

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



sabesp

revista

DAE

#187

ano LIX

Setembro 2011

ISSN 0101-6040

Carta

9912263842-DR/SPM

SABESP

CORREIOS



# Comunidades Isoladas

## exigem um saneamento sob medida

### ■ ■ ■ ENSAIO

Resolução CONAMA nº430/2011  
sobre emissão de efluentes. O quê mudou?



## Reportagem de Capa



### COMUNIDADES ISOLADAS EXIGEM UM SANEAMENTO SOB MEDIDA

#### »» Ensaio

14

**Resolução CONAMA nº 430 de 13 de maio de 2011 sobre emissão de efluentes. O quê mudou?**

#### »» Artigos Técnicos

20

**Remoção de 17 $\alpha$ -Ethinilestradiol de Águas de Abastecimento, utilizando diferentes Tecnologias de Tratamento Físico-químico**

*17 $\alpha$ - Ethinylestradiol Removal from Supplying Water, using different Physicist-chemistry Treatment Technologies*

28

**Desempenho do sistema filtração em margem seguida de filtração lenta retrolavável em Ituporanga – Santa Catarina.**

*Performance of the system bankfiltration followed of bankwashed slow sand filtration in Ituporanga – Santa Catarina.*

37

**Pré-tratamento de lodo de tanques sépticos mediante flotação, antes do lançamentos em ETEs**  
*Pre-treatment of sludge from septic tanks by flotation, before to release in WWTP*

48

**Estudo hidrodinâmico de reatores utilizando-se análise em fluxo**  
*Hydrodynamic studying of reactors using The flow analysis*

55

**Produção de mudas de *calophyllum brasiliense cambess* com substratos comercial e à base de lodo de esgoto compostado**

*Seedlings production of calophyllum brasiliense cambess with commercial and composted based sewage sludge substrates*

#### »» Notas Técnicas

63

**Comparação entre os métodos de medição de oxigênio dissolvido por sensor eletroquímico (membrana) e óptico, quanto ao seu desempenho em sistemas de tratamento de esgotos**

*A comparison between electrochemical and luminescence oxygen dissolved sensors, and their performance in wastewater treatment*

#### »» Notícias

69

**Depois dos PCs, Bill Gates se propõe a reinventar os WCs**

70

**O aquífero Guarani, segundo maior do mundo, é poluído por indústrias, lixões e canaviais.**

»»

71

#### Calendário de Eventos



#### »» Publicações

73



A tão esperada universalização dos serviços de saneamento básico em nosso país passa, necessariamente, pelo equacionamento adequado da atual situação das comunidades isoladas. Entende-se como comunidades isoladas, os núcleos habitacionais cuja interligação aos sistemas integrados de abastecimento de água e esgotamento sanitário da zona urbana, seja técnica ou economicamente inviável a curto/médio prazo. Estas localidades apresentam especificidades que as diferenciam consideravelmente dos núcleos urbanos de maior densidade habitacional, requerendo, portanto, uma abordagem bastante diferenciada para a implantação e operação dos seus sistemas de saneamento básico.

A experiência acumulada pelas diversas instituições nacionais neste campo, demonstra que o processo de seleção das soluções sanitárias para estas comunidades deve ser realizado com a participação efetiva da população atendida, levando em consideração aspectos relacionados ao seu estágio de organização, cultura e capacidade de apropriação tecnológica. Importante também ressaltar o caráter multiinstitucional dos trabalhos envolvidos nestas ações, muitas vezes deixados em segundo plano nos programas tradicionais de implantação e operação de sistemas integrados.

Destaca-se, por fim, a necessidade imperiosa de que os serviços prestados, sejam devidamente remunerados, de modo a garantir a sustentabilidade econômica do programa.

Chamamos a atenção igualmente para a coluna “Ensaio”, que apresenta opiniões de dois renomados especialistas sobre a recente revisão da Resolução CONAMA 357. A nova Resolução 430/2011 apresenta alterações significativas em relação ao texto anterior, que ainda geram polêmicas e, portanto, necessitam ser melhor discutidos pela comunidade técnica. A Revista DAE presta, nesta edição, sua contribuição para este importante debate, entendendo que só assim poderemos efetivamente contribuir para o aprimoramento de nosso arcabouço legal e, consequentemente, para a melhoria das condições ambientais dos corpos de água do território nacional.

Na seção “Nota Técnica”, apresentamos um estudo comparativo do desempenho de uma das mais importantes instrumentações de estações de tratamento de esgotos: o medidor de oxigênio dissolvido.

Apresentamos ainda, nesta edição, os seguintes artigos técnicos:

- Remoção de  $17\alpha$ -*etinilestradiol* de águas de abastecimento, utilizando diferentes tecnologias de tratamento físico-químico;
- Desempenho do sistema filtração em margem seguida de filtração lenta retrolavável em Ituporanga – Santa Catarina;
- Pré-tratamento de lodo de tanques sépticos mediante flotação, antes do lançamento em ETEs;
- Estudo hidrodinâmico de reatores utilizando-se a análise em fluxo;
- Produção de mudas de *calophyllum brasiliense cambess* com substratos comercial e à base de lodo de esgoto compostado.

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. Cleverton 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 Rutkowski (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** Foto de Atendimento de Comunidade Isolada - Taquarivaí / Alto Parapanema - SP.

**Foto** Ilídio Silva Teixeira - Área de comunicação de Itapetininga / Sabesp

**Impressão** Gráfica Sonora

**Tiragem** 4.500 exemplares

imprensa@revistadae.com.br



sabesp

# COMUNIDADES ISOLADAS EXIGEM UM SANEAMENTO SOB MEDIDA

*A garantia de um futuro viável para as próximas gerações está cada vez mais associada ao conceito de sustentabilidade, inclusive na área de saneamento básico.*

*Texto: Carla Hosoi*

Um dos grandes desafios do saneamento brasileiro, atualmente, é desenvolver um “modelo sustentável” para levar água de qualidade adequada ao consumo humano e tratamento de esgoto às comunidades isoladas, isto é, aglomerados de moradias ou núcleos habitacionais localizados em periferias de cidades, ou comunidades de difícil acesso, cuja interligação aos sistemas municipais demonstra-se inviável, exigindo soluções independentes.

A busca por soluções sustentáveis para a questão, o que inclui o acesso a serviços de naturezas diversas (econômicos, sociais e ambientais), tem preocupado os teóricos e estudiosos do tema há alguns anos, mas o assunto é polêmico e esbarra em um aspecto relevante para os programas de saneamento em comunidades isoladas: a da conscientização de que é necessário elaborar estratégias diferenciadas que respeitem a identidade natural e social do lugar.



Foto: Cinthia Chaves Garcia da Silveira

Há um longo caminho a ser percorrido em busca de arranjos ideais para o saneamento de comunidades isoladas.

Segundo o professor de engenharia Luiz Sérgio Phillipi, da Universidade Federal de Santa Catarina, é fundamental uma leitura descentralizada para resolver o abastecimento de água e esgotamento em regiões distantes dos grandes centros. “O saneamento tem que ser pensado com uma visão mais sistêmica, não apenas do ponto de vista da infraestrutura. Existem modelos que atendem melhor coletivamente e outros, isoladamente. A gestão deve ser trabalhada como um todo, considerando uma ocupação dos espaços mais articulada com a sociedade. Nessa linha de pensamento é possível aumentar a capacidade de se resolver a falta de saneamento em comunidades economicamente mais sensíveis”, argumenta o professor.

### Tecnologias aplicadas

Há diretrizes estratégicas e parâmetros que orientam as ações e os projetos de saneamento básico, inclusive com relação às soluções tecnológicas. “Podem ser construídos diversos modelos, levando em conta as características regionais. Mas o principal é levar em conta as características de cada localidade, onde vai acontecer a ação ou o projeto de saneamento básico e até mesmo os modelos que podem ser reconstruídos a partir de cada realidade concreta”, argumenta Pedro Villar, coordenador Geral de Engenharia Sanitária do Departamento de Engenharia de Saúde Pública da FUNASA (Fundação Nacional de Saúde).

Segundo o coordenador, a instalação dos serviços ou sistemas, sejam individuais (por famílias) ou coletivos (por comunidades), envolvem diversos fatores que devem ser considerados, tais como a quantidade de pessoas por famílias a serem atendidas, a disponibilidade de recursos financeiros e orçamentários, dificuldade ou

disponibilidade de manancial apropriado, a alternativa tecnológica disponível ou a ser construída, a viabilidade social e econômica da alternativa/projeto; e a gestão e sustentabilidade das ações e dos serviços.

### Programas, modelos e gestão

Embora ainda haja um longo caminho a ser percorrido em busca de arranjos ideais para o saneamento de comunidades isoladas, já existem alguns modelos funcionando em estados brasileiros. O nordeste por exemplo, é um dos maiores pólos de investimento no setor, demonstrando grandes avanços através da implementação de programas que vem ganhando cada vez mais notabilidade entre especialistas e instituições ligadas ao saneamento no país.

O Estado do Ceará, por exemplo, adota o modelo SISAR (Sistemas de Integração do Saneamento Rural), que atualmente atendem cerca de 615 comunidades isoladas no estado, o que totaliza 350 mil habitantes beneficiados com abastecimento de água e sistema de esgoto filiadas e localizadas na mesma bacia hidrográfica. O empreendimento, que foi iniciado em 1996 com investimentos do banco alemão KFW, baseia-se num modelo associativista, de múltiplas comunidades.

Funcionando como uma federação de associações, cada SISAR é criado numa assembleia realizada entre as associações filiadas. Cada associação tem um conselho de administração, formado por associados e três gestores (administrativo, técnico e social). Nesse sistema organizacional, a comunidade recebe capacitação e treinamento apropriados para gerir o próprio sistema. “Nós damos o apoio técnico e também social, pois a gestão é a parte mais complicada desses tipos de



Foto: Ilídio Silva Teixeira

No destaque: Unidade de Medição de Água em residência pertencente a comunidade isolada de Taquarivai/SP.

*O atendimento as comunidades isoladas é um problema global e que perpassa as condições sociais e geográficas.*

sistemas. A comunidade não apenas precisa aprender a tratar daquela água, como também a fazer com que os beneficiados paguem por ela”, diz Helder Cortez, gerente responsável pelo programa no estado.

Para garantir a sustentabilidade e autogestão, a tecnologia empregada é, segundo o próprio gerente, a mais simples possível. “Não adianta nada ter uma tecnologia de ponta não assimilável. A água deve ser tratada, desinfetada e o próprio membro da comunidade tem que ser capaz de ajustar esse tratamento. Nos SISAR, a comunidade é envolvida desde o planejamento até a obra, para que ela decida qual a alternativa mais eficiente e sustentável”, ressalta Helder Cortez.

Os recursos iniciais para a implementação dos SISAR vieram de uma parceria com o banco alemão KFW, mas a partir de 2000, a CACEGE, Companhia de Água e Esgoto do Estado do Ceará e o Governo do Estado do Ceará resolveram replicar o modelo, que começou na região norte do estado, para outras regiões carentes de abastecimento. Atualmente já há oito SISAR em funcionamento no estado, localizados estrategicamente em oito bacias hidrográficas diferentes.

**“O saneamento tem que ser pensado com uma visão mais sistêmica, não apenas do ponto de vista da infraestrutura. Existem modelos que atendem melhor coletivamente e outros, isoladamente.”**

**Luiz Sérgio Phillipi**

*Universidade Federal de Santa Catarina*

Segundo Helder Cortez, desde o começo muitas mudanças foram aperfeiçoando o modelo, que hoje encontra-se mais informatizado e automatizado. “Todas as melhorias são sentidas na comunidade, que passa a ter mais força como associação garantidora de direitos e cidadania”, complementa.

Para continuar garantindo qualidade nos serviços ofertados, a CAGECE faz avaliações individuais dos sistemas, considerando indicadores técnicos, sociais, administrativos e também possíveis perdas. O modelo foi implementado também no Piauí e na Bahia, onde foram chamados de Centrais.

No Rio Grande do Norte, a CAERN, Companhia de Águas e Esgotos do estado também vem desenvolvendo ações bem sucedidas e economicamente viáveis de saneamento público em zonas rurais. O modelo de gestão adotado caracteriza-se também pela autonomia das comunidades atendidas, sendo elas mesmas responsáveis pela administração e operação do próprio sistema de abastecimento.

A Assessoria de Saneamento Rural da CAERN realiza reuniões para estimular a participação da comunidade, orientando os beneficiários sobre funcionamento do modelo e a administração dos sistemas. Com o modelo aprovado pela comunidade, em reuniões em caráter de assembléia, o contrato é firmado entre a CAERN e a associação de moradores.

Em cada casa é instalado um hidrômetro e o consumo é cobrado pela própria associação. O baixo custo do sistema permite que os moradores paguem também uma taxa de administração para aquisição de materiais hidráulicos, gratificação do operador escolhido pela associação, além de outros benefícios incorporados a favor da própria comunidade.



*Crédito da Imagem: Banco de fotos da CAGECE*



Crédito da Imagem: Banco de fotos da CAGECE

No SISAR a comunidade recebe treinamento para operar os sistemas.

Hoje a CAERN abastece cerca de 500 comunidades rurais através das adutoras implantadas no estado e a meta, até o próximo ano, é alcançar 32,5 mil pessoas residentes em assentamentos, sítios, distritos e comunidades afastadas dos centros urbanos.

O modelo adotado no estado do Ceará, o Sisar, prevê a capacitação da comunidade com treinamentos apropriados para a gestão dos sistemas nos aspectos administrativos, técnico e social

A COPASA, Companhia de Saneamento do Estado de Minas Gerais, também vem promovendo ações de saneamento em áreas rurais, com sistemas gerenciados pelas prefeituras ou pelos próprios moradores, apoiada por convênios firmados com instituições estaduais e federais. Em parceria com a Secretaria de Desenvolvimento Regional e Política Urbana do Estado, a empresa vem atendendo unidades carentes de saneamento por meio do programa “Saneamento básico: Mais saúde para todos”. O programa vem proporcionando uma melhoria nas condições de vida de populações rurais e de pequenas sedes municipais através de uma identificação precisa das emergências e estruturas necessárias a cada região.

#### A mobilização no Estado de São Paulo

O Estado de São Paulo, está concebendo um novo modelo de atendimento de serviços de abastecimento de água e esgotos sanitários para comunidades isoladas. Esse programa denominado PROPEQ, deverá ser oficialmente lançado nos próximos meses como parte dos esforços do estado para universalizar os serviços de saneamento. “Já temos a minuta do decreto que regulamenta o programa. Estamos apenas aguardando a aprovação orçamentária para 2012, pois precisamos de recursos. No início de 2012 ele já deve estar em pleno funcionamento”, diz Hadmilton Gatti, coordenador de saneamento da Secretaria de Recursos Hídricos do estado de São Paulo.

O programa adotará tipologias técnicas e arranjos flexíveis de operação, manutenção e gestão, buscando compatibilizá-los com a realidade econômica e física de cada região.

“Todo esse processo exige um planejamento detalhado. Desde as alternativas técnicas, comunitárias ou individualizadas, até a cobrança, tudo precisa ser estudado e cada caso requer uma demanda diferenciada, diz Edson Giriboni, secretário de Saneamento e Recursos Hídricos do Estado de São Paulo.

Para superar essas dificuldades, a Secretaria pretende estabelecer parceria com a Sabesp, que já opera em 364 municípios do Estado, entre eles, muitos com características de isolamento. Já existe um caminho a seguir, o que precisamos é acelerar esse trabalho identificando carências e provendo as comunidades com saneamento o mais rápido possível”, diz Edson Giriboni, secretário de Saneamento e Recursos Hídricos do Estado de São Paulo.

Em cada comunidade há necessidade de viabilizar modelos diferenciados; Em alguns casos necessita-se

O estado de São Paulo, está concebendo um novo modelo de atendimento de serviços de abastecimento de água e esgotos sanitários para comunidades isoladas. Esse programa denominado PROPEQ, deverá ser oficialmente lançado nos próximos meses como parte dos esforços do Estado para universalizar os serviços de saneamento.

da perfuração de poços, em outros, de estações de tratamento modulares, às vezes a melhor solução é a integração com outros sistemas produtores, mesmo que a quilômetros de distância. Em se tratando de esgoto de comunidades isoladas, a solução que está sendo estudada é o atendimento por unidades sanitárias individuais, já que pela própria característica de isolamento destas comunidades com núcleos de moradias muito esparsas e/ou com relevo muito irregular, a implantação de sistemas coletivos fica prejudicada. Cada local tem uma carência que será objeto de avaliação do programa e que precisará contar com o apoio das prefeituras, explica Maria da Glória Rosetti Marques, superintendente da Unidade de Negócio do Alto e Médio Paranapanema da SABESP, responsável pelos serviços de 48 cidades localizadas nestas bacias.

As regiões do Alto e Médio Paranapanema e do Vale do Ribeira que foram escolhidas como ponto de partida do programa, até porque em alguns bairros dessas localidades a SABESP já atua com sistemas isolados.

Atualmente a SABESP já atende pelo menos 66 comunidades com água e algumas também com esgoto na região. No município de Taquarivaí a instalação de rede de distribuição de água já está beneficiando pessoas que não contavam com abastecimento, como é o caso da Dona Erundina.

Capão Bonito, Itararé, Ribeirão Grande, entre outras localidades, também vêm recebendo o suporte da SABESP com sistemas eficientes para o beneficiamento da população local.

“Pessoas que tinham que buscar água em fontes com baldes e bacias, que nunca tiveram uma água de qualidade agora se beneficiam de uma rede abastecedora. A melhora na qualidade de vida é sentida imediatamente com um saneamento adequado”, ressalta a superintendente da Sabesp.

Segundo o secretário Giriboni, um dos maiores desafios do saneamento em comunidades isoladas é o alto custo do empreendimento para um retorno muito baixo. “Imagine o quanto é empreendido numa extensão de rede de um quilômetro para atender uma ou duas famílias. Não há como retornar esse investimento”, complementa. Em função disso, uma política do estado para enfrentar essa problemática com viabilização técnica e envolvimento da comunidade é urgente. “Com o PROPEQ, nosso objetivo não é apenas equacionar a cobertura de serviços, mas buscar alternativas de modelos e gerenciamentos inovadores e adequados para os sistemas de pequeno porte”, complementa.

“Alternativa técnica não é o nosso problema. Há vários estudos nas universidades sobre fossas e outras tecnologias simples e mais acessíveis economicamente”, diz a Eng<sup>a</sup> Ana Lúcia Brasil, Coordenadora da Câmara Técnica de Saúde e Saneamento em Comunidades Isoladas da ABES/SP.

A questão é tão complexa que a ABES-SP criou, em novembro de 2007, uma câmara técnica de saúde e saneamento em comunidades isoladas, que desde



Foto: Ilídio Silva Teixeira

D. Erundina, moradora do município de Taquarivaí / Alto Paranapanema



então vem desenvolvendo convênios de cooperação, seminários, oficinas, troca de experiências e tecnologias entre instituições governamentais, municipais, federais e não governamentais. “Queremos discutir tudo que envolve o saneamento e saúde dessas comunidades, pois a carência é grande e as soluções e a gestão devem ser diferenciadas”, complementa Ana Lúcia Brasil.

A ABES (Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental), além de promover discussões importantes no âmbito do saneamento de comunidades isoladas, também vem realizando projetos pilotos em parceria com outras instituições do setor (públicas e não-governamentais) no estado de São Paulo. Um deles é o projeto piloto da Vila Machado, configurado como comunidade isolada pela sua característica geográfica, localizada em área de proteção de mananciais, às margens da represa Paiva Castro no município de Mairiporã. Sua localização geográfica totalmente situada no manancial, foi o diferencial para escolha.

Na região, composta por 240 domicílios de classe média e média baixa, a SABESP identificou que 60% das casas utilizam fossa negra como esgotamento. O objetivo do projeto é promover alternativas sustentáveis que viabilizem a coleta e destinação adequada dos esgotos residenciais, evitando que os despejos contaminem o lençol freático, as ruas e os mananciais.



“A grande questão que vem mobilizando diversas instituições e companhias de saneamento é como estabelecer um custo e uma gestão sustentável para um sistema descentralizado,

mantendo a mesma qualidade de abastecimento e esgotamento. Esse processo de responsabilização da comunidade, de fazê-la entender como funciona o seu sistema de saneamento, é difícil, pois exige capacitação, treinamento, e negociação”

**Engª Ana Lúcia Brasil**

*Coordenadora da Câmara Técnica de Saúde e Saneamento em Comunidades Isoladas da ABES/SP.*

“Já existe um caminho a seguir, o que precisamos é acelerar esse trabalho identificando carências e provendo as comunidades com saneamento o mais rápido possível”

**Edson Giriboni**

*Secretário de Saneamento e Recursos Hídricos do Estado de São Paulo.*

Para a Engª Ana Lúcia Brasil, Coordenadora da Câmara Técnica de Comunidades Isoladas da ABES/SP, o projeto Vila Machado é um programa de educação ambiental e gestão compartilhada que envolve direitos e obrigações dos moradores e das instituições participantes, faz com que a comunidade comece a ter voz e se transforme em uma instituição formal, que resgata a cidadania. A gestão sustentável, que integra os diversos atores em questão, é um instrumento fundamental para atingir esse objetivo”, explica.

#### **Suporte financeiro, técnico e social**

Como principal diretriz para a elaboração de qualquer plano público de saneamento básico e esgotamento, a Lei 11.445, que regulamenta o setor, deveria incorporar todos os componentes que envolvem o saneamento isolado, mas não é bem isso que acontece, segundo o professor Luiz Sérgio Phillippi, da UFSC. “Sistemas uniresidenciais e pluriresidenciais não são contemplados com devida importância nas políticas públicas de saneamento, o que gera dificuldades para implementação de modelos não suportados por grandes estruturas”, explica.

Os investimentos, que somam um montante elevado, necessitam da colaboração de diversos setores governamentais, federais, terceiro setor e também de instituições financeiras nacionais e internacionais. Além do aporte financeiro, os sistemas descentralizados demandam apoio técnico, operacional e social para garantir a continuidade da gestão e qualidade dos serviços. Para viabilizar programas em municípios e comunidades de pequeno porte, contar com a ajuda de órgãos financiadores é uma saída eficaz para acelerar a universalização dos serviços de saneamento.



Crédito da Imagem: Banco de Fotos da ABES

**Comunidade Isolada de Vila Machado, Mairiporã, SP - Localização geográfica totalmente situada no manancial foi o diferencial para a escolha como área piloto.**

A Fundação Nacional de Saúde FUNASA, órgão executivo do Ministério da Saúde, é uma das instituições do Governo Federal que apoia ações de saneamento em pequenos municípios (de até 50 mil habitantes) e áreas especiais com características rurais, como comunidades quilombolas, extrativistas, assentamentos e populações ribeirinhas. Entre 2007 e 2011, a Funasa investiu nessas áreas a quantia de R\$ 3,9 bilhões, em ações e obras de saneamento básico, com destaque para abastecimento de água e esgotamento sanitário. Foram contemplados 2386 municípios. Neste universo e deste volume de recursos, foram atendidas comunidades indígenas de 278 municípios; comunidades quilombolas de 128 municípios e comunidades rurais de 334 municípios.

De acordo com o Relatório de Gestão da FUNASA/2010, aspectos intrínsecos da população rural, como a dispersão física e problemas socioeconômicos, aliados com a insuficiência de políticas públicas voltadas para a saúde e o saneamento e a escassez de recursos aplicados para essas comunidades, têm contribuído para consolidar um quadro de carências, característico da área rural do país. Para diminuir esse déficit a FUNASA, no ano de 2010, contou com um orçamento de R\$ 94,3 milhões para a implantação, ampliação ou melhorias do serviço de saneamento

em 170 comunidades remanescentes de quilombos, assentamentos da reforma agrária e comunidades rurais até 2.500 habitantes, número que caiu para 524 comunidades em função da revisão dos custos. O programa de beneficiamento dessas populações está em andamento.

Segundo Pedro Villar, os recursos financeiros, na sua grande maioria, são recursos não onerosos e os municípios podem entrar com uma contrapartida, definida pela Lei de Diretrizes Orçamentárias – LDO de cada ano. “Os recursos financeiros são definidos a partir dos déficits de atendimento, critérios epidemiológicos, ambientais e sanitários. São apresentadas propostas ao PPA (Plano Plurianual do Governo), ao PAC (Programa de Aceleração do Crescimento) ou outros Programas de Governo, sempre dependendo de definição de instância federal que coordena o planejamento e o orçamento federal. Os investimentos, em sua grande maioria, são em obras ou infraestrutura de saneamento básico. É o caso do PAC I e II. O PPA aplica recursos em medidas estruturantes, em especial na capacitação de recursos humanos e cooperação técnica junto aos estados e municípios”, explica.

O Banco Mundial, por meio de ações de combate ao empobrecimento, também tem apoiado programas



Crédito da Imagem: Creative Commons

#### Comunidades isoladas requerem soluções diferenciadas

de abastecimento de água e esgotamento, incluindo comunidades isoladas. Recentemente realizou um estudo que avaliou diversos modelos de saneamento para essas localidades. Os programas dos Estados do Ceará, Piauí, iniciativas do Estado do Rio Grande do Norte, das Centrais da Bahia, Programas do Estados de Pernambuco e Paraná foram visitados por especialistas com o objetivo de identificar as questões relevantes e desafiadoras dos modelos de gestão de comunidades isoladas. “Nessa avaliação notamos que a chance de sucesso de um modelo depende muito do suporte prestado às comunidades. Sem um apoio técnico e capacitação, a gestão não se sustenta, não tem continuidade, a não ser que haja uma liderança ou integração muito bem estabelecida entre os moradores”, revela Juliana Garrido, especialista em infraestrutura do Banco Mundial. “O entendimento de como operar e manter os sistemas é fundamental para que eles não entrem em colapso em pouco tempo de funcionamento. Em função disso, a presença de uma instituição estadual que se responsabiliza pelo monitoramento e capacitação dessas comunidades é tão importante quanto à sensibilização e participação dos próprios beneficiados”, complementa.

Atualmente a instituição apoia programas em estados do nordeste, como Pernambuco e Ceará (ampliação da escala dos SISAR), por meio de recursos hídricos para

abastecimento de água e esgotamento sanitário e também com assistências mais direcionadas. Mas, segundo a especialista, não existe nenhum critério uniforme que determine uma orientação maior ou menor para determinada região do país. “Estamos abertos a todos os estados.

**A presença de uma instituição estadual que se responsabilize pelo monitoramento e capacitação dessas comunidades é tão importante quanto a sensibilização e participação dos próprios beneficiados**

**Juliana Garrido**

*Especialista em Infraestrutura  
do Banco Mundial*



Crédito da Imagem: Banco de Fotos da ABES

Reservatório da comunidade de Ilha Montão de Trigo em São Sebastião/SP - Necessidade de apoio técnico e capacitação

Cada projeto tem carências e arranjos financeiros específicos, por isso o direcionamento dos recursos varia muito. A única limitação que existe é em termos de projetos muito pequenos, já que o custo operacional do banco gira em torno de 80 milhões de dólares”, explica Juliana Garrido. Em geral, os programas têm 50% de contrapartida do estado, mas a porcentagem de participação dos órgãos investidores é definida pelo governo federal, pois depende da capacidade de cada região.

Já a FINEP - Financiadora de Estudos e Projeto, empresa pública vinculada ao MCT (Ministério de Ciência, Tecnologia e Inovação) possui um programa de Pesquisas em Saneamento Básico, o PROSAB, que apoia o desenvolvimento de pesquisas e o aperfeiçoamento de tecnologias nas áreas de águas de abastecimento, águas residuárias e resíduos sólidos de fácil aplicabilidade e baixo custo de implantação, operação e manutenção, mas não possui um investimento específico para saneamento de comunidades isoladas. Até o terceiro edital a FINEP e o CNPq alocaram conjuntamente R\$ 16,5 milhões e a Caixa Econômica, R\$ 1,7 milhões para o PROSAB.



Foto: Edna Della Libera

Um problema que perpassa condições sociais e geográficas / Itacaré / BA

Atualmente, as ações em andamento constituem-se da construção de 6 unidades de demonstração, em escala real, em municípios escolhidos por critérios da FUNASA: duas estações de tratamento de água ( em Corumbataí/São Paulo e Dr. Ulisses/ Paraná, três estações de tratamento de esgoto ( Vitória /ES, Luisburgo/MG e Luzerne /SC) e um gerenciamento integrado de esgoto em Linhares/ES. Nesses projetos, os recursos da FINEP foram destinados aos projetos básico, executivo e ao acompanhamento em todas as etapas do processo.

# O novo site da Revista DAE está repleto de novidades



Notícias em tempo real sobre o que há de novo na área de saneamento e meio ambiente.

Revista digital. Enquetes. Pesquisa inteligente de todos artigos técnicos.

Tudo isso e muito mais no novo site da revista.

## Resolução CONAMA nº430 de 13 de maio de 2011 sobre emissão de efluentes. O quê mudou?



**Volney Zanardi Júnior**

*Eng. Químico, MSc em Ecologia, PhD em Ciências Ambientais, Conselheiro do CONAMA e Presidente da Câmara Técnica de Controle e Qualidade Ambiental do CONAMA desde 2007. É Diretor do Departamento de Gestão Estratégica do Ministério do Meio Ambiente e servidor público da carreira de Especialista em Recursos Hídricos da Agência Nacional de Águas.*



**Veronica Marques Tavares**

*Eng. Química e Bacharela em Direito, servidora pública da carreira de Especialista em Meio Ambiente no Ministério do Meio Ambiente.*

### 1. Introdução

Este artigo apresenta os principais avanços para a gestão ambiental, contemplados pela aprovação da Resolução Conama nº 430/2011 que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementando e alterando a Resolução Conama nº 357/2005. Para tanto, é apresentado um breve histórico e contextualização do processo de elaboração da resolução, em seguida, é realizada uma detalhada discussão dos novos dispositivos e das alterações vis a vis o texto da Resolução nº 357/2005; Como conclusão, são apresentadas considerações de caráter geral da sua relevância para a gestão ambiental no Brasil.

### 2. Histórico e contextualização

Em 17 de março de 2005, foi editada a Resolução Conama nº 357, a qual resultou de um processo de cerca de dois anos de discussão em relação ao disposto na Resolução Conama nº 20, de 18 de junho de 1986. Apesar do amplo processo de discussão a que foi submetido o conteúdo disposto na norma em referência, algumas questões não foram exauridas, tendo sido, inclusive, prevista, no art. 44 da Resolução nº 357/2005, a necessidade de complementação das condições e padrões de lançamentos de efluentes definidos na mesma. Assim, o próprio texto dessa Resolução sinalizou a necessidade de complementação em um relativamente curto intervalo de tempo.

Nesse contexto, foi iniciado o processo de discussão da revisão da Resolução Conama nº 357, tendo sido deliberado,

na 28ª reunião da Câmara Técnica de Controle e Qualidade Ambiental – CTCQA, realizada em 8 e 9 de julho de 2008, pela criação de Grupo de Trabalho – GT, sob a coordenação do governo de Minas Gerais e relatoria do Ibama. O GT foi criado com a missão de buscar uma abordagem inovadora, cujo foco recairia nos conceitos de cargas e capacidade de suporte dos recursos hídricos. Foi identificada ainda a necessidade de, no estabelecimento de parâmetros e padrões de lançamento, considerar tipos de atividades e suas particularidades, tais como os efluentes de sistemas de coleta e tratamento de esgotos sanitários, além de incluir orientações para análise da capacidade de suporte do corpo de água receptor, bem como da ecotoxicidade dos efluentes.

O GT em referência – GT Lançamento de efluentes – realizou 11 reuniões de discussão, no intervalo de cerca de um ano (7 de outubro de 2008 a 6 de novembro de 2009). Após o GT, as discussões foram realizadas no âmbito da CTCQA (40ª a 43ª Reuniões da CTCQA), tendo sido aprovada, na 43ª Reunião da CTCQA, a versão encaminhada à Câmara Técnica de Assuntos Jurídicos – CTAJ. Essa versão foi apreciada na 59ª CTAJ, realizada em 3 e 4 de novembro de 2010, tendo sofrido algumas emendas referentes à técnica legislativa, adequação de redação e referências a dispositivos normativos etc. A proposta resultante da CTAJ foi pautada inicialmente na 100ª Reunião Ordinária do Plenário do Conama, realizada em 24 e 25 de novembro de 2010 e, finalmente, aprovada na 101ª Reunião Ordinária do Conama, realizada nos dias 30 e 31 de março de 2011.

### 3. A nova Resolução Conama nº 430/2011 e seus aspectos relevantes para a gestão ambiental e de recursos hídricos

A nova Resolução buscou aprimorar os parâmetros e mecanismos de gestão de efluentes líquidos e conservação da qualidade das águas, de modo a garantir os seus usos múltiplos. Para tanto, alterou e complementou a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – Conama, a qual “dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de águas superficiais, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes”.

No que concerne ao aprimoramento dos mecanismos de gestão, já em seu artigo 1º, estabelece a necessidade de observação de normas e disposições específicas do órgão ambiental competente, bem como as diretrizes da operadora dos sistemas de coleta e tratamento de esgotamento sanitário.

Em seu art. 2º, a nova Resolução repete o disposto no art. 29 da anterior, em relação à disposição de efluentes no solo, que ainda que tratados, não poderá causar poluição das águas superficiais e subterrâneas. Importante destacar que a Resolução Conama nº 420/2009, que “dispõe sobre critérios e valores orientadores

de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas” já estabeleceu os padrões de qualidade do solo e determina, em seu art. 15, que as concentrações de substâncias químicas no solo, resultantes da aplicação ou disposição de resíduos e efluentes, não podem ultrapassar os “valores de prevenção” – VPs, os quais são definidos nesta norma específica no tocante à qualidade ambiental do solo. Assim, a disposição de efluentes no solo deverá, com a ressalva de não causar poluição às águas superficiais e subterrâneas, atender aos parâmetros da referida Resolução específica.

Em seu artigo 3º, a Resolução reforça a necessidade de observação das condições do corpo receptor, enfatizando a prerrogativa, em seu parágrafo único, dos órgãos ambientais competentes em acrescentar outras condições, padrões ou restringir os existentes, bem como exigir a tecnologia de tratamento de efluentes ambientalmente adequada, mediante fundamentação técnica. Esse é um aspecto relevante a que a gestão de efluentes e dos recursos hídricos devem se ater, considerando-se que a definição de padrões é apenas um instrumento, muitas vezes, necessário, mas não suficiente, para a manutenção ou recuperação da qualidade ambiental das águas, de modo a proporcionar ou garantir os padrões de qualidade de água compatíveis com os usos do corpo hídrico, sejam esses usos existentes ou pretendidos.

Em seu Capítulo I, a nova Resolução Conama estabelece definições em complementação às contidas na de nº 357/2005, de modo a fixar entendimentos ou introduzir conceitos importantes para a compreensão do conteúdo das normas que acrescenta ou altera, considerando-se o diploma normativo de referência. Merecem destaques as definições referentes a indicadores e padrões ecotoxicológicos, tais como, Concentração de Efeito Não Observado (CENO), Concentração Letal Mediana (CL50) ou Concentração Efetiva Mediana (CE50), Fator de Toxicidade (FT), testes de ecotoxicidade. A introdução desses conceitos no rol de normas que dispõe sobre gestão de efluentes e dos recursos hídricos no Brasil consiste em um avanço, uma vez que não basta que a qualidade das águas seja avaliada por parâmetros isoladamente entre si, mas que sejam garantidas as condições ecológicas do corpo hídrico, de modo a manter as condições adequadas à vida aquática no corpo receptor. A Resolução Conama nº 357/2005 tratava de alguns aspectos referentes à toxicidade e ecotoxicidade dos efluentes, mas a nova resolução acrescentou detalhamentos relevantes. Também, no que concerne às definições previstas no art. 4º, há que se observar, o aprimoramento no tocante à zona de mistura, com base em modelos teóricos, levando-se em conta as características dos efluentes, do corpo receptor e do respectivo parâmetro em análise.

O Capítulo II, por sua vez, consiste no cerne da Resolução, e estabelece, em suas Seções II e III, condições e padrões de lançamento de efluentes, gerais e específicos para os efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários, respectivamente, repetindo e ou complementando o disposto

na Resolução Conama nº 357/2005. Na Seção I do Capítulo II, são apresentadas disposições gerais. Importante destacar a manutenção das normas referentes ao enfoque na qualidade da água e capacidade de suporte do corpo receptor no seu art. 5º, repetindo-se a previsão referente às metas progressivas – intermediárias e final – de enquadramento dos recursos hídricos. A qualidade das águas é uma das finalidades precípua da gestão de efluentes líquidos e de recursos hídricos e, assim, deve ser observada, ainda que os padrões de lançamentos sejam atendidos. Isso devido ao fato de o estabelecimento destes padrões, conforme já mencionado, ser um instrumento de gestão da qualidade das águas, necessário, porém, não suficiente.

A redação do art. 6º, em seu inciso I, manteve a previsão do art. 25 da Resolução Conama nº 357/2005, quanto à necessidade de comprovação de “relevante interesse público” para autorização de lançamento em desacordo com os padrões estabelecidos. No entanto, alterou o inciso III, retirando a exigência de Estudo de Impacto Ambiental – EIA para a autorização excepcional prevista no caput, substituindo por “estudo ambiental tecnicamente adequado”. O EIA é um estudo que possui características próprias, com escopo diferenciado do objeto de análise que a exceção aberta pela norma em discussão apresenta (vide Resolução Conama nº 01/1986, especialmente, seus artigos 5º e 6º). Assim, a alteração vem ao encontro da real necessidade que a situação exige; despropositado um estudo com escopo tão diversificado quanto o de um EIA para uma questão que enseja um campo menor de estudo para sua adequada avaliação. Ademais, a fonte poluidora envolvida pode ter sido ou ser objeto de licenciamento ambiental mediante EIA e, assim, o estudo proposto no art. 6º tem caráter adicional.

Além disso, ainda no art. 7º, §1º (correspondente ao art. 26, §1º da Resolução nº 357/2005), retira a condição de “No caso de empreendimento de significativo impacto” para que o órgão ambiental possa exigir estudo de capacidade de suporte. Entende-se adequada esta alteração, uma vez que o foco da gestão de efluentes e da qualidade da água deve ser na qualidade da água e na capacidade de suporte do corpo receptor, não se restringindo à possibilidade de adoção de medidas adicionais de gestão aos padrões de lançamento apenas no caso de empreendimento classificado como de impacto ambiental significativo.

Também, a resolução manteve a proscricção para lançamento de Poluentes Orgânicos Persistentes – POPs, mudando-se a referência à legislação, alterando-se para “em vigor”, não se restringindo à citação da Convenção de Estocolmo e respectivo Decreto Legislativo nº 204, de 7 de maio de 2004, que a ratifica. Dessa forma, explicita-se que devem ser consideradas todas as normas referentes a esses compostos, sejam essas editadas ou que venham a ser editadas na vigência da Resolução em apreço.

O disposto no art. 32 da Resolução Conama nº 357/2005 é mantido por meio dos artigos 11 e 12, com nova redação, no entanto, sem alteração de conteúdo. É mantida a vedação

de lançamento de efluentes ou disposição de resíduos de quaisquer fontes poluidoras, ainda que tratados, nas águas de classe especial (art. 11); no art. 12 e respectivo parágrafo único, são estabelecidas as condições de lançamento de efluentes nos recursos hídricos nas demais classes de enquadramento, repetindo-se, em outras palavras, o disposto no art. 32, incisos e respectivo parágrafo único, da Resolução nº 357/2005, no tocante à manutenção do padrão de qualidade da água nas condições de vazão de referência ou – incluiu-se, em relação à norma em vigor – volume disponível, bem como outras exigências aplicáveis. A inclusão de “volume disponível” na nova Resolução, conforme destacado, vem ao encontro do disposto no art. 14 – correspondente ao art. 35 da Resolução nº 357/2005 – o qual zela pela manutenção da qualidade da água, admitindo-se medidas específicas e mais restritivas a serem definidas pelo órgão ambiental quando o volume de água disponível for inferior à vazão de referência; situação essa em que há um aumento da vulnerabilidade da qualidade da água.

No tocante às concentrações na zona de mistura (art. 13), a nova Resolução do Conama alterou o disposto em sua Resolução nº 357/2005, admitindo-se concentrações de substâncias em desacordo com os padrões de qualidade. Na Resolução anterior (art. 33), essa possibilidade era condicionada à autorização do órgão ambiental. Entendeu-se desnecessária autorização específica para tanto, uma vez que a avaliação e as medidas de gestão de efluentes devem ser contempladas no licenciamento ambiental das fontes poluidoras, além de que, por consistir em zona de mistura, não há homogeneidade nas concentrações presentes no corpo receptor, de modo que alguns pontos podem apresentar concentrações em desacordo com os padrões de qualidade previamente definidos. A regra referente à necessidade de estudos para investigar a extensão da zona de mistura e concentrações de substâncias na mesma, se assim determinado pelo órgão ambiental, no entanto, foi mantida. Necessário destacar que, conforme o texto da resolução, essas concentrações em desacordo com os padrões de qualidade não devem comprometer os usos previstos para o corpo receptor, consoante à disposição anterior. Assim, ainda que não prevista autorização específica para essa situação no texto da resolução, a admissão dessas concentrações em desacordo não devem comprometer os usos da água e, portanto, essa situação continua alvo do poder de polícia do órgão ambiental competente e dos órgãos ou entidades gestoras de recursos hídricos.

