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



revista

#**180**ano MMIX
maio 09

Emissário submarino da Praia Grande

Inovação na execução de obras através de método não destrutivo

/// e mais

Ensaio: o Sistema de Coleta de Esgotos Tipo Unitário é uma Solução Viável para o Brasil?





Artigos Técnicos

O4 Cultivo de tilápia do Nilo em esgoto doméstico tratado, com diferentes taxas de alimentação

Remoção da Hepatotoxina (D-Leu¹)-Microcistina-LR por Filtros de Carvão com atividade biológica em escala de bancada



44 A gestão chegou também à água virtual

A prática de contabilizar as pegadas d'água cresceu nas empresas interessadas em proteger suas cadeias de suprimentos agrícolas da futura escassez hídrica. Fora do Brasil, essa medição já é uma realidade e começa a ganhar força no país.



20 Impactos econômicos dos investimentos em Saneamento Básico no Brasil

Alternativas mais seguras para as análises de fluoretos e cloro residual livre em amostras de água

50 OPINIÃO:

A internacionalização das empresas de saneamento

O texto é uma reflexão do advogado e doutor Frederico Turolla. Ele mostra que o Brasil reúne várias vantagens para se tornar um *global player* em alguns mercados de infra-estrutura, em especial na área de saneamento.

32 NOVA SEÇÃO - chamada de capa

Práticas Operacionais e de Empreendimentos

A Utilização de metodologia não destrutiva na implantação do trecho de arrebentação do Emissário do Sub-Sistema III da Praia Grande

54 Coluna Notas

Jáestão fazendo combustível a partir do esgoto; colombianos querem água gratuita para todos; o Brasil detém o recorde de desperdício de água por habitante no mundo. Tem um pouco de tudo na Seção de Notícias Curtas.



56 Calendário de Eventos

40 Ensaios

O Sistema de Coleta de Esgotos Tipo Unitário é uma Solução Viável para o Brasil?

58 Publicações

Novidades no conteúdo técnico

A Revista DAE desse mês circula com várias novidades de cunho editorial. A partir de agora, os artigos técnicos virão na primeira parte da revista e as colunas institucionais ao final. A mudança é uma resposta ao apelo de toda a classe sanitarista que, com toda razão, conclamava a valorização dos artigos técnicos que, afinal, representam o carro-chefe da DAE.

Além disso, criamos uma nova categoria de artigos que será inserida na Seção Práticas Operacionais e de Empreendimentos. Neste espaço estão sendo colocados todos os artigos que descrevem experiências práticas operacionais e práticas construtivas empregadas na engenharia sanitária, como por exemplo, novos métodos construtivos utilizados em empreendimentos de saneamento e estudos de casos operacionais. Este tipo de texto possui uma estrutura que não mantém total similaridade com os artigos técnicos de cunho acadêmico, principalmente em relação aos itens de metodologia e conclusão.

Mas, apesar de tais estudos não seguirem o rigor dos artigos técnicos convencionais, se reportam a experiências que são de grande interesse para o setor. Esta novidade visa, preponderantemente, ampliar o nosso acervo de experiências em saneamento, no sentido de demonstrar e informar sobre as inúmeras dificuldades de ordem cultural, econômica, operacional e construtiva que ocorreram e que ainda ocorrem em diversas áreas de interesse.

A mudança foi feita com a prévia autorização do Conselho Editorial da revista e vale ressaltar que os artigos que se enquadram nesta nova seção também serão submetidos à aprovação de pareceristas e seguirão os trâmites de avaliação adotados desde o relançamento da DAE. Quem quiser enviar um texto deverá inscrevê-lo diretamente no site www.revistadae.com.br.

Essas são apenas algumas das tantas inovações que pretendemos fazer em harmonia com o desejo de nossos leitores. A participação do público é de fundamental importância para que possamos desenvolver um conteúdo dinâmico e referencial para a classe.

E para fortalecer esse ideal também trazemos novidades no site: desde o mês de abril incluímos na nossa Home uma ferramenta interativa onde os usuários podem comentar todas as notícias publicadas. Os comentários são gravados abaixo das reportagens para que todos tenham acesso ao que foi escrito.

Resolvemos desenvolver esse link direto por conta dos inúmeros e-mails que recebemos com comentários das notícias. Alguns são tão elaborados que valeriam até uma publicação na condição de Ensaio. Eles agora ficarão disponíveis no site. Por fim, temos a ressaltar que este número traz um debate mais diversificado na Seção Ensaio. Ao invés de dois articulistas, fomos a campo e colhemos três opiniões sobre o tema proposto. Os textos estão primorosos, assim como todo o conteúdo da revista.

Na parte institucional, resolvemos elaborar uma matéria sobre Pegada D'Água depois que descobrimos que a discussão ainda é muito embrionária no Brasil. Formulamos uma enquete no site da DAE sobre este assunto e o resultado foi taxativo: o conceito começa a ganhar força no país, mas se compararmos com os números internacionais ainda estamos longe de um quadro satisfatório.

Expediente

DAE

Revista DAE N° 180 www.revistadae.com.br

EDICÃO

Superintendência de Comunicação Rua Costa Carvalho, 256, Pinheiros, 05429 000 - São Paulo SP Tel (11) 3388 8276 / Fax (11) 3814 5716 http://www.sabesp.com.br

SUPERINTENDENTE

Adriano Stringhini

GERENTE DE IMPRENSA E COMUNICAÇÃO INTERNA

Paula Fontenelle

CONSELHO EDITORIAL

Prof^a Emilia Wanda Rutkowiski (Unicamp), Prof. Pedro Além Sobrinho (USP), Prof. José Roberto Campos (USP), Prof. Dib Gebara (Unesp), Prof. Wanderley S. Paganini (USP e representante da Sabesp), Prof. Marcos Tadeu (USP e representante do Instituto de Pesquisas Tecnológicas - IPT), Prof. Cleverson Vitório Andreoli (Companhia de Saneamento do Paraná — Sanepar), Prof. Eduardo Pacheco Jordão (Universidade Federal do Rio de Janeiro), Prof. Rafael Kospchitz Xavier Bastos (Universidade Federal de Viçosa).

Coordenação: Américo Sampaio, da Sabesp.

JORNALISTA RESPONSÁVEL

Luciana Canuto – MTB 724/ES

FOTOS

Odair Marcos e Acervo

DIAGRAMAÇÃO

Wellington Rocha

GRÁFICA

Studio Pro Soluções Gráficas

TIRAGEM

4.500 Exemplares

PERIODICIDADE

Quadrimestral

DATA

Maio de 2009







CULTIVO DE TILÁPIA DO NILO EM ESGOTO DOMÉSTICO FISH FARMING IN TREATED WASTEWATER WITC

Emanuel Soares dos Santos¹ Manuel Furtado Neto² Suetônio Mota³ André Bezerra dos Santos⁴ Marisete Dantas de Aguino⁵

¹ Engenheiro de Pesca. Mestre em Engenharia de Pesca. Doutorando em Saneamento Ambiental na Universidade Federal do Ceará.

² Engenheiro de Pesca. Doutor em Engenharia de Pesca. Professor Adjunto do Curso de Engenharia de Pesca da Universidade Federal do Ceará.

³ Engenheiro Civil e Sanitarista. Doutor em Saúde Ambiental pela Universidade de São Paulo. Professor Titular do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental do Centro de Tecnologia da Universidade Federal do Ceará. Membro da Academia Cearense de Ciências.

⁴ Engenheiro Civil. Doutor em Saneamento Ambiental pela Universidade de Wageningen, Holanda. Professor Adjunto do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental do Centro de Tecnologia da Universidade Federal do Ceará.

⁵ Engenheira de Pesca. Doutora em Meio Ambiente / Recursos Hídricos. Professora Associada do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental do Centro de Tecnologia da Universidade Federal do Ceará.

Endereço para correspondência: Suetônio Mota, Av. Beira Mar, 4.000 ap. 600, CEP 60165.121 – Fortaleza – Ceará - suetonio@ufc.br



RESUMO

A pesquisa teve por objetivo avaliar o cultivo de peixes (tilápia do Nilo - *Oreochromis niloticus*) em esgoto doméstico tratado, com diferentes taxas de alimentação. Foram utilizados nove viveiros com 50m³ de volume, cada, os quais foram abastecidos com esgoto doméstico tratado, em três tratamentos: T1 – ausência de ração; T2 e T3 - foi ofertado 50% e 100% da ração indicada pelo fabricante, respectivamente. Ao longo do tempo, foram determinados os seguintes dados biométricos dos peixes cultivados: comprimento total (cm/peixe), peso (g/peixe), biomassa (g/m³), produtividade (kg/ha/dia) e taxa de Conversão Alimentar (CA). Os dados da pesquisa indicaram que os melhores resultados foram obtidos no tratamento T2 (50% da ração indicada pelo fabricante).

ABSTRACT

The research evaluated the use of treated sewage and different quantities of commercial feed on fish farming (Nile tilapia - *Oreochromis niloticus*). Nine (09) tanks with 50 m³ of volume were constructed in concrete and filled with treated sewage, after which were tested three different treatments: T1 – depletion of commercial feed; T2 and T3 – feed with 50% and 100% of the supplementation suggested by the supplier, respectively. The biometric parameters total length (cm/fish), weight (g/fish), biomass (g/m³), productivity (kg/ha/day) and food conversion rate (CR) were determined. The results indicated that the

Treatment T2 (50% of the supplementation suggested by the supplier) achieved the highest productivities.

Palavras-chave: reúso de águas; piscicultura em esgoto; tilápia do Nilo (Oreochromis niloticus).

Key words: water reuse; aquaculture; Nile tilapia (Oreochromis niloticus).

1. INTRODUÇÃO

Na busca do desenvolvimento de atividades que estejam de acordo com os objetivos da sustentabilidade, nas quais as atividades devem ser economicamente viáveis, ecologicamente corretas e socialmente justas, é necessário considerar a prática do reúso de águas como uma das boas opções para a problemática da oferta hídrica. Quando é feito reúso em atividades como agricultura e aqüicultura, é possível agregar a atividade econômica, a geração de emprego e a produção de proteína.

Na busca pelo uso racional da água, é possível substituir as fontes para implantar o reúso e, assim, proporcionar maior volume de água de melhor qualidade para os usos nobres, como o abastecimento humano.

A prática de aquicultura refere-se ao cultivo de animais e plantas em meio aquático tendo em vista o consumo alimentar para o homem ou para os animais (KELLNER; PIRES, 1998).

Por ser esta uma atividade que demanda grande quantidade de água, é necessário buscar o desenvolvimento de soluções alternativas, das quais o uso de efluentes tratados é uma dessas possíveis práticas.

Segundo Bastos (2003), com a desigualdade existente na distribuição de água no país, a piscicultura que use esgoto sanitário tratado constitui fonte alternativa de produção de proteína de baixo custo, além de servir como uma forma de reciclagem de nutrientes.

Essas características da atividade de aqüicultura não podemser desconsideradas, pois a piscicultura é responsável por cerca de 45% de toda a produção da aqüicultura mundial, que atualmente é de aproximadamente 60 milhões de toneladas, isto é, algo em torno de 27 milhões de toneladas produzidas anualmente (FAO, 2006).

Em relação à reciclagem de nutrientes, convém enfatizar a capacidade de produção de biomassa de algas nos sistemas de tratamento de esgoto, em especial nas lagoas de estabilização. Matheus (1985) já afirmava que elas possibilitam a reciclagem de matéria orgânica e nutrientes de esgotos domésticos e, se bem projetados, os sistemas de lagoas podem funcionar como reatores biológicos econômicos do ponto de vista do consumo e aproveitamento de energia natural luminosa com excelente efetividade na fixação da energia solar, comparados à produtividade por hectare atual das safras agrícolas, que produzem

TRATADO, COM DIFERENTES TAXAS DE ALIMENTAÇÃO DIFFERENT QUANTITIES OF COMMERCIAL FEED

menos de 0,1 g/m²/dia. Em lagoas de estabilização, podem ser produzidas, no mesmo hectare, taxas de proteína de cem a duzentas vezes maior de proteína, ou seja, de 10 a 20 g/m²/dia. A biomassa que se desenvolve nas lagoas de estabilização consiste, principalmente, de algas.

Segundo o mesmo autor (op. cit.), pesquisas têm sido conduzidas em diversas partes do mundo, no sentido de utilizar essa massa de algas, porque constituem importante fonte de alimento protéico; nesses organismos, a proporção de proteínas chega a ser mais de 50% (em peso seco).

Para, de forma eficiente, aproveitar toda essa biomassa de qualidade devem ser utilizadas espécies de peixes que possuam a capacidade de assimilar essa fonte protéica com eficiência. Dentre as espécies mais utilizadas mundialmente nas pesquisas e nos cultivos que usam de esgoto, estão as carpas e as tilápias.

De acordo com Peirong (1989), a tilápia é onívora com tendência para ser herbívora. No estágio larval, alimentase, principalmente, de zooplâncton e o espectro alimentar aumenta com o crescimento do peixe. No hábito alimentar são incluídos todos os tipos de plâncton, seres bentônicos, algas, pequenas plantas aquáticas, detritos orgânicos, e pequenos animais, tais como minhocas, micro crustáceos, insetos aquáticos.

As tilápias nilóticas apresentam crescimento mais rápido e rendimento de filé superior, quando comparadas às demais espécies do mesmo gênero (SHELTON, 2002). Dentro de certos limites, as tilápias são espécies de peixes que melhor se adaptam a diferentes condições de qualidade de água. Toleram baixos níveis de oxigênio dissolvido, têm desenvolvimento em ampla faixa de acidez e alcalinidade na água, crescem e até se reproduzem em águas salobras ou salgadas e apresentam tolerância a altas concentrações de amônia, comparadas à maioria dos peixes cultivados.

Vários são os parâmetros de qualidade de água a serem considerados na piscicultura. Podem ser enumerados: transparência, pH, oxigênio dissolvido, salinidade (condutividade elétrica), temperatura; clorofila *a*, fósforo, compostos de nitrogênio e microrganismos patogênicos.

Do ponto de vista de qualidade microbiológica, a OMS - Organização Mundial de Saúde (WHO, 1989) propôs, para cultivo de peixes em águas residuárias tratadas, as seguintes diretrizes sanitárias: $\leq 10^3$ Coliformes Fecais por 100 mL no tanque de piscicultura ou $\leq 10^4$ no afluente ao tanque de piscicultura, e ausência de ovos de helmintos (trematoides). Esses critérios foram amplamente revistos pela OMS, em 2006 (WHO, 2006), como apresentado na Tabela 1.



Tabela 1 - Níveis de qualidade microbiológica para aqüicultura utilizando esgotos, de acordo com a Organização Mundial de Saúde.

Público alvo		<i>E. coli</i> (média aritmética por 100 ml ou por grama de sólidos totais ^{a,b}	
Consumidores dos produtos			
Água dos tanques	Não detectável	≤ 10⁴	≤1
Esgoto sanitário	Não detectável	≤ 10 ⁵	≤1
Excretas tratados	Não detectável	≤ 10 ⁶	≤1
Carne comestível de peixe ou partes de plantas	Cercária infectável não detectável (ou não infectável)	Especificações da <i>Codex</i> <i>Alimentarius Comission</i> (FAO/ OMS) ^e	Não detectável
Trabalhadores na aqüicultura e comunidade local			
Água dos tanques	Não detectável ^f	≤ 10³	≤1
Esgoto sanitário	Não detectável ^f	≤ 10 ⁴	≤1
Excretas tratados	Não detectável ^f	≤ 10 ⁵	≤1

Fonte: WHO (2006).

^a Os excretas são medidos em gramas de sólidos totais (em peso seco); 100 mL de esgotos sanitários / excretas contêm aproximadamente 1-4 g de sólidos totais.

b Deve ser determinada uma média aritmética para o período de aqüicultura. Para a água dos tanques (público alvo consumidores dos produtos), por exemplo, o valor médio de ≤ 10⁴ deve ser determinado em, pelo menos, 90% das amostras, de modo a tolerar amostra com valor eventual maior (10⁵ ou 10⁶ *E. coli* por 100 mL).

c Aplicável quando plantas aquáticas estão crescidas e quando há elevado contato com esgotos, excretas, água contaminada ou solos contaminados.

d Deve ser determinada uma média aritmética para o período de aqüicultura. O valor médio de ≤ 1 ovo por litro deve ser determinado em, pelo menos, 90% de amostras, de modo a tolerar amostra com valor eventual maior (com > 10 ovos por litro).

e A "Codex Alimentarius Commission" não especifica qualidade microbiológica para carne de peixes ou plantas aquáticas; mais propriamente, recomenda a adoção de análise de riscos e controle de aspectos críticos, aplicados da produção ao consumo.

f Ovos viáveis de schistosoma, onde relevante.



CULTIVO DE TILÁPIA DO NILO EM ESGOTO DOMÉSTICO FISH FARMING IN TREATED WASTEWATER WITC

O Prosab — Programa de Pesquisas em Saneamento Básico elaborou diretrizes para o uso de esgotos sanitários na piscicultura, as quais constam da Tabela 2 (FLORÊNCIO et al., 2006).

Tabela 2 — Diretrizes do Prosab para uso de esgotos sanitários em piscicultura

		Ovos de heli	mintos L ⁻¹	
Ponto de amostragem	CTer 100 mL ^{-1 (2)}	Nematóides intestinais humanos ⁽³⁾	Trematóides	
Afluente do tanque de piscicultura	≤ 1 x 10 ⁴	≤1	ND	
No tanque de piscicultura	$\leq 1 \times 10^{3}$	≤1	ND	

Fonte: FLORÊNCIO et al., 2006.

(¹¹) Para o uso de esgoto tratado em piscicultura não há padrão explicito de DBO, DQO e SST, sendo as concentrações efluentes uma conseqüência das técnicas de tratamento compatíveis com a qualidade microbiológica estipulada. Entretanto, recomendam-se taxas de aplicação superficial nos tanques de piscicultura da ordem de 10-20 kg DBO ha¹¹ d¹. Deve-se observar que a amônia livre é tóxica para peixes em níveis superiores a 2-5 mg NH, L¹1.

⁽²⁾ Coliformes termotolerantes; média geométrica, alternativa e preferencialmente pode-se determinar *E. coli.*

⁽³⁾ Média aritmética.

Este trabalho teve como objetivo estudar qual a melhor rotina alimentar para o cultivo da tilápia do Nilo em esgoto doméstico tratado, com base em parâmetros zootécnicos. Também foi avaliada a qualidade do esgoto afluente e nos tanques de piscicultura.

METODOLOGIA

O experimento foi realizado no Centro de Pesquisa sobre Tratamento de Esgotos e Reúso de Águas, situado próximo à estação de tratamento de esgoto (ETE) do município de Aquiraz — CE, da Cagece (Companhia de Água e Esgoto do Ceará). A ETE é composta por um sistema de lagoas de estabilização em série: 01 anaeróbia; 01 facultativa; 02 de maturação. Utilizou-se o efluente da última lagoa de maturação.

Foram utilizados nove (09) viveiros com 50m³ de volume, cada, nos quais foram estocados alevinos de tilápia do Nilo, revertidos sexualmente para machos, na densidade de 3 alevinos/m² (150 alevinos por tanque) e o período de cultivo foi de 114 dias.

Foram testados três tratamentos, conforme descrito a seguir:

- 1°Tratamento viveiros experimentais 1 (VE-1),
 2 (VE-2) e 3 (VE-3): abastecidos com esgoto doméstico tratado no sistema de lagoas de estabilização e não foi ofertada ração comercial balanceada:
- 2° Tratamento viveiros experimentais 4 (VE-4), 5 (VE-5) e 6 (VE-6): abastecidos com esgoto doméstico tratado no sistema de lagoas de estabilização com oferta de 50% da ração comercial balanceada indicada pelo fabricante;
- 3° Tratamento viveiros experimentais 7 (VE-7), 8 (VE-8) e 9 (VE-9): abastecidos com esgoto doméstico tratado no sistema de lagoas de estabilização; foi ofertada 100% da ração comercial balanceada indicada pelo fabricante.

As análises estatísticas dos dados de crescimento em comprimento (cm/peixe), ganho de peso (g/peixe), e ganho de biomassa (g/m³) foram realizadas com o programa BioEstat 4.0, utilizando a metodologia estatística da Análise de Variância, conhecida como ANOVA (Analysis of Variance). Foram realizados os testes de Lilliefors e Shapiro-Wilk para verificar a normalidade entre os dados. Para identificação das diferenças entre as médias, como houve homogeneidade entre as variâncias, foi utilizado o Teste de Tukey com significância de 5,0% (α = 0,05).

A Figura 1 mostra uma vista dos tanques de piscicultura utilizados na pesquisa.



Figura 1 – Vista dos tanques de piscicultura. Aquiraz, Ce, 2007.sanitários em piscicultura



TRATADO, COM DIFERENTES TAXAS DE ALIMENTAÇÃO DIFFERENT QUANTITIES OF COMMERCIAL FEED

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Características do esgoto tratado afluente aos tanques

O esgoto afluente aos tanques de piscicultura apresentou as características indicadas na Tabela 3. Do ponto de vista microbiológico, o mesmo atendeu às recomendações da Organização Mundial de Saúde e do Prosab (Tabelas 1 e 2), quanto ao número de coliformes fecais e ovos de helmintos.

Tabela 3 – Características do esgoto afluente aos tanques de piscicultura. Aquiraz, CE. 2007.

Parâmetro	n	Valor médio
рН	13	7,8
Condutividade (mS/cm)	13	727
RAS (mmol/L)	13	3,8
Sódio (mg/L)	3	53,7
Cálcio (mg/L)	3	45,4
Magnésio (mg/L)	3	28,0
Potássio (mg/L)	6	26,2
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	11	148,1
Cloretos (mg Cl-/L)	4	92,5
DBO (mg/L)	5	36,7
DQO total (mg/L)	10	111,8
DQO filtrada (mg/L)	6	51,4
ST (mg/L)	5	520,6
SST (mg/L)	4	15,2
STD (mg/L)	4	547,5
Amônia (mg N-NH ₃ /L)	3	7,7
Fósforo (mg/L)	7	12,8
Coliformes Totais NMP/100 mL)	6	6,53E+02
E. coli (NMP/100 mL)	5	7,73E+01
Ovos de Helmintos (ovos/L)	5	0,4
Turbidez (UT)	11	29,6

n — número de amostras; RAS — Razão de Adsorção de Sódio; DBO — Demanda Bioquímica de Oxigênio; DQO — Demanda Química de Oxigênio; ST — sólidos totais; SST — sólidos suspensos totais; STD — sólidos totais dissolvidos.

Qualidade da água nos tanques de piscicultura

Algumas características da água nos tanques de piscicultura são comentadas a seguir.

A temperatura média ficou em torno de 29°C. A faixa de temperatura ótima para cultivo de peixes tropicais é de 25 a 32°C e, especificamente para a tilápia do Nilo, entre 27 e 32°C; no caso de engorda, com a temperatura mantida entre 29 a 31°C, o crescimento chega a ser até 3 vezes maior que 20°C (BOYD, 1990; PROENÇA; BITTENCOURT, 1994; POPMA; LOVSHIN, 1996; KUBITZA, 2000). Verifica-se que nos tanques de cultivo a temperatura da água foi mantida dentro dos limites ótimos para o crescimento da tilápia do Nilo.

Os valores de pH apresentaram grande variação, no entanto, estiveram sempre na faixa acima da neutralidade. Segundo Kubitza (2000), no cultivo de tilápias, o pH da água deve ser mantido entre 6,0 e 8,5.

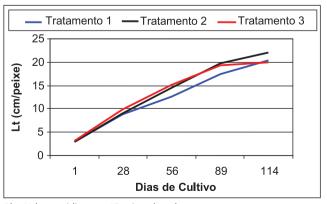
A tolerância às diversas formas de nitrogênio varia de espécie para espécie e também depende do estágio de vida; de modo geral, os níveis letais são de 0,6 a 2,0 mg/L para a amônia (AQUINO et al., 2007). Neste estudo os valores determinados para a amônia ficaram muito próximos de zero.

Foram observadas grandes variações nos teores de oxigênio dissolvido nas águas dos tanques de piscicultura, sem comprometimento no desenvolvimento dos peixes.

Os valores determinados para *E. coli*ficaram bem abaixo do limite máximo recomendado pelo Prosab, de 1.000 coliformes termotolerantes, nos tanques de piscicultura.

Curvas de Crescimento

A Figura 2 apresenta a curva de crescimento, em comprimento total (cm/peixe) médio dos peixes, para os três tratamentos. Na Figura 3 constam os crescimentos médios dos peixes, ao final do cultivo.

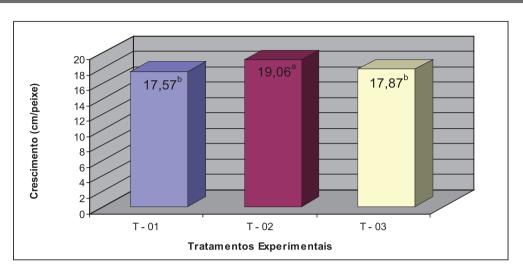


Obs. Valores médios para 15 peixes de cada tratamento.

Figura 2 – Curvas de crescimento, em comprimento total (Lt) médio, dos peixes cultivados nos três tratamentos experimentais. Aquiraz, Ceará, 2007.



CULTIVO DE TILÁPIA DO NILO EM ESGOTO DOMÉSTICO FISH FARMING IN TREATED WASTEWATER WITC



Obs. Valores médios para 15 peixes de cada tratamento.

Figura 3 – Crescimento médio, em comprimento (cm/peixe), ao final do cultivo, nos três tratamentos experimentais. Aquiraz, Ceará, 2007.

