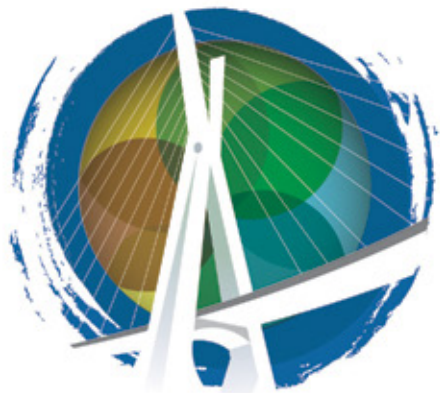


ARTIGOS TÉCNICOS

- Incremento de lodo de ETA em barreiras impermeabilizantes de aterro sanitário
- Avaliação da retenção de sólidos em inovadora configuração de reator UASB tratando esgoto doméstico
- Subsídios para implantação do processo de compostagem em município de pequeno porte: estudo de caso em Corumbataí-SP
- Avaliação da redução de matéria orgânica recalcitrante em lixiviado de aterro sanitário através da combinação dos processos de coagulação/floculação e de adsorção em carvão ativado em pó

PRÁTICAS OPERACIONAIS E DE EMPREENDIMENTOS

- Análise crítica dos instrumentos legais do ministério da agricultura, pecuária e abastecimento (MAPA) para uso agrícola do lodo de esgoto
- Uma solução para a medição de vazão de esgoto em estações elevatórias



CONGRESSO ABES FENASAN 2017

O maior encontro de Saneamento
Ambiental das Américas

2 a 6 de outubro de 2017 - São Paulo - SP

CHAMADA DE RESUMOS

Envie seu resumo
até 12/01/2017

Tema central:

**Saneamento ambiental:
desenvolvimento e qualidade
de vida na retomada
do crescimento**

Mais informações:
abesfenasan2017.com.br

Realização:



editorial

A necessidade de ter uma publicação de referência para o setor de saneamento básico e ambiental fez com que fosse retomada, em 2007, a edição da Revista DAE. O grande desafio era manter a credibilidade das edições anteriores e, num processo de melhoria contínua, modernizá-la e torná-la atrativa também ao meio científico.

Sob a tutela do Eng. Américo de Oliveira Sampaio, a Revista DAE atendeu a essas expectativas. Logo de início, foi retomada uma tiragem expressiva, de 3.500 exemplares, chegando aos atuais 4.500 exemplares, distribuídos a um público estritamente voltado ao setor em questão.

A partir desta edição, assumo o posto de editora-chefe, com a missão de dar continuidade a esse processo de aprimoramento contínuo. Agradeço ao Eng. Américo Sampaio e todo o apoio da equipe de produção, articulistas, pareceristas e membros do conselho que nos acompanharam até o momento, contando com o prosseguimento de sua participação.

Nesta primeira edição do ano, destacamos temas de fundamental interesse para a área de saneamento básico e ambiental, que abordam o uso benéfico do lodo de ETA como barreiras impermeabilizantes, inovações na remoção de sólidos em UASB, soluções para medição de esgoto que impactam na gestão eficiente de estações de tratamento de esgotos, tecnologia de compostagem de resíduos urbanos voltada para municípios de pequeno porte, além de uma análise crítica dos aspectos legais e institucionais do uso agrícola do lodo de esgoto.

Na última página dessa edição apresentamos nossos agradecimentos a cada um dos nossos pareceristas que garantem com suas revisões, a qualidade do conteúdo produzido, analisado sigilosamente quanto ao mérito técnico-científico, tornando cada edição uma referência de conhecimento, análises e tendências.

E aproveitando a primeira edição de um novo ciclo, desejamos um Feliz 2017 a todos e uma excelente e proveitosa leitura.



Engª Cristina Knorich Zuffo

EDITORA-CHEFE

Missão

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

Histórico

Iniciou-se com o título Boletim da Repartição de Águas e Esgotos (RAE), em 1936, prosseguindo assim até 1952, com interrupções em 1944 e 1945. Não circulou em 1953. Passou a denominar-se Boletim do Departamento de Águas e Esgotos (DAE) em 1954 e Revista do Departamento de Águas e Esgotos de 1955 a 1959. De 1959 a 1971, passou a denominar-se Revista D.A.E. e, a partir de 1972, Revista DAE. Houve, ainda, interrupção de 1994 a 2007.

Publicação

Quadrimestral (janeiro, maio e setembro)

Diretoria de Tecnologia, Empreendimentos e Meio Ambiente – T
Superintendência de Pesquisa, Desenvolvimento e Inovação
Tecnológica – TX

Rua Costa Carvalho, 300 – Pinheiros – 05429 000

São Paulo – SP – Brasil

Tel (11) 3388 9422 / Fax (11) 3814 5716

Editora-Chefe

Engenheira Cristina Knorich Zuffo

Editora Assistente

Engenheira Iara Regina Soares Chao

Conselho Editorial

Prof. Pedro Além Sobrinho (Universidade de São Paulo – USP), Prof. Cleverson Vítório Andreoli (Companhia de Saneamento do Paraná – Sanepar), Prof. José Roberto Campos (USP), Prof. Dib Gebara (Universidade Estadual Paulista – Unesp), Prof. Eduardo Pacheco Jordão (Universidade Federal do Rio de Janeiro), Prof. Rafael Kospchitz Xavier Bastos (Universidade Federal de Viçosa), Prof. Wanderley S. Paganini (USP e representante da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo – Sabesp), Profa. Emilia Wanda Rutkowsiki (Universidade Estadual de Campinas – Unicamp), Prof. Marcos Tadeu (USP). Coordenação da Eng. Cristina Knorich Zuffo (Sabesp).

Jornalista Responsável

Sérgio Lapastina – Mtb: 18276

imprensa@revistadae.com.br

Capa

Nascer do sol na ETE Barueri

Crédito da imagem: Fotógrafo Cícero Leitão

Projeto Gráfico, Diagramação e Revisão

Ideorama Comunicação – EIRELI

ISSN 0101-6040

As opiniões e posicionamentos expressos nos artigos são de total responsabilidade de seus autores e não significam necessariamente a opinião da Revista DAE ou da Sabesp.

Veja a revista eletrônica na internet:

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



- Nascer do sol na ETE Barueri. Crédito da imagem: Fotógrafo Cícero Leitão

nesta edição

ARTIGOS TÉCNICOS

5

Incremento de lodo de ETA em barreiras impermeabilizantes de aterro sanitário

Increment of sludge from water treatment plant in waterproofing barriers of sanitary landfill

15

Subsídios para implantação do processo de compostagem em município de pequeno porte: estudo de caso em Corumbataí-SP

Subsidy for the implementation of the composting process in small municipalities: case study in Corumbataí-SP

29

Avaliação da retenção de sólidos em inovadora configuração de reator UASB tratando esgoto doméstico

Solids retention in a new model of UASB reactor applied to domestic wastewater treatment

45

Avaliação da redução de matéria recalcitrante em lixiviado de aterro sanitário através da combinação dos processos de coagulação/floculação e de adsorção em carvão ativado em pó

Evaluation of reduction of recalcitrant organic matter in landfill leachate by the combined process of coagulation/floculation and powdered activated carbon adsorption

NOTAS TÉCNICAS

54

Análise crítica dos instrumentos legais do ministério da agricultura, pecuária e abastecimento – MAPA para uso agrícola do lodo de esgoto

Critical analysis of the legal instruments of the Ministry of Agriculture, Livestock and Food Supply – MAPA for agricultural use of sewage sludge

71

Uma solução para medição de vazão de esgoto em estações elevatórias

A simple method to measure sewage water in pumping stations

Incremento de lodo de ETA em barreiras impermeabilizantes de aterro sanitário

Increment of sludge from water treatment plant in waterproofing barriers of sanitary landfill

- **Data de entrada:**
19/01/2015
- **Data de aprovação:**
17/02/2016

Flávia Gonçalves, Caio Henrique Ubukata de Souza, Fernando Shigueu Tahira,
Fernando Fernandes, Raquel Souza Teixeira

DOI: 10.4322/dae.2016.018

Resumo

A disposição inadequada de resíduos sólidos no solo é prejudicial ao ambiente, sobretudo, pelo potencial poluidor do lixiviado. Buscando minimizar este impacto ambiental, barreiras impermeabilizantes são projetadas para impedir a percolação dos líquidos gerados. A codisposição do lodo de estação de tratamento de água (ETA), misturado ao solo, em camadas de impermeabilização de fundo, cobertura diária e cobertura final de aterros sanitários, mostra-se interessante. O objetivo deste trabalho foi avaliar características físico-químicas de misturas de lodo de ETA, após desidratação em leito de drenagem, a solos argilosos e arenosos para aplicação nestas barreiras. Os traços solo : lodo utilizados foram 1 : 0,5 e 1 : 1 para o solo argiloso e 1 : 0,25 para o solo arenoso. Para os traços estudados foram realizados os ensaios de compactação e permeabilidade. A granulometria do lodo seco foi classificada como pedregulhosa. Observou-se que todos os materiais apresentaram coeficiente de permeabilidade (k) na faixa de 10^{-10} – 10^{-9} m.s⁻¹, enquadrando-se como materiais de baixa permeabilidade, indicados para uso em obras de aterro sanitário.

Palavras-chave: Mistura lodo ETA – Solo; Compactação; Permeabilidade.

Abstract

The inappropriate disposal of solid waste on soil is harmful to the environment, mainly for the pollution potential of the leachate. In order to minimise this environmental impact, waterproofing barriers are designed to stop percolation of generated fluids. The co-disposal of sludge from Water Treatment Plant (WTP), mixed to the soil, as layers for bottom waterproofing, daily covering and final covering of sanitary landfills proves to be interesting. The aim of the study was to assess physicochemical characteristics of WTP's sludge, after dehydration at drying bed, mixed to clayey and sandy soils for application on these barriers. Traces soil : sludge utilised were 1 : 0,5 and 1 : 1 for the clayey soil and 1 : 0,25 for the sandy soil. Compaction and permeability tests were conducted for the traces in study. Grain size of dried sludge was classified as gravelly. It was observed that all materials presented permeability coefficient (k) at the range of 10^{-10} – 10^{-9} m.s⁻¹, fitting in as low permeability materials, indicated for using at sanitary landfill works.

Keywords: Mixture WTP's sludge – Soil; Compaction; Permeability.

Flávia Gonçalves – Bacharel em Engenharia Ambiental, pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná (2013). Especialista em Engenharia de Segurança do Trabalho (2015) e Mestre em Engenharia de Edificações e Saneamento (2016), ambos pela Universidade Estadual de Londrina. Doutoranda em Engenharia Civil pela Universidade Estadual de Londrina e professora da Universidade Tecnológica Federal do Paraná e Universidade Norte do Paraná.*

Caio Henrique Ubukata de Souza – Graduando do 5º ano de engenharia civil pela Universidade Estadual de Londrina.

Fernando Shigueu Tahira – Graduado em engenharia civil pela Universidade Estadual de Londrina (2016). Atualmente é aluno do curso de pós-graduação em Lean Manufacturing na Pontifícia Universidade Católica do Paraná e trabalha na área de processos de engenharia na empresa Plaenge Empreendimentos.

Fernando Fernandes – Graduado em engenharia civil pela UNICAMP (1980) e doutor em engenharia pelo Institut National Polytechnique de Toulouse (1989). Atualmente é Professor Associado no Centro de Tecnologia e Urbanismo da Universidade Estadual de Londrina (UEL)

Raquel Souza Teixeira – Possui graduação em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Ouro Preto (1992), mestrado em Geotecnia pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC) / Universidade de São Paulo (1996) e doutorado em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Santa Catarina (2008) com período de bolsa sanduíche no Institut National de la Recherche Agronomique – INRA de Versailles/França.

Atualmente é professora adjunto da Universidade Estadual de Londrina.

* **Endereço para correspondência:** flavia_goncalves.fg@hotmail.com

Introdução

O problema da gestão de resíduos sólidos é preocupante não apenas pelo volume gerado atualmente, mas também pela possibilidade de contaminação do solo e das águas da área de disposição e de seu entorno. A disposição inadequada de resíduos sólidos no solo é prejudicial ao ambiente, sobretudo, pelo potencial poluidor do lixiviado, líquido proveniente da decomposição anaeróbia dos resíduos acrescido de águas pluviais (LANGE et al., 2009). Buscando minimizar este impacto ambiental, barreiras impermeabilizantes são projetadas para impedir a percolação dos líquidos gerados. A impermeabilização da base e das laterais do aterro pode ser feita por meio de geomembranas sintéticas e/ou com camadas de solo impermeável (BOSCOV, 2008).

A partir da proibição da prática de despejo do lodo de estação de tratamento de água (ETA) em corpos hídricos, por meio da Resolução CONAMA nº357/2005, alternativas, preferencialmente contemplando usos benéficos, passaram a ser avaliadas. Dentre os destinos encontrados estão: a disposição em aterros sanitários; o lançamento em estação de tratamento de esgoto; recupera-

ção de áreas degradadas; aplicação na agricultura; incremento ao solo ou a misturas, por exemplo, solo-cimento; aditivos na argila para a fabricação de tijolos e cerâmica vermelha; entre outros (PEREIRA, 2011; KATAYAMA, 2012).

O lodo de ETA é constituído prioritariamente por frações inorgânicas – compostas por argila, silte, areia fina – mas também pode apresentar material húmico e microrganismos, além de produtos provenientes do processo de coagulação. É um resíduo pertencente à Classe II A – não perigoso e não inerte (ABNT, 2004). Deste modo, sua codisposição com emprego em camadas de impermeabilização de fundo, cobertura diária e cobertura final de aterros sanitários, mostra-se como uma possibilidade interessante.