Há, ainda, outras normas na Resolução, presentes na Seção I, do Capítulo II, que foram mantidas em relação à Resolução nº 357, tais como, a que refere à vedação da prática de diluição, antes do lançamento, de efluentes por mistura a água de melhor qualidade (art. 9º da nova resolução e art. 30, da nº 357/2005); a que confere ao órgão ambiental a discricionariedade de aplicação dos padrões que dispõe, individual ou conjuntamente, quando a fonte poluidora possuir diferentes efluentes (art. 10 da nova Resolução e art. 37 da anterior); a que prevê exigências adicionais, quando do lançamento de efluentes em leito seco de corpos receptores de regime hídrico intermitente (art. 15 da nova

Resolução e art. 37 da nº 357/2005), destacando a competência do órgão ambiental para definir condições especiais, ouvido o órgão gestor de recursos hídricos.

Conforme citado anteriormente, a Seção II do Capítulo II trata das Condições e Padrões de Lançamento e Efluentes. Para tanto, repetiu, com algumas alterações o disposto no art. 34 da Resolução Conama nº 357/2005. No caput da nova resolução foi retirado o termo indiretamente, uma vez que o parágrafo único, art. 1º estabelece que os lançamentos indiretos de efluentes em um corpo receptor, na ausência de normas específicas, devem obedecer ao disposto nas disposições do órgão ambiental competente ou diretriz da operadora de sistema de coleta de esgotos sanitários. Também, altera corpo de água para corpo receptor, da mesma forma que o fez no caput do art. 3º. No entanto, considerando a inclusão de uma Seção com normas específicas para condições e padrões para o lançamento dos efluentes dos sistemas de tratamento de esgotos sanitários (Seção III, Capítulo II), para evitar interpretações contraditórias, foi prevista, no §2º, do art. 16, norma que estabelece a aplicabilidade das regras especiais previstas na Seção III a esse tipo de efluente. Ainda, no inciso I, art. 16 da Resolução, são mantidos os parâmetros previstos na Resolução nº 357 e incluído o referente à remoção mínima de 60% de DBO5, 20°C.

Na Tabela I (art. 16, inciso II), são repetidos os parâmetros da Tabela X da Resolução nº 357, com as alterações da Resolução nº 397/2008, e acrescentados cinco novos parâmetros: compostos orgânicos sintéticos do grupo BTEX (benzeno, tolueno, etilbenzeno e xileno) e estireno. No §1º, art. 16, a Resolução prevê um novo dispositivo normativo que estabelece que os efluentes oriundos dos sistemas de disposição final de resíduos sólidos de qualquer origem devem atender ao disposto no caput e seus incisos. O §2º, por sua vez, remete à Seção III, no tocante aos efluentes dos sistemas de tratamento de esgotos sanitários.

O §3º, art. 16 da nova Resolução alterou o disposto no art. 36 da anterior. A alteração visou a adequar a disposição referente aos parâmetros de qualidade ambiental da água e de efluentes de serviços de saúde, ressaltando a necessidade de adequação às normas sanitárias específicas. Desse modo, a nova Resolução absteve-se de tratar questões de competência normativa das autoridades sanitárias. É necessário, em termos de estabelecimento de padrões ambientais, que os efluentes dos serviços de saúde atendam ao disposto para os efluentes sanitários. Estabelece, ainda, a possibilidade de lançamento em rede coletora de esgotos sanitários conectada a estação de tratamento ou lançamento direto, desde que após tratamento especial.

O art. 18 do texto da nova Resolução é idêntico ao do §1º, art. 34 da Resolução nº 357/2005. O §1º do respectivo dispositivo adequou a referência ao caput (anteriormente apresentado na forma de parágrafo), estabelece a exigência de realização dos testes ecotoxicológicos para dois níveis tróficos de organismos aquáticos e substituiu a qualificação desses testes de “padronizados” para “aceitos pelo órgão ambiental”. Além disso, estabeleceu diretrizes para avaliação do efeito tóxico do efluente no corpo receptor, com base em parâmetros definidos em seu art. 4º (CECR, CENO e FT). Essas diretrizes consistem



em uma inovação em relação ao disposto na Resolução Conama nº 357/2005. Ainda em relação aos ensaios de ecotoxicidade, o art. 19 remete aos órgãos ambientais competentes a determinação de quais empreendimentos e atividades deverão realizá-los.

O art. 20 trata do lançamento de efluentes por meio de emissários submarinos, os quais devem atender aos padrões e condições dispostos na nova Resolução, além dos padrões da classe do corpo receptor e ao padrão de balneabilidade. No parágrafo único correspondente, são estabelecidas as exigências para disposição por emissário submarino de efluentes em desacordo aos padrões de emissão previstos nos dispositivos normativos correspondentes da Resolução. Observa-se, no entanto, conforme o disposto no seu art. 6º, que os efluentes, mesmo na situação de exceção, não poderão conferir características de qualidade em desacordo com as metas do seu enquadramento.

Conforme já mencionado, a Seção III, Capítulo II da nova Resolução contempla condições e parâmetros específicos para efluentes oriundos dos sistemas de tratamento de esgotos sanitários. Importante destacar que o estabelecimento de parâmetros e padrões específicos para efluentes sanitários é decorrente da necessidade de estabelecer padrões condizentes às características dos efluentes em questão. A Resolução nº 357 já excepcionava os efluentes sanitários da observância do parâmetro referente ao Nitrogênio Amoniacal total, o que foi mantido na nova norma. O novo texto estabelece, ainda, diferenciais em alguns parâmetros, além de não listar, na Seção III, todos os parâmetros previstos na sua Seção II. No entanto, estabelece que estes, mantida a exceção ao Nitrogênio Amoniacal total, sejam aplicáveis em função de características locais (§1º, art. 21), a critério do órgão ambiental competente; bem como, no caso de recebimento de lixiviados de aterros sanitários (§2º, art. 21), determina que o órgão ambiental competente indique os parâmetros da Tabela I que deverão ser atendidos e monitorados. O §3º, art. 21 limita-se a estabelecer que as amostras dos efluentes, para a avaliação da remoção da carga poluidora, em termos de  $DBO_{5,20^{\circ}C}$ , de sistemas de tratamento com lagoas de estabilização deverão ser filtradas.

O Conama entendeu que a limitação do número de parâmetros aplicáveis aos efluentes sanitários justifica-se diante das características e da composição, relativamente comuns, dos mesmos. Além do número de parâmetros, as normas específicas para efluentes de sistema de tratamento de esgotos sanitários são mais flexíveis no tocante a óleos e graxas e  $DBO_{5,20^{\circ}C}$ . Isso é justificável, considerando a natureza dos efluentes em questão.

O art. 22 trata das condições e exigências para o lançamento de efluentes sanitários por meio de emissários submarinos, o que consiste em uma inovação da nova norma em relação à anterior. Destaca-se, nesse artigo, a preocupação com a manutenção dos padrões do corpo receptor e ao padrão de balneabilidade, conforme normas vigentes.

Relevante destacar, ainda, a inclusão de regra referente à possibilidade de exigência de testes de ecotoxicidade (art. 23)

aos efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários, pelo órgão ambiental competente, no caso de interferência de efluentes de origem industrial. Isso porque essa interferência pode levar à configuração de condições ou formação de compostos ou substâncias com potencial deletério à vida aquática do corpo receptor, por exemplo, a formação de organoclorados leves, tais como, trihalometanos, decorrente da interferência com efluentes industriais ricos em cloretos. Ainda nos parágrafos do mesmo dispositivo, são contemplados alguns princípios e orientações com vistas a subsidiar ações de gestão na bacia mediante os resultados de testes de ecotoxicidade, incluindo-se a possibilidade de controle nas fontes geradoras de efluentes potencialmente tóxicos ao corpo receptor.

No tocante ao proposto no Capítulo III, são apresentadas as diretrizes para gestão de efluentes, ressaltando a necessidade de automonitoramento, estabelecimento de exigência de declaração anual de carga poluidora, contemplando a caracterização qualitativa e quantitativa dos efluentes, além de normas com vistas a agregar confiabilidade aos resultados das análises referentes a automonitoramento, bem como referentes a entrega e disponibilidade dos laudos, relatórios e estudos.

Finalmente, o Capítulo IV – Das Disposições finais apresenta regras de transição, considerando as alterações e inovações à Resolução nº 357/2005.

#### 4. Considerações Finais

Procurou-se apresentar neste artigo que a aprovação da Resolução nº 430/2011 adicionou vários dispositivos aos que existiam na Resolução nº 357/2005, procurando não só atender a uma demanda de revisão já estabelecida, mas responder às necessidades identificadas pelos órgãos ambientais de se estabelecer novos conceitos e metodologias, com vistas a uma melhor gestão dos efluentes, com enfoque na manutenção da qualidade da água. Entende-se, ainda, que os acréscimos e alterações introduzidos ao disposto na Resolução Conama nº 357/2005 facilitam a interpretação e, portanto, a aplicação das normas em referência.

Além disso, foi adotada uma perspectiva de valorizar aspectos da gestão de efluentes, com o estabelecimento do Capítulo III. Relevante ainda destacar os esforços do novo diploma normativo em dar racionalidade à gestão dos efluentes sanitários, considerando as suas características específicas, bem como em dar ênfase aos aspectos qualitativos e ecológicos da gestão dos recursos hídricos, agregando normas e diretrizes para a avaliação da ecotoxicidade dos efluentes nos corpos receptores, com vistas a garantir as condições ecológicas adequadas à manutenção da vida aquática.

Desse modo, defende-se que a Resolução Conama nº 430/2011 consolida as bases para uma adequada gestão da qualidade das águas com vistas a uma maior integração entre a gestão ambiental, gestão de recursos hídricos e as políticas de saneamento ambiental no Brasil.

## Resolução CONAMA nº430 de 13 de maio de 2011 sobre emissão de efluentes. O quê mudou?



*Célia Regina Alves Rennó*

*Engenheira civil e sanitária pela EEUFMG, com especialização em engenharia ambiental no Illinois Institute of Technology de Chicago, em gerenciamento de recursos hídricos na Universidade de Lund, Suécia e MBA em Gestão Estratégica de Empresa de Saneamento na Fundação João Pinheiro e na Fundação Dom Cabral. Coordenadora de Projeto Estratégico ligada à Presidência da Companhia de Saneamento de Minas Gerais - COPASA.*

*Presidente eleita da ABES MG*

*Presidente eleita da ABES MG*

A RESOLUÇÃO Nº 430, DE 13 DE MAIO DE 2011 que dispõe sobre condições, parâmetros, padrões e diretrizes para gestão do lançamento de efluentes em corpos de água receptores, alterou parcialmente e complementou a Resolução nº 357 de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA a qual “dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de águas superficiais, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes”.

A Resolução 357 que foi resultado de um processo de cerca de dois anos de discussão em relação ao disposto na antiga Resolução Conama Nº 20 de 1986, apesar deste processo de discussão a que foi submetida, ainda deixou algumas questões para complementação posterior, tendo sido esse fato, inclusive, previsto no art. 44 da Resolução Nº 357, que explicita a necessidade de complementação das condições e padrões de lançamentos de efluentes definidos na mesma, um dos objetos da elaboração da Resolução 430.

A Resolução complementar 430 também foi fruto de uma intensa discussão entre diversos interlocutores durante 11 reuniões no Grupo de Trabalho criado em julho de 2008, ocorridas no período de mais de um ano, até o seu encaminhamento para a Câmara Técnica de Controle e Qualidade Ambiental –CTCQA e finalmente aprovação no CONAMA em março de 2011.

O trabalho contou com a participação dos mais diversos setores dentre os quais representantes de governos estaduais, MMA, IBAMA, Ministério das Cidades, ANA, ANVISA, entidades da sociedade civil, laboratórios de análises, consultores, empresas do setor de saneamento e indústrias e teve como objetivo inicial atender o disposto

nas Resoluções Nº 397/2008 (que altera o inciso II do §4º e a Tabela X do §5º, ambos do art. 34 da Resolução Conama Nº 357/2005) e na Resolução Nº 393/2007 (que dispõe sobre o descarte contínuo de água de processo ou de produção em plataformas marítimas de petróleo e gás natural).

O Grupo Técnico foi subdividido em 5 subgrupos que trataram dos seguintes temas específicos :

- Novos parâmetros da Tabela X;
- Parâmetros para efluentes do setor de Saneamento;
- Ecotoxicidade;
- Efluentes dos Serviços de Saúde;
- Gestão de Efluentes.

Os subgrupos discutiram seus temas e apresentaram propostas que foram analisadas e aprovadas pelo GT. Os temas do subgrupo de Gestão de Efluentes foram discutidos diretamente no GT. Os trabalhos do GT foram coordenados pelo Governo do Estado de Gerais e relatados pelo IBAMA.

Os principais pontos de destaque da resolução complementar são:

- 1- Foi dada maior clareza na definição da aplicação da nova resolução para lançamento direto e indireto de efluentes;
- 2- Foram incluídas as seguintes novas definições:
  - I - Águas costeiras
  - II - Capacidade de suporte do corpo receptor
  - III – Concentração de Efeito Não Observado (CENO):
  - IV – Concentração do Efluente no Corpo Receptor (CECR), expressa em porcentagem;
  - V - Concentração Letal Mediana (CL50) ou Concentração Efetiva Mediana (CE50)
  - VI - Efluente
  - VII - Emissário submarino
  - VIII - Esgotos sanitários
  - IX - Fator de Toxicidade
  - X - Lançamento direto
  - XI - Lançamento indireto
  - XII - Nível trófico
  - XIII - Parâmetro de qualidade do efluente
  - XIV - Testes de ecotoxicidade
  - XV - Zona de mistura
- 3- Foi dada maior flexibilidade no uso da norma para atuação dos órgãos de controle ambiental, permitindo inclusive em condições excepcionais e de utilidade pública e com fundamentação técnica a autorização de lançamentos em condições e padrões em desacordo com a Resolução por tempo determinado.
- 4- Foram estabelecidos novos requisitos para declaração de carga poluidora de modo a não comprometer as metas estabelecidas no enquadramento do curso receptor;

- 5- Foram incluídos novos parâmetros de controle para benzeno, tolueno, etilbenzeno, xileno, estireno e modificado os limites de lançamento de DBO, além de excluído o parâmetro Boro de lançamentos em águas salinas.
- 6- Foram definidos e detalhados os critérios de ecotoxicidade para os efluentes a partir de resultados de ensaios ecotoxicológicos utilizando organismos aquáticos de pelo menos dois níveis tróficos diferentes.
- 7- Foram definidas as condições para lançamento de efluentes em emissários submarinos;
- 8- Foram estabelecidas condições e padrões específicos para o lançamento de Efluentes de Sistemas de Tratamento de Esgotos Sanitários em corpos receptores e emissários submarinos e definida a necessidade de teste de ecotoxicidade para esses efluentes somente quando esses tiverem interferência de efluentes industriais e com o objetivo de subsidiar ações de gestão sobre o sistema de esgotos.
- 9- Foram estabelecidas regras para tratamento de lixiviados de aterros sanitários e efluentes oriundos dos serviços de saúde;
- 10- Foram estabelecidas exigências mais rigorosas para a realização das coletas de amostras e ensaios laboratoriais de efluentes.

A resolução 357 está compatibilizada com a Política e o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos e seus conceitos e padrões relativos à gestão da qualidade das águas.

A resolução 430 foi elaborada para o detalhamento e atualização dos parâmetros de lançamento de efluentes para substâncias inorgânicas e orgânicas, conforme previsto na legislação, tendo como premissa o acompanhamento das condições estabelecidas pela evolução tecnológica ocorrida nos tratamentos, tendo sido dado ênfase ao estabelecimento novas condições e padrões de lançamento para o setor de saneamento, compatibilizando a política de saneamento do governo e as tecnologias utilizadas no país para esse fim com as diretrizes da legislação ambiental vigente.

Considera-se, portanto que a Resolução 430 apresenta-se como um avanço da legislação ambiental ao considerar as peculiaridades do setor de saneamento e ao incluir orientações para análise da capacidade de suporte do corpo de água receptor para recebimento dos efluentes, bem como com o detalhamento do processo de avaliação da ecotoxicidade dos efluentes e das ações de gestão necessárias ao seu controle.

Ficou ainda pendente na Resolução 430 um maior detalhamento da zona de mistura a ser considerada em cada lançamento, onde não são avaliadas as condições de atendimento do lançamento a qualidade do corpo receptor e como serão incentivadas as ações de uso racional das águas e redução da carga poluidora.

Ressalta-se que o processo de discussão dos novos parâmetros e diretrizes da resolução manteve a histórica construção

participativa da legislação ambiental do país, reconhecidamente moderna e abrangente, o que é sempre louvável.

Ressalta-se, contudo também, que durante esse processo não foram novamente avaliados os recursos necessários para que os empreendimentos sejam adequados para atendimento a essa resolução, e que sempre se constata durante o processo de construção das resoluções a carência de dados qualitativos e quantitativos adequados e consistentes da qualidade das águas e efluentes gerados no país.

Novamente essa revisão da legislação e elaboração de resolução foi realizada sem uma avaliação mais profunda da compatibilidade da qualidade da água que hoje conseguimos manter nos cursos de água com aquela que foi estabelecida na CONAMA 357, que é a representação mais próxima do desejo da sociedade, e também sem se avaliar novamente a real possibilidade de que aquilo que se está deliberando está realmente levando ao atendimento de todas as exigências. Além disso, foi dado um prazo de três anos na deliberação para os empreendimentos se adequem a esses novos padrões sem que tenham sido levantados quais os recursos seriam necessários para esse fim nem quais seriam as fontes financiadoras dos mesmos.

Portanto as leis e regulamentos brasileiros continuam sendo deliberados e aprovados em cima do desejo dos seus formuladores e ainda é uma incógnita se as condições e padrões e os enquadramentos e metas que vem sendo definidos para as águas do país representam uma qualidade de água passível de ser alcançada ou mesmo que se tenha a mínima previsão de quando esses padrões serão atingidos. Mas pior, ainda não foram calculados nem estimados os recursos necessários para atingir e manter essa qualidade e muito menos identificados quem serão os responsáveis por esses investimentos.

Continuamos então participando e tentando contribuir para o processo de construção da legislação, mas nesse processo nos mantemos com a dúvida se essa resolução vai ser atendida ou não e quanto tempo a sociedade brasileira terá que esperar para contar com o efetivo cumprimento das leis ambientais aprovadas e com a qualidade ambiental sonhada.

# Remoção de 17 $\alpha$ -Ethinilestradiol de Águas de Abastecimento, utilizando diferentes Tecnologias de Tratamento Físico-químico

## 17 $\alpha$ -Ethinylestradiol Removal from Supplying Water, using different Physicist-chemistry Treatment Technologies

**Roberto Fernandes (\*)**

Engenheiro Químico pela Universidade Federal de São Carlos (UFSCar). Mestre em Saneamento e Ambiente pela Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Universidade de Campinas – FEC/UNICAMP

**Prof. Dr. Rubens Bresaola Junior**

Professor Doutor do Departamento de Saneamento e Ambiente da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo - FEC/UNICAMP. Foi Diretor de Educação do CREA - SP, Membro do Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo

**Endereço para correspondência (\*):**

Av. Washington Luis, 2700 – Ap. 84B, Parque Prado – Campinas - SP - CEP: 13042-903 - Brasil - Tel: (19) 9794-3293  
e-mail: fernandesroberto@yahoo.com.br

**Data de entrada:** 13/11/2009 **Data de aprovação:** 09/06/2011

### RESUMO

O 17 $\alpha$ -Ethinilestradiol é um princípio-ativo sintético presente nos contraceptivos orais. O excesso desse composto não absorvido pelo organismo feminino é eliminado, principalmente, pela urina. No sistema de esgotos, mesmo sobre a existência de tratamento, este não é removido completamente, alcançando mananciais que podem ser utilizados para abastecimento público. No presente trabalho foram avaliadas as eficiências de remoção do 17 $\alpha$ -Ethinilestradiol da água, por oxidação com Hipoclorito de Sódio ou Dióxido de Cloro, adsorção em carvão ativado em pó (CAP) e tratamento físico-químico. Dentre as tecnologias estudadas destacou-se a adsorção em CAP, pela elevada eficiência de remoção do composto (acima de 97,5%), por ser um material inerte de simples remoção e por não demandar a adição de produtos químicos complementares a água.

### ABSTRACT

17 $\alpha$ -Ethinylestradiol is a synthetic pharmaceutical substance used as active ingredient of contraceptives. The excess of this compound, not absorbed by woman organism, is eliminated mainly by urine. Even after sewage treatment, 17 $\alpha$ -Ethinylestradiol residual is not totally removed, remaining as contaminant of water sources that can be used for public supplying.

In this work, 17 $\alpha$ -Ethinylestradiol removal efficiencies were evaluated using different technologies such as: oxidizing with Sodium Hypochlorite or Chlorine Dioxide, adsorption in powder activated carbon (PAC) and physicochemical treatment.

Among the studied technologies, powder activated carbon adsorption was considered the best solution provided that, it presented high removal efficiency (> 97.5%), it is an inert material and it does not rely on additional chemicals introduction in the water.

**Palavras-chave:** Hipoclorito de Sódio; Dióxido de Cloro; Carvão Ativado em Pó; Tratamento de Água; Pílula Anticoncepcional; Interferente Endócrino; 17 $\alpha$ -Ethinilestradiol

**Key words:** Sodium Hypochlorite; Chlorine Dioxide; Powder Activated Carbon; Water Treatment; Oral Contraceptive; Endocrine Disruptor; 17 $\alpha$ -Ethinylestradiol

### INTRODUÇÃO

Após a consagração e popularização da técnica da contracepção oral, hoje em uso por mais de 100.000.000 de mulheres no mundo, segundo OKKERMAN e GROSHART (2001), recebe foco atualmente a preocupação com a presença de resíduos dos princípios ativos, detectados em quantidade cada vez maior nos efluentes domésticos, pela excreção do excesso não absorvido pelas usuárias. De acordo com MULROY (2001) entre 50 e 90% dos princípios ativos dos fármacos, onde podem ser incluídos os anticoncepcionais, são liberados pelo organismo através das fezes e urina. Na água, a presença dos princípios-ativos pode representar um risco tanto ao ambiente, quanto aos organismos vivos, por se tratarem de substâncias antropogênicas ainda pouco conhecidas aos equilíbrios naturais. TERNES (1999). Nesse sentido, o presente trabalho contém estudos que avaliam e comparam as eficiências de remoção do 17 $\alpha$ -Ethinilestradiol da água, quando utilizadas as tecnologias: oxidação com hipoclorito de sódio ou dióxido de cloro; adsorção em carvão ativado em pó (CAP) e tratamento físico-químico composto de coagulação; floculação; sedimentação e filtração. A pesquisa realizada possui caráter exploratório, uma vez que, globalmente, são escassos os trabalhos publicados sobre a remoção deste hormônio sintético em águas para abastecimento.

A escassez de dados de eficiência dos processos de tratamento de águas de abastecimento e de esgoto, comumente empregados no Brasil, frente à redução da concentração dos fármacos contaminantes, contribui para o reduzido grau de divulgação e discussão da questão, perante os diversos segmentos da população brasileira. A carência de informação também dificulta o posicionamento legislativo local, frente a elaborações de leis para a proteção, tanto do meio ambiente quanto da população exposta. A aquisição de dados intrínsecos às condições e realidade brasileiras é de vital importância na formação de base para futuras soluções dedicadas ao problema.

## METODOLOGIA

A pesquisa proposta foi desenvolvida no Laboratório Analítico Corporativo do Centro Técnico de Clientes da 3M do Brasil Ltda, sede de Sumaré – SP e no LABPRO (Laboratório de Protótipos da Engenharia Civil) – UNICAMP.

A água bruta utilizada nos estudos possuiu como fonte o poço artesiano localizado no Ginásio Multidisciplinar da UNICAMP e as alíquotas coletadas, foram pré-contaminadas com o padrão sólido *17 $\alpha$ -Ethinilestradiol* - 98% de pureza produzido pela Sigma-Aldrich Co., com concentração teórica ajustada para 5,0000  $\mu\text{g/L}$ .

Os experimentos foram subdivididos em módulos de testes e executados em duplicata, nos quais cada módulo foi dimensionado em função do número de variáveis inerentes ao estudo de cada tecnologia.

### Estudos de oxidação (MÓDULOS 1 e 2)

Os ensaios de oxidação foram executados à temperatura ambiente, empregando-se procedimentos idênticos para os dois reagentes oxidantes comerciais, que foram estudados em separado. Primeiramente, carregou-se cada reator (bêquer de 2L de vidro) com 2L de amostra de água de poço e em seguida dosou-se, em cada reator, 200  $\mu\text{L}$  do contaminante padrão *17 $\alpha$ -Ethinilestradiol*, correspondente a concentração teórica de 5,0000  $\mu\text{g/L}$  de *17 $\alpha$ -Ethinilestradiol*, fixada como concentração inicial referência para todas as etapas do estudo. Este valor de concentração foi pré-estabelecido por pertencer a uma faixa estatisticamente confiável, com relação ao limite de detecção do método escolhido e também por ter sido próxima a adotada como referência por outros autores, em trabalhos recentes sobre o assunto. HUBER (2004); TERNES (2004)

Após a adição da alíquota do contaminante em cada um dos cinco reatores que compunham cada ensaio, foram adicionadas as dosagens pré-calculadas dos oxidantes em cada um dos reatores. As referidas dosagens contemplariam as concentrações de interesse (0 - controle; 0,20; 2,00; 5,00 e 10,00  $\text{mg/L}$ ) e a amostra de cada reator era então submetida à agitação em agitadores eletromagnéticos sob rotação de 120 rpm, empregando barra magnética de 4 cm de comprimento. Nesse momento, iniciava-se a marcação do tempo de reação através de cronômetro digital. Os reatores em cada ensaio, após a adição do contaminante e dos agentes oxidantes, eram vedados com filme plástico e permaneciam dessa forma, durante todo o tempo de contato estudado. Os valores de concentração de Hipoclorito de Sódio e Dióxido de Cloro e os tempos de contato adotados no trabalho pertenceram à mesma faixa descrita na metodologia de HUBER (2004), em pesquisa semelhante.

Ao final do tempo de reação de interesse em cada experimento cessava-se, imediatamente, as reações de oxidação pela adição do agente inibidor Tiosulfato de Sódio ( $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ ) a 3%, em cada reator, de acordo com a quantidade descrita pelo procedimento de descloração de amostras de água descrito no método 9060 “Standard Methods”, também utilizado por HUBER (2004). Após a interrupção programada de cada reação de oxidação, as amostras de água eram disponibilizadas para a fase seguinte:

a extração em fase sólida. As cinco dosagens dos oxidantes foram estudadas em 4 diferentes tempos de contato: 0,5; 1; 3 e 5 horas. Cada oxidante foi estudado isoladamente, denominando-se Módulo 1 os ensaios pertinentes a aplicação do hipoclorito de sódio e Módulo 2 a aplicação do dióxido de cloro.

### Estudos de adsorção em carvão ativado em pó (MÓDULO 3)

A eficiência de remoção do *17 $\alpha$ -Ethinilestradiol*, pela aplicação de carvão ativado em pó (CAP), fornecido pela empresa Bahiacarbon Agroindustrial Ltda., foi avaliada sob 5 dosagens: 0; 2,0; 10,0; 50,0 e 100,0  $\text{mg/L}$ ; coerentes à metodologia adotada por TERNES (2004). Os ensaios foram executados com o mesmo volume de água de poço descrito nos módulos de oxidação e mesma concentração teórica inicial do contaminante *17 $\alpha$ -Ethinilestradiol*: 5,0000  $\mu\text{g/L}$ . O módulo de estudo da adsorção em CAP foi realizado em equipamento de “jar-test” considerando-se gradiente de velocidade constante de  $30 \text{ s}^{-1}$  e dois diferentes tempos de contato: 60 e 120 minutos. Os processos de enchimento dos jarros do equipamento “jar-test” com a água de poço e as dosagens do contaminante *17 $\alpha$ -Ethinilestradiol* foram realizados através do mesmo procedimento descrito dos Módulos 1 e 2 (oxidação). As massas de carvão ativado em pó (CAP) foram quantificadas em balança analítica e dosadas, imediatamente após a contaminação da amostra de água de cada jarro. Os tempos de contato do carvão com as amostras de água pré-contaminadas, para cada experimento, eram inicialmente monitorados no ato da ligação da agitação do aparelho “jar-test”, o qual estava previamente programado para gradiente de velocidade constante de  $30 \text{ s}^{-1}$ . Ao final de cada experimento, cada amostra foi submetida a um processo de filtração a vácuo, para a remoção de todo o carvão ativado anteriormente adicionado, evitando assim sua interferência no processo subsequente (extração do contaminante em fase sólida). Para as filtrações foram empregadas, sequencialmente, meios filtrantes de éster de celulose na forma de discos de 47 mm com as seguintes distribuições médias de diâmetro de poro: 40, 20, 5 e 1  $\mu\text{m}$ . Após a etapa de filtração as amostras de água foram armazenadas em frascos de vidro de 2L, ficando assim disponíveis para a extração em fase sólida, técnica empregada para a etapa de pré-concentração do analito.

### Estudos de tratamento físico-químico (MÓDULO 4)

O tratamento físico-químico da água foi realizado empregando-se diferentes combinações de carvão ativado em pó (CAP) e do agente coagulante Sulfato de Alumínio PA -  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ , fornecido pela Indústria Química Cataguases Ltda, em cada jarro do equipamento “jar test”. As dosagens de carvão ativado neste módulo foram 1,00; 5,00; 25,00 e 50,00  $\text{mg/L}$  e as de coagulante foram: 5,00; 25,00 e 50,00  $\text{mg/L}$ ; faixa coerente com a metodologia descrita por CARBALLA (2005). Os experimentos deste módulo, também consistiram de ensaios simultâneos, empregando-se o mesmo volume de água de poço pré-contaminada, descrito nos módulos anteriores. As massas de carvão ativado e Sulfato de Alumínio, empregadas no estudo, foram previamente quantificadas em balança analítica. Neste módulo foi admitido um único valor de gradiente de

velocidade de  $30 \text{ s}^{-1}$ , aplicado na mistura durante 30 minutos aos reatores, após a adição do carvão e do coagulante. Ao término deste tempo aguardava-se 40 minutos para submeter as amostras à filtração à vácuo, tempo suficiente para a sedimentação dos flocos, sob velocidade de sedimentação de  $0,5 \text{ cm/min}$ .

Identicamente ao procedimento utilizado no módulo anterior, ao final de cada experimento, cada amostra foi individualmente filtrada através de vácuo, para a remoção dos flocos e partículas de carvão ativado, evitando assim sua interferência no processo subsequente (extração do contaminante em fase sólida). Após a etapa de filtração, as amostras foram disponibilizadas para a etapa de extração do analito, em fase sólida.

### Determinação das concentrações de $17\alpha$ -Ethinilestradiol das amostras

#### Etapa de pré-concentração

Para as quantificações do  $17\alpha$ -Ethinilestradiol, presente nas amostras de água, foi necessário aplicar uma técnica de pré-concentração do analito, numa escala de 4.000 vezes, através de extração em fase sólida, devido as concentrações do líquido de trabalho serem reduzidas e variáveis nas faixas entre  $\mu\text{g/L}$  e  $\text{ng/L}$ . A preparação das amostras para as análises via CLAE (cromatografia líquida de alta eficiência) consistiu de duas etapas: extração e pré-concentração do analito de interesse.

A extração do  $17\alpha$ -Ethinilestradiol em fase sólida (EFS) foi realizada através de cartuchos extratores modelo Strata-X (Phenomenex) -  $3\text{mL}/200\text{mg}$ , compostos pela fase octadecil sílica ( $\text{C}_{18}$ ) com carbono grafitizado. São inúmeras as

publicações científicas que apontam essa técnica como apropriada para a extração de hormônios em meio aquoso, na faixa de concentração de  $\mu\text{g/L}$  e  $\text{ng/L}$  e que destacam o elevado grau de seletividade do extrator. HU (2005); ALDA (2001); INGERSLEV (2003). Anteriormente ao processo de extração, cada cartucho extrator foi condicionado pela passagem de 10 mL de Metanol nanograu e 3 mL de água osmolisada, antes de ser conectado ao aparato extrator. Este procedimento foi realizado em capela, devido à toxicidade do solvente. A Figura 1 exibe um fluxograma do sistema contendo um cartucho extrator de fase sólida (EFS), cujo modelo foi empregado durante a execução dos experimentos.

Ao final do processo, cada cartucho era então secado via pressão negativa (vácuo) por aproximadamente 2 minutos.

Na seqüência, cada cartucho extrator seco recebia 10 mL de Metanol nanograu - JT Baker, solvente apropriado para análises em CLAE, numa taxa de  $0,3 \text{ mL/min}$ , alcançada por pressão atmosférica. Este procedimento garantia a transferência de massa quantitativa do analito retido, na fase sólida do extrator, para a fase do solvente, devido sua maior afinidade pela fase alcoólica. RAIMUNDO (2007)

O volume de Metanol percolante ao extrator era então acondicionado em frascos de vidro com capacidade para 10 mL, dotados de tampa plástica e em seguida, sofria um processo de completa secagem em ambiente inerte com gás Nitrogênio de alta pureza. Após a completa evaporação do solvente, finalmente, cada amostra era então eluída em  $0,5 \text{ mL}$  de Metanol, adicionado ao frasco através de pipeta automática. O eluato, nesta fase, encontrava-se isento de interferentes e em concentração apropriada para a análise via CLAE (cromatografia líquida de alta eficiência).

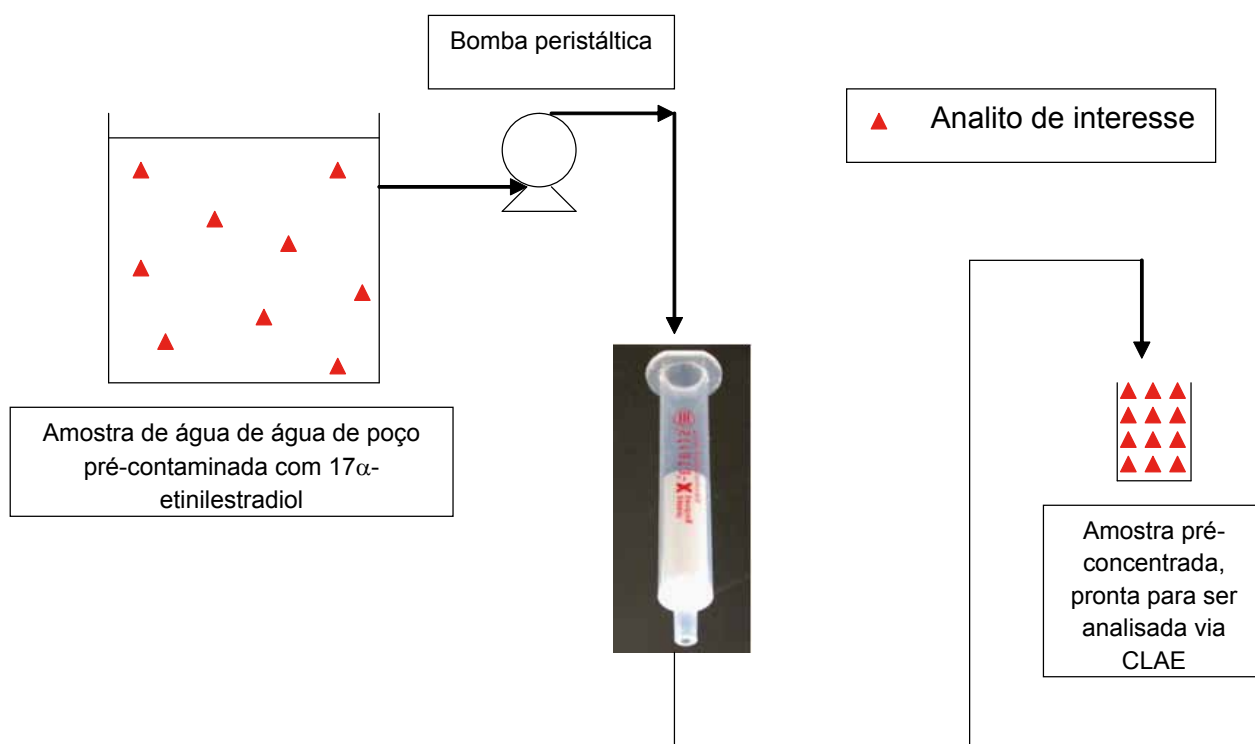


Figura 1 - Fluxograma esquemático do sistema empregado para a extração do analito de cada amostra de água através de extratores em fase sólida

## Etapa de separação dos compostos por cromatografia líquida de alta eficiência

As determinações do *17 $\alpha$ -Ethinilestradiol* foram realizadas em equipamento cromatográfico HPLC marca Waters, com a seguinte configuração: coluna C<sub>-18</sub> de fase reversa de 150 mm de comprimento e 3,9 mm de diâmetro; bomba modelo Waters pump 51S; refratômetro diferencial modelo Waters 410 e arranjo de diodos com UV modelo Waters 996 de injeção manual. Este equipamento encontra-se no Laboratório Corporativo do Centro Técnico de Clientes (CTC), da sede da empresa 3M do Brasil Ltda.

As condições operacionais para as análises quantitativas foram ajustadas sob as seguintes condições de trabalho:

- Alça de amostragem de 20  $\mu$ L: alíquota admitida pelo equipamento em cada análise;
- Composição da fase móvel: mistura binária de 40% Acetonitrila grau HPLC / 60% água osmolisada;
- Eluição isocrática: uso de concentrações fixas para os dois componentes da fase móvel;
- Vazão de 0,6 mL/min para a fase móvel, através do equipamento;
- Tempo de corrida de 12 minutos: tempo no qual o equipamento permanecia em operação para cada análise de amostra;
- Pico de absorção do *17 $\alpha$ -Ethinilestradiol*:  $280 \pm 2$  nm;
- Varredura entre 200 e 360 nm: intervalo de detecção em função do comprimento de onda de absorção dos compostos.

Todos os ajustes descritos foram mantidos registrados em um programa específico de apoio, contido no software de gerenciamento de análises do próprio equipamento.

Após as verificações descritas, uma a uma as amostras eram injetadas aleatoriamente no cromatógrafo, empregando-se uma microseringa de vidro de capacidade 100  $\mu$ L. Entre uma amostra e outra, para evitar possíveis contaminações cruzadas, tanto a alça de amostragem do sistema, quanto a microseringa eram lavados com cerca de 400  $\mu$ L de Metanol. Ao final de cada seqüência de cinco amostras analisadas era injetada, aleatoriamente, uma das amostras-padrão de *17 $\alpha$ -Ethinilestradiol* para a construção da curva analítica. As concentrações-padrão analisadas, que serviram de base para a construção da curva foram: 0,30; 0,50; 1,00; 2,00; 3,00; 4,00; 5,00; 10,00; 30,00 e 40,00 mg/L.

A presença do *17 $\alpha$ -Ethinilestradiol* em uma dada amostra era caracterizada por um pico característico no cromatograma, coincidente, temporalmente, com padrões do analito, previamente injetados para a construção da curva analítica. Cada cromatograma concluído era, automaticamente, armazenado no “software” gerenciador do sistema e disponível para posterior análise e tratamento.

## Etapa de quantificação

O analito de interesse foi quantificado por padronização externa. A curva analítica que correlaciona as alturas dos picos cromatográficos correspondentes ao composto

*17 $\alpha$ -Ethinilestradiol*, com suas concentrações, foi construída a partir da preparação de um padrão inicial, mais concentrado, constituído do padrão PA sólido do fármaco em estudo. A concentração do padrão inicial preparado foi de 50,00 mg/L e este, pela aplicação de diluições apropriadas com metanol, originou a série de padrões secundários, que serviram de base para a construção da curva analítica: 0,30; 0,50; 1,00; 2,00; 3,00; 4,00; 5,00; 1,00; 5,00; 10,00; 30,00; 40,00 mg/L. As concentrações dos padrões secundários foram especificamente escolhidas para a faixa de trabalho da pesquisa, ou seja, ampla o suficiente para conter tanto as águas pré-contaminadas, com 5  $\mu$ g/L de *17 $\alpha$ -Ethinilestradiol* (condição inicial da pesquisa), quanto suas concentrações inferiores, obtidas após a aplicação de cada tecnologia em estudo.

Os padrões preparados foram injetados no HPLC para a construção das curvas do método analítico. Os picos correspondentes ao *17 $\alpha$ -Ethinilestradiol* possuíam intensidades de altura proporcionais às concentrações injetadas e serviram de base para a construção da curva (concentração de padrão x altura do pico), chamada curva analítica. A precisão da metodologia de quantificação CLAE empregada na pesquisa foi avaliada em termos de repetibilidade, através do cálculo do desvio-padrão absoluto para um número de cinco repetições, para cada concentração de padrão analisada.

## Validação do método analítico

A eficiência do processo de extração em fase sólida foi previamente avaliada, através de testes de recuperação, que consistiram da preparação e análise de amostras de água de poço, com três diferentes dosagens do padrão *17 $\alpha$ -Ethinilestradiol*: 1; 3 e 5  $\mu$ g/L. Em seguida, cada uma das três amostras foi submetida ao processo completo de extração e ao final quantificado a concentração do analito de interesse. A relação entre a concentração inicial teórica e a quantificada via CLAE ( $X$  obtido /  $X$  pré-dosado) fornece o nível de recuperação do processo de extração. Os intervalos aceitáveis de recuperação para análise de compostos em concentrações-traço estão entre 70 e 120 %, com precisão de até 20 %, de acordo com GARP (1999).