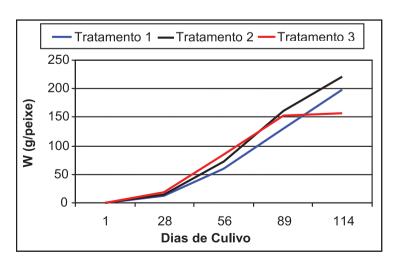
Felizatto (2000), em 120 dias de cultivo, obteve crescimento médio de 12,5 cm/peixe. Santos et al. (2007) obtiveram, em cultivo de 149 dias, crescimento de 14,6 cm/peixe, com aeração mecânica suplementar, 7,6 cm/peixe e 6,2 cm/peixe sem aeração suplementar; pode ser considerado que os resultados obtidos neste experimento foram muito bons, pois os três tratamentos experimentais apresentaram crescimento melhor que os alcançados pelos demais autores citados.

Com base na análise estatística, o Tratamento 2 obteve melhor resultado (Figura 3) e os Tratamentos 1 e 3 apresentaram valores estatisticamente iguais.

As curvas de crescimento, em peso (W) médio, são

apresentadas na Figura 4 e na Figura 5 constam os valores médios de ganho de peso, ao final do cultivo.

Na Figura 5, pode ser visto que os Tratamentos 1 e 2, foram os que, estatisticamente, apresentaram melhores resultados de ganho de peso, com maior valor para o Tratamento 2. Felizatto (2000) alcançou resultados de ganho de peso da ordem de 82 g/peixe, em 120 dias de cultivo. Bastos (2003) relataram resultados de 100 g/peixe em 100 dias de cultivo. Pereira (2004) obteve resultado de 126,10 g/peixe em 180 dias de cultivo. Santos et al. (2007) alcançaram 636,84 g/peixe, em tanque com aeração mecânica, e 227,64 e 201,64 g/peixe, em tanques sem aeração, em condições semelhantes às deste experimento.

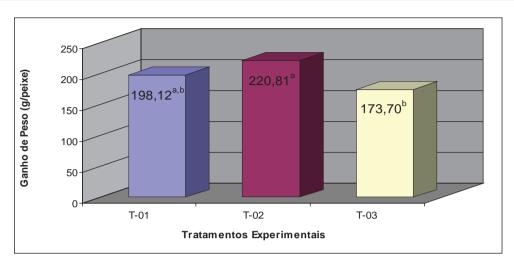


Obs. Valores médios para 15 peixes de cada tratamento.

Figura 4 – Curvas de crescimento, em peso (W) médio, dos peixes cultivados nos três tratamentos experimentais. Aquiraz, Ceará, 2007



TRATADO, COM DIFERENTES TAXAS DE ALIMENTAÇÃO DIFFERENT QUANTITIES OF COMMERCIAL FEED



Obs. Médias seguidas por letras iguais não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey (p≤0,05).

Figura 5 – Crescimento médio, em peso (g/peixe), ao final do cultivo, nos três tratamentos experimentais. Aquiraz, Ceará, 2007.

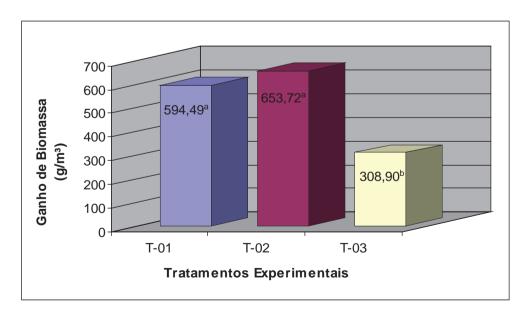
Ganho de Biomassa

A biomassa foi obtida em gramas por metro cúbico (g/m³) e a determinação do ganho de biomassa foi feita por intermédio da diferença entre a biomassa calculada no início do experimento e a encontrada no final. A biomassa foi calculada por meio da relação entre o peso e o número

de peixes existentes em determinada unidade de volume.

Assim como os resultados de crescimento em comprimento (cm/peixe) e de ganho de peso (g/peixe), os de ganho de biomassa também foram submetidos à análise estatística ANOVA e ao teste de Tukey com significância de 5,0% (α = 0,05), não tendo sido observada diferença significativa entre os Tratamentos 1 e 2 (Figura 6).





Obs. Médias seguidas por letras iguais não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey (p≤0,05).

Figura 6 – Ganho de biomassa (g/m3), ao final do cultivo, nos três tratamentos experimentais. Aguiraz, Ceará, 2007.

Os valores obtidos por Santos et al. (2007) - de 888,2 g/m³, para piscicultura em esgoto doméstico tratado, com aeração mecânica; e de 175,8 g/m³, para piscicultura no mesmo esgoto doméstico sem aeração mecânica - indicam os bons resultados alcançados nesta pesquisa.



CULTIVO DE TILÁPIA DO NILO EM ESGOTO DOMÉSTICO FISH FARMING IN TREATED WASTEWATER WITC

Parâmetros zootécnicos

Na Tabela 4 são apresentados os valores determinados para diversos parâmetros zootécnicos avaliados nos peixes, para os três tratamentos levados a efeito nesta pesquisa.

Tabela 4 – Parâmetros zootécnicos nos três tratamentos experimentais. Aquiraz, Ceará, 2007.

PARÂMETROS			
ZOOTÉCNICOS	1	2	3
Crescimento, em comprimento (cm/peixe)	17,57 ± 1,30	19,30 ± 1,34	17,87 ± 1,98
Crescimento diário (cm/peixe/dia)	0,154	0,169	0,156
Ganho de peso (g/peixe)	198,12 ± 29,18	220,81 ± 32,09	173,7 ± 51,42
Ganho de peso diário (g/ peixe/dia)	1,737	1,936	1,523
Ganho de Biomassa (g/m³)	395,95 ± 58,36	653,72 ± 94,98	308,90 ± 91,53
Produtividade (kg/ha/dia)	34,7	57,3	27,0
Conversão alimentar (CA)	0	0,54	2,57



A produtividade refere-se à biomassa existente em um determinado ambiente de cultivo. Relaciona-se a produtividade com uma unidade temporal, como um período de cultivo (ciclo de produção), ano ou dia. Por exemplo, kg/m³/ano ou kg/ha/dia, que foi a unidade utilizada nesta pesquisa.

Olah (1980) conseguiu produtividade de 4,72 kg/ha/dia e Srinivasan (1980) obteve 29,44 kg/ha/dia, em pesquisas utilizando esgoto doméstico na piscicultura. Pereira (2004) alcançou produtividade de 21,15 kg/ha/dia, com densidade de 3 peixes/m3. Santos et al. (2007) obtiveram produtividades de 62,28 kg/ha/dia em piscicultura em esgoto doméstico tratado, com aeração mecânica, e 11,79 kg/ha/dia em tanque sem aeração mecânica.

O fator de conversão alimentar (CA) refere-se à relação entre o consumo de ração (em kg) e a produção final (em kg) de determinado cultivo.

No tratamento 1 não houve fornecimento de ração, o que levou ao valor de CA igual a zero. Isto é, não foi necessário o fornecimento de ração para que fosse formado um quilograma de biomassa de peixe. Os peixes aproveitaram a biomassa algal presente no esgoto tratado para se alimentar e produzir sua biomassa corpórea. Este é o resultado esperado quando do cultivo em esgoto doméstico tratado: a produção de peixe com custo de ração zero.

No Tratamento 2, o valor da conversão alimentar foi igual a 0,54, o que indica terem sido necessários 540 g

de ração para ser produzido um quilograma de peixe, o que é um ótimo resultado para os padrões da piscicultura tradicional, na qual, comumente, para peixes com pesos iguais aos obtidos nesta pesquisa é alcançado CA em torno de 1,2; é preciso levar em consideração, também, que foi fornecida apenas a metade da quantidade de ração indicada pelo fabricante.

Por sua vez, para o Tratamento 3, a CA foi igual a 2,57, o que mostra terem sido necessários 2,57 kg de ração para ser produzido um quilograma de peixe - valor bem acima dos normalmente determinados na piscicultura convencional.

CONCLUSÕES

Com base nos resultados desta pesquisa, pode ser concluído que:

- Sistemas de lagoas de estabilização em série compostos de quatro unidades de tratamento - em regiões com características semelhantes às da área desta pesquisa, podem produzir efluentes com condições adequadas para uso em piscicultura.
- O fornecimento de metade da ração comercial balanceada indicada pelo fabricante apresentou o melhor resultado conjunto dos

parâmetros zootécnicos, comparados com o cultivo de peixes em esgoto doméstico tratado, sem provisão de ração ou com adição de ração completa.

3. O cultivo de peixes em tanques com esgoto doméstico tratado é viável com Conversão Alimentar (CA) igual a zero, ou seja, sem o fornecimento de ração comercial, pois os peixes aproveitam a biomassa algal presente no líquido para se alimentar e produzir sua biomassa corpórea.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem aos Programas Prosab/Finep, ao CNPq, e à Cagece (Companhia de Água e Esgoto do Ceará), pelo apoio para realização da pesquisa.

REFERÊNCIAS

AQUINO, M. D.; GRADVOHL, S. T. S.; SANTOS, E. S. Reúso em piscicultura. In: MOTA, S.; AQUINO, M. D.; SANTOS, A. B. (Organizadores) Reúso de águas em irrigação e piscicultura. Fortaleza: UFC. 2007.

BASTOS, R. K. X. (coordenador). Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura. Rio de Janeiro: Abes. 2003.

BOYD, C. E. Water quality in ponds for aquacultura. Auburn University, Alabama: Birmingham Publishing Co. 1990.

FAO Fisheries Department, State of word aquaculture 2006. FAO Fisheries Technical Paper. No. 500. Roma, FAO. 2006. 134p.

FELIZATTO, M.R. Reúso de água em piscicultura no Distrito Federal: Potencial para pós tratamento de águas residuárias associado à produção de pescado. Dissertação de Mestrado, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, Distrito Federal, Brasil. 2000.

FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X.; AISSE, M. M. (coord.). Tratamento e utilização de esgotos sanitários. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

KELLNER, E.; PIRES, E. C. Lagoas de estabilização: projeto e operação. Rio de Janeiro: Abes, 1998.

KUBITZA, F. Tilápia: Tecnologia e planejamento na

produção comercial. Jundiaí: Editora ACQUA & IMAGEM, 2000.

MATHEUS, C. E. Utilização de peixes em águas residuárias – uma revisão bibliográfica. Revista DAE, Vol. 45, N° 143, 1985. p. 383-385.

OLAH, J., "Structural and functional quantification in a series of Hungarian hypertrophic shallow lakes". Hypertrophic Ecosystems. Junk, The Hague, Netherlands, 1980, pp. 191-202.

PEIRONG, S. The biology of major freshwater-cultivated fishes in china. In: Integrated Fish Farming in China. NACA Technical Manual 7 – Network for Aquaculture Centres in Asia and the Pacific, Bangkok, Thailand, 1989, p. 1-32.

PEREIRA, C. M. Avaliação do potencial do efluente de lagoas de estabilização para utilização na piscicultura. Florianópolis: UFSC. Tese Doutorado, 2004.

POPMA, T.; LOVSHIN, L.L. Worldwide prospects for commercial production of tilapia. International Center of Aquaculture and Aquatic Environments. Department of Fisheries and Allied Aquacultures. Auburn University. Research e Development Series n° 41. 1996.

11 DAE maio/09

PROENÇA, C. E. M.; BITTENCOURT, P. R. L. Manual de piscicultura tropical. Brasilia: Ibama, 1994.

SANTOS, E. S.; ALMEIDA, M.; AQUINO, M. D.; VASCONCELOS, M. M. Uso de esgotos no cultivo da Tilápia do Nilo (Oreochromis niloticus). In: MOTA, S.; AQUINO, M. D.; SANTOS, A. B. (Organizadores) Reúso de águas em irrigação e piscicultura. Fortaleza: UFC. 2007.

SHELTON, W. L., Tilápia culture in the 21st century. In: R.D. Guerrero III, ed. Proceedings of the International Forum on Tilápia Farming in the 21st century, Los Baños, Laguna, Philippines, 2002.

SRINIVASAN, A., "Fish production in some hypertrophic ecosystems in South Índia". Hypertrophic Ecosystems. Junk, The Hague, Netherlands, pp. 191-202p, 1980.

WHO. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Volume 3. Wastewater and excreta use in aquaculture. Geneva: World Health Organization, 2006.

WHO. Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture. Geneva: World Health Organization. Technical Report Series no 776, 1989.



REMOÇÃO DA HEPATOTOXINA (D-Leu¹)-MICROCISTINA-LR POR FILTROS REMOVAL OF HEPATOTOXIN (D-Leu¹)-MICROCISTIN-LR BY

Alessandro Minillo ¹
William Deodato Isique ²
Heloiza Ferreira Alves do Prado ³
Douglas Antônio Alvaredo Paixão ⁴
Mauricio Rocha Dimitrov ⁵
Eliana Gertrudes de Macedo Lemos ⁶
Edson Pereira Tangerino ⁷

'Oceanólogo. Mestre em Oceanografia Física, Química e Geológica pela Fundação Universidade Federal do Rio Grande / FURG - Doutor em Ciências da Engenharia Ambiental pela Universidade de São Paulo EESC-USP - Jovem Pesquisador FAPESP associado ao Departamento de Engenharia Civil da UNESP — Campus de Ilha Solteira.

²Biólogo. Mestre em Ciência dos Alimentos pela Faculdade de Ciências Farmacêuticas — UNESP Campus de Araraquara. Doutor em Química Analítica pela Universidade de São Paulo IQSC — USP.

³Bióloga. Mestre e Doutora em Ciências Biológicas pelo Instituto de Biocências da UNESP - Campus de Rio Claro. Professora do Departamento de Fitotecnia, Tecnologia de Alimentos e Sócio-Econômia da UNESP - Campus de Ilha Solteira. Pesquisadora associada do Programa de Pós-Graduação em Química Ambiental da UNESP - Campus de São Jose do Rio Preto.

⁴Biólogo. Mestrando em Microbiologia Agropecuária pelo programa de Pós-Graduação em Microbiologia Agropecuaria da UNESP — Campus Jaboticabal.

⁵Biólogo. Mestrando em Biotecnologia pelo programa de Pós-Graduação Interunidades em Biotecnologia da Universidade de São Paulo — USP/SP. ⁶Bióloga. Mestre e Doutora em Bioquímica pela Faculdade de Medicina de Ribeirão Preto — Universidade de São Paulo. Professora Titular do Departamento de Tecnologia da UNESP — Campus de Jaboticabal.

⁷Engenheiro Civil. Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Doutor em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo EESC - USP — Professor do Departamento de Engenharia Civil da UNESP - Campus de Ilha Solteira.

¹Endereço: Alameda Bahia, 550 - Centro — Ilha Solteira - SP - Cep: 15385-000. Tel (18) 37431137 - E-mail: alminillo@yahoo.com.br; wisique@bol.com.br; heloiza@aqr.feis.unesp.br; edtang@dec.feis.unesp.br

RESUMO

As microcistinas (MCs) são toxinas produzidas por cianobactérias e representam um problema as companhias de água devido sua difícil remoção nos processos convencionais de tratamento de água. A filtração em carvão ativado granular (CAG) é uma das formas mais efetivas na remoção das MCs. Durante a operação do leito de CAG estes são constantemente colonizados por microrganismos que podem degradar MCs como outros micropoluentes, auxiliando em sua remoção. Este estudo avaliou a remoção de MCS em filtros de carvão ativados biologicamente (CAB) e sua biodegradação por microrganismos presentes nos efluentes desses filtros. Os resultados revelaram uma remoção efetiva de MCs e carbono orgânico dissolvido nos filtros CAB, e a biodegradação da MCs por bactérias presentes no biofilme. Este estudo estabelece a capacidade de remoção de MCs em filtro CAB e seu possível uso como

alternativa no controle e retenção desta cianotoxina no tratamento de água de abastecimento.

ABSTRACT

Microcystins (MCs) are cyanobacterial toxins that are problematic for water companies due to their difficult removal to conventional water treatment. Granular activated carbon (GAC) filtration has been shown to be effective in removing MCs from water. During operation GAC's bed invariably becomes colonised by microorganisms with may degrade cyanotoxins as for other micropollutants, thus assisting in their removal. This study evaluated the removal of MCS in biologically activated carbon filters (BAC) and its biodegradation by microorganisms present in the effluents of these filters. The results revealed an effective removal of MCs and dissolved organic carbon in water by filters BAC, and biodegradation of MCs by bacteria in the biofilm. This study provides the ability to removal of MCs by BAC filters, and the possible use of these biofilters as alternative control and removal of cyanotoxins in the treatment of drinking water.

Palavras-chave: Cianobactérias, microcistinas, biofiltração, biofilme, biodegradação, remoção de cianotoxinas.

Key words: Cyanobacterial, microcystins, biofiltration, biofilm, biodegradation, cyanotoxin removal.

INTRODUÇÃO

O aumento na ocorrência de florações de cianobactérias nos mananciais destinados ao abastecimento pode interferir diretamente no tratamento e na qualidade da água fornecida para o consumo humano. A capacidade de produção de toxinas por cianobactérias, como as microcistinas, representa um risco sanitário no fornecimento de água potável, em razão dos comprovados efeitos nocivos em seres humanos (Chorus e Bartram, 1999; Falconer, 2005).

As microcistinas são hepatotoxinas extremamente estáveis e resistentes a hidrólises químicas ou oxidação em águas com o pH próximo da neutralidade, podendo persistirem em águas naturais por meses a anos, sob ausência de luz (Chorus e Bartram, 1999). Sua estrutura química é representa por um heptapeptídeo monicíclico, composto de 3 D-aminoácidos que compõem a porção invariável e constante nas moléculas, 2 L-aminoácidos e 2 aminoácidos raros (Adda e Mdha). São descritas a existência de mais de 60 variantes de microcistinas, sendo os 2 L-aminoácidos variáveis com combinações como, leucina e alanina (LA), leucina e arginina (LR), tirosina e arginina (YR), arginina e arginina (RR), tirosina e alanina (YA) sendo as mais estudadas (Sivonen e Jones, 1999).

As microcistinas quando dissolvidas em águas



DE CARVÃO COM ATIVIDADE BIOLÓGICA EM ESCALA DE BANCADA BENCH SCALE CARBON ACTIVATED BIOLOGICALLY FILTERS

destinadas ao abastecimento público apresentam características como uma substância recalcitrante devido a sua difícil remoção nos processos convencionais de tratamento de água (pré-cloração, coagulação/ sedimentação, filtração e pós-cloração) em Estações de Tratamento de Água – ETA (Lambert *et al.*, 1996).Em razão da potente toxicidade das microcistinas, a Organização Mundial da Saúde estabeleceu um valor guia de 1 µg L¹ como concentração máxima de microcistina - LR em água potável (Chorus e Bartram, 1999). Deste modo, o desenvolvimento de novas tecnologias ou readequação daquelas pré-existentes no tratamento de água tornase necessárias para sua efetiva remoção na água bruta (Newcombe e Nicholson, 2004).

O uso do carvão ativado granular (CAG) como agente adsorvente no leito de filtros tem demonstrado sucesso entre os métodos de remoção de microcistinas na produção de água potável (Newcombe e Nicholson, 2003). Entretanto, o CAG pode apresentar um tempo de uso limitado em uma ETA devido sua finita capacidade de adsorção, o que requer a sua regeneração periódica nos filtros (Lambert *et al.*, 1996; Newcombe e Nicholson, 2004). Uma série de estudos tem demonstrado a possibilidade de remoção de cianotoxinas e micropoluentes em filtros CAG, quando esses estão colonizados por microrganismos, formando um biofilme (Servais *et al.*, 1994; Simpson, 2008).

A remoção de microcistinas utilizando filtros de carvão com atividade biológica (CAB) tem demonstrado ser uma tecnologia promissora entre as existentes (Newcombe e Nicholson, 2004; Mesquita *et al.*, 2006; Ho *et al.*, 2006; Wang *et al.*, 2007), tendo em vista a possibilidade de prolongar o tempo de uso dos filtros, sem a necessidade de regeneração periódica do carvão no leito filtrante (Simpson, 2008). Um benefício adicional no uso dos filtros CAB é também a possibilidade de reduzir expressivamente a formação de trialometanos e demanda de cloro na água tratada devido o maior consumo da matéria orgânica na água bruta (Simpson, 2008).

Durante o funcionamento de um filtro CAB os processos de adsorção e a de biodegradação ocorrem simultaneamente. A biodegradação dos compostos orgânicos pelos microrganismos presentes no biofilme permitem aumentar a capacidade de adsorção do carvão ativado, consequentemente, a remoção de inúmeros compostos na água torna-se ampliada (Speitel e Digiano, 1987; Sobecka *et al.* 2006). Alguns autores sugerem que a biosorção pode ser outro mecanismo adicional de remoção da matéria orgânica natural (MON) pelos microrganismos aderidos no biofilme dos filtros CAB (Simpson, 2008).

Considerando que a degradação de microcistinas pode representar um fator importante em seu declínio na água, e o carvão ativado granular propicia condições ideais para a fixação e crescimento de microrganismos, o presente estudo teve como objetivos avaliar a remoção da (D-Leu¹) - microcistina - LR utilizando filtros biológicos de carvão (CAB) e a biodegradação dessa cianotoxina por microrganismos presentes no biofilme formado nos filtros CAB.

MATERIAIS E MÉTODOS

1.1 Organização da Base de Dados

Este estudo foi realizado em condições controladas de laboratório, sendo dividido em três etapas experimentais distintas: 1) uma envolvendo a remoção de microcistina e matéria orgânica utilizando filtros de carvão colonizados (CAB) e não colonizados por microrganismos (CAG); 2) uma avaliando a capacidade dos microrganismos aderidos nos filtros CAB em biodegradar a microcistina testada; 3) e finalmente a caracterização microbiológica dos microrganismos presentes no biofilme dos filtros CAB que poderiam estar associados na degradação da cianotoxina utilizada no experimento.

Preparo dos filtros de carvão com atividade biológica

Foram confeccionados 4 filtros de carvão com atividade biológica (CAB), colonizados em condições de laboratório. Para a confecção dos filtros foram utilizadas seringas de vidro (borosilicato) de 10 cm, com diâmetro interno de 1,2 cm, preenchidos com aproximadamente 3,5 gramas (peso húmido) de carvão. Foi utilizado o carvão de origem vegetal obtido da casca de coco, com grânulos de tamanho de 0,35 a 0,50 mm. Para a colonização efetiva dos filtros, foi fornecido uma água bruta provinda de um reservatório no Bairro Ipê, próximo da cidade de Ilha Solteira (SP) durante 5 meses. O controle foi representado por 4 filtros semelhantes com carvão ativado granular (CAG) não colonizados, os quais foram alimentados com a mesma água bruta suplementada com azida de sódio (6 mM). A atividade biológica dos filtros CAB foi estimada pela determinação da taxa do consumo do oxigênio, em comparação com o controle.

Água de estudo utilizada nos ensaios de biofiltração com microcistina

A água de estudo utilizada no experimento de biofiltração foi a mesma utilizada durante a etapa de ativação biológica dos filtros de carvão. Para esta etapa, foi utilizada uma água coletada em um reservatório no Bairro Ipê, próximo da cidade de Ilha Solteira (SP). Esta água foi filtrada em filtro GF/F (1,0 ²m), esterilizada (121 °C por 15 minutos), sendo adicionada um extrato celular de Microcystis spp, de modo obter uma concentração final de 20 °g L-1 de (D-Leu1) - microcistina - LR.



REMOÇÃO DA HEPATOTOXINA (D-Leu¹)-MICROCISTINA-LR POR FILTROS REMOVAL OF HEPATOTOXIN (D-Leu¹)-MICROCISTIN-LR BY

Ensaio de remoção da microcistina e COD com filtros CAB

Para o ensaio, foram utilizados 4 filtros colonizados (CAB) e os não colonizados (CAG) por microrganismos, os quais foram expostos a água de estudo, sendo seu preparo e trocas realizadas semanalmente. Toda a etapa foi realizada no escuro, a 25 ± 2 °C, sendo a água bombeada nos filtros com fluxo contínuo por meio de uma bomba peristáltica multicanais (ISMATEC RS 232 IN). O tempo de detenção hidráulica desta água nos filtros era de 13 minutos (vazão = 0,3 mL min⁻¹). Para prevenir a colonização por microrganismos dos filtros CAG, foi adicionada à água de alimentação uma solução de azida de sódio (6 mM). Este experimento teve uma duração total de 120 dias, sendo recolhidas amostras (320 mL) dos afluentes e efluentes dos filtros semanalmente, nas quais eram efetuadas leituras do pH (DIGIMED DM 20), determinação das concentrações de microcistina por cromatografia liquida de alta eficiência (CLAE - Shimadzu), e dos níveis de carbono orgânico dissolvido determinadas em um analisador de carbono (TOC 5000-A, Shimadzu).

Experimento de biodegradação da microcistina

Para o ensaio foi utilizada o mesmo tipo de água de estudo utilizado no experimento anterior. Para tanto, foi utilizado um galão de vidro, em duplicata, contendo 4,5 L, com um volume útil de 4 L, o qual foi adicionado a água de estudo com a microcistina (ca. 20 µg L¹). Foi adicionado juntamente a água de estudo um volume de 10% (v/v) de um inóculo recolhido do efluente dos filtros CAB. Para o tratamento controle do ensaio foi utilizado um galão de vidro âmbar, em duplicata, mantido nas mesmas condições apresentadas anteriormente, mas sem receber o inóculo do efluente dos filtros CAB. Este experimento foi realizado no escuro, com agitação orbital (100 rpm) e temperatura de 25 ± 2 °C, durante 60 dias.

Inicialmente no ensaio, foi recolhida uma amostra (200 mL) de cada um dos tratamentos (tempo zero), seguida por coletas consecutivas semanais, para leitura do pH e determinação das concentrações de microcistina

Isolamento e caracterização dos microrganismos nos filtros CAB

Os microrganismos presentes nos filtros CAB utilizados neste estudo foram isolados e caracterizados. Para o isolamento foi utilizado o meio agar nutriente composto de extrato de carne (3,0 g L^{-1}), peptona (5,0 g L^{-1}) e agar (15,0 g L^{-1}).