No entanto, para que sua aplicação seja fundamentada, os critérios geotécnicos de impermeabilização de aterro sanitário devem ser obedecidos, tais como distribuição de frações granulométricas adequadas e baixa permeabilidade. A Tabela 1, retirada de Boscov (2008), apresenta uma compilação dos valores mínimos de alguns parâmetros para solos a serem atendidos segundo diferentes fontes.

Tabela 1 – Requisitos mínimos para solo de impermeabilização de aterros sanitários

Característica	OMAFRA (2003)	EPA (1989)	CETESB (1993)
LL (%) ⁽¹⁾	30 ≤ LL ≤ 60		≥ 30
IP (%) ⁽²⁾	11 ≤ IP ≤ 30	≥ 10	≥ 15
Finos φ ≤ 0,075 mm (%)	≥ 50	≥ 20	≥ 30
Fração Argila φ ≤ 0,002 mm (%)	≥ 20		
Fração Areia 0,075mm < φ ≤ 4,8 mm (%)	≤ 45		
Fração Pedregulho φ > 4,8 mm (%)	≤ 50	≤ 10	
k (m/s) ⁽³⁾	≤ 10 ⁻⁹	≤ 10 ⁻⁹	≤ 10 ⁻⁹

Fonte: adaptado de Boscov (2008).

Nota: ⁽¹⁾ Limite de Liquidez; ⁽²⁾ Índice de Plasticidade; ⁽³⁾ Coeficiente de permeabilidade.

Uma vez respeitados tais parâmetros geotécnicos, a codisposição não implica na redução da vida útil do aterro sanitário, principal problema mencionado quanto à disposição do lodo nestes locais, de-

vido ao grande volume que ocupa. Além disso, o uso do lodo, ou sua co-codisposição, possibilita a redução de áreas de empréstimos de terra para a operacionalização do confinamento de resíduos.

O objetivo deste artigo é avaliar as características físico-químicas das misturas de lodo de ETA com solos argilosos e arenosos para aplicação em barreiras impermeabilizantes (impermeabilização de fundo, cobertura diária e cobertura final) de aterro sanitário.

METODOLOGIA

a) Solos

O solo de caráter argiloso utilizado neste estudo foi coletado a 2 m de profundidade no Campo Experimental de Engenharia Geotécnica (CEEG), localizado no campus da Universidade Estadual de Londrina (UEL), na cidade de Londrina/PR, enquanto que o solo arenoso foi coletado em um talude às margens da rodovia PR 376 – km 37, próximo à cidade de Madaguáçu/PR.

A caracterização física do solo argiloso foi realizada por Haully (2010), Teixeira et al. (2013) e Rodriguez et al. (2013). Quanto ao solo arenoso, a caracterização foi feita por Silva et al. (2009) e Beraldo et al. (2011). Para tanto foram levados em consideração os parâmetros: 1) Análise granulométrica – realizada por peneiramento e sedimentação, seguindo o procedimento descrito na norma NBR 7181/1984; 2) Limites de consistência – liquidez e plasticidade – feitos com material peneirado em #40 (0,46mm), seguindo as normas NBR 6459/1984 e NBR 7180/1984; e 3) Massa específica dos sólidos – realizada com o material peneirado em #10 (2mm). Para a determinação da curva granulométrica, a massa específica dos sólidos utilizada é a obtida com material passante na peneira #10 (2,0mm) e segundo os procedimentos da norma NBR 6508/1984.

Para a caracterização química dos solos foram realizadas as análises de: 1) pH (em KCl); 2) carbono (método Walkley Black); 3) matéria orgânica – MO (obtida em razão do C); e 4) capacidade de troca catiônica – CTC. Todas as análises químicas dos solos foram realizadas pelo Laboratório de Solos do Instituto Agrônomo do Paraná – IAPAR, de Londrina e pelo Laboratório de Química do Solo da Universidade Estadual de Londrina.

b) Lodo

O lodo utilizado no estudo foi proveniente da ETA Cafezal, localizada na cidade de Londrina – PR. A estação trabalha com tratamento de ciclo completo e utiliza como coagulante em seu processo o Cloreto Férrico Hexahidratado ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$). Sabe-se que em ETAs de ciclo completo a maior quantidade de lodo (em termos mássicos) é gerada nos decantadores. Na ETA Cafezal existem cinco decantadores: dois com capacidade de 900 m³ que acumulam aproximadamente 240 m³ de lodo cada, enquanto que os outros três, com capacidade de 1500 m³, têm acumulação aproximada de 375 m³ de lodo em cada um (SILVEIRA, 2012).

Por se tratar de um material tixotrópico, ou seja, apresenta-se na forma de gel, com valor de umidade gravimétrica – relação de massa de água por massa de partículas sólidas – que ultrapassava 900% (TEIXEIRA et al., 2013), foi necessário realizar a secagem em leitos para melhor trabalhá-lo. Os leitos de drenagem (2,5 m de comprimento e 1,0 m de largura – Figura 1) continham como material de enchimento uma camada de 0,20 m de brita nº 3, sobreposta por mantas geotêxtil, conforme especificações de Silva et al. (2008).



Figura 1 – Leito de drenagem utilizado no desaguamento do lodo de ETA

Fonte: Silva et al., 2008

Inicialmente foi colocado um volume de aproximadamente 1,25 m³ de lodo (camada de 0,5 m de altura) em cada reservatório, cuja umidade foi determinada segundo a NBR 6457/1986, periodicamente (5, 8, 15, 30 e 45 dias), a fim de acompanhar sua variação. A amostra de lodo seco foi obtida quando a umidade atingiu valor abaixo de 15% (OLIVEIRA JUNIOR et al., 2010), o que foi

evidenciado após o trigésimo dia. O material caracterizava-se neste momento como granular de tamanho pedregulho (BERALDO et al., 2011). A sequência de fotos da Figura 2 mostra a contração do lodo, durante o período de perda de umidade até aproximadamente 15%. Pode-se observar desde a formação de agregados até a transformação do lodo em um material granular.



Figura 2 – Transformação do lodo de ETA do estado líquido para sólido

Fonte: Teixeira et al., 2013

Para avaliar a possibilidade da codisposição do lodo de ETA em barreiras impermeabilizantes de aterros sanitários, seja na impermeabilização de fundo ou coberturas diária e final, o material deve apresentar características físico-químicas que sejam semelhantes às do solo utilizado para a finalidade. Deste modo, Teixeira et al. (2013) analisaram o lodo conforme os mesmos parâmetros físico-químicos mencionados para a análise do solo (análise granulométrica, limites de consistência, massa específica dos sólidos, pH em KCl, carbono, MO e CTC).

c) Mistura solo-lodo

As misturas analisadas neste estudo estão apresentadas na Tabela 2 com os respectivos traços, em massa.

Tabela 2 – Traço das misturas Solo-Lodo

Tipo de solo	Argiloso	Arenoso
Proporção ⁽¹⁾	1 : 0,5	1 : 0,25
	1 : 1	

⁽¹⁾Relação Solo-Lodo, em massa.

Inicialmente os traços para a mistura solo argiloso e lodo foram escolhidos por representarem aplicações práticas em campo. Além disso, considerou-se que a combinação entre o lodo não destorroado, somente após desidratação em leito de drenagem, e o solo argiloso tivesse bom empacotamento, visto que há predomínio de partículas grossas no lodo e de partículas finas no solo, causando certo grau de equilíbrio na distribuição dos grãos.

Para o solo arenoso foram seguidos os mesmos princípios, porém, como este já se tratava de um material com maior granulometria natural, optou-se por uma menor proporção de lodo não destorroado agregada, novamente, objetivando um possível equilíbrio na distribuição de grãos no sistema.

d) Ensaios de Compactação e Permeabilidade

Para ambos os solos e também para os traços solo-lodo testados, foram realizados ensaios de compactação em cilindro Proctor com Energia Normal e reuso de solo e número mínimo de cinco corpos de prova para a obtenção da curva de compactação (NBR 7182/1986). A compactação foi realizada por meio de um soquete de 2,5 kg em queda livre a 30 cm de altura, utilizando um cilindro de volume de aproximadamente 1000 cm³, aplicando-se 26 golpes em 3 camadas, sendo a primeira e a segunda camadas escarificadas após a aplicação dos golpes. Depois de compactados, os corpos de prova foram extrudados, e com as sobras de material, os teores de umidade foram verificados. Com as curvas de compactação foram obtidas as umidades ótimas ($\omega_{\text{Ótima}}$) e massas específicas secas máximas ($\rho_{\text{dMáxima}}$) para os solos e para as misturas.

Os ensaios de permeabilidade foram então realizados em permeâmetro de carga variável (NBR 14545/2000), pelo método B, em amostras dos materiais (solo e misturas solo-lodo) compactados com umidade e massa específica secas próximas a $\omega_{\text{Ótima}}$ e $\rho_{\text{dMáxima}}$. Todos os ensaios de laboratório foram realizados em via seca com grau de compactação mínimo definido em 95% e desvio máximo do teor de umidade de $\pm 1\%$

RESULTADOS E DISCUSSÕES

a) Caracterização dos materiais

A Tabela 3 resume as características físico-químicas dos dois tipos de solo e do lodo de ETA. As curvas granulométricas dos materiais estão apresentadas na Figura 3.

Tabela 3 – Características físico-químicas dos solos e do lodo de ETA utilizados no estudo

Caracterização		Material		
		Tipo de Solo		Lodo de ETA ⁽³⁾
		Argiloso ⁽¹⁾	Arenoso ⁽²⁾	
Física	Massa específica dos sólidos (g.cm ⁻³)	3,03	2,69	2,75
	Limite de Liquidez – LL (%)	52	31	NP ⁽⁴⁾
	Limite de Plasticidade – LP (%)	38	15	NP
	Índice de Plasticidade (%)	14	16	NP
Química	pH (em KCl)	4,4	3,9	5,1
	C (g.kg ⁻¹)	4,77	ND ⁽⁵⁾	18,35
	Matéria orgânica (g.kg ⁻¹)	8,20	ND	31,56
	CTC (cmolc.kg ⁻¹)	8,87	3,42	16,95

Notas: ⁽¹⁾ Solo de Londrina/PR; ⁽²⁾ Solo de Mandaguçu/PR; ⁽³⁾ Lodo seco não destorroado; ⁽⁴⁾ Não Plástico; ⁽⁵⁾ Não Detectável.

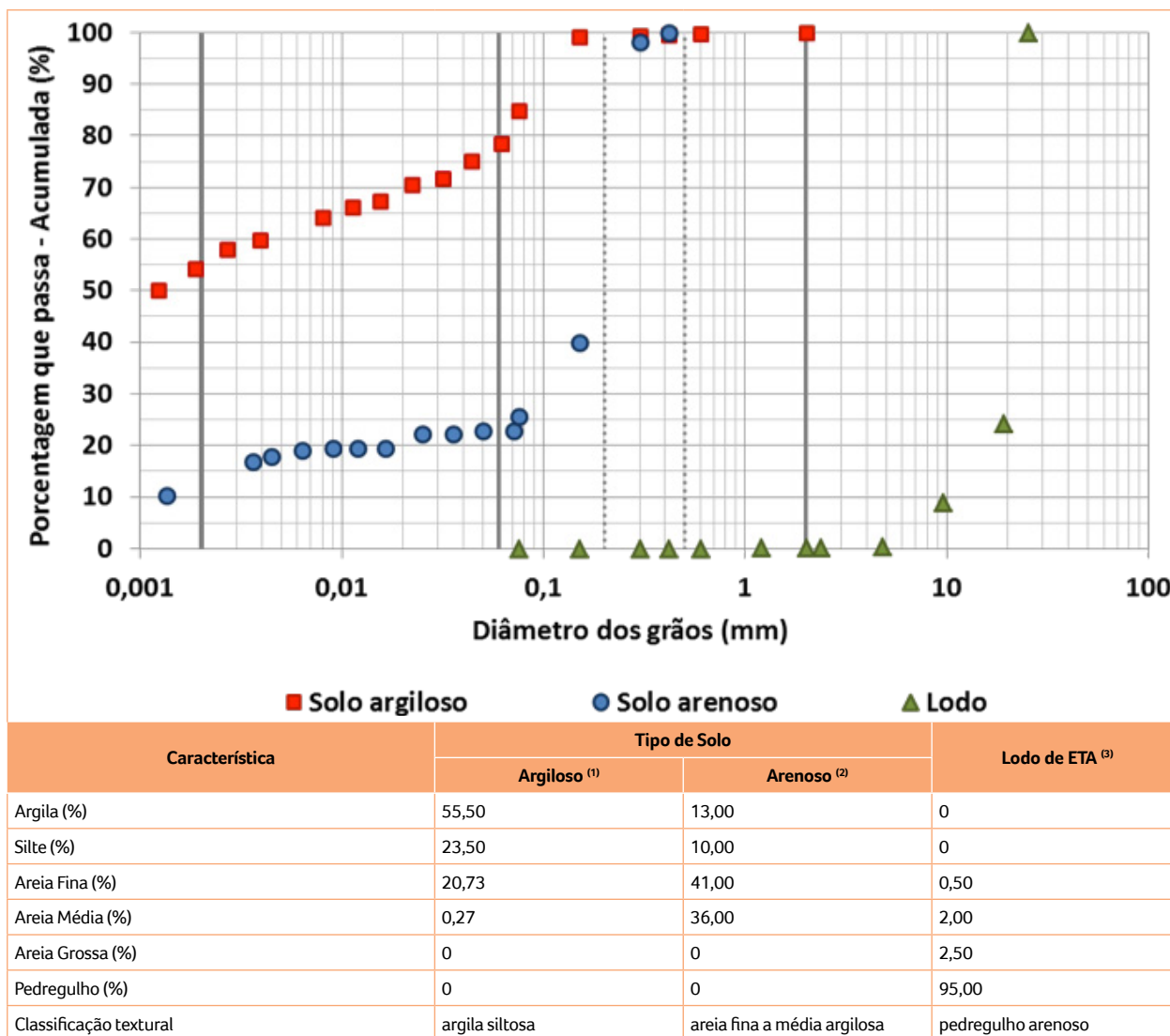


Figura 3 – Curva granulométrica, percentuais e classificação textural dos materiais estudados

Notas: ⁽¹⁾ Solo de Londrina/PR; ⁽²⁾ Solo de Mandaguçu/PR; ⁽³⁾ Lodo seco não destorroado.