## RESULTADOS OBTIDOS PARA A OXIDAÇÃO DO *17 $\alpha$ - ETINILESTRADIOL* (MÓDULOS 1 e 2)

Tanto para o Módulo 1, quanto para o Módulo 2, cada figura apresentada exibe uma média dos resultados da duplicata para as dosagens avaliadas. Estão representadas sob forma de ponto as concentrações iniciais de *17 $\alpha$ -Ethinilestradiol* na água e sob forma de colunas verticais, suas respectivas concentrações, após a aplicação de cada uma das tecnologias; a linha em vermelho representa o limite de quantificação do método empregado para o estudo. Esta mesma padronização descritiva foi aplicada aos demais módulos em estudo.

Nas Figuras 2 a 5 são mostrados os resultados dos estudos de oxidação do *17 $\alpha$ -Ethinilestradiol* em meio aquoso, quando em contato com o Hipoclorito de Sódio e Dióxido de Cloro sob dosagens de 0 (controle); 0,200; 2,00; 5,00 e 10,00 mg/L.

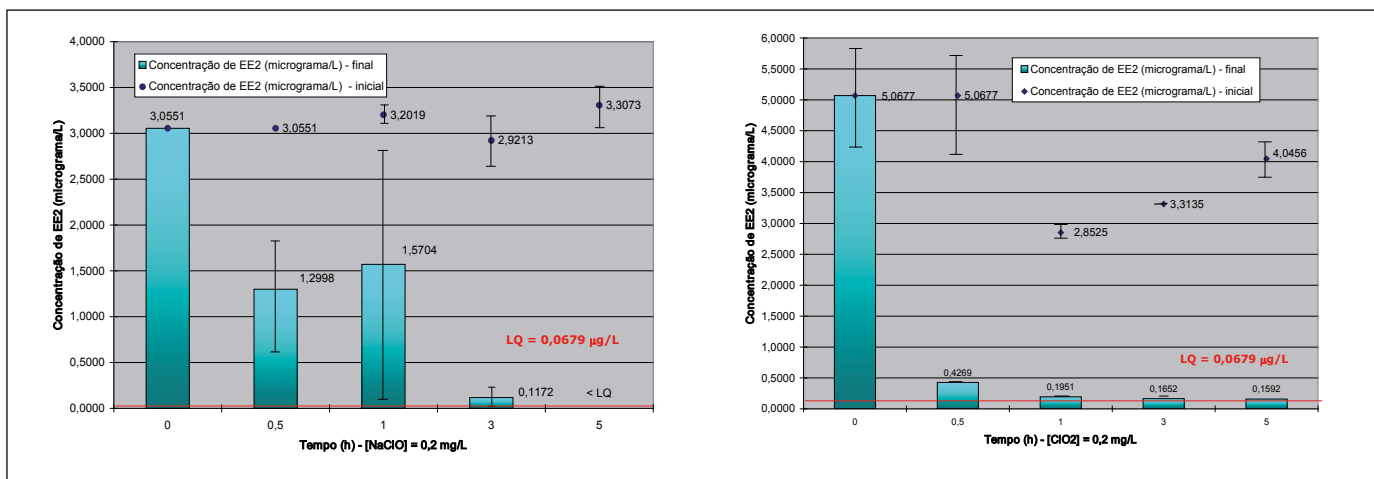


Figura 2: Médias e desvios-padrão dos resultados dos estudos de oxidação do 17 $\alpha$ -Ethinilestradiol em meio aquoso, quando em contato com o Hipoclorito de Sódio e Dióxido de Cloro a 0,200 mg/L

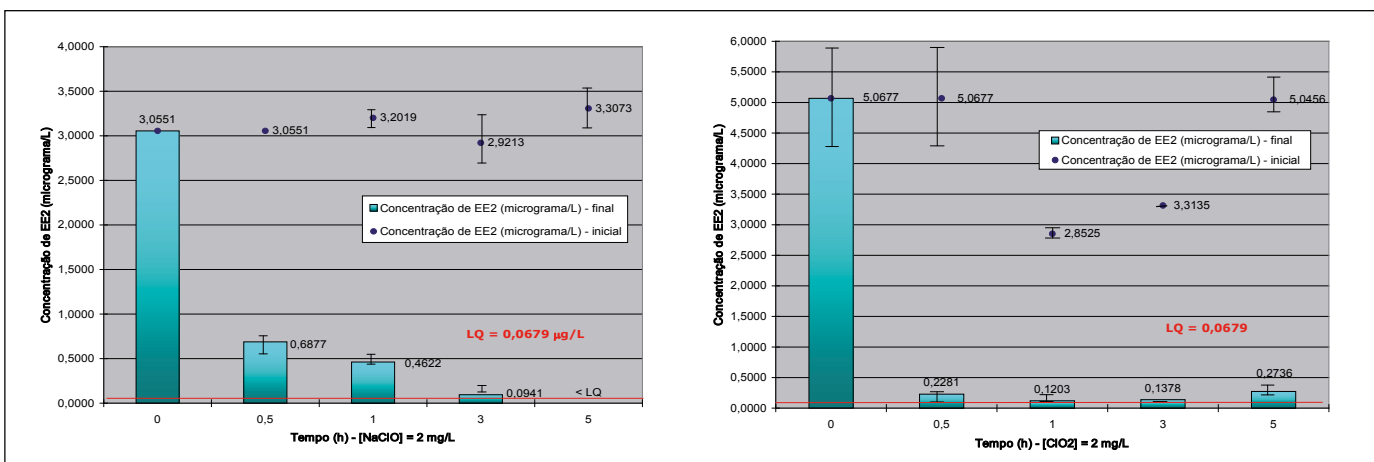


Figura 3: Médias e desvios-padrão dos resultados dos estudos de oxidação do 17 $\alpha$ -Ethinilestradiol em meio aquoso, quando em contato com o Hipoclorito de Sódio e Dióxido de Cloro a 2,00 mg/L

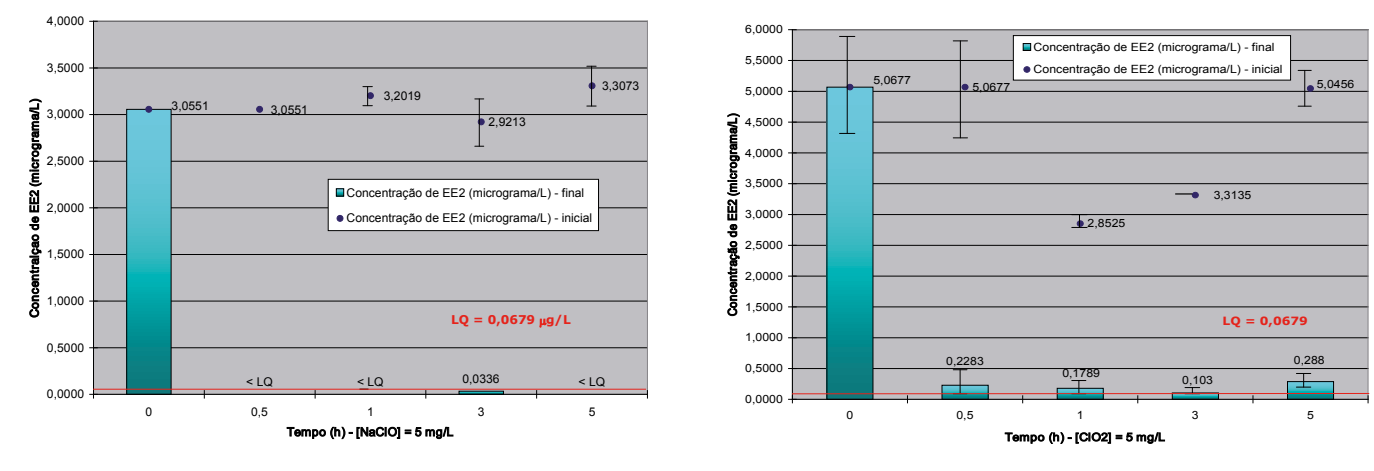


Figura 4: Médias e desvios-padrão dos resultados dos estudos de oxidação do 17 $\alpha$ -Ethinilestradiol em meio aquoso, quando em contato com o Hipoclorito de Sódio e Dióxido de Cloro a 5,00 mg/L



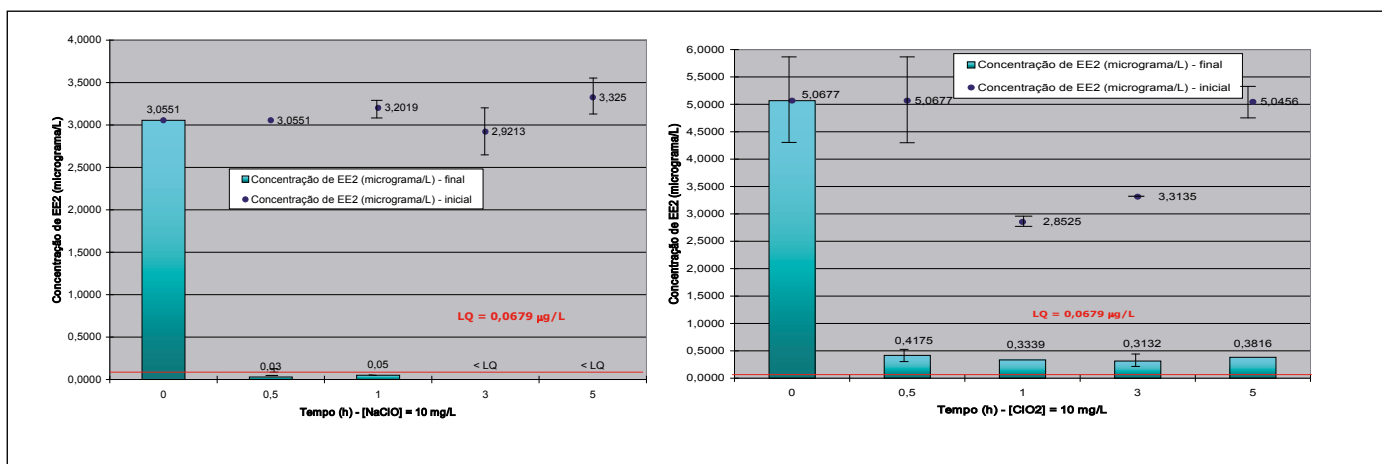


Figura 5: Médias e desvios-padrão dos resultados dos estudos de oxidação do 17 $\alpha$ -Etinilestradiol em meio aquoso, quando em contato com o Hipoclorito de Sódio e Dióxido de Cloro a 10,00 mg/L

## RESULTADOS PARA A ADSORÇÃO DO 17 $\alpha$ - ETINILESTRADIOL EM CARVÃO ATIVADO EM PÓ (CAP) – (MÓDULO 3)

Na Figura 6 são mostrados os resultados dos estudos de adsorção do 17 $\alpha$ -Etinilestradiol em meio aquoso, sob temperatura ambiente, quando em contato com carvão ativado em pó

(CAP), sob concentrações de 0,0 (controle); 2,0; 10,0; 50,0 e 100,0 mg/L e tempo de contato de 60 e 120 minutos.

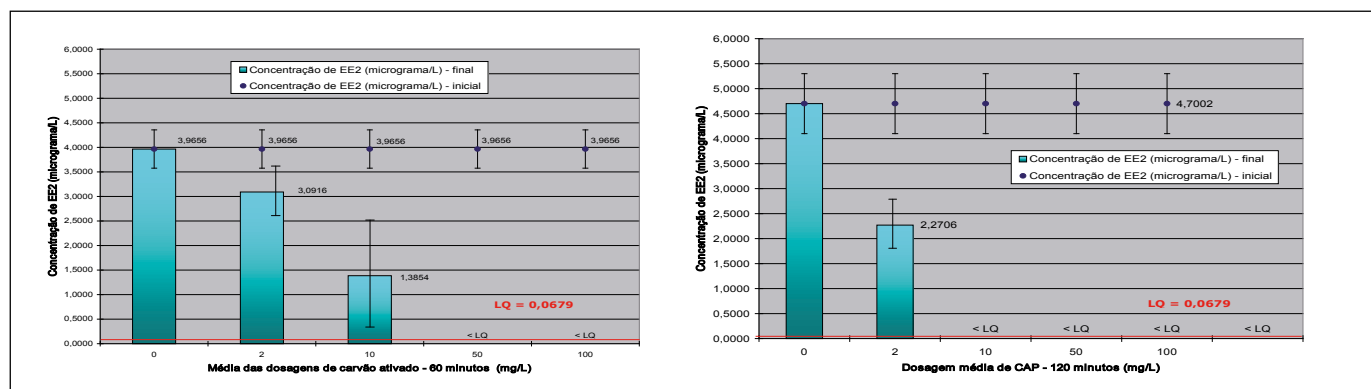


Figura 6: Médias e desvios-padrão dos resultados, da primeira e segunda carreira, dos estudos de adsorção do 17 $\alpha$ -Etinilestradiol em meio aquoso, quando aplicadas dosagens iguais a 0,0 (controle); 2,0; 10,0; 50,0 e 100,0 mg/L de carvão ativado em pó (CAP), com tempo de contato de 60 e 120 minutos

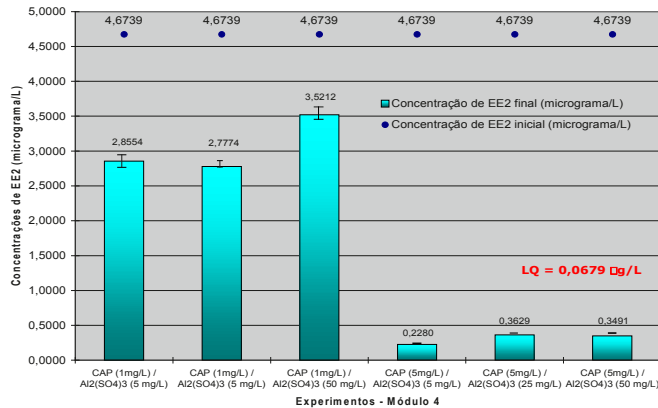
## RESULTADOS DO TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO PARA A REMOÇÃO DO 17 $\alpha$ - ETINILESTRADIOL – (MÓDULO 4)

O tratamento físico-químico da água foi realizado empregando-se diferentes combinações de carvão ativado em pó (CAP) com o agente coagulante Sulfato de Alumínio PA - Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>, em cada jarro do equipamento “jar test”. As dosagens de carvão ativado neste módulo foram 1,00; 5,00; 25,00 e 50,00 mg/L e as do coagulante pré-determinadas foram: 5,00; 25,00 e 50,00 mg/L. Os experimentos deste módulo, executados em “jar-test”, também foram compostos por ensaios simultâneos, empregando-se o mesmo volume de água de poço pré-contaminada, como descrito nos módulos anteriores. As massas de carvão ativado e Sulfato de Alumínio empregadas no estudo foram previamente quantificadas em

balança analítica. Neste módulo foi admitido um único valor de gradiente de velocidade de 30 s<sup>-1</sup>, aplicado na mistura durante 30 minutos aos reatores, após a adição do carvão e do coagulante. Ao término deste tempo aguardava-se 40 minutos para submeter as amostras de água à filtração à vácuo, tempo suficiente para a sedimentação dos flocos.

Identicamente ao procedimento utilizado no módulo anterior, ao final de cada experimento, cada amostra foi individualmente filtrada através de vácuo, para a remoção dos flocos e partículas de carvão ativado, evitando assim sua interferência no processo subsequente (extração do contaminante em fase sólida). Após a etapa de filtração, as amostras eram disponibilizadas para a extração em fase sólida. Os experimentos das etapas de adsorção em carvão ativado (CAP) e tratamento físico-químico (Módulos 3 e 4, respectivamente) foram realizados em equipamento “jar test”.

Na Figura 7 são mostrados os resultados dos estudos do *17 $\alpha$ -Ethinilestradiol* em meio aquoso, quando submetido ao tratamento físico-químico. As combinações de dosagens do carvão ativado e do coagulante empregadas no estudo foram, respectivamente: 1,00 e 5,00 mg/L (CAP) e 5,00; 25,00 e 50,00 mg/L



**Figura 7: Medias e desvios-padrão dos resultados de remoção de *17 $\alpha$ -Ethinilestradiol* quando aplicado o tratamento físico-químico em amostras de água pré-contaminadas**

## DISCUSSÃO

Uma análise global da aplicação do Hipoclorito de Sódio como oxidante, direcionada aos valores médios de redução do fármaco em estudo, revela melhores resultados de eficiência de remoção para concentrações de 5,0 e 10,0 mg/L, podendo-se adotar como seguros, tempos de oxidação entre 3 e 5 h. A análise da aplicação do Dióxido de Cloro, revela resultados de redução do contaminante inferiores a 95% para todas as dosagens e tempos de oxidação estudados. Além disso, pôde-se destacar também que, para o tempo de oxidação de 5 h, nenhum experimento gerou amostras de água com concentrações finais inferiores ao L.Q. (limite de quantificação) do método analítico. Este fato pode indicar menor segurança de ação oxidativa deste produto, perante o *17 $\alpha$ -Ethinilestradiol*.

O emprego de agentes oxidantes para a remoção dos fármacos presentes na água, mesmo em reduzidas concentrações, deve ser empregado com cautela, tendo em vista a existência da possibilidade de formação de sub-produtos da reação de oxidação. Os sub-produtos formados são função, tanto dos grupos químicos funcionais de cada molécula de fármaco, quanto das propriedades físico-químicas da água e do oxidante empregado. Mundialmente, ainda são escassos os trabalhos que visam a detecção, qualificação e quantificação desses sub-produtos na água.

Comparando-se a eficiência de ação dos dois agentes oxidantes, percebe-se que o Hipoclorito de Sódio apresentou melhores resultados na redução do *17 $\alpha$ -Ethinilestradiol*. O fato pode ser explicado, entre outros fatores, pelo seu maior valor de potencial de oxidação, quando comparado com o Dióxido de Cloro.

TERNES (2004) estudou a remoção de seis tipos de fármacos da água: Carbamazepina (analgésico e antiepilético),

Diazepam (ansiolítico), Ibuprofeno (antitérmico e analgésico), Roxitromicina e Sulfametoxazol (antibióticos), e Iopromide (radiocontraste), sob concentração de 1µg/L, pela aplicação da adsorção em CAP a 5 mg/L e tempo de contato de 40 minutos, obtendo eficiências mínimas de remoção de 90%. O mesmo autor relata que observou aumento da eficiência do processo para 99%, apenas pelo incremento de dosagem de CAP para 12 mg/L, sob o mesmo tempo de contato.

O estudo da adsorção em CAP contemplado no presente trabalho, apresentou para a dosagem de 50,0 mg/L e tempo de contato de 60 minutos, redução da concentração de *17 $\alpha$ -Ethinilestradiol* da água, a valores inferiores ao L.Q. (limite de quantificação) do método. Quando dobrado o tempo de contato, apenas 10,0 mg/L de CAP foram suficientes para a redução do princípio ativo original, a valores inferiores ao L.Q. (limite de quantificação)

A maior demanda tanto de CAP, quanto do tempo de contato para a adsorção observada no presente trabalho, em comparação com TERNES (2004), pode ter origem tanto na diferença de propriedades físico-químicas entre os fármacos estudados, quanto no tipo de CAP e gradiente de velocidade de mistura, utilizados nos dois trabalhos.

Comparando-se os resultados da presente pesquisa, com os trabalhos de TERNES (2004) e CARBALLA (2005), que também empregaram o tratamento físico-químico na água, para a redução de outros grupos de fármacos, observa-se melhores resultados de eficiência de remoção. CARBALLA (2005), empregando sulfato e cloreto férrico como coagulantes, obteve redução média dos fármacos que estudou, entre 25 e 70%.

Em TERNES (2004) é relatada a observação de reduzidas eficiências de remoção para os fármacos empregados em sua pesquisa, a qual aplicou como coagulante, os compostos Cloreto e Sulfato Férrico.

## CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos experimentalmente, concluiu-se que:

O Hipoclorito de Sódio se mostrou mais efetivo do que o Dióxido de Cloro, quando aplicado como oxidante do *17 $\alpha$ -Ethinilestradiol*;

O Hipoclorito de Sódio apresentou maior ação oxidativa sobre a molécula do princípio ativo sobre dosagens de 5,0 e 10,0 mg/L e tempos de oxidação entre 3 e 5 horas;

O tratamento da água com Dióxido de Cloro, mesmo sob as maiores dosagens estudadas, apresentou residuais significativos de *17 $\alpha$ -Ethinilestradiol*;

O CAP apresentou maior efetividade na adsorção do princípio ativo, sob concentração a partir de 50,0 mg/L, com tempo de contato de 60 minutos;

O aumento do tempo de contato entre a água bruta e o CAP para 120 minutos impactou na redução de demanda de CAP para 10,0 mg/L, sem interferir na eficiência do processo;

O tratamento físico-químico estudado apresentou melhor eficiência de remoção do *17 $\alpha$ -Ethinilestradiol*, para a combinação de dosagem: 5,0 mg/L de CAP e 5,0 mg/L de coagulante;

Em função das concentrações de coagulante estudadas e dos valores de pH da água do manancial, o mecanismo de coagulação da etapa de tratamento físico-químico foi regido, principalmente, por varredura nas dosagens maiores de coagulante;

Entre as tecnologias estudadas pôde-se destacar a adsorção em CAP, não apenas pela elevada eficiência de remoção apresentada no estudo, mas também por ser um material inerte, de simples remoção e por não demandar a adição de produtos químicos na água;

### AGRADECIMENTOS

Aos professores da pós-graduação da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo – Área de Saneamento e Ambiente / UNICAMP e a empresa 3M do Brasil Ltda pelo incentivo ao projeto de pesquisa.

### REFERÊNCIAS

ALDA, M.J.L. Review of analytical methods for the determination of strogens and progestogens in waste water, *Fresenius Journal Analytical Chemistry*, v. 371, p. 437-447, 2001

CARBALLA, M. et al. Renoval of cosmetic ingredients and pharmaceuticals in sewage primary treatment *Water Research* v. 39, p. 4790 – 4796, 2005

GARP - Associação Grupo de Analistas de Resíduos de Pesticidas; Manual de resíduos de pesticidas em alimentos; 1999

HU, J.; ZHANG, H.; CHANG, H.; Improved method for analyzing estrogens in water by liquid chromatography electrospray mass spectrometry *Journal of Chromatography*, n. 1070, p. 221-224, 2005

HUBER, M.M. Elimination of pharmaceuticals during oxidative treatment of drinking water and wastewater: application of ozone and chlorine dioxide 170 p., 2004. Tese de Doutorado Swiss Federal Institute of Technology Zurich, 2004

INGERSLEV, F.; HALLING-SORENSEN, B. Evaluation of analytical chemical methods for detection of strogens in the environmental Danish Environmental Protection Agency – Working Report number 44; 2003

MULROY A. When the cure is the problem *Water Environment & Technology*, v.13 p. 32-36, 2001

MONTAGNER, C.C. Ocorrência de interferentes endócrinos e produtos farmacêuticos nas águas superficiais da bacia do Rio Atibaia, 2007. Dissertação (Mestrado em Química), Instituto de Química, Unicamp, Campinas, 2007.

9. OKKERMAN, P.C., GROSHART, C.P. Chemical study on strogens MINISTERIE VAN VERKEER EN WATERSTAAT. GB Delft, Alemanha., p. 17-19, 24, jul, 2001

10. TERNES, T.A.; STUMPF, M.; MUELLER, J. et al. Behavior and occurrence of strogens in municipal sewage treatment plants – I. Investigations in Germany, Canada and Brazil *Environmental Science Technology* v. 225, p. 81-90, 1999

11. TERNES, T. Assessment of technologies for the removal of pharmaceuticals and personal care products in sewage and drinking water facilities to improve the indirect potable water reuse Poseidon Project - Federal Institute of Hydrology – Wiesbaden, Alemanha, 2004

# Desempenho do sistema filtração em margem seguida de filtração lenta retrolavável em Ituporanga – Santa Catarina.

## *Performance of the system bankfiltration followed of bankwashed slow sand filtration in Ituporanga – Santa Catarina.*

**Denise Conceição de Gois Santos Michelan (\*)**

*Engenharia Civil pela Universidade Federal de Sergipe (UFS). M.Sc. em Saneamento pela Escola de Engenharia da USP de São Carlos (EESC/USP). Dr. em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Professora Adjunta do Centro Universitário de União da Vitória/PR (UNIUV).*

**Bruno Segalla Pizzolatti**

*Engenheiro Sanitarista e Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). M.Sc. em Engenharia Ambiental pela UFSC e Doutorando em Engenharia Ambiental pela UFSC.*

**Marcus Bruno Domingues Soares**

*Engenheiro Sanitarista e Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). M.Sc. em Engenharia Ambiental pela UFSC e Doutorando em Técnicas de Proteção Ambiental - Departamento de Controle de Poluição das Águas pela Technische Universität Berlin (TUB).*

**Ramon Lucas Dalsasso**

*Engenheiro Sanitarista pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). M.Sc. e Dr. em Engenharia Ambiental pela UFSC. Professor Adjunto do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC.*

**Mauricio Luiz Sens**

*Engenheiro Sanitarista e Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina. Mestre Estudos Aprofundados pela Ecole Nationale Supérieure de Chimie de Rennes. Doutor em Ciências Químicas pela Université de Rennes. Professor titular do departamento de engenharia sanitária e ambiental – UFSC.*

**Endereço para correspondência (\*):** Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Departamento de Engenharia Ambiental (ENS/UFSC), bairro Trindade, Florianópolis-SC/BR, CEP: 88040-970. Telefone: 55 (0XX) 48 – 3721-9821

**Data de entrada:** 04/02/2010 **Data de aprovação:** 30/06/2011

### RESUMO

No Brasil, os centros urbanos geralmente são beneficiados com água de qualidade distribuída pelas concessionárias de água de cada região. Infelizmente, esta realidade não abrange as comunidades rurais. A cidade de Ituporanga – Santa Catarina, não foge desta realidade: 57% dos domicílios são abastecidos com água fornecida pela concessionária, enquanto que 43% dos domicílios, localizados em áreas rurais, não são atendidos pela mesma. A fim de propor tecnologias simples, de fácil operação e manutenção, sugere-se a implantação da filtração em margem seguida de filtração lenta com limpeza

retrolavável, para abastecer de água as comunidades rurais. Como resposta, obteve-se água de boa qualidade, desde que seja feita adição da desinfecção, exigida pela Portaria nº 518 de 2004, do Ministério da saúde.

### ABSTRACT

In Brazil, the urban downtowns generally are benefited with quality water distributed for water concessionaire of each region. Unfortunately, this reality doesn't include the rural communities. Ituporanga's city – Santa Catarina, it didn't escape this reality: 57%

of the residences are water supply for the water concessionaire, while that 43% of the residences, located in rural area, they aren't served for the same one. In order to simple technology, of easy operation and maintenance, it is suggested implantation of bankfiltration followed of backwashed slow sand filter, for to supply the rural communities. As answer, the research obtain good quality water, since that made addition of the disinfection, this is demand for the Regulation nº 518 of 2004, Health Department.

**Palavras-chave:** filtração em margem; filtração lenta retrolavável; água; Portaria nº 518.

**Key words:** bank filtration; backwashed slow sand filter; water; Regulation nº 518.

### INTRODUÇÃO

Em geral, o abastecimento de água nos perímetros urbanos ocorre através da concessionária, por meio de Estações de Tratamento de água (ETA's), que utilizam equipamentos e reagentes químicos para remover as impurezas. Na maioria das vezes, não há condições de instalação da ETA em perímetros rurais, porque além de ser pequeno o número de habitantes, muitas vezes é necessário ter mão de obra qualificada para o manuseio dos equipamentos e reagentes de forma correta.

Torna-se, desta forma, crescente a necessidade de se buscar alternativas de tratamento de água de modo simples e sem incrementos tecnológicos. Assim, surgiu a proposta de implantar a filtração em margem de rio seguida de filtração lenta com limpeza retrolavável. Vale lembrar que a filtração em margem não é uma tecnologia restrita às pequenas cidades ou meio rural.

No Brasil, existem estudos com a filtração em margem de lagoa para a remoção de cianobactérias (RABELO, 2006) e saxitoxinas (SENS, 2006) e também, estudos preliminares da filtração em margem de lago de piscicultura extensiva (SOARES, 2009).

No presente trabalho a filtração em margem de rio foi utilizada como tecnologia de pré-tratamento à filtração lenta com limpeza retrolavável. As tecnologias foram escolhidas porque as mesmas apresentam muitas similaridades e também por serem de fácil operação e requerer manutenção simplificada.

A filtração lenta tem sido muito utilizada em comunidades rurais, principalmente por estas regiões disporem de áreas para implantação. A filtração lenta com limpeza retrolavável traz esta inovação tecnológica para facilitar a operação dos filtros lentos em termos de limpeza periódica do material filtrante (MURAKAMI, 2008; PIZZOLATTI, 2010, SANTOS, 2010).

## METODOLOGIA

### Área de estudo

O estudo foi desenvolvido às margens do rio Itajaí do Sul, em um trecho localizado no município de Ituporanga/Santa Catarina, principal curso de água da região, pertencente à sub-bacia Itajaí do Sul.

O rio Itajaí do Sul tem comprimento total de aproximadamente 100 km e área drenável de 2.309 km<sup>2</sup>. Este se enquadra na classificação de água doce, artigo 4º, classe II, segundo a Resolução do CONAMA 357 (BRASIL, 2005). Além deste enquadramento a nível Federal, este corpo de água também se enquadra a nível Estadual como classe II, segundo a Secretaria de Planejamento do Estado de Santa Catarina, por meio da Portaria Municipal geral no 0013/1976 do Ministério do Interior, que deu origem à Lei no 9.433/1997 das Águas superficiais de Santa Catarina (COMITÊ ITAJAÍ, 2009).

A sub-bacia do rio Itajaí do Sul abrange 10 municípios no estado de Santa Catarina: Alfredo Wagner, Agrolândia,

Agronômica, Atalanta, Aurora, Chapadão do Lageado, Imbuia, Ituporanga, Petrolândia e Rio do Sul.

O trecho do rio Itajaí do Sul que fez parte da área de estudo, tem largura média em Ituporanga de 33 m, coordenadas geográficas 27°24'48,1" sul, longitude 49°36'19,5" oeste, altitude de 370 m, precipitação pluviométrica anual variando entre 1.300 a 1.500 mm e precipitação máxima diária de 120 mm. Em termos de temperatura, a região apresenta uma média anual entre 18 e 19°C (ITUPORANGA, 2003).

Situada na região centro-leste do estado de Santa Catarina, Ituporanga, segundo IBGE (2011), em censo de 2010, foram registrados 22.255 habitantes e área de 336,955 km<sup>2</sup>. A principal fonte econômica é a agricultura, com predomínio de propriedades minifundiárias, o que resulta em trabalho dos proprietários rurais de base familiar, nas culturas de cebola, batata inglesa, milho e fumo.

### Implantação da filtração em margem de rio

Para a implantação da filtração em margem de rio foi necessário, inicialmente, realizar estudo investigativo das características do solo, por meio de sondagem plani-altimétrica à percussão. Foram coletadas amostras do solo de cada furo de sondagem para posterior caracterização dos sedimentos do solo, bem como a profundidade do lençol freático.

Ao todo foram sondados quatro furos (SP01, SP02, SP03 e SP04), para verificar qual melhor apresentava permeabilidade hidráulica. O furo SP03 forneceu melhor permeabilidade com carga de 266,7 m/d. Vale ressaltar que neste furo, a camada mais profunda (4,7 m) era constituída na sua predominância de pedregulho. Na Figura 1 é apresentado o esquema da planta de situação dos furos de sondagem e na Figura 2 pode ser observado o perfil geográfico estratificado do SP03.

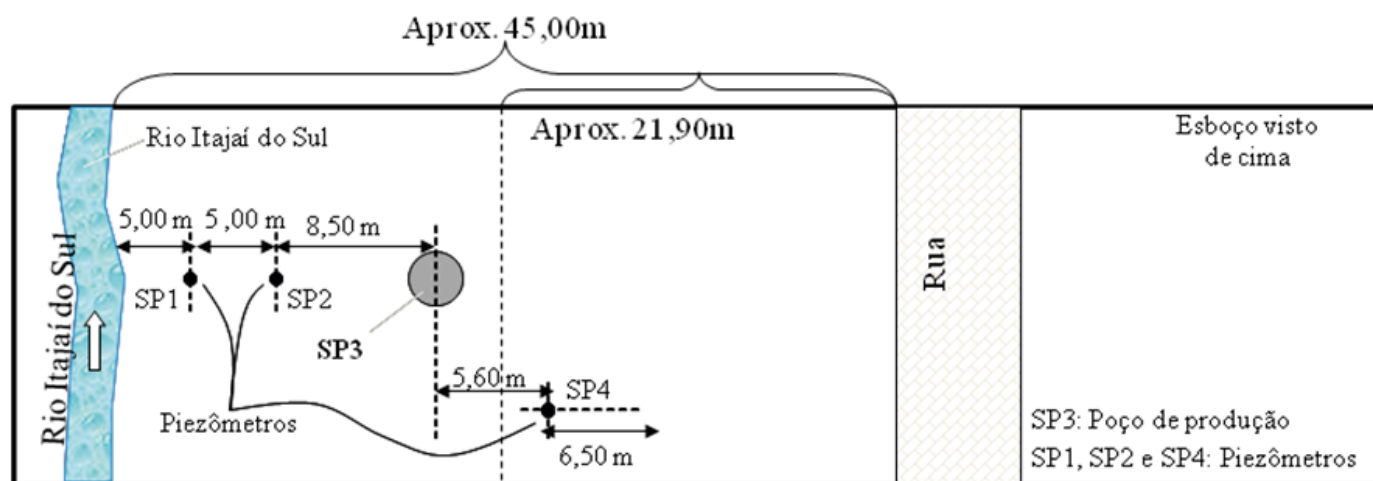
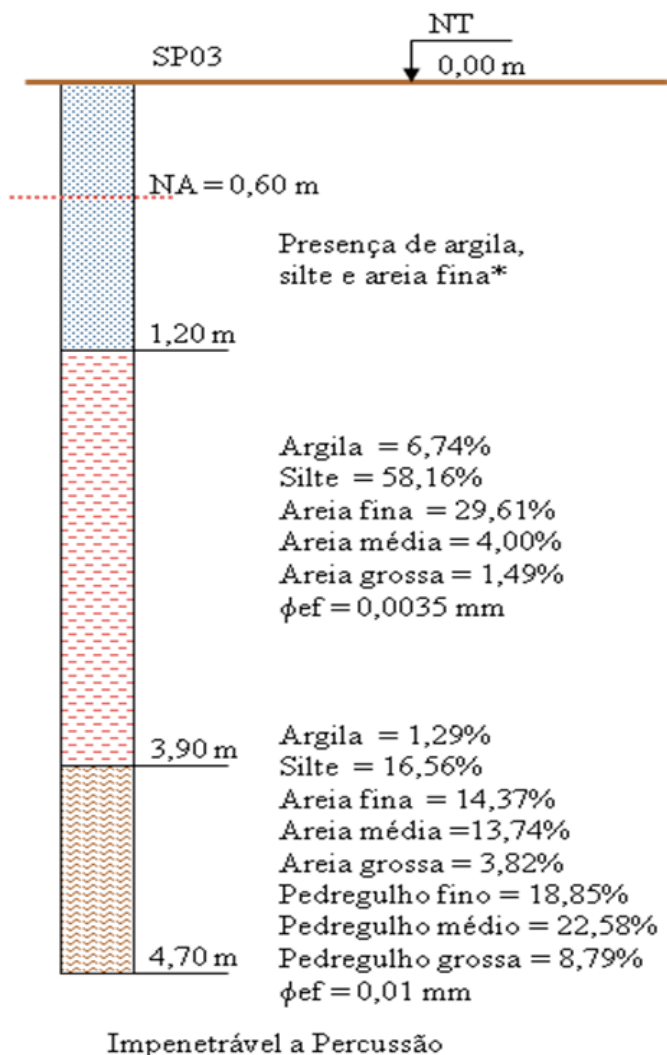


Figura 1 – Esquema da planta de situação dos furos de sondagem.



\* Caracterização do solo não realizada.

Figura 2 – Perfil estratificado do furo SP03 obtido na sondagem.

O poço de produção (SP03) de 1 m de diâmetro, escavado manualmente, foi revestido com anéis de concreto e armado com aço galvanizado. Utilizou-se bomba centrífuga para retirada da água do poço de produção.

Os outros três furos tiveram a função de piezômetros, cuja finalidade foi verificar o nível de água no solo/subsolo. Os piezômetros foram confeccionados em tubo de PVC com diâmetro de 75 mm, ranhurados em todo comprimento e revestido com manta sintética. Os níveis nos piezômetros foram medidos com sonda de nível digital, apenas com o intuito de verificar se a água estava fluindo do manancial na direção do poço.

O teste de bombeamento foi realizado para verificar qual a vazão máxima de produção, que consiste em rebaixamento do poço de produção com vazão pré-determinada de 1,6 L/s e acompanhamento da recuperação do poço naturalmente, até atingir o nível estático. Este teste baseou-se no método de Pochet, citado em Dacach (1990). A vazão de produção máxima obtida foi de 531,66 L/h.

### Implantação da filtração lenta retrolavável

O filtro foi construído de alvenaria armada com tijolos maciços. O meio filtrante foi composto por camada de areia com 40 cm de espessura, diâmetro efetivo de 0,3 mm e coeficiente de desuniformidade < 1,5. A camada suporte teve 20 cm de espessura com grãos variando de 1,4 a 4,5 mm.

As dimensões internas do filtro foram de 0,8 x 0,8 m, taxa de 3 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>d e vazão de 80 L/h. O controle da vazão de alimentação foi realizado através de câmara de nível constante com escoamento por orifício. Esta câmara tinha o diâmetro de 25 mm inferior à tubulação que a alimentava (32 mm). Assim, está câmara sempre trabalhava afogada, fornecendo vazão constante. A saída da câmara com 6 mm de diâmetro para o orifício que, em função da altura, fornecia a vazão desejada. O filtro operou em regime constante e carga hidráulica variável.

A passagem da água filtrada do filtro lento para seu respectivo reservatório de água de lavagem ocorreu por meio de tubos distribuidores de água. Logo abaixo da camada suporte, em toda a área do filtro, foram colocados estes tubos distribuidores de água de 32 mm, perfurados a cada 3 cm com orifícios de diâmetro de 3 mm. Assim, a água fluía com facilidade para o reservatório de água de lavagem, e quando ocorresse o contra fluxo de água durante a retrolavagem, a mesma retornava ao filtro expandindo o meio filtrante uniformemente. O filtro com limpeza retrolavável foi coberto com tampa de alumínio.

A limpeza periódica do filtro era realizada com a abertura de apenas uma válvula, posicionada acima do meio filtrante. A água saía do filtro através da tubulação de saída de água de lavagem. Por diferença de pressão, a água que ficou armazenada no reservatório de água de lavagem retornava ao filtro, fluidificando o meio filtrante e retirando do filtro a camada microbiana localizada na superfície do mesmo, e conseqüentemente, removendo as impurezas contidas no meio granular. A expansão durante a retrolavagem foi de 40 %, durante 4 min. Na Figura 3, pode ser observado o esquema do sistema em estudo.

A limpeza do filtro por retrolavagem foi realizada cada vez que a perda de carga final alcançava 1 m, que correspondia ao nível de água dentro do filtro na cota de 228,9 cm. Nessa situação, não era aberta o registro de fundo e sim, o registro de saída da água localizado logo acima do meio filtrante. A tubulação de saída de água de lavagem era de 75 mm. Assim, a água que estava acima do meio filtrante, saía do filtro com bastante facilidade, até o momento que esta, que anteriormente estava armazenada no reservatório de água de lavagem, retornava ao filtro e ocorria a limpeza do mesmo. Quando este nível de água tendia a ficar abaixo do nível de água no reservatório de água de lavagem (188,9 cm), iniciava-se a diferença de carga hidráulica ou pressão. O nível de água dentro do filtro continuava baixando progressivamente, enquanto que no reservatório de lavagem, este nível diminuía mais lentamente. Isso acontecia porque a função dos tubos distribuidores, nesse momento, era distribuir água para fluidificar o meio filtrante e não apenas só sair do filtro.

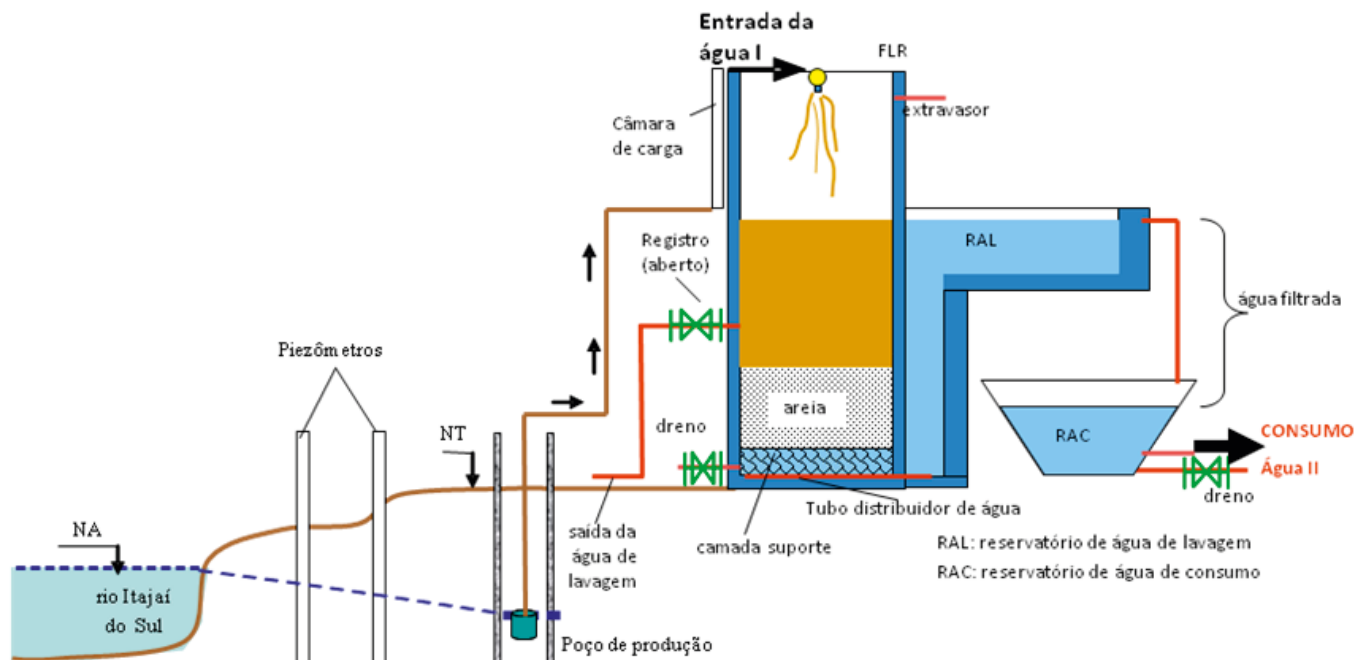


Figura 3 – Esquema da filtração em margem de rio seguida de filtro lento com limpeza retrolavável.

