretar o cotidiano urbano e seus múltiplos desafios, para os quais aponta soluções. Ao reconstituir a história da ocupação da área em que a cidade foi fundada, relaciona-a à topografia local, aos projetos administrativos de diferentes épocas e ao conhecimento e tecnologias a eles subjacentes. Mediante essa abordagem, identifica constâncias e anomalias, influências internas e externas, os principais problemas da metrópole e os maiores anseios de seus cidadãos.

Mais informações:
http://is.gd/XjxH3K

Gestão Estratégica do Saneamento

Autor: Ary Haro dos Anjos Jr.

Neste livro, os gestores encontrarão técnicas, ou ferramentas, de apoio à decisão, assim como os conceitos teóricos que respaldam tais ferramentas, e que permitem o seu uso competente, mesmo diante de situações de grande complexidade. Os gestores do setor do Saneamento, cabe reconhecer, lidam com a complexidade o tempo todo. Tomam decisões que afetam, simultaneamente, a saúde pública, o planejamento urbano, o meio ambiente, e a realidade social. Além disso, as suas decisões provocam impactos, ao mesmo tempo, num horizonte de muito longo prazo, da ordem de décadas, e também num horizonte de curtíssimo prazo, da ordem de 24 horas, ou menos.

Mais informações:
www.manole.com.br

ABES

1º SEMINÁRIO INTERNACIONAL SOBRE SUSTENTABILIDADE EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS

- Sustentabilidade
- Redução de Gases do Efeito Estufa
- Eficiência Energética

INTERNACIONAIS*

Adalberto Noyola Robles
Universidad Nacional Autonoma de Mexico

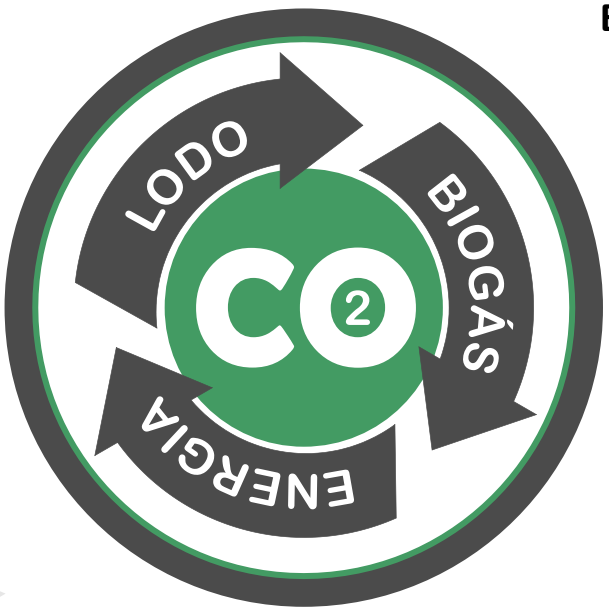
Christopher Godlove
Global Methane Initiative/US EPA

Al Goodman
Camp, Dresser, and McKee

Reza Iranpour
City of Los Angeles Bureau of Sanitation

GIZ - Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit
Matthias Barjenbuch
Technische Universität Berlin
Heribert Rustige
AKUT Umweltschutz Berlin
Christoph Platzer
Rotaria