É possível observar que a massa específica dos sólidos (ρ_s) dos dois solos apresentou valores condizentes com o que é descrito pela literatura (PAIVA NETO et al., 1951). Para o solo argiloso, o valor elevado observado ($\rho_s = 3,03 \text{ g.cm}^{-3}$) pode ser explicado pela significativa presença de óxidos de ferro, constituinte bastante denso que acaba por imprimir tal característica ao solo (HAULY, 2010). Já quanto ao solo arenoso, o valor ($\rho_s = 2,69 \text{ g.cm}^{-3}$) justifica-se pela composição ser, prioritariamente, de partículas de quartzo.

Os valores referentes aos limites de consistência para os dois tipos de solo (argiloso e arenoso) também se apresentaram como esperado, uma vez que se assemelham aos valores típicos de LL e LP citados por Belincanta e Gutierrez (2010) para solos argilosos e arenosos provenientes do sul do país. Franceschet et al. (2005) também estudaram diferentes tipos de solos utilizados para a impermeabilização da camada de base e de cobertura de aterros sanitários na região Sul, e os resultados mostram valores que corroboram com os encontrados neste trabalho. Já o lodo de ETA seco apresentou-se como material não plástico (NP), fato este justificado pela baixíssima proporção de finos, os quais respondem por apenas 0,2% de material passante na peneira 0,075 mm (TEIXEIRA et al., 2013). Considerando sua possibilidade de aplicação em aterros sanitários, os dois tipos de solos apresentaram os parâmetros LL e IP condizentes com o requisito mínimo previstos por Boscov (2008) – Tabela 1.

O solo argiloso deste estudo apresentou mais de 55% de partículas de tamanho argila, podendo ser classificado como argila siltosa. Rocha et al. (1991) classificou o solo desta região como sendo Latossolo vermelho-escuro laterítico. Dentre as características peculiares deste tipo de solo, tem-se seu caráter fortemente ácido e baixa CTC, ambas condições observadas nos resultados do presente estudo – pH de 4,4 e CTC de $8,87 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ (PIERANGELI et al., 2001). O teor de carbono

orgânico e o valor aludido da matéria orgânica estão em consonância com valores esperados para solos coletados na profundidade de dois metros ou mais (TEIXEIRA et al., 2013).

O solo arenoso do presente estudo, apresentando 41% de areia fina, de um total de 77% de areia, foi classificado como areia fina a média argilosa. Este elevado teor de partículas do tamanho areia possibilitaria a inferência de que se trata de um solo com baixa capacidade de retenção de íons presentes na solução que percola, característica esta confirmada pela baixa CTC observada. No entanto, ao ser compactado, as características de atenuação de contaminantes podem ser interessantes sob o ponto de vista da impermeabilização de aterros. Hamada et al. (2004) ao trabalhar com solos arenosos que ocorrem na região de Bauru/SP (areia fina pouco argilosa vermelha) também constataram baixa CTC e, mesmo assim, seus estudos apontaram que o solo apresentou capacidade de atenuação, especialmente quando compactado em graus acima de 85% do Proctor Normal. Não foi detectada presença de matéria orgânica no solo arenoso, provavelmente devido à localização do local de coleta do solo – parte inferior de um talude, longe da camada superior onde conhecidamente há maior concentração de materiais orgânicos.

O lodo de ETA apresentou valor de carbono orgânico e matéria orgânica consideravelmente maior do que o próprio solo argiloso. Tal ocorrência, de certa forma, era esperada, visto que no material há a concentração dos elementos encontrados no solo e, eventualmente, algas e bactérias que, junto à água, entram no processo de tratamento. Apesar disso, o teor de matéria orgânica do lodo ($31,56 \text{ g.kg}^{-1}$) é inferior a teores encontrados em resíduos de aterros sanitários que, na média nacional, compreendem cerca de $50\text{--}55 \text{ g.kg}^{-1}$ (IPEA, 2012). Desta forma, o uso da mistura solo-lodo aparentemente não acarretaria prejuízo ambiental. A CTC no lodo é cerca de duas vezes maior que

a do solo argiloso e mais de cinco vezes maior que a do solo arenoso, o que contribui para a retenção de metais, sendo um fator benéfico para o sistema do aterro sanitário (TEIXEIRA et al., 2013).

b) Curva de Compactação e Coeficiente de Permeabilidade

As curvas de compactação obtidas nos ensaios em laboratório estão representadas na Figura 4.

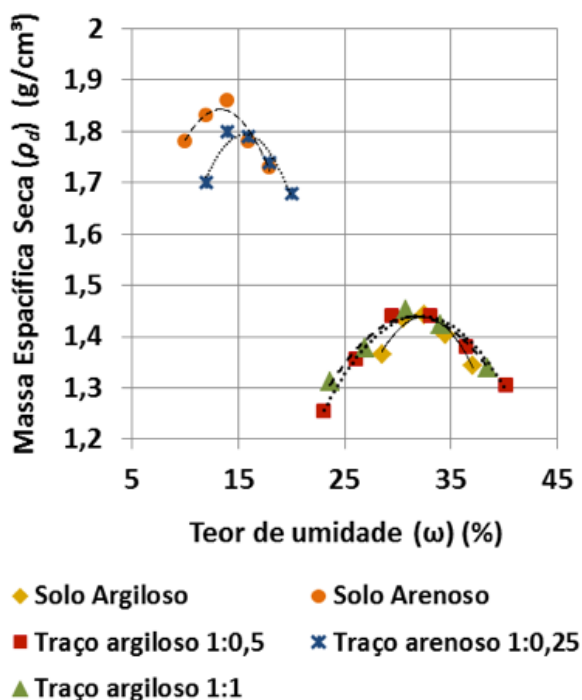


Figura 4 – Curvas de compactação dos solos e das misturas

A partir das curvas de compactação foi possível determinar os valores de $\omega_{\acute{o}tima}$ e $\gamma_{dM\acute{a}xima}$ para os solos e para as misturas, os quais estão apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 – Valores de $\omega_{\acute{o}tima}$ e $\gamma_{dM\acute{a}xima}$ dos solos e das misturas

Tipo de solo	$\omega_{\acute{o}tima}$ (%)	$\rho_{dM\acute{a}xima}$ (g/cm ³)
Solo Argiloso	32,4	1,43
Traço argiloso 1:0,5	32,8	1,44
Traço argiloso 1:1	31,8	1,45
Solo Arenoso	14,0	1,86
Traço Arenoso 1:0,25	14,5	1,80

Os resultados mostram que $\omega_{\acute{o}tima}$ e $\gamma_{dM\acute{a}xima}$ para o solo argiloso e para as misturas contendo este tipo de solo mostraram-se muito próximas. A mesma constataao pode ser feita para o solo arenoso e sua mistura, mas com uma ressalva – com uma maior umidade, a mistura apresentou menor massa específica seca.

Santos (2008) afirma que, comparativamente, os solos com predominio de argila apresentam teor de umidade ótima mais elevado, conduzindo a valores mais reduzidos de massas específicas secas. Já os solos mais grosseiros têm o teor de umidade ótima mais reduzido, atingindo valores mais elevados de massa específica seca, conforme foi observado.

A permeabilidade é a propriedade do solo que avalia a facilidade de percolao de água através dos vazios do solo. Como foram trabalhados solos compactados, cuja característica básica é o baixo ndice de vazios (relaao entre volume de vazios e volume de sólidos), utilizou-se um permeâmetro de carga variável, instrumento mais recomendado para este tipo de ensaio. Assim, os corpos de prova do ensaio de permeabilidade puderam ser montados na condiao de máxima eficiência da compactaao, ou seja, $\omega_{\acute{o}tima}$ e $\rho_{dM\acute{a}xima}$ obtidas da curva de compactaao.

Os valores dos coeficientes de permeabilidade (*k*) obtidos dos ensaios de laboratório, realizados para o solo, lodo e traços estão descritos na Tabela 5.

Tabela 5 – Coeficientes de permeabilidade

Tipo de solo	<i>k</i> (m.s ⁻¹)
Solo Argiloso	1,0 x 10 ⁻⁹
Traço argiloso 1:0,5	6,3 x 10 ⁻¹⁰
Traço argiloso 1:1	3,1 x 10 ⁻¹⁰
Solo Arenoso	3,5 x 10 ⁻⁹
Traço Arenoso 1:0,25	5,2 x 10 ⁻⁹

Observa-se que todos os materiais apresentaram *k* na faixa de 10⁻¹⁰ e 10⁻⁹ m.s⁻¹, mostrando uma variaao de até dez vezes. Ressalta-se ainda que tais

valores enquadram-se nos valores referência para materiais de baixa permeabilidade, indicados para uso em obras de aterro sanitário (BOSCOV, 2008). Vale destacar que a granulometria pedregulhosa do lodo não alterou significativamente a permeabilidade dos solos aos quais foi acrescido, uma vez que esta foi perceptivelmente reduzida durante o processo de compactação – observou-se a quebra dos torrões do lodo quando compactado.

CONCLUSÃO

O incremento de lodo de ETA aos solos estudados, após compactação, mostrou-se viável, uma vez que os coeficientes de permeabilidade apresentaram valores menores para os traços com o solo argiloso e próximo para o traço com o solo arenoso quando comparados aos solos compactados sem adição do lodo. Isso evidencia o potencial das misturas na retenção de percolados dos aterros e ratifica a indicação da aplicação do lodo ao solo para a confecção das barreiras impermeabilizantes. Além disso, a codisposição do lodo em si apresenta-se como um ganho para o gerenciamento deste resíduo, visto que, uma vez observada sua potencialidade, ETAs de pequeno porte podem vir a utilizar de tal técnica, minimizando volume de um resíduo que poderia ser destinado ao aterro sanitário, bem como a eventual necessidade de implantação de tecnologias mais onerosas.

AGRADECIMENTO

Agradecemos a SANEPAR pelo apoio financeiro concedido à pesquisa.

REFERÊNCIAS

- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 7181 – Análise Granulométrica. Rio de Janeiro: ABNT, 1984.
- _____. NBR 6508 – Determinação da Massa Específica dos Grãos. Rio de Janeiro: ABNT, 1984.
- _____. NBR 6459 – Determinação do Limite de Liquidez. Rio de Janeiro: ABNT, 1984.
- _____. NBR 7180 – Determinação do Limite de Plasticidade. Rio de Janeiro: ABNT, 1984.

_____. NBR 6457 – Amostras de solo: preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização. Rio de Janeiro: ABNT, 1986.

_____. NBR 7182 – Solo: Ensaio de Compactação. Rio de Janeiro: ABNT, 1986.

_____. NBR 14545 – Solo: Determinação do coeficiente de permeabilidade de solos argilosos a carga variável. Rio de Janeiro: ABNT, 2000.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 10004: Resíduos Sólidos – Classificação. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

BELINCANTA, A.; GUTIERREZ, N.H.M. Compactação de solos. Maringá: EDUEM, 2010. 76p.

BERALDO, F. M, TEIXEIRA, R. S., RODRIGUEZ, T. T. Caracterização física, capacidade de compactação e permeabilidade de lodo de ETA. In: XX ENCONTRO ANUAL DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA – UEPG, 2011. Anais... CD ROM ANAIS DO XX EAIC 2011. Ponta Grossa: UEPG, 2011. p. 4.

BOSCOV, M. E.G. Geotecnia Ambiental. São Paulo: Oficina de textos, 2008. 248p.

FRANCESCHET, M.; CASTILHOS JUNIOR, A. B.; MACCARINI, M.; PRIM, E. C. C.; FUNARI, C. Estudados solos utilizados para a impermeabilização da camada de base e de cobertura de aterros sanitários de Santa Catarina. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23, Campo Grande: Anais... Campo Grande: [s.n.], 2005.

HAMADA, J.; CALCAS, D.A.N.Q.P.; GIACHETI, H.L. Influência da compactação de um solo arenoso na infiltração e retenção de carga orgânica de chorume. Eng. Sanit. Ambient. [s.l.]:[s.n.], 2004. vol.9, n.3, p. 180-186.

HAULY, S.L. Parâmetros de comportamento do solo compactado da cidade de Londrina. 2010. 110 fls. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Civil) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina/PR. 2010.

IPEA, Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos: Relatório de Pesquisa. MILANEZ et al. [coord.]. Brasília: IPEA, 2012.

KATAYAMA, V.T. Quantificação da produção de lodos de estação de tratamento de água de ciclos completo: uma análise crítica. 2012. 144 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia – Engenharia Hidráulica) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo. São Paulo: USP, 2012.