### Parâmetros analisados

Os parâmetros analíticos analisados neste sistema em campo estão listados na Tabela 1, assim como os equipamentos e as metodologias utilizadas.

**Tabela 1 – Análises que serão desenvolvidas nesta pesquisa.**

Parâmetros	Equipamento	Referência metodológica *
Cor Aparente (uH)	Espectrofotômetro HACH DR/2010, $\lambda=455\text{nm}$	2120
Cor verdadeira (uH)	Filtração em membrana 0,45 $\mu\text{m}$ , Espectrofotômetro HACH DR/2010 $\lambda=455\text{nm}$	2120
Turbidez (uT)	Turbidímetro HACH 2100P	-
Ferro (mg/L)	Espectrofotômetro HACH DR/2010	3500 Fe
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	Gravimétrico	2540
Coliformes totais (NMP/mL)	Colimétrico	9222.B
<i>Escherichia coli</i> (colônia de bactérias /100 mL)	Colimétrico	9260 F

\* A referência metodológica está detalhada no Standard Methods (1998).

As coletas de água bruta e água filtrada em margem (água I) ocorreram quinzenalmente. Por questões de viabilidade não se coletou amostras de água no início das carreiras. As coletas da água do filtro lento com limpeza retrolavável (água II) foram realizadas em torno de 8 dias, após o início de cada carreira e também, quando a mesma alcançava carga final de 1 m. Estas duas amostragens realizadas em cada carreira de filtração, que em geral, apresentaram valores muito semelhantes, indicou que no fim da carreira de filtração não tinha iniciado o transpasse de impurezas e que a carreira de filtração tinha chegado ao fim, apenas pelo fato de ter sido limitada a carga final de 1 m.

As coletas ocorreram nos períodos de julho de 2008 a junho de 2009, totalizando 11 pontos amostrais. Entretanto, vale comentar que em meados do mês de outubro de 2008, Ituporanga recebeu elevada intensidade de precipitação, o que ocasionou abertura da barragem que fica à montante da cidade, proporcionando aumento de vazão do rio. Por causa disso, os locais de acesso à Ituporanga tiveram deslizamento de terra e queda de barreiras, o que impediu coletas nas áreas de estudo no mês de novembro de 2008.

Tanto os parâmetros das amostras de água filtrada em margem de rio, quanto os parâmetros das amostras de água do filtro lento com limpeza retrolavável, foram comparados aos limites máximos que atendem às exigências do padrão de potabilidade de água para consumo humano, expressas na Portaria n° 518 (BRASIL, 2004).

Além dos parâmetros físico-químicos e bacterianos listados na Tabela 1, realizou-se também o acompanhamento da perda de carga do filtro lento com limpeza retrolavável. Como não ocorria retirada da areia para limpeza, pois esta era limpa por meio do refluxo de água armazenada para limpeza, logo após a operação de limpeza, o filtro era colocado em operação.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Parâmetros físicos, químicos e microbianos

**Sólidos Totais Dissolvidos (STD)** – Como a água bruta de estudo enquadrou-se com água doce, classe II, o CONAMA 357 (BRASIL, 2005) limita como valor máximo para essa água 500 mg/L. Em observação à Figura 4, os dados de STD da água bruta estão bem abaixo desse limite.

Com relação à água de abastecimento para consumo humano, a portaria nº 518 estabelece como padrão de potabilidade 1000 mg/L. Todos os valores de STD da água I, ficaram bem abaixo do limite fixado pela portaria (Figura 4). O que se observa através desta Figura é que houve, ao longo do tempo, um aumento da remoção durante o último ano de operação no sistema, mais intensamente nos últimos cinco meses. Os meses em que houve remoção, está não foi tão significativa, diferentemente do estudo de Soares (2009) que conseguiu 99 % de remoção em três meses de monitoramento em sistema piloto de filtração em margem de lago.

Apesar de 4 dos 11 meses de estudo, a água I ter apresentado mais STD que a água bruta, a média dos STD da água I (34 mg/L) foi inferior à da água bruta (43 mg/L). A variância de ambas as águas de estudo, apresentaram valores elevados (313,5 para água bruta e 317,9 para água I), o que indica que, em geral, os valores da unidade amostral estão bem dispersos.

A água II apresentou melhor remoção dos STD se comparado com o desempenho da água I. Aquela água enquadrou-se abaixo deste limite, como também pode ser observado na Figura 4.

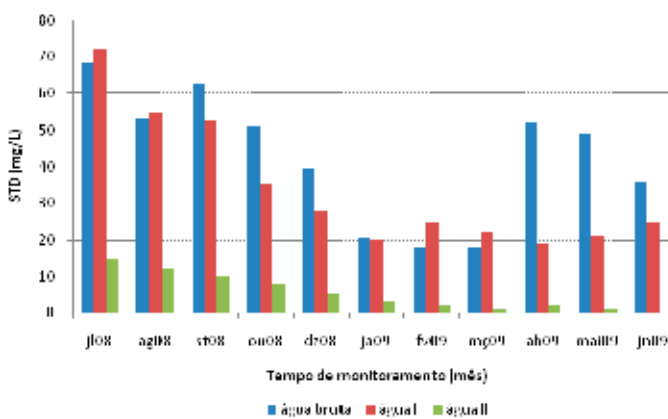


Figura 4 – Dados de STD das águas de estudo.

A média dos STD da água II de 5 mg/L teve variância significativa de 26,1. Esta variância pode ser explicada pela estabilização do sistema durante o período de monitoramento.

Como observado anteriormente, a filtração em margem reduziu os efeitos da sazonalidade e a filtração lenta foi capaz de praticamente anular estes efeitos propiciando valores acima de 80% de remoção.

**Coliformes Totais** – Embora o percurso da água bruta até o poço de produção (água I) ter sido de apenas 18,5 m, a remoção média foi de mais de 99 %, o que correspondeu em média a 2 log. A Figura 5 mostra os dados de coliformes totais das águas de estudo.

Apesar desses resultados de remoção, se a filtração em margem fosse usada como único tratamento neste estudo, não se enquadraria abaixo do limite exigido pela Portaria nº 518, que exige ausência do mesmo em 100 mL.

Tanto os dados de coliformes totais de água bruta, como os da água I, apresentaram grandes oscilações na variância (108694070 e 2545, respectivamente), o que significa que os dados coletados estão distantes e dispersos das médias. Esta dispersão pode estar associada à situação em que, o espaço amostral envolveu meses chuvosos e secos.

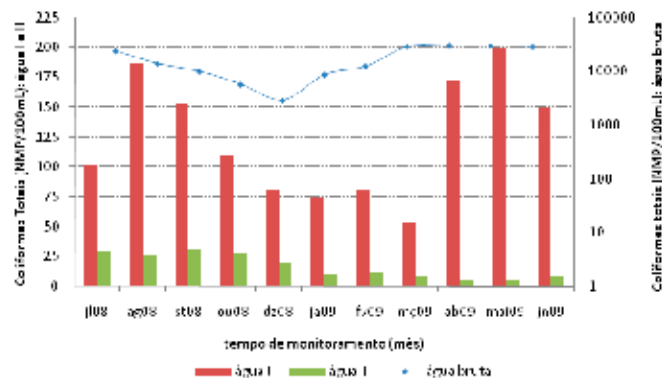


Figura 5– Dados de coliformes totais da água bruta, água I e II.

Com relação à filtração lenta, em geral, costuma apresentar excelente remoção de coliformes totais e de *Escherichia coli* (Murtha e Heller, 2003). Em estudos com filtros lentos, esses autores obtiveram remoção total dos coliformes fecais e remoção na ordem de 2 a 3 log para coliformes totais.

Di Bernardo et al. (1999) recomendam que a água afluenta à filtração lenta esteja limitada em 1000 NMP/mL. Apesar da água I apresentar em todas as amostras coliformes totais inferiores a este valor, o filtro lento não apresentou boa eficiência, remoção na ordem de 1 log. Com este resultado, a filtração lenta não se enquadrou abaixo do limite estabelecido pela Portaria nº 518, que exige ausência de coliformes totais no final do tratamento. Vale ressaltar que os resultados das amostras, não foram submetidos à desinfecção.

**Escherichia coli** – Com relação à remoção dos *Escherichia coli*, o sistema proposto foi mais eficiente, com remoção superior a 99%. Na Figura 6 pode ser observado os dados de *Escherichia coli* para o sistema em estudo.

A média dos dados de *Escherichia coli* da água bruta, água I e II foram 1,5 x 10<sup>3</sup>, 3,8 x 10<sup>0</sup> e 1,0 x 10<sup>0</sup> NMP/100mL, respectivamente. Com estes valores, observa-se que houve remoção média em torno de 3 log, entre a água bruta e água I, porém a remoção média entre a água I e a II foi de aproximadamente 1 log. Esta última remoção foi ínfima porque a concentração de *Escherichia coli* na água afluenta ao filtro lento foi pequena.

Apesar desses resultados, se a filtração em margem fosse usada como único tratamento, não se enquadraria abaixo do limite da *Escherichia coli* na Portaria nº 518, que exige ausência do mesmo em 100 mL.



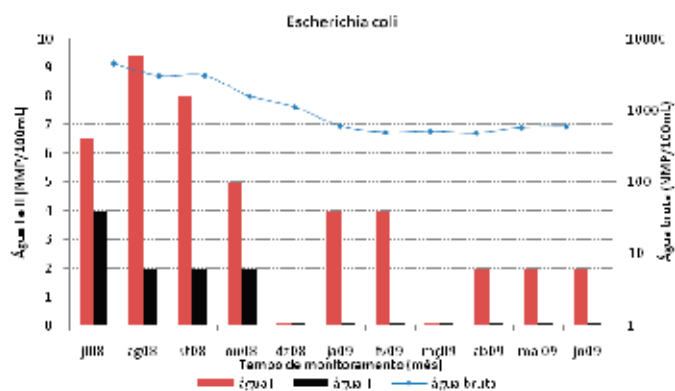


Figura 6 – Dados de *Escherichia coli* do sistema proposto.

Dash et al., (2008) obteve remoção na ordem de 4 a 5 log em coliformes totais e *Escherichia coli*, em estudo na Índia com filtração em margem. Soares (2009) obteve remoção entre 98 e 100 % dos coliformes totais e 100 % para *Escherichia coli*. Murtha e Heller (2003) também desenvolveram estudos onde mostraram que a filtração lenta apresenta excelente remoção de *Escherichia coli*, com resultados de não detecção em 100 mL.

A remoção de *Escherichia coli* poderia ter sido muito maior entre a água bruta e a água I, se além de maior percurso, os grãos do solo/subsolo fossem mais granulares, pois isso proporcionaria velocidade mais lenta da água nos interstícios dos grãos (KÜEHN e MÜELLER, 2000; SCHIJVEN et al., 2003). Entretanto, a variação entre as areias (fina, média e grossa) e entre os pedregulhos (fino, médio e grosso) do presente trabalho, foi muito grande, o que não proporcionou baixa velocidade da água nos interstícios dos grãos e consequentemente remoção de 3 log na filtração em margem e de apenas 1 log após a filtração lenta.

Como se observa nos relatos acima, a filtração lenta, em geral, apresenta bom desempenho. Porém, neste estudo o desempenho foi pouco significativo porque a água afluenta já apresentava baixos valores de *Escherichia coli*.

**Ferro total** – A resolução do CONAMA 357 (BRASIL, 2005) estabelece limite para o ferro total em 0,3 mg Fe/L. A água bruta apresentou ferro com concentrações acima do recomendado em todas as amostras, com exceção apenas do mês de janeiro de 2009. Neste mês, observou-se visivelmente, que o rio em estudo (água bruta) encontra-se com elevada vazão. As comportas da barragem que fica à montante desse sistema encontravam-se totalmente abertas, para permitir a passagem do excesso de água, acumulada nas cidades à montante de Ituporanga. Por causa disso, acredita-se que o ferro presente na água bruta tenha se diluído nesse grande volume de água.

A Portaria nº 518 limita o ferro em água para consumo humano também em 0,3 mg/L. Em todas as amostras de água I, o ferro total não se enquadrava dentro desse limite. Em geral, o rio forneceu água bruta com concentração significativa. Acredita-se que, como há formação de rochas basálticas na região de estudo, ou seja, rochas ricas em Fe<sup>2+</sup> (forma solúvel). O

Fe<sup>2+</sup> é resultante de ambientes com potencial redox negativo (ambientes redutores). A água, ao chegar ao poço de produção, sofre aeração (oxidação) por causa do sistema de bombeamento. Como ainda há oxigênio na água I, o ambiente é oxidante e o ferro passa da forma Fe<sup>2+</sup> em Fe<sup>3+</sup>, que é insolúvel. Assim, a água I tem muito mais ferro do que a água bruta (Figura 7). Esse mesmo comportamento foi acompanhado no sistema de filtração de lago por Soares (2009), em que o monitoramento da água bruta teve valores médio de 0,42 mg/L e da água filtrada em margem de 2,80 mg/L.

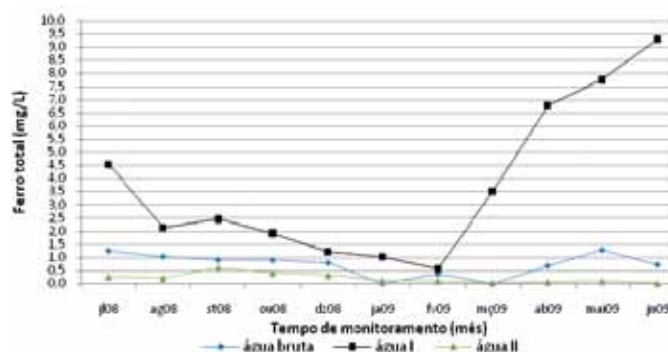


Figura 7 - Concentração do ferro na água bruta, água I e II.

Quanto maior o tempo de percursos da água no subsolo, maior será a probabilidade da mesma estar em ambiente anaeróbico – baixa presença de oxigênio dissolvido. Assim, quando a água chega ao poço de produção, o ferro voltou para a forma Fe<sup>2+</sup> (KUEHN e MUELLER, 2000). Coletava-se a amostra após passar pela bomba.

Os meses de dezembro de 2008, janeiro e fevereiro de 2009 foram os que apresentaram menor concentração de ferro nas águas que os demais. Esse comportamento vem a corroborar com o período seguinte ao chuvoso, em que o excesso de chuva, diluiu o ferro tanto na água bruta, quanto na água I. Após esses meses, o ferro presente na água I registrou as maiores concentrações do período de estudo. Este aumento pode estar associado à colmatação das margens do rio.

Apesar da água I ter quantidade de ferro elevada, o mesmo ficou retido acima do meio filtrante na forma gelatinosa e nos primeiros centímetros da areia.

Di Bernardo (1993) e Di Bernardo e Sabogal Paz (2008) relataram que além de microrganismos formarem a camada microbiana do filtro lento, quando a água afluenta é enriquecida em ferro e/ou alumínio em estado solúvel, pode ocorrer retenção destes, os quais passam a fazer parte da camada microbiana. Foi o que aconteceu com o ferro da água I. Como este ficou na forma gelatinosa, com aproximadamente 8 cm de espessura (medido no filtro lento), isso interferiu na duração das carreiras de filtração. Em geral, as amostras de ferro da água II ficaram abaixo do limite de 0,3 mg/L.

**Turbidez** – A turbidez nas águas bruta, água I e II pode ser observada na Figura 8. A turbidez foi caracterizada nas águas

bruta e I, não apenas por causa dos sólidos em suspensão, mas principalmente por causa do ferro existente nas águas, proveniente do solo.

Em todos os meses de estudo, a água bruta enquadrou-se abaixo do limite estabelecido pela resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005), que para água doce, classe 2, deve estar abaixo de 100 uT. Entretanto, a água I não se enquadrou abaixo do limite estabelecido pela Portaria n° 518 (BRASIL, 2004) que é de 5 uT. Comportamento semelhante ocorreu no estudo de Soares (2009), que obteve turbidez da água bruta de 16,4 uT e para a água filtrada em margem de lago 87,2 uT.

Geralmente, em períodos chuvosos, a turbidez tende a valores mais elevados que em períodos de seca ou de poucas chuvas, mas principalmente por causa do ferro, na presença da chuva este se diluía, proporcionando à turbidez diminuição. Foi o que aconteceu entre setembro de 2008 e abril de 2009. Nos meses de maio e junho de 2009, apesar de ter havido precipitação mensal de 178 e 111 mm, respectivamente, a chuva foi distribuída, não arrastando o ferro para o poço de produção. Assim, o ferro presente na água I nesses meses, foi resultado apenas do ferro arrastado pela água bruta infiltrada no solo/subsolo.

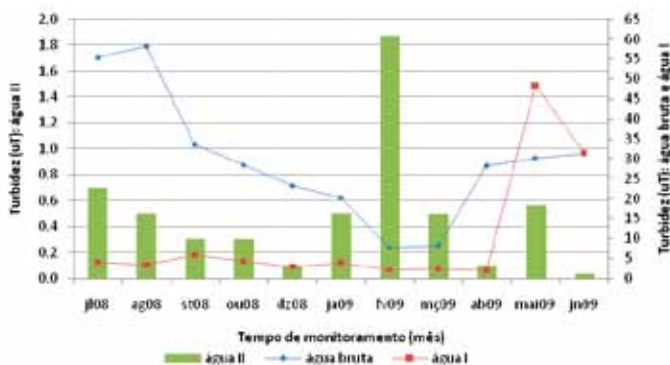


Figura 8 – Dados de turbidez da água bruta, água I e II do sistema proposto.

Segundo Di Bernardo (1993) e Di Bernardo e Sabogal Paz (2008), quando o sistema de filtração lenta é precedido de pré-tratamento a turbidez afluyente pode ser de 25 uT. Os meses de julho de 2008 a abril de 2009, a turbidez de entrada (água I) foi inferior a este valor, como pode ser observado na Figura 8. Porém, a partir de maio de 2009, a água I não se enquadrou abaixo deste valor. Possivelmente esta elevação da turbidez esteja associada à elevação da concentração de ferro ocorrido também neste período. Apesar deste aumento na turbidez a partir de maio de 2009, o sistema continuou com boa eficiência na remoção de turbidez.

A Portaria n° 518 (BRASIL, 2004) estabelece que a água efluente do filtro lento tenha turbidez inferior a 2 uT. Em todos os períodos de monitoramento, a turbidez do filtro lento, apresentou valores abaixo deste limite.

**Cor aparente e verdadeira** – A cor pode originar-se de minerais ou vegetais, tais como substâncias metálicas (compostos de ferro e manganês), húmicas, algas etc, ou ainda de despejos industriais.

A cor aparente é caracterizada por causa das substâncias dissolvidas e substâncias em suspensão. Contudo, a cor verdadeira é caracterizada apenas pelas substâncias dissolvidas.

Como pode ser observada na Figura 9, a cor aparente apresentou valores bem significativos. O CONAMA 357, não apresenta limite para água bruta. Entretanto a água I e II, têm como limite máximo estabelecido pela Portaria n° 518 em 15 uH. As amostras de cor aparente da água II enquadraram-se nesta Portaria nos meses de setembro de 2008 a junho de 2009.

Contudo, a cor verdadeira está limitada em 75 uH na resolução CONAMA 357, para água bruta, que em todos os meses de estudo, enquadrou-se abaixo deste limite.

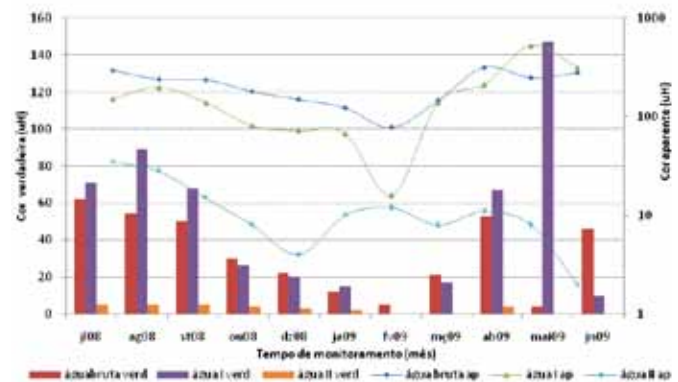


Figura 9 – Dados de cor do sistema proposto (água bruta, água I e II).

### Acompanhamento da perda de carga

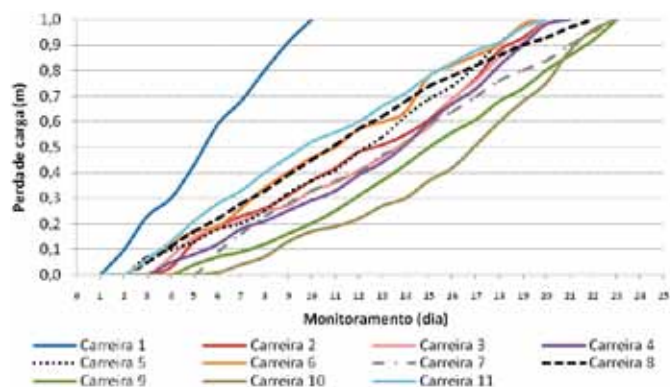
Na Tabela 2 é apresentado o tempo de duração das carreiras de filtração do filtro lento. A duração das carreiras de filtração está associada ao crescimento da camada microbiana. Como no início da carreira, a camada é ínfima, suficiente apenas para manter a flora microbiana, a água no interior do filtro lento, passa com pequena dificuldade pelo meio filtrante. Com o passar da água coligado ao tempo, ocorre o crescimento da camada microbiana. Este desenvolvimento nos primeiros centímetros do meio filtrante proporciona mais dificuldade à passagem da água pela areia, gerando assim a perda de carga. Comportamento este, idêntico ao que ocorre nos filtros lentos com limpeza convencional. Nessa Tabela, observa-se que inicialmente a primeira carreira de filtração foi pouco duradoura, com apenas 10 dias de funcionamento. Acredita-se que, apesar de se ter esperado o tempo de acomodação da camada de areia e também o crescimento da flora microbiana no filtro, esta carreira ainda não estava aclimatada.

Geralmente, os filtros lentos têm duração média de carreira de filtração de 30 dias. Em nenhum período de monitoramento, foi

alcançado este tempo. Acredita-se que, como o ferro total da água I (afluente ao filtro) apresentou valores significativos ao longo do período em estudo, este tenha interferido na duração das carreiras de filtração. A Figura 10 mostra o comportamento das carreiras de filtração, com o correspondente progresso da perda de carga.

**Tabela 2 – Duração das carreiras de filtração no filtro lento.**

Carreiras de filtração	Filtro lento com limpeza retrolavável, duração (dias)
1°	10
2°	20
3°	20
4°	21
5°	20
6°	20
7°	23
9°	22
9°	23
10°	23
11°	20



**Figura 10 – Acompanhamento da perda de carga do filtro lento com limpeza retrolavável.**

O acompanhamento do progresso da perda de carga foi realizado diariamente ou no máximo a cada dois dias. A vazão afluente ao filtro era aferida a cada 5 dias e a taxa ascensional da água no meio filtrante era de 0,35 m/min, o que permitia a fluidificação do meio filtrante com expansão de 40%.

Geralmente, após finalizar a carreira de filtração, em seguida, começava-se outra. Entretanto, algumas carreiras de filtração foram desprezadas ao longo deste estudo, porque o filtro lento com limpeza retrolavável, encontrava-se ou com vazamento ou com problemas operacionais.

## CONCLUSÃO

Por meio dos dados de água bruta dos parâmetros apresentados neste estudo, observou-se que, o manancial Itajaí do Sul encontra-se deteriorado. Por causa disso, não seria possível utilizar apenas a filtração em margem ou apenas a filtração lenta, para tratamento da água para abastecimento público. Para

atender às exigências da Portaria de Potabilização de Águas, seria necessário o uso de pré-tratamento e de tratamento para enquadrar a água efluente abaixo dos limites estabelecidos pela Portaria nº 518. Sendo assim, utilizou-se a filtração em margem de rio como pré-tratamento e a filtração lenta com limpeza retrolavável como tratamento.

Quanto à remoção de coliformes totais e *Escherichia coli*, o sistema proposto apresentou, em geral, boa eficiência, necessitando de desinfecção final, como todo tratamento necessita. O sistema proposto também apresentou eficiência com mais de 80% de remoção com relação aos sólidos totais dissolvidos. A turbidez final da água do sistema proposto enquadrou-se abaixo do limite exigido pela portaria nº 518 de 2004. A cor aparente oscilou bastante, entretanto entre os meses de setembro de 2008 a junho de 2009, esta se enquadrava dentro do limite.

A presença de ferro no solo da região de Itaporanga veio a comprometer a qualidade da água afluente ao filtro lento e também, as durações das carreiras de filtração ficaram comprometidas.

A proposta da filtração em margem seguida de filtração lenta retrolavável surgiu para viabilizar água de qualidade para as comunidades rurais, que tem dificuldade de receber água tratada da concessionária. Esta proposta é viável, partindo-se do princípio da utilização de tecnologias simples, de fácil operação e manutenção. Este sistema proposto apresentou boa qualidade para a água a ser consumida, necessitando de desinfecção após a filtração lenta com limpeza retrolavável. Esta forma de limpeza por retrolavagem no filtro lento, facilitou esta etapa no filtro, por apresentar praticidade e rapidez nesta operação.

## REFERÊNCIA

BRASIL. Portaria nº 518 de 25 de março de 2004 do Ministério da Saúde. Estabelece procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e das outras providências. 2004.

BRASIL. Resolução CONAMA n 357 de 17 de março de 2005 do Ministério do Meio Ambiente. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, padrão de potabilidade de água para consumo animal e dá outras providências. 2005.

COMITÊ ITAJAÍ – Plano de recursos hídricos (Análise da qualidade da água superficial). Plano de Recursos Hídricos na Íntegra. Disponível em: [www.comiteitajai.org.br/index.php/planorecursosohidricos/resumo-do-plano.html](http://www.comiteitajai.org.br/index.php/planorecursosohidricos/resumo-do-plano.html). Capítulo A1, seção 1.1.2. Consultado em 05 de janeiro de 2009.

DACACH, N. G. Saneamento Básico. 3. ed. Rio de Janeiro: Livros Técnicos e Científicos Editora S.A., 1990.

DASH, R.R., MEHROTRA, I., KUMAR, P., GRISCHEK, T. Lake bank filtration at Nainital, India: water-quality evaluation. *Hydrogeology Journal*, v.16, n.6, p.1089-1099, 2008.

DI BERNARDO, L. Métodos e técnicas de tratamento de água. Rio de Janeiro: ABES, v.2, 503p, 1993.

DI BERNARDO, L., BRANDÃO, C. C. S., HELLER, L. Tratamento de Água de Abastecimento por Filtração em Múltiplas Etapas. Ed. ABES, Rio de Janeiro, 1999, 114p.

DI BERNARDO, L.; SABOGAL PAZ, L. P. Seleção de Tecnologias de Tratamento de Água. São Carlos: Editora LDIBE LTDA, v1, 878p e v2, 682p, 2008.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Censos Demográficos 2010, municípios. Disponível no site: [http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/tabelas\\_pdf/total\\_populacao\\_santa\\_catarina.pdf](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/tabelas_pdf/total_populacao_santa_catarina.pdf). Acesso em: 06 de julho de 2011.

ITUPORANGA. Caracterização Regional – Secretaria de Estado do Planejamento, Orçamento e Gestão “Ituporanga”. 37p, 2003.

KUEHN, W., MUELLER, U. Riverbank filtration. An overview. *Journal American Water Works Association*, v.92, n.12, p.60-69, 2000.

MURAKAMI, D. T., SENS, M. L. Filtração lenta com retrolavagem para tratamento de água em pequenas comunidades rurais. In: Simpósio Luso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 13, 2008, Belém – PA, Anais... Belém, CD-ROM.

MURTHA, N. A., HELLER, L. Avaliação da influência de parâmetros de projeto e das características da água bruta no comportamento de filtros lentos de areia. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.8, n.4, p.257-267, outubro/novembro, 2003.

PIZZOLATTI, B. S. Estudos de limpeza de filtro lento por raspagem e retrolavagem. 2010. 83p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. Florianópolis.

RABELO, L. Estudos preliminares para implantação da filtração em margem na Lagoa do Peri como pré-tratamento de água para remoção de fitoplâncton. 2006. 152p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Florianópolis.

SANTOS, D. C G. Filtração em margem de rio precedendo a filtração lenta, para remoção de carbofurano, no tratamento de água para consumo humano. 2010. 241p. Tese (doutorado em Engenharia Ambiental). Universidade de Santa Catarina.

Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Florianópolis.

SCHIJVEN, J., BERGER, P., MIETTIEN, I. Removal of pathogens, surrogates, indicators and toxins using Riverbank Filtration. In: *Riverbank Filtration: Improving source-water quality*. Alemanha, v.43, cap.6, p.73-116, 2003.

SENS, M. L., DALSSASSO, R. L., MONDARDO, R.I., MELO FILHO, L.C. de. Filtração em Margem. In: *Remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos no tratamento de água para consumo humano*. Livro em fase de publicação – PROSAB 4. São Paulo, v.1, cap5, p.400-492, setembro de 2006.

SOARES, M. B. D. Estudo da implantação em escala real da filtração em margem em alga de piscicultura extensiva para dessedentação animal. 2009, 134p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Florianópolis.

# Pré-tratamento de lodo de tanques sépticos mediante flotação, antes do lançamentos em ETEs

## *Pre-treatment of sludge from septic tanks by flotation, before to release in WWTP*

**Nayara Batista Borges (\*)**

*Engenheira Ambiental pela Universidade Federal de Viçosa. Mestre em Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo – Escola Engenharia de São Carlos*

**José Roberto Campos**

*Engenheiro Civil pela Universidade de São Paulo. Professor titular da Universidade de São Paulo – Escola Engenharia de São Carlos*

**Endereço para correspondência (\*):**

*Avenida trabalhador são-carlense, 400, CEP: 13566-590, São Carlos – SP/Brasil \_ E-mail: naybatista@yahoo.com.br*

**Data de Entrada:** 25/10/2010 **Data de Aprovação:** 27/06/2011

### RESUMO

O lodo proveniente de tanques sépticos contém elevada concentração de sólidos suspensos, óleos e graxas, matéria orgânica, fragmentos fibrosos, grosseiros e patogênicos. Geralmente, em algumas regiões ou cidades, esse tipo de lodo é lançado sem os cuidados adequados em estações de tratamento de esgoto (ETEs), podendo ocasionar sobrecarga nas mesmas. O presente trabalho tem como objetivo a concepção, o desenvolvimento e a avaliação de uma unidade piloto para pré-tratamento de lodo de tanques sépticos. Essa unidade, constituída por gradeamento, desarenação e flotação, foi instalada no Campus da Universidade de São Paulo em São Carlos – SP – Área 1, junto da sua Estação de Tratamento de Esgoto, e visa à remoção de sólidos grosseiros, areia e materiais flutuantes, agindo como pré-tratamento, além de proporcionar o adensamento do lodo. A instalação piloto foi operada com diferentes taxas de aplicação superficial (80; 110; 140 e 200 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>), sendo que os melhores resultados foram alcançados com a condição de 110 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>, quando foram obtidas remoções de 91,7% de sólidos suspensos; 89,3% de DQO e 81,9% de óleos e graxas; sem a adição de produtos químicos. Os dados obtidos demonstraram que o sistema de flotação foi eficiente na remoção de DQO, de óleos e graxas e de sólidos suspensos. Também, foi avaliada a potencialidade de se efetuar a degradação do material flotado pelos processos anaeróbio e aeróbio. A digestão aeróbia do lodo flotado mostrou-se eficiente quando foi aplicado inócua e com período de aeração superior a 20 dias, sendo que foram obtidas eficiências de 88,3% e 90,0% para remoção de DQO e de óleos e graxas, respectivamente.

### ABSTRACT

The septic sludge contains high concentrations of suspended solids, oils and greases, organic material and pathogenics. Generally, in some regions or cities, this kind of sludge is dis-

charged without the appropriate care in Wastewater Treatment Plants (WWTP), which may lead to overload on them. The objective of this research was to design, construct and evaluate a treatment pilot plant to be used for prior treatment of the sludge generated in septic tanks. This pilot plant, composed by a sieve, a degritter, and flotation devices, was assembled in the São Paulo University Campus in São Carlos – SP – Área 1, near the Wastewater Treatment Plant (WWTP) of this Campus. It had the purpose to remove suspended solids, sand and the floating material before their entry in the Wastewater Treatment Plant. The pilot plant was managed to work at different surface rates (80; 110; 140 and 200 m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>). The 110 m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup> rate displayed the highest removal efficiency, reaching 91.7% of suspended solids, 89.3% of the Chemical Oxygen Demand, and 81.9% of oils and greases; without addition chemicals. The results showed the applicability of this system in removing suspended solids, oils and greases. Additionally, it was evaluated the capability of degrade the floated material by aerobic or anaerobic processes. The aerobic digestion of the floated material was efficient when it received previous inoculation and aeration period greater than 20 days, which allowed COD removal of 88.3% and 90% of oils and greases.

**Palavras-chave:** lodo de fossa e tanque séptico; pré-tratamento de lodo; flotação; degradação anaeróbia; degradação aeróbia

**Key words:** aerobic digestion; flotation; treatment of septic tanks sludge, sludge thickening

### INTRODUÇÃO

Os tanques sépticos são sistemas de pequeno porte utilizados para tratamento parcial do esgoto sanitário produzido em áreas urbana e rural, quando não beneficiadas por sistema de esgotamento sanitário. Foram uma das primeiras unidades idealizadas para tratamento de esgoto e até hoje são extensivamente empregadas. Com base em dados divulgados pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2007), cerca de 37,68% da população urbana e 63,72% da população rural, no Brasil, utilizam-se de fossa ou tanque séptico; portanto cerca de 80.000.000 de habitantes.

Observa-se no país a significativa utilização de tais unidades, porém, devido à falta de monitoramento das mesmas e do lodo gerado, as condições operacionais e o destino dos resíduos de limpeza são geralmente problemáticos. O lodo acumulado no interior dos tanques sépticos deve ser removido periodicamente, visando manter a eficiência do sistema. De maneira quase generalizada, a limpeza dessas unidades processa-se de forma desordenada e sem controle.

O lodo retirado dos tanques sépticos tem composição bastante

heterogênea e variável, dependendo do afluente e da concepção das unidades. Cerca de 75% dos sólidos são constituídos de matéria orgânica degradável, com grande quantidade de micro-organismos provenientes de fezes humanas e com elevada probabilidade de ocorrência de patógenos. A adição de efluentes industriais, por sua vez, pode incluir, ainda metais e outros componentes distintos daqueles decorrentes do esgoto doméstico (METCALF e EDDY, 1991).

Onde possível, o lodo proveniente das limpezas dos tanques sépticos é lançado em ETEs, e, nos outros casos, as principais formas de disposição são: lançamento direto em rios, ou aplicação na agricultura sem o devido controle (LEITE et al., 2006). Há pouca informação sobre a potencialidade do uso do tratamento preliminar, responsável pela remoção da areia, sólidos grosseiros, óleos e graxas. Tais materiais, quando lançados em ETEs podem causar uma série de agravantes, tais como: aumento dos custos de operação e de manutenção dos equipamentos devido à presença de materiais abrasivos, fibras, trapos; comprometimento do funcionamento das etapas do tratamento; aumento na geração de lodo; e redução da eficiência das ETEs.

### Pré-tratamento de lodo de tanque séptico

O presente trabalho tem como proposta o pré-tratamento do lodo proveniente de tanques sépticos, visando a remoção de sólidos grosseiros, areia, material particulado e óleos e graxas, mediante a aplicação de flotação por microbolhas. Como é uma proposta inédita, a concepção da unidade piloto utilizada na pesquisa foi baseada em conceitos aplicados a esgoto sanitário, adaptando-os para o despejo em questão. Ressalta-se que lodo de tanques sépticos tem particularidades distintas do esgoto bruto, pois contém elevado teor de sólidos suspensos e grosseiros e maiores quantidades de fibras, trapos e, às vezes, de detritos abrasivos, que podem causar danos em componentes eletromecânicos das ETEs. Tal resíduo não deve ser lançado em ETEs, sem o devido tratamento preliminar, composto, no mínimo, por gradeamento, com aberturas entre barras da ordem de 1,0 cm.

A proposta de se utilizar flotação de lodo de tanques sépticos, da forma aqui tratada, não foi encontrada pelos seus autores na literatura técnica. Dessa forma, a abordagem da presente pesquisa, estabeleceu-se em casos em que há necessidade de se reduzir a carga de DBO, de DQO ou sólidos em Estações de Tratamento de Esgoto, ou quando deseja-se promover o pré-adensamento do lodo, visando posterior desaguamento (com ou sem digestão). O pré-desaguamento do lodo com flotação também pode beneficiar soluções baseadas em cenários em que se deseja efetuar sua posterior compostagem ou co-disposição. Com relação a forma de se obter a flotação de resíduos em geral, recentemente, tem se utilizado a geração de bolhas empregando-se dispositivos especiais, como bombas multifásicas, em substituição aos sistemas de saturação tradicionais (câmaras de saturação).

As vantagens desse tipo de equipamento, em relação aos usuais (associados à compressores de ar e câmara de saturação) são: (i) alta eficiência, fornecendo grande massa de ar por unidade de volume na recirculação; (ii) eliminação da necessidade de

uso de câmaras de saturação; (iii) o suprimento do ar pode ser efetuado mediante compressores de baixa pressão ou a partir do próprio ar atmosférico (não necessita de compressores). Em contrapartida, as desvantagens são: (i) podem resultar bolhas com dimensões maiores, em decorrência do possível excesso de ar fornecido; (ii) maior requerimento de potência; (iii) pode reduzir a efetividade da bomba com o tempo, devido ao possível desgaste causado por partículas sólidas (ROSS, SMITH e VALENTINE, 2000).

Lee C.H et al. (2007), por exemplo, realizaram estudo em uma unidade de Flotação por Ar Dissolvido (FAD) com capacidade de  $150 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ , aplicada à pré-clarificação de água para abastecimento com objetivo de avaliar o desempenho de uma bomba (DAF 40 Shin Shin Pump Inc. Korea) na geração de microbolhas de ar. O sistema foi aplicado para águas que apresentavam diferentes valores de turbidez, buscando-se, dessa forma, determinar o melhor desempenho operacional, avaliando-se taxas de recirculação e condições de operação da bomba. Os autores chegaram às seguintes conclusões: (i) em condições de operação otimizadas, a vazão de ar deve ser de 8% a 10% da vazão de água e a taxa de recirculação de 30%, para pressão de 5,1 atm; (ii) a fração de ar quando se usa ar “dissolvido” pela ação da bomba, devido ao menor tempo de contato entre a água e ar, é menor que a câmara de saturação; (iii) a fração de bolhas menores que 70  $\mu\text{m}$  em todas as medidas foi superior a 97%; (iv) a bomba tem controles simplificados, não sendo necessária a utilização de compressor de ar e câmara de saturação.

O estudo objeto deste artigo, envolveu a concepção, o desenvolvimento e a avaliação de uma unidade de pré-tratamento de lodo de tanque séptico, constituída de gradeamento, desarenação e flotação, visando a remoção de sólidos grosseiros, areia e óleos e graxas, bem como o adensamento do lodo. Também, foi avaliada a potencialidade de se efetuar a degradação do material flotado pelos processos anaeróbio ou aeróbio.

É importante mencionar o fato de que o presente projeto fez parte de uma Rede Nacional de Pesquisas, com o objetivo de estudar a Caracterização, o Tratamento e a Disposição de Lodo Proveniente de Fossas Sépticas, no Âmbito do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – PROSAB, buscando avanços em conhecimento e a inclusão de aspectos originais. Trata-se do Convênio entre a Financiadora de Estudo e Projetos (FINEP) e a Fundação para o Incremento da Pesquisa e do Aperfeiçoamento Industrial (FIPAI), relativos ao Programa de Pesquisa em Saneamento Básico, EDITAL 5, TEMA 6 e desenvolvida pelo Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos/EESC- USP nesse contexto (PROSAB).

## MATERIAL E MÉTODOS

### Sistema experimental para pré-tratamento de lodo de tanques sépticos

O sistema experimental de pré-tratamento (Figura 1) é composto por medição de vazão, gradeamento, desarenação e flotação. Foi instalado no Campus da Universidade de São

Paulo em São Carlos-SP – Área 1 , junto a sua Estação de Tratamento de Esgoto.