Um volume líquido (1 mL) na superfície e interior dos filtros CAB, contendo os microrganismos, foi homogeneizado, sendo 200 µL desse líquido transferido para placas de Petri contendo o agar nutriente. O líquido

foi distribuído com o auxílio de alça de Drigalski e as placas foram incubadas a 30 °C, no escuro. As colônias isoladas foram obtidas através de sucessivos plaqueamentos por esgotamento em estrias. As colônias isoladas foram transferidas para tubos de ensaio, contendo o agar nutriente inclinados. Essas colônias foram mantidas em refrigeração a 5 °C. Para cada colônia isolada foram observadas características morfológicas como coloração, tamanho, tipo de borda das colônias. Foram realizados procedimentos de coloração diferencial de Gram e coloração de esporo pelo método do verde de malaquita, de modo obter informações dos possíveis grupos microbianos presentes nos filtros.

Extração de (D-Leu¹) - microcistina - LR das culturas de laboratório

A cianotoxina (D-Leu¹) - microcistina - LR utilizada no estudo foi obtida a partir da concentração de culturas de *Microcystis* spp mantidas no laboratório. Para extração da toxina, as culturas foram liofilizadas, em seguida diluídas em solução de metanol 75% (v/v) por 18 horas no escuro a 4 °C. Esta solução foi centrifugada (10 min por 3500 rpm), e o sobrenadante submetido ao processo de separação do metanol em um evaporador rotativo (80 rpm – 42 0C), sendo ao final obtido um concentrado líquido contendo a (D-Leu¹) - microcistina - LR que foi utilizada nos ensaios.

Quantificação de (D-Leu1) - microcistina - LR dos ensaios

A quantificação da (D-Leu1) - microcistina - LR foi realizada em um cromatógrafo liquido de alta eficiência (Shimadzu, Japão), equipado com detector "Photodiode Array" (SPD-M20A), com duas bombas de alta pressão (LC-20AT e LC 20AD), em coluna de fase reversa C-18 (modelo Shim-pack) com 4,6 x 150 mm e diâmetro de partícula de 5 µm segundo Meriluoto e Spoof (2005). A fase móvel foi constituída por dois componentes, uma com acetonitrila e a outra por água Milli-Q, ambas acidificadas com 0,05% (v/v) de ácido trifluoracético (TFA). Foi utilizado um fluxo de 1 mL min-1, com tempo de corrida cromatográfica de 12 minutos para cada amostra, sendo estas analisadas em triplicatas. A microcistina foi identificada por seu tempo de retenção e características do espectro UV, com um comprimento de onda de 238 nm, juntamente com auxilio de um padrão comercial externo de calibração de (D-Leu¹) - microcistina - LR, com 99 % de pureza.

Tratamento estatístico dos dados obtidos

Os dados obtidos no estudo foram submetidos à análise estatística com o teste de Tukey (p<0,05) utilizando o software Origin 7.5.



DE CARVÃO COM ATIVIDADE BIOLÓGICA EM ESCALA DE BANCADA BENCH SCALE CARBON ACTIVATED BIOLOGICALLY FILTERS

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Remoção de microcistina nos filtros biológicos de carvão

Os resultados encontrados neste estudo demonstraram que houve a remoção da (D-Leu¹) - microcistina - LR no efluente dos filtros CAB durante todo o período avaliado, sendo os valores registrados próximos aos encontrados no efluente dos filtros CAG (Figura 2). Embora os filtros colonizados tenham apresentado um maior percentual de remoção (97%) de microcistinas em relação aos filtros não colonizados (92%), não foi verificada uma diferença significativa (p<0,05) na retenção da cianotoxina entre ambos os filtros testados.

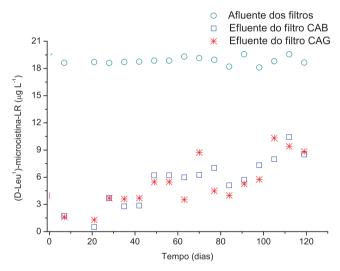


Figura 2. Valores de (D-Leu1) – microcistina - LR quantificados na água de estudo afluente e efluente dos filtros testados.

Pode-se constatar que os filtros testados apresentaram um padrão semelhante na remoção de microcistina, com uma redução gradativa temporal nos percentuais de sua remoção no ensaio (Figura 3). O declínio temporal na remoção da microcistinas entre os filtros CAB e CAG, provavelmente poderia estar associada à presença da matéria orgânica natural (MON) na água de estudo, refletindo diretamente no decréscimo da remoção da microcistina entre os filtros testados. Alguns autores apontam a redução na capacidade de adsorção do carvão para microcistinas decorrente do efeito competitivo da cianotoxina com a MON na água e também a matéria orgânica pré-adsorvida no carvão ativado (Lambert *et al.*, 1996; Huang *et al.*, 2007).

Ensaios realizados por Newcombe e Nicholson (2004) em uma instalação piloto de tratamento de água constataram que a presença de carbono orgânico dissolvido (5 mg L⁻¹) promoveram competição entre os

sítios de adsorção no carvão, reduzindo sua capacidade em remover microcistinas. Considerando que a água utilizada no estudo continha juntamente com a cianotoxina outros componentes orgânicos (MON), é provável que tenha ocorrido uma competição entre a toxina e a MON pelos sítios de adsorção do carvão, o que resultou na redução gradativa na capacidade adsortiva da cianotoxina testada.

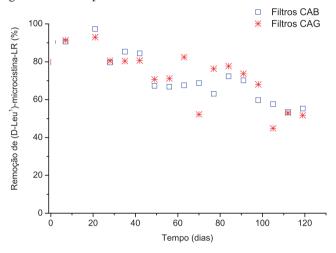


Figura 3. Percentuais de remoção de (D-Leu1) microcistina - LR entre os filtros CAB e CAG testados.



Remoção do COD nos filtros biológicos de carvão

Apesar dos filtros CAG terem apresentado uma remoção semelhante da microcistina em relação aos encontrados nos CAB, o mesmo não foi verificado na remoção do carbono orgânico dissolvido (COD) em seus efluentes. Os filtros CAB apresentaram os menores valores, em média, do COD em relação aos filtros CAG (Figura 4). Pode-se verificar uma diferença significativa (p<0,05) nos valores de COD retidos no conjunto de filtros testados. Os filtros CAB apresentaram os maiores percentuais de remoção do carbono, com uma significativa (p<0,05) diferença nos valores de remoção do COD em relação aos filtros CAG. Os percentuais médios de remoção do COD nos filtros CAB foram de 38%, enquanto que os filtros CAG obtiveram níveis médios de 15% de remoção (Figura 5).

Esta maior remoção do COD nos filtros CAB poderia estar diretamente associada à atividade biológica dos microrganismos presentes no biofilme, como resultado dos processos de biosorção e biodegradação da microcistina e outros componentes orgânicos na água. Os valores médios de oxigênio dissolvido registrados nos efluentes dos filtros CAB (dados não apresentados) foram aqueles que demonstraram as menores concentrações (média de 5,22 mg L¹) em relação aos filtros CAG (média de 6,20 mg L¹), o que corrobora para o efeito do consumo da microcistina e MON na água pelos microrganismos no biofilme.

Os sistemas convencionais de tratamento da água

REMOÇÃO DA HEPATOTOXINA (D-Leu¹)-MICROCISTINA-LR POR FILTROS REMOVAL OF HEPATOTOXIN (D-Leu¹)-MICROCISTIN-LR BY

apresentam dificuldades na remoção de matéria orgânica, e poluentes químicos orgânicos e sintéticos. A eficiência na remoção de matéria orgânica natural para a maioria dos sistemas convencionais de tratamento da água pode girar entrono de 30 % (Randtke, 1988; Simposon, 2008). Os resultados do presente estudo demonstraram que os filtros CAB obtiveram percentuais expressivos na remoção do COD, com valor máximo de 58%, contra 30% encontrados nos filtros CAG. O desempenho observado no presente estudo contrastam aos descritos por Wang *et al* (2007), em que o biofilme formado em filtros CAG foram incapazes de remover eficientemente o COD presente na água afluente utilizada.

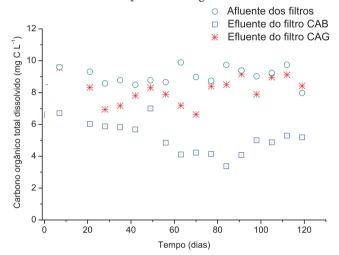


Figura 4. Valores de carbono orgânico total dissolvido determinado na água de estudo afluente e efluente dos filtros testados.

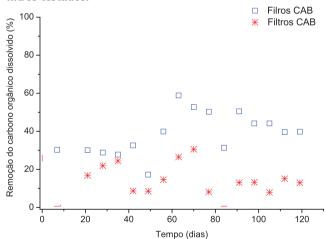


Figura 5. Percentuais de remoção do carbono orgânico total dissolvido entre os filtros CAB e CAG testados.

O pH medido das amostras afluente e efluente dos filtros CAB e CAG apresentou seus valores próximos da neutralidade (Figura 6). Contudo, o pH do efluente dos filtros CAB após o 21º dia de experimento apresentou declínio em seus valores, mantendo-se abaixo dos níveis registrados na

amostras efluentes dos filtros CAG e do galão. Esta tendência na redução do pH no efluente dos filtros colonizados apresentou um padrão semelhante ao reportado por Sobecka et al. (2006) em ensaios de laboratório com biofiltros de carvão. Uma possível explicação para o decréscimo nos valores de pH nos efluente dos filtros biológicos estaria associado à intensa atividade biológica promovida por microrganismos aderidos nas paredes dos filtros, que durante seu crescimento e metabolização dos compostos orgânicos estariam produzindo e liberando substâncias acidificadas para o meio (Caldwell et al., 1992).

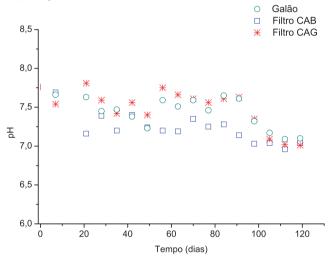


Figura 6. Valores de pH das amostras afluente e efluente dos filtros CAB e CAG testados.

Biodegradação de (D-Leu1) - microcistina – LR

Foi constatada a biodegradação da microcistina no ensaio a partir do efluente recolhido dos filtros CAB (Figura 7), o que evidencia a capacidade dos microrganismos, aderidos nos filtros biológicos, em metabolizarem a cianotoxina testada. Este padrão observado corrobora com o descrito por Mesquita *et al.* (2006) e Wang et al. (2007) em estudos com microrganismos presentes em filtros de carvão na remoção de microcistinas.

Apesar da biodegradação da microcistina pelos microrganismos presentes no efluente dos filtros CAB, o tempo requerido foi relativamente elevado quando comparado à estudos realizados (Park et al., 2001; Wang et al., 2007). Recentemente, Lemes et al. (2008) reportaram a degradação de microcistinas (microcistina – LR e (D-Leu¹) - microcistina – LR) em 15 dias utilizando uma bactéria coletada na Lagoa dos Patos, RS. Uma possível explicação para o longo tempo requerido na degradação da microcistina, talvez decorra da presença de outros componentes orgânicos no extrato com cianotoxina utilizado. Isto parece ser algo provável, visto que microcistinas quando purificadas são degradadas rapidamente do que a cianotoxinas semi-purificada extraídas de culturas de algas ouflorações naturais (não levando em conta as diferenças



DE CARVÃO COM ATIVIDADE BIOLÓGICA EM ESCALA DE BANCADA BENCH SCALE CARBON ACTIVATED BIOLOGICALLY FILTERS

estruturais nas variantes de microcistinas testadas). A oferta de outros compostos orgânicos nos extrato contendo a toxina pode ter propiciado uma diversidade de outras fontes de alimento a serem degradadas primeiramente. Um estudo recente realizado por Lemes *et al.* (2008), constatou que o uso de microcistina purificada em ensaios de biodegradação influenciou seu rápido consumo. Estes autores reportam que uma população bacteriana quando exposta apenas à presença de um composto recalcitrante (microcistinas) irão administrar sua decomposição de forma rápida, o quanto possível, provavelmente em resposta à reduzida carência de outras fontes de alimento (Lemes *et al., op. cit.*).

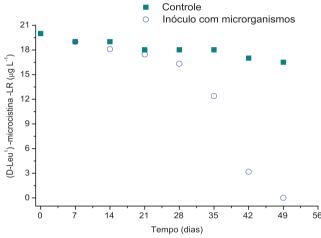


Figura 7. Perfil de degradação da microcistina nos tratamentos testados.

A elevada estabilidade e persistência das toxinas de cianobactérias nos ambientes aquáticos assim como em água potável, pode estar relacionada com a alcalinidade do meio (Saito *et al.*, 2003). No experimento realizado o pH dos tratamentos testados apresentaram ligeiramente acima da neutralidade, com valores entre 7,50 e 7,76. É provável que o pH possa ter influenciado o tempo do consumo da microcistina no tratamento com inóculo dos filtros CAB. Saito *et al.* (2003) evidenciaram a redução no processo de biodegradação de microcistinas por bactérias (*Sphyngomas*) mediante um pH alcalino, o que segundo estes autores poderia estar interagindo como um provável repressor enzimático no processo de degradação da cianotoxina.

Composição microbiológica dos filtros CAB

A análise microbiológica do material recolhido dos filtros CAB apresentou uma elevada dominância de colônias bacterianas, com formas coloniais e características variadas quanto à cor, tonalidade e arranjo estrutural. Foi constatado o domínio para o grupo de bactérias gram-positivas com ausência de esporos, exceto para duas amostras isoladas (A5 e A8). A maioria das amostras analisadas apresentou domínio das formas cocóides, com exceção de quatro amostras (A1, A5, A6 e A10) que apresentaram formas em bastonete (Tabela 1).



Tabela 1 - Características morfológicas das bactérias presentes nos filtros de carvão colonizados utilizados durante o ensaio.

Amostra	Características	Coloração Gram	Esporo	Forma
A1	Branca, opaca, borda rugosa, pequena	positivo	ausente	Bastonete curto
A2	Branca, translúcida, formação de ponto central na colônia, borda lisa, pequena	positivo	ausente	Cocos
A3	Amarela, brilhante, borda lisa, pequena	positivo	ausente	Cocos
A4	Amarelada, espalha por todo meio, borda lisa	positivo	ausente	Cocos
A5	Branca, opaca, borda lisa, pequena	negativa	presente	Bastonete curto
A6	Escura, brilhante, libera pigmento marrom para o meio, borda lisa	positivo	ausente	Bastonete curto
A7	Branca, translúcida, opaca, libera pigmento avermelhado para o meio, borda lisa, pequenas	positivo	ausente	Cocos
A8	Branca, opaca, libera pigmento avermelhado para o meio, borda lisa	negativa	ausente	Cocos
A9	Alaranjada, opaca, borda lisa, puntiformes	positivo	ausente	Cocos
A10	Amarelas, opacas, borda lisa, pequenas	positivo	ausente	Bastonete curto

REMOÇÃO DA HEPATOTOXINA (D-Leu¹)-MICROCISTINA-LR POR FILTROS REMOVAL OF HEPATOTOXIN (D-Leu¹)-MICROCISTIN-LR BY

Embora seja reconhecida a susceptibilidade das microcistinas serem biodegradadas por populações naturais de microrganismos de diversos ecossistemas (Jones e Orr, 1994; Park et al., 2001), são poucos os microrganismos descritos com capacidade de consumir efetivamente essa cianotoxina (Saito et al, 2003). Os isolados obtidos no presente estudo foram identificados através da amplificação e seqüenciamento do gene 16S rRNA de acordo com Weisburg et al. (1991). O gênero Pseudomonas (Minillo et al., artigo em preparação) foi encontrado entre alguns dos grupos isolados cultivados.

De acordo com Newcombe e Nicholson (2004) a biodegradação de cianotoxinas em plantas de tratamento de água representa uma técnica promissora, assegurando padrões de potabilidade destas águas destinadas para o consumo humano. A presença do gênero *Pseudomonas* (Minillo *et al., artigo em preparação*) entre os isolados analisados dos efluente dos filtros biológicos de carvão demonstra o seu potencial uso como agente biológico na remoção das microcistinas. Uma série de estudos destacam *Pseudomonas e Sphingomonas* como um dos poucos gêneros de bactérias capazes em degradar microcistinas em águas naturais, estritamente e condições aeróbicas (Jones et al., 1994; Takenaka e Watanabe, 1997; Saitou *et al.*, 2003; Valéria *et al.*, 2006).

Estudos direcionados na busca de novas linhagens de microrganismo capazes de remover cianotoxinas no tratamento seguro de água representam um desafio nos últimos anos (Park et al., 2001). Um trabalho realizado por Meriluoto et al., (2005) destacou a seleção e o uso de bactérias com propriedades benéficas à saúde (Lactobacillus e Bifidobacterium) com capacidade em remover microcistinas da água por meio de sua propriedade de adsorção como base para tecnologia de tratamento de água. Desta forma, a possibilidade de isolar linhagens de bactérias com potencial de biodegradação de microcistinas representa uma proposta promissora no tratamento de água (Wang et al., 2007), principalmente quando as condições ideais para a biodegradação puderem ser identificadas, e impostas sobre os filtros biológicos de carvão (Newcombe e Nicholson, 2004).

CONCLUSÕES

Os filtros de carvão com atividade biológica (CAB) apresentaram remoção da microcistina em até 97%, o que demonstra uma eficiente capacidade em remoção da cianotoxina

Os filtros CAB demonstraram uma maior remoção do carbono orgânico dissolvido (COD) com até 58%, enquanto que os filtros sem atividade biológica (CAG) valor máximo 30% de retenção;

A remoção de microcistinas e COD nos filtros CAB revela a importância do biofilme na biodegradação e

bioadsorção desses compostos orgânicos;

Os microrganismos isolados e cultivados dos filtros CAB foram representados por bactérias com formas coloniais, com variações quanto à cor, tonalidade e arranjo estrutural, sem a formação de esporos, e com domínio de formas em cocos e gram positivas;

Foi constatada a capacidade dos microrganismos constituintes dobio filmedos filtros CAB em bio degradarem a microcistina durante o estudo;

A formação do biofilme no filtro de carvão possibilitou aumento na remoção da microcistina e outros compostos orgânicos como resultados de sua biodegradação;

O uso de linhagens específicas de microrganismos capazes de biodegradarem as microcistinas pode vir a representar uma proposta para a ativação biológica no leito de filtros de carvão, possibilitando um aprimoramento tecnológico direcionado no tratamento de água na remoção de cianotoxinas.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo (*Processo: 06/53502-0*) pela bolsa e recursos concedidos para realização desta pesquisa e a FINEP pelo financiamento da pesquisa na rede PROSAB 5.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CALDWELL, D. E.; KORBER, D. R.; LAWRENCE, J. R., 1992. Imaging of Bacterial Cells by Fluorescence Exclusion Using Confocal Laser Microscopy. *J. Microbiol. Methods*, 15: 249.

CHORUS, I.; BARTRAM, J. (Eds)., 1999. **Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management**. E & FN Spon, New York, 416p.

FALCONER, I.R., 2005. Cyanobacterial Toxins of Drinking Water Supplies: Cylindrospermopsins and Microcystins. CRC Press, Boca Raton, FL, USA.

HO, L., MEYN, T., KEEGAN, A., HOEFEL, D., BROOKES, J., SAINT, C.P., NEWCOMBE, G., 2006. Bacterial degradation of microcystin toxins within a biologically active sand filter. *Water Res.*, 40, 768–774.

HUANG, W.J.; CHENG, B.L.; CHENG, Y.L., 2007. Adsorption of microcystin-LR by three types of activated carbon. *Journal of Hazardous Materials*, 141: 115–122.

JONES, G.J.; BOURNE, D.G.; BLAKELEY, R.L.; DOELLE, H., 1994. Degradation of the cyanobacterial hepatotoxin



microcystin by aquatic bacteria. Nat. Toxins, 2: 228–235.

JONES, G.J.; ORR, P.T., 1994. Release and degradation of microcystins following alguicide treatment of a *Microcystis aeruginosa* bloom in a recreational lake, as determined by HPLC and protein phosphatase inhibition assay. *Water Res.*, 28: 871–876

LAMBERT, T. W.; HOLMES, C. F. B. e HRUDEY, S. E., 1996. Adsorption of microcystin-LR by activated carbon and removal in full scale water treatment. *Water Res.*, 30 (6): 1411-1422.

LEMES, G.A.F.; KERNSANACH, R.; PINTO, L.S.; DELLAGOSTIN, O.A.; YUNES, J.S.; MATTHIENSEN, A., 2008. Biodegradation of Microcystin by Aquatic *Burkholderia* sp. From a South Brazilian Coastal Lagoon. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 69: 358–365

MERILUOTO, J.; SPOOF, L., 2005. Solid phase extraction of microcystins in water simples. TOXIC European Project "Cyanobacterial Monitoring and Cyanotoxins Analysis", Abo Akademi University, Finland, 2005.

MERILUOTO, J.; GUEIMONDE, M.; HASKARD, C.A.; SPOOF, L.; SJÖVALL, O.; SALMINEN, S., 2005. Removal of the Cyanobacterial, Toxin Microcystin-LR by Human Probiotics. *Toxicon*, 46: 111-114.

MESQUITA, E.; MENAIA J.; ROSA M. J.; COSTA V., 2006. Microcystin-LR removal by bench scale biologically activated carbon filters. Proc. 4th Intern. Slow Sand and Alternative Biological Filtration Conf., 3-5 May 2006, Mülheim.

MINILLO, A.; TANGERINO, E.P.; ISIQUE, W.D.; PRADO, H.F.A.; PAIXÃO, D.A.A.; DIMITROV, M.R.; LEMOS, E.G.M. Biodegradação de (D-Leu¹) - microcistina-LR por *Pseudomonas* em filtros biológicos de carvão. (artigo em preparação)

NEWCOMBE, G.; COOK, D.; BROOKE, S.; HO, L.; SLYMAN, N., 2003. Treatment options for microcystin toxins: Similarities and differences between variants. *Environ. Technol.*, 24(3): 299-308.

NEWCOMBE, G.; NICHOLSON, B., 2004. Water treatment options for dissolved cyanotoxins. *J. of Wat. Suppl.: Res. and Technol. - AQUA*, (53/4), 227-239.

PARK, H.; SASAKI, Y.; MARUYAMA, T.; YANAGISAWA, E.; HIRAISHI, A.; KATO, K., 2001. Degradation of the Cyanobacterial Hepatotoxin

Microcystin by a New Bacterium Isolated from a Hypertrophic Lake. *Environ. Toxicol*, 16: 337-343.

RANDTKE, S., 1988. Organic contaminant removal by coagulation and related process combinations. *J. Am. Water Works Assoc* 80 (5): 40–56.

SERVAIS, P.; BILLEN, G.; BOUILLOT, P., 1994. Biological colonization of granular activated carbon filters in drinking-water treatment, *J. Environ. Eng.*, 120 (4): 888–899.

SIMPSON, D.R., 2008. Biofilm processes in biologically active carbon water purification. *Water Res.*, 42: 2839–2848

SIVONEN, K.; JONES, G., 1999. Cyanobacterial toxins. In: CHORUS, I.; BARTRAM, J. (Eds.). **Toxic cyanobacteria in water**. E & FN Spon, Inc. New York, p. 41-111.

SAITOU, T.; SUGIURA, N.; ITAYAMA, T.; INAMOTI, Y.; MATSUMURA, M., 2003. Degradation characteristics of microcystins by isolated bacteria from Lake Kasumigaura. *J. Water SRT-Aqua*, 52: 13–18.



SOBECKA, S. B.; TOMASZEWSKA, M.; JANUS, M.; MORAWSKI, A. W., 2006. Biological activation of carbon filters. *Water Res.*, 40 (2): 355-363.

TAKENAKA, S.; WATANABE, M.F. 1997. Microcystin LR degradation by *Pseudomonas aeruginosa* alkaline protease. *Chemosphere*, 34(4): 749 - 757

VALERIA, A.M.; RICARDO, E.J.; STEPHAN, P.; ALBERTO, W.D., 2006. Degradation of microcystin-RR by Sphingomonas sp. CBA4 isolated from San Roque reservoir (Córdoba - Argentina). *Biodegradation*, 17: 447–455.

WEISBURG, W.G.; BARNS, S.M.; PELLETIER, D.A.; LANE, D.J., 1991. 16S Ribosomal DNA Amplification for Phylogenetic Study. *Journal of Bacteriology*, 173 (2): 697-703

WANG, H.; HOB. L.; LEWISA, D.M.; BROOKESB, J.D.; NEWCOMB, G., 2007. Discriminating and assessing adsorption and biodegradation removal mechanisms during granular activated carbon filtration of microcystin toxins. *Water Res.*, 41: 4262 - 4270.

WHO – World Health Organization, 1998. **Guidelines for drinking-water quality** - Addendum to volume 1. WHO, Genebra, 2a. Edição, 36 p.



IMPACTOS ECONÔMICOS DOS INVESTIMENTOS ECONOMIC EFFECTS OF WATER AND

Célio Hiratuka¹ Fernando Sarti² Marcelo Pereira da Cunha³ Rodrigo Sabbatini⁴ Rosângela Ballini⁵

¹Professor do Instituto de Economia da UNICAMP e Coordenador do NEIT-IE-UNICAMP, célio@eco.unicamp.br

²Professor do Instituto de Economia da UNICAMP e Pesquisador do NEIT-IE-UNICAMP, fersarti@eco.unicamp.br

³Pesquisador do NEIT-IE-UNICAMP.

⁴Pesquisador do NEIT-IE-UNICAMP.

⁵Professora do Instituto de Economia da UNICAMP e Pesquisadora do NEIT-IE-UNICAMP.

RESUMO

O objetivo do artigo foi avaliar os impactos econômicos diretos e indiretos sobre a economia brasileira dos investimentos no setor de saneamento básico, a partir da matriz de insumo-produto. Embora o SSB represente apenas 0.59% do PIB brasileiro, sua capacidade de encadeamento produtivo e de geração de renda e emprego dentro e fora do setor é bastante elevada. Para cada R\$ 1 bilhão de investimento no setor teríamos: a) um aumento de R\$ 1,7 bilhão no valor da produção da economia; b) uma expansão de R\$ 245 milhões da massa salarial, de R\$ 355 milhões do excedente operacional bruto e de R\$ 139 milhões em impostos diretos e indiretos; e c) a geração de 42 mil novos empregos diretos e indiretos em toda cadeia produtiva.