LANGE, L.C.; AMARAL, M.C.S. Geração e características do lixiviado. In: Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras. Luciana Paulo Gomes (coordenadora). Rio de Janeiro: ABES, 2009. 360p.

OLIVEIRA JUNIOR, O. M., FERNANDES, F., RODRIGUEZ, T. T. Caracterização Física de Lodo de Estação de Tratamento de Água Retirado de Leito de Secagem. XIX Encontro Anual de Iniciação Científica

fica, EAIC 2010. UNICENTRO, Guarapuava: UNICENTRO, 2010. 4p. CD-ROM.

PAIVA NETO, J. E. de; et al. Observações gerais sobre os grandes tipos de solo do estado de São Paulo. *Bragantia* [on-line]. 1951, vol.11, n.7-9, pp. 227-253. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/brag/v11n7-9/05.pdf>> Acesso em: 13 set. 2014.

PEREIRA, V.E. Disposição de lodo adensado de ETA em ETE com tratamento primário quimicamente assistido. 2011. 170 f. Dissertação (Pós-graduação da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo) – Universidade Estadual de Campinas. Campinas: UNICAMP, 2011.

PIERANGELI, M. A. P.; GUILHERME, L. R.G.; OLIVEIRA, L. R.; CURI, N.; SILVA, M. L. N. Efeito da força iônica da solução de equilíbrio sobre a adsorção/desorção de chumbo em latossolos brasileiros. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.36, n.8, p.1077-1084. 2001.

ROCHA, G. C.; BARROS, O. N. F.; GUIMARÃES, M. F. Distribuição espacial e características dos solos do Campus da Universidade Estadual de Londrina, PR. Londrina: Ciências Agrárias, 1991, Vol.12, n.1, p. 21-25.

RODRIGUEZ, T. T. et al. Estudo da Compactação de Lodo de ETA para Uso em Aterros Sanitários. In: *REGEO/Geossintéticos 2011*, 2011, Belo Horizonte. *REGEO/Geossintéticos 2011*. São Paulo: ABMS, 2011. v. 1. p. 1-8.

SANTOS, J.A. Compactação: elementos teóricos. Instituto Superior Técnico, Departamento de Engenharia Civil e Arquitetura – Mestrado em Engenharia Civil. 2008.

SILVA, R. C., SILVA, S.M.C.P., TEIXEIRA, R.S. Caracterização geotécnica do lodo da Estação de Tratamento de Água Cafezal (Londrina-Paraná). In: *Anais do XXXI Congresso Interamericano AIDIS*. Santiago: 2008. Vol.1, 1-9.

SILVEIRA, C. Desaguamento de Lodo de Estações de Tratamento de Água por Leito de Drenagem / Secagem com Manta Geotêxtil. 2012. 136 f. Dissertação (Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento). Londrina: UNEL, 2012.

TEIXEIRA, R.S.; RODRIGUEZ, T.T.; FERNANDES, F. Uso do Lodo de ETA em Aterro Sanitário. Lodo de Estações de Tratamento de Água – Gestão e Perspectivas Tecnológicas. 1ed. Curitiba: Sane-par, 2013. v. 1, p. 410-440.

Subsídios para implantação do processo de compostagem em município de pequeno porte: estudo de caso em Corumbataí-SP

Subsidy for the implementation of the composting process in small municipalities: case study in Corumbataí-SP

- **Data de entrada:**
09/07/2013
- **Data de aprovação:**
22/02/2016

Lucilene de Aquino, Bernardo Arantes do Nascimento Teixeira

DOI:10.4322/dae.2016.019

RESUMO

O presente trabalho de pesquisa teve como objetivo investigar a gestão dos resíduos sólidos domiciliares (RSD) no município de Corumbataí-SP, para subsidiar a implantação de um processo de compostagem. Para isso, foi realizada caracterização gravimétrica dos RSD, e foram analisadas alternativas de compostagem aplicáveis ao município. O estudo também buscou avaliar a percepção da população quanto ao assunto em questão, bem como sua aceitação da separação prévia dos resíduos orgânicos compostáveis (ROC). Das caracterizações gravimétricas realizadas nos meses de junho e dezembro de 2011, obteve-se um percentual elevado de matéria orgânica (80%), identificando-se, portanto, a viabilidade da implantação de um processo de compostagem. Nesse sentido, foi sugerida a utilização do sistema manual de leiras revolvidas, em virtude da tecnologia simplificada, constituída de equipamentos de fácil manutenção e de baixo custo de aquisição. A pesquisa realizada com a população constatou que 51% dos entrevistados apresentaram conhecimento sobre o tema compostagem, além de saberem identificar quais dos resíduos poderiam ser compostados. Outro dado importante observado na pesquisa foi que 98% dos entrevistados estão dispostos a separar os resíduos orgânicos para a compostagem. Assim, constatou-se uma perspectiva positiva quanto à introdução da separação de resíduos orgânicos compostáveis (ROC), uma vez que a prática da coleta seletiva encontra-se incorporada no hábito da população, conforme constatado na pesquisa de conhecimento e opinião dos moradores sobre a compostagem.

Palavras-chave: resíduos sólidos, caracterização gravimétrica, compostagem.

ABSTRACT

This research aimed to investigate the management of solid households waste (SHW) in the city of Corumbataí-SP, to support the implementation of a composting process. For this, gravimetric featurig of the SHW was performed and alternatives were analyzed of composting applicable to the municipality. The study also aimed to evaluate the perception of the population to the subject in question as well as their acceptance of previous separation of organic waste. In gravimetric characterizations made in June and December 2011 we obtained a high percentage of organic matter (80%), identifying the practicability of implementing a composting process. Thus, it was suggested the use of a manual upturned ranks system, with simplified technology, equipments with easy service and low cost. The research done with the population showed that 51% of the interviewed had knowledge about what is organic composting besides knowing what kind of waste can be composted.

Another important fact observed in the research was that 98% of the interviewed are willing to separate organic waste for composting. So, it was found a positive expectation to the introduction of the process on separating compostable organic waste (COW). Clearly, the practice of waste selective collection is already fully incorporated into people's habits. This fact was corroborated by our opinion research.

Keywords: solid waste, gravimetric characterization, composting.

Lucilene de Aquino – Graduada em Ciências Biológicas pelo Centro Universitário Herminio Ometto de Araras – UNIARARAS. Mestre em Engenharia Urbana pela Universidade Federal de São Carlos, UFSCAR. Bióloga da Prefeitura Municipal de Corumbataí-SP.

Prof. Dr. Bernardo Arantes do Nascimento Teixeira – Dep. Engenharia Civil/PPG Engenharia Urbana/Universidade Federal de São Carlos. Endereço para Correspondência: Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia, Departamento de Engenharia Civil. / Rodovia Washington Luiz, km 235 Monjolinho CEP 13565-905 – Sao Carlos, SP – Brasil – Caixa-postal: 676 email: lucileneaquino@yahoo.com.br

1 – INTRODUÇÃO

1.1 Considerações Iniciais

A geração de resíduos sólidos vem acompanhando a humanidade desde os primórdios das civilizações. Inicialmente, por serem constituídos basicamente de sobras de alimentos, vegetais, excrementos e restos de animais, geravam poucos impactos ambientais, visto que eram rapidamente incorporados ao meio ambiente.

Esse cenário foi rapidamente modificado a partir da revolução industrial, que provocou profundas transformações nos processos de produção e consumo. Se por um lado, o desenvolvimento tecnológico promoveu o conforto e bem-estar da população, trazendo uma infinidade de produtos agregados a embalagens sofisticadas para acompanhar a vida moderna, por outro, aumentou a quantidade de embalagens a serem descartadas sem condições de se reintegrar ao ambiente, em decorrência de sua complexidade.

Apesar do crescente uso das embalagens descartáveis, a composição dos Resíduos Sólidos Domésticos (RSD) de países em desenvolvimento ainda é constituída, em sua maior parte, de matéria orgânica (LIMA, 2001; ABRELPE, 2011), que em processo de degradação nas áreas de aterro, gera líquidos altamente poluentes, que podem atingir as águas superficiais e subterrâneas. Além disso, a geração de gases também contribui para a poluição atmosférica, principalmente no que diz respeito ao aquecimento global, com a emissão do gás metano. Soma-se a isso a proliferação de vetores que encontram alimento e abrigo na massa orgânica dos RSD e que podem afetar direta ou indiretamente a população na transmissão e causa de doenças.

Não só do ponto de vista ecológico, ambiental e sanitário, como também do ponto de vista econômico e social, torna-se uma incoerência aterrar os resíduos orgânicos. A concepção moderna da gestão dos RSD tem como princípios a redução, a

reutilização e a reciclagem destes resíduos. Com a aprovação da Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010), esta nova abordagem passa a ter uma exigência legal, deixando de ser apenas uma opção.

No entanto, a prática da compostagem ainda é pouco difundida no âmbito da gestão de RSD, seja por experiências malsucedidas no passado ou simplesmente pela falta de conhecimento por parte de técnicos e administradores públicos (INÁCIO; MILLER, 2009). Assim, na maior parte das vezes, os serviços se resumem à coleta, varrição e limpeza pública, tendo como disposição final o aterro sanitário ou mesmo áreas inadequadas – os lixões.

Associado a isso, tem-se a falta de cultura da própria sociedade, que não incorpora no seu dia a dia a prática de separar e aproveitar os resíduos orgânicos para fins mais importantes que o simples descarte (LOPES et al., 2010).

À medida que a compostagem passa a ganhar mais destaque no contexto do manejo da fração orgânica dos RSD, amplia-se a necessidade da realização de estudos e projetos relativos à mesma, de modo a identificar condições favoráveis e desfavoráveis à sua implantação e operação, além de definir estratégias de conscientização da sociedade. O presente artigo apresenta um estudo realizado com estas finalidades, no âmbito de um município de pequeno porte do interior paulista.

1.2 Caracterização do município e seu sistema de Gestão de RSD

O município de Corumbataí, Estado de São Paulo, possui uma área territorial de 278 km². Sua população segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia – IBGE (2010) é de 3.874 habitantes, sendo que 2.092 residem na área urbana, e 1.782, na área rural. A cidade está localizada no vale formado pelo Rio Corumbataí, tendo como municípios limítrofes ao norte Analândia, ao sul, Rio Claro, a leste, Leme e a oeste, Itirapina. Todo

o território do município está inserido na Área de Proteção Ambiental (APA) Corumbataí, unidade de conservação que tem como um de seus principais atributos a proteção dos recursos hídricos.

O sistema de gerenciamento dos RSD é operado pela própria Prefeitura Municipal, que desde 1995 vem desenvolvendo um programa de coleta seletiva, que, além de propor novas alternativas ambientalmente corretas para o destino dos RSD, também objetivou uma mudança na percepção ambiental da comunidade (CORUMBATAÍ, 2010).

O programa de coleta seletiva abrange 100% dos domicílios urbanos e atende uma média de 10% das propriedades rurais. Para a realização da separação dos resíduos sólidos na fonte geradora, o poder público distribui gratuitamente em todos os domicílios, comércios e indústrias um kit (Figura 1) composto por um balde plástico de 20 litros na cor laranja, destinado aos resíduos não recicláveis (restos de comidas, cascas de frutas e verduras, sanitários, etc.) e um saco de ráfia na cor branca, no qual se lê impresso “Reciclável”, para o depósito dos resíduos secos passíveis de reciclagem, tais como plásticos, metais, vidros e papéis.

Figura 1: Kit da coleta seletiva.



A coleta dos resíduos destinados ao aterro sanitário (que serão aqui denominados como Resíduos Sólidos Domiciliares Úmidos – RSDu) é realizada três vezes por semana (segunda, quarta e sexta-feira) pelo sistema porta a porta, por um caminhão compactador. Em média, são coletadas 40 t/mês, correspondendo a uma produção *per capita* de aproximadamente 630 g/hab.dia (CORUMBATAÍ, 2010).

Estes resíduos sólidos têm sua disposição em aterro sanitário do próprio município, devidamente licenciado e monitorado pela Companhia Ambiental de São Paulo – CETESB.

Para a coleta dos resíduos recicláveis, é utilizado um caminhão com carroceria do tipo baú, cuja coleta também consiste no sistema porta a porta, uma vez por semana. Durante o processo de coleta, ocorre a troca do saco de ráfia contendo os recicláveis por outro vazio.

Após a coleta, os materiais são encaminhados para a central de triagem, onde passam por um processo de separação mais específico, sendo em seguida prensados e armazenados para sua comercialização. São coletados em média 10 t/mês de materiais recicláveis, gerando uma produção *per capita* de aproximadamente 157 g/hab.dia (CORUMBATAÍ, 2010).

2. OBJETIVO

O presente trabalho de pesquisa teve como objetivo geral investigar a gestão dos resíduos sólidos domiciliares (RSD) num município de pequeno porte (Corumbataí, SP), tendo como contexto a possibilidade de implantação da compostagem a partir da coleta seletiva da fração orgânica, avaliando-se também o nível de conhecimento e aceitação do referido processo pela população.

3. METOLOGIA

A pesquisa desenvolveu-se em três etapas, a saber: caracterização gravimétrica dos Resíduos

Sólidos Domiciliares Úmidos (RSDu), de modo a se determinar a quantidade de Resíduos Orgânicos Compostáveis (ROC); estudos sobre alternativas de compostagem e escolha da alternativa mais adequada ao local; e pesquisa para avaliação do conhecimento e aceitação pela sociedade. Tais etapas são descritas nos itens a seguir.