Figura 1 – Foto do sistema experimental: unidade de pré-tratamento e tanque de recebimento

A alimentação da unidade de pré-tratamento com lodo proveniente dos caminhões limpa-fossa era feita após homogeneização do material num tanque de recebimento de 15 m<sup>3</sup>, o qual dispunha de uma placa com furos em sua parte superior, para remoção de sólidos grosseiros, com tamanho superior a 5,0 cm. Após passar pela placa, o despejo do tanque era recalcado até a unidade de pré-tratamento por bomba centrífuga, auto-escovante, que admitia ajustes de vazão mediante o uso de inversor de frequência.

Na unidade experimental ocorria a retenção de sólidos grosseiros numa peneira fina inclinada, do tipo estática, com espaçamento entre barras de 1,0 cm. O material retido na peneira era removido manualmente e direcionado para recipiente de acúmulo. Finalmente, o lodo era encaminhado para unidade de flotação/desarenação.

A unidade de flotação/desarenação foi dimensionada com volume útil de 2,50 m<sup>3</sup>, (incluindo a zona de acúmulo de material sedimentado), largura de 0,70 m, comprimento de 1,75 m e altura útil de 1,65 m. Foi concebida sem câmara de saturação, pois nessa configuração, incluindo os acessórios, certamente apresentaria problemas operacionais e de manutenção, face às características do lodo. Para redução de custos não foi efetuada aplicação de qualquer produto químico na unidade. Na Figura 2 está apresentado o esquema do sistema de pré-tratamento

O ar utilizado na unidade piloto era aplicado na canalização de sucção do conjunto elevatório de recirculação, através de mangueira de Poliuretano com diâmetro interno 2,4 mm, conectada ao compressor central, que atendia todas as demandas da Estação de Tratamento de Esgoto do Campus

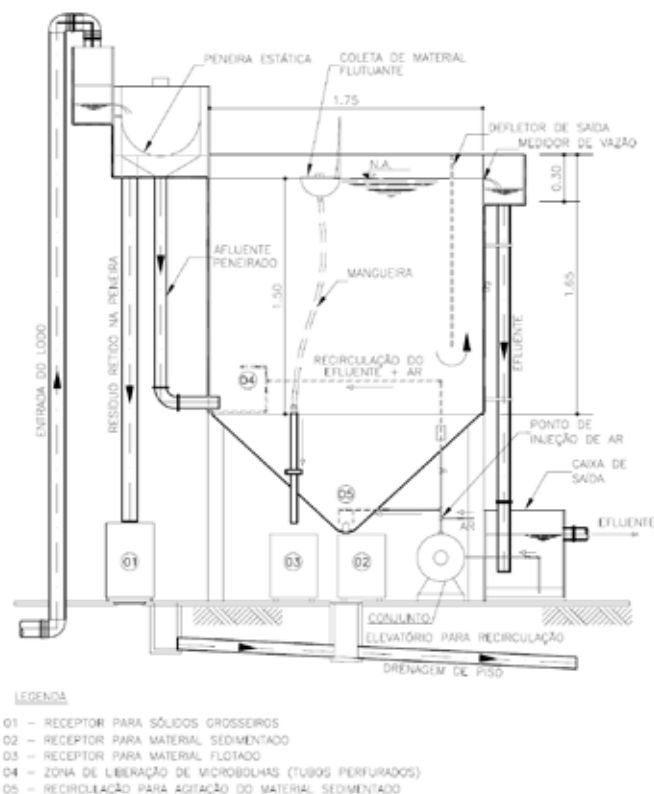


Figura 2 – Desenho esquemático da instalação piloto para remoção de areia e material flotado

(compressor este com capacidade bastante superior a demanda total). A vazão de ar era mensurada por um micros sensor (HONEYWELL - modelo AWM5104VN), com capacidade para medir vazão até 1200 L.h<sup>-1</sup>, e controlada mediante registro de agulha na linha de alimentação de ar.

A pressão desejada na recirculação era ajustada mediante válvulas de esfera e monitorada por manômetro, no recalque, e vacuômetro, na canalização de sucção. Por sua vez, a medição da vazão afluyente era realizada por meio de vertedor triangular de parede delgada, com leitura da lâmina líquida em régua graduada. O material flotado era removido por um coletor de lodo superficial, com acionamento manual e direcionado para recipiente de acúmulo conduzido por mangueira interna ao flotor. O resíduo sedimentado (areia + detritos), por sua vez, era removido por descargas de fundo, com abertura e fechamento de registro, encaminhando-o para recipiente de acúmulo.

Na Tabela 1 estão apresentados os parâmetros operacionais para os ensaios realizados. A duração de cada ensaio foi estabelecida como sendo cinco vezes o tempo de detenção hidráulica, pois antes de se atingir esse período já se constatava a estabilização da operação.

Tabela 1 – Parâmetros empregados para realização dos ensaios

Taxa de aplicação superficial (m <sup>3</sup> .m <sup>-2</sup> .dia <sup>-1</sup> )	Vazão		Tempo de detenção hidráulica (min)	Duração do ensaio (min)
	m <sup>3</sup> .h <sup>-1</sup>	L.s <sup>-1</sup>		
80	4,43	1,23	33,8	169
110	6,10	1,69	24,6	123
140	7,76	2,16	19,3	97
200	11,08	3,08	13,5	68

Diante da escassez de referências na literatura técnica, acerca do uso de flotação para lodo de tanques sépticos, optou-se por utilizar como primeira e grosseira aproximação a fórmula usual (baseada na Lei de Henry) para projeto de flotação por ar dissolvido para esgoto sanitário (METCALF E EDDY, 1991). Adotaram-se, em princípio, os seguintes parâmetros para estimativa de vazão de recirculação: sólidos suspensos: 3000 mg.L<sup>-1</sup>; razão de ar/sólidos: 0,03; solubilidade do ar na temperatura de 20 °C: 18,7 mL.L<sup>-1</sup>; pressão absoluta: 5 atm e fração de ar dissolvido 0,5. Na Tabela 2 estão apresentados os valores das referidas vazões utilizadas nos ensaios.

$$\frac{A^*}{S} = \frac{1,3Sa \times (f \times P - 1) \times R}{Ss \times Q} \quad \text{EQ (1)}$$

Em que:

- A\*: a fração de ar;
- A/S: razão ar/sólidos (mg.mg-1);
- Sa: solubilidade do ar na água aplicada na temperatura do efluente (mL.L-1);
- f: fração de ar dissolvido à pressão P;
- P: pressão absoluta (atm);
- Ss: sólidos suspensos (mg.L-1);
- R: vazão de recirculação da água saturada (m3.dia-1);
- Q: vazão de lodo de tanques sépticos (m3.dia-1);

**Tabela 2 – Vazões utilizadas nos ensaios**

Taxa de aplicação superficial (m <sup>3</sup> .m <sup>-2</sup> .dia <sup>-1</sup> )	Vazão de recirculação (L.h <sup>-1</sup> )	Vazão afluente (L.h <sup>-1</sup> )	Vazão de ar (L.h <sup>-1</sup> )
80	2956	1478	144
110	4064	2032	198
140	5172	2586	251
200	7389	3694	359

A rigor, a Equação 1 não se aplica com precisão para projetos de flotação com essa concepção (sem câmara de saturação); ela aplica-se a casos de flotação por ar dissolvido convencional, que não é o caso. Na configuração proposta nesta pesquisa, a flotação ocorre não só por ar dissolvido/precipitado, mas também por microbolhas produzidas pela fragmentação de bolhas grandes geradas pela introdução de ar na sucção da bomba de recirculação. Portanto, não se devem elaborar projetos de unidades em escala plena somente com base nessa fórmula. Essa fórmula foi utilizada apenas para se ter ponto de partida para adoção de parâmetros operacionais preliminares, o que foi seguido por alguns testes de campo, antes de se adotarem as taxas de aplicação superficial que foram objeto da pesquisa.

Também adotou-se, inicialmente, concentração de sólidos suspensos no afluente como sendo da ordem de 3000 mg. L<sup>-1</sup>, porém a faixa de variação desse parâmetro é extremamente ampla no caso de lodo de fossas e de tanques sépticos de diferentes origens.

Na Figura 3 estão apresentados os locais em que foram coletadas amostras para realização das análises. Eram efetuadas três coletas durante as horas de operação relativa a cada ensaio, após o sistema alcançar o regime dinâmico de equilíbrio. A seguir, as mesmas eram encaminhadas a laboratório, onde era preparada a amostra composta.



**Figura 3 – Locais de coleta das amostras: entrada da unidade (a), saída da unidade(b) e material flotado (c)**

Foram monitoradas as seguintes variáveis do afluente, do efluente e do lodo flotado: DQO, série de sólidos, óleos e graxas, metais, Coliformes totais, Coliformes fecais, nitrogênio Kjeldahl total e fosfato total.

O material retido na peneira era secado em estufa, a 60°C, para posterior análise granulométrica, com peneiras de aberturas de 2,0 cm; 1,0 cm; 0,5 cm; 0,2 cm e 0,1 cm.



Com intuito de remover “impurezas” contidas na areia sedimentada na unidade (antes do seu descarte), ao final de cada etapa de operação, fazia-se a aplicação de ar na parte inferior da unidade piloto, durante 10 minutos. Em seguida, procedia-se a coleta de amostras de resíduo sedimentado para quantificação da areia (determinação de sólidos totais).

### Testes complementares para avaliação da potencialidade de degradação biológica do lodo flotado

Com intuito de avaliar, de forma expedita e preliminar, a degradação do lodo flotado na unidade de pré-tratamento, foram realizados, também, dois testes biológicos complementares distintos: um empregando processo aeróbio e outro anaeróbio. No processo aeróbio, as variáveis avaliadas foram óleos e graxas e DQO, para amostras extraídas nos diferentes ensaios e suas respectivas taxas de aplicação superficial na unidade de pré-tratamento, ou seja:  $80 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{dia}^{-1}$ ,  $110 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{dia}^{-1}$  e  $140 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{dia}^{-1}$ . Inicialmente, para as duas primeiras taxas, optou-se pela aeração do lodo flotado (cerca de 700 mL de amostra contida num frasco de 1000 mL). A instalação foi mantida à temperatura ambiente (20 a 24 C), por 11 dias, com aeração ininterrupta. Em intervalos pré-determinados, amostras parcialmente digeridas foram coletadas e avaliadas. Posteriormente, optou-se também pela inoculação com cerca de 200 mL de lodo oriundo do Tanque de Aeração da Estação de Tratamento das Flores de Rio Claro – SP, preservando a mesma quantidade de lodo a ser digerido, mas estendendo-se o período de reação para 19 dias.

Para o teste em ambiente anaeróbio, por sua vez, amostras com cerca de 200 mL de lodo flotado foram inseridas em frascos de Duran de 500 mL,, conforme observado na Figura 4, os quais foram lacrados para avaliação da formação de gases em seu

interior, mediante observação do deslocamento de líquido em frasco controle. Os recipientes foram mantidos a temperatura ambiente, com extração de amostras digeridas após 11 dias. Foi avaliada a digestão do resíduo proveniente dos ensaios com as três diferentes taxas de aplicação superficial ( $80 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{dia}^{-1}$ ,  $110 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{dia}^{-1}$  e  $140 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{dia}^{-1}$ ).

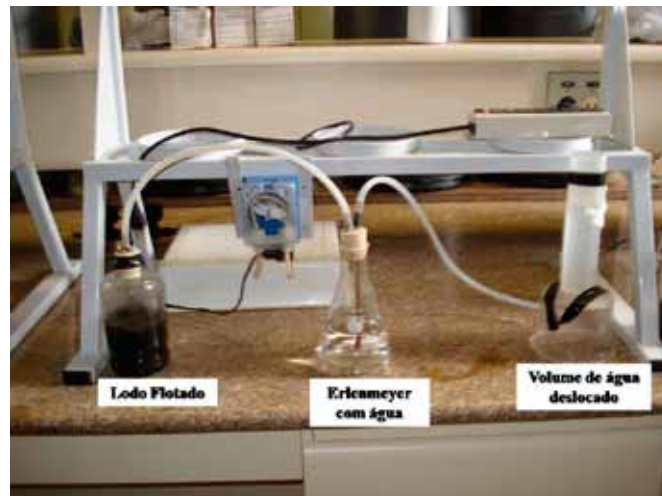


Figura 4 – Montagem experimental para estudo da degradação anaeróbia do lodo flotado

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nas Tabelas 3 a 6 estão apresentados os principais resultados de análises e de determinações relacionados com ensaios com o sistema piloto de flotação. Nessas Tabelas, encontram-se os resultados pertinentes ao lodo afluente, efluente da unidade e lodo flotado, bem como a eficiência do sistema para as diferentes taxas de aplicação superficial selecionadas.

Tabela 3 – Resultados do ensaio para taxa de aplicação superficial de  $80 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{dia}^{-1}$ , no tanque de flotação

Parâmetros	Entrada	Saída	Flotado	Eficiência de remoção (%)
N- total (mg.L <sup>-1</sup> )	85	67	1892	21,6
Sólidos totais (mg.L <sup>-1</sup> )	1.596	877	61.830	45,1
Sólidos totais fixos (mg.L <sup>-1</sup> )	649	383	24.805	41,0
Sólidos totais voláteis (mg.L <sup>-1</sup> )	947	494	37.025	47,8
Sólidos suspensos (mg.L <sup>-1</sup> )	1.123	502	60.203	55,2
Sólidos suspensos fixos (mg.L <sup>-1</sup> )	430	147	24.455	65,7
Sólidos suspensos voláteis (mg.L <sup>-1</sup> )	693	355	35.748	48,7
Óleos e graxas (mg.L <sup>-1</sup> )	193	87	7.243	54,9
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	1.400	606	71.650	56,7
Fosfato (mg.L <sup>-1</sup> )	7	6	273	14,2
Zn (mg.L <sup>-1</sup> )	1,402	0,54	64,5	61,5
Pb (mg.L <sup>-1</sup> )	0,58	0,42	5,75	27,6
Cd (mg.L <sup>-1</sup> )	0,056	0,044	0,178	21,4
Ni (mg.L <sup>-1</sup> )	0,166	0,134	1,4	19,3
Fe (mg.L <sup>-1</sup> )	41,2	14,96	1632	63,7
Mn (mg.L <sup>-1</sup> )	0,533	0,325	24,55	39,0
Cu (mg.L <sup>-1</sup> )	0,574	0,213	24,55	62,9
Cr (mg.L <sup>-1</sup> )	0,154	0,123	1,361	20,1
Coliformes Totais (NMP/100 ml)	$1,82 \times 10^5$	$1,32 \times 10^5$	$5,6 \times 10^6$	< 1 log
Coliformes Fecais (NMP/100 ml)	$2,2 \times 10^4$	$1,2 \times 10^4$	$2,0 \times 10^6$	< 1 log

**Tabela 4 – Resultados do ensaio para taxa de aplicação superficial de 110 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>, no tanque de flotação**

Parâmetros	Entrada	Saída	Flotado	Eficiência de remoção (%)
N- total (mg.L <sup>-1</sup> )	506	261	833	48,5
Sólidos totais (mg.L <sup>-1</sup> )	7.535	1.372	17.201	81,8
Sólidos totais fixos (mg.L <sup>-1</sup> )	3.138	625	6.763	80,1
Sólidos totais voláteis (mg.L <sup>-1</sup> )	4.397	747	10.438	83,0
Sólidos suspensos (mg.L <sup>-1</sup> )	6.650	550	16.605	91,7
Sólidos suspensos fixos (mg.L <sup>-1</sup> )	2.193	248	6.655	88,7
Sólidos suspensos voláteis (mg.L <sup>-1</sup> )	4.458	303	9.950	93,2
Óleos e graxas (mg.L <sup>-1</sup> )	581	105	2.101	81,9
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	7.250	778	19.233	89,3
Fosfato (mg.L <sup>-1</sup> )	74	51	153	31,3
Zn (mg.L <sup>-1</sup> )	8,932	3,265	27,73	63,4
Pb (mg.L <sup>-1</sup> )	0,4	0,15	0,85	62,5
Cd (mg.L <sup>-1</sup> )	0,034	0,024	0,044	29,4
Ni (mg.L <sup>-1</sup> )	0,211	0,073	0,388	65,4
Fe (mg.L <sup>-1</sup> )	225	25,1	599	88,8
Mn (mg.L <sup>-1</sup> )	1,77	0,231	10	86,9
Cu (mg.L <sup>-1</sup> )	1,389	0,159	9,88	88,6
Cr (mg.L <sup>-1</sup> )	0,148	0,03	0,365	79,7
Coliformes Totais (NMP/100 ml)	1,64 x 10 <sup>5</sup>	4,2 x 10 <sup>4</sup>	1,6 x 10 <sup>6</sup>	1 log
Coliformes Fecais (NMP/100 ml)	1,4 x 10 <sup>4</sup>	1,0 x 10 <sup>3</sup>	7,0 x 10 <sup>5</sup>	1 log

**Tabela 5 – Resultados do ensaio para taxa de aplicação superficial de 140 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>, no tanque de flotação**

Parâmetros	Entrada	Saída	Flotado	Eficiência de remoção (%)
N- total (mg.L <sup>-1</sup> )	439	287	1.707	34,6
Sólidos totais (mg.L <sup>-1</sup> )	6.346	2.899	41.939	54,3
Sólidos totais fixos (mg.L <sup>-1</sup> )	2.701	1.240	15.088	54,1
Sólidos totais voláteis (mg.L <sup>-1</sup> )	3.645	1.659	26.851	54,5
Sólidos suspensos (mg.L <sup>-1</sup> )	5.612	2.318	38.588	58,7
Sólidos suspensos fixos (mg.L <sup>-1</sup> )	2.270	915	13.625	59,7
Sólidos suspensos voláteis (mg.L <sup>-1</sup> )	3.342	1.403	24.963	58,0
Óleos e graxas (mg.L <sup>-1</sup> )	737	201	5.173	72,7
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	7.000	4.076	56.230	41,8
Fosfato (mg.L <sup>-1</sup> )	108	87	440	19,5
Zn (mg.L <sup>-1</sup> )	7,433	2,977	34,860	59,9
Pb (mg.L <sup>-1</sup> )	0,620	0,400	3,950	35,5
Cd (mg.L <sup>-1</sup> )	0,043	0,026	0,102	39,5
Ni (mg.L <sup>-1</sup> )	0,158	0,085	0,773	46,2
Fe (mg.L <sup>-1</sup> )	112,500	55,260	890,800	50,9
Mn (mg.L <sup>-1</sup> )	1,317	0,621	9,070	52,8
Cu (mg.L <sup>-1</sup> )	1,416	0,609	11,440	57,0
Cr (mg.L <sup>-1</sup> )	0,245	0,057	1,315	76,7

**Tabela 6 – Resultados do ensaio para taxa de aplicação superficial de  $200 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ , no tanque de flotação**

Parâmetros	Entrada	Saída	Flotado	Eficiência de remoção (%)
N- total ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	70	55	86	21,3
Sólidos totais ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	1.426	1.098	2.207	23,0
Sólidos totais fixos ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	952	742	1105	22,1
Sólidos totais voláteis ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	474	356	1102	24,9
Sólidos suspensos ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	912	752	1638	17,5
Sólidos suspensos fixos ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	645	502	790	22,1
Sólidos suspensos voláteis ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	267	250	847	6,5
Óleos e graxas ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	199	137	411	31,2
DQO ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	709	597	2278	15,7
Fosfato ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	15	12	24	15,1
Zn ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	0,977	0,588	1,59	39,8
Pb ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	0,4	0,31	0,41	22,5
Cd ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	0,046	0,037	0,02	19,6
Ni ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	0,076	0,06	0,097	21,1
Fe ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	24,26	19,85	44,76	18,2
Mn ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	0,279	0,219	0,523	21,5
Cu ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	0,294	0,268	0,847	8,8
Cr ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	0,06	0,041	0,082	31,7
Coliformes Totais (NMP/100 ml)	$1,18 \times 10^7$	$3,7 \times 10^6$	$1,7 \times 10^8$	1 log
Coliformes Fecais (NMP/100 ml)	$1,8 \times 10^6$	$1,1 \times 10^6$	$1,2 \times 10^7$	1 log

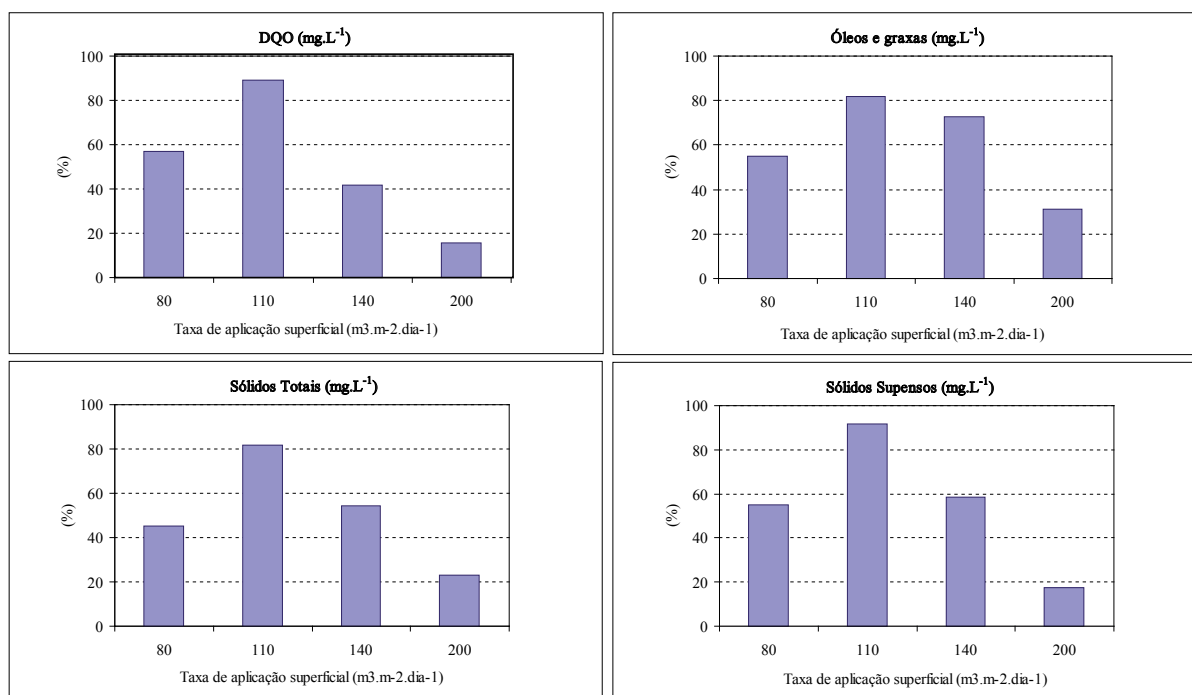
Nota-se, com base os dados das Tabelas 3 a 6, que a taxa de aplicação superficial de  $110 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$  foi a que resultou em melhores resultados, em relação aos outros ensaios. Com essa taxa, foi obtida significativa eficiência de remoção para a maioria dos parâmetros avaliados. Como, por exemplo: eficiência de remoção de matéria orgânica de 89,3% em termos de DQO, 91,7% de sólidos suspensos, 89,3% de óleos e graxas e 79,7% de Cromo.

É importante ressaltar que o teor de sólidos do lodo afluente resultou bastante variável – como ocorre sempre, para esse

tipo de resíduo – interferindo também nos resultados de eficiência.

As baixas remoções de fósforo observadas nos ensaios – no máximo de 21,3% para taxa de aplicação superficial de  $110 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$  – estão associadas a não utilização de coagulantes nem polímeros durante os experimentos. O uso de coagulante metálico poderia aumentar essa eficiência de remoção.

A Figura 5 mostra dados relativos à eficiência de remoção para algumas variáveis.



**Figura 5 – Eficiência de remoção DQO (a), Óleos (b) e graxas, Sólidos totais (c) e Sólidos suspensos (d), nos ensaios realizados**

Baseando-se nas Tabelas 3 a 6, constatou-se que o lodo flutuado apresentou as seguintes porcentagens de sólidos totais: 6,2%; 1,7%; 4,2% e 0,2% para as taxas de aplicação: 80; 110; 140 e 200  $m^3.m^{-2}.dia^{-1}$ , respectivamente. As melhores condições de adensamento do lodo foram obtidas nos ensaios efetuados

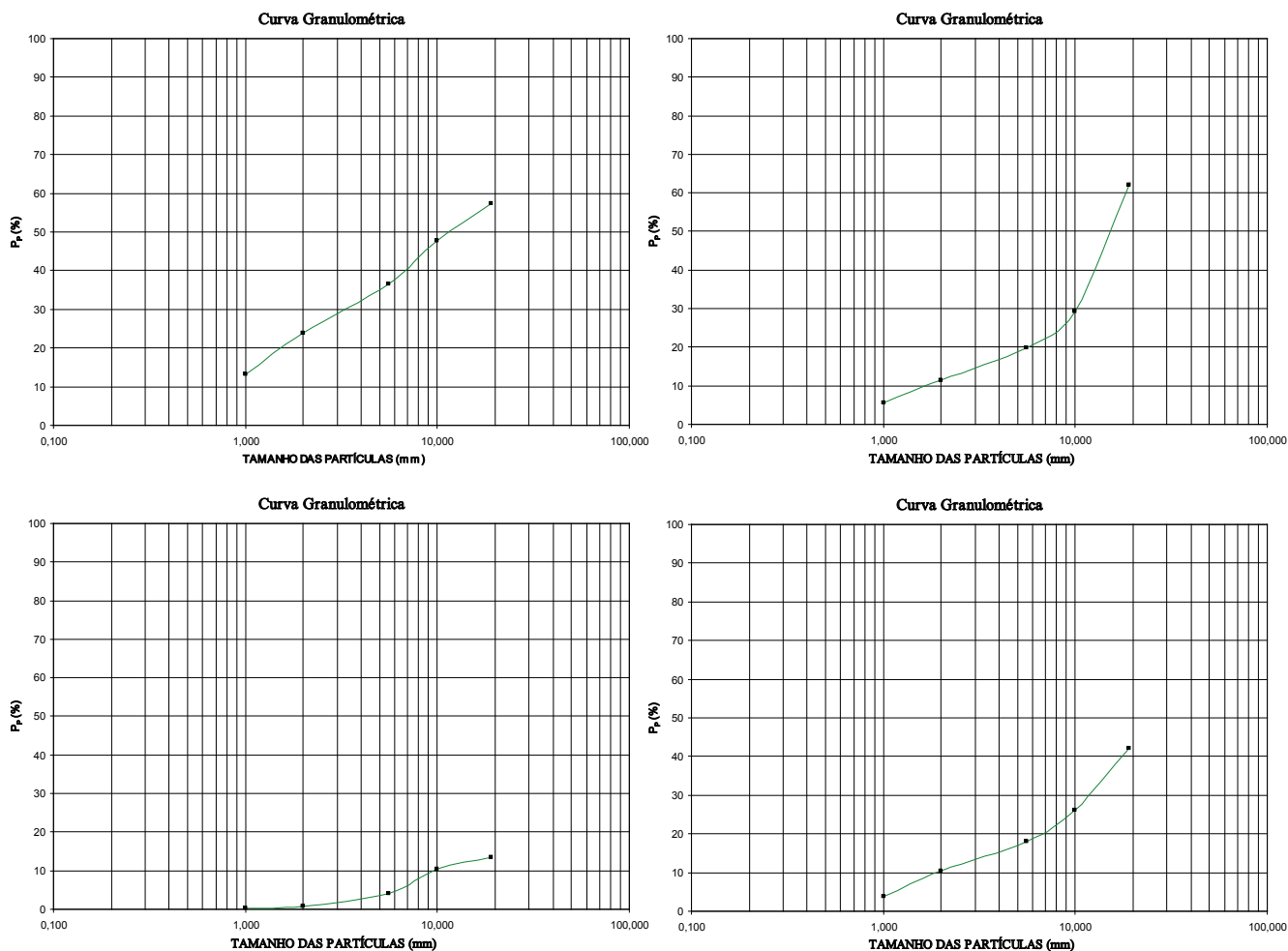
com taxas de aplicação menores que  $110 m^3.m^{-2}.dia^{-1}$ . Na Tabela 7 apresentam-se resultados de determinações de sólidos totais, fixos e voláteis no material sedimentado (areia + detritos) no fundo da unidade piloto.

**Tabela 7– Resultados dos sólidos totais do material sedimentado durante os ensaios**

Taxa de aplicação superficial ( $m^3.m^{-2}.dia^{-1}$ )	Sólidos totais ( $g.L^{-1}$ )	Sólidos totais fixos ( $g.L^{-1}$ )	Sólidos totais voláteis ( $g.L^{-1}$ )	Sólidos inertes (%)
80	69,59	29,77	39,83	42,77
110	2,64	1,19	1,45	45,03
140	34,13	13,85	20,29	40,56
200	9,80	5,41	4,39	55,19

O material removido por sedimentação apresenta, ainda, elevado teor de sólidos voláteis, o que demonstra a necessidade de se aprimorar o sistema, com aplicação de mais ar no fundo antes da descarga, para se obter areia com menos “impurezas” orgânicas. Na Figura 6 estão apresentadas as curvas granulométricas do material retido na peneira da unidade piloto. Por sua vez,

na Tabela 8, apresentam-se os dados da quantidade de sólidos retidos por  $m^3$  de lodo afluente, relativas a cada abertura das peneiras utilizadas nos testes em laboratório, considerando as diferentes taxas de aplicação superficial utilizadas na unidade.



**Figura 6 – Curva granulométrica do material retido na peneira que antecedia o flutuador nos ensaios: ensaio com taxa de aplicação superficial  $80 m^3.m^{-2}.dia^{-1}$  (a), ensaio com taxa de aplicação superficial  $110 m^3.m^{-2}.dia^{-1}$  (b), ensaio para taxa de aplicação superficial  $140 m^3.m^{-2}.dia^{-1}$  (c) e ensaio para taxa de aplicação superficial  $200 m^3.m^{-2}.dia^{-1}$  (d)**

**Tabela 8 – Quantidade de sólidos retidos nas peneiras, em teste de laboratório**

Abertura (mm) \ TAS(m <sup>3</sup> .m <sup>-2</sup> .dia <sup>-1</sup> )	Massa de material retido/volume de lodo tratado (kg.m <sup>-3</sup> )					Total
	19,0	10,0	5,6	2,0	1,0	
80	0,0012	0,0003	0,0003	0,0004	0,0003	0,0024
110	0,0015	0,0013	0,0004	0,0003	0,0002	0,0037
140	0,0079	0,0003	0,0006	0,0003	0,0001	0,0091
200	0,0013	0,0003	0,0002	0,0002	0,0001	0,0021

Conforme observado na Figura 6, nota-se que menos de 50 % do material passou pela peneira de 10 mm em todos os ensaios. As porcentagens foram 47,8%; 29,3%; 10,5% e 26,1% para as taxas de aplicação superficial de 80; 110; 140 e 200 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>, respectivamente. Portanto, conclui-se que a maior parte do material é de resíduo grosseiro. Esses resultados fornecem a informação de que o emprego de peneira/grade com abertura de 1,0 cm podem ser sugerido para remoção de sólidos grosseiros, precedendo descargas em ETEs.

Com os resultados de sólidos suspensos totais obtidos, foi possível determinar a taxa de aplicação de sólidos empregada nos ensaios. A partir disso, pode-se constatar que para as taxas de

aplicação superficial de 110 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup> e de 140 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>, as taxas de aplicação de sólidos foram superiores a recomendada pela literatura para DAF aplicado a esgoto sanitário, situada entre 52,8 e 585,6 kg.m.dia<sup>-1</sup>. Isso se deve a maior concentração de sólidos suspensos nessas duas condições. Na Tabela 9 estão apresentados os resultados referentes a taxa de aplicação de sólidos para os ensaios realizados, bem como a faixa de variação da taxa de aplicação de sólidos recomendada na literatura aplicada a esgoto sanitário.

**Tabela 9 – Taxa de aplicação de sólidos dos ensaios e da faixa de variação encontrada na literatura**

Taxa de aplicação superficial (m <sup>3</sup> .m <sup>-2</sup> .dia <sup>-1</sup> )	Taxa de aplicação de sólidos (kg.m <sup>2</sup> .dia <sup>-1</sup> )	Taxa de aplicação de sólidos recomendada na literatura para esgoto sanitário (kg.m <sup>2</sup> .dia <sup>-1</sup> )
80	89,8	
110	731,5	
140	785,7	52,8 <sup>1</sup> a 585,6 <sup>2</sup>
200	182,5	

Fonte: <sup>1</sup>EPA (1975); <sup>2</sup>METCALF e EDDY(1991)

Esses resultados indicam que para a flotação de lodos de tanques sépticos, as taxas de aplicação superficial de sólidos podem ser superiores àquelas adotadas tradicionalmente para esgoto sanitário.

A relação ar-sólido é um parâmetro importante no projeto das unidades de flotação, pois o desempenho do sistema de depende de se ter quantidade de bolhas de ar suficiente para flotar substancialmente a maior parcela dos sólidos suspensos presentes. Nos ensaios realizados, para as taxas de aplicação de 80; 110; 140 e 200 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>, as relações kg de ar/ kg de sólido suspensos foram de 0,481; 0,081; 0,096 e 0,592, respectivamente. Ressalta-se, entretanto, que a vazão de ar aplicada permanecia fixa para cada taxa de aplicação superficial avaliada, não ocorrendo, dessa forma, ajuste em função da carga de sólidos aplicada.

A faixa de variação de ar/sólido recomendada na literatura é de 0,005 a 0,1 (EPA, 1975, DICK, 1972). A relação de ar-sólido para as taxas de 80 e 200 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup> foram superiores a encontradas na literatura.

### Testes complementares para avaliação da degradação do lodo flotado na unidade de pré-tratamento

Em relação aos testes complementares com o lodo flotado, mediante digestão aeróbia, os resultados são apresentados nas Tabelas 10 a 12.

**Tabela 10 – Resultados do processo aeróbio de digestão do lodo flotado (taxa de aplicação superficial de 80 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>) sem inoculação com período de 11 dias**

Parâmetros	1º dia	8º dia	11º dia	Eficiência (%)
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	71.650	52.550	43620	39,1
Óleos e graxas (mg.L <sup>-1</sup> )	7.243	2.109	1855	74,4

**Tabela 11 – Resultados do processo aeróbio de digestão do lodo flotado (taxa de aplicação superficial de 110 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>) sem inoculação com período de 10 dias**

Parâmetros	1º dia	10º dia	Eficiência (%)
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	19.233	16.950	11,9
Óleos e graxas (mg.L <sup>-1</sup> )	2.101	1.37	31,6

**Tabela 12 – Resultados do processo aeróbio de digestão do lodo flotado (taxa de aplicação superficial de 140 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>) com inoculação com período de 19 dias**

Parâmetros	1º dia	19º dia	Eficiência (%)
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	56.230	6.604	88,3
Óleos e graxas (mg.L <sup>-1</sup> )	5.173	497	90,0

Os ensaios de digestão aeróbia de lodo flotado, que foram realizados primeiramente, corresponderam ao lodo obtido nos ensaios com taxas de aplicação superficial de 80 e 110 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>. Esses ensaios foram realizados sem inoculação. Contudo, face à eficiência relativamente baixa, constatada, optou-se por se utilizar o lodo flotado para a taxa de aplicação superficial de 140 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>. Decidiu-se, neste caso, efetuar a inoculação com lodo de sistema de lodos ativados (ETE Jardim das Flores, Rio Claro/SP). Neste caso, os resultados de eficiência foram animadores (88,3% e 90,0% para remoção de DQO e de óleos e graxas, respectivamente). No que se refere aos testes visando a degradação anaeróbia, monitorados pela produção de gases, os resultados não foram conclusivos, contudo, em todos os testes a produção de gás foi significativamente pequena; mesmo quando se aplicou inóculo.

## CONCLUSÃO

A prática de se efetuar o destino de lodo de fossas e de tanques sépticos em ETEs, dependendo da capacidade das estações, pode prejudicar o desempenho das mesmas. Nesse sentido, os resultados obtidos na presente pesquisa mostram que o pré-tratamento do lodo mediante flotação, antes do lançamento em ETEs, promove significativa redução de sobrecarga.

A concepção da unidade de pré-tratamento de lodo de tanque séptico proposta no presente trabalho atendeu aos objetivos previstos inicialmente, de forma a poder ser usada como referência no projeto de unidades em escala plena.

O sistema de flotação proposto apresentou as melhores eficiências na remoção de matéria orgânica, sólidos totais e óleos e graxas, nas condições operacionais com taxa de aplicação superficial de 110 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>, taxa de aplicação de sólidos de 731,5 kg.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup> e relação ar-sólidos de 0,081 aproximadamente. Nessas condições, as remoções foram de 89%, 82% e 82%, respectivamente. Além disso, a unidade promoveu a remoção expressiva da maior parte dos metais pesados avaliados, alcançando índices de 80% para o cromo, por exemplo; indicando, desse modo, que a maior parte dos metais encontra-se incorporada aos sólidos em suspensão.

O sistema de flotação por microbolhas proposto no trabalho mostrou-se eficiente no adensamento do lodo de tanques

sépticos, de forma a obter o resíduo espessado com teor de sólidos de até 6,2%, para taxa de aplicação superficial de 80 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>, por exemplo.

A degradação do lodo flotado em ambiente anaeróbio não se mostrou eficiente. Infere-se desse modo, que a extensão do período de degradação do lodo proveniente de tanques sépticos (anaeróbio) em ambiente anaeróbio, não conduz a degradação adicional significativas de matéria orgânica.

A digestão aeróbia do lodo flotado, contudo, promoveu elevada degradação de óleos e graxas e remoção de DQO, alcançando resultados bastante promissores, desde que seja aplicado inóculo, previamente. Para período de aeração de 19 dias, a remoção de DQO e óleos e graxas alcançou índices de 88,3% e 90,0%, respectivamente.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – PROSAB pelo auxílio financeiro e incentivo à pesquisa. Os resultados apresentados neste texto foram baseados em: i) Dissertação de mestrado intitulada como “Caracterização e Pré-tratamento de Lodo de Fossas e de Tanques Sépticos”, e em ii) Capítulo 4 do livro “Lodo de Fossa Séptica”, coordenado por Cleverton Vítório Andreoli e pertinente ao Edital 5 do PROSAB.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDREOLI, C. V. FRANÇA, M.; FERREIRA, A. C.; CHERUBINI, C. Avaliação da biodegradabilidade e biodisponibilidade do lodo de esgoto anaeróbio termicamente tratado com uso de biogás. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. Anais...Joinville: ABES, 2003.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 12209: Projeto de Estações de tratamento de esgoto sanitário. Rio de Janeiro, 1992.

\_\_\_\_\_. NBR 7229: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro, 1993.

\_\_\_\_\_. NBR 13969: Tanques sépticos – unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, 1997.

BATALHA, B. H. L. Fossa Séptica. 2 ed., São Paulo: CETESB, 1987. Série Manuais. 20 p.

BELLI FILHO, P. K.; SOARES, H. M.; MATIAS, W. G.; PINTO, R. O.; CHAGAS, A.; CASTILHO JUNIOR, A. B. Digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e lodo de tanque séptico. In: TALLER Y SIMPOSIO LATINO AMERICANO SOBRE DIGESTION ANAEROBIA, 7., 2002, Mexico. Anais... Mexico: IWA/FEMISCA, 2002. v. 1. p. 266-269.

BORGES, N. B. Caracterização e pré-tratamento de lodo de fossas e de tanques sépticos. 2009. 152 f. Tese (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

GOCHIN, R. J.; SOLARI, J. The role of hydrophobicity in dissolved air flotation. *Water Research*, v. 17, n. 6, p. 651-657, 1983.

GONÇALVES, C. P. Impacto do lançamento de lodo de tanques/fossas sépticas em estação de tratamento de esgoto com reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB). 2008. 158 f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

GUJER, W.; ZEHNDER, A. J. B. Conversion processes in anaerobic digestion. *Water Science Technology*, v. 15, p. 127-167, 1983.

HAARHOFF, J.; Van VUUREN, L. A South African design guide for dissolved air flotation. Gezina: Water Research Commission, 1993. Project. n. 332.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Estimativa da População. Disponível em: <[http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaoodevida/indicadoresminimos/sinteseindicisociais2007/indic\\_sociais2007.pdf](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaoodevida/indicadoresminimos/sinteseindicisociais2007/indic_sociais2007.pdf)>  
Acesso em: 10 de junho de 2010.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. Tratamento de esgotos domésticos. 4. ed. Rio de Janeiro: SEGRAC, 2005. 932 p.

KIURU, H. J. Development of Dissolved Air Flotation Technology from the First Generation to the Mewest (third) One (DAF in Turbulent Flow Conditions). *Water Science and Technology*, Great Britain, v. 43, n. 8, p. 1-7, 2001.

LEE, C. H. et al. Full Scale Operation of Dissolved Air Flotation Process Using Microbule Generating Pump. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON FLOTATION IN WATER AND WASTEWATER SYSTEMS, 5., 2007, Seul, Korea.

LEITE, B. Z.; PEGORINI, E. S.; ANDREOLI, C. V.; ANDRADE, F. L. Caracterização e alternativas de disposição de resíduos sépticos. In: SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 8., 2006, Fortaleza. Anais...

MARHOFF, J.; VAN VUUREN, L. R. J. Design Parameters for Dissolved Air Flotation in South America. *Water Science and Technology*, v. 31, n. 3-4, p. 203-212, 1995.