ABSTRACT

The aim of this paper is to apply a well known methodology based on national accounts and input-output tables to estimate the effects of an increase of investment on Water and Sanitation Services would have on the whole Brazilian economy. Even though this sector represents only 0.59% of Brazilian GDP, its influence on income and employment generation is remarkable. The present study concludes that each R\$ 1 billion on investment of the Water and Sanitation Services sector could engender: a) a rise of R\$ 1.7 billion in the gross output for all sectors; b) an increase of R\$ 245 million on compensation of employees, an improve of R\$ 355 million on gross operating surplus (a proxy for corporate profits) and a rise of R\$ 139 million on taxes; and finally c) this investment could generate at least 42,000 new jobs due to direct and indirect effects through all the production value chain.

Palavras-chave: saneamento básico, investimento, insumo-produto, impactos econômicos, emprego.

Key words: water and sanitary services, investment, employment, Input-Output Analysis of Economic Effects.

1. INTRODUÇÃO

O objetivo desse artigo foi avaliar os impactos econômicos diretos e indiretos sobre a economia brasileira acarretados pela expansão do investimento do setor de saneamento básico no Brasil (SSB). O trabalho estimou, a partir da metodologia da matriz de insumo-produto, os impactos dos investimentos no SSB sobre a demanda intersetorial e a geração de renda e emprego na economia brasileira.

No período 2003-2006 foram investidos R\$ 15,6 bilhões no setor, o que permitiu um crescimento de 18% no número de ligações ativas, de 22,1% na extensão da rede e de 13% no volume de água produzida, algo em torno de 14 bilhões de m³ de água. A perspectiva é de que esses investimentos dupliquem ou mesmo tripliquem no próximo qüinqüênio.

Os desafios da economia brasileira para os próximos anos são enormes diante do agravamento da crise financeira global: ampliar os investimentos em infraestrutura, gerar emprego e renda, evitar a deterioração das contas externas e das contas públicas, ampliar a competitividade da estrutura produtiva e, sobretudo, promover o desenvolvimento social. Sem prejuízo de outras ações e políticas ativas, a expansão da oferta de serviço e do investimento em Saneamento Básico pode contribuir de forma contundente para a consecução desses objetivos.

Além da introdução, o presente artigo apresenta, na segunda seção, uma breve descrição da metodologia empregada para a análise dos impactos diretos e indiretos no setor de saneamento básico. A terceira seção é dedicada à apresentação dos resultados dos impactos dos investimentos no setor de saneamento sobre a economia, a partir da matriz de insumo-produto. A última seção sintetiza os principais resultados.

2 CONSIDERAÇÕES METODOLÓGICAS

A base metodológica dos exercícios realizados neste estudo é o modelo de insumo-produto (detalhado no Apêndice B), inicialmente proposto por Leontief (1958). O modelo (ou matriz) de insumo-produto é um instrumento simples, eficaz e amplamente utilizado para simular os efeitos de políticas setoriais e outros determinantes da atividade produtiva sobre o funcionamento da economia como um todo, permitindo a integração consistente de elementos micro e macroeconômicos.

Em sua formulação mais típica, o objetivo principal do modelo insumo-produto é descrever a interdependência setorial da economia, tomando como dadosos níveis correntes de produção e consumo. Partindo das premissas que todos os "n" setores de uma economia mantêm uma participação constante no mercado de



EM SANEAMENTO BÁSICO NO BRASIL SANITATION INVESTMENTS IN BRAZIL

cada produto, e que os processos de produção de todos esses setores são tecnologicamente interdependentes e caracterizados por uma relação linear entre o montante de insumos requeridos e o produto final de cada setor (ou seja, proporções fixas entre todas as formas de consumo intermediário e o valor da produção), é possível obter um sistema contendo "n" equações relacionando o produto de cada setor à produção de todos os demais setores.

Essa especificação permite que simulações sejam efetuadas a partir da consideração de um setor autônomo (a demanda final, que é composta pela soma do consumo pessoal, consumo do governo, investimento e exportações) determinado de forma exógena. Uma vez que o consumo intermediário (insumos necessários à produção) pode ser estimado como proporção das vendas (ou valor bruto da produção) de cada setor, o modelo permite calcular qual a variação total da demanda intermediária desencadeada por uma variação autônoma nas categorias de demanda final.

A matriz de insumo-produto usada neste trabalho foi estimada de acordo com a metodologia sugerida por Guilhoto & Sesso (2005), usando-se as tabelas de Recursos e Usos referentes ao ano de 2005 (último período disponível até o presente momento) divulgadas

pelo IBGE-DCN, desagregadas para o setor de água e esgoto. As tabelas usadas para a construção da matriz possuem 111 produtos e 56 setores, sendo o produto e o setor de saneamento básico fornecidos sob a forma de tabulações especiais do IBGE, uma vez que estão originalmente agregados ao setor de eletricidade, gás e limpeza urbana.

Sob a hipótese de tecnologia baseada na indústria e a versão setor *versus* setor¹, obteve-se uma matriz com 56 setores, na qual se supõe que cada produto (em seu nível agregado) seja feito somente por um setor, e que cada setor produza somente um produto.

A partir da matriz de insumo-produto estimada para o ano de 2005, determinou-se o vetor da demanda final para o ano de 2007 multiplicando-se o vetor da demanda final de 2005 pela razão entre o PIB de 2007 e o PIB de 2005, ambos a valores correntes (o PIB a valores correntes de 2007 é 19,17% superior ao PIB a valores correntes de 2005). Usando-se a demanda final estimada de 2007, avaliou-se os novos impactos sobre os 56 setores, entre os quais o setor de saneamento, supondo-se que a estrutura tecnológica da economia brasileira de 2007 é muito próxima à de 2005. A Tabela 2.1 apresenta a caracterização nacional do setor de saneamento.

21 DAE maio/09

Tabela 2.1: Caracterização estimada do setor de saneamento em 2007

Valor da produção	R\$ 20,0 bilhões	
Demanda final	R\$ 10,5 bilhões	
Demanda intermediária	R\$ 9,5 bilhões	
Consumo intermediário*	R\$ 6,3 bilhões	
Valor adicionado bruto (PIB)	R\$ 13,1 bilhões	
Impostos indiretos	R\$ 612 milhões	
Empregos	124 mil pessoas	

Obs.: * Inclui R\$ 490 milhões em importações Fonte: Elaboração NEIT-IE-UNICAMP.

O setor de saneamento, em relação ao agregado de 56 setores, representa 0,6% do PIB setorial, 0,11% do pessoal ocupado, e apresenta a décima quarta maior remuneração média por trabalhador, com R\$ 41.218,41 ao ano, valor 335% superior à média nacional. Da Tabela 2.1, notase que praticamente 2/3 do valor da produção do setor corresponde ao valor adicionado, dos quais a remuneração representa 39,2%, valores diferentes da média nacional, que correspondem a 48,7% e 46,7%, respectivamente.

Para utilização do modelo insumo-produto, com base nas informações fornecidas pela SABESP e do relatório produzido pelo Ministério das Cidades (2003), foi estimado um vetor de investimentos. A partir desse vetor a preços correntes, foi determinado um vetor a preço básico, retirando, portanto, os efeitos das importações e impostos indiretos sobre os preços correntes. Esse vetor, mostrado na Tabela 3.1, é usado como informações de entrada no modelo.

¹Uma comparação detalhada entre a tecnologia baseada na indústria e a tecnologia baseada no produto, assim como as diferentes combinações possíveis de versões, encontra-se em Miller & Blair (1985).

² Em Cunha (2005), encontra-se uma proposta de modelo estendido de insumo-produto que permite um produto ser feito por vários setores, assim como um setor produzir mais de um produto.

Tabela 2.2 - Vetor de investimentos em saneamento: distribuição da demanda intersetorial

Segmento da matriz de investimento	Vetor Preço Básico(%)
Construção	76,6
Serviços prestados às empresas	13,7
Máquinas e equipamentos, inclusive manutenção e reparos	4,6
Produtos de metal - exclusive máquinas e equipamentos	1,9
Artigos de borracha e plástico	1,5
Máquinas para escritório e equipamentos de informática	0,7
Máquinas, aparelhos e materiais elétricos	0,5
Automóveis, camionetas e utilitários	0,5
Total	100,0

Fonte: elaboração NEIT-IE-UNICAMP a partir de Sabesp.

Vale ressaltar que os efeitos do investimento são muito maiores do que os efeitos relacionados à produção, uma vez que o investimento é considerado um item de demanda final e, portanto, todo o valor do investimento gera impacto sobre os demais setores. Além disso, os impactos são intensivos em serviços, em especial construção civil e demais serviços prestados às empresas, com grande impacto sobre emprego.

Por outro lado, os efeitos sobre a produção, valor agregado e geração de impostos são mais concentrados, a despeito da maior diversidade de encadeamentos setoriais. De fato, de acordo com as estimativas, mais de 90% da demanda total dos investimentos em saneamento está concentrado no setor de construção civil e em serviços prestados às empresas.

Foram realizadas duas estimativas. Na primeira foi tomado como referência a previsão de investimento total em saneamento no Brasil, que, segundo o BNDES, totalizaria R\$ 48 bilhões entre 2008 e 2011.

No segundo caso, utilizou-se como referência o investimento de R\$ 1 bilhão. Em ambos os casos, foram utilizados os vetores descritos na Tabela 2.2. que, oferece um comportamento médio da demanda inter-setorial de uma matriz de investimento. Não estão aqui, portanto, desagregados os efeitos de um investimento específico, como por exemplo na construção de uma estação de tratamento de água ou esgoto, mas tão somente os impactos esperados médios de um conjunto agregado de investimentos no Setor de Saneamento.

Além disto, as estimativas aqui realizadas não incorporam os possíveis impactos sobre a renda e a demanda agregada ocasionados pelo aumento da cobertura da coleta e tratamento de esgotos. O caminho rumo à universalização destes serviços tem impactos diretos sobre indicadores sociais e de saúde pública o que, por sua vez, promove impactos sobre a renda real das famílias e sobre a capacidade de gasto do setor público. Estes efeitos não estão captados pelo modelo, cujos resultados serão apresentados a seguir.

IMPACTOS DIRETOS E INDIRETOS DOS INVESTIMENTOS NO SETOR DE SANEAMENTO NO BRASIL, 2008-2011.

De acordo com o BNDES, serão investidos no Brasil cerca de R\$48 bilhões no setor de saneamento entre 2008 e 2011. Este é o valor total que será utilizado para balizar as estimativas dos efeitos deste gasto autônomo sobre a economia brasileira. Como poderão ser observados a seguir, os impactos são significativos.

A realização de R\$ 48 bilhões em investimentos poderá gerar mais de R\$ 80 bilhões no aumento do valor da produção e cerca de metade deste valor sob a forma de aumento do valor agregado. Desta variação esperada no PIB, destaca-se o acréscimo sobre as remunerações, tanto de salários (39% da variação do PIB), quanto de excedente operacional bruto (44%).

Os investimentos previstos poderiam gerar ainda uma arrecadação tributária de quase R\$ 6,7 bilhões, entre impostos diretos e indiretos e contribuições sociais. Esta informação é bastante significativa, uma vez que grande parte dos investimentos em saneamento é executada por empresas estatais e mistas. Além disso, os investimentos são em grande medida financiados por instituições públicas. Portanto, o esforço público na expansão da oferta de serviços de saneamento tem, além dos benefícios sócio-econômicos, uma contrapartida direta no aumento da arrecadação tributária.

Por outro lado, os investimentos no Setor de Saneamento demandariam produtos e serviços pouco transacionáveis (tradeable), o que promoveria um impacto relativamente modesto sobre as importações, estimado em pouco mais de R\$ 3 bilhões, ou apenas 4% do aumento do valor bruto da produção.

Por fim, vale destacar que os impactos sobre a geração de empregos diretos e indiretos em toda estrutura econômica brasileira seriam bastante significativos. De acordo com a estimativa, os R\$ 48 bilhões de investimento poderiam gerar, ao longo do quadriênio 2008-2011, mais de 2 milhões de empregos. A elevada demanda por serviços de construção civil, que são altamente intensivos em mão de obra, explicaria grande parte desta elevada elasticidade.



EM SANEAMENTO BÁSICO NO BRASIL SANITATION INVESTMENTS IN BRAZIL

Ressalte-se que esta estimativa aponta para os efeitos diretos e indiretos finitos e associados aos investimentos em saneamento sobre a contratação de mão de obra em *toda* a estrutura produtiva brasileira, atingindo desde a construção civil (mais de 1,2 milhões de empregos gerados) até a produção de caminhões e ônibus, fortemente mecanizada, que poderia gerar apenas 16 novos postos de trabalhos influenciados pela demanda de investimento no saneamento.

De fato, os impactos sobre o aumento do emprego ocasionado *once-and-for-all* pelo investimento em saneamento

são seguramente mais expressivos do que a variação do emprego gerado pelo aumento da produção. De acordo com o relatório sobre impactos da variação da produção (Módulo 2), se a produção da Sabesp aumentasse 1%, seriam gerados "apenas" cerca de 1,4 mil empregos diretos e indiretos, sendo que quase metade deles no próprio setor. De qualquer forma, fica evidente a importância que este segmento tem na geração de emprego e renda no Brasil, seja de forma permanente a partir da expansão de sua produção corrente, seja temporariamente durante a execução de investimentos.

Tabela 3.1 - Impactos diretos e indiretos do Investimento em Saneamento básico*, 2008-2011, por componente da demanda agregada (em R\$ milhões de 2008 e unidades).

Variável	Variação direta e indireta
Valor da Produção	80.557
PIB a preço básico	38.551
Remunerações	14.757
Salários	11.757
Contribuições Sociais	2.975
Excedente operacional bruto Rend. Misto	23.267
Rend. Misto	6.262
E. O. B.	17.005
Impostos Diretos	527
Impostos Indiretos	3.143
Importações	3.172
Empregos (em unidades)	2.022.451



Do ponto de vista dos impactos setoriais, vale observar a forte concentração nos segmentos de construção e serviços prestados às empresas. Estes dois segmentos concentrariam mais da metade da variação no valor da produção (ver Tabela 3.3). Os setores industriais mais afetados pelo investimento em saneamento, ao menos no que tange à variação do valor da produção, seriam o de minerais não-metálicos, siderurgia e máquinas e equipamentos, mas numa proporção bem menor do que no caso da construção civil.

Tabela 3.2 - Brasil: impactos intersetoriais sobre o valor da produção a partir dos investimentos em saneamento básico*, 2008-2011

Setor	R\$ milhões	%
Construção	35.258	43,8
Serviços prestados às empresas	7.702	9,6
Comércio	3.296	4,1
Outros produtos de minerais não-metálicos	3.143	3,9
Máquinas e equipamentos, inclusive manutenção e reparos	2.718	3,4
Produtos de metal - exclusive máquinas e equipamentos	2.593	3,2
Fabricação de aço e derivados	2.290	2,8
Artigos de borracha e plástico	2.098	2,6
Transporte, armazenagem e correio	1.950	2,4
Refino de petróleo e coque	1.826	2,3
Demais	17.683	22,0
Total	80.557	100,0

^{*} Considerando a estimativa de R\$ 48 bilhões em investimentos apontadas pelo BNDES Fonte: elaboração NEIT-IE-UNICAMP a partir de Sabesp.

^{*} Considerando a estimativa de R\$ 48 bilhões em investimentos apontadas pelo BNDES Fonte: elaboração NEIT-IE-UNICAMP a partir de Sabesp.



IMPACTOS ECONÔMICOS DOS INVESTIMENTOS ECONOMIC EFFECTS OF WATER AND

O mesmo padrão se repete se a análise setorial for desagregada para os impactos sobre o PIB. No caso de salários, construção e serviços às empresas continuariam sendo o destaque, com quase 41% do total da variação das

remunerações salariais. Neste caso, surgem entre os dez setores mais beneficiados os serviços de intermediação financeira e de informação, segmentos que pagam salários médios superiores ao conjunto da economia (Tabela 3.4).

Tabela 3.3 - Brasil: impactos intersetoriais sobre salários a partir dos investimentos em saneamento básico*, 2008-2011

Setor	R\$ milhões	%
Construção	4.785	40,7
Serviços prestados às empresas	2.039	17,3
Comércio	798	6,8
Outros produtos de minerais não-metálicos	541	4,6
Máquinas e equipamentos, inclusive manutenção e reparos	407	3,5
Produtos de metal - exclusive máquinas e equipamentos	352	3,0
Transporte, armazenagem e correio	345	2,9
Intermediação financeira e seguros	279	2,4
Artigos de borracha e plástico	270	2,3
Serviços de informação	233	2,0
Demais Setores	1.709	14,5
Total	11.757	100,0



^{*} Considerando a estimativa de R\$ 48 bilhões em investimentos apontadas pelo BNDES Fonte: elaboração NEIT-IE-UNICAMP.

Quanto à variação na remuneração das empresas, verifica-se que o excedente operacional bruto de empresas do setor de construção seria o maior beneficiado, com praticamente metade da variação desta *próxy* dos lucros empresariais. Nesta lista dos setores mais beneficiados

coma variação do lucro surge como novo setor apenas o dos serviços públicos, com destaque para geração e distribuição de energia elétrica. Neste caso, seriam gerados quase R\$ 600 milhões em excedente operacional bruto (Tabela 3.5).

Tabela 3.4 - Brasil: impactos intersetoriais sobre excedente operacional bruto a partir dos investimentos em saneamento básico*, 2008-2011

Setor	R\$ milhões	%
Construção	8.396	49,4
Serviços prestados às empresas	1.492	8,8
Comércio	804	4,7
Eletricidade e gás, água, esgoto e limpeza urbana	587	3,5
Produtos de metal - exclusive máquinas e equipamentos	551	3,2
Intermediação financeira e seguros	535	3,1
Serviços de informação	498	2,9
Fabricação de aço e derivados	432	2,5
Outros produtos de minerais não-metálicos	432	2,5
Transporte, armazenagem e correio	372	2,2
Demais Setores	2.907	17,1
Total	17.005	100,0

^{*} Considerando a estimativa de R\$ 48 bilhões em investimentos apontadas pelo BNDES Fonte: elaboração NEIT-IE-UNICAMP a partir de Sabesp.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste estudo foram estimados os impactos finitos sobre a demanda agregada brasileira associados à expansão do investimento no setor de saneamento básico (SSB). Os resultados impressionam. Embora o SSB represente apenas 0.59% do PIB brasileiro, sua capacidade de encadeamento produtivo e de geração de renda e emprego dentro e fora do setor é bastante elevada. Tomando como base um valor da produção setorial de R\$ 20 bilhões (valores de 2007), dos quais R\$ 10,5 bilhões destinados à demanda final e R\$ 9,5 bilhões à demanda intermediária, para cada R\$ 1 bilhão de investimento no setor teríamos:

- Um aumento de R\$1,68 bilhão no valor da produção da economia, com destaque para os setores de engenharia e construção civil, serviços prestados à empresa, comércio, bens de capital, metalurgia de ferrosos e não ferrosos; borracha e plásticos;
- Uma expansão de R\$ 245 milhões da massa salarial, de R\$ 355 milhões do excedente operacional bruto (proxy de lucro) e de R\$ 139 milhões em impostos diretos e indiretos;
- A geração de 42 mil novos empregos diretos e indiretos em toda cadeia produtiva.

Importante destacar que o perfil da demanda associada à expansão da produção e do investimento em Saneamento Básico apresenta baixo impacto sobre as importações.

As estimativas oficiais indicavam, antes da crise financeira internacional, investimentos da ordem de R\$ 48 bilhões para o período 2008-11, o que representaria triplicar a taxa anual de investimento no setor.

Ainda que os prazos e velocidades de vários projetos sejam revistos em função da crise global, não há porque projetar uma drástica redução nos investimentos. Primeiro, porque quase metade dos investimentos tem sido financiada com recursos próprios das prestadoras de serviços, cujas receitas deverão ser pouco afetadas, dada a baixa elasticidade renda da demanda. Segundo, o setor conta com recursos do FGTS e crescentemente com recursos adicionais do BNDES para complementar o financiamento dos novos projetos. Terceiro, o SSB tem apresentado uma margem operacional líquida média superior a 20%, (e superior a 30% sem depreciação), o que tenderá atrair novos investidores/ operadores, inclusive estrangeiros, num quadro de custos de oportunidades decrescentes. Por último, dados os elevados prazos de maturação dos projetos no setor, as decisões de investimento se pautam por um horizonte de planejamento de médio e longo-prazos, portanto menos sujeitas às oscilações conjunturais.

Nesse sentido, a manutenção ou mesmo ampliação dos fluxos atuais de investimentos no SSB tem uma dimensão mais política e institucional (marco regulatório) que financeira. A rigor, deveria ser tratada como uma política estratégica de Estado, acima de questões partidárias/

eleitorais, de divergências entre as esferas de governo municipal, estadual e federal e dessas com as operadoras públicas e privadas.

A convergência de esforços das políticas públicas e das estratégias empresariais para a realização, no próximo quinquênio, de investimentos setoriais em um patamar mínimo de R\$ 10 bilhões anuais teria fortes efeitos multiplicadores sobre toda a cadeia produtiva com a criação, no médio prazo, de mais de 2 milhões de postos de trabalho.

Portanto, os investimentos no SSB, além de atender às prementes demandas sociais, ambientais e de saúde pública, ampliando o acesso de parte significativa da população brasileira a serviços de Saneamento Básico, têm também suma importância na geração de emprego, renda e tributos, o que, por sua vez, confere ao SSB um papel protagonista nas políticas e ações anti-cíclicas e de enfrentamento dos impactos domésticos da crise financeira global.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CUNHA, M. P. (2005). Inserção do setor sucroalcooleiro na matriz energética do Brasil: uma análise de insumo-produto. Dissertação de mestrado, Unicamp.

FEIJÓ, et al., "Contabilidade Social: O Novo Sistema de Contas Nacionais do Brasil". Rio de Janeiro: Editora Campus, 2001

GUILHOTO, J. J. M., e SESSO, U. A. (2005). "Estimação da matriz insumo-produto a partir de dados preliminares das contas nacionais". *Economia Aplicada* 9 (2) 277–299.

NEIT (2008). "Importância Sócio-Econômica da Cadeia de Serviços de Saneamento Básico no Estado de São Paulo". Relatório Final de Pesquisa. Convênio NEIT-IE-UNICAMP-FECAMP/SABESP, dezembro de 2008.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE (2007), "Tabelas de Recursos e Usos de 2005 - Contas Nacionais". (www.ibge.gov.br)

MINISTERIO DAS CIDADES (2003) Dimensionamento das necessidades de investimentos para universalização dos serviços de abastecimento de água e coleta e tratamento de esgoto sanitário no Brasil. Brasília.

MILLER, R. E., e BLAIR, P. D. (1985). "Input-output analysis: Foundations and Extensions". Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ.

RAMOS, R. L. O., "Metodologias para o cálculo de coeficientes técnicos diretos em um modelo de insumo-produto". Rio de Janeiro: IBGE, Diretoria de Pesquisas, 1996.

SABESP (2007). Relatório da Administração.

25 DAE maio/09



ALTERNATIVAS MAIS SEGURAS PARA AS ANÁLISES DE FLUORETOS ALTERNATIVE FOR GREEN AND SAFER FLUORID AND

Davi Rodrigues da Silva^{1*}, Sandra Alves Nunes², Ricardo Cosme Arraes Moreira³, Adalto Climaco Ribeiro⁴, Afrânio Álen Martins da Luz⁵

- ¹ Químico pela Universidade de Brasília, Especialização em química pela Universidade Federal de Lavras, Mestrado em Bioquímica pela Universidade de Brasília, professor da SEDF e Químico da Caesb (Companhia de Saneamento Ambiental do DF),
- ² Química pela Universidade de Brasília e Química da Caesb (Companhia de Saneamento Ambiental do DF),
- ³ Químico pela Universidade de Brasília, PhD em Geoquímica pela Universidade de Brasília e Químico da Caesb (Companhia de Saneamento Ambiental do DF), 4Operador de Estação na Caesb (Companhia de Saneamento Ambiental do DF)
- ⁵ Químico e mestre pela Universidade de Brasília e Químico da Caesb (Companhia de Saneamento Ambiental do DF) e professor da Faculdade Fortium.

* e-mail: drs1_rodrigues_76@yahoo.com.br

Cia de Saneamento Ambiental do DF - SAIN Área Especial ETA CAESB, laboratório B, Brasília-DF, CEP 70620-000

26 DAE maio/09

RESUMO

Este artigo tem por objetivo apresentar os resultados de uma experiência realizada para a substituição de reagentes em análises de flúor e de cloro, as quais são realizadas regularmente numa estação de tratamento de água para verificação do residual destes dois elementos em amostras de água potável. Tomando por base os princípios da Química Verde (a manipulação de elementos químicos deve sempre ser realizada com os menos tóxicos possíveis), foi testada a substituição do arsenito pelo tiossulfato de sódio nas análises de flúor e do uso de DPD3 sem cloreto de mercúrio nas análises de cloro. Para realizar a comparação dos resultados foi usada a teoria do teste t Student e intervalo de confiança. Os testes mostraram que a substituição dos reagentes em ambas as análises trouxe alterações mínimas nos resultados e portanto é possível o uso de substâncias menos tóxicas para a verificação dos residuais de flúor e cloro.

ABSTRACT

This article aims to show the results from an experience of substitution of reactives in fluoride and chlorine analysis, which are regularly done in a water treatment station in order to check the residual of these two elements in samples of drinking water. Based on the principles of Green Chemistry (the manipulation of chemical elements always should be done with the less toxic ones), it was tested the substitution of arsenite by sodium thiosulfate in fluoride analysis and the use of

DPD3 without mercury chloride in chlorine analysis. In order to compare the results it was used the theory of "t Student test" and confidence interval. The tests showed that the substitution of reactives in both analysis causes slight changes in the results and therefore it is possible the use of less toxic substances to check fluoride and chlorine residual.