3.1 Procedimentos da Caracterização Gravimétrica dos RSD de Corumbataí

Uma vez que o município de Corumbataí já desenvolvia a coleta seletiva, sendo os resíduos sólidos domiciliares separados nas frações “seca” e “úmida” na fonte geradora, a caracterização gravimétrica se pautou pela amostragem dos RSDu, que são coletados para serem encaminhados para o aterro sanitário.

Para determinação do tamanho da amostra, adotou-se a metodologia proposta por Gil (1999), optando-se por fazer a coleta separada das amostras dos RSDu diretamente na porta das residências num momento anterior à coleta propriamente dita.

O número de amostras foi determinado de modo a se ter um nível de confiança superior a 95% e um erro inferior a 4,5%. Assim, para um total de 875 residências na área urbana, foram caracterizados os resíduos de 90 delas, valor pouco acima de 10%. Salienta-se que as amostras foram coletadas sempre nas mesmas residências selecionadas.

O processo de coleta e caracterização gravimétrica das amostras foi feito em parceria com a Prefeitura Municipal, com a participação dos funcionários responsáveis pelos serviços de coleta de RSD. Os momentos de coleta das amostras estão apresentados na Tabela 1. Foram coletadas amostras em dois meses diferentes do ano (junho e de-

zembro). Em cada mês, foram feitas caracterizações em três dias na primeira semana (segunda, quarta e sexta) e uma por semana (às quartas) nas três semanas seguintes do mês.

Em cada um dos dias de coleta, as amostras das 90 residências eram colocadas no caminhão coletor, o qual era pesado em balança de carga. Em seguida, as amostras eram encaminhadas para o pátio da central de triagem da coleta seletiva, onde eram depositados em lona plástica e em seguida era realizada a triagem dos resíduos.

Tabela 1: Frequência das coletas realizadas.

Mês	Semana	Dias
Junho	1 ^a	Segunda-feira, Quarta-feira e Sexta-feira
	2 ^a	Quarta-feira
	3 ^a	Quarta-feira
	4 ^a	Quarta-feira
Dezembro	1 ^a	Segunda-feira, Quarta-feira e Sexta-feira
	2 ^a	Quarta-feira
	3 ^a	Quarta-feira
	4 ^a	Quarta-feira

A caracterização gravimétrica foi realizada de forma a quantificar os resíduos passíveis de compostagem. Os componentes dos RSD foram agrupados nas seguintes categorias: matéria orgânica; resíduos sanitários; plásticos; papel/papelão; tecidos; couros; alumínio; outros metais; embalagens longa vida (multifolhas); EPS (poliestireno expandido, conhecido como “isopor”); e vidros. Embora não muito comum, optou-se por incluir a categoria “resíduos sanitários”, que corresponde a papéis higiênicos, fraldas e absorventes femininos. A Figura 2 apresenta imagens das etapas da caracterização gravimétrica das amostras coletadas. Os materiais separados eram acondicionados em sacos plásticos e posteriormente pesados no local, exceto os resíduos orgânicos que foram acondicionados em tambores plásticos de 50 L para as pesagens (Figura 3).



Figura 2: Etapas da caracterização gravimétrica dos RSD



Figura 3: Acondicionamento e pesagem dos resíduos orgânicos resultante da triagem.

3.2 Estudo dos Métodos de Compostagem

O estudo das alternativas de compostagem que pudessem ser aplicadas ao município em questão pautou-se pela bibliografia que aborda os prin-

cipais processos disponíveis atualmente. As variáveis citadas a seguir foram consideradas para efeito de concepção e estudo, visando definir a escolha do método de compostagem:

- a) quantidade de resíduos orgânicos;
- b) área disponível e acessibilidade;
- c) mão de obra (exigência e disponibilidade);
- d) infraestrutura necessária;
- e) equipamentos necessários;
- f) impactos no entorno;

A partir destas variáveis, associadas a um pré-dimensionamento, chegou-se à escolha do método que se mostrou mais adequado ao contexto local.

3.3 Avaliação do conhecimento e aceitação da população a respeito da compostagem de ROC associada à sua separação prévia.

O conhecimento da população sobre compostagem e o nível de aceitação para separação prévia dos ROC foram avaliados por meio de um questionário

aplicado aos moradores responsáveis pelo manejo dos resíduos nas mesmas residências que tiveram seus RSDu coletados separadamente para as caracterizações gravimétricas.

O questionário foi composto por onze questões, sendo parte delas com respostas fechadas (conjunto de alternativas para escolha de uma) e outras abertas.

4 RESULTADOS

4.1 Caracterização Gravimétrica dos RSDu

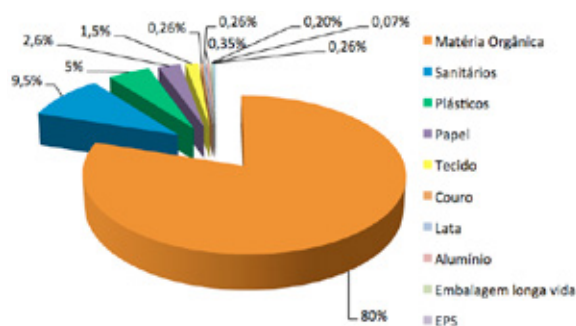
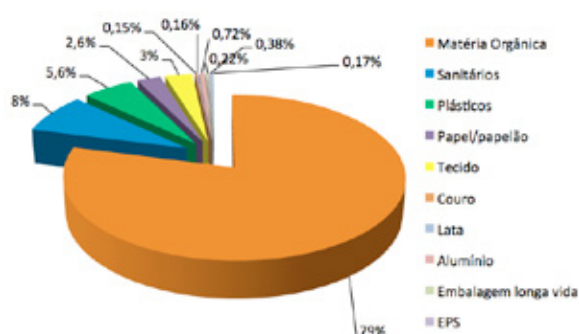
Os resultados obtidos das caracterizações gravimétricas dos RSDu destinados ao aterro sanitário estão representados nas Tabelas 2 e 3 e nas Figuras 4 e 5.

Tabela 2: 1ª Caracterização Gravimétrica dos RSDu de Corumbataí. (junho/2011)

Data	06.06		08.06		10.06		15.06		22.06		29.06		Média	
Tipos de Materiais	Peso (kg)	%	Peso (kg)	%	Peso (kg)	%	Peso (kg)	%	Peso (kg)	%	Peso (kg)	%	Peso (kg)	%
Matéria Orgânica	377	79,0	371	81,0	375	83,0	281	80,0	248	77,0	208	77	310	80
Sanitários	45	9,0	40	9,0	36	8,0	36	10,0	28	9,0	36	13,3	37	9,5
Plástico	30	6,0	25	5,0	16	3,5	16	5,0	18	6,0	14	5,2	20	5
Papel	10	2,0	15	3,0	12	3,0	5	1,5	10	3,0	6	2,2	10	2,6
Tecido	10	2,0	5	1,1	6	1,4	6	1,72	9	2,82	2	0,8	6	1,5
Couro	05	1,4	0	0	1	0,22	0,5	0,15	0,5	0,16	0	0	1	0,26
Lata	01	0,20	1	0,22	0,5	0,11	1	0,30	2	0,62	1	0,4	1	0,26
Alumínio	01	0,20	1,5	0,34	1,5	0,33	1,5	0,43	1	0,31	1,5	0,6	1,3	0,35
Embalagem multifolhas	0,5	0,10	1	0,22	0,5	0,11	1	0,30	1	0,31	0,5	0,2	0,75	0,20
EPS (isopor)	0,5	0,10	0	0	0,5	0,11	0	0	0,5	0,16	0	0	0,25	0,07
Vidro	0	0	0,5	0,12	1	0,22	2	0,6	2	0,62	1	0,3	1	0,26
Peso Amostra	480	100	460	100	450	100	350	100	320	100	270	100	388	100
Peso total	4.160 kg		3.271 kg		3.310 kg		2.890 kg		2.880 kg		2.470 kg		3.164 kg (+/- 577)	

Tabela 3: 2ª Caracterização Gravimétrica dos RSDu de Corumbataí. (dezembro/2011)

Data	05.12		07.12		09.12		14.12		21.12		28.12		Média	
Tipos de Materiais	Peso (kg)	%	Peso (kg)	%	Peso (kg)	%	Peso (kg)	%	Peso (kg)	%	Peso (kg)	%	Peso (kg)	%
Matéria Orgânica	375	83,33	292	78,5	303	73,5	245	73,0	342	83,0	345	80,6	317	79,0
Sanitários	29	6,45	37	10,0	37	9,0	35	10,0	28	7,0	30	7,0	33	8,0
Plástico	23	5,11	18	5,0	30	7,0	22	6,5	20,5	5,0	21	4,91	22	5,6
Papel	09	2,0	02	0,55	18,5	4,5	12	4,0	08	2,0	11	2,57	10	2,6
Tecido	11	2,45	12	3,0	12	3,0	16	5,0	07	2,0	15	3,5	12	3,0
Couro	0	0	0	0	0	0	02	0,6	01	0,22	0	0	0,5	0,15
Lata	0,5	0,11	0	0	01	0,2	0,5	0,15	01	0,22	01	0,24	0,8	0,16
Alumínio	01	0,22	02	0,55	07	2,0	02	0,6	01	0,22	03	0,7	2,7	0,72
Embalagem multifolhas	01	0,22	01	0,4	0,5	0,10	0,5	0,15	0,5	0,12	01	0,24	0,75	0,22
EPS (isopor)	0	0	08	2,0	0	0	0	0	0	0	01	0,24	1,5	0,38
Vidro	0,5	0,11	0	0	03	0,7	0	0	01	0,22	0	0	0,75	0,17
Peso Amostra	450	100	372	100	412	100	335	100	410	100	428	100	401	100
Peso total	4.360 kg		3.720 kg		3.550 kg		3.900 kg		4.110 kg		4.140 kg		3.963 kg (+/- 298)	

Figura 4: Percentual médio do resultado da 1ª caracterização gravimétrica dos RSD de Corumbataí**Figura 5:** Percentual médio do resultado da 2ª caracterização gravimétrica dos RSD de Corumbataí

Os resultados obtidos pelas caracterizações gravimétricas das amostras coletadas demonstraram que não houve diferenças significativas entre as amostragens realizadas nos períodos de junho e

dezembro. A matéria orgânica foi o componente mais significativo da composição gravimétrica, atingindo um percentual médio de (80 +/- 2) % na amostragem do mês de junho e (79 +/- 5) % no mês de dezembro. Em segundo lugar ficaram os resíduos sanitários, que apresentaram uma média de (9,5 +/- 1,9)% (junho) e (8 +/- 1,6)% (dezembro) da composição total das amostras. Salienta-se que o índice elevado de matéria orgânica se deu por causa da existência da coleta seletiva, pois boa parte dos resíduos passíveis de reciclagem é desviada da coleta destinada ao aterro sanitário.

Apesar disto, materiais recicláveis secos também foram identificados, não tendo ocorrido diferenças significativas entre as amostragens realizadas no mês de junho e dezembro (Figuras 4 e 5). O componente mais representativo foi o plástico, com o percentual médio de 5%, seguido do papel e papelão, que tiveram uma média de 2,6%, e os outros componentes verificados, como metal, alumínio, embalagem longa vida (multifolha), vidro e EPS apresentaram percentuais inferiores em relação aos demais. Pode-se constatar que o programa da coleta seletiva tem apresentado uma boa

eficiência, pois os materiais recicláveis encontrados representaram menos que 10% da composição dos RSD. Como consequência, a quantidade de matéria orgânica foi proporcionalmente maior, atingindo 80%, valor mais elevado em comparação a outros municípios, que costumam apresentar valores máximos de 60% em sua composição.

Apenas constatou-se que na 2ª caracterização, os resíduos dos grupos tecido, alumínio e isopor tiveram um aumento no percentual médio em relação à 1ª caracterização realizada em junho. A porcentagem de tecido elevou-se de 1,5% para 3,0%; o alumínio, de 0,35% para 0,72% e o isopor, de 0,07% para 0,38%, conforme visualizado na Figura 6. Os percentuais relativos, entretanto, mantiveram-se baixos.

Em termos quantitativos, verificou-se que nas primeiras semanas dos meses amostrados, a produção de RSD foi maior, provavelmente em decorrência do período de recebimento de salários, o que implica no aumento de consumo, bem como de descarte de embalagens. No entanto, na caracterização feita no mês de dezembro verificou-se que a quantidade de RSD das semanas subsequentes foi maior que a produzida em semanas equivalentes do mês de junho. Assim, a média em dezembro foi de (3.963 +/- 298) kg por coleta, 25% a mais que a média de (3.164 +/- 577) kg por coleta no mês de junho. Não é possível confirmar se estava ocorrendo um aumento na produção de resíduos, pois foram analisados apenas dois períodos, sendo que talvez pudesse ser um efeito sazonal, principalmente por se tratar do mês de dezembro, com consumo elevado em decorrência de festividades e pagamento do 13º salário.

Em termos de geração *per capita*, o mês de junho apresentou um valor médio de 670 g/hab.dia, pouco acima da estimativa anterior, feita a partir dos dados de 2010 (630 g/hab.dia). Já o valor de dezembro chegou a 915 g/hab.dia, uma variação bem mais acentuada, mas que pode estar influen-

ciada pela variação sazonal mencionada. Somando-se aos valores da coleta seletiva de recicláveis secos (157 g/hab.dia), a geração de RSD por habitante em Corumbataí atinge valores de 827 e 1067 g/hab.dia para os meses em questão. Estes valores podem ser considerados relativamente altos para municípios deste porte.