PAULA JUNIOR, D. R.; MORAES, L. M.; CHERNICHARO, C. A. L.; PONTES, P. P.; CASSINI, S. T.; GONÇALVES, R. F.; BELLI FILHO, P.; SOARES, A. M. Estabilização Anaeróbia de Lodos. In: CASSINI, S. T. (Coord.). Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Orgânicos e Aproveitamento de Biogás. Rio de Janeiro: ABES, 2003. Cap. 3, p. 64-93.

PRADO, M. Concepção e estudo de uma unidade compacta para tratamento preliminar de esgoto sanitário composta por separador hidrodinâmico por vórtice e grade fina de fluxo tangencial. 2006. 268 f. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

PENETRA, R. G. Pós-tratamento físico-químico por flotação de efluentes de reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB). 1998. 140 f. Tese (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

PIOLTINE, A. Avaliação do desempenho de bomba multifásica na geração de microbolhas de ar para o processo de flotação por ar dissolvido aplicado ao pré-tratamento de efluente de indústria têxtil. 2009. 96 f. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

ROSS, C. C.; SMITH, B. M.; VALENTINE, G. E. Rethinking Dissolved Air Flotation (DAF) Design for Industrial Pretreatment. In: WATER ENVIRONMENT FEDERATION AND PURDUE UNIVERSITY INDUSTRIAL WASTES TECHNICAL CONFERENCE, 2000. St. Louis, Missouri. Proceedings... Indiana: Purdue, 2000.

STANDARD Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21. ed. Washington, DC: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. Paginação irregular, 2005.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. A Guide to the Federal EPA Rule For Land Application of Domestic Septage to Non-Public Contact Sites. Washington, DC, 1993. (EPA/832-B-92-005). Disponível em: [http://www.epa.gov/owm/mtb/biosolids/septage\\_guide.pdf](http://www.epa.gov/owm/mtb/biosolids/septage_guide.pdf). Acesso em: 26 de março de 2008

ZABEL, T. Flotation in water treatment. In: IVES, K. J. (Ed.) The scientific basis of flotation. Cambridge: Martinus Nijhoff, 1984. The Hague, p. 349-77.

# Estudo hidrodinâmico de reatores utilizando-se a análise em fluxo

## Hydrodynamic studying of reactors using The flow analysis

### Adriano Luiz Tonetti

Engenheiro Químico, Professor Doutor da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo - UNICAMP

### Bruno Coraucci Filho

Engenheiro Civil, Professor Titular da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo - UNICAMP

### Cintia Elena Nicolau

Tecnóloga em Saneamento, Especialista Ambiental da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo

### José Roberto Guimarães

Químico, Professor Associado da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo - UNICAMP

### Julyenne Meneghetti Campos

Aluna do curso de graduação em tecnologia de Saneamento do Centro Superior de Educação Tecnológica - UNICAMP

### Pedro Sergio Fadini

Químico, Professor Adjunto do Departamento de Química, UFSCar

### Endereço para correspondência:

Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. FEC/UNICAMP; Avenida Albert Einstein, 951; Cidade Universitária "Zeferino Vaz"; Caixa Postal 6021; CEP: 13083-852; Campinas - SP. Telefone: +55 19 3788-2381. E-mail: altonetti@yahoo.com.br

Data de entrada: 23/11/2010 Data de aprovação: 15/06/2011

## RESUMO

A UNICAMP e o PROSAB têm desenvolvido diversos métodos de tratamento de esgotos, além de pesquisas que buscam melhorar a operação e o monitoramento dos reatores em atividade. Nesse sentido, avaliou-se o emprego da Análise em Fluxo no estudo hidrodinâmico de filtros anaeróbios, buscando minimizar a intervenção humana e maximizar a confiabilidade da etapa de coleta de dados, evitando que pesquisadores ou operadores de estações de tratamento executem atividades repetitivas que demandem um tempo excessivo de atenção. Essa técnica envolve o monitoramento e registro condutimétrico contínuo da eliminação de um pulso de cloreto de sódio comercial durante a operação de reatores destinados ao tratamento de esgotos. Os dados obtidos demonstraram uma alta frequência de amostragem e uma baixa dispersão dos resultados analíticos, apontando para a aplicabilidade da proposta.

## ABSTRACT

The State University of Campinas (UNICAMP) in association with the Basic Sanitation Program (PROSAB) has developed vary methods of wastewater treatment, besides, researches which aim make better the operation and the monitoring of reactor in activity. In this way, the using of flow analysis for the hydrodynamic studying of anaerobic filter, aiming minimizing the human intervention and maximizing the reliability of the data collecting stage, avoiding that researchers or treatment plants operators execute repetitive activities which task an overtime of attention. This technique involves the conductivity monitoring and non – stop register of the elimination of sodium chloride pulse during the operation of reactors destined to wastewater treatment. Results showed the applicability.

**Palavras Chave:** Análise em fluxo; filtro anaeróbio; hidrodinâmico; monitoramento.

**Keywords:** Flow Analysis; upflow anaerobic filter; hydrodynamic, monitoring.

## INTRODUÇÃO

Buscando contribuir para a resolução do problema de saneamento em cidades e nas áreas rurais, a Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP) tem realizado muitas pesquisas com reatores empregados na depuração de águas residuárias. Um dos reatores estudado, em parceria com o Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (PROSAB), foi o filtro anaeróbio com recheio de bambu (COUTO e FIGUEIREDO, 1992; CAMARGO e NOUR, 2001 e TONETTI et al., 2010), que, ao ser utilizado no tratamento de esgoto doméstico, possibilitou uma remoção de aproximadamente 70% da matéria orgânica, produzindo uma quantidade reduzida de lodo. O custo para sua construção foi extremamente baixo, apontando para a viabilidade de sua instalação em escala real. No decorrer desse trabalho foram estudadas algumas técnicas que tinham como objetivo facilitar a coleta de dados, permitindo um maior envolvimento dos pesquisadores em atividades efetivas de investigação, ao invés da atuação naquelas que apresentam maior caráter repetitivo e consumidor de tempo. Assim, desenvolveu-se o emprego da Análise em Fluxo no estudo do comportamento hidrodinâmico de reatores, possibilitando a medição e registro de valores de condutividade de forma contínua e em tempo real, sem a presença permanente de um operador (TONETTI et al., 2010). Segundo Ruzicka e Hansen (1988) e Arruda e Collins (2005), a Análise em Fluxo é o nome genérico para todos



os métodos analíticos que são baseados na introdução e processamento de amostras em fluxos, permitindo a execução de processos analíticos difíceis ou inviáveis manualmente, com o uso de dispositivos que podem substituir, refinar, ampliar ou suplementar o esforço humano no desempenho de um dado processo. Embora concebida na Dinamarca, foi no final da década de 70, no Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo (CENA-USP), que esse procedimento analítico demonstrou ser uma ferramenta útil, apresentando como vantagens: simplicidade, reprodutibilidade, versatilidade e alta frequência de amostragem, além de garantir uma baixa dispersão dos resultados analíticos (ZAGATTO et al., 1988 e ARRUDA e COLLINS, 2005).

Na área da engenharia sanitária, tanto em pesquisas realizadas nas universidades como nas estações de tratamento de esgotos, na imensa maioria das vezes em que se necessita da caracterização de reatores, no tocante ao seu comportamento hidráulico, faz-se uso da coleta de amostras discretas e avaliação de sua condutividade, utilizando procedimentos manuais desprovidos de qualquer automatização. Muitas vezes esse processo de coleta e análise repete-se a cada 30 minutos ou em períodos inferiores. Como os reatores empregados no tratamento de esgotos apresentam tempos de detenção hidráulica normalmente superiores a seis horas, sua adequada caracterização hidrodinâmica acaba exigindo a presença de um pesquisador ou operador ao longo de todo o período analítico, que, em sua totalidade, muitas vezes pode estender-se por mais de um dia. Tal fato dificulta a dedicação desse profissional a outras atividades para as quais a sua capacitação seja de fato exigida com maior intensidade.

Desse modo, o presente artigo tem como objetivo principal apresentar os resultados obtidos no estudo do comportamento hidrodinâmico de três filtros anaeróbios empregando-se a Análise em Fluxo na coleta contínua de dados de condutividade do efluente, buscando demonstrar a viabilidade dessa técnica na caracterização de reatores em escala laboratorial, piloto ou real.

## METODOLOGIA

Este projeto foi instalado numa área do Laboratório de Protótipos Aplicados ao Tratamento de Águas e Efluentes da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da UNICAMP. Para seu desenvolvimento foram construídos três filtros anaeróbios em aço inox (FB1, FB2 e FB3), todos com formato cilíndrico e volume total de 500 L. O fundo era cônico e separado da região ocupada pelo meio suporte por uma grade de bambu. Na Figura 1 está mostrado um esquema e fotos de um destes reatores.

O meio suporte era constituído de anéis de bambu da espécie *Bambusa tuldoides*, tendo diâmetro de 0,03 m e cortados em tamanho de aproximadamente 0,05 m de comprimento (CAMARGO e NOUR, 2001 e TONETTI et al., 2010). Após o preenchimento dos reatores com este material, uma média de  $74,8 \pm 0,3\%$  do volume interno era de vazios.

No filtro anaeróbio FB1 empregou-se cavacos de bambu que haviam sido utilizados por cinco anos em um mesmo tipo de sistema de tratamento de esgoto doméstico. No FB3, adotaram-se pedaços de bambu que foram cortados pouco antes de sua colocação no interior do reator, enquanto que no FB2 havia uma mistura de material novo e antigo. No entanto, este material antigo não possuía uma cultura biológica sobre sua superfície, visto que estava fora de operação havia três anos.

### Metodologia analítica

As características hidrodinâmicas dos filtros anaeróbios com recheio de bambu foram avaliadas pela injeção de 2,0 litros de solução saturada de cloreto de sódio, com uma concentração de  $384,0 \text{ g.L}^{-1}$ . A adição da solução ocorreu empregando-se um tubo que ligava o frasco da solução com a tubulação de entrada do afluente dos filtros anaeróbios, conforme pode ser visualizado por meio da Figura 2. O frasco com o cloreto de sódio encontrava-se a 3,5 m de altura, propiciando que a solução fosse totalmente injetada em aproximadamente 10 segundos no fluxo de água afluente, na forma de um pulso salino, somente pela ação da gravidade e sem o uso de bombas.

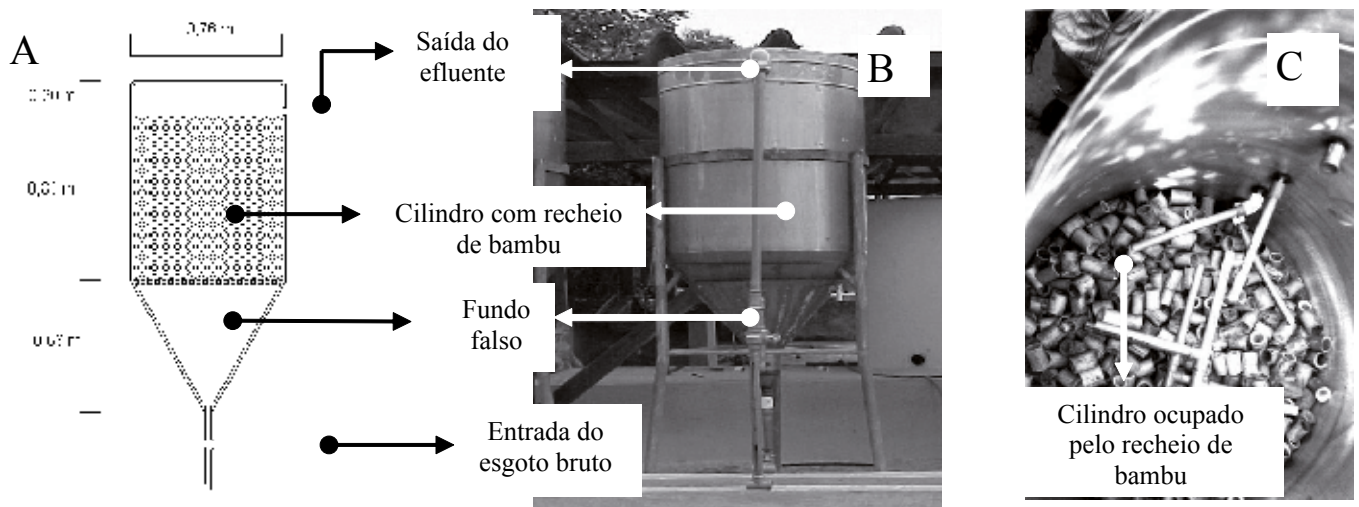
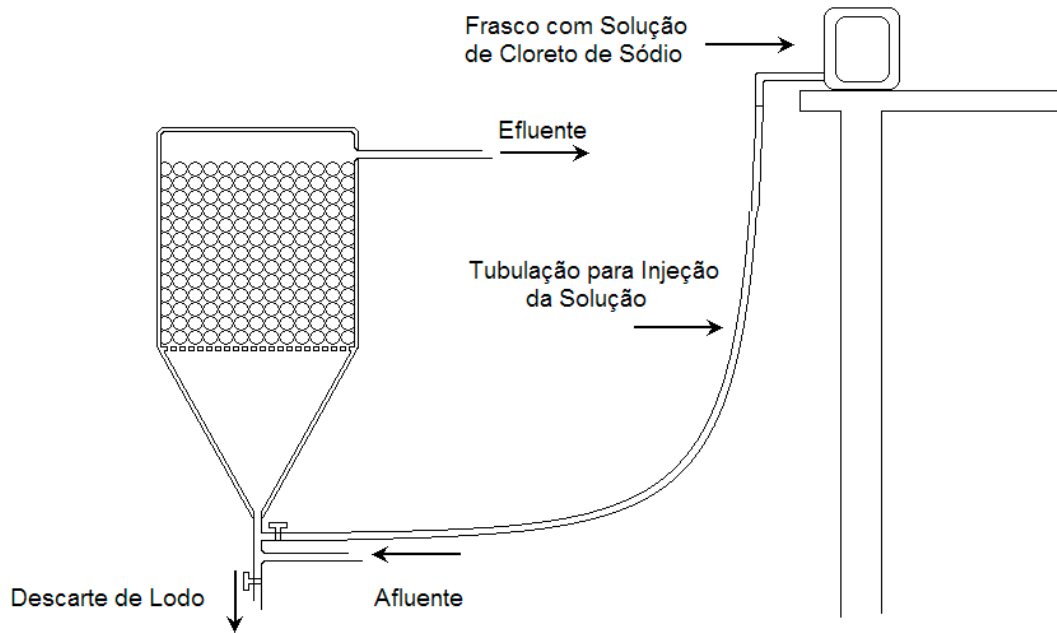


Figura 1. Esquema de um filtro anaeróbio com recheio de bambu (A) e vistas externa (B) e interna (C)

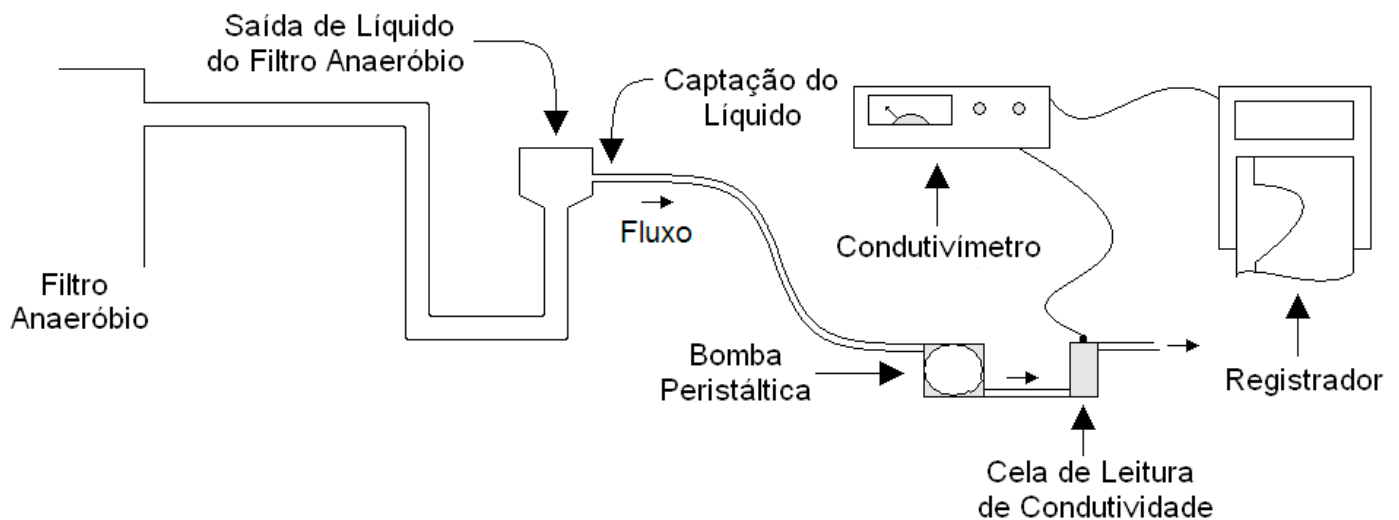


*Figura 2. Representação esquemática do sistema para a injeção da solução de cloreto de sódio no fluxo de água afluente ao filtro anaeróbio*

Esta solução saturada de sal foi preparada utilizando-se o produto comercial destinado ao consumo humano e a própria água que circulava nos reatores, originária do sistema de abastecimento da UNICAMP. Durante as 24 horas que antecederam o início do teste, manteve-se a vazão de água que adentrava os reatores no valor de  $11,6 \text{ mL}\cdot\text{s}^{-1}$ , correspondendo a um tempo de detenção hidráulica nominal de 9 horas.

Conforme pode ser visualizado por meio da Figura 3, a leitura dos valores de condutividade foi feita com o emprego da Análise em Fluxo, numa montagem onde uma bomba

peristáltica captava uma pequena parcela do líquido que deixava os filtros anaeróbios e a enviava até uma cela de medição instantânea e contínua da condutividade. Os dados gerados eram imediatamente impressos por um registrador gráfico. A concepção do sistema foi uma adaptação fundamentada no trabalho de Faria e Pasquini (1991), originalmente concebido para a determinação condutimétrica de espécies nitrogenadas em amostras aquosas.



*Figura 3. Esquema da leitura dos dados de condutividade do líquido que deixava os filtros anaeróbios por meio da Análise em Fluxo*

A tubulação empregada na captação de uma pequena parcela do efluente que deixava o filtro anaeróbio tinha um diâmetro interno de 1,14 mm. A vazão empregada era de  $1 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$ , sendo mantida constante ao longo do tempo com o uso de uma bomba peristáltica da marca Ismatec, modelo Reglo Digital MS-2/6. Este fluxo era encaminhado a uma cela de leitura de condutividade, que enviava o sinal obtido a um condutivímetro da marca Micronal, modelo B330. Os dados de condutividade eram transmitidos a um registrador da marca ECB, modelo RB200, dotado de papel e pena. Na Figura 4 são apresentadas algumas imagens da instalação em estudo. Especificamente quanto a cela de leitura de condutividade, apresentada na Figura 5, esta possuía 5 cm de

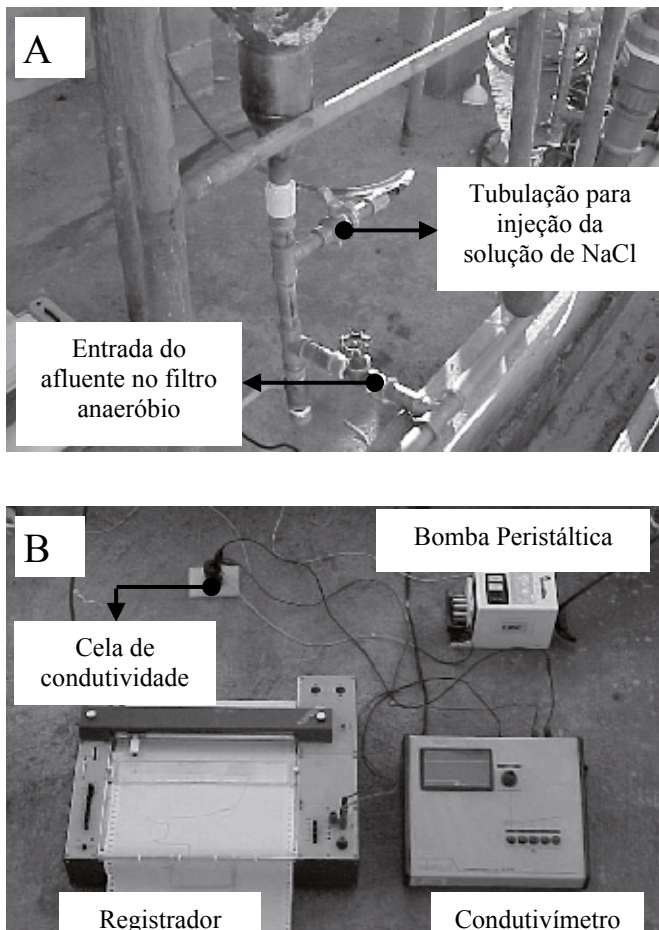


Figura 4. Vista da entrada de afluente e da solução de cloreto de sódio no filtro anaeróbio (A) e dos equipamentos envolvidos na análise em fluxo (B)

altura e 3 cm de diâmetro, sendo constituída por um cilindro de nylon. Em seu interior estava acoplada uma câmara de aço inoxidável com formato cilíndrico, que possuía 30 mm de altura e um diâmetro interno de 3 mm, onde o líquido fluía em sentido ascendente, possibilitando a avaliação da diferença de potencial de forma contínua.

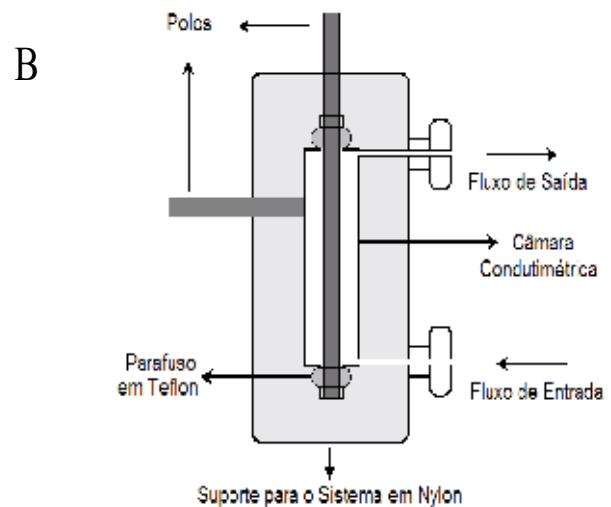
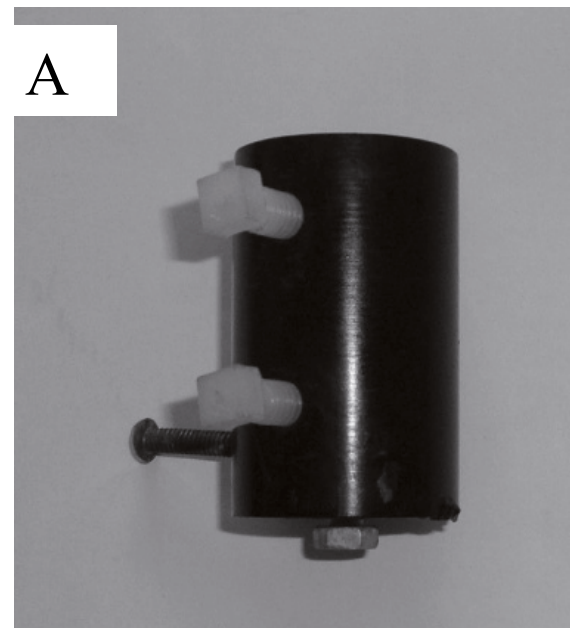


Figura 5. Vista (A) e esquema (B) da cela de leitura de condutividade

## RESULTADOS

### Determinação da curva analítica de calibração

Inicialmente, buscou-se encontrar a curva analítica de calibração que propiciasse a correta correlação entre as intensidades dos sinais registrados e a respectiva concentração de cloreto de sódio. Para isso, no princípio da execução do teste, ao invés de permitir a entrada de água proveniente da saída dos filtros anaeróbios, fez-se com que o sistema analítico somente sugasse de forma individualizada cada uma das soluções padrões de cloreto de sódio, com concentrações exatamente conhecidas e iguais a 0, 100, 200, 350, 500 e  $800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,

as quais adentravam a tubulação e eram encaminhadas até a cela de análise condutimétrica, impulsionadas pela bomba peristáltica (Figura 3).

Ao chegar a cela analítica, os resultados de condutividade gerados eram transformados em patamares nos gráficos produzidos pelo registrador, conforme pode ser visualizado por meio da Figura 6. Havia a formação de patamares porque a bomba peristáltica era mantida aspirando a solução padrão por tempos de 5 minutos, permitindo avaliar a estabilidade e reprodutibilidade do registro dos valores de condutividade. Após a passagem de cada uma das soluções com concentração definida, permitia-se que novamente adentrasse o líquido que saía do filtro anaeróbico em estudo, de modo a ter restabelecida a linha base e eliminando o possível “efeito memória”.

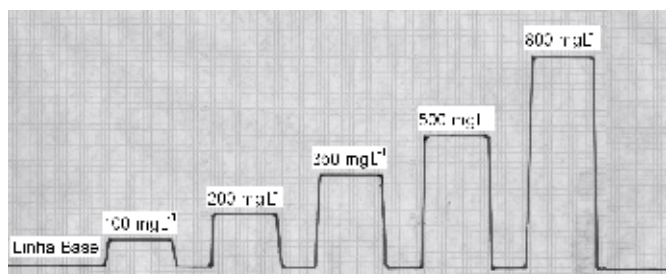


Figura 6. Registro gerado a partir da injeção das soluções padrão de cloreto de sódio no sistema de análise em fluxo

A medição da altura desses patamares permitiu a elaboração da curva analítica de calibração apresentada na Figura 7.

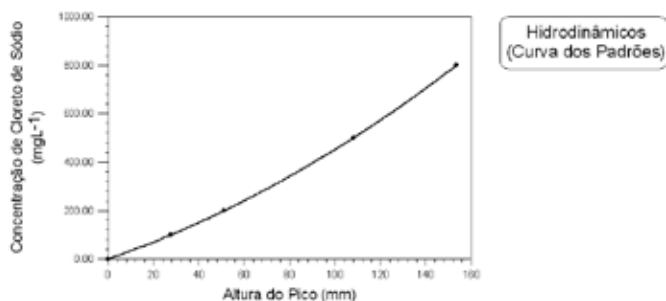


Figura 7. Curva analítica de calibração, mostrando a altura dos diferentes sinais obtidos para as soluções padrão de NaCl, com concentrações de 0, 100, 200, 350, 500 e 800 mg.L<sup>-1</sup>

### Aplicação da Análise em Fluxo na caracterização hidrodinâmica de reatores

Tendo-se em vista avaliar a aplicação da Análise em Fluxo na caracterização hidrodinâmica de reatores, após a determinação da curva analítica de calibração, reiniciou-se a coleta do efluente que deixava o filtro anaeróbico, monitorando-se continuamente e em tempo real a sua condutividade. Após 30 minutos de medições, que visou constatar a existência de uma linha reta representativa da linha base e de uma condutividade constante, injetou-se, na forma de pulso, 2,0 litros de cloreto de sódio em sua concentração de saturação no fluxo afluente dos reatores, conforme mostrado na Figura 2. No mesmo instante em que foi realizada esta injeção fez-se uma marcação manual no papel do registrador, de modo que este momento

fosse adotado como referencial temporal.

Neste estudo, para cada um dos três filtros anaeróbios, coletaram-se dados por um período de 40 horas, até que houvesse em cada um dos reatores o retorno as condições anteriores a injeção da solução de cloreto de sódio, ou seja, após o restabelecimento da linha base no registro gráfico. Neste extenso período, a presença de uma pessoa foi necessária em apenas poucos momentos, objetivando avaliar se a vazão de entrada do filtro anaeróbico era mantida dentro do valor estipulado e se os equipamentos estavam funcionando adequadamente.

A medição da altura do sinal analítico gerado ao longo do tempo pode ser convertida em concentração de cloreto de sódio por meio da calibração anteriormente descrita (Figura 7), permitindo obter o perfil temporal de eliminação do sal adicionado ao fluxo afluente do filtro anaeróbico. A partir destes dados, houve a possibilidade de se calcular quanto este reator se afastou do comportamento de fluxo pistonado ideal, lembrando que em situações ideais, com a injeção de um traçador em pulso, o mesmo seria eliminado após o tempo de detenção teórico ou, também chamado de nominal. Quanto mais distante do ideal estiver o fluxo, mais se aproximará do regime de mistura completa (LEVENSPIEL, 2000).

Para realizar esta estimativa traçou-se uma curva a partir dos dados obtidos para a concentração de cloreto de sódio no efluente do filtro anaeróbico com recheio de bambu FB2 em função do tempo de execução do teste, conforme ilustrado na Figura 8. Por motivo de espaço disponível, somente para este

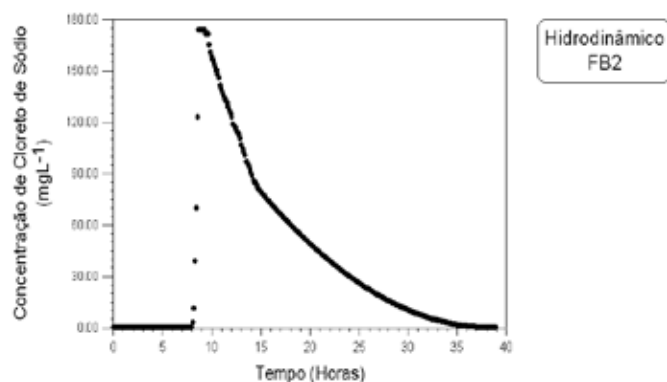


Figura 8. Relação entre o tempo do experimento e a concentração de cloreto de sódio para o efluente do filtro anaeróbico com recheio de bambu FB2

reator serão expostos os diferentes gráficos obtidos.

A partir do emprego da Equação 1 pode-se calcular a área sob a curva apresentada na Figura 4, tendo em vista encontrar a

$$A = \int_0^{\infty} C dt \cong \sum C_i \Delta t_i \xrightarrow{\Delta_i \text{ Constante}} \sum C \Delta t \quad \text{Equação 1}$$

quantidade total de traçador que saía do filtro anaeróbico.

Sendo: C e C<sub>i</sub> a concentração de traçador no tempo t e na iésima medição e t<sub>i</sub> o incremento de tempo para medição de C<sub>i</sub>. Para determinar o tempo médio de residência utilizou-se a

$$\frac{\int_0^{\infty} t C dt}{\int_0^{\infty} C dt} \cong \frac{\sum t_i C_i \Delta t_i}{\sum C_i \Delta t_i} \xrightarrow{\Delta C \text{ Constante}} \frac{\sum t_i C_i}{\sum C_i} \quad \text{Equação 2}$$

Sendo: o tempo médio de residência derivado da curva do traçador,  $t$  o tempo e  $t_i$  o tempo na  $i$ ésima medição. Por sua vez, para obter a distribuição do tempo que os elementos do fluido levam para passar pelo reator, chamado de função de distribuição da idade de saída do fluido, a área sob a curva deve ter valor unitário. Para isso, cada leitura de concentração foi dividida pela área determinada a partir da Equação 1. Deste modo, encontrou-se o gráfico exposto na Figura 9.

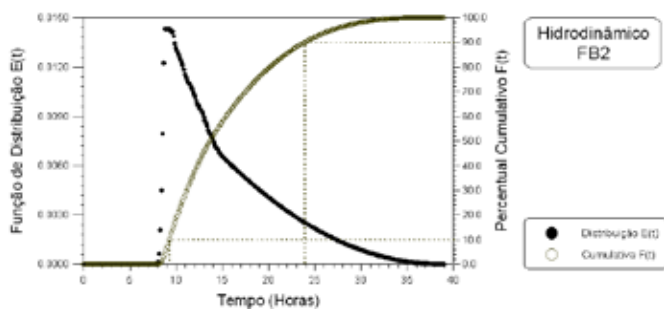


Figura 9. Curva de  $E(t)$  e  $F(t)$  em função do tempo do experimento

A curva cumulativa de distribuição dos tempos de residência  $F(t)$ , definida pela Equação 3, expressa a quantidade de

traçador que deixou o reator até um determinado tempo  $t$ , permitindo avaliar a distribuição dos tempos de residência, tal como se visualiza por meio da mesma Figura 8.

$$F(t) = \int_0^t E(t) dt \cong \sum E(t) \Delta t \quad \text{Equação 3}$$

A partir deste conceito, Morrill (1932) sugere que a razão entre os tempos em que 90% e 10% do traçador tenha sido recuperado ( $T90\%/T10\%$ ) é uma medida importante para determinar o comportamento hidrodinâmico do reator. O Índice de Dispersão de Morrill (IDM), que considera esta relação, assume o valor de 1,0 para um reator de fluxo pistonado ideal e em torno de 21,9 para o de mistura completa.

Outros parâmetros baseados na curva  $E(t)$ , propostos por Rebhun e Argaman (1965) são a razão entre o tempo de surgimento do pico de concentração e o tempo de detenção teórico ( $t_p/\theta_H$ ) e entre o tempo médio de residência e o tempo de detenção teórico ( $t_m/\theta_H$ ). O fluxo tende ao pistão quando  $t_p/\theta_H$  se aproxima de 1,0. Valores menores que 1,0 para  $t_m/\theta_H$ , indicam presença de zonas mortas no reator. Na Tabela 1 estão apresentados os valores para estes parâmetros encontrados para os três filtros anaeróbios com recheio de bambu em estudo.

Tabela 1. Valores obtidos para os diferentes parâmetros na caracterização dos filtros anaeróbios com recheio de bambu

Parâmetro	Unidade	Filtro Anaeróbio com Recheio de Bambu		
		FB1	FB2	FB3
Volume Útil do Reator (V)	L	374,1	374,1	374,1
TDH Teórico ( $E_H$ )	min	540,0	540,0	540,0
Tempo de Pico do Gráfico ( $t_p$ )	min	660,8	520,9	484,8
Tempo Médio ( $t_m$ )	min	1095,2	919,6	675,9
$t_p/\theta_H$	-	1,2	0,9	0,9
$t_m/\theta_H$	-	2,0	1,7	1,2
Índice de Dispersão de Morrill (IDM)	10%	675,3	557,1	484,8
	90%	1666,6	1425,4	926,2
	IDM	2,4	2,5	1,9

Como se constata pela análise da Tabela 1 os Índices de Dispersão de Morrill dos filtros anaeróbios variaram entre 1,9 e 2,5, ou seja, estiveram mais próximo de 1,0 que de 21,9; indicando tendência ao fluxo pistonado (MORRILL, 1932). O reator FB3 apresentou o menor valor, indicando a menor dispersão axial. Possivelmente este desempenho pode estar associado ao fato deste filtro anaeróbio ter sido o único a ser preenchido exclusivamente com cavacos de bambu novos. No FB1 e FB2, nos quais se empregou um material envelhecido, os IDM foram bastante próximos, sendo 2,4 e 2,5;

respectivamente. Este comportamento pode ser um indicativo de que o próprio material de recheio e o biofilme inativo ainda restante influenciaram o tempo de detenção hidráulica deste reator.

A razão  $t_p/\theta_H$ , proposta por Rebhun e Argaman (1965) aproximou-se da unidade em todos os três filtros anaeróbios, confirmando que o fluxo foi mais próximo do pistonado. A razão  $t_m/\theta_H$ , foram maiores que a unidade, indicando que os reatores não contaram com a presença de zonas mortas.

### Avaliação da Análise em Fluxo

A excelente qualidade dos resultados deste estudo hidrodinâmico, expostos nas Figuras 8 e 9, demonstra a grande viabilidade do emprego da técnica da Análise em Fluxo para a caracterização de reatores, demandando um conjunto de equipamentos e uma forma construtiva extremamente simplificada, além de evidenciar uma versatili dade e alta freqüência de amostragem, garantindo uma baixa dispersão dos resultados analíticos. Deste modo, não existe a necessidade da presença contínua de um operador que faça uma coleta em intervalos pré-estabelecidos para a determinação da condutividade do líquido que deixa o sistema, diminuindo o custo da análise e aumentando sua confiabilidade. Essa característica permite que na realização do teste em estações de tratamento ou em laboratórios de pesquisa, o executor da atividade possa realizar outras funções durante o período analítico.

Outro aspecto a ser ressaltado é que com os novos condutímetro disponíveis no mercado, não há a necessidade do envio dos dados para um registrador gráfico, pois esta conexão poderá ser feita com o uso de um computador. Tal fato poderá facilitar ainda mais a coleta e análise dos dados gerados.

### CONCLUSÕES

A Análise em Fluxo se mostrou como uma importante ferramenta na realização de testes hidrodinâmicos, possibilitando a geração rápida e simplificada de dados, além de não demandar a presença contínua de um operador que realize a coleta e a determinação da condutividade do efluente dos reatores, diminuindo o custo de sua execução e aumentando sua confiabilidade.

### REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARRUDA, M. A. Z.; COLLINS, C. H. (2005) Informações essenciais para a caracterização de um sistema de análise em fluxo. *Química Nova*, v. 28, n. 4, p. 739-742.

CAMARGO, S. A. R.; NOUR, E. A. A. (2001) Bamboo as an anaerobic medium: effect of filter column height. *Water Science and Technology*, v. 44, n. 4, p. 63-70.

COUTO, L. C. C.; FIGUEIREDO, R. F. (1992) Filtro anaeróbio com bambu para tratamento de esgotos domésticos. In *Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental*. La Habana, Cuba. AIDIS, p. 329-340.

FARIA, L. C.; PASQUINE, C. (1991) Flow-injection determination of inorganic forms of nitrogen by gas diffusion and conductimetry. *Analytical Chemical Acta*, v. 245, p. 183-190.

LEVENSPIEL, O. (2000) *Engenharia das reações químicas*. 3 ed. Ed. Edgard Blucher Ltda.

MORRILL, A. B. (1932) Sedimentation basin research and design. *Journal American Water Works Association*. v. 24, p. 1442-1463.

REBRUN, M.; ARGMAN, Y. (1965) Evaluation of hydraulic efficiency of sedimentation basin, *ASCE Journal of Sanitary Engineering*. v. 91, n. 5, p. 37-45.

RUZICKA, E. E.; HANSEN, H. (1988) *Flow Injection Analysis*. 2 ed. Nova Iorque. Ed. Wiley.80 p.

TONETTI, A. L.; CORAUCCI FILHO, B.; BERTONCINI, E. I.; OLIVEIRA, R. A.; STEFANUTTI, R. (2010) Avaliação de um sistema simplificado de tratamento de esgotos visando a utilização em áreas rurais. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 14, n. 2, p. 227-234.

ZAGATTO, E. A, JACINTO, A. O., REIS, B. F., KRUG, F. J., BERGAMIN, F., PESSEDA, L. C. R., MORTATTI, J.; GINÉ, M. F. (1988) *Manual de análises de plantas e águas empregando sistemas de injeção em fluxo*. Ed. CENA, USP. 45 p.

# Produção de mudas de *calophyllum brasiliense cambess* com substratos comercial e à base de lodo de esgoto compostado

## Seedlings production of *calophyllum brasiliense cambess* with commercial and composted based sewage sludge substrates

**Maurício Bergamini Scheer (\*)**

Engenheiro Florestal. Doutor em Ciências Florestais pela Universidade Federal do Paraná. Engenheiro da Assessoria de Pesquisa e Desenvolvimento da Diretoria de Meio Ambiente e Ação Social da SANEPAR.

**Charles Carneiro**

Engenheiro Agrônomo. Doutor em Geologia Ambiental pela Universidade Federal do Paraná. Gerente da Assessoria de Pesquisa e Desenvolvimento da Diretoria de Meio Ambiente e Ação Social da SANEPAR. Professor de Pós-Graduação da UFPR.

**Kaline Gomes dos Santos**

Graduanda em Engenharia Florestal pela Universidade Federal do Paraná.

**Otávio Augusto Bressan**

Graduando em Engenharia Florestal pela Universidade Federal do Paraná.

**Gisele Horokoski**

Graduanda em Tecnologia em Agroecologia pela Universidade Federal do Paraná – Setor Litoral.

**Endereço para correspondência (\*):**

Rua Engenheiros Rebouças, 1376 - Bairro Rebouças - Curitiba - Paraná - Brasil - CEP 80215 900 - Brasil - Tel: +55 (41) 3330-3426 - Fax: 3333-9952 - email: mauriciobs@sanepar.com.br

**Data de entrada:** 23/11/2010 **Data de aprovação:** 15/06/2011

### RESUMO

Este trabalho teve como objetivo: avaliar o crescimento de mudas de *Calophyllum brasiliense* (guanandi), em diferentes níveis de fertilização, produzidas em composto à base de lodo de esgoto aeróbio e comparar os resultados com os obtidos em substrato comercial de casca de *Pinus* compostada e vermiculita. Cinco níveis de fertilizante (0; 1,35; 2,7; 4 e 5,35 g dm<sup>-3</sup>) foram testados em dois tipos de substratos: comercial e composto com a proporção 70% de poda de árvores e 30% de lodo de esgoto. Altura, diâmetro e biomassa aérea seca (folhas e ramos) foram mensurados. Somente para a variável altura e no caso do substrato comercial, as mudas responderam positivamente ao aumento de fertilizante até doses intermediárias. Tal fato demonstra que o *Calophyllum brasiliense* em fase inicial de crescimento apresentou alta eficiência na utilização de nutrientes até a dose de 4 g dm<sup>-3</sup>, e sofreu pouca influência com maiores concentrações destes nos substratos. Os resultados indicam que o composto à base de lodo é capaz de proporcionar resultados de crescimento satisfatórios na produção de mudas de guanandi.