Palavras-chave: Química Verde e t Student. **Key words:** Green Chemistry and t Student.

INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, a sociedade e o meio científico têm-se preocupado sobremaneira com as questões ambientais. Diante disto surgiu uma área de pesquisa denominada química limpa, química verde, química ambientalmente benigna ou química auto-sustentável. Esta pode ser definida como o uso da química para prevenção da poluição. As pesquisas nesta área objetivam o desenvolvimento de procedimentos que empreguem mínima quantidade de reagentes e amostra e que não produzam efeitos tóxicos. Os reagentes empregados devem ser os menos tóxicos possíveis e os resíduos devem ser reciclados e se possível reutilizados, o que faz com que os procedimentos de análise, algumas vezes, tenham que incluir uma etapa de tratamento de resíduos gerados.

Apesardegeradosem quantidades consideravelmente menores que em processos industriais, os resíduos provenientes de laboratórios não devem ser desprezados em vista de sua usualmente alta toxicidade. Prado (2003) diz que a química verde é o grande desafio para o novo milênio. A substituição de reagentes tóxicos é a principal alternativa para o desenvolvimento de procedimentos analíticos mais limpos, tendo sido explorada, por exemplo, em procedimentos para a determinação de amônio de acordo com Krug et al (1983).

O cloro e os sais de flúor são usados no tratamento de água para desinfecção e prevenção de cáries, respectivamente. Entretanto, para o atendimento aos requisitos legais e para controle das dosagens dos produtos químicos utilizados nas estações de tratamento é necessário realizar análises químicas que utilizam substâncias tóxicas. No caso do cloro residual livre, por exemplo, utiliza-se a solução tampão de fosfato, DPD3, no método DPD, de acordo com APHA (1983). Para cada litro dessa solução são adicionados 20mg de cloreto de mercúrio (II) (HgCl₂). Para a análise de fluoretos pelo método SPADNS utiliza-se o arsenito de sódio, NaAsO₂, para eliminação de interferentes, conforme APHA (1983).

Em vista dos vários efeitos tóxicos causados por mercúrio e arsênio, que podem colocar em risco a

E CLORO RESIDUAL LIVRE EM AMOSTRAS DE ÁGUA CHLORINE ANALYSIS IN WATER SAMPLES

saúde das pessoas que manipulam tais substâncias principalmente em situações de rotina prolongada de laboratório, foi realizado um trabalho com o objetivo de prevenir a contaminação ambiental e toxicológica provocada por esses elementos químicos. O principal objetivo deste trabalho foi desenvolver um estudo para substituição destes reagentes nas análises de cloro e fluoretos em água. Para tanto, foram utilizados métodos espectrofotométricos e análise estatística dos dados.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Análise de flúor

O método colorimétrico SPADNS é baseado na reação entre o fluoreto e o corante zircônio. O fluoreto forma com o corante um complexo aniônico sem cor (ZrF₆²). A quantidade de fluoreto é inversamente proporcional à cor produzida, ou seja, a cor se torna progressivamente mais clara quando a concentração de fluoreto aumenta. Os interferentes mais comuns são alcalinidade (na forma de CaCO₃), alumínio, cloreto, cloro residual livre, cor e turbidez, ferro, hexametafosfato, fosfato e sulfato, de acordo com APHA (1983).

Em função do efeito interferente não ser nem linear e nem algebricamente aditivo, a compensação matemática torna-se impossível. Sempre que uma destas substâncias estiver presente em quantidade suficiente para produzir erro de 0,1mg.L¹ ou se houver dúvida, deve-se destilar a amostra; devem-se também destilar amostras coloridas ou turvas. O primeiro teste foi detectar o efeito do Tiossulfato de Sódio na remoção do cloro residual livre.

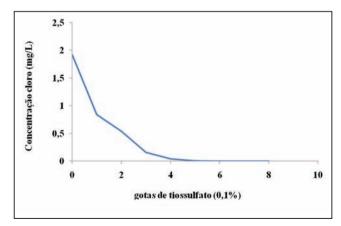


Figura 1. Influência do Tiossulfato de Sódio na remoção do cloro residual livre em 50 mL de amostra de água tratada.

A reação do cloro com tiossulfato forma ditionato e cloreto de sódio: $2\mathrm{Na}_2\mathrm{S}_2\mathrm{O}_3+\mathrm{Cl}_{(2)}\to 2\mathrm{NaCl}+\mathrm{Na}_2\mathrm{S}_4\mathrm{O}_6$. Foi observado que a adição de 4 gotas de Tiossulfato de Sódio é suficiente para reduzir todo o residual de cloro (Figura

1). O Arsenito de Sódio consegue remoção semelhante, porém pode contribuir com efeitos adversos ao ambiente e a saúde do trabalhador. Ressalta-se que para o ensaio executado no espectrofotômetro HACH DR/2010 utiliza-se um volume de 10mL, que representa apenas um quinto do volume utilizado neste ensaio.

A influência do Tiossulfato de Sódio (Figuras 2 e 3), em uma amostra padrão de flúor (1mg/L) e na amostra de água tratada, é irrelevante, observando que 20 gotas de Tiossulfato não causam qualquer efeito na leitura da concentração das amostras. A média dos valores são 0.969545455 ± 0.023613 e 0.745 ± 0.02507015 , respectivamente, observando um erro menor que 3% para as duas amostras, entendendo que problemas que poderiam ocorrer como aumento de cor e turbidez, causados pela adição de tiossulfato, não foram observados nas leituras realizadas no comprimento de onda de 580nm.

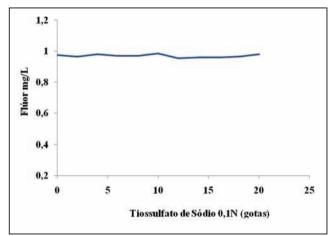


Figura 2 - Interferência do Tiossulfato de sódio amostra padrão 1mg/L de flúor

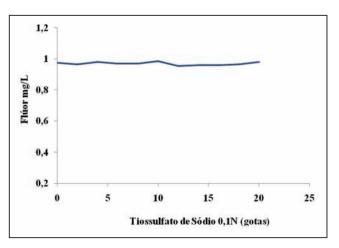


Figura 3 - Interferência do Tiossulfato de sódio amostra água tratada



ALTERNATIVAS MAIS SEGURAS PARA AS ANÁLISES DE FLUORETOS ALTERNATIVE FOR GREEN AND SAFER FLUORID AND

Procurou-se observar (Figura 4) a relação entre uma solução padrão com água destilada (curva vermelha) e outra com água tratada (curva azul) com a mesma concentração de flúor em função do número de gotas com tiossulfato de sódio. Sobrepondo-se as curvas, imagina-se não haver diferenças, entretanto quando se utiliza o recurso estatístico, há um erro considerável.

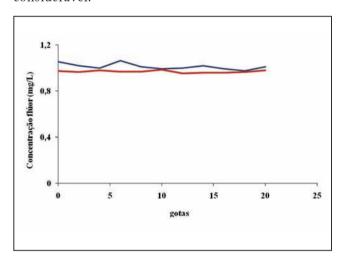


Figura 4 - Relação da água tratada com 1mg/L de flúor e da água destilada dopada com 1mg/L de flúor

O teste t é usado para comparar um grupo de medidas com outro, a fim de decidir se são ou não diferentes, supondo que valores médios de dois conjuntos de medidas são iguais. A tabela 1 relaciona as médias da água tratada com a solução padrão feita com água destilada, normalmente a hipótese de que as médias são iguais é rejeitada se existe uma chance menor do que 5% de que a diferença observada surja devido a um erro aleatório. Com este critério, para dois grupos de dados consistindo em n1 e n2 medidas, com médias de x1 e x2, calcula-se o valor de t e compara-se com o t_{tabelado}.

Tabela 1 - Relação das médias de água tratada com a solução padrão feita com água destilada

	Média	Desvio padrão
Água tratada	0,9920	0,0183
Solução padrão	0,9740	0,0177

O t_{calculado} foi de 3,1 e o t^{tabelado} é de 2,131 para um intervalo de 95% de confiança em 16 medidas com triplicata. Dependendo de como a identidade do

analito é estabelecida, interferentes podem inibir a detecção distorcendo o sinal proveniente do analito. Diferentemente, os interferentes também podem contribuir para o sinal atribuído ao analito, com efeito de aumentar a concentração do mesmo. A medição pode ser alterada porque matriz, reagentes ou outros componentes afetam a sensibilidade do detector que mede o analito ou porque estes compostos afetam diretamente a resposta. No caso da água tratada, vários são os interferentes na análise de flúor, contribuindo para um aumento no intervalo de confiança.

Tabela 2: Comparação de resultados de fluoreto.

	Média	Desvio padrão
Arsenito de Sódio	0,7593	0,0211
Tiossulfato de Sódio	0,7531	0,0153

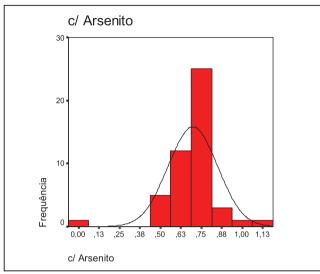
Arsenito de sódio e tiossulfato de sódio foram comparados (Tabela 2) quanto à semelhança dos resultados.

Mais uma vez a metodologia estatística foi usada. O $\rm t_{calculado}$ foi de 1,83 e o $\rm t_{tabelado}$ é 2,131 para 16 ensaios em triplicata para um intervalo de confiança de 95%. Observa-se que o $t_{\rm calculado}$ é menor que o $t_{\rm tabelado}$, supondo que haja igualdade na metodologia, entretanto para medidas mais acuradas seria necessário buscar a validação do método, pois de acordo com a ISO/IEC 17025 (2005) estabelece que métodos normalizados utilizados fora dos escopos para os quais foram concebidos, ampliados ou modificados ou métodos não normalizados devem ser validados. Métodos não normalizados são aqueles desenvolvidos pelo próprio laboratório ou outras partes, ou adaptados a partir de métodos normalizados e validados. Contudo de acordo com os dados das médias e desvios padrão a proximidade dos valores e a metodologia estatística asseguram uma excelente aproximação dos resultados.

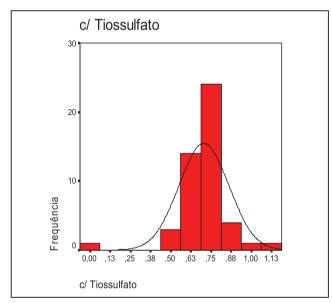
Foram coletadas amostras de água potável com composição pobre em íons. O objetivo foi avaliar se o uso de tiossulfato de sódio para a eliminação do interferente cloro residual livre seria eficiente em águas que apresentam fraca mineralização. Para tanto foram realizados testes comparativos em 48 amostras escolhidas de modo independente e ao acaso. Como a distribuição normal é condição para a comparação de duas amostras, as distribuições de freqüência foram também calculadas (figura 5).



E CLORO RESIDUAL LIVRE EM AMOSTRAS DE ÁGUA CHLORINE ANALYSIS IN WATER SAMPLES



(A) média 0,70; desvio-padrão 0,15; n 48.



(B) média 0,71; desvio-padrão 0,15; n 48.

Figura 5 – Distribuição de freqüências dos resultados de fluoreto de água potável, obtidos com o uso de Arsenito (A) e Tiossulfato (B).

A similaridade entre as distribuições é algo desejável já que é pré-requisito que as populações sejam homocedásticas. Os resultados obtidos foram os seguintes (tabela 3).

Como pode ser visto, além da comparação entre os valores de fluoreto obtidos após a eliminação do interferente cloro residual livre com arsenito e com tiossulfato, os testes foram estendidos para se avaliar se haveria algum erro se tal procedimento não fosse adotado (Sem Reagentes – Tabela 3).

Neste caso, há diferenças já na distribuição de freqüências (figura 6).

Tabela 3 – Resultados de fluoreto obtidos nas amostras de água.

	Resultados de Fluoreto (mg/L)			
amostras	sem reagentes	com	com	
	(SR)	arsenito	tiossulfato	
1	0,48	0,63	0,63	
2	0,34	0,52	0,55	
3	0,66	0,77	0,77	
4	0,44	0,55	0,57	
5	0,43	0,68	0,60	
6	0,54	0,61	0,62	
7	0,47	0,64	0,63	
8	0,33	0,51	0,55	
9	0,38	0,60	0,61	
10	0,50	0,64	0,64	
11	0,57	0,56	0,64	
12	0,29	0,53	0,52	
13	0,70	0,79	0,81	
14	0,62	0,79	0,72	
15	0,75	0,70	0,88	
16	0,76	0,83	0,82	
17		1	i	
	0,67	0,80	0,79	
18	0,74	0,75	0,73	
19	0,68	0,70	0,72	
20	0,73	0,78	0,77	
21	0,78	0,92	0,92	
22	0,79	0,81	0,86	
23	0,61	0,66	0,70	
24	0,67	0,72	0,73	
25	1,04	1,16	1,18	
26	0,66	0,71	0,62	
27	0,54	0,69	0,70	
28	0,62	0,70	0,71	
29	0,68	0,79	0,80	
30	0,58	0,72	0,72	
31	0,59	0,69	0,70	
32	0,63	0,71	0,72	
33	0,59	0,70	0,72	
34	0,69	0,76	0,77	
35	0,68	0,74	0,74	
36	0,66	0,73	0,78	
37	0,59	0,69	0,68	
38	0,88	0,97	0,98	
39	0,59	0,67	0,70	
40	0,66	0,71	0,72	
41	0,57	0,64	0,65	
43	0,67	0,77	0,80	
44	0,60	0,69	0,66	
47	0,58	0,69	0,70	
49	0,55	0,65	0,67	
51	0,56	0,68	0,71	
	<u> </u>	1		
53	0,51	0,61	0,65	
212	0,00	0,04	0,01	



ALTERNATIVAS MAIS SEGURAS PARA AS ANÁLISES DE FLUORETOS ALTERNATIVE FOR GREEN AND SAFER FLUORID AND

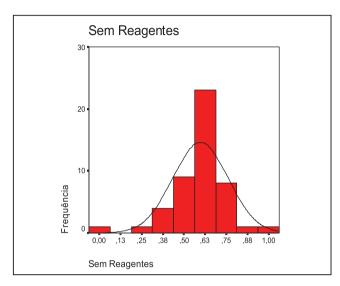


Figura 6 – Distribuição de freqüência dos resultados de fluoreto sem que tenha havido eliminação do interferente cloro residual livre.

O $\rm t_{calculado}$ para o par arsenito e tiossulfato foi de 1,924. Já para os pares SR e arsenito e SR e tiossulfato os valores foram 12,614 e 13,513, respectivamente. O valor de $\rm t_{tabelado}$ para 47 graus de liberdade e 95% de confiança é 2,01.

Sendo assim, o uso de reagentes para eliminação do interferente cloro residual livre é imprescindível. Esse reagente pode ser tanto o arsenito de sódio quanto o tiossulfato de sódio.

Análise de cloro residual livre

As análises de cloro residual livre foram executadas semanalmente utilizando-se amostras do sistema distribuidor. Os resultados estão apresentados na tabela 4 a seguir:

Tabela 4 - Concentrações de cloro residual livre em amostras de água coletada no Sistema Distribuidor (mg/L).

1 ° Semana

Amostras	DPD3	DPD3 sem HgCl	DPD3 c/azida sódica
1	0,25	0,28	0,28
2	0,69	0,73	0,73
3	1,12	1,26	1,12
4	0,75	0,79	0,76
5	1,55	1,72	1,56
6	2,2	2,2	2,20

2 ° Semana

Amostras	DPD3	DPD3 sem HgCl	DPD3 c/azida sódica
1	0,70	0,69	0,60
2	0,66	0,70	0,73
3	0,72	0,75	0,68
4	0,97	0,98	0,82
5	0,21	0,19	0,20
6	1	1,07	1,01

3 ° Semana

5 5ciliana			
Amostras	DPD3	DPD3 sem HgCl ₃	DPD3 c/azida sódica
1	0,17	0,20	0,12
2	0,38	0,38	0,29
3	0,73	0,73	0,03
4	0,98	0,96	0,56
5	2,17	2,18	1,45

4 ° Semana

Amostras	DPD3	DPD3 sem HgCl	DPD3 c/azida sódica
1	0,26	0,26	0,24
2	0,50	0,52	0,53
3	0,65	0,73	0,75
4	0,81	0,75	0,92
5	1,13	1,08	1,08

5 ° Semana

<u> </u>				
Amostras	DPD3	DPD3 sem HgCl _s	DPD3 c/azida sódica	
1	0,01	0,03	0,02	
2	0,35	0,37	0,34	
3	0,74	0,73	0,68	
4	0,96	1,00	1,18	
5	1,62	1,71	1,42	

6 ° Semana

o Jemana			
Amostras	DPD3	DPD3 sem HgCl _s	DPD3 c/azida sódica
1	0,14	0,17	0,04
2	0,39	0,40	0,31
3	0,78	0,82	0,56
4	1,17	1,18	0,95
5	1,43	1,46	1,22

Foram calculadas as correlações entre os resultados de cloro residual livre obtido com os diferentes reagentes nas 6 semanas em que o teste foi executado.

Tabela 5 – Correlações de Pearson

Tabela 5 Correlações de realson				
		DPD3	DPD3 s/ HgCl ₂	DPD3 c/ azida
	Pearson	1	0,997(**)	0,927(**)
DPD3	Sig.(bicaudal)		0,000	0,000
	N	32	32	32
DPD3 s/ HgCl ₂	Pearson	0,997(**)	1	0,933(**)
	Sig.(bicaudal)	0,000		0,000
	N	32	32	32
DPD3 c/ azida	Pearson	0,997(**)	0,933(**)	1
	Sig.(bicaudal)	0,000	0,000	
G GZIGG	N	32	32	32

^{**}Correlação é significante a 0,01 level (bicaudal).



Figura 7 – Comparação dos resultados de cloro residual livre obtidos com as soluções de DPD3 com e sem cloreto de mercúrio II

Pela tabela 5 e figura 7 pode-se notar que a correlação existente entre as concentrações de cloro obtidas com o uso da solução tampão de fosfatos, DPD3, com e sem $\mathrm{HgCl_2}$ é maior que a obtida entre as concentrações obtidas com o uso do DPD3 com $\mathrm{HgCl_2}$ e do DPD3 com Azida Sódica (figura 8).

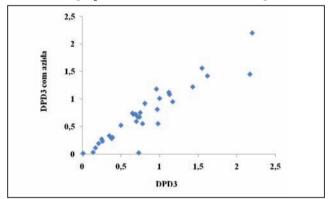


Figura 8 – Comparação dos resultados de cloro residual livre obtidos com as soluções de DPD3 com cloreto de mercúrio II e com azida sódica

O gráfico apresentado na figura 7 mostra que os dados obtidos estão muito mais alinhados que os da figura 8. Isto significa que a eliminação do Cloreto de Mercúrio II do preparo das soluções de DPD3 é viável. Embora menor, a correlação calculada entre os resultados obtidos com o uso dos DPD3 com HgCl₂ e com azida sódica à 0,01% não é desprezível. Pelo contrário, tem um grau elevado de significância. Para testar a viabilidade do uso da azida sódica foi então utilizado o teste t pareado (tabela 6).

Tabela 6 - Teste t pareado

		t	df	Sig. (bicaudal)
Pair 1	DPD3-DPD3 com azida	2,458	31	0,020

Como o resultado calculado (t=2,458) é superior ao tabelado(t_{0,05;31}=2,040), conclui-se que os resultados de cloro residual livre são afetados negativamente pelo uso de soluções de DPD3 preparadas com azida sódica. Isso a um nível de significância de 95%. Há ainda a constatação visual de que a tonalidade das soluções (amostras e reagentes) preparadas para a leitura nos comparadores visuais é afetada pelo uso de azida sódica. O tom, que é normalmente róseo, adquiriu uma coloração um pouco arroxeada.

CONCLUSÕES

O teste estatístico t pareado foi considerado adequado para a avaliação dos resultados obtidos.

O uso de reagentes para a eliminação de cloro residual livre é imprescindível nas análises de fluoretos em água potável pelo método de SPADNS. Neste caso, o Tiossulfato de Sódio pode ser uma excelente opção para substituição do Arsenito de Sódio nestas análises, tanto pela mesma eficiência quanto pela minimização dos riscos ao meio ambiente e à saúde dos analistas.

Como está descrito na metodologia, o uso do cloreto de mercúrio II é opcional. Os resultados apresentados comprovam que o uso ou não desse reagente não afetou os valores de cloro residual livre obtido nas amostras investigadas. No entanto, a substituição desse reagente por outro composto utilizado para o mesmo fim, como a azida sódica, não surtiu os resultados esperados.

Sendo assim, o uso de reagentes tóxicos ao homem e ao meio ambiente deve ser evitado, sempre que for possível. Alternativas menos agressivas devem ser avaliadas, visando à minimização dos riscos ambientais, sem, contudo, afetar a qualidade analítica.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a CAESB pelo financiamento.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Prado, A. G. S. Química Nova, 2003, 26(5), 738.

Krug, F. J.; Reis, B. F.; Giné, M. F. e Zagatto, E. A. G. *Anal. Chim. Acta.* **1983**, 151, 39.

APHA, AWWA, WEF. Standard Methods for the Water and Wastewater, 20th, 1998, USA.

ABNT NBR ISO/IEC 17025. Requisitos gerais para competência de laboratórios de ensaio e calibração. **2005**, Brasil.



/// práticas operacionais e de empreendimentos

A UTILIZAÇÃO DE METODOLOGIA NÃO DESTRUTIVA NA IMPLANTAÇÃO DO THE USE OF NON DESTRUTIVE METHOD FOR THE CONSTRUTION OF THE SEA

Eng^o Leonardo Silva Macedo¹ Eng^o Eduardo Narducci² Eng^o Josnei Cirelli³ Eng^o Luiz Alberto Neves Alário⁴

¹Superintendente do Programa de Recuperação Ambiental da RM da Baixada Santista - SABESP;

²Consórcio GBS

³Diretor de Contrato – Consórcio CNO/Carioca;

⁴Coordenador do Empreendimento- SABESP.

Endereço para correspondência: SABESP — Rua Costa Carvalho 300 — sala 294.

RESUMO

O Programa Onda Limpa é o maior projeto de saneamento em implantação no Brasil. É composto por um conjunto de obras de variados portes e complexidades implantadas em região costeira, onde as dificuldades de execução representam um grande desafio. Nesse contexto, o Programa trás consigo grandes oportunidades para a aplicação de novas metodologias construtivas mais eficazes, que resultem em menor impacto ao meio ambiente e à população.

Essa é a situação do caso relatado no presente artigo, onde se descreve a implantação do trecho da zona de arrebentação do emissário submarino do Sub-sistema III em Praia Grande com a utilização de método não destrutivo em substituição ao convencional que se utiliza de ponte de serviço provisória. São relatados detalhes importantes da metodologia empregada e apontadas as vantagens e os problemas enfrentados na sua aplicação.

ABSTRACT

The Onda Limpa Program is the largest sanitation Project that has been developing in Brazil. The program is composed by several works with different sizes and complexity levels, installed in a sea border region where the difficulty of construction is by itself a big challenge. On this matter the Program presents a large number of opportunities to apply new building technologies that results on more efficient solutions with less environmental impact.

That is the case presented on this article that describes the adopted solution for construction on the surf zone of the sea outfall of the sub system III on Praia Grande. Instead of applying the conventional method that uses a provisory bridge, a tunnel built by a non destructive method was applied. The most important details of the methodology, main

advantages and problem that were faced on the construction process are presented and discussed.

O PROGRAMA DE RECUPERAÇÃO AMBIENTAL DA REGIÃO METROPOLITANA DA BAIXADA SANTISTA – ONDA LIMPA.

Com investimentos de 1,23 bilhões de reais em obras de redes coletoras, coletores tronco, interceptores, linhas de recalque, estações elevatórias de esgotos, ligações domiciliares, além de estações de tratamento e pré-condicionamento, emissários terrestres e emissário submarino, o Onda Limpa é o maior Programa de Saneamento Básico em implantação no Brasil. Busca a ampliação do índice médio de atendimento em coleta e tratamento de esgotos de 53% para aproximadamente 95%, contribuindo para a melhoria da qualidade de vida e saúde da população e da balneabilidade das praias.

Iniciado em 2007 com previsão para término em 2011, o Programa beneficiará 1,6 milhões de habitantes (residentes) e 1,35 milhões de turistas nos nove municípios que compõem a Região Metropolitana da Baixada Santista, através das obras nas cidades de Bertioga, Cubatão, Guarujá, Itanhaém, Mongaguá, Peruíbe, Praia Grande e Santos.

No município de Praia Grande o investimento previsto é da ordem de 180 milhões de reais, compreendendo 190 km de obras lineares (redes coletoras, coletores tronco e linhas de recalque), 28.000 ligações domiciliares, 13 estações elevatória de esgoto, uma estação de pré-condicionamento com vazão de 1.400 l/s e um emissário submarino com 4.000 metros de extensão. Será o terceiro emissário submarino a ser construído no município, cuja extensão de praias chega a 22 km.



Vista da orla de Praia Grande, cuja extensão total alcança 22 km



TRECHO DE ARREBENTAÇÃO DO EMISSÁRIO DO SUB-SISTEMA III DA PRAIA GRANDE OUTFALL OF SUB-SYSTEM III IN PRAIA GRANDE LOCATED IN THE SURF ZONE

2. A UTILIZAÇÃO DO MÉTODO NÃO DESTRUTIVO NA CONSTRUÇÃO DO TRECHO DA ZONA DE ARREBENTAÇÃO DO EMISSÁRIO SUBMARINO.

a. - Justificativa para a adoção de método não destrutivo

A construção do Emissário Submarino de Praia Grande envolve atividades de alto risco. As operações em mar dependem de condições favoráveis, exigindo a instalação de uma estação meteorológica para fornecer em tempo real as informações necessárias e alimentar modelos previsionais que projetem as condições do mar, velocidade das correntes marítimas, altura das ondas, velocidade dos ventos e clima, permitindo o planejamento e controle das operações.