4.2 Avaliação das Alternativas de Compostagem

A partir das variáveis elencadas no item 3.2, foi feita uma análise das alternativas de compostagem disponíveis e sua adequação ao contexto local (nomeadamente, município de pequeno porte, com limitações de recursos financeiros e de mão de obra e boa disponibilidade de áreas a custo relativamente baixo).

A quantidade de ROC é o primeiro fator a ser considerado, e seu efeito reflete-se nas dimensões das instalações e na maior ou menor necessidade de mecanização e de mão de obra. No presente caso, as caracterizações gravimétricas apontaram um percentual de 80% de ROC presentes nos RSDu de Corumbataí, correspondendo a valores entre aproximadamente 2.500 e 3.200 kg por coleta realizada, que são valores relativamente baixos.

Deste modo, os sistemas menos mecanizados e que exigem maior área são, a princípio, os mais indicados. Considerou-se, portanto, como referência inicial, o processo de compostagem por leiras com revolvimento manual, para o qual foi feito um pré-dimensionamento conforme método de cálculo sugerido por Pereira Neto (2007). Para o dimensionamento da Unidade de Compostagem, foram adotadas leiras com seção triangular com 1,20 m de altura e 1,60 m de base, mantidas durante 180 dias. Assim, para implantação da Unidade de Compostagem, o Município de Corumbataí precisaria de aproximadamente 1.200 m² de área pavimentada para acomodar as leiras, além de áreas adicionais para instalações de apoio

(galpão para triagem, áreas para peneiramento e estocagem do composto maturado, área administrativa, sanitários).

Deste modo, no caso em questão, a Prefeitura Municipal já disporia de, pelo menos, duas áreas, ambas associadas à gestão dos RSD, sendo uma delas junto ao aterro sanitário e a outra na central de triagem da coleta seletiva.

A Central de Triagem da Coleta Seletiva possui em suas dependências um pátio de 1.300 m² de área livre, atualmente utilizado apenas para armazenar equipamentos ou estocar materiais para obras da Prefeitura. O acesso é fácil, visto que se encontra instalado dentro da área urbana do município. O local já dispõe de instalação elétrica, abastecimento de água e uma sede administrativa, necessitando apenas da construção de um galpão para a triagem dos ROC e local para armazenagem do composto maturado.

O aterro sanitário possui uma área de 24.200 m², sendo que atualmente apenas 2.650 m² estão sendo utilizados com as valas para disposição dos RSD. Apesar de apresentar uma disponibilidade maior de área, sua localização está a 5 km de distância da cidade, o que implica na necessidade de transporte para os funcionários que vierem a operar a unidade de compostagem. Além disso, o local não possui infraestrutura para instalação da Unidade de Compostagem, devido à ausência de rede de energia elétrica e abastecimento de água. Além disso, também deverá contemplar o galpão para a triagem dos resíduos, pavimentação da área para montagem das leiras, área administrativa (escritório, banheiro, refeitório) e local de armazenamento do composto maturado.

Salienta-se que foram consideradas áreas em função do sistema de compostagem por leiras de revolvimento manual; se forem utilizadas técnicas mecanizadas (sistemas de leiras estáticas aeradas, revolvimento mecânico com leiras mais altas

ou sistemas fechados), a demanda de áreas seria, conseqüentemente, menor.

A mão de obra é outro fator que influencia na operação de uma Unidade de Compostagem. Assim, no sistema manual de leiras revolvidas há uma demanda maior de mão de obra, visto que os revolvimentos devem ser feitos mais frequentemente, de modo a suprir a demanda de oxigênio das pilhas de resíduos. Comparativamente, a opção da utilização do método de leiras estáticas com aeração forçada apresenta vantagens em relação à redução de mão de obra, visto que não há necessidade de revolvimentos tão frequentes (se houver).

No que diz respeito aos tipos de equipamentos utilizados no processo, no sistema de leiras revolvidas manualmente, podem-se utilizar apenas enxadas e pás como ferramentas. Alternativas mecânicas de revolvimento, segundo Kiehl (2010), utilizam tratores com pá carregadeira, a qual promove uma boa homogeneização dos materiais contidos na leira, porém, não tritura componentes mais grosseiros. Existem ainda máquinas específicas para triturar materiais grosseiros e revolver o composto.

De acordo com Inácio e Miller (2009) a operação de uma unidade de compostagem deve levar em consideração os fatores ambientais e a minimização de riscos ambientais, tais como: emissões de odores e efluentes ao ambiente em torno à área de compostagem; riscos à saúde ocupacional dos operadores; atração e proliferação de moscas e outros vetores nas leiras; impactos da aplicação do composto orgânico no solo; a estética de um pátio de compostagem, que também é um fator que influencia na aceitação da comunidade.

Como resultado desta etapa da pesquisa, observou-se que as condições mais favoráveis indicam a utilização da técnica de compostagem por leiras revolvidas manualmente, em função das variáveis consideradas (quantidade de resíduos, área disponível, mão de obra, infraestrutura, equipamentos

e impactos no entorno). A localização da mesma, entretanto, ainda mereceria maiores estudos, pois as vantagens advindas da facilidade de acesso e disponibilidade de infraestrutura existente junto à atual Central de Triagem devem ser comparadas à área relativamente menor e à possibilidade de geração de impactos no entorno.

4.3 Avaliação do conhecimento e aceitação da população em relação à compostagem com separação prévia dos ROC

4.3.1 Perfil dos entrevistados

Do total dos entrevistados, 87% corresponde ao sexo feminino, e 13% foi do sexo masculino. A predominância de respondentes do sexo feminino foi consequência do processo da aplicação da pesquisa, visto que na maior parte das vezes são as mulheres que lidam com os RSD em suas residências.

Quanto à faixa etária, 73% dos entrevistados responderam às idades dos 30 aos 60 anos, seguido de 11% que corresponderam à faixa dos 60-70 anos; 10% dos 20-30 anos e 6% na faixa dos 70-80 anos.

Quanto ao nível de escolaridade, 28% dos entrevistados possuíam o ensino fundamental incompleto e 11%, o ensino fundamental completo; 10% o ensino médio incompleto e 28%, o ensino médio completo; 6%, o superior incompleto e 17% tinham o ensino superior completo. Assim, o nível de escolaridade dos respondentes foi bem diversificado, abrangendo desde o ensino fundamental até o nível superior.

No que diz respeito à profissão, a maioria dos respondentes estava na categoria dona de casa (29%) e funcionários públicos (24%). A categoria aposentados correspondeu a 11%, seguido de 7% na categoria professores e 6% empregadas domésticas. Os 23% entrevistados restantes se

encaixaram em outras categorias (mecânico, cozinheira, estudante, cabeleireira, comerciante, secretária, autônomo, pedreiro, bancária, produtor rural, empresária, costureira, motorista e operador de caixa).

Da amostragem dos domicílios pesquisados, 60% são constituídos de no máximo até 3 membros, sendo em seguida 39% constituídos de 3 a 6 pessoas e apenas 1% possuía entre 9 a 12 pessoas.

4.3.2 Avaliação da Coleta Seletiva

Algumas perguntas consistiram em avaliar o desenvolvimento do programa da coleta seletiva já existente, visando verificar o nível de envolvimento da comunidade. Nesse sentido a primeira pergunta foi: “Você realiza a separação do lixo em sua residência?” – 100% dos entrevistados responderam que sim, bem como afirmaram não terem dúvidas no processo de separação dos RSD, conforme especificado em outra pergunta (“Tem dúvidas no processo de separação do lixo?”).

É importante observar, entretanto, que na caracterização dos RSD feita com a mesma amostra selecionada dos entrevistados, foram identificados resíduos que deveriam estar separados para a coleta dos materiais recicláveis. Portanto, embora 100% tenham afirmado que realizam a separação e que não têm dúvidas, a prática não condiz totalmente com estas afirmações. Quanto à pergunta – “Conhece o destino dado para o lixo reciclável depois de recolhido pelo caminhão da coleta?” – constatou-se que 89% dos entrevistados conheciam o local de destinação dos resíduos recicláveis e 11% declararam desconhecer o destino do mesmo.

Dos entrevistados que afirmaram conhecer o destino dos resíduos recicláveis, 81% disseram que eram enviados para o galpão da coleta seletiva; 7% afirmaram que os materiais eram vendidos e

1% responderam que eram encaminhados diretamente para a indústria de reciclagem.

Na pergunta seguinte – “Conhece o destino dado para o lixo não reciclável depois de recolhido pelo caminhão da coleta?” – 78% dos respondentes que afirmaram conhecer a disposição final dos resíduos não recicláveis e indicaram como destino o aterro sanitário. Outros 22% disseram não ter conhecimento.

Sobre o grau de satisfação dos entrevistados em relação aos serviços da coleta dos RSD executados pela Prefeitura, 50% avaliaram como um bom serviço, 39% disseram ser um ótimo trabalho, 10% avaliaram como um serviço regular e apenas 1% avaliou como ruim.

De um modo geral, constatou-se que a prática da coleta seletiva está incorporada nos hábitos dos respondentes. Verificou-se também um bom conhecimento dos entrevistados com relação aos destinos dos RSD, no entanto, o fato de uma porcentagem ainda não ter ideia do local de destinação dos mesmos reflete a necessidade de mais orientações. Outro dado relevante foi em relação à avaliação da coleta dos RSD, em que a maior parte dos entrevistados está satisfeita com os respectivos serviços.

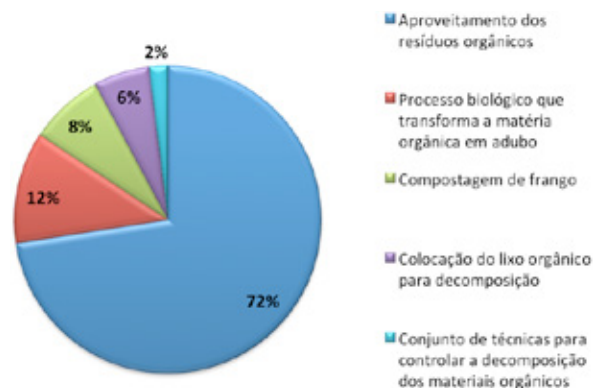
4.3.3 Questões sobre compostagem

A pergunta – “Você já ouviu falar em compostagem?” – apesar de metade dos entrevistados afirmarem ter ouvido sobre compostagem (51%), a outra parte (49%) nunca tinha ouvido falar sobre o processo. Dessa forma, seria necessário que se desenvolva um trabalho mais amplo com a população, abordando o significado do processo de compostagem.

Na opinião dos entrevistados que afirmaram ter conhecimento sobre compostagem (Figura 6), 37% disseram tratar-se de um processo de apro-

veitamento dos resíduos orgânicos como sobras de alimento, cascas de frutas e verduras; 6% informaram que é um processo biológico de transformação da matéria orgânica em adubo; 4% tinham conhecimento sobre compostagem de frango; 3% informaram que se tratava da colocação dos resíduos orgânicos para decomposição e 1% conceituou como um conjunto de técnicas para controlar a decomposição dos materiais orgânicos. Pode-se verificar que, exceto aqueles que declararam conhecer somente o processo de compostagem de frango, os demais demonstraram ter um bom entendimento do que se tratava o processo.

Figura 6: Definição de compostagem de acordo com os entrevistados.

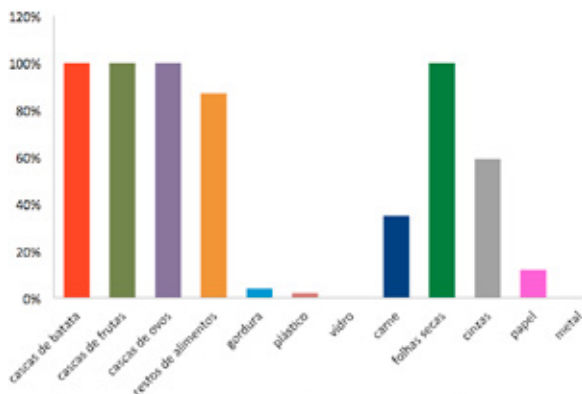


Para os entrevistados que afirmaram ter conhecimento sobre o processo de compostagem, foi feita a seguinte pergunta: “Na sua opinião, quais destes resíduos podem ser usados para fazer compostagem?”

De acordo com a Figura 7, 100% dos respondentes que afirmaram ter conhecimento sobre compostagem citaram que os resíduos de cascas de batata, de frutas, cascas de ovos e folhas secas compreendiam os materiais que poderiam ser utilizados. Apesar da constatação de um bom entendimento dos entrevistados na diferenciação dos resíduos, nota-se um percentual diferenciado em

relação aos itens restos de alimentos e cinzas que representaram respectivamente 87% e 59% na opinião dos entrevistados.

Figura 7: Opinião dos entrevistados sobre os resíduos que podem ser compostáveis



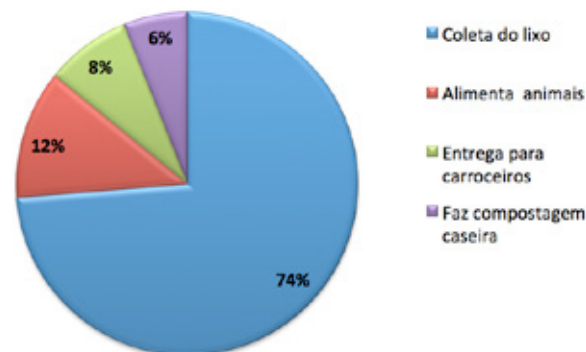
Além disso, verificou-se certa diferenciação nas respostas dos entrevistados em relação ao item carne (35%), papel (12%) e gordura (4%). De fato, são resíduos que merecem certa atenção, pois exceto o papel, que dependendo da sua tipologia, permite sua decomposição de forma mais lenta ou acelerada, os outros itens teoricamente são passíveis de compostagem. Porém, para alguns autores, como Campbell (1999), não é aconselhável juntar carne, peixe, ossos, laticínios e gorduras aos materiais orgânicos, pois são resíduos de difícil decomposição, além de atrair animais indesejáveis.