*TRADUÇÃO SIMULTÂNEA



NACIONAIS

Carlos Minc
Secretário de Ambiente

Dilma Pena
Presidente da SABESP

Eduardo Pacheco Jordão
UFRJ

Jerson Kelman
Presidente da LIGHT

Sonia Maria Manso Vieira
Coordenadora do Relatório do IPCC 2006

Suani Teixeira Coelho
CENBIO/ USP

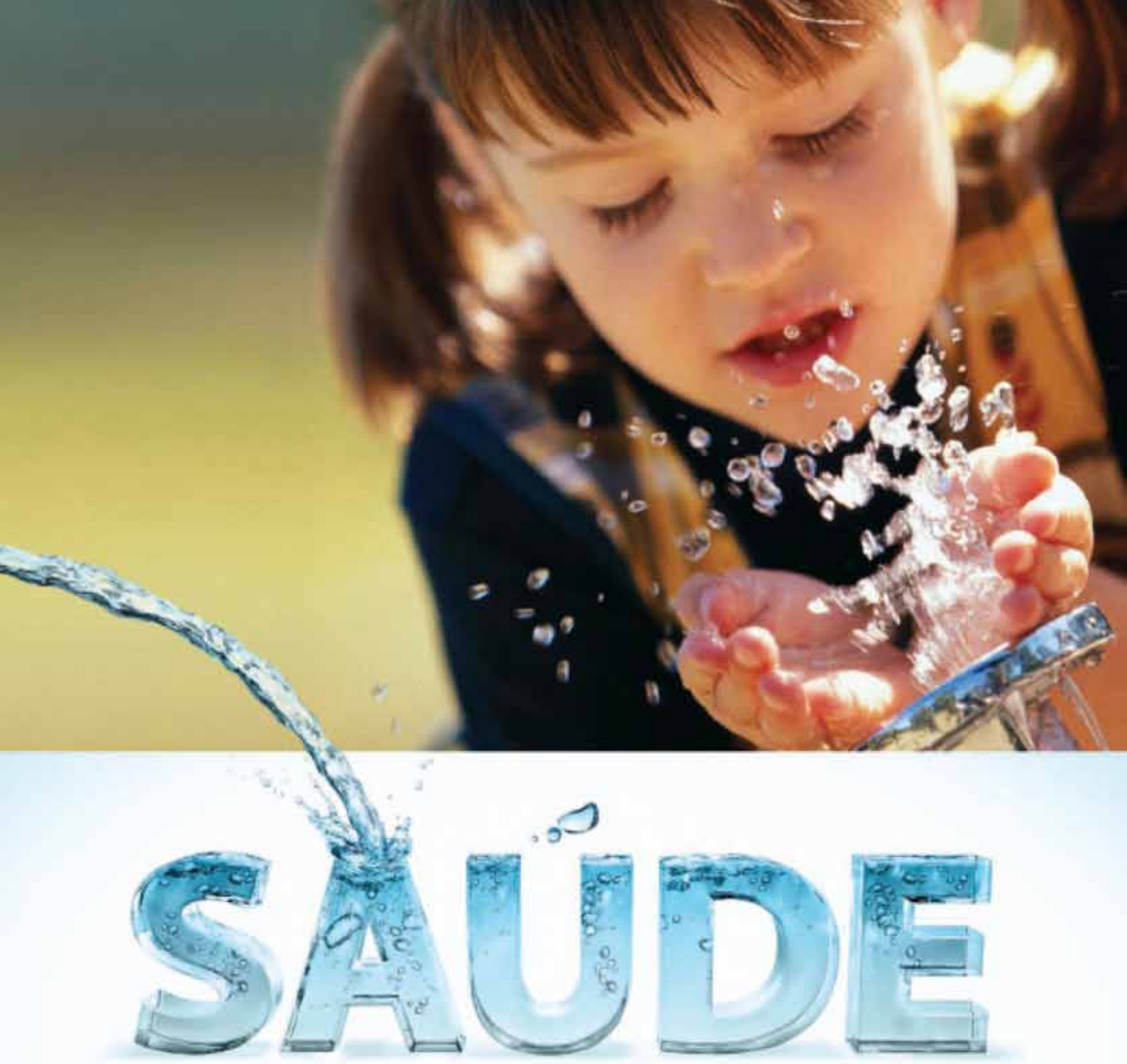
CASES

ÁGUAS DO BRASIL
CAESB
COPASA
SABESP
SANEPAR

1:2:3 JUNHO 2011

Inscrições: www.abesrio.org.br/eventos

J W Hotel Marriott :: Copacabana :: Rio de Janeiro



O respeito com sua saúde começa na natureza, nas fontes onde a Sabesp vai buscar a água para levar até sua casa. Passa pelas estações de tratamento, onde a mais moderna tecnologia é utilizada para garantir a qualidade da água que você vai usar. Continua depois que a água foi usada, nas estações de tratamento de esgoto. Devolver a água usada para a natureza em condições de permitir que a vida siga seu ciclo é uma questão de honra para a Sabesp. De honra e de respeito.