A instalação de um emissário submarino deve ser feita em duas etapas que demandam a aplicação de metodologias executivas distintas: o trecho da zona de arrebentação, e o segmento em mar aberto.

Dessas, a mais complexa é a instalação do emissário na zona de arrebentação, pois, exige tarefas e operações de grande porte e complexidade, que envolvem impactos e riscos aos banhistas e ao meio ambiente.

A metodologia convencional utilizada para vencer a zona de arrebentação consiste na construção de uma extensa ponte metálica, provisória, ao longo de todo o trecho a ser instalado, exigindo a interdição de grande faixa da praia e do mar, por um período aproximado de um ano.

No caso do Emissário Submarino de Praia Grande a distância a ser vencida na zona de arrebentação é de 705 metros, contados da Câmara Compensadora de Pressão situada no calçadão da praia. Essa Câmara tem a função de conectar o emissário terrestre (em tubos de ferro fundido) ao emissário submarino (em tubulação de concreto no trecho da zona de arrebentação). O trecho de mar aberto será apoiado no leito marinho e tem a extensão de 3.295 metros.



Exemplo de ponte metálica provisória em construção (interdição de faixa da praia e mar)

Para mitigar os riscos, dificuldades e transtornos causados pelas obras aos moradores, turistas e ao meio ambiente, a Sabesp, após analisar proposta do Consórcio encarregado da construção das obras, optou por uma metodologia construtiva inovadora para instalar o emissário na zona de arrebentação: a construção de um túnel, em tubos de concreto, cravados sob a praia e o mar, em substituição à ponte de serviço usualmente utilizada.

A metodologia "Pipe Jacking" é mundialmente conhecida e utilizada em obras em terra, porém, na construção de emissários submarinos, são poucas as experiências no mundo.

A aceitação da alternativa proposta foi precedida de analises da tecnologia do equipamento Shield (TBM - Tunneling Boring Machine) a ser utilizado e as condições locais de implantação, em especial a geologia marinha. Condição essencial para aceitação da metodologia construtiva foi a manutenção das características hidráulicas originais do projeto.

b. - Investigações Geotécnicas Realizadas

Para o pleno conhecimento das condições geotécnicas do sítio de implantação da obra foram realizadas as seguintes investigações:

- Batimetria: para definição da cobertura de segurança no ponto de finalização do túnel;
- Sondagens: para certificação do perfil geológico e compacidade do solo;
- Análise Mineral: para identificação da abrasividade do solo e dimensionamento das ferramentas de corte do Shield;
- Análise Granulométrica: para verificação da permeabilidade para definição da viscosidade dos fluídos de lubrificação e dimensionamento da duração da dragagem;
- Sismo-Estratigrafia: para identificação do perfil geológico abrangendo a espessura da camada por onde passaria o túnel;
- Jet Probe: para caracterização do material;
- Prospecção com Puncionamento: verificação da espessura da camada de areia solta (liquefeita) para definição da camada mínima de cobertura sobre o Shield para evitar a perda de lubrificação;
- Transporte de Sedimentologia: para verificação da direção e velocidade de sedimentação da areia em suspensão, para dimensionamento das operações de dragagem de resgate do Shield e da conformação do leito marinho para assentamento do PEAD.

/// práticas operacionais e de empreendimentos

A UTILIZAÇÃO DE METODOLOGIA NÃO DESTRUTIVA NA IMPLANTAÇÃO DO THE USE OF NON DESTRUTIVE METHOD FOR THE CONSTRUTION OF THE SEA

c. - Seleção do equipamento

Para atender as condições de projeto o equipamento a ser utilizado deveria atender as seguintes condições:

- Suportar grandes empuxos negativos e contar com duplo sistema de pressurização da frente;
- Permitir a cravação de no mínimo 705 metros sem poços intermediários;
- Possibilitar o resgate sem poço de desemboque, em condição submersa (com sistema de

- desacoplamento automático);
- Ser apropriado para o corte de solo arenoso, argiloso e rochoso;
- Permitir o acesso à frente do equipamento para substituição das ferramentas de cortes (equipado com câmara hiperbárica).

Analisados os equipamentos disponíveis, optouse pela utilização de tecnologia alemã. O equipamento Shield, fabricado e montado especialmente para o projeto, tem comprimento de 10,5 metros e peso de 35.000 kg,







Equipamentos chegando à obra do Emissário Submarino de Praia Grande

d. - Sistema de Injeção de Bentonita para Lubrificação

No processo de cravação dos tubos, a lubrificação é fator crítico. Tem a função de diminuir o atrito dos tubos com o solo e conseqüentemente reduzir a pressão de cravação.

As características exigidas do fluido lubrificante são:

não reagir com a água do mar;

- não flocular material orgânico eventualmente presente no solo;
- evitar a perda de fluido pelo solo;
- ter viscosidade adequada para diminuir o a atrito entre o tubo e o solo.

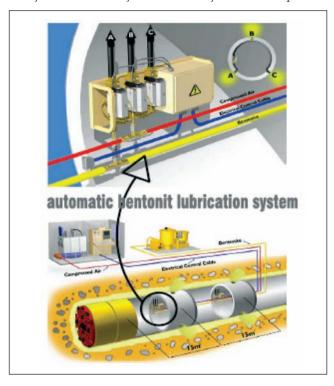
Com base nas características locais e em experiências anteriores, especialistas definiram a mistura de bentonita com aditivos especiais mais adequada à situação.



TRECHO DE ARREBENTAÇÃO DO EMISSÁRIO DO SUB-SISTEMA III DA PRAIA GRANDE OUTFALL OF SUB-SYSTEM III IN PRAIA GRANDE LOCATED IN THE SURF ZONE

Em função das características do subsolo foi definida a quantidade de tubos que teriam lubrificação. Os tubos equipados com válvulas de lubrificação foram divididos em grupos. No primeiro grupo, os tubos com estação de lubrificação e lubrificação ininterrupta. Os

tubos do segundo grupo tiveram apenas as válvulas de lubrificação e se, no momento da cravação houvesse a necessidade de lubrificação extra, essas válvulas seriam conectadas através de mangueiras específicas às estações de lubrificação mais próximas do tubo.







e. - Desenvolvimento de Tubos de Concreto Especiais

Para possibilitar o processo de cravação foi necessário o desenvolvimento de oito tipos de tubos de concreto armado, com características e funções diferentes, porém, com diâmetros externos e internos idênticos (1.780mm e 1.350mm, respectivamente) e o mesmo comprimento (3.000mm):

• Tubo perdido: a ser inserido logo após o último

- estágio do Shield. Foi desenvolvido para um perfeito acoplamento com a máquina; após a finalização do túnel foi retirado pelo mar;
- Primeiro tubo: ao primeiro tubo acoplaram-se a peça de redução metálica, para possibilitar a junção entre os tramos de PEAD e a comporta existente para impedir a inundação do túnel quando da retirada da máquina. Para tanto, o mesmo foi dotado de um flange metálico na sua extremidade;





A UTILIZAÇÃO DE METODOLOGIA NÃO DESTRUTIVA NA IMPLANTAÇÃO DO THE USE OF NON DESTRUTIVE METHOD FOR THE CONSTRUTION OF THE SEA





- Segundo tubo: por segurança, previu-se também neste tubo um flange na sua extremidade; caso o flange do primeiro tubo apresentasse alguma avaria ou por qualquer outro motivo não fosse possível o acoplamento da redução metálica;
- Tubos com lubrificação e ancoragem: cravados após o "segundo tubo"; ao todo foram 5 tubos subseqüentes. Este tubo tem na parte frontal e na traseira 3 nichos para a junção mecânica dos tubos:
- Tubos intermediários: foram fabricados 6 conjuntos de tubos intermediários (estações intermediárias de cravação); 5 foram realmente utilizados e 1 permaneceu como reserva. Os tubostêmemcomumnas extremidades, macacos hidráulicos que auxiliam na cravação do sistema. Se a força de cravação dos macacos principais aproximarem-se do limite de segurança previsto para os tubos, faz-se necessária a utilização das estações intermediárias;





• Tubos de cravação: No processo foram criados 2 tipos de tubos sendo que a diferença entre eles é a presença ou ausência de "inserts" para a injeção de bentonita;





DAE maio/09

TRECHO DE ARREBENTAÇÃO DO EMISSÁRIO DO SUB-SISTEMA III DA PRAIA GRANDE OUTFALL OF SUB-SYSTEM III IN PRAIA GRANDE LOCATED IN THE SURF ZONE

- Tubos com dupla injeção: o penúltimo e antepenúltimo tubos tinham 6 "inserts" para a injeção de nata de cimento para solidificação do conjunto dos tubos com a Câmara Compensadora de Pressão;
- Último tubo: o último tubo a ser cravado tinha na sua extremidade traseira um flange para o isolamento da tubulação com a câmara. Este tubo também tem 3 "inserts" para a injeção de nata de cimento para a solidificação do conjunto.

Outras características incorporadas ao projeto dos tubos:

- Sobre-espessura de concreto para evitar flutuabilidade do túnel durante a execução, e também para uma melhor proteção da armadura;
- Os últimos 20 tubos possuem pinos que fixam um tubo ao outro, garantindo a rigidez do túnel no trecho final com pouca cobertura, evitando deslocamentos durante a dragagem de resgate do Shield;
- Tubos com flanges embutidos para garantir o perfeito acoplamento com o tubo de PEAD:
- Cimento CP V ARI RS, FCK 50mpa;
- Extremidades fresadas para permitir perfeito alojamento das borrachas de vedação,
- Tripla vedação com juntas especiais de borracha:

Os tubos de concreto foram projetados para suportar um esforço de cravação de 1.000 toneladas, compatível com a capacidade do cravador.

f. - A cravação dos tubos.

Para a execução das operações de cravação dos tubos, previu-se a utilização da Câmara Compensadora de Pressão, adaptada para receber os equipamentos. Para tanto, foi projetada e construída uma parede de reação em concreto para resistir ao esforço do cravador.



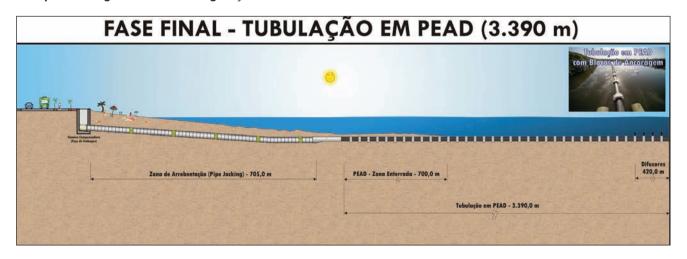
Shield sendo introduzido no furo de saída da Câmara Compensadora de Pressão



O túnel iniciou-se a oito metros de profundidade na câmara compensadora, tendo sido definido que nos últimos 50 metros de cravação, a cobertura de areia sobre o túnel seria de um metro de modo a:

- facilitar os trabalhos de resgate do Shield e a instalação da peça de transição e redução concreto/PEAD;
- facilitar o início do assentamento na zona de mar aberto, em tubulação PEAD com diâmetro externo de 1.000mm.

O esquema a seguir mostra a configuração final do emissário.



A UTILIZAÇÃO DE METODOLOGIA NÃO DESTRUTIVA NA IMPLANTAÇÃO DO THE USE OF NON DESTRUTIVE METHOD FOR THE CONSTRUTION OF THE SEA

O material escavado foi removido hidraulicamente por meio de um sistema com duas linhas de tubulações pressurizadas (uma para injetar lama bentonítica na região das ferramentas de corte e outra para retirar o material desagregado), e encaminhado para tanques separadores/ classificadores.

O processo seguiu o planejado exceto quando a cravação aproximou-se dos 400 metros. Nesse ponto, o cravador principal, situado na Câmara de Compensação, atingiu seu limite de força (1.000 toneladas) sem que houvesse avanço. Igualmente, as cinco estações auxiliares de cravação, mesmo operando em conjunto, não conseguiam movimentar o conjunto de tubos.

Da análise da situação, concluiu-se que o problema devia-se a passagem do equipamento por um trecho de solo com areia argilosa e presença de matéria orgânica que provocava a floculação do fluido de lubrificação, prejudicando a lubrificação.

Especialistas da empresa fornecedora do equipamento avaliaram a composição do fluido em função das características do solo e decidiram pela substituição de um dos aditivos da mistura.

Com a finalidade de melhorar a lubrificação, limpar a bolsa dos tubos e retirar a areia que poderia estar dificultando o processo de cravação foram feitos 66 furos auxiliares nos tubos entre as estações intermediárias.

Sanado o problema, a cravação retornou ao ritmo normal. A força de cravação reduziu-se para aproximadamente 300 toneladas, e as estações intermediárias não precisaram mais ser utilizadas.

Todo o processo de cravação demandou 49 dias, resultando em uma média diária de 14.4 metros.

A figura abaixo ilustra o perfil da zona de arrebentação e detalhes do processo de cravação.





g. Resgate do equipamento

A última fase no processo foi o resgate do equipamento do mar.

Para tanto foi necessário delimitar a área de dragagem com bóias tipo charuto e localizar o equipamento com exatidão. Após a operação de dragagem localizada, realizada por mergulhadores, o equipamento foi separado do corpo do emissário e içado com o auxílio de uma balsa oceânica de 320 toneladas de capacidade.

A tubulação da zona de arrebentação permaneceu seca em toda a sua extensão, em razão do acionamento da comporta de vedação existente no primeiro tubo.



Operação de resgate do Shield

TRECHO DE ARREBENTAÇÃO DO EMISSÁRIO DO SUB-SISTEMA III DA PRAIA GRANDE OUTFALL OF SUB-SYSTEM III IN PRAIA GRANDE LOCATED IN THE SURF ZONE



Shield já resgatado e apoiado sobre a balsa oceânica

3. - CONCLUSÃO E RESULTADOS OBTIDOS



A adoção da nova metodologia construtiva para o trecho de arrebentação do emissário submarino de Praia Grande gerou benefícios ao meio ambiente e à população da cidade ao permitir:

- a redução do tempo de execução da obra para cerca de 100 dias, quando a adoção de metodologia convencional utilizando a ponte provisória exigiria prazos superiores a 1 (um) ano, resultando em ganho expressivo no prazo
- de implantação do emissário submarino;
- forte redução do impacto ambiental e mínimo reflexo à comunidade local e banhistas, sem interdição da praia e sem a ocorrência de qualquer acidente de trabalho;
- não dependência de condições climáticas para execução das obras, permitindo a execução ininterrupta dos serviços o que não seria possível com a utilização da metodologia convencional;



SISTEMA UNITÁRIO X SISTEMA SEPARADOR ABSOLUTO.



[**Isaac Volschan** é Professor Adjunto do Depto. de Recursos Hídricos e Meio Ambiente da Escola Politécnica da UFRJ]

A principal justificativa para a distinção de aplicação dos dois tipos de sistema de esgotamento sanitário se deve aos regimes de chuvas que caracterizam os climas

Não é o sistema unitário

a solução de nossos

problemas; não há saída

miraculosa, nem mesmo

"coelho na cartola".

temperado e tropical. Enquanto o clima temperado convive, frequentemente, com baixa intensidade pluviométrica, o clima tropical é sujeito a chuvas de elevadíssima intensidade, porém de baixa frequencia.

Assim, caso sistemas unitários fossem implantados em áreas tropicais, estes deveriam apresentar, ainda que segundo um determinado limite, elevada capacidade hidráulica para coletar, transportar e tratar as chuvas intensas, assim como estariam sujeitos em períodos frequentes de tempo seco somente ao aporte de esgotos sanitários e, portanto, hidraulicamente subutilizados.

Usualmente, sistemas unitários apresentam capacidade hidráulica da ordem de 4 a 7 vezes a vazão de esgotos sanitários, acréscimo este que corresponde a vazão admissível de águas pluviais, a qual está relacionada ao

regime pluvio métrico característico de regiões temperadas. Chuvas de intensidade maior que aquela considerada em projeto são somente parcialmente admitidas no sistema unitário, sendo a parcela excedente (Combined Sewer Overflow – CSO) submetida a extravasamentos por meio de estruturas hidráulicas estrategicamente localizados no sistema de coleta e transporte,

assim como na cabeceira das estações de tratamento de esgotos. Atualmente, restrições ambientais severas aos *CSO* apontam tendencias de emprego do sistema separador absoluto mesmo em área de clima temperado.

Porprincípio, não haveria qual querimpedimento para que sistemas unitários de coleta e transporte, ao invés de sistemas do tipo separador absoluto, fossem implantados em áreas urbanas do Brasil. Por outro lado, e também por princípio, devem sempre ser satisfeitas as condições inerentes ao cotejamento técnico e econômico entre ambos os tipos de sistemas, as quais, em função dos aspectos climatológicos anteriormente citados, tenderão sempre a apontar o sistema separador absoluto como o mais adequado para a nossa realidade de clima tropical.

Neste contexto e mediante o enorme déficit

que o país apresenta em relação ao atendimento por sistemas públicos e coletivos de esgotamento sanitário (portanto separador absoluto), é usual que em áreas urbanas não dotadas de rede coletora de esgotos sejam utilizadas as galerias de águas pluviais (GAPs), embora estas não satisfaçam ao arranjo sistêmico e aos critérios e parâmetros de dimensionamento de um sistema unitário convencional. Esta solução, de caráter temporário, somente permite o afastamento dos esgotos dos domicílios, tendo-se o lançamento difuso dos mesmos nos corpos d'água superficiais que compõem os sistemas de meso e macro-drenagem urbana e, portanto, a poluição das águas.

Por outro lado, sistemas de esgotamento sanitário do tipo separador absoluto tendem a apresentar deficiências estruturais e operacionais que acabam resultando na veiculação de esgotos pelo sistema de drenagem urbana, tais como: ligações clandestinas, extravasores da rede e elevatórias de esgotos, instalações prediais cruzadas, e contribuições de esgotos de loteamentos irregulares e favelas.

Para esta realidade específica, de deficiência inerente do próprio sistema separador absoluto, é que se destaca o emprego de intervenções no sistema de micro,

meso e macro drenagem urbana e que visam durante os períodos de estiagem de chuva, a captação das águas que nele se encontram, as quais de fato consistem em águas de infiltração de base associadas a esgotos sanitários. A estas intervenções dá-se o nome de "captações em tempo seco", e neste caso, sua funcionalidade é de caráter **complementar** ao sistema de esgotamento sanitário e visa **auxiliar**

o controle da poluição por esgotos sanitários.

Por outro lado, áreas urbanas não dotadas de sistemas de esgotamento sanitário do tipo separador absoluto, e que temporariamente utilizam as galerias de águas pluviais para a coleta e o transporte de esgotos sanitários, podem também ser beneficiadas com o emprego de estruturas similares; neste caso, entendese que deva ser otimizada a concepção de uma solução que permita a captação, o transporte e o tratamento das vazões de tempo seco por meio de elementos e estruturas que venham futuramente exercer a mesma função, quando implantada a rede coletora de esgotos; no caso, pode-se entender que o sistema de esgotamento sanitário estaria sendo construído gradualmente e em etapas, que em um primeiro momento contaria com os

elementos e estruturas de transporte e tratamento, para posteriormente contar com a rede coleta de esgotos convencional do sistema separador absoluto.

Contrariamente, entende-se que em áreas urbanas desprovidas de sistemas de esgotamento sanitário, não seja tecnicamente coerente o emprego de soluções e a realização de investimentos em estruturas físicas que não configurem, desde um primeiro momento, a implantação, ainda que parcial, do futuro sistema de esgotamento sanitário do tipo separador absoluto.

Entende-se também que áreas urbanas cujos sistemas de esgotamento sanitário não estejam integralmente implantados (o que também inclui a execução das ligações domiciliares a rede coletora de esgotos, a reversão dos extravasores de esgotos eventualmente existentes, e a interceptação de esgotos de ocupações irregulares) devam ser primeiramente

beneficiadas com investimentos que levem a integralização do sistema; neste caso, não faz sentido realizar investimentos para captar vazões em tempo seco em detrimento de investimentos para interligação de domícílios e da própria rede existente ao sistema público.

Enquanto os países de clima temperado esforçam-se para controlar a poluição dos corpos d'água em função dos previsíveis e inevitáveis extravasamentos dos sistemas unitários de coleta, temos para a nossa realidade, o grande desafio do aumento da cobertura e da eficácia operacional dos sistemas separador absoluto já existentes. Não é o sistema unitário a solução de nossos problemas; não há saída miraculosa, nem mesmo "coelho na cartola"; infelizmente o déficit é enorme e custará muito caro suplantá-lo....continuemos trabalhando!



[**Prof. Dr. Milton Tomoyuki Tsutiya** é Engenheiro Civil, Mestre e Doutor em Engenharia. Trabalhou na Sabesp por 31 anos, publicou 5 livros de saneamento e mais de 130 trabalhos técnicos.]

O sistema
unitário teve
sua origem em
Londres, em 1815,
sendo adotado
principalmente em
países situados em
regiões de clima

A comparação entre o sistema

unitário e o separador absoluto

mostra as vantagens técnicas,

econômicas e ambientais do

sistema separador, vigente no

Brasil e que deve ser mantido.

temperado, onde tem índice pluviométrico relativamente baixo, chuvas combaixa intensidade, nível socio econômico elevado e áreas urbanas inteiramente pavimentadas. Na Inglaterra, berço do sistema unitário, a área servida atual

pelo sistema unitário é de 70%, na Alemanha 67%, na França 75%, Itália 60%, Holanda 74% e na Espanha 96%.

A maioria das cidades da Europa e América do Norte construiu as redes de esgotos em épocas anteriores à invenção do sistema separador e, por isso possuem sistemas unitários. Nesse sistema, as águas residuárias (domésticas e industriais), águas de

infiltração (água do subsolo que penetra no sistema através de tubulações e órgãos acessórios) e águas pluviais, veiculam por um único sistema.

No Brasil, o sistema unitário foi implantado no Rio de Janeiro em 1857, Recife em 1873 e São Paulo em 1883, entretanto, devido às elevadas precipitações pluviais (cerca de 3 a 4 vezes superiores aos países europeus), muitas áreas

sem pavimentação e limitações de recursos financeiros, o sistema foi modificado para "separador parcial", de modo que esses sistemas de esgotamento recebiam uma parcela das águas de chuva, provenientes de telhados e pátios das construções que eram encaminhadas juntamente com as águas residuárias e águas de infiltração. No sistema separador parcial o sistema de esgotos urbanos é constituído de redes de esgotos e de galerias de águas pluviais.

O sistema separador absoluto foi concebido e implantado nos Estados Unidos em 1879, visando aspectos práticos e econômicos. Em 1912, a cidade de São Paulo

adotou o sistema separador absoluto em substituição ao sistema separador parcial. No sistema separador absoluto, adotado no Brasil, as águas residuárias e as águas de infiltração que constituem o esgoto sanitário, veiculam em um sistema independente denominado sistema de esgoto sanitário. As águas pluviais são coletadas e transportadas em um sistema de drenagem

pluvial totalmente independente.

As principais comparações entre o sistema unitário e o separador absoluto são apresentadas a seguir:

 Vazões: para efeito de comparação, considerandose as vazões produzidas em 1 hectare, resulta para esgoto sanitário o valor máximo de 1 L/s, enquanto Maio/09

SISTEMA UNITÁRIO X SISTEMA SEPARADOR ABSOLUTO.

que, a vazão de águas pluviais corresponde a cerca de 200 L/s, de modo que, a vazão produzida por 1 ha equivale a uma população de cerca de 55.000 habitantes:

- Diâmetro dos coletores: o diâmetro mínimo de um coletor de esgoto do sistema separador absoluto é de 150 mm, enquanto que, o diâmetro mínimo de uma galeria de águas pluviais é de 500 mm. O custo de implantação do diâmetro de 150 mm é cerca de 2,5 vezes menor que o custo de implantação do diâmetro de 500 mm:
- **Tensão trativa:** para autolimpeza dos coletores, a tensão trativa mínima para o sistema separador absoluto varia de 1,0 a 1,5 Pa, enquanto que para o sistema unitário, a tensão trativa mínima varia de 3,0 a 4,0 Pa, com consequente aumento de custo;
- **Pavimentação das ruas:** o sistema unitário não funciona bem em vias públicas não pavimentadas, o que não acontece no sistema separador absoluto;
- Extensão dos coletores: no sistema separador absoluto as galerias de águas pluviais são executadas em cerca de 50% das ruas pavimentadas, enquanto que no sistema unitário, as galerias deverão ser implantadas em todas as ruas;
- **Flexibilidade:** o sistema separador absoluto oferece

mais flexibilidade para a execução por etapas, pois as galerias de águas pluviais podem ser construídas em função da pavimentação das ruas e com múltiplos pontos de lançamento, reduzindo consideravelmente as dimensões das galerias;

Fratamento de esgoto: o custo do sistema unitário é muito maior, pois o pico de vazão pode alcançar centenas de vezes maior do que a vazão de esgoto durante o período seco. Como nenhum sistema de tratamento de esgoto pode funcionar adequadamente com uma variação de 1 para 100, torna-se necessária a construção de grandes tanques de equalização de águas pluviais. Entretanto, devido ao custo elevado desses tanques, os países em geral, limitam a vazão afluente às estações de tratamento de esgoto ao valor entre 2 a 10 vezes a vazão de período seco. A vazão que excede esse limite é extravasada para os corpos de água, sem tratamento.

A comparação entre o sistema unitário e o separador absoluto, mostra as vantagens técnicas, econômicas e ambientais do sistema separador, vigente no Brasil e que deve ser mantido, apesar de que, a maioria do sistema projetado como separador absoluto, sofre contribuições clandestinas de águas pluviais. Para diminuir essas contribuições é necessário investir em gestão dos sistemas de esgoto, associada à educação sanitário-ambiental das populações. Observa-se que, a tendência atual dos países desenvolvidos é a substituição do sistema unitário pelo separador absoluto.



[Rosa H. de O. Martins é Engenheira civil (EEUM), mestre e doutora (Planejamento e Aproveitamento Integrado de Recursos Hídricos, EPUSP); engenheira consultora com experiência na área de gestão ambiental dos recursos hídricos (CETESB, MMA, EC, BID). Endereço: Rua Desembargador Joaquim Barbosa de Almeida 133, 05463-010, São Paulo, SP. E-mail: rh.martins@uol.com.br.J]



Para responder a pergunta é preciso olhar um pouco além da engenharia tradicional de saneamento básico. É preciso distinguir a "cidade ideal" da "cidade real".