Observou-se também que a maioria dos entrevistados tem ciência de que materiais recicláveis não são passíveis de compostagem, como pode ser observado no gráfico, em que metal e vidro não foram mencionados. E apenas o plástico, que foi citado por 2% dos entrevistados. Assim, salienta-se, a importância um trabalho de orientação e esclarecimentos com a população em relação aos tipos de resíduos que podem ser compostáveis.

Na pergunta seguinte – “Qual destino que você dá para o lixo orgânico?” – 73% dos entrevistados responderam colocar para a coleta; 12% disseram alimentar animais; 8% entregam para carroceiros e 6% afirmaram fazer compostagem caseira

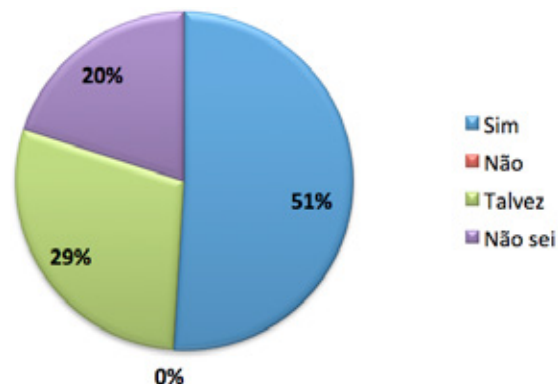
(Figura 8). Consta-se que apesar de não existir iniciativa do poder público no sentido de reaproveitar os resíduos orgânicos, uma parcela dos entrevistados, ou seja, 26% já os separam, o que reflete uma perspectiva positiva para introdução da separação prévia dos ROC.

Figura 8: Destino dado aos resíduos orgânicos pelos entrevistados.



A pergunta – “Você acha que a compostagem pode ajudar a preservar o meio ambiente?” foi feita para todos os entrevistados, havendo a preocupação de explicar o significado do processo de compostagem para aqueles que nunca tinham ouvido falar sobre o assunto. Assim do total dos entrevistados, 51% afirmaram que o processo é benéfico para a preservação ambiental; 29% respondentes disseram talvez, e 20% responderam que não sabiam (Figura 9). Observa-se que os respondentes que afirmaram que a compostagem é benéfica para o meio ambiente foram os mesmos que disseram ter conhecimento sobre o respectivo processo.

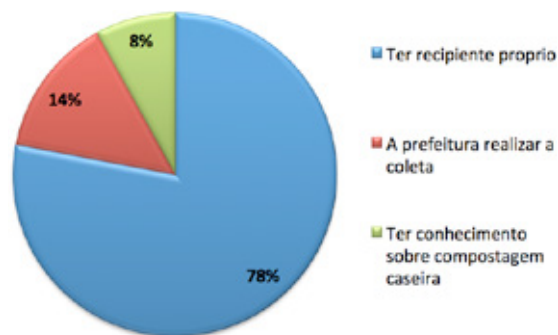
Figura 9: Papel da compostagem na preservação do meio ambiente de acordo com os entrevistados.



Sobre a Pergunta – “Você estaria disposto a separar o lixo orgânico para a compostagem?” – 98% dos entrevistados mostraram-se dispostos a fazê-lo, enquanto apenas 2% dos entrevistados não demonstraram tal interesse. Um indicador bastante expressivo, constatando que o fato de o morador já ter o hábito de fazer a coleta seletiva não haveria dificuldades em realizar uma terceira separação para os resíduos orgânicos.

Na questão – “O que facilitaria para você fazer a separação do lixo orgânico em sua residência?” – ter um recipiente para armazenar o resíduo orgânico foi a escolha de 78% dos entrevistados, enquanto que 14% afirmaram a importância da Prefeitura fazer a coleta, e 8% demonstraram interesse em ter conhecimento sobre compostagem caseira (Figura 10).

Figura 10: Itens relevantes para realização da separação dos resíduos orgânicos de acordo com os entrevistados.



Como só havia a possibilidade de uma resposta, esta questão na verdade indicou qual seria o fator que mais facilitaria no processo de separação dos ROC. Nesse caso, o recipiente apareceu como o mais importante, concluindo-se que a escolha por um vasilhame para acondicionar os respectivos resíduos está no fato de o morador já ter o hábito de acondicionar os RSD em recipientes.

Pode-se verificar diante das informações que a maior parte dos entrevistados apresenta um bom entendimento sobre compostagem, bem como dos resíduos que podem ser compostados. Apesar de não haver nenhuma iniciativa no município,

uma parcela dos entrevistados já realiza a separação dos ROC para outras finalidades de aproveitamento. Assim, mediante constatação de que a maior parte dos entrevistados estaria disposta a fazer a separação prévia dos ROC, as perspectivas são favoráveis para implantação de um processo de compostagem.

5. CONCLUSÃO

Apesar de o processo de compostagem se caracterizar como uma das formas mais antigas de reciclagem de resíduos, ainda vem sendo pouco praticado em países como o Brasil, em que a composição média dos RSD apresenta mais de 50% de ROC.

No entanto, esse panorama tende a mudar, pois de acordo com a Lei nº 12.305/2010 (Política Nacional de Resíduos Sólidos), a compostagem é vista como uma forma de destinação final dos resíduos orgânicos, ambientalmente adequada, em que a adoção desse processo pelos municípios passa a ser uma imposição legal e não mais uma escolha tecnológica.

No caso estudado, constatou-se através das caracterizações gravimétricas que 80% dos RSDu enviados para o aterro sanitário é de matéria orgânica, seguida pelos resíduos sanitários (9,5%). Tais valores refletem a existência de coleta seletiva de recicláveis secos com boa eficiência e alta adesão da população.

Diante do percentual considerável de matéria orgânica produzida, a implantação de um sistema de compostagem seria viável para o tratamento desses resíduos, permitindo ampliar a vida útil do aterro sanitário, bem como reduzir custos na operação do mesmo.

Quanto à escolha do método de compostagem, a indicação do processo natural dos sistemas de leiras com revolvimento manual seria mais atrativa, levando em consideração os aspectos técnicos de implantação e operação. Apesar do sistema simplificado de compostagem se caracterizar pela

necessidade de mão de obra mais intensiva e de maiores áreas para seu desenvolvimento, não fica inviabilizada sua aplicação, pois há disponibilidade local de ambos.

No que diz respeito ao local de implantação da unidade de compostagem, a pesquisa apontou pelo menos duas alternativas, porém, ambas apresentaram características positivas e negativas. A decisão ficará a cargo do poder executivo, levando em consideração os impactos no entorno, bem como as consultas públicas com a população, visando escolher a área que melhor atenda aos requisitos.

Os resultados das entrevistas com moradores indicaram que os mesmos participam da coleta seletiva, bem como estão satisfeitos com os serviços de gestão dos RSD executados pela Prefeitura Municipal. Com relação ao conhecimento dos entrevistados sobre o processo de compostagem, verificou-se que, apesar da metade dos entrevistados afirmar ter ouvido falar sobre o processo, a outra metade desconhecia o processo, fato esse que implica em um trabalho mais intensivo de orientação e conscientização sobre o assunto.

Pode-se constatar também que os respondentes que afirmaram ter conhecimento sobre compostagem apresentaram um bom entendimento sobre quais resíduos podem ser compostados. Apesar de não haver atualmente qualquer iniciativa pública de coleta e aproveitamento dos ROC, 26% dos entrevistados já fazem a separação dos mesmos. Além disso, 98% dos entrevistados se mostraram receptivos à ideia de separar os resíduos orgânicos, caso o poder público venha a implantar um sistema de coleta e compostagem. Pode-se deduzir que esse processo de assimilação e participação seria, em parte, resultado do município já ter instituído o programa da coleta seletiva e o próprio morador já ter adquirido o hábito de fazer a separação dos resíduos.

De um modo geral, as perspectivas são favoráveis em relação à implantação de um processo de

compostagem no município de Corumbataí. Pois um dos aspectos fundamentais para o desenvolvimento desse trabalho está na participação dos moradores em realizar a separação prévia dos ROC, o que foi constatado nos resultados da pesquisa de avaliação e opinião, em que a população entrevistada se mostrou receptiva em separar os ROC. Mesmo assim, tem-se a necessidade da realização de um trabalho mais amplo de conscientização, de modo a induzir a participação de toda a comunidade.

BIBLIOGRAFIA

Associação Brasileira de Empresas de Limpeza e Resíduos Especiais – ABRELPE. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil, 2008. Disponível em: <<http://www.abrelpe.org.br>>. Acesso em abril de 2011.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10007: amostragem de resíduos sólidos. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

AQUINO, L. Subsídios para implantação do processo de compostagem em município de pequeno porte: estudo de caso em Corumbataí – SP. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana. São Carlos: UFSCar, 2012.

CAMPBELL, STU. Manual de compostagem para hortas e jardins. Como aproveitar bem o lixo orgânico doméstico; tradução de Marcelo Jahnel. São Paulo: Nobel. 1999. 144p.

CETESB (São Paulo) Inventário estadual de resíduos sólidos urbanos 2013 (recurso eletrônico). CETESB, coord. Cristiano Kenji Iwai, Maria Heloisa P. L. Assunção, et al. São Paulo: CETESB, 2014.

CORUMBATAÍ. Plano Diretor de Perdas Totais em Sistemas de Abastecimento Público de Corumbataí. Corumbataí: [s.n.], 2010.

GIL, A. C. Métodos e Técnicas de Pesquisa Social. 5.ed. São Paulo: Atlas, 1999.

INÁCIO, C.T.; MILLER, P.R.M. Compostagem: ciência e prática para a gestão de resíduos orgânicos. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2009.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. 2010. Censo 2010. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010>>. Acesso em: 28 out. 2015.

KIEHL, E.J. Novos fertilizantes orgânicos. 1.ed. Piracicaba: Ceres, 2010.

LIMA, J.D. Gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil. Campina Grande: ABES, 2001.

LOPES, M. et al Evaluation of MSW organic fraction for composting: Separate collection or mechanical sorting. Resources, Conservation and Recycling. [s.l.]: 2010. p. 222-228.

PEREIRA NETO, J.T. Manual de compostagem: processo de baixo custo. Viçosa: Ed. UFV, 2007.

Avaliação da retenção de sólidos em inovadora configuração de reator UASB tratando esgoto doméstico

Solids retention in a new model of UASB reactor applied to domestic wastewater treatment

- **Data de entrada:**
15/03/2016
- **Data de aprovação:**
01/04/2016

Jozielle Marques da Rocha, Gutemberg Geraldo Vilaça Faleiro,
Jane Silva Ferreira Magalhães, Jackson de Oliveira Pereira

DOI:10.4322/dae.2016.021

RESUMO

A retenção de sólidos é um dos principais problemas de reatores UASB tratando esgoto doméstico. Apesar disso, estudos que proponham melhorar esse aspecto são escassos. Nesse sentido, o presente projeto avaliou o desempenho de uma configuração modificada de reator UASB com foco na redução da velocidade na passagem para o compartimento de decantação, que pode limitar o retorno do lodo ao fundo do reator. Para tanto, o reator foi projetado com duas passagens distintas, e seu desempenho foi comparado a um reator convencional. Os resultados indicaram a maior retenção de sólidos no reator modificado, que apresentou menores concentrações de SST no efluente (73-88 mg/L) comparado ao reator convencional (82-106 mg/L). Além disso, houve uma significativa maior produção de metano no reator modificado, devido ao maior tempo de permanência dos sólidos no reator (20-50%). Assim, o reator apresentou um bom potencial de aplicação sob esse aspecto.

Palavras-chave: tratamento anaeróbio de esgoto, reator UASB, projeto do separador de fases, remoção de sólidos, retenção física de sólidos.

ABSTRACT

Solids retention is one of main problems of UASB reactors treating domestic sewage. Nevertheless, studies that propose to improve this aspect are scarce. In this sense, this project evaluated the performance of a modified UASB reactor with a focus on reducing the upflow velocity in the passage to the settling compartment, which can limit the sludge return to the reactor bottom. Thus, the reactor was designed with two distinct passages, and their performance was compared to a conventional reactor. The results indicated higher retention of solids in the modified reactor which showed the lowest concentrations in the TSS effluent (73-88 mg / L) compared to the conventional reactor (82-106 mg / L). Moreover, a significant higher production of methane in the modified reactor was observed due to higher solids residence time in the reactor (20-50%). Thus, the reactor showed a good potential application in this purpose.

Keywords: anaerobic sewage treatment, UASB reactor, phase separator project, solids removal, solids physical retention.

Jozielle Marques da Rocha – Graduada em Engenharia Civil pela Universidade Federal de São João del-Rei (UFSJ). Técnica em Edificações pelo Instituto Federal de Minas Gerais – (IFMG/OP). Bolsista de Iniciação Científica do CNPq. Endereço: Rua dos Amaros, nº 526 – Centro – Inhapim – Minas Gerais/MG – CEP: 35330-000 – Brasil. Tel: +55(31) 99300 0637 – e-mail: joziellemrocha@gmail.com.

Gutemberg Geraldo Vilaça Faleiro – Engenheiro Civil pela Universidade Federal de São João del-Rei (UFSJ). Engenheiro de drenagem de vias urbanas da Terrasa Engenharia LTDA. Endereço para correspondência: Rua Josefino de Moraes, nº 162 – Passa Tempo – Minas Gerais / MG – CEP: 35537-000 – Brasil. Tel: +55 (31) 99851-5226 – email: gutemberg faleiro@outlook.com.