### ABSTRACT

This study aimed at evaluating the growth rates of *Calophyllum brasiliense* (guanandi) seedlings, in different fertilization levels, produced using composted substrates based on sewage sludge and crushed tree pruning and to compare them with a commercial substrate based on composted *Pinus* bark and vermiculite. Five levels of fertilization (0; 1,35; 2,7; 4 e 5,35 g dm<sup>-3</sup>) and two types of substrates were tested: commercial and a compost with the proportion 70% crushed tree pruning and 30% sewage sludge. Height, diameter and dried aerial biomass (leaves and branches) were measured. Guanandi seedlings responded positively to fertilization increase until intermediate levels only for height and using commercial substrate. This fact demonstrates that *Calophyllum brasiliense* during early growth stage presented high nutrient use efficiency until the 4 g dm<sup>-3</sup> level. The results show that composted sewage sludge can provide satisfactory growth rates, similar as those obtained using commercial substrate on guanandi seedlings production.

**Palavras Chave:** Biossólido, NPK, crescimento, guanandi.

**Keywords:** Biosolids, NPK, growth, guanandi.

### INTRODUÇÃO

No mundo todo existe uma crescente demanda por produtos florestais, seja para a produção de matéria-prima para a indústria moveleira, para madeira serrada, chapas, aglomerados ou para outros fins como celulose e papel, resinas e óleos essenciais, bem como para o manejo e restauração ambiental (SCHIRMER, 2010). Portanto, são necessárias pesquisas que ampliem as alternativas para o uso de espécies de plantas e insumos para melhorar a qualidade e produtividade e diminuir custos de forma sustentável.

Neste contexto, é necessário ampliar a busca por alternativas aos substratos comerciais para a produção de mudas florestais. Materiais reaproveitáveis como cascas de arroz carbonizadas, bagaço de cana decomposto ou carbonizado, esterco e lodo de esgoto têm sido utilizados como alternativas, porém ainda há muito a ser desenvolvido com relação à doses, respostas diferenciadas de cada espécie, custos e controle de qualidade. Entre esses, o lodo de esgoto mostra-se uma boa opção por ser rico em matéria orgânica, macro e micronutrientes, principalmente N e P (ANDREOLI *et al.* 1994; MELO *et al.* 2001) e apresentar baixo custo.

Diversos autores (MORAIS *et al.*, 1997; MAIA, 1999; SILVA *et al.*, 2002; GUEDES, 2003; ALTAFIN *et al.*, 2004; NASCIMENTO *et al.*, 2004; ROCHA *et al.*, 2004; FAUSTINO

et al., 2005; CUNHA et al., 2006; WILSON et al., 2006; NOBREGA et al., 2007; ASSENHEIMER, 2009 e NEVES et al., 2010) citam a economia de fertilizante que o lodo de esgoto proporciona ao ser usado como componente de substratos para a produção de mudas.

*Calophyllum brasiliense* Cambess (*Clusiaceae*), conhecido como Guanandi, é uma espécie arbórea de dossel, perenifólia, heliófila, característica e exclusiva de florestas pluviais localizadas sobre solos úmidos e brejosos. Esta espécie é encontrada tanto em estágios iniciais de sucessão secundária, quanto em florestas primárias (LORENZI, 2002). Com ampla distribuição, ocorre tanto na América do Sul e quanto na América Central (REITZ et al., 1978). No sul do Brasil são mais comuns na Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas. Também pode ocorrer em Floresta Estacional Semidecidual Aluvial (SCHEER & BLUM, 2011). Suas sementes são dispersadas por aves e morcegos (GALETTI, 1995; FISCHER & SANTOS, 2001; FILHO et al., 2007). Apresenta grande porte com tronco geralmente reto e cilíndrico, entre 20-30 m de altura e 40-60 cm de diâmetro, com potencial para utilização como cortinas verdes (CARNEIRO et al., 2009). A madeira é própria para confecção de canoas, mastros de navios, vigas para construção civil, obras internas, assoalhos, marcenaria e carpintaria (LORENZI, 2002).

Este trabalho teve a proposta de avaliar o crescimento do guanandi – *Calophyllum brasiliense*, em substratos à base de lodo de esgoto aeróbio compostado com podas de árvores trituradas, com diferentes níveis de fertilizante e comparar o desempenho em relação às mudas produzidas em substrato comercial à base de casca de *Pinus* compostada e vermiculita, amplamente utilizado em viveiros florestais.

florestal instalado no Parque Estadual Rio da Onça, administrado em parceria entre Instituto Ambiental do Paraná - IAP, Companhia de Saneamento do Paraná - SANEPAR e prefeitura municipal, localizado no município de Matinhos, Paraná. O viveiro está situado nas coordenadas 25° 50' S e 48° 30' W. Segundo classificação de Köppen, o clima da região é Cfa (clima subtropical), com temperatura média no mês mais frio inferior a 18°C e no mês mais quente acima de 22°C; possui verões quentes, geadas pouco frequentes e tendência de concentração das chuvas nos meses de verão, contudo sem estação seca definida e a precipitação média anual é de 2100 mm (CAVIGLIONE et al., 2000).

Dois tipos de substratos foram testados: (1) substrato comercial de casca de *Pinus* compostada e vermiculita e (2) substrato à base de resíduos de podas de árvores trituradas compostadas com lodo de esgoto aeróbio da Estação de Tratamento de Esgoto Belém, pertencente à SANEPAR e localizada em Curitiba, na proporção 30% de lodo e 70% de resíduos de podas. Cada substrato foi submetido a cinco níveis de fertilização: (1) sem fertilizante; (2) com adição de 1,35 g de fertilizante granulado por dm<sup>3</sup>, com 16% de N, 8% de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, 12% de K<sub>2</sub>O, 2% de MgO, 5% de S e micronutrientes, correspondente a formulação comercial 16-8-12(+2) de liberação lenta (5-6 meses); (3) com 2,7 g do mesmo fertilizante por dm<sup>3</sup>; (4) com 4,0 g por dm<sup>3</sup> e (5) com 5,35 g por dm<sup>3</sup>, totalizando 10 tratamentos com 5 repetições cada. O experimento foi conduzido em delineamento inteiramente casualizado e em arranjo fatorial. Através de análises feitas no Laboratório de Nutrição de Plantas – UFPR, segundo Martins & Reissmann (2007), foram obtidos os teores totais de macro e micronutrientes em cada substrato nos cinco diferentes níveis de fertilização (Tabela 1).

## METODOLOGIA

O experimento foi conduzido entre julho de 2010 e janeiro de 2011 na casa de vegetação (sombrite 50%) do viveiro

TABELA 1. Propriedades químicas do substrato comercial e do composto à base de lodo com fertilização mineral.

Substrato	Fertilizante (g dm <sup>-3</sup> )	pH		Al <sup>+3</sup>	H <sup>+</sup> +Al <sup>+3</sup>	Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	K <sup>+</sup>	SB	T	P	C	V	m	Ca/Mg
		CaCl <sub>2</sub>	SMP	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>					mg dm <sup>-3</sup>	g dm <sup>-3</sup>	%	%	g/kg		
Comercial	0	3,5	4,7	1,3	15,8	4,9	2,5	1,1	8,5	24,3	178,2	125,2	35	13	2
	1,35	3,5	4,5	1,5	18,8	4,2	2,3	1,1	7,6	26,4	232	93,3	29	17	1,8
	2,7	3,5	4,7	1,3	15,8	4,6	2,7	1,7	9,0	24,8	288,9	121,1	36	13	1,7
	4	3,4	4,5	0,4	18,8	4,1	2,4	1,8	8,3	27,1	321	105,7	31	5	1,7
	5,35	3,5	4,7	1,3	18,8	4,6	2,9	2,2	9,7	25,5	372,6	129,5	38	12	1,6
Composto à base de lodo	0	6,1	6,8	0	3,2	16	5	1,2	22,2	25,4	734,4	138,2	87	0	3,2
	1,35	5,7	6,5	0	3,2	14,5	4,8	1,5	20,8	24,0	700,2	117,1	87	0	3
	2,7	5,5	6,4	0	3,5	16,1	4,9	1,7	22,7	26,2	700,2	140,5	87	0	3,3
	4	5,7	6,5	0	3,2	13,1	4,8	2,1	20,0	23,2	757,8	121,1	86	0	2,7
	5,35	5,6	6,4	0	3,5	16,5	4,9	2,3	23,7	27,2	757,8	129,5	87	0	3,4



**TABELA 2. Concentrações totais de metais pesados no composto à base de lodo de esgoto e podas de árvores trituradas. Os números entre parênteses representam os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 375/2006.**

Al	Cd	Pb	Na	Cr
		%		
0,86	< 0,001 (0,0039)	< 0,005 (0,03)	< 0,01	< 0,005 (0,1)

Considerando as concentrações totais de metais pesados (análises realizadas no Laboratório de Pesquisas Hidrogeológicas da Universidade Federal do Paraná – UFPR, segundo metodologia da American Public Health Association – APHA, 1998; Tabela 2) e parâmetros parasitológicos - ovos de helmintos (análises realizadas no Laboratório de Parasitologia Molecular – UFPR, segundo metodologia descrita por Thomaz-Soccol et al., 2000; Tabelas 2 e 3), o substrato higienizado através da compostagem estava apto para a utilização agrícola, atendendo às Resoluções do Conselho

Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) n° 375/2006 e Secretaria Estadual de Meio Ambiente – Paraná (SEMA/PR) n° 021/2009. A produção padrão de mudas nos viveiros florestais da SANEPAR utiliza a dose de 2,7 g do fertilizante granulado citado acima em conjunto com o substrato comercial de casca de Pinus compostada e vermiculita. As maiores doses (4 e 5,35 g dm<sup>-3</sup>) foram escolhidas para testar se maiores níveis de fertilizante resultariam em maior desenvolvimento das mudas de guanandi.

**TABELA 3. Helmintos e protozoários no composto à base de lodo de esgoto e podas de árvores trituradas utilizado como substrato.**

Helminto	Composto (ovos viáveis por grama de sólidos totais)
<i>Ascaris</i> sp.	0,030
<i>Toxocara</i> sp.	0,005
<i>Trichuris trichiura</i>	0,000
<i>Trichuris vulpis</i>	0,005
Trichuroidea	0,005
<i>Hymenolepis diminuta</i>	0,005
<i>Taenia</i> sp.	0,000
Total	0,050
Protozoários	0,330

Nota: análises realizadas em triplicatas

Limite estabelecido pela Resolução CONAMA n° 375/2006: ovos viáveis de helmintos < 0,25 ovo por grama de sólidos totais

A coleta de sementes (já despolpadas) foi realizada em 16 árvores no município de Matinhos, Paraná. A semeadura foi realizada manualmente em tubetes plásticos com formato cônico e capacidade de 110 cm<sup>3</sup>, encaixados em bandejas, com duas sementes colocadas a 0,5 cm de profundidade em cada tubete. A irrigação foi realizada duas vezes por dia através de microaspersores.

Nos tubetes em que germinaram mais de uma semente foi realizado o raleamento, que consistiu no corte da muda menos desenvolvida. No período de avaliação foram mensuradas pelo menos 10 plantas úteis de cada repetição (5 repetições por tratamento), descartando-se as plantas das bordaduras. Quando as mudas atingiram seis meses de idade, foram mensuradas as seguintes variáveis: altura, diâmetro de colo e biomassa seca aérea (folhas e ramos). A altura foi medida com régua graduada e o diâmetro médio com um paquímetro digital (0,01 mm). Foi calculada a relação altura/diâmetro, que segundo Sturion & Antunes (2000) é um dos parâmetros para avaliar a qualidade de mudas de espécies florestais, pois além de refletir o acúmulo de reservas, assegura maior resistência e melhor fixação da planta no solo (STURION & ANTUNES, 2000). South et al. (1985), Carneiro (1995) e José (2003) consideram a relação altura/diâmetro um indicativo de vigor das mudas, afirmando que altura combinada com o diâmetro de colo constitui uma das mais importantes características para estimar o crescimento após o plantio. Para obtenção dos dados de biomassa, na base do

caule, foram cortadas cinco plantas por repetição e em seguida dispostas em embalagens de papel submetidas à secagem em estufa a 60 °C por 72 horas. Após a secagem o material vegetal seco foi separado em ramos e folhas e ambos foram pesados em balança analítica (precisão 0,001g).

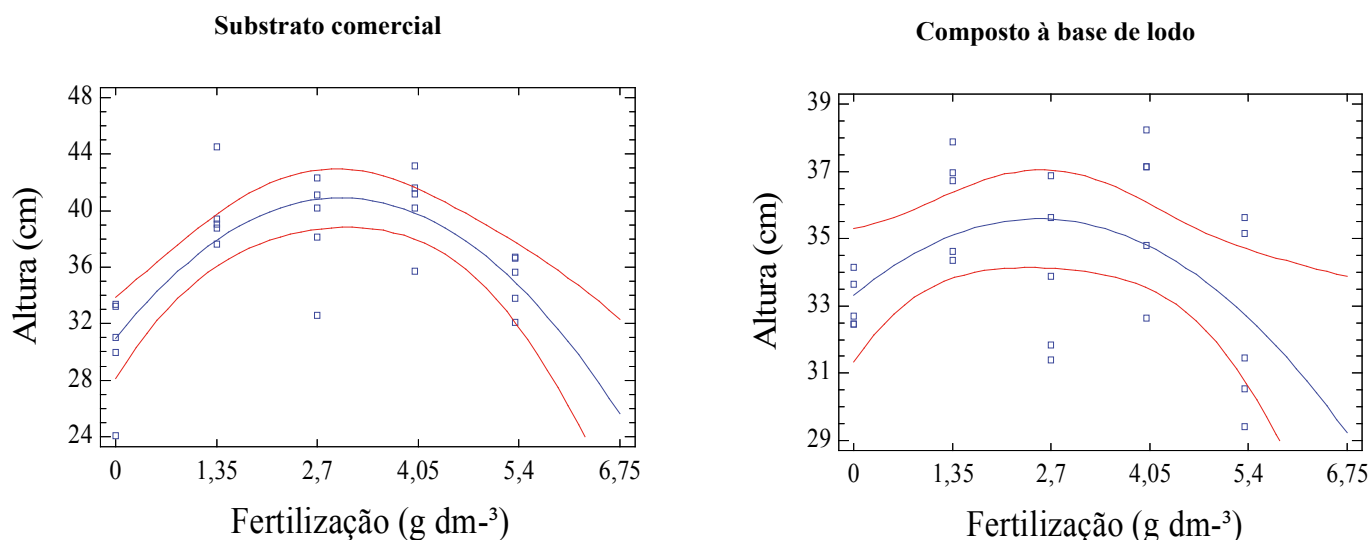
Após teste de homogeneidade de variâncias pelo teste de Bartlett, os dados foram submetidos a análises de regressão polinomial. Como a maioria dos coeficientes de determinação foi pequena, foram realizadas análises de variância e testes de Tukey para a comparação das médias a 5% de probabilidade.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

As análises de regressão polinomial utilizadas para avaliar os tratamentos testados, em todas as variáveis medidas, mostraram-se pouco expressivas e, portanto, incapazes de explicar as variações dos valores de acordo com as doses de fertilizante. Apenas para a variável altura foi obtido um coeficiente de determinação mais elevado, entretanto pouco satisfatório, conforme mostrado na Figura 1.

Os resultados indicaram que todos os 10 tratamentos foram suficientes para a produção de mudas de guanandi, mesmo aquelas com o substrato comercial sem fertilizante (Tabela 4). Diferente do comportamento de outras espécies (Padovani, 2006; Scheer et al., 2010), o guanandi parece ser uma espécie com alta eficiência na utilização dos nutrientes.

FIGURA 1. Regressões polinomiais para a variável altura em relação aos níveis de fertilização em ambos os substratos.



$$y = 30,9885 + 6,58164 x - 1,09292 x^2 \quad r^2 = 0,54^*$$

$$y = 33,3168 + 1,80032 x - 0,356536 x^2 \quad r^2 = 0,21^*$$

\* (p < 0,01)

Linhas em vermelho correspondem ao intervalo de confiança, com 95% de probabilidade.

A altura foi a única variável mensurada que apresentou interação entre os fatores substrato e fertilizante. Para esta variável, usando o substrato comercial na produção das mudas, as mudas de guanandi responderam satisfatoriamente a adubação nas três doses intermediárias de fertilizante (1,35; 2,7 e 4 g dm<sup>-3</sup>), valores estatisticamente diferentes aos obtidos nas doses extremas (0 e 5,35 g dm<sup>-3</sup>) (Tabela 4). As menores alturas obtidas no substrato comercial sem fertilizante provavelmente devem-se aos menores teores de K e P no substrato. Na dose máxima ocorreu um decréscimo significativo de altura, provavelmente em função do desequilíbrio nos sítios de absorção, na translocação nas plantas ou distúrbio fisiológico (Tabela 4 e Figura 1). Apesar de uma leve tendência da dose de

2,7 g dm<sup>-3</sup> apresentar maiores alturas na análise de regressão polinomial (Figura 1), o teste de Tukey indicou que as mudas com o uso do composto à base de lodo como substrato, não responderam ao aumento do nível de fertilização, apresentando valores iguais estatisticamente para todos os níveis testados. Embora a maior média obtida para o substrato comercial seja com 4 g dm<sup>-3</sup> de fertilizante (mais especificamente a dose estimada de 3,0 de g dm<sup>-3</sup>, Figura 1), esta não foi diferente da média obtida com 1,35 g dm<sup>-3</sup> de fertilizante pelo teste de Tukey. Neste caso, é recomendado usar este último nível na produção de mudas de guanandi, devido à economia de fertilizante. A mesma dose testada também é indicada para o composto de lodo de esgoto (Tabela 4).

TABELA 4. Médias (± erros padrão) de altura e relação altura/diâmetro para os dez tratamentos testados; n = 5

Fertilizante (g dm <sup>-3</sup> )	Altura (cm)		Altura / Diâmetro	
	Substrato			
	Comercial	Composto à base de lodo	Comercial	Composto à base de lodo
0	30,3±1,7 c A	33,1±0,3 aA	8,6	10,1
1,35	39,9±1,2 a A	36,1±0,7 aB	12,0	10,9
2,7	38,9±1,8 abA	33,9±1,1 aB	11,9	11,2
4	40,3±1,3 a A	35,6±1,0 aB	12,2	11,3
5,35	35,0±0,9 bcA	32,4±1,3 aA	11,1	10,5

As médias seguidas da mesma letra, maiúscula na linha e minúscula na coluna, não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

A variável diâmetro de colo não apresentou resposta positiva à uma maior adição de fertilizante a ambos substratos, conforme observado na Tabela 5. O substrato comercial sem adição de fertilizante, com a menor concentração de nutrientes entre os tratamentos testados, principalmente K e P e, provavelmente N (Tabela 1), apresentou média de diâmetro 14,3% maior à obtida com o uso do composto à base de lodo de esgoto com a maior concentração de nutrientes. Apesar de não apresentarem médias estatisticamente diferentes, percebe-se uma relação inversamente proporcional significativa ( $r = -0,43$ ;  $p < 0,05$ ) entre o aumento da fertilização e o decréscimo do diâmetro de colo nos tratamentos no substrato comercial. O maior valor apresentado com o uso do composto foi alcançado com a adição de  $1,35 \text{ g dm}^{-3}$ , valor, no entanto, que não difere estatisticamente dos demais.

Segundo Carneiro (1995), em trabalho sobre produção e controle de qualidade de mudas, a relação altura/diâmetro deve ficar entre os limites de 5,4 a 8,1; valor não observado nos

tratamentos testados, pois todos ficaram acima destes limites. No entanto, cada espécie pode apresentar características diferentes nos diversos estágios de desenvolvimento das mudas, e, depende também dos tipos de sistemas de produção utilizados (tubetes, sacos, vasos, etc). O valor que ficou mais próximo do recomendado foi o tratamento comercial sem a adição de fertilizante, que apresentou relação 8,6; como observado na Tabela 4. Entretanto, com base nos valores médios, os tratamentos no substrato à base de lodo de esgoto apresentaram valores mais próximos aos sugeridos por Carneiro (1995) e, sob esta condição, podem ser consideradas mudas de melhor qualidade.

Para ambos os substratos e níveis de fertilização testados, não foram encontrados valores estatisticamente diferentes de biomassa de folhas e ramos das mudas de guanandi (Tabelas 5 e 6), embora tenha sido observada uma leve tendência de maiores valores na dose  $1,35 \text{ g dm}^{-3}$  para o substrato comercial e nas duas maiores doses no composto à base de lodo.

**TABELA 5. Médias ( $\pm$  erros padrão) de diâmetro de colo e biomassa de folhas para os dez tratamentos testados; n = 5**

Fertilizante ( $\text{g dm}^{-3}$ )	Diâmetro (mm)			Biomassa de folhas (g)		
	Substrato					
	Comercial	Composto à base de lodo	Média	Comercial	Composto à base de lodo	Média
0	3,52 $\pm$ 0,2	3,28 $\pm$ 0,1	3,4 a	0,06 $\pm$ 0,01	0,07 $\pm$ 0,01	0,06 a
1,35	3,32 $\pm$ 0,1	3,32 $\pm$ 0,1	3,3 a	0,09 $\pm$ 0,01	0,08 $\pm$ 0,01	0,09 a
2,7	3,26 $\pm$ 0,1	3,04 $\pm$ 0,1	3,1 a	0,08 $\pm$ 0,01	0,07 $\pm$ 0,01	0,07 a
4	3,32 $\pm$ 0,1	3,14 $\pm$ 0,1	3,2 a	0,07 $\pm$ 0,01	0,08 $\pm$ 0,02	0,08 a
5,35	3,14 $\pm$ 0,1	3,08 $\pm$ 0,1	3,1 a	0,08 $\pm$ 0,01	0,08 $\pm$ 0,01	0,08 a
<b>Média</b>	3,3 A	3,2 A		0,08 A	0,08 A	

As médias seguidas da mesma letra, maiúscula na linha e minúscula na coluna, não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

**TABELA 6. Médias ( $\pm$  erros padrão) de biomassa de ramos e biomassa de folhas + ramos para os dez tratamentos testados; n = 5**

Fertilizante ( $\text{g dm}^{-3}$ )	Biomassa de ramos (g)			Biomassa de folhas + ramos (g)		
	Substrato					
	Comercial	Composto à base de lodo	Média	Comercial	Composto à base de lodo	Média
0	0,04 $\pm$ 0,00	0,05 $\pm$ 0,00	0,05 a	0,10 $\pm$ 0,01	0,12 $\pm$ 0,01	0,1 a
1,35	0,06 $\pm$ 0,01	0,05 $\pm$ 0,00	0,06 a	0,16 $\pm$ 0,02	0,14 $\pm$ 0,01	0,1 a
2,7	0,05 $\pm$ 0,01	0,05 $\pm$ 0,00	0,05 a	0,13 $\pm$ 0,02	0,12 $\pm$ 0,01	0,1 a
4	0,04 $\pm$ 0,01	0,06 $\pm$ 0,01	0,05 a	0,11 $\pm$ 0,02	0,14 $\pm$ 0,03	0,1 a
5,35	0,05 $\pm$ 0,01	0,06 $\pm$ 0,01	0,05 a	0,13 $\pm$ 0,02	0,14 $\pm$ 0,01	0,1 a
<b>Média</b>	0,04 A	0,05 A		0,1 A	0,1 A	

As médias seguidas da mesma letra, maiúscula na linha e minúscula na coluna, não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

O comportamento das mudas de guanandi à adição de fertilizante aos substratos testados contraria as observações verificadas em outras espécies florestais (KNAPIK *et al.*, 2007; SCHEER *et al.*, 2010; SOUZA *et al.*, 2011). A similaridade e/ou menor crescimento para as variáveis altura, diâmetro e biomassa contradiz o aumento proporcionado a estes parâmetros com o uso de substrato à base de composto de lodo de esgoto para outras espécies de arbóreas, como descrito por Cunha *et al.* (2006) para a produção de *Acacia sp.*, Faustino *et al.* (2005) para *Senna siamea*, Padovani (2006), para a produção de mudas de *Inga uruguensis*, *Lafoensia glyptocarpa*, *Poecilanthus parviflora* e *Tecoma stans*, Scheer *et al.* (2010) para *Paraptadenia rigida* e Scheer *et al.* (no prelo) para a produção de mudas de *Prunus brasiliensis*. Talvez o pH dos compostos próximo à neutralidade possa ter limitado um maior crescimento do guanandi, uma vez que solos onde esta espécie é encontrada, geralmente têm elevada acidez.

Os resultados obtidos neste trabalho são concordantes com os observados por Artur *et al.* (2007) para a formação de mudas de guanandi com o uso esterco bovino e calagem e por Santos *et al.* (2008) com o uso de adubação fosfatada. Assim como neste estudo, no trabalho desses outros autores não houve resposta significativa quanto a maior concentração de nutrientes nos tratamentos. Tal fato provavelmente indica que *Calophyllum brasiliense* tem alta eficiência na utilização de nutrientes, e por isso é pouco influenciado pelo nível de fertilização. Esta espécie geralmente é observada em solos de baixa fertilidade, como Espodosolos e Neossolos Quartzarênicos.

De qualquer forma, os resultados similares obtidos neste estudo, e superiores em outros, em comparação a substratos comerciais, mesmo para o guanandi, indicam que substratos à base de lodo de esgoto constituem boa alternativa para a produção de mudas.

## CONCLUSÕES

O comportamento do *Calophyllum brasiliense*, frente à elevação dos níveis de fertilização de ambos os substratos, indica que esta espécie provavelmente possui alta eficiência na utilização de nutrientes até a dose de 4 g dm<sup>-3</sup>.

Os resultados semelhantes aos obtidos com o uso de substrato comercial indicam que o composto à base de lodo de esgoto é uma boa alternativa como insumo para a produção de mudas.

## AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Instituto Ambiental do Paraná pelo suporte ao viveiro e à Companhia de Saneamento do Paraná – SANEPAR pelo apoio a essa pesquisa, em especial ao Cleverson Andreoli.

## REFERÊNCIAS

ALTAFIN, V.L.; POLONIO, W.; MEDEIROS, G. A.; BRANDÃO, M. F.; ZUIN, F. D.; BUSCARATO, E. A.; MENEZES, M. O. Utilização de lodo de fosfatização na

produção de mudas de espécies nativas. Engenharia ambiental, v. 1, n. 1, p. 45-50, 2004.

ANDREOLI, C.V.; BARRETO, C.L.G.; BONNET, B.R.P. Tratamento e disposição de lodo de esgoto no Paraná. Sanare, v. 1, n. 1, p. 10-16, 1994.

ARTUR, A.G.; CRUZ, M.C.P.da.; FERREIRA, M.E.; BARRETO, V.C.M.; YAGI, R. Esterco bovino e calagem para formação de mudas de guanandi Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 42, n. 6, p. 843-850, 2007.

ASSENHEIMER, A. Benefícios do uso de biossólidos como substratos na produção de mudas de espécies florestais. Revista Ambiente, v. 5, n. 2, p. 321-330, 2009.

CARNEIRO, J.G.A. Produção e controle de qualidade de mudas florestais. Curitiba: UFPR/FUPEF, 1995. 451 p.

CARNEIRO, C.; SCHEER, M. B. ; CUNHA, F. ; ANDREOLI, C. V. Manual técnico para implantação de cortinas verdes e outros padrões vegetais em estações de tratamento de esgoto. Curitiba: Cleverson V. Andreoli (SANEPAR), v. 1., 2009. 109 p.

CARVALHO, P.C.T.; MELFI, A.J.; MELO, W.J.; MARQUES, M.O. (Editores). Biossólidos na agricultura. 1a ed. São Paulo: SABESP, 2001. p.289-363.

CARVALHO, P.E.R. Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira. Colombo: EMBRAPA-CNPQ; Brasília: SPI, 1994.

CAVIGLIONE, J.H.; KIIHL, L.R.B.; CARAMORI, P.H.; OLIVEIRA, D. Cartas climáticas do Paraná. Londrina: IAPAR – Instituto Agrônomico do Paraná, 2000. (CDROM).

CUNHA, A.M.; CUNHA, G.M.; SARMENTO, R.A.; CUNHA, G.M.; AMARAL, J.F.T. do. Efeito de diferentes substratos sobre o desenvolvimento de mudas de *Acacia sp.* Revista Árvore, v. 30, n. 2, p. 207-214, 2006.

FAUSTINO, R.; KATO, M.T.; FLORENCIO, L.; GAVAZZA, S. Lodo de esgoto como substrato para produção de mudas de *Senna siamea* Lam. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 9, suplemento, p. 278-282, 2005.

FILHO, A.N.K.; MARZOLLO, L.G.; LOPES, A.J.; WENDLING, I. Produção de mudas de guanandi. EMBRAPA-CNPQ; Comunicado Técnico 177, 2007.

FISCHER, E.; SANTOS, F. A. M. dos. Demography, phenology and sex of *Calophyllum brasiliense* (Clusiaceae) trees in the Atlantic forest. Journal of Tropical Ecology v. 17, p. 903-909, 2001.

GALETTI, M. R. Os frugívoros da Santa Genebra. In: MORELLATO, P. C.; LEITÃO FILHO, H. F. (Organizadores). Ecologia e preservação de uma floresta urbana: Reserva de Santa Genebra. Campinas: Ed. da UNICAMP, 1995. p. 66-69.

GOMES, J. M.; COUTO, L.; LEITE, H. G.; XAVIER, A.; GARCIA, S. L. R. Parâmetros morfológicos na avaliação da

qualidade de mudas de *Eucalyptus grandis*. Revista. *Árvore*, v. 26, n. 6, p. 655-664, 2002.

GUEDES, M.C.; POGGIANI, F. Variação dos teores de nutrientes foliares em eucalipto fertilizado com biofósforo. *Scientia Florestalis*, n. 63, p. 188-201, 2003.

KNAPIK, J.G.; ANGELO, A.C. Crescimento de mudas de *Prunus sellowii* Koehne em resposta a adubações com NPK e pó de basalto. *Floresta*, v. 37, n. 2, 2007.

JOSÉ, A. C. Utilização de mudas de espécies florestais produzidas em tubetes e sacos plásticos para revegetação de áreas degradadas. 2003. 101 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2003.

LORENZI, H. *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. Nova Odessa: Plantarum, 2002.

MAIA, C.M.B.F. Uso de casca de *Pinus* e lodo biológico como substrato para a produção de mudas de *Pinus taeda*. Colombo, Embrapa Florestas, Boletim de pesquisa florestal, n. 39, p. 81-82, 1999.

MELO, W.J.; MARQUES, M.O.; MELO, V.P. O uso agrícola do biofósforo e as propriedades do solo. In: TSUTSIYA, M.T.; COMPARINI, J.B.; SOBRINHO, P.A.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P.C.T.; MELFI, A.J.; MELO, W.J. & MARQUES, M.O. (Editores). *Biofósforos na agricultura*. São Paulo, SABESP, 2001. p. 289-363.

MORAIS, S. M. de J.; ATAÍDES, P. R. V.; GARCIA, D. C.; KURTZ, F. C.; OLIVEIRA, O. S.; WATZLAWICK, L. F. Uso do lodo de esgoto da Corsan - Santa Maria (RS), comparada com outros substratos orgânicos. *Sanare*, Curitiba, v.6, n.6, p. 44-49, 1997.

NASCIMENTO, C.W.A. et al. Alterações químicas em solos e crescimento de milho e feijoeiro após a aplicação de lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 28, n. 2 p. 385-392, 2004.

NEVES, J.M.G.; SILVA, H.P. da; DUARTE, R.F. Uso de substratos alternativos para produção de mudas de moringas. *Revista Verde*, v. 5, n. 1, p. 173-177, 2010.

NOBREGA, R.S.A.; VILAS BOAS, R.C.; NOBREGA, J.C.A.; PAULA, A.M. de; MOREIRA, F.M. de S. Utilização de biofósforo no crescimento inicial de mudas de Aroeira (*Schinus terebinthifolius* Raddi). *Revista Arvore*, v. 31, n. 2, p. 239-246, 2007.

PADOVANI, V. C. R. Composto de lodo de esgoto como substrato para produção de mudas de árvores nativas e exóticas. 2006. 81 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2006.

REITZ, R., KLEIN, R. M. & REIS, A. Projeto madeira de Santa Catarina. *Herbário 'Barbosa Rodrigues'*, Itajaí, 1978. 320 p.

ROCHA, G. N.; GONÇALVES, J. L. M. & MOURA, I. M. Mudanças da Fertilidade do Solo e Crescimento de um Povoamento

de *Eucalyptus grandis* fertilizado com Biofósforo. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, v. 28, n. 4, p. 623-639, 2004.

ROCHA, G. N. Monitoramento da fertilidade do solo, nutrição mineral e crescimento de um povoamento de *Eucalyptus grandis* fertilizado com biofósforo. 2002. 48 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2002.

SANTOS, J. Z.L.; RESENDE, A. V. de; NETO, E. F. & CORTE, E. F. Crescimento, acúmulo de fósforo e frações fosfatadas em mudas de sete espécies arbóreas nativas. *Revista Árvore*, v. 32, n. 5, p. 799-807, 2008.

SCHAEER, M.B.; CARNEIRO, C; SANTOS, K.G. Substratos à base de lodo de esgoto compostado na produção de mudas de *Paraptadenia rigida* (Benth.) Brenan. *Scientia Florestalis*, v. 38, n. 88, p. 637-644, 2010.

SCHAEER, M. B. & BLUM, C. T. Arboreal diversity of the Atlantic Forest of Southern Brazil: from the beach ridges to the Paraná river. In: GRILLO, O. Biodiversity, Book 2. Intech. ISBN 979-953-307-250-9, 2011.

SCHAEER, M.B.; CARNEIRO, C; SANTOS, K.G. Crescimento de mudas de *Prunus brasiliensis* (Cham. & Schltdl.) D. Dietr. em substratos à base de lodo de esgoto compostado e fertilizante mineral. *Revista Ciência Florestal* (no prelo).

SCHIRMER, G.K. Utilização do lodo de esgoto na vermicompostagem e como substrato para a produção de mudas de *Pinus elliottii* Engelm. 2010. 93 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.

SILVA, J.E.; RESCK, D.V.S.; SHARMA, R.D. Alternativa agrônoma para o biofósforo produzido no Distrito Federal. I. Efeito na produção de milho e na adição de metais pesados em Latossolo no Cerrado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 26, p. 487-495, 2002.

SOUTH, D. B.; BOYER, J. N.; BOSCH, L. Survival and growth of Loblolly Pine as influenced by seedling grade: 13 year results. *Southern Journal of Applied Forestry*, v. 9, n. 2, p. 76-81, 1985.

SOUZA, P.T. de; SILVA, E.B.; GRAZZIOTTI, H. & FERNANDES, L.A. NPK fertilization on initial growth of physic nut seedlings in quartzarenic neossol. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 35, p. 559-566, 2011.

STURION, J. A.; ANTUNES, B. M. A. Produção de mudas de espécies florestais. In: GALVÃO, A.P. M. Reflorestamento de propriedades rurais para fins de produtivos e ambientais. Colombo: EMBRAPA Florestas, 2000. p.125-150.

THOMAZ-SOCCOL, V.; PAULINO, R.C. ; CASTRO, E. A.; In: SANEPAR, Manual de métodos para análises microbiológicas e parasitológicas em reciclagem agrícola de lodo de esgoto. Curitiba, SANEPAR, 2000. p. 27-41.

WILSON, S. B.; MECCA L.K.; DANIELSON, H. E. GRAETZ, D. A.; STOFFELLA, P. J. Container and Field Evaluation of Three Native Shrubs Grown in Compost-Based Media. *Compost Science & Utilization*, v. 14, n. 3, p. 178-183, 2006.

## Parceria com você

A Companhia de Saneamento Básico de São Paulo (Sabesp) tem entre suas prioridades preservar o meio ambiente e garantir a qualidade dos recursos hídricos.

Em 2009, a empresa seguiu sua estratégia para melhorar o sistema de coleta e tratamento de esgotos e despoluir represas, córregos e canais.

Para que esses investimentos continuem tendo sucesso, é fundamental a colaboração de todos. Atitudes simples, como reciclar e jogar o lixo no lugar adequado, evitam poluir a natureza.

[www.sabesp.com.br](http://www.sabesp.com.br)

Represa do Jaguarí  
Sistema Cantareira

# Comparação entre os métodos de medição de oxigênio dissolvido por sensor eletroquímico (membrana) e óptico, quanto ao seu desempenho em sistemas de tratamento de esgotos

*A comparison between electrochemical and luminescence oxygen dissolved sensors, and their performance in wastewater treatment*

**Ana Lúcia Silva (\*)**

*Engenheira Química. Mestre em Engenharia Civil e Doutora em Saúde Pública pela USP. Engenheira da Superintendência de Pesquisa, Desenvolvimento Tecnológico e Inovação da SABESP.*

**Everton Marquezini**

*Técnico em sistemas de saneamento na Unidade de Negócio Baixo Tietê e Grande, SABESP.*

**Francisco Novais**

*Bacharel em ciências com habilitação em química e extensão em química tecnológica pela Escola Superior de Química Oswaldo Cruz. Químico do Depto de Desenvolvimento Operacional - RJO da Unidade de Negócio Capivari/Jundiaí, da SABESP.*

**Jefferson Alexandre Aguiar**

*Químico. Mestre em Biotecnologia em Ciências Ambientais pela UNICAMP. Gerente de divisão da ETE Barueri, SABESP.*

**Rubens Celso Vieira Nin**

*Engenheiro Civil. Coordenador de engenharia da Graneisa Equipamentos Ltda.*

**Endereço para correspondência (\*):**

*Departamento de Execução de Projetos de Pesquisa, Desenvolvimento e Inovação – UFMG; Rua Costa Carvalho, 300, Pinheiros, São Paulo, SP, CEP: 05429-000. Tel. (011) 3388-9541 E-mail: anasilva@sabesp.com.br*

**Data de entrada:** 23/11/2010 **Data de aprovação:** 15/06/2011

## RESUMO

A presente nota técnica compara o desempenho de duas tecnologias para medição de oxigênio dissolvido (OD) em uso em estações de tratamento de esgoto (ETE): sensores com membrana (eletroquímicos) e com luminescência (ópticos). A precisão na medição da concentração do OD é essencial para o controle de vazão dos aeradores, o que influencia diretamente na eficiência do processo de tratamento e na qualidade do efluente final. Além disso, os aeradores representam até 50% do consumo total de energia elétrica em uma ETE. Os sensores por luminescência apresentam resultados bastante satisfatórios, melhores do que os sensores com membrana. Entretanto recomenda-se um acompanhamento de médio a longo prazo, devido ao seu uso ser muito recente não só no Brasil como no mundo.

## ABSTRACT

This technical note compared two different technologies to measure Dissolved Oxygen (DO) in wastewater

treatment: electrochemical (membrane) and optical (luminescence) sensors. The accuracy in measuring the concentration of DO is essential for controlling the flow aerators, which directly influence the process efficiency and quality of final effluent. The aerators are the biggest consumers of electricity within a wastewater treatment plant, and it may reach to 50% of total consumption. The study showed that the luminescence sensors have presented greater efficiency than the membrane ones. However, the luminescence sensor technology is new implanted and a accompanying is recommended.

**PALAVRAS-CHAVE:** Oxigênio dissolvido, sensores ópticos, sensores por membrana

**KEY-WORDS:** dissolved oxygen; optical sensors; electrochemical sensors.

## INTRODUÇÃO

O monitoramento das concentrações de OD é prática usual em atividades de diversas áreas, tais como a alimentícia, médica, aquíicultura e ambiental, por ser um importante parâmetro indicador da condição do processo. No saneamento, o tratamento biológico de esgotos utiliza a aeração para a promoção de um ambiente que propicie um maior crescimento de microorganismos específicos para a degradação da matéria orgânica. O processo de aeração é o responsável pelo maior consumo de energia elétrica em uma ETE, o qual se estima, represente entre 40% a 50% do consumo total. O efetivo controle e otimização permitem uma considerável economia e maior eficiência no processo de tratamento (Hirata, 2007), e a concentração de OD é um dos principais parâmetros utilizados para o controle de vazão dos aeradores. As principais características desejáveis para esses sensores são:

- baixo custo de produção, aquisição e manutenção;
- baixo impacto na leitura, ocasionado por interferentes presentes no meio analisado;
- compactidade;
- precisão, alta velocidade de resposta, estabilidade, reprodutibilidade e durabilidade;
- sensibilidade a baixas concentrações de OD.

A presente nota técnica teve como objetivo avaliar o funcionamento destes sensores em escala real, quanto ao seu desempenho durante o período em que se encontra em funcionamento, e de forma comparativa entre as duas alternativas tecnológicas: com membrana, tradicionalmente o mais utilizado; e com luminescência, recentemente adquirido em algumas unidades de tratamento. Desta forma pretendem-se expor as atuais necessidades de melhoria, ou seja, as oportunidades de inovação tecnológica para esses equipamentos.

## REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A aeração mecânica dos esgotos tem por objetivo reproduzir de forma acentuada a transferência de gás ar-água, ou seja, a transição entre o estado gasoso na atmosfera e o estado dissolvido na água. Este fenômeno ocorre naturalmente nos ciclos biogeoquímicos de numerosas substâncias, tais como o nitrogênio, o gás carbônico e o oxigênio. A variação da concentração de OD na água depende de vários fatores físicos e químicos do meio e de diversos processos, entre os quais podemos citar: a temperatura ambiente e a temperatura da água, a produção fotossintética, a reaeração natural (atmosférica), a concentração de matéria orgânica, a pressão atmosférica, entre outros (Janzen et al, 2008). Nos sistemas aquáticos o OD é um fator limitante para manutenção da vida aquática e dos processos de autodepuração.