Na cidade ideal a urbanização é implantada a partir de um planejamento prévio bem elaborado. A infraestrutura de saneamento é planejada em conjunto com a urbanização e com o sistema de águas pluviais. As vias públicas são planejadas para dar espaço também à infraestrutura imprescindível ao bem estar da população. Na cidade ideal os edifícios são todos construídos de acordo

QUAL O MAIS ATRAENTE PARA AS CONDIÇÕES BRASILEIRAS?

O sistema unitário é

muito atraente. Deve, no

mínimo, ser mais testado

nas condições brasileiras.

com o Código de Obras.

Águas pluviais e esgotos transitam em dutos separados; não existem soleiras baixas, de modo que todas as águas servidas são lançadas na rede pública de esgotos, seguindo daí para o devido tratamento. Os sistemas de esgotos e de drenagem são planejados, projetados e construídos de modo integrado, com a função de proteger a saúde da população e também de preservar rios e córregos da poluição. Na cidade ideal não há invasões, ocupação de várzeas nem construções clandestinas. Também não existe a poluição difusa. As águas das chuvas são limpas e podem ser lançadas nos corpos d'água sem poluí-los. Na cidade ideal o sistema de esgotos sanitários é do tipo separador absoluto e funciona perfeitamente bem.

A cidade real não é planejada. Cresce praticamente sem controle. Encostas e várzeas são ocupadas indistintamente. As vias públicas se expandem sem

critério urbanístico ou sanitário. Fundos de vale são aterrados e córregos são canalizados cedendo espaço para novas avenidas. As moradias, principalmente na periferia, são feitas pelo sistema de autoconstrução. Águas pluviais e esgotos são misturados na sua origem.

Existe grande quantidade de soleiras baixas. Na cidade real a infra-estrutura já consolidada, especialmente no centro, não recebeu a indispensável manutenção por muitos anos. Nesta cidade as redes de drenagem e de esgotos são construídas depois da urbanização. Embora projetadas e implantadas separadamente, funcionam como um sistema único. Mesmo sem a intenção dos planejadores, na cidade real as duas redes são interligadas: há esgotos nas galerias de águas pluviais e água de chuva nas redes de esgotos. Na cidade real existem muitos órgãos diferentes responsáveis pelo mesmo problema: um cuida do esgoto, outro da drenagem; um trata dos rios e outro do planejamento urbanístico; um órgão é responsável pelo manejo do lixo e outro pela limpeza dos rios. Problemas integrados são tratados de forma rigorosamente desintegrada. Na cidade real o sistema de esgotos sanitários é do tipo separador absoluto e não funciona.

Foi reconhecendo as diferenças entre a cidade ideal e a cidade real que algumas importantes cidades do mundo conseguiram avançar muito na recuperação da qualidade de seus rios. Dois exemplos recentíssimos: Milão, na Itália, e Seul na Coréia do Sul.

Até o ano 2002, a cidade de Milão não tratava sequer um litro de esgoto. Despejava na bacia do rio Pó mais de 120 t de carga orgânica por dia (em DBO_s). Em apenas três anos, 100% dos esgotos sanitários e a maior parte da poluição difusa passou a ser coletada e tratada dentro dos rigorosos padrões ambientais da União Européia.

Dois fatores foram decisivos para o sucesso dessa empreitada: a sanção de 150.000 euros diários imposta sobre o município e a adoção de um sistema unitário de coleta de esgotos e águas pluviais.

Os projetos mais recentes do sistema de esgotos de Milão previam a implantação de um sistema separador absoluto. Dadas as características urbanísticas da cidade e a urgência de se livrar da multa, esta solução mostrouse inviável. Os engenheiros optaram então por trabalhar na consolidação e melhoria do sistema unitário existente. Esta decisão se mostrou acertada. Em pouco tempo todo o esgoto da cidade e as águas das primeiras chuvas passaram a ser tratados antes da disposição no meio ambiente.

Até 2003, o centro da cidade de Seul, capital da Coréia

do Sul, era um local degradado. O rio Cheong, principal curso de água que atravessa o centro da cidade, havia sido canalizado. Pistas expressas corriam sobre uma galeria fechada que funcionava como conduto de águas pluviais e esgotos. Numa ousada operação urbanística, a prefeitura decide trazer de volta o rio Cheong ao

convívio da população. Viadutos são demolidos, o sistema de transporte coletivo é remodelado e o canal é reaberto.

O leito do novo canal e a região do entorno recebem um tratamento paisagístico especial. Apenas 27 meses depois de iniciadas as obras, o empreendimento é inaugurado pelo prefeito de Seul, hoje presidente da Coréia. Um dos maiores desafios enfrentados pelos engenheiros foi recuperar a qualidade das águas de um rio que drena uma bacia de urbanização caótica, no prazo estipulado e com um orçamento restrito. Mais uma vez considerou-se a "cidade real". Para se conseguir despoluir o rio Cheong (que passou de uma média 250 mg/L para 1,5 mg/L de DBO₅) optou-se pelo sistema unitário, nos mesmos moldes do sistema de Milão e das principais cidades européias.

No Brasil há também exemplos recentes: o programa Baia Azul em Salvador e o da Região dos Lagos, RJ. Em ambos os casos a expansão e a recuperação do sistema separador era inviável diante das metas de despoluição que se pretendia alcançar. Mesmo não utilizando a tecnologia mais avançada, apenas tratando as chamadas vazões de tempo seco, os resultados já são notáveis.

O sistema unitário, por esses exemplos, é muito atraente. Deve, no mínimo, ser mais testado nas condições brasileiras.

Ameaça de escassez 66 pegadas

As multinacionais já contabilizam seus gastos. E as empresas

Irtual virou moda: já houve a febre de um brinquedo que era um animalzinho virtual. A biblioteca mais acessível é virtual. A loja virtual não fecha. O museu pode ser virtual. Tem professor virtual que dá aula virtual, numa escola virtual. Tem horóscopo virtual. A virtualidade continua na conta do banco, no curso da faculdade, nas páginas dos jornais, nos blogs e chats, na viagem, na medicina e, quem diria, até na água. Sim, depois do conceito da Pegada de Carbono ter dominado o cenário mundial, chegou a vez da Pegada Ecológica – ou Pegada de Água.

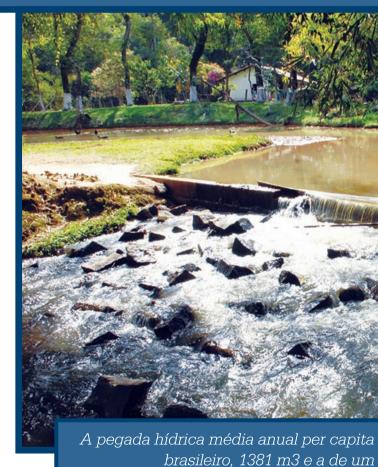
Concretamente, água virtual, ou pegada d'água, é aquela utilizada na produção de um bem ou serviço, desde o início de sua cadeia produtiva. Exemplos: gastam-se 75 litros de água para produzir 473 mililitros de cerveja, quase 500 litros para fabricar uma garrafa de 2 litros de refrigerante e 1.892 litros, incluindo o necessário para cultivar, tingir e processar o algodão, para fabricar uma calça jeans desbotada.

Embora boa parte da água seja recuperada pelos ciclos naturais, algumas empresas começaram a acompanhar tais "pegadas d'água", diante da futura ameaça de escassez. Algumas estão mensurando não apenas a água usada para produzir bebidas ou em sistemas de ar condicionado, mas também os litros usados para plantar ingredientes como algodão, açúcar, trigo, chá e tomates.

A utilização de selos em produtos informando quanto foi emitido de dióxido de carbono (CO2) na sua produção – conhecida como pegada de carbono – já é adotada por diversos fabricantes europeus, como a rede de supermercados britânica Tesco. Agora surgem os selos com dados sobre o consumo de água, ou simplesmente a pegada hídrica. E a primeira empresa a imprimi-los nas embalagens é uma indústria de cereais da Finlândia, chamada Raisio.

A conta de água no cereal

Desde o mês de abril, o cereal Elovena, feito com aveia, ganhou um selo que indica quanto de água foi utilizada na cadeia de produção - do crescimento dos grãos no campo à



produção e descarte. Para fabricar 100 gramas do produto foram necessários 101 litros, a maior parte para o cultivo da aveia.

Devido às condições climáticas da Finlândia, onde é alto o volume de chuvas, a empresa afirma que não é necessária a utilização de irrigação e a água é utilizada como parte do seu ciclo natural. Além disso, segundo a Raisio, não há descarte de água, uma vez que os flocos de aveia são feitos por vaporização. Como base de comparação, uma xícara de café precisa de quase 140 litros de água, enquanto que um quilo de carne utiliza inacreditáveis 16 mil litros de água para chegar na geladeira dos açougues.

faz crescer prática das

d'água 33

brasileiras começam a se preocupar com o assunto



norte-americano, 2483 m3.

A Raisio afirma ser a "primeira do mundo a adicionar etiquetas H2O nas embalagens de produtos". Para chegar ao consumo, a empresa desenvolveu um modelo próprio para fazer os cálculos, o qual utilizou dados sobre a evaporação da água do Instituto Meteorológico da Finlândia.

Apesar de ser considerada louvável a atitude da empresa finlandesa, grupos de pesquisadores que trabalham no desenvolvimento de uma metodologia para a pegada hídrica alertam que ainda é necessário melhorias para garantir que o consumidor possa comparar as informações de produto para produto, uma vez que não existe uma ferramenta de cálculo internacional.

_ Embora seja excelente ver esta empresa agindo de forma pró-ativa em busca de transparência e de mostrar suas preocupações com a água, nós precisamos garantir que existam padrões consistentes internacionalmente _ afirmou ao blog Green Inc. a porta-voz da The Nature Conservancy, Cristina Mestre.

Menos água no futuro

Essa tendência, inspirada em parte nas "pegadas de carbono", padrão amplamente difundido para acompanhar as emissões de dióxido de carbono, toma força ao mesmo tempo em que as reservas de água potável são esgotadas ou poluídas em muitas regiões. As mudanças climáticas provocaram o derretimento das calotas polares, enfraquecendo uma fonte crucial de água potável. E a demanda mundial crescente por alimento e energia amplifica a pressão sobre os recursos cada vez menores.

Dois terços da população mundial devem enfrentar escassez de água até 2025, segundo a Organização das Nações Unidas. Nos Estados Unidos, administradores dos recursos hídricos de 36 Estados preveem escassez a partir de 2013, mostra um relatório da Controladoria Geral do governo americano. Políticos da Geórgia tentaram sem sucesso modificar a fronteira do Estado para o norte, permitindo que usufruísse do Rio Tennessee.

A prática de contabilizar as pegadas d'água cresceu nas empresas interessadas em proteger suas cadeias de suprimentos agrícolas da futura escassez hídrica. O engenheiro brasileiro Airton Dudzevich, da empresa SuperGreen, atesta que as empresas do país realmente começaram a acordar para a situação da água e passaram a adotar práticas voltadas para o reaproveitamento desse bem tão precioso. A demanda já entrou para a contabilidade das empresas especializadas no setor. Tanto que a SuperGreen criou no ano passado um braço exclusivo voltado para o desenvolvimento de sistemas e soluções sustentáveis relacionadas à água e à energia.

O próprio engenheiro Airton lembra que, quando ele começou a investir neste mercado, foi visto com certo ceticismo pelos colegas de profissão e até mesmo



66 Empresas brasileiras já começam a adotar práticas voltadas para o reaproveitamento da água, Airton Dudzevich, empresário que atua com negócios sustentáveis.

pela sua própria família. "Não acreditavam muito no sucesso desse negócio. Hoje todo mundo reconhece a potencialidade desse tipo de empresa", comemora.

Pegada D'água

O movimento de valorização da medição da água virtual vem crescendo muito no cenário mundial. Em dezembro, um grupo de cientistas, empresas e agências de desenvolvimento criou a Rede Pegada d'Água, uma ONG internacional que ajuda empresas e governos a medir e administrar o consumo.

O conceito de pegada d'água foi criado em 2002 por Arjen Hoekstra, professor de administração hídrica da Universidade de Twente (Holanda). Usando dados da FAO, agência da ONU para agricultura e alimentação, Hoekstra e outros pesquisadores mediram a quantidade de água usada para fabricar vários produtos e aplicaram essas estatísticas aos padrões de consumo das pessoas, para obter uma estimativa da pegada de água do indivíduo médio e dos países.

Essa "onda" de pesquisas sobre o tema deu às empresas e governos novas ferramentas para acompanhar não apenas a água que consomem diretamente, mas também os litros gastos para quase tudo, de detergente americano ou carne argentina a laranjas espanholas ou

algodão do Paquistão. Um copo de café, em geral, demanda 132 litros para ser produzido. Uma camiseta de algodão, 2.649 litros, e um hambúrguer, 2.382 litros - mais de três vezes a quantidade que o americano usa em média todos os dias para beber,

tomar banho, lavar louça e dar descarga no vaso sanitário.

Para o engenheiro Airton Dudzevich essa medição tem tudo para crescer no Brasil. Ele lembra que o crédito de carbono não tem como ser adotado pelo pequeno consumidor. É uma realidade das grandes empresas e mesmo assim já está bastante difundida no país. "O uso da água virtual pode ser mensurado por qualquer um. O pequeno empresário pode gerar a sua própria receita advinda de um sistema particular de economia e reaproveitamento de água", pondera.

O conceito de água virtual

A professora Patrícia Borba Vilar Guimarães, que é pesquisadora no âmbito do Direito das Águas e Regulação do Meio Ambiente, esclarece que o conceito de água virtual, apesar de bastante discutido há alguns anos pelos cientistas e teóricos, principalmente nos Estados Unidos e Europa, não vinha alcançando a repercussão que merecia no Brasil.

Recentemente, com a visibilidade assumida pela temática dos biocombustíveis e o destaque do Brasil na imprensa mundial por força do seu potencial nessa área, água virtual parece ter voltado à pauta das discussões em razão do volume de água envolvido na produção de biomassa de cana-de-açúcar e

do clássico enfrentamento entre o agronegócio e a crise na produção de alimentos destaca.

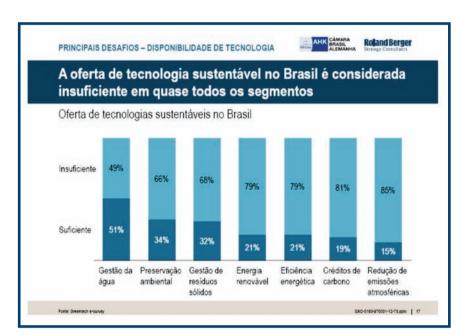
Vale lembrar que a semana mundial da água realizada em Estocolmo em agosto de 2008, também trouxe nova projeção a esse tema, em razão da premiação do principal teórico do assunto, o professor britânico Anthony John Allan.

Um dado triste (e nada surpreendente) é que as empresas brasileiras investem menos em meio ambiente do que a média internacional. Fora do Brasil, o setor privado investe cerca de 2% do seu faturamento em tecnologias sustentáveis. No Brasil, a maioria - 54 % das empresas - aporta até 1% das receitas em tecnologias. Em 27% das empresas, o total investido oscila entre 1% e 3% das receitas.

Os números constam do estudo "Tecnologias Sustentáveis no Brasil", realizado pela consultoria alemã Roland Berger com dois objetivos: o de mapear o tamanho da indústria ambiental no país, que inclui setores de saneamento, controle de poluição e energia limpa, entre outros; e de avaliar o interesse das companhias brasileiras em investir nessas tecnologias.







Foram ouvidas 100 companhias de todos os portes no último trimestre de 2008. De acordo com Thomas Kunze, coordenador do estudo, existe interesse das para empresas investir melhorias ambientais. No entanto, elas esbarram em barreiras como o alto custo das tecnologias limpas e a falta de acesso a conhecimento técnico sobre o assunto. "Para 32,5% das empresas pesquisadas, os custos das tecnologias ambientais ainda são incompatíveis com sua realidade", afirma Kunze.

Já o acesso ao crédito é um empecilho para 17,5% das companhias. Para 39% delas, a crise financeira é um fator de adiamento dos investimentos em sustentabilidade no biênio 2009-2010. O segmento de tecnologias ambientais movimenta US\$ 16,9 bilhões no País e tem potencial para crescer 7% ao ano até 2020, quando deve alcançar uma receita de US\$ 25,4 bilhões.

Exemplo "importado"

A mudança geralmente está vindo impulsionada pela conscientização de países já consagrados da no tema sustentabilidade. PepsiCo Α recentemente experimentou

programa para ajudar os produtores de arroz em 1.618 hectares na Índia a trocar o sistema de irrigação por escorrimento e adaptar a produção para a semeadura direta, um método que exige menos água e torna a lavoura mais resistente a inundações. A PepsiCo pode expandir o projeto para 2.428 hectares, calculando que a economia de água será equivalente ao consumo anual de todas as suas fábricas na Índia.

"Mais 3 bilhões de pessoas vão morar no planeta (até 2050)", diz Stuart Orr, gerente do programa de Pegada d'Água Potável da WWF. "De alguma maneira, vamos ter que usar a mesma quantidade de água que usamos hoje em dia."

Um exemplo brasileiro é o de uma montadora de São Bernardo do Campo. Ela passou a fazer o aproveitamento da água servida em seu refeitório onde são servidas 3 mil refeições por dia. Mas a implantação do projeto de reuso foi uma imposição da matriz da empresa, que fica na Suécia. "Ainda há hoje no Brasil empresários que me ligam querendo fazer projeto de sustentabilidade apenas para aparecer em capa de revista famosa", entristece-se o diretor da SuperGreen, Airton Dudzevich.

Os analistas também apontam certa inércia do Governo. A própria

pesquisadora Patrícia Borba já havia defendido que, para que haja efetividade na utilização de índices como o cálculo da água virtual, como a pegada hídrica (PH), fazse necessária a regulamentação deste aspecto nas políticas de água. "Mas não tenho notícias acerca de nenhum projeto de lei que trate desse tema. Há um vazio regulamentar que necessita ter a atenção dos nossos legisladores e gestores públicos", sugere.

Mas enfim, o que é a pegada da água

Trata-se mesmo conceito de pegada ecológica ou pegada ambiental, só que limitado aos recursos hídricos. É um indicador do total da demanda de água para uso dentro de um país somado água virtual importada deduzida a parcela de água virtual exportada. A pegada hídrica, que os norteamericanos chamam de "water footprint", constitui uma pista de grande relevância para um país saber onde se localizam as demandas por água em relação à massa total desse recurso natural.

Tal como pegada a ecológica, o conceito da pegada hídrica pode ser atribuído também a cada indivíduo. A pegada hídrica de um indivíduo é dada pelo volume de água virtual de todos os bens e serviços consumidos por este indivíduo. Se cada cidadão souber qual o tamanho de sua pegada hídrica, ele certamente vai ter uma maior prudência em relação a seu consumo de água virtual e, por extensão, da água da natureza.

Integração

É certo que a situação do país hoje, em termos de desenvolvimento das relações produtivas voltadas ao mercado externo, demandam um envolvimento institucional, bem como a exploração teórica da água virtual no ambiente nacional. Há entes bem definidos para a gestão, leis relacionadas. O problema é que falta a integração com o aspecto gerador das normas específicas. "Os dados internacionais colocam o Brasil como campeão nos índices de produção de água virtual, reforçando a necessidade do tratamento legal do assunto", assinala Patrícia.

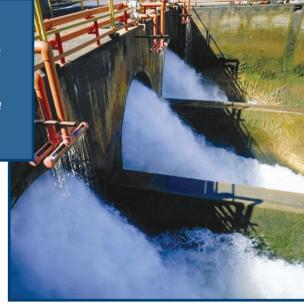
Uma pegada d'água considerável não é necessariamente ruim se o produto vier de uma área com abundância e boa administração de recursos hídricos. Praticamente toda a água usada na agricultura e produção de alimentos é recuperada pelo ciclo da água, na evaporação ou em sobras poluídas. Mas ela fica

É preciso criar
uma lei brasileira
que trate sobre o
conceito da água
virtual.

temporariamente indisponível para outros usos, e pode não ser restaurada ao mesmo aqüífero, lago ou rio caso vire chuva em outra região. Isso cria problemas para áreas mais secas.

Alguns especialistas duvidam da precisão e utilidade desse conceito, que viria a depender de onde e como o produto é feito. As laranjas do Brasil podem ter uma pegada d'água maior que a das laranjas espanholas, mas

podem ser uma escolha melhor se cultivadas numa área em que a água é abundante e bem administrada. "É difícil calcular isso", diz Peter Gleick, presidente do Pacific Institute, um grupo ambientalista de Oakland (Califórnia).



48 DAE maio/09

Três perguntas sobre Água Virtual

Revista DAE: O conceito de água virtual se limita ao ponto em que o produto ou "commodity" fica pronto. Não inclui nada relativo ao descarte de resíduos após o consumo desse produto. Qual a sua avaliação sobre isso?

Patrícia Borba*: É um ponto interessante na análise, e, realmente, não foi manifestada preocupação com o descarte dos produtos, o que combina com o estágio incipiente do tratamento desse tema entre nós.

Revista DAE: Será que uma estratégia bem planejada de água virtual para regiões semi-áridas substitui, por exemplo, medidas como transposições de bacias?

P. B.: Qualquer medida no sentido da racionalização do consumo é bem-vinda na gestão de águas doces. Entretanto, a questão da transposição de bacias, principalmente no semi-árido tem um alcance mais profundo, de inúmeras implicações econômicas, sociológicas, políticas e de direitos humanos, não se tratando, portanto a racionalização da produção de água virtual, caso de

mera substituição daquele tipo de procedimento técnico.

Revista DAE: Quais os países mais ativos em termos de balanço líquido de água virtual?

P. B.: Segundo dados da WWF, apresentados também em Estocolmo (2008), o Reino Unido é o campeão de importação de água virtual agrícola, seguido de Brasil, México, Japão, China e Itália, em termos de volumes totais. O mesmo estudo cita o Brasil como maior importador de água virtual: Ref.: (http://assets.wwf.org.uk/downloads/water_footprint_uk.pdf, p. 14)

*Mestre em Direito. Doutoranda em Recursos Naturais. Pesquisadora Visitante do Programa de Recursos Humanos em Direito do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (PRH-ANP/MCT N° 36 - UFRN). Pesquisadora no âmbito do Direito das águas e Regulação do meio ambiente. Portanto, há que se considerar que apenas exibir a pegada hídrica não basta, uma vez que ela não mede a sustentabilidade do processo de captura da água. Mas o problema pode estar perto do fim, pois uma rede de empresas, ONGs, governos e as Nações Unidas, chamada Water Footprint Network (Rede Pegada da Água), foi criada justamente com o intuito de criar tal ferramenta.

Uma pesquisa feita pela rede sobre o fluxo de água virtual entre os anos de 1997 e 2001 mostra que os maiores exportadores de água em produtos agrícolas e industriais são Estados Unidos, Canadá, França, Austrália, China, Alemanha e Brasil. Iá entre os maiores importadores estão novamente os Estados Unidos e a Alemanha, mas também Japão, Itália, França e Holanda. Segundo a publicação "Globalization of water: Sharing the planet"s freshwater resources", a pegada hídrica média anual per capita é 1243 metros cúbicos (m3), a de um brasileiro, 1381 m3 e a de um norte-americano, 2483 m3.

No site da Rede, criado pela Universidade de Twente, da "Mais 3 bilhões de pessoas vão morar no planeta (até 2050). De alguma maneira, vamos ter que usar a mesma quantidade de água que usamos hoje em dia.", alerta Stuart Orr, da ONG WWF.

Holanda, é possível conferir a pegada hídrica de diferentes produtos, incluindo alimentos, roupas e bens eletrônicos. Ele inclui tanto a água utilizada no processo de fabricação quanto no transporte dos produtos. As empresas interessadas em mapear o uso de água e medir os riscos relativos às operações globais e à cadeia de suprimentos podem utilizar a ferramenta Global Water Tool, criada pelo Conselho Mundial de Negócios para o Desenvolvimento Sustentável (WBCSD).

49 DAE maio/09

Uma conta complicada

Contar a pegada de água de produtos manufaturados pode ser trabalhoso, diante da falta de padrões claros para o que deve ser medido para calcular a pegada de água. Algumas empresas medem apenas a água usada nas operações da fábrica; outras contam os litros usados para plantar os ingredientes de sua cadeia de suprimento, e ainda há quem tome nota da água usada pelos clientes para lavar roupas, louças ou seus produtos.

Os ambientalistas estão divididos em relação à real contribuição do cálculo das

pegadas d'água para os esforços de conservação. "As pegadas têm seu lugar, mas não são uma panacéia", diz Nick Hepworth, diretor da Water Witness Internacional, uma ONG internacional de defesa da água. As empresas podem sentir a consciência limpa com o cálculo de suas pegadas d'água, diz Hepworth, "mas no final ainda existe a necessidade de uma auditoria objetiva".

Apesar de todos os desafios envolvidos, o acompanhamento das pegadas d'água deve continuar a sua expansão. A Unilever, dona de mais 400 marcas em todo o mundo. calcula que economizou US\$ 26 milhões reduzindo o desperdício de água em suas fábricas de 2001 a 2007. Recentemente, a empresa começou a reduzir a água usada para cultivar os ingredientes de seu chá Lipton e do molho de tomate Ragu, com um sistema de irrigação por gotejamento em suas plantações de chá preto na Tanzânia e de tomate nos EUA. Esse esforço pode ter um impacto significativo: a Unilever compra 7% dos tomates do mundo e 12% da oferta mundial de chá preto.

Internacionalização de em

O Brasil reúne várias vantagens para se tornar um *global* player em alguns mercados de infra-estrutura

ao há dúvida de que a indústria de infraestrutura é central para o desenvolvimento econômico de qualquer país. O aumento da penetração e a qualidade das redes de telecomunicações, energia, saneamento básico e outras constituem veículo indispensável do progresso das nações, assim como da redução da pobreza, da proteção do meio ambiente e da inclusão no ambiente social e no mundo digital.