Jane Silva Ferreira Magalhães – Graduada de Engenharia Química pela Universidade Federal de São João del-Rei (UFSJ). Endereço para correspondência: Rua Copacabana, nº166 – Giovannini – Coronel Fabriciano – Minas Gerais/MG – CEP: 35170-098 – Brasil. Tel:+55(31)98771724 e-mail: jane_fmagalhaes@hotmail.com.

Jackson de Oliveira Pereira – Engenheiro Civil pela UFV. Doutor em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela UFMG. Professor Adjunto III do Departamento de Tecnologia em Engenharia Civil, Computação e Humanidades da Universidade Federal de São João del-Rei (DTECH/UFSJ). Endereço para correspondência: DETCH/UFSJ - Campus Alto Paraopeba. Rodovia MG 443 – km 07 - Fazenda do Cadete – 36420-000 – Ouro Branco MG – Tel: (031) 3741-3193 – Fax (031) 3238-1879 – E-mail: jackson@ufs.edu.br.

INTRODUÇÃO

O aperfeiçoamento tecnológico de reatores UASB para tratamento de esgoto doméstico constitui uma demanda premente dos prestadores de serviços, uma vez que a tecnologia demonstrou sérias limitações, especialmente no que se refere ao acúmulo de espuma no separador trifásico, à perda de gases para atmosfera e a geração de maus odores, e a perda excessiva de sólidos no efluente (CHERNICHARO *et al.*, 2015).

Entre estas limitações apresentadas pela configuração do reator, pode-se dizer que o problema da retenção física dos sólidos é aquele que tem recebido menor atenção. Isso porque, usualmente, o problema acaba sendo minimizado com o controle rigoroso dos descartes de lodo e, quando isso não acontece, como os reatores incorporam uma etapa de pós-tratamento, a remoção desses sólidos acaba sendo delegada a essas unidades. Decorre que a presença de elevadas concentrações de sólidos no efluente dos reatores impede que os sistemas de pós-tratamento promovam a remoção biológica dos nutrientes, deixando de cumprir seu verdadeiro papel e passando a desempenhar apenas o polimento do efluente do reator (LEITÃO, 2004).

Basicamente, a retenção física de sólidos no reator pode ser atribuída à existência do compartimento de decantação, na porção superior do separador trifásico, onde os sólidos que foram arrastados do fundo do reator encontram boas condições para sedimentação. O lodo vai sendo depositado sobre a coifa e, devido à elevada inclinação desse elemento, desliza até a abertura de passagem do compartimento de digestão para o compartimento de decantação, para então retornar ao fundo do reator. Esse mecanismo confere ao reator a manutenção de uma elevada quantidade de biomassa, a independência do tempo de detenção hidráulica, e a produção de um efluente com baixos teores de sólidos suspensos (SANTOS *et al.*, 2016). Entretanto, essa eficiência do decan-

tador será reduzida quando do aumento das velocidades do esgoto em tratamento, e quando o reator encontra-se com sua massa máxima possível no compartimento de digestão, “reator cheio” (AIUKY *et al.*, 2010; VAN HAANDEL *et al.*, 2015). Como consequência dessas situações, haverá o comprometimento da eficiência do tratamento, em razão da perda excessiva de sólidos suspensos no efluente do reator.

Apesar das velocidades serem controladas no momento do projeto (ABNT/NBR 12209, 2011), usualmente, o reator está suscetível às variações horárias da vazão afluyente, que proporcionam uma elevação momentânea destas velocidades. Além de reduzir a eficiência do decantador, essa elevação momentânea da velocidade ascensional ocasiona a expansão da manta de lodo, e o maior aporte de sólidos para essa região, que fatalmente serão descarregados com o efluente. Segundo Leitão (2004), esse efeito pode ser controlado mantendo-se a altura da manta de lodo entre 70 e 80% da distância entre o fundo do reator e o separador de fases. Analogamente, poderia se pensar na elevação do separador trifásico, porém, para se manter a mesma altura total, isso só seria possível com a redução da inclinação do separador.

As partículas que atingirem o compartimento de decantação só terão a possibilidade de retornar ao fundo do reator se, primeiramente, possuírem velocidade de sedimentação superior à velocidade ascensional do esgoto. Como é bem provável que a maioria das partículas arrastadas pelo fluxo não possuam tal característica, isso só será alcançado se houver o contato e a agregação entre as mesmas, ao longo da profundidade do decantador, e a formação de flocos de sedimentabilidade superior à velocidade do fluxo. Do contrário, fatalmente, todas essas partículas sólidas serão descarregadas com o efluente (VAN HAANDEL *et al.*, 2015). Após esse processo inicial, os pequenos flocos sedimentarão sobre a parede inclinada do separador e deslizarão na direção da abertu-

ra de passagem. Entretanto, nessa região, devido ao estrangulamento na seção de escoamento, na transição de um compartimento para o outro, que ocasiona uma elevação acentuada da velocidade ascensional, o efetivo retorno do lodo ao fundo do reator só será possível se houver a formação de flocos maiores, que sejam capazes de vencer a velocidade ascensional nas aberturas de passagem (VAN HAANDEL *et al.*, 2015). Dessa forma, essa região pode ser considerada como a mais crítica para o retorno do lodo. Comparativamente, a NBR 12209/2011 prevê que as velocidades no compartimento de digestão sejam inferiores a 1,20 m/h, quando da passagem da vazão máxima, enquanto na abertura de passagem esses valores não devem ser superiores a 4,0 m/h, o que corresponde ao aumento de 233% em relação ao primeiro. De acordo com Van Haandel *et al.* (2015), a inclinação empregada nas paredes do separador é um dos aspectos-chave desse processo. Isso porque, se por um lado, maiores inclinações facilitam o deslizamento do lodo sedimentado em direção à abertura de passagem, por outro, dificultam a formação de flocos maiores, que são efetivamente capazes de vencer a força de arraste nessa região. Se essa floculação não ocorrer, então todas as partículas com velocidade de sedimentação inferior à velocidade na abertura de passagem eventualmente poderão deixar o reator UASB com o efluente. Dessa forma, uma redução na inclinação do separador pode favorecer a formação dos flocos maiores e o retorno do lodo para o fundo reator, desde que não haja o acúmulo de lodo no decantador por tempo prolongado, que conduzirá à produção de biogás nessa região.

Para equacionar o problema, Santos *et al.*, (2016) relatam a necessidade de melhorias na configuração do separador trifásico do reator. E, nessa perspectiva, Cavalcante (2003) realizou o primeiro estudo que propôs a colocação de placas na região de decantação, para materializar um decantador de alta taxa (decantador lamelar). No estudo realizado por Van Haandel *et al.* (2015) os autores

verificaram que o reator com decantador lamelar, com placas inclinadas a 45°, profundidade de 0,35 m e espaçamento de 0,07 m, apresentou uma capacidade de tratamento (fração da DQO afluente digerida no reator) equivalente ao dobro da observada em um reator UASB convencional, devido à maior massa de lodo retida. Em seguida, outra alteração desenvolvida nessa mesma linha foi a colocação de um meio suporte na região de decantação, materializando um reator híbrido (ELMITWALLI *et al.*, 2002; DE PAULA, 2007). Apesar disso, tais alternativas não ganharam interesses práticos à época, devido aos maiores custos associados. Por outro lado, diante da carência de alternativas de maior viabilidade técnica e econômica, dos impactos que os sólidos advindos do reator vem ocasionando nas etapas de pós-tratamento, e da expectativa da produção de energia a partir do lodo retido no reator, recentemente, o uso dessas soluções começa a encontrar adeptos no meio técnico e científico (ROSA *et al.*, 2015; CHERNICHARO *et al.*, 2015; SANTOS *et al.*, 2016).

Neste contexto, objetivando contribuir para supressão dessa carência tecnológica atual, que representa uma demanda premente do meio técnico, o presente trabalho teve por objetivo investigar o desempenho de uma configuração modificada de reator UASB quanto à retenção física de sólidos. A concepção do reator encontra-se no item metodologia, onde foram apresentadas todas as fundamentações pertinentes. Vale ressaltar que, diferentemente das alternativas citadas anteriormente, na presente proposta não há inserção de novos elementos no reator, mas tão somente uma mudança na geometria do separador trifásico, o que significa que essa configuração, a priori, não ensejará elevação nos custos do reator. Na verdade, vislumbra-se uma possível redução dos custos, uma vez que as modificações seguem na direção da eliminação dos defletores de gases, que, em muitos casos, têm apresentado problemas de entupimentos e rompimentos em escala real (GASPERI, 2012).

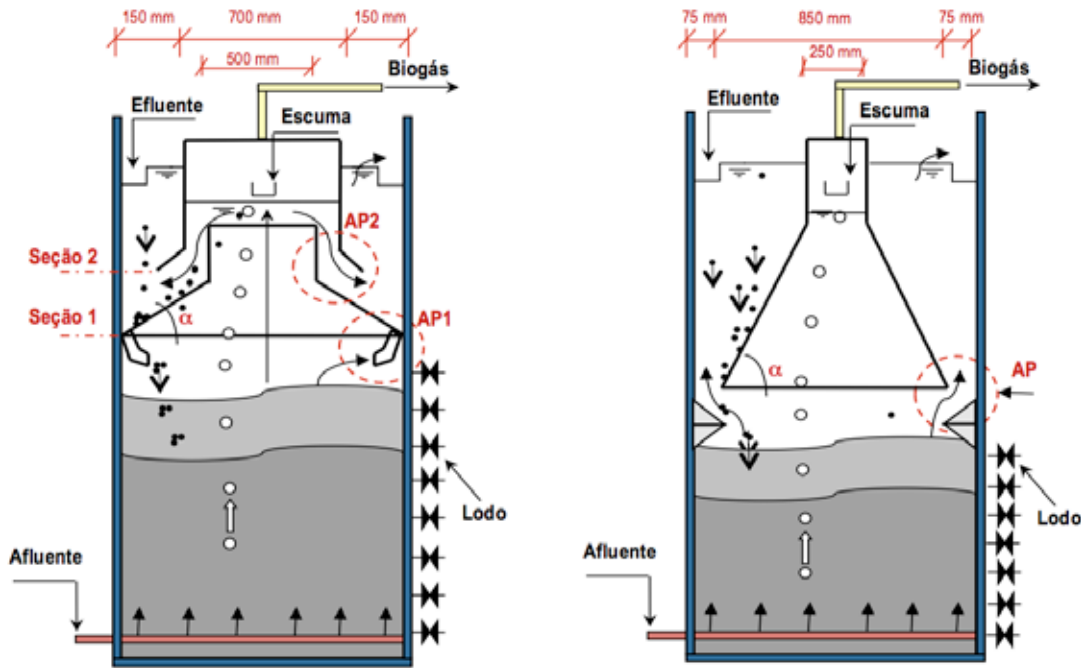
METODOLOGIA

Reatores Experimentais

O trabalho experimental foi realizado na Estação de Tratamento de Esgoto de Ouro Branco-Minas Gerais, da Companhia de Saneamento de Minas Gerais COPASA, onde foram instalados dois reatores UASB em escala semidemonstração, confeccionados em fibra de vidro em formato cilíndrico, com diâmetro de 1000 mm. Um deles consistia em um reator UASB convencional (RC), utilizado como reator controle, e outro, o protótipo de teste, denominado reator modificado (RM).

O funcionamento do reator modificado é semelhante ao reator convencional, conforme ilustrado na Figura 1, que apresenta uma representação esquemática detalhada da sua configuração. Na referida figura foi incluída também a configuração de um reator UASB convencional, de modo a facilitar a comparação dos dois projetos. No projeto do reator RM, foram feitas as seguintes mo-

dificações, a saber: i) redução da velocidade na abertura de passagem, realizada com a divisão do separador em duas partes (coifa com extremidade superior aberta + campânula de gases sobreposta à coifa), e a criação de uma nova abertura de passagem para o decantador; ii) redução no ângulo de inclinação da parte inclinada (coifa); iii) elevação da altura do separador trifásico em relação ao fundo do reator; iv) união de duas coifas adjacentes; e v) a inserção de dispositivos para retorno do lodo na porção inferior da coifa (com um determinado espaçamento ao longo do seu comprimento, e não de forma contínua como no caso do reator convencional) em substituição aos defletores de gases. Essa modificação também teve por objetivo favorecer o escoamento do esgoto pelo interior do separador trifásico, de modo que a principal abertura de passagem para o decantador estivesse em uma posição mais elevada em relação ao fundo do reator.



LEGENDA

REATOR UASB MODIFICADO – RM

AP1 – Abertura de passagem direta do esgoto do compartimento de digestão para o compartimento de decantação e de retorno do lodo;

AP2 – Abertura de passagem do esgoto do compartimento de digestão para o compartimento de decantação, passando pelo interior do separador trifásico.

REATOR UASB CONVENCIONAL – RC

AP – Área de passagem do esgoto da câmara de digestão para o compartimento de decantação e de retorno do lodo;

↑ ESGOTO ⬆️ BIOGÁS ↓ LODO

Figura 1 – Representação esquemática da configuração interna dos reatores RM e RC e identificação dos elementos componentes.

Os reatores foram dimensionados segundo os critérios da NBR 12209/2011, mas não plenamente no caso do reator RM, em virtude da avaliação das inovações propostas. Na Tabela 1, são apresentados os valores dos parâmetros empregados no projeto dos reatores experimentais