Já no processo de tratamento de esgotos, trata-se de um importante indicador, e o controle da concentração de OD em determinadas etapas requer sensores capazes de medir concentrações geralmente baixas, visando garantir que processos biológicos ocorram. Em processos por lodos ativados a remoção de nitrogênio ocorre através da nitrificação-desnitrificação em três estágios: a conversão do nitrogênio orgânico para amônia (amonificação), a oxidação da amônia a nitrato na presença de OD (nitrificação) e por fim, a conversão de nitrato a nitrogênio gasoso, na ausência de OD (desnitrificação). Na fase de nitrificação ocorre um lento crescimento de bactérias autotróficas aeróbias, e é necessária grande quantidade de OD e alcalinidade. Já na desnitrificação é importante assegurar que as concentrações de OD sejam praticamente inexistentes. O fenômeno de transferência interfacial ar-água é extremamente complexo, e não será objeto de discussão nesta nota técnica.

A medição do OD através de sensores permite estimar essa transferência e os seus mecanismos, avaliar de forma indireta a eficiência de uma tecnologia de aeração em relação a sua disposição na planta de tratamento, acionar ou desativar os aeradores mecânicos de forma a otimizar sua ação, e a prevenir alterações no processo de tratamento de esgotos (Hirata, 2007; EPA, 2010; Hope, 2005).

O método por membranas é baseado na célula de Clark, onde uma membrana permeável separa o eletrólito interno e

os eletrodos do meio externo e a concentração de oxigênio é correlacionada com a corrente entre os eletrodos (Ferreira, 2007). Este método é normatizado pela Associação Brasileira de Normas Técnicas, para uso em água (ABNT NBR 11958:1989).

A literatura apresenta como principais interferentes para esses sensores por membrana a presença de algumas substâncias típicas em esgotos, tais como amônia, sulfetos e algas em alguns processos de tratamento nos quais são comumente encontradas, de forma que se torna necessária uma maior frequência de manutenção. A agitação da amostra é necessária, pois ocorre consumo do oxigênio pela membrana próxima ao eletrodo durante a leitura (ACT, 2004; Lewis, 2006; Ferreira, 2007). No entanto, altas velocidades no fluxo da amostra podem interferir no resultado final (Johnston e Williams, 2006).

O método por membrana encontra-se aprovado no *Standard methods for the examination of water and wastewater* (2005), sendo considerado um método confiável para medição de OD quando na ausência de interferentes e dentro das faixas típicas de medição previstas pelo fabricante. Mais recentemente surgiram no mercado os sensores ópticos para medição de OD em sistemas aquáticos, constituído basicamente por: um indicador luminescente sensível ao oxigênio - podendo ou não estar impregnado em uma membrana ou um sol-gel - e um sistema óptico com uma fonte de excitação, filtros ópticos com comprimentos de onda, fibra ótica, fotodetectores e um sistema de controle e processamento do sinal (Xiao *et al.*, 2003 apud Ferreira 2007). O sensor por luminescência emprega um diodo emissor de luz a qual ao ser emitida faz com que o composto químico atinja um estado de excitação. Após a dissipação da energia de excitação um comprimento de onda é liberado (luminescência). Aqui se dá a influencia do OD, uma vez que este atua como supressor da fluorescência, isto é, uma maior concentração do mesmo implica em menor luminescência (Figura 1). A magnitude do comprimento de onda emitido pelo indicador ou a meia vida da luminescência é medida por um sensor, sendo inversamente proporcional à concentração de OD no meio (Lewis, 2006; Ferreira, 2007).

Os dados da literatura e os fornecedores em geral atribuem a esse sensor as seguintes características: não interferência por substâncias que tipicamente afetam os sensores por membrana; alta seletividade; não necessitam consumir o oxigênio do meio para realização da leitura; não requer agitação da amostra; não necessitam de um eletrodo de referência; imunidade ao campo elétrico exterior (Choi e Xiao, 2000 apud Ferreira, 2007); precisão próxima ao método Winclker; e baixa sensibilidade à presença de H<sub>2</sub>S (Ferreira, 2007). Também apresentariam maior estabilidade e menor periodicidade de manutenção. Como limitação há a influencia negativa da temperatura, que interfere no processo de luminescência utilizado para medição do OD, requerendo um sensor compensatório. Um incremento na temperatura está relacionado à supressão por colisão das moléculas, ou seja, um aumento na temperatura aumenta a



movimentação molecular do indicador de oxigênio, causando um decréscimo da energia total das moléculas e um erro da leitura de concentração (Guibault, 1990 apud Ferreira, 2007). Esta interferência pode ser eliminada a partir de uma seleção de materiais poliméricos apropriados, mas é importante que seja considerada esta configuração quando na aquisição deste tipo de sensor. O método já foi incluído no *Standard Methods for Dissolved Oxygen in Water*, em 2006, mas ainda não se encontra incorporado no *Standard Methods for examination of Water and Wastewater* (Ferreira, 2007).

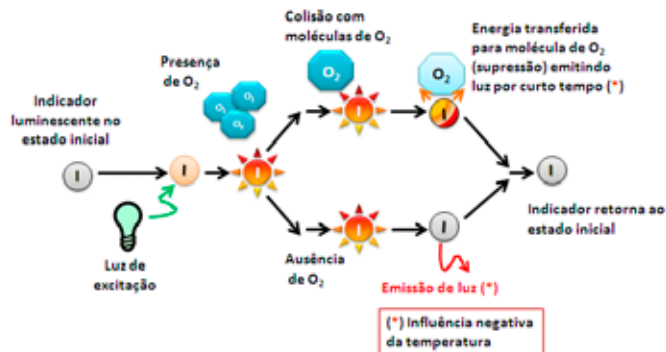


Figura 1: Princípio de funcionamento do sensor de oxigênio óptico. Adaptado de Tengberg (2004, apud Ferreira, 2007).

Outros métodos utilizados para medir OD, embora de forma não contínua ou em tempo real, são o método colorimétrico e o de Winckler. O método de Winckler, também conhecido como método iodométrico, possui alta sensibilidade de medição. No entanto, os resultados podem ser afetados por contaminantes presentes na amostra (tais como sulfetos, tiosulfato, mercaptanas, cloro livre, cor e turbidez intensas) e o resultado pode ser influenciado pelo tipo de amostragem. Por serem considerados mais precisos geralmente são utilizados para validar dados coletados em campo por sensores de medição contínua.

### Sensores de OD e sua aplicação nos recursos hídricos

A *Alliance for Coastal Technologies* (ACT) é uma parceria de instituições de pesquisa, gestores e empresas do setor privado dedicado a promover o desenvolvimento e a adoção de sensores e plataformas oceânicas. Em 2004 a ACT realizou um Workshop para o desenvolvimento e a aplicação de sensores de OD, em Savannah, Estados Unidos, no qual foi feita uma avaliação do estado da arte no assunto e geradas recomendações de melhorias e necessidades de desenvolvimento tecnológico. As principais observações foram:

- Os sensores por membrana deverão continuar sendo utilizados devido ao investimento já realizado. Entretanto, existem problemas associados a esta tecnologia que precisam ser sanados, tais como meios para redução de incrustação biológica (biofouling), aumento da vida útil da bateria, melhora do tempo de resposta e da compensação automática;
- A tecnologia óptica precisa aumentar a confiabilidade de calibração e o intervalo de manutenção; aumentar a velocidade de resposta; desenvolver melhores tecnologias para

compensação automática; integrar resultados de OD com outros parâmetros.

A partir de uma pesquisa simples pode-se observar que a integração das análises de OD a outros parâmetros já foi incorporada, e na prática, o intervalo de calibração tem ultrapassado 1 ano. Outras observações advindas do workshop: a tecnologia por membranas é mais precisa em comparação a tecnologia óptica quando há uma variação grande de OD, embora os sensores ópticos apresentem maior precisão em baixa amplitude de variação e concentrações menores (ACT, 2006).

A USGS comparou o desempenho de ambos os sensores durante 3 semanas no Rio Tualatin, Oregon, EUA (Johnston e Williams, 2006). Os resultados demonstraram que os sensores ópticos apresentaram melhor desempenho quanto à precisão dos resultados (o método para validação foi o de Winckler). Destaca-se ainda que os sensores ópticos mantiveram a sua calibração por mais tempo. Apesar disso, a USGS ainda não considera viável a substituição da tecnologia atualmente utilizada, que é por membrana, por dois motivos: (1) ausência de histórico de dados que permita avaliar de forma ampla a tecnologia óptica; e (2) o investimento já realizado na implantação da tecnologia por membranas em diversos pontos monitorados (Radtke *et al.*, 2006).

### Sensores de OD e sua aplicação em sistemas de tratamento de esgoto

A *Environmental Protection Agency* (EPA), em seu último relatório sobre eficiência energética em sistemas de tratamento de água e esgoto (EPA, 2010) considera que o uso da tecnologia óptica em sistemas automatizados é a solução mais eficiente para a otimização dos aeradores em ETEs, resultando em uma significativa economia do consumo de energia elétrica, devido principalmente a sua maior precisão para baixas concentrações de OD (< 2,0 mg/L).

Um estudo de viabilidade econômica desenvolvido em uma ETE no Tennessee, *Bartlett Wastewater Treatment Plant #1*, demonstrou que o investimento para substituição dos sensores por membrana pelos ópticos apresentou um pay-back foi de 1,5 anos, devido às economias geradas no consumo de energia elétrica, com reduções de 13% ao ano. Hope (2005) apresenta uma visão bastante otimista quanto ao uso dos sensores por luminescência. A partir da sua experiência como diretor do sistema de tratamento no *Main Street Water Reclamation Facility*, em Gainesville, Flórida, EUA, o autor defende a substituição dos sensores por membranas pela tecnologia óptica devido a menor periodicidade de manutenção e conseqüente economia de mão-de-obra, ausência de impactos por interferentes e maior precisão de medição para baixas concentrações de OD. O autor destaca a diferença de custos entre as tecnologias, considerando os parâmetros: frequência

de calibração, manutenção, equipe técnica e custos com energia elétrica.

Enquanto no uso de membranas os custos anuais totalizavam US\$ 1.338.992,00, a partir da implantação dos sensores ópticos estes custos passaram para US\$ 977.300,00. A economia ocorreu principalmente nos gastos com manutenção dos sensores, que não foi necessária durante todo o período de um ano da implantação. Nos demais itens, a economia também foi bastante significativa. Schuyler *et al.* (2009) relatam sua experiência com sensores de medição de OD em uma planta de tratamento de esgotos na Califórnia. Os problemas apontados eram a baixa precisão na medição de baixas concentrações de OD pelos sensores por membrana e a necessidade de calibrações constantes. A substituição por sensores ópticos melhorou bastante a confiabilidade do processo, a qualidade do tratamento e diminuiu o número de manutenções. Novas tecnologias para medição de OD vêm sendo desenvolvidas: Mistilberger *et al.* (2010) apresentam um projeto de pesquisa que consiste no uso de sensores magnéticos por macroesferas (*Magnetic sensor macrospheres – MagSeMacs*) – esferas de aço inoxidável revestidas com sensores químicos ópticos, que produzem um campo ferromagnético. As vantagens dessa tecnologia são: substituições rápidas do sensor sem necessidade de contato direto; diminuição no tempo de resposta da leitura; maior intensidade de sinal; e, manuseio simplificado.

## MATERIAIS E MÉTODOS

A pesquisa realizada junto aos técnicos da SABESP teve como objetivo identificar os principais métodos utilizados na empresa para medição de OD no tratamento de esgotos, e a avaliação sobre o desempenho destes sensores. A SABESP atua na área de saneamento dentro de um modelo administrativo baseado em Diretorias e Unidades de Negócio. Das 6 Diretorias existentes, duas delas atuam diretamente na operação e tratamento de água e esgoto, sendo uma do interior do Estado de São Paulo e outra da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), e juntas totalizam 475 ETEs. O processo de tratamento por lodos ativados é mais comum na RMSP, enquanto no interior o tratamento por lagoas é bastante comum. Para a definição dos critérios a serem avaliados quanto à eficiência de cada tipo de sensor foram consideradas as especificações definidas no *Workshop on dissolved oxygen sensors* da ACT (2004), resultando em um questionário encaminhado para equipes técnicas SABESP. O questionário apresentava questões que focavam:

- Os critérios adotados para a opção de implantação da tecnologia em uso na planta;
- Características de manutenção;
- Eficiência na medição de OD;
- Interferentes físicos e químicos;
- Características construtivas.

Os técnicos que participaram do presente trabalho atuam diretamente na manutenção desses sensores, com experiência de longa data no processo de tratamento de esgotos.

## RESULTADOS

O encaminhamento do questionário permitiu constatar que apenas duas ETEs, ambas no interior do Estado de São Paulo, utilizam sensores por luminescência: uma no município de Cardoso e outra em Paulínia. As demais plantas que monitoram o OD em seus processos utilizam sensores por membrana. Para comparação do desempenho dos sensores por luminescência foi escolhida a ETE Barueri, localizada no município de Carapicuíba. Entretanto, a equipe que realizou a avaliação utilizou a experiência adquirida nos outros grandes sistemas de tratamento de esgotos da RMSP. A avaliação da eficiência de medição dos sensores segue um procedimento interno da empresa onde é realizada a comparação do resultado emitido pelo sensor com o resultado obtido para uma mesma amostra em teste de bancada. Esta comparação é repetida inúmeras vezes, os dados são comparados estatisticamente e o erro admissível é considerado. Estas informações permitem, aos técnicos, avaliar a necessidade de calibração ou manutenção, assim como a confiabilidade do resultado obtido.

### ETE Barueri

As ETEs da RMSP realizaram investimento para a aquisição de sensores com membrana em uma época em que os sensores ópticos não eram comuns. Os sensores por membrana da ETE Barueri (Figuras 2 e 3) apresentam as seguintes características:

- (a) Necessidade de manutenção mais de uma vez por mês;
- (b) Baixa reprodutibilidade, instabilidade e resultados similares aos obtidos pelo método de Winckler em apenas 75% das amostras;
- (c) Interferência na presença de metais pesados;
- (d) Rápida velocidade de resposta.

### ETEs de Paulínia e Cardoso

Na ETE Paulínia (Figura 4) foram utilizados à época, como critérios na opção de implantação do sistema por luminescência, o desempenho do sensor e as características de manutenção. Na prática, a frequência de manutenção do sensor tem se apresentado anual, e esta ocorre de forma relativamente mais simples que o sensor por membrana: trata-se essencialmente da remoção dos resíduos aderidos ao corpo do sensor. É importante ressaltar que a ETE Paulínia está em operação há pouco mais de um ano. Os sensores têm apresentado:

- (a) Estabilidade, reprodutibilidade e velocidade de resposta rápida;
- (b) Resultados similares em mais de 90% das amostras;
- (c) Não foram notadas interferências químicas, físicas ou por campos elétricos;
- (d) Alta sensibilidade para baixas concentrações de OD.



**Figuras 2 a 4: (2 e 3) Sensor por membrana instalado na ETE Barueri. (4) Sensor por luminescência instalado na ETE de Paulínia.**

O sensor implantado na ETE de Cardoso tem apresentado resultados similares aos da ETE de Paulínia. Encontrase instalado há 18 meses e até então não foi necessária a calibração.

**Tabela 1 – Comparação de desempenho para os sensores de medição de OD por membrana e óptico.**

Parâmetros	Equipamento	Referência metodológica *
Cor Aparente (uH)	Espectrofotômetro HACH DR/2010, $\lambda=455\text{nm}$	2120
Cor verdadeira (uH)	Filtração em membrana 0,45 $\mu\text{m}$ , Espectrofotômetro HACH DR/2010 $\lambda=455\text{nm}$	2120
Turbidez (uT)	Turbidímetro HACH 2100P	-
Ferro (mg/L)	Espectrofotômetro HACH DR/2010	3500 Fe
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	Gravimétrico	2540
Coliformes totais (NMP/mL)	Colimétrico	9222.B
<i>Escherichia coli</i> (colônia de bactérias /100 mL)	Colimétrico	9260 F

## CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A partir da pesquisa bibliográfica realizada verificou-se uma tendência para a adoção da tecnologia de medição de OD

por sensores ópticos em sistemas de tratamento de esgotos de alguns Estados norte-americanos. Uma das principais motivações é a busca por sensores com capacidade de medição mais precisa, permitindo um melhor controle do processo de tratamento por aeração, com conseqüente melhor qualidade do efluente e melhor ajuste dos aeradores, além de aumento da economia de energia elétrica. Outra grande motivação é a busca por diminuição dos custos com manutenção. Os resultados práticos da aplicação da tecnologia óptica vêm demonstrando a possibilidade de atendimento a essas demandas, devido à eficiência para a medição de OD em concentrações baixas, o fato de não serem afetados por interferentes químicos geralmente presentes em esgotos, estabilidade e reprodutibilidade na leitura, entre outros. Atendem ainda ao quesito menor periodicidade de manutenção e calibração. A maior desvantagem que se observa é que a tecnologia óptica é bastante recente, o que prejudica a avaliação quanto ao seu desempenho a longo prazo. A SABESP adotou há pouco mais de um ano. A tecnologia por membranas apresenta uma série de limitações para o uso específico em tratamento de esgotos, dos quais se destacam a sensibilidade aos interferentes típicos do meio o que, entre outras coisas, gera a necessidade de uma maior freqüência de manutenção. Entretanto, para uso em corpos d'água este sensor ainda pode ser uma solução mais interessante para o monitoramento.

## AGRADECIMENTOS

Aos colegas da SABESP que colaboraram com o presente trabalho: Alan M. O. Manicardi, Carlos Almir C. Dias, Fernando S. Cunha, Fábio A. A. Moraes, Henrique F. Therezan, Marcelo K. Miki, Maurício Polezi e Maurício Tápia e Paulo César Prioto Ramos

## BIBLIOGRAFIA

Alliance for Coastal Technologies (ACT). (2004) "State of technology in the development and application of dissolved oxygen sensors". Workshop. Georgia, USA.

Environmental Protection Agency (EPA). Evaluation of energy conservation measures for wastewater treatment facilities. EPA 832-R-10-005. 2010, september. 224 p.

FERREIRA, M.A.C. Desenvolvimento de sensores de oxigênio dissolvido utilizando métodos eletroquímicos e ópticos para monitoramento em tempo real da qualidade da água. Tese de doutorado: Escola politécnica da Universidade de São Paulo, SP. 2007, 156 pp.

HIRATA, A.Y. Eficiência energética de esgotos, SABESP. 2007. <http://www.agendasustentavel.com.br/images/pdf/000290.pdf>. Acesso em fevereiro de 2011.

HOPE, J.H. "Doing more with less". Jul 2005; Vol.17, Iss.7

JANZEN, J.G.; SCHULZ, H.E.; LAMON, A.W. Medidas da concentração de oxigênio dissolvido na superfície da água. Eng Sanit Ambient, vol. 13, nº 3, jul-set 2008, pp. 278-283.

JOHNSTON, M.W.; WILLIAMS, J.S. United States Geological Survey: Field comparison of optical and Clark cell dissolved oxygen sensor in the Tualatin river, Oregon. Open-file reported 2006-1047.

LEWIS, M. United States Geological Survey: Field measurements - Dissolved oxygen 6.2. Version 2.1, Chapter A6, 2006.

MISTLBERGER, G.; KOREN, K.; BORISOV, S.M.; KLIMANT, I. (2010) "Magnetically remote-controlled optical sensor spheres for monitoring oxygen or pH". Analytical

Chemics, 82, 2124-2128.

RADTKE, D.B.; WHITE, A.F.; DAVIES, J.V.; WILDE, F.D. (1998). "Dissolved oxygen—Chapter 6.2". U.S. Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations Reports Book 9, Chapter A6. Disponível em: [http://water.usgs.gov/owq/FieldManual/Chapter6/6.2\\_contents.html](http://water.usgs.gov/owq/FieldManual/Chapter6/6.2_contents.html) Acesso realizado em fevereiro de 2011.

SCHUYLER, R.G.; TAMBURINI, J.R.; HOGG, S.; STAGGS, R. (2009). "How low is low?". Water Environment & Technology Vol 21 (6), pp: 32-39.

STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER (2005). 21th edition, method 4500-O.

## Pelos canos da Sabesp, passa mais do que água.



S A N I T A R I O



A água sai das fontes, dos mananciais, para as estações de tratamento da Sabesp. Em seguida, passa por reservatórios antes de chegar às nossas casas. E, depois de utilizada, vai pelo esgoto, para ser novamente tratada. Isso é saneamento, que evita doenças e diminui a mortalidade infantil. Por isso, o Governo de São Paulo investiu mais de R\$ 2 bilhões em obras de saneamento em 2007/2008. Para levar uma vida melhor para todos.

**Se liga no saneamento.  
Uma vida melhor passa por aqui.**



sabesp

## Depois dos PCs, Bill Gates se propõe a reinventar os WCs

Anos depois de reinventar os computadores e criar os PCs, o magnata da Microsoft Bill Gates voltou sua atenção para os vasos sanitários. A Fundação de Bill e Melinda Gates está investindo milhões de dólares em subsídios para que desenvolvedores reinventem o vaso sanitário, afirmou o diretor dos programas de água, higiene e sanitarismo da Gates Foundation, Frank Rijsberman, à agência de notícias AFP.

A Fundação Gates quer mudar a ideia de banheiro conhecida no Ocidente: "Nós precisamos reinventar o vaso sanitário. Precisamos desenvolver uma nova tecnologia que não desperdice água potável, que não jogue em encanamentos caros que desperdiçam muito dinheiro em estações de tratamento para tirar o cocô da água", disse Rijsberman. Para estimular a reinvenção do WC, a Fundação Gates, na Africa San Conference em Kigali, anunciou US\$ 42 milhões em subsídios para inovações em captura e armazenamento de dejetos, e para desenvolver maneiras de processar, como Rijsberman chama, o "cocô" em energia e fertilizantes. A Fundação Gates espera que os investimentos em inovações sanitárias resulte em vários protótipos dentro de um ano, e que em três anos uma nova marca de vasos sanitários esteja disponível nos mercados dos países em desenvolvimentos, segundo Rijsberman.



*Com informações da Revista Exame*

## Em outubro, mundo chegará a 7 bilhões de habitantes, aprofundando os desafios sociais e ambientais



No dia 31 de outubro deste ano, em algum lugar da Índia, um parto marcará um ponto crítico na história do planeta: com esse nascimento, o mundo passará a ter 7 bilhões de habitantes. A projeção foi feita pela ONU e, apesar de a data ser apenas uma estimativa e o país apenas uma probabilidade, a realidade é que o ano terminará com um novo marco em termos demográfico que promete aprofundar os desafios sociais e ambientais. Para a ONU, a marca dos 7 bilhões de pessoas deve despertar um sentimento em governos e na sociedade de que o mundo terá de enfrentar importantes desafios nos próximos anos.

*Com informações da Agência O Estado de S. Paulo.*

## O aquífero Guarani, segundo maior do mundo, é poluído por indústrias, lixões e canaviais.



*Canavial oferece risco ao aquífero, aponta IPT. Mapeamento prevê manejo sustentável e o veto a indústrias de alto risco*

espalhados nos canaviais, que se infiltram no solo e subsolo até chegar aos reservatórios de água. O estudo do IPT cobriu 143 mil quilômetros quadrados, região que o aquífero ocupa em São Paulo, porém a reserva se estende também para os Estados de Mato Grosso do Sul, Mato Grosso, Goiás, Paraná, Santa Catarina, Rio Grande do Sul e Minas Gerais, além de Argentina, Paraguai e Uruguai.

O coordenador do projeto no Departamento de Hidrografia e Avaliação Socioambiental do IPT, José Luiz Albuquerque, explica que o estudo se fixou nas “bordas do Aquífero Guarani – nos municípios de Ribeirão Preto, Piracicaba, São José do Rio Preto, entre outros –, onde a água fica à flor da terra e se renova lentamente, sofrendo também as maiores ameaças de contaminação”. Apesar de ter sido mapeado nos anos 1970, o aquífero Guarani até hoje não tem lei que o proteja diretamente. O estudo sobre as ameaças às águas subterrâneas está em debate nos diversos comitês de bacias hidrográficas deste ano e será um dos temas do Conselho Estadual de Recursos Hídricos, ainda sem data marcada. “Os estudos devem servir de suporte para a tomada de decisão dos gestores ambientais, dos recursos hídricos e do planejamento territorial e urbano, a fim de impedir a contaminação em áreas vulneráveis e auxiliar o direcionamento da ocupação territorial”, conclui o pesquisador José Luiz Albuquerque.

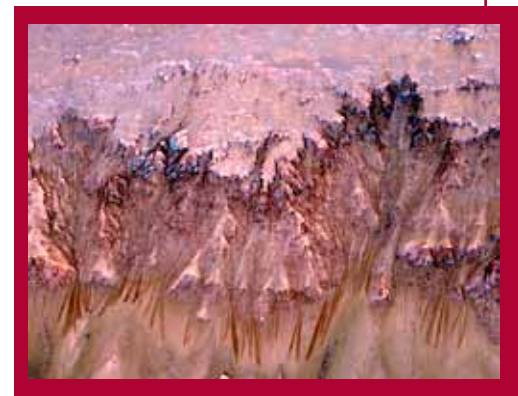
*Com informações do site Akatu*

O aquífero Guarani, a segunda maior reserva subterrânea de água doce do mundo, corre sérios riscos de contaminação. Esta é a conclusão de um estudo de campo realizado por técnicos do Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT) do Estado de São Paulo (IPT). De acordo com o documento, as ameaças de poluição da reserva de água vêm de chorume dos lixões, resíduos industriais e agrotóxicos

## Sonda detecta fluxo de água em Marte

Estruturas no solo seriam formadas por água corrente, diz estudo. Descoberta é o mais perto que se chegou de detectar água líquida. A sonda espacial Mars Reconnaissance Orbiter (MRO) encontrou evidências de que água corre em Marte durante períodos de calor, divulgou a agência espacial americana (Nasa) nesta quinta-feira (4) em um estudo publicado na revista especializada Science.

As fotografias mostram estruturas escuras e compridas no solo marciano durante a primavera e o verão do planeta. No inverno, elas desaparecem e retornam na primavera seguinte. "A melhor explicação até agora é o fluxo de água salgada", afirma o líder do grupo que estudou as imagens, Alfred McEwen, da Universidade do Arizona. De acordo com os pesquisadores, o fluxo de água explica a formação das estruturas. Se ela for salgada, explica por que congela mais tarde do que seria esperado. Água pura congelaria na temperatura local, mesmo no verão. A descoberta é o mais perto que os cientistas já chegaram de encontrar água líquida no planeta. Água congelada foi detectada perto da superfície em diversos pontos.





"O programa de exploração de Marte da Nasa continua nos trazendo mais perto de determinar se o planeta vermelho pode abrigar alguma forma de vida", disse o administrador da agência, Charles Bolden.

*Com informações do site do Portal G1, O Globo*

## SETEMBRO 2011

	<b>Desafios do controle da esquistossomose no Estado de São Paulo - Palestra</b>	Instituto de Engenharia de São Paulo Av. Dr. Dante Pazzanese, 120 Vila Mariana - São Paulo - SP <a href="http://www.institutodeengenharia.org.br/site/">http://www.institutodeengenharia.org.br/site/</a>	14 de Setembro
	<b>12th International Specialized Conference on Watershed and River Basin Management</b>	Hotel Golden Tulip Av. Boa Viagem, 4070 Recife - Pernambuco - Brasil url20.ca/8ch	14 a 16 de Setembro
	<b>26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental</b>	Centro de Exposições do Espaço FIERGS Porto Alegre/RS  url20.ca/8ch	25 a 28 de Setembro
	<b>X SILUSBA - Simpósio de Hidráulica dos Países De Língua Oficial Portuguesa</b>	Resort ENOTEL Porto de Galinhas – PE-Brasil <a href="http://silusba2.wordpress.com/">http://silusba2.wordpress.com/</a>	26 a 29 de Setembro
	<b>4º Congresso Internacional Sustentável - Visão 2050: agenda para uma nova sociedade</b>	Pier Mauá, Armazém nº 2. Rio de Janeiro - RJ.  <a href="http://www.cebds.org.br/cebds/sustentavel2011.asp">www.cebds.org.br/cebds/sustentavel2011.asp</a>	27 a 29 de Setembro

## OUTUBRO 2011

	<b>2011 Water and Health Conference</b>	Chapel Hill, NC, USA  <a href="http://whconference.unc.edu">http://whconference.unc.edu</a>	03 a 07 de Outubro
	<b>13º Simpósio Internacional sobre Gerenciamento do Lixo e Aterros Sanitários da Sardenha</b>	S. Margherita di Pula (Cagliari) Sardenha, Itália.  <a href="http://www.sardiniasymposium.it">http://www.sardiniasymposium.it</a>	03 a 07 de Outubro
	<b>II Congresso Internacional de Meio Ambiente Subterrâneo</b>	Centro FECOMERCIO de Eventos Rua Dr. Plínio Barreto, 285 São Paulo/SP  <a href="http://www.abas.org/cimas/pt/index.php">www.abas.org/cimas/pt/index.php</a>	04 a 06 de Outubro
	<b>II CONGRESSO NACIONAL DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL E IV ENCONTRO NORDESTINO DE BIOGEOGRAFIA</b>	Campus da UFPB João Pessoa - PB  <a href="http://www.cnea.com.br/">www.cnea.com.br/</a>	12 a 15 de Outubro
	<b>Congresso da International Solid Waste Association</b>	Daegu - Korea  <a href="http://www.iswa2011.org/">http://www.iswa2011.org/</a>	17 a 20 de Outubro
	<b>4th specialized conference on odours and VOCs</b>	Hotel Radisson Av. Saturnino de Brito, 217 Praia do Conto, Vitória - ES - Brasil <a href="http://www.iwa2011odour.com">http://www.iwa2011odour.com</a>	17 a 21 de Outubro
	<b>10th Latin American Workshop and Symposium on Anaerobic Digestion</b>	Centro de Artes e Convenções da UFOP Ouro Preto – MG - Brasil  <a href="http://www.desa.ufmg.br/daal2011/ingles/inicio/">http://www.desa.ufmg.br/daal2011/ingles/inicio/</a>	23 a 27 de Outubro

## OUTUBRO 2011



**7ª Jornadas Técnicas Internacionais de Resíduos**

Cidade do Porto, Portugal.

<http://apesb.org/>

24 a 26 de Outubro



**Biofilm Conference 2011: Processes in Biofilms**

Shanghai, China

[www.iwabiofilm2011.com](http://www.iwabiofilm2011.com)

27 a 30 de Outubro

## NOVEMBRO 2011



**13º Congresso Brasileiro de Geologia de Engenharia e Ambiental**

Espaço APAS  
Rua Pio X, 1200  
Alto da Lapa – São Paulo/SP

[www.acquacon.com.br/13cbge/index.php](http://www.acquacon.com.br/13cbge/index.php)

02 a 05 de Novembro



**II Simpósio Brasileiro de Qualidade do Projeto no Ambiente Construído**

IAB\_ Instituto de Arquitetos do RJ  
Rio de Janeiro.

[url20.ca/1zG](http://url20.ca/1zG)

03 a 04 de Novembro



**FIMAI/SIMAI 2011 Feira e Seminário Internacional de Meio Ambiente Industrial e Sustentabilidade**

Expo Center Norte\_Pavilhão Azul  
São Paulo – SP - Brasil

<http://www.fimai.com.br/v2/>

08 a 10 de Novembro



**VII CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOTECNIA AMBIENTAL**

Campus da UFMG

[www.regeo2011.ufmg.br/#!/](http://www.regeo2011.ufmg.br/#!/)

21 a 24 de Novembro



**2nd IWA Development Congress**

Kuala Lumpur, Malaysia

[www.iwa2011KL.org](http://www.iwa2011KL.org)

21 a 24 de Novembro



**4º Seminário Português sobre Geossintéticos**

Universidade de Aveiro

<http://4spgeo.web.ua.pt>

22 e 23 de Novembro



**XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**

Centro de Exposições Ruth Cardoso  
Rua Celso Piatti s/nº - Jaraguá - Maceió-AL

<http://www.acquacon.com.br/xixsbrh/index.php>

27 de Novembro a 01 de Dezembro

## DEZEMBRO 2011



**Water and Society 2011 - First International Conference on Water and Society**

Las Vegas, USA

[www.wessex.ac.uk/11-conferences/waterandsociety-2011.html](http://www.wessex.ac.uk/11-conferences/waterandsociety-2011.html)

05 a 07 de Setembro



**IV Congresso de Espectrometria de Massa**

O congresso será realizado no resort  
THE ROYAL PALM PLAZA

<http://www.brmass.com.br/congresso/cartaz/index.asp>

10 a 13 de Dezembro



**CMTDE'11 - The 3rd Maghreb Conference on Desalination and Water Treatment**

Hammamet, Tunisia

[www.tda.org.tn](http://www.tda.org.tn) Contact:

12 a 22 de Dezembro



## Licenciamento Ambiental - 1ª Edição (2011)

**Autores:** Celso Antonio Pacheco Fiorillo, Dione Mari Morita e Paulo Ferreira

Exigência constitucional vinculada a todo e qualquer empreendedor, privado ou público, nacional ou estrangeiro, mandamento constitucional vinculado à instalação de toda e qualquer obra ou mesmo atividade potencialmente causadora de significativa degradação do meio ambiente, o LICENCIAMENTO AMBIENTAL é um mecanismo jurídico e técnico vinculado a viabilizar no plano normativo atividades que utilizam recursos ambientais consideradas efetivas e potencialmente poluidoras, capazes, sob qualquer forma, de causar degradação ambiental. Trata-se de um dos mais importantes mecanismos destinados a dar efetividade ao desenvolvimento sustentável. Este livro esclarece, no campo jurídico e técnico (com amparo em experiências de outros países), a correta interpretação dos critérios destinados a assegurar no Brasil o desenvolvimento econômico vinculado à defesa do meio ambiente.

**Mais informações:**

<http://www.livrariasaraiva.com.br>



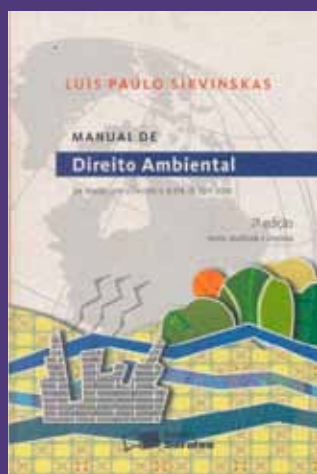
## Manual de Direito Ambiental - 9ª Ed. 2011

**Autor:** Luis Paulo Sirvinskas  
**Editora:** Saraiva

Em linguagem didática, a presente obra aborda o direito ambiental de forma abrangente, traçando desde noções introdutórias até aspectos do direito processual. Dividida em duas partes, a primeira cuida do direito material examinando princípios, tutela constitucional, civil, administrativa, penal e internacional do meio ambiente, poluição hídrica, sonora, visual e poluição do solo, áreas de preservação ambiental, tutela do patrimônio genético, da zona costeira e do meio ambiente do trabalho. A segunda parte trata dos aspectos processuais, trazendo a ação civil pública em matéria ambiental, ação civil de responsabilidade por improbidade, além de outros instrumentos como Adin, ação popular, mandado de segurança e mandado de injunção. Ao final, o autor apresenta uma lista das espécies da fauna ameaçadas de extinção. Constitui obra completa, indicada para todos aqueles que buscam a mais apurada e atual visão da matéria.

**Mais informações:**

<http://www.livrariasaraiva.com.br/produto/3097661>



## Dicionário de Saneamento - 1ª Edição (2011)

**Autor:** Ariovaldo Nuvolari

**Editora:** Oficina de Textos

Uma importante obra de referência para pesquisadores, estudantes e profissionais da área de saneamento ambiental, este livro apresenta a definição e descrição dos principais termos utilizados na área e seu correspondente em inglês, além de um amplo glossário em inglês com tradução para o português.

Mais informações:

[www.ofitexto.com.br](http://www.ofitexto.com.br)



# REVISTA DAE ONLINE

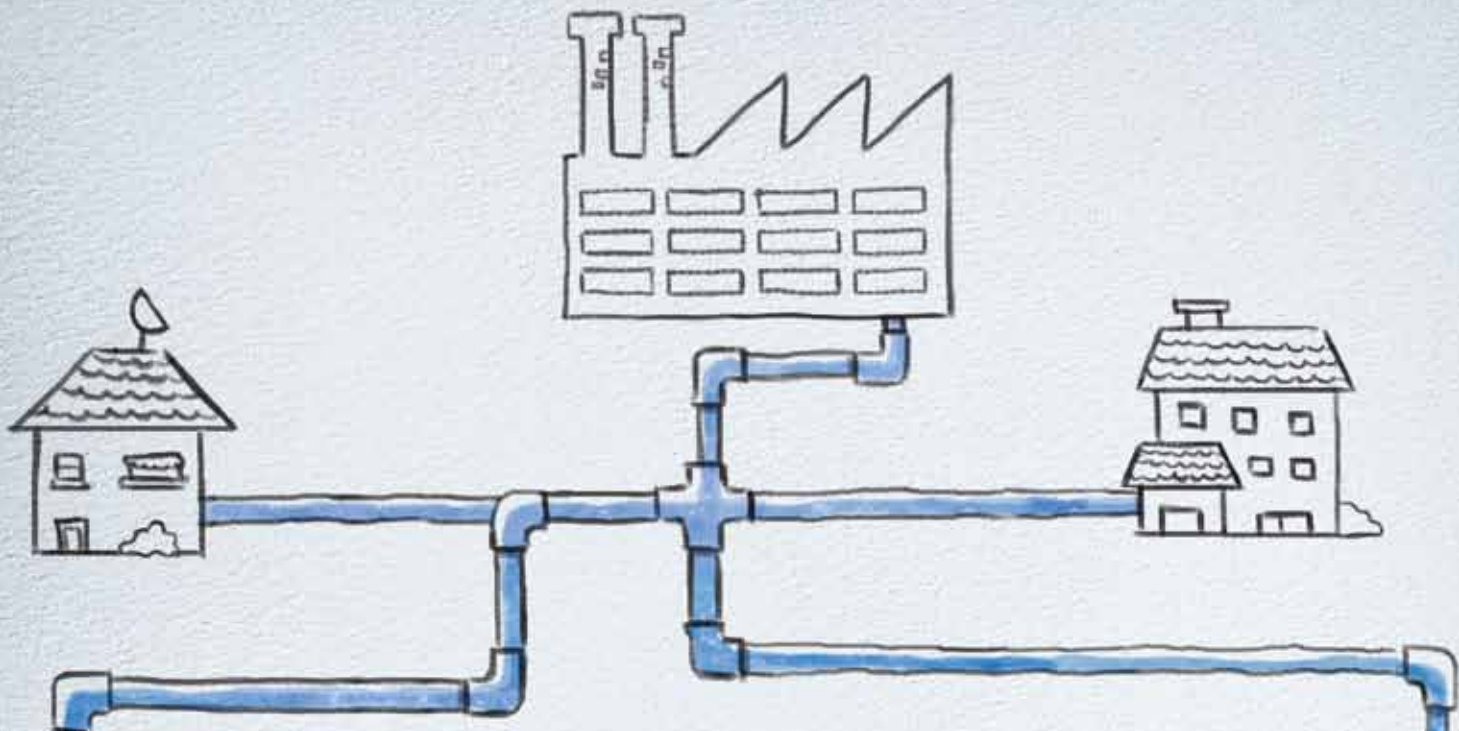
## O PERIÓDICO PODE SER BAIXADO NA INTERNET

A *Revista DAE*, uma publicação científica da Sabesp voltada para a área de saneamento e meio ambiente, voltou a circular no mês de agosto de 2007 através de distribuição gratuita encaminhada exclusivamente para pessoas jurídicas, ONG's, universidades, institutos de pesquisas, enfim, para toda entidade e grupo representativo da área de saneamento e meio ambiente.

Temos uma tiragem limitada e, portanto, não podemos encaminhá-las para pessoas físicas. Mas todo o conteúdo da revista está disponível no nosso site [www.revistadae.com.br](http://www.revistadae.com.br). Há, inclusive, a possibilidade de impressão. O site da DAE foi remodelado para se tornar uma central de informações voltada para a área de saneamento e meio ambiente. Além das revistas, também disponibilizamos a leitura de todos os resumos dos artigos técnicos publicados desde a primeira edição da DAE, em 1936. Para ter acesso ao artigo completo basta fazer uma solicitação no próprio site que o texto completo é encaminhado. Temos muitas novidades para você. Faça-nos uma visita. Será um prazer recebê-lo (a).

**Assine gratuitamente  
o boletim eletrônico.  
É só se cadastrar.**





# A Sabesp trabalha para oferecer 300%

**100% de água tratada, 100% de esgoto coletado e 100% de esgoto tratado.**

Levamos saúde e qualidade de vida a 364 municípios de São Paulo. E hoje, 141 já são beneficiados com 100% de água tratada, 100% de esgoto coletado e 100% de esgoto tratado, ou seja, são municípios 300%. Mas a Sabesp não para.

Investe constantemente em novas tecnologias e soluções ambientais para universalizar seus serviços nos outros 223 municípios e atender seus clientes sempre com mais qualidade. Haja fôlego, mas o resultado vale a pena.

**Sabesp. A vida tratada com respeito.**



sabesp





# SAÚDE

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.

SAÚDE: A SABESP TRAZ A MELHOR QUALIDADE DE ÁGUA PARA VOCÊ. PARA SABER MAIS, LIGUE 0800 040 0800.