Tradicionalmente, os diversos segmentos que compõem o setor de infra-estrutura, ou indústrias de rede, nascem operados em âmbito local. Vários segmentos da infra-estrutura avançaram para a integração em redes de maior porte, formando grupos econômicos de âmbito regional ou nacional, eventualmente com atuação em mais de um setor de infra-estrutura.

Em alguns casos, a integração propiciou excessivo poder de mercado, como no caso das redes locais de telecomunicações, o que tem sido compensado em vários países por medidas regulatórias e concorrenciais. Em vários outros casos, essa integração propiciou importantes ganhos de eficiência, gerando avanços em direção ao acesso universal, menores níveis tarifários e melhores padrões de prestação dos serviços.

Outros mercados

Já há mais de um século, um grupo relativamente restrito de empresas de infra-estrutura de alguns países avançou em direção a mercados estrangeiros. Nas últimas décadas do século passado, verificou-se uma intensificação desse processo de internacionalização em vários segmentos, dando origem a empresas multinacionais voltadas para a operação de mercados locais de telecomunicações, energia, saneamento e outros.

Ainda assim, o número de empresas continua restrito, mas já constitui amostra suficiente para um estudo acadêmico relevante. O pesquisador Frederico Turolla, do Núcleo de Estudos em Gestão Internacional (NEGI), é um especialista no assunto. Com base num trabalho realizado sob patrocínio do Centro de Altos Estudos de Propaganda e Marketing (CAEPM) e apresentado no III Simpósio Internacional de Administração e Marketing/V Congresso de Administração da ESPM, Turolla se aprofunda no tema "Internacionalização de Empresas de Infra-Estrutura". Este estudo serviu de base para as considerações que poderão ser lidas na íntegra a partir da página 52.



O desafio da internacionalização

Como cita Turolla em seu artigo, a decisão de internacionalização das firmas de infra-estrutura não é trivial. Ao contrário da maioria dos setores, a infra-estrutura é marcada por custos fixos elevados em capital altamente específico, o que reduz fortemente o incentivo ao investimento e exige uma abordagem regulatória mais estrita por parte dos governos. Assim, a empresa típica de infra-estrutura assume riscos diferentes – e invariavelmente elevados – dos que são assumidos pelas "firmas" dos demais setores.

Ouando a "firma" de infra-estrutura investe em um mercado estrangeiro, os riscos são potencializados: há custos de transação importantes envolvidos nas diversas dimensões do investimento; há questões regulatórias e políticas que têm caráter extremamente específico ao país de destino; e, ainda, o investimento requer grandes volumes de capital, com retorno de longo prazo.

Não obstante os elevados riscos, vários grupos econômicos da área de infra-estrutura têm buscado novos mercados para investimento e têm ampliado a parcela das receitas que são obtidas fora dos mercados de origem. O assunto é de especial interesse para a competitividade brasileira, pois o país reúne algumas vantagens para se tornar um *global player* em alguns mercados de infra-estrutura.





A economia da indústria da infra-estrutura

A indústria de infra-estrutura é constituída por um conjunto de setores, ou segmentos, cuja principal característica definidora é a presença de elevados custos fixos, que são incorridos através dos investimentos em tipos altamente específicos de capital físico (BID, 1997). Os custos fixos elevados produzem um dilema econômico: a maior eficiência produtiva só pode ser conseguida por meio de um monopólio, ou mesmo alguma configuração de mercado com poucas empresas operadoras.

A limitação à entrada de novas empresas tende a criar um poder de mercado das empresas operadoras (incumbentes), eventualmente, portanto, um monopolista. Surge, então, o problema de controlar o superlucro de monopólio por meio de regulação

adequada. Uma das formas mais difundidas de regulação é por intermédio de agências reguladoras setoriais independentes.

Quando a competição no mercado não é desejável por causa dos altos custos fixos, há ainda a possibilidade de competição pelo direito de servir o mercado, a chamada competição pelo mercado (em vez da competição no mercado). A competição pelo mercado, promovida em substituição à competição no mercado, foi sugerida por H. Demsetz em artigo de 1968. Esse mecanismo é largamente empregado, por exemplo, na definição dos operadores de telefonia celular e de outros serviços públicos no Brasil e em todo o mundo. Na prática, essa alternativa tem sido empregada conjuntamente à regulação.

51 DAE maio/09

Leia a seguir, na íntegra, o texto de Frederico A. Turolla

aparecer muitas pechinchas no mercado internacional, inclusive em países sul-americanos, como a Argentina, mas também em países desenvolvidos afetados pela crise. É possível que companhias brasileiras aproveitem este momento para acelerar a sua estratégia de internacionalização.

Frederico A. Turolla é Doutor e Mestre em Economia de Empresas pela pela Fundação Getúlio Vargas de São Paulo (FGV-SP), com intercâmbio em International Economics and Finance pela Brandeis University, EUA. É professor do Departamento de Economia da Escola Superior de Propaganda e Marketing (ESPM) e pesquisador do Núcleo de Estudos em Gestão Internacional (NEGI), dentre outras atribuições.

Internacionalização das empresas de saneamento

I a uma novidade na economia brasileira, na década atual, que reflete transformações estruturais da economia gestadas principalmente nos anos noventa: um movimento relativamente amplo de internacionalização das empresas brasileiras, cuja base é o potencial oriundo da competitividade que foi conquistada pelo nosso parque empresarial.

As companhias brasileiras estão em pleno processo de internacionalização. Tipicamente, este processo apresenta uma forte inércia. Um dos motivos está relacionado às predições de uma das principais teorias sobre a internacionalização de empresas, a chamada escola de Uppsala.

visão. Nesta empresa internacionaliza passos em incrementais, buscando primeiro os mercados mais próximos, de mesma língua ou de mesma cultura. Em seguida, a empresa vai se aventurando em novos mercados com crescente diferença em relação ao original. Como várias empresas brasileiras estão no começo, ou no meio deste processo, é provável que novos passos serão dados e que os investimentos diretos no exterior se sustentem ainda por muitos

Um fator importante é que, no ambiente de crise, vão aparecer muitas pechinchas no mercado internacional, inclusive em países sul-americanos, como a Argentina, mas também em países desenvolvidos afetados pela crise. É possível que companhias brasileiras aproveitem este momento para acelerar a sua estratégia de internacionalização.

Porém, o aspecto mais relevante dos investimentos diretos não é o seu impacto cambial, mas o seu potencial sobre os aspectos mais estruturais da economia brasileira. Entre estes, um dos mais relevantes diz respeito ao investimento em infra-estrutura. Há uma questão relevante a ser respondida neste momento: as empresas brasileiras de infra-estrutura também passarão por um processo de internacionalização?

Internacionalização de empresas de infra-estrutura

A decisão de internacionalização das firmas de infra-estrutura, em particular no setor de saneamento, não é trivial. Ao contrário da maioria dos setores, o investimento requer grandes volumes de capital, há significativos custos de transação e também envolve questões conjunturais e institucionais, específicas a cada país de destino. Por essas razões, atrair capital para essas indústrias requer algumas condições essenciais relativas à estabilidade e macroeconômica. existência de fontes de financiamento, além de uma abordagem regulatória mais estrita por parte dos governos.

Não obstante os elevados riscos, vários grupos econômicos da área de infra-estrutura têm buscado novos mercados para investimento e têm ampliado a parcela das receitas que são obtidas fora dos mercados de origem. O processo não é linear, pois em vários casos houve retorno e frustração dos investimentos diretos realizados. Ainda assim, trata-se de fenômeno que merece estudo mais aprofundado.

A importância dos investimentos diretos na infra-estrutura brasileira passa a ser bi-direcional: são relevantes os ingressos estrangeiros no país, que contribuem para o financiamento da expansão de nossa infra-estrutura, quanto os fluxos brasileiros no exterior.

A entrada de investimentos

diretos na área de infra-estrutura é uma importante fonte de capitais para o desenvolvimento deste setor. A UNCTAD, por exemplo, em seu relatório World Investment Report de 2008, que é dedicado ao papel das empresas transnacionais no desafio da infra-estrutura, apontou que "uma forma de atacar os problemas em infraestrutura e serviços relacionados nos países em desenvolvimento é mobilizar IDE e outras formas de participação de empresas transnacionais para suplementar e complementar as atividades das empresas públicas e privadas domésticas de infra-estrutura" (WIR 2008, tradução livre, p. 87).

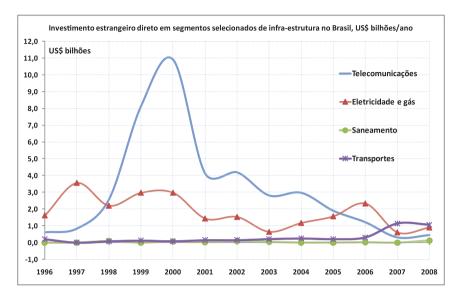
Em termos quantitativos, a base de dados de infra-estrutura do Banco Mundial aponta que 29% do valor dos investimentos comprometidos em indústrias de infra-estrutura nos países emergentes no período 1996-2006 foram investimentos estrangeiros. Na América Latina, este percentual é inferior, de cerca de 20%, o que indica que os países desta região poderiam contar, de forma bem mais significativa, com uma fonte de financiamento que vem sendo mais relevante na expansão da infra-estrutura de outros países em desenvolvimento.

O maior investidor estrangeiro em infra-estrutura no mundo atual é o Reino Unido, que possuía, em 2006, um estoque de cerca de 208 bilhões de dólares investidos nesta área. Em seguida vem a França, com mais de 100 bilhões, a Espanha (90 bilhões) e os EUA e o Canadá, respectivamente com 49 e 42 bilhões investidos, conforme a base de dados da UNCTAD.

O Brasil já foi um importante receptor de investimentos diretos na área de infra-estrutura, mas bem antes da crise já vinha perdendo posições nesta área, conforme mostra o gráfico que acompanha este artigo.







É possível que uma das causas da desaceleração dos investimentos possa estar relacionada à abordagem das políticas nacionais na área regulatória, hoje marcadas por mais interferência política e intervencionismo, com menor foco na eficiência, e na competição onde esta é desejável.

Um exemplo é o setor de telecomunicações onde há forte interferência do Executivo e a regulação tem se tornado cada vez mais descolada dos princípios de competição que foram consubstanciados no marco da Lei Geral, exceto por iniciativas pontuais, ou por declaração de intenções futuras sem impacto na dinâmica atual dos mercados regulados.

Investimentos brasileiros em infra-estrutura

Várias companhias brasileiras da área de infra-estrutura estão posicionadas para investimentos internacionais. O país parece reunir algumas vantagens para se tornar um global player em alguns mercados de infra-estrutura, por várias razões. Entre estas, a presença de empresas de grande porte, com potencial para participar do mercado global; a própria dimensão dos mercados brasileiros, que oferece escala para a fase doméstica da expansão das empresas; a expertise internacional

na área de construção, e o know-how acumulado pelas empresas locais sobre as condições específicas de operação de infra-estrutura em um país emergente.

Neste momento, há importantes riscos e oportunidades. Do lado das oportunidades, a UNCTAD produziu em janeiro um relatório de avaliação do impacto da crise sobre os fluxos globais de investimento direto e apontou que algumas iniciativas de política em curso nos países desenvolvidos poderão estimular investimentos diretos. Em particular, vários países, como os EUA, a França, a Alemanha e a Espanha, anunciaram programas de investimentos públicos com foco em infra-estrutura, o que pode abrir espaço para empresas transnacionais.

Contudo, a crise também vem causando um recrudescimento de práticas protecionistas e nacionalistas em alguns mercados potencialmente atrativos para empresas brasileiras, em particular na América do Sul. Os efeitos potenciais incluem a criação de novas barreiras ao investimento estrangeiro em infra-estrutura e em serviços relacionados, assim como o aumento do risco relacionado a eventuais expropriações ou nacionalizações.

É de suma importância, para o Brasil, a revitalização dos investimentos diretos na área de infra-estrutura, nas duas direções, de entrada e de saída. Há uma vantagem evidente na crescente internacionalização desta área, tanto pela presença de capitais e de knowhow estrangeiro, quanto pela maior presença brasileira nos mercados internacionais de infra-estrutura.

O Brasil é competitivo em saneamento?

O país parece reunir algumas vantagens para se tornar um *global player* no mercado de saneamento. Estas vantagens são sumariadas nos pontos a seguir. Em primeiro lugar, conta com algumas empresas de grande porte, com potencial para participar do mercado global. A Sabesp – Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo está entre os maiores operadores do mundo.

Em segundo lugar, a dimensão dos mercados brasileiros oferece espaço para grandes economias de escala e de densidade, um atributo que é vital para empresas do setor, propiciando uma base e experiência local importantes para uma eventual expansão no exterior.

Em terceiro lugar, o país conta com empresas do setor de construção, que já participam na etapa de construção de infra-estrutura no exterior. Em quarto lugar, o país reúne em seu território um amplo leque de condições bastante peculiares em vários aspectos das operações de saneamento, o que pode favorecer a acumulação de know-how específico de atuação em ambientes adversos ou não tradicionais, incluindo situações tipicamente encontradas em países pobres ou em desenvolvimento.

Trata-se, portanto, de elemento da competitividade brasileira que tem sido tratado em segundo plano pelas políticas públicas e que merece estudo acadêmico mais rigoroso, de forma a orientar estratégias de internacionalização nesta área, bem como subsidiar novas propostas voltadas para a competitividade do país.



Esgoto como combustível

m Oslo, na Noruega, as pessoas levam a sério a reciclagem de materiais e a questão do desperdício de combustíveis FÓSSEIS: 80 ônibus, em fase experimental, serão movidos a material fecal humano. Duas estações de esgoto na cidade serão modificadas para servirem de "posto" aos veículos. Quanto aos ônibus apenas pequenas "reformas" serão necessárias. Levando em consideração a economia de combustível fóssil, é um pequeno preço a pagar para maiores lucros posteriores (o biometano custaria cerca de 0,40 euros a menos por litro). Já o cheiro das emissões que substituiriam o gás poluente não foi comentado.





Bactéria elimina poluentes

apetite de uma bactéria de água doce por metais pesados é a base de uma nova estratégia de despoluição criada num laboratório da USP (Universidade de São Paulo). Alterando o DNA do micróbio, os cientistas conseguiram aumentar em 200% seu potencial de eliminação de resíduos, e a criatura poderáviratratar efluentes de mineração. Foi ao saber que a bactéria Cupriaviuds metallidurans vive na natureza em águas próximas a minas - ingerindo e eliminando metais pesados - que o engenheiro químico Ronaldo Biondo optou por usar técnicas de engenharia genética para melhorar o processo. O pesquisador trabalhou sob orientação da bióloga Ana Clara Schenberg.





Brasil detém o recorde de desperdício de água por habitante no mundo. Ele foi detectado no Lago Sul, bairro nobre de Brasília, onde o gasto médio diário por pessoa é de mil litros. Enquanto isso, em países da África, como a Namíbia, por exemplo, as pessoas têm menos de um litro de água por dia. As informações são do engenheiro e representante da consultoria H2C Paulo Costa, especialista em programas de racionalização do uso de água.

Segundo ele, em hospitais e condomínios comerciais e residenciais, o consumo diário médio de água por pessoa nos grandes centros urbanos brasileiros oscila entre 250 a 400 litros. O volume é mais que o dobro do considerado ideal pela ONU fixado em 110 litros/dia.

Medidores da discórdia

Inquanto muitas comunidades pobres da África do Sul lutam para terem reconhecido seu direito à água potável, a municipalidade da Cidade do Cabo recebe uma série de críticas por instalar medidores que limitam o consumo. Os chamados "artefatos de manejo hídrico" (conhecidos popularmente pela sigla em inglês WMD — water management devices) são contadores de consumo programados para fornecer uma quantidade de água diária previamenteacertada. A municipalidade espera que isto reduza o desperdício e ajude as famílias mais pobres a administrarem o recurso. Os medidores permitem a cada domicilio dispor gratuitamente por mês seis mil litros de água.



Água gratuita

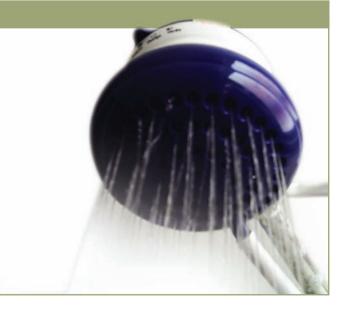
Indígenas, camponeses e ativistas sociais lideram as mobilizações na Colômbia para cobrar do parlamento que seja convocado referendo sobre o projeto que consagra a água como um bem social. O referendo trata sobre o fim da privatização do serviço e dispõe sobre o fornecimento gratuito de um mínimo vital para toda a população. Dois milhões de assinaturas colhidas no último ano apóiam a iniciativa, baseada na consideração de que o acesso à água é um direito humano fundamental. A Comissão Primeira da Câmara de Representantes já iniciou sua análise e se o projeto passar por este primeiro obstáculo virá a seguir uma sessão na Câmara e outra no Senado.



55 **DAE** maio/09

Saiba seu consumo de água*

site Waterfoot Print ajuda você a saber quanta água é necessária para a produção de determinadas mercadorias, como carne, leite, café, milho, papel, algodão, etc. Além disso, informa o consumo anual e a pegada ecológica de cada país no que se refere à água. Inclui uma calculadora para quem quiser conhecer seu consumo direto e indireto de água, de acordo com seus hábitos. O site é em inglês, com páginas em espanhol, francês e alemão. Acesse: http://www.waterfootprint.org. A Sabesp também calcula o consumo de água e a vantagem é que o site está em português: www.sabesp.com.br * Leia a matéria a respeito a partir da Pag. 44



Julho / 2009

2nd International Conference on Water Economics, Statistics, and Finance



Quando: 3 a 5 de julho **Onde:** Alexandroupolis - Greece

Mais: http://www.soc.uoc.gr/iwa/iwa_page.php?IWAdoc=

Agosto / 2009

V Conferência de PCH Mercado & Meio Ambiente



Evento técnico - científico responsável pela discussão dos principais aspectos referentes às Pequenas Centrais Hidrelétricas. Desde aspectos legais e institucionais, tecnologias aplicáveis, meio ambiente e análises econômicas.

Quando: 5 e 6 de agosto **Onde:** São Paulo/SP

Mais: http://www.conferenciadepch.com.br/

Sustainable Management of Water & Wastewater Sludges



Quando: 8 a 10 de agosto **Onde:** Harbin - China

Mais: http://www.iwasludge2009.org.cn/index.asp

XX Encontro Técnico AESABESP



O tema deste ano irá tratar sobre "Sustentabilidade, caminho para universalização do saneamento ambiental".

Quando: 12,13 e 14 de agosto

Onde: São Paulo/SP

Mais: www.aesabesp.com.br

Setembro / 2009

8TH International Conference on Urban Drainage Modelling



Quando: de 7 a 11 de setembro

Onde: Tóquio, Japão

Mais: http://www.envrisk.t.u-tokyo.ac.jp/udm/

XVI Congresso Brasileiro de Agrometeorologia



O tema apresentado é "Mudanças Climáticas, Recursos Hídricos e Energia para uma Agricultura Sustentável. A organização é da SBA (Sociedade Brasileira de Agrometeorologia), UFV (Universidade Federal de Viçosa) e Embrapa Milho e Sorgo (Sete Lagoas-MG). As principais linhas de pesquisa focadas serão a agrometeorologia e os recursos hídricos na agricultura, mudanças climáticas, fontes alternativas de energia e bioenergia, etc.

Quando: 22 a 25 de setembro **Onde:** Belo Horizonte – MG

Mais: http://www.sbagro.org.br/cba/



Outubro / 2009

3rd IWA-ASPIRE Conference and Exhibition



O tema deste ano será "Em prol da Sustentabilidade na Ásia e da Água do Oceano Pacífico". As palestras irão abordar as questões de inovações mais recentes a respeito do tema, bem como as práticas bem sucedidas sobre sistemas de tratamento de água, incluindo apresentação de exemplos interessantes de remoção de nutrientes, reuso, etc.

Quando: 18 a 22 de outubro **Onde:** Taiwan – China

Mais: http://www.aspire2009.org/

The 5th IWA Specialist Conference on Efficient Use and Management of Urban Water Supply



Esse evento, que começou em 2001, acontece a cada dois anos. Entre os temas que serão tratados na conferência de Sydney estão: Projeto e Execução de um Programa de Gerência de demanda de Água; Avaliação Econômica da gerência de demanda e da eficiência da Água; Gerência de Recurso e Eficiência integrada da água; Planejamento integrado dos Recursos Hídricos para o Abastecimento da Água Urbana, dentre outros.

Quando: outubro de 2009 **Onde:** Sydney, Australia

Mais: http://www.awa.asn.au/AM/Template.cfm?Section=Home1

Novembro / 2009

XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos



O tema central do evento será "O Desafio da Prática da Sustentabilidade na Gestão dos Recursos Hídricos: Natureza, Gente e Desenvolvimento". O objetivo da iniciativa é fomentar o debate e plantar sementes de conhecimento que possam ajudar a inovar e incentivar práticas para a promoção e a cooperação, em torno de objetivos nacionais, em prol da gestão democrática, participativa, descentralizada e integrada dos recursos hídricos.

Quando: 22 a 26 de novembro **Onde:** Campo Grande – MS

Mais: http://www.abrh.org.br/xviiisbrh/

Para 2010

II Latinosan – Latinosan - Conferência Latino-Americana de Saneamento



O primeiro Latinosan foi realizado em 2007, na Colômbia, com a participação de 36 países. A edição reuniu 15 ministros de Estado e cerca de 500 delegados, técnicos e especialistas do setor. Um dos objetivos do evento é definir compromissos públicos dos países com relação à política de saneamento na América Latina. Outro foco do evento é fazer uma avaliação dos indicadores de saneamento, das condições da prestação dos serviços e fontes de financiamento para o setor na América Latina, que busca o cumprimento das Metas do Milênio, para o saneamento, estabelecidas pela ONU.

Quando: 14 a 17 de março de 2010 **Onde:** Foz do Iguaçu / Paraná

Mais: Assessoria de Imprensa Sanepar – www.sanepar.com.br

XXXII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental



Quando: 7 a 11 de novembro de 2010

Onde: Bávaro, Punta Cana, República Dominicana

Mais: http://www.adis.org.do





Terra – questões ambientais globais e soluções locais

Organizadores: Giovanni Seabra / Editora: Editora Universitária UFPB

O livro traz 18 artigos sobre assuntos diversos onde se pode observar uma preocupação com os principais temas envolvendo os recursos naturais que afligem a humanidade, como o aquecimento global, a biodiversidade, os riscos civilizatórios, o fenômeno da urbanização, a superpopulação, o modelo agroindustrial, o biodisel, dentre outros. Ao mesmo tempo, os trabalhos apontam caminhos sustentáveis em direcão a um mundo com melhor qualidade ambiental e de vida.



Direito de Águas no Brasil

Autor: Cid Tomanik Pompeu / Editora: Editora Revista dos Tribunais

Consistente, atual e precisa, a obra trata de um dos temas mais polêmicos do momento. O enfoque inicial é o tratamento dado às águas doces pelas várias Constituições brasileiras, principalmente quanto à competência legislativa dos componentes da Federação e ao respectivo domínio hídrico. Trata das formas de utilização das águas públicas, as outorgas, os aspectos peculiares de certos usos e suas relações com o direito ambiental. Examina a legislação hídrica aplicada ao gerenciamento das águas, nos aspectos quantitativos, qualitativos e de utilização, a cobrança pelo direito de uso, os crimes pertinentes, o saneamento ambiental e as águas em terras indígenas.





Águas de Chuva - 2ª Edição

Autor: Manoel Henrique Campos Botelho / Editora: Blucher

O livro faz um panorama sobre as necessidades e funções dos sistemas pluviais nas cidades e nas estradas. Também trata sobre os vários componentes dos sistemas pluviais (bocas de lobo, tubulações, rampas, escadarias hidráulicas etc.) E, por fim, apresenta especificações de projetos mais comumente adotados nas prefeiturasdas mais importantes cidades e pelos vários órgãos ligados a sistemas de estradas.



Produza você mesmo uma água saborosa – Sistema de Purificação Ecológica – Revendo a Tecnologia de Produção de Água Potável

Autor: Nobutada Nakamoto / **Editora:** Ferrari Editora e Artes Gráficas

Neste livro, lançado recentemente em São Paulo, o Prof. Nakamoto explica os processos biológicos envolvidos no Sistema de Filtração Lenta em Areia, e que o levou a dar um novo nome: Sistema de Purificação Ecológica. Trata-se de uma publicação que revê a antiga filtração lenta à luz de novas concepções cientificas.



Reuso de águas residuárias e saúde pública

Autora: Silvana Audrá Cutolo / Editora: Annablume

Neste livro, a pesquisadora discute questões importantes como a escassez de água em áreas urbanas e rurais, a contaminação ambiental e a proteção à saúde pública de acordo com os padrões de qualidade de águas residuárias presentes no mundo. Ao abordar a temática principal de seu estudo, o reuso de águas residuárias e saúde pública, ela analisa a transmissão das enfermidades parasitárias e as formas de detectar parasitas nos diferentes sistemas de tratamento.

APESAR DA TRANSPARÊNCIA DA ÁGUA, TEM GENTE QUE NÃO VÊ O QUE ESTÁ POR TRÁS DO TRABALHO DA SABESP.

Sabesp. Cuidando do meio ambiente com transparência.

Tudo o que a Sabesp faz, ela faz pensando na nossa qualidade de vida. E isso vai muito além de tratar a água que chega à sua casa. O trabalho da Sabesp é cuidar do meio ambiente como um todo. E a gente faz questão de deixar isso bem claro para você. Claro, limpo e cristalino. Proteção de mananciais, tratamento de esgotos e soluções ambientais são apenas algumas atividades da Sabesp. Fornecer uma das melhores águas tratadas do mundo é apenas conseqüência desse trabalho.







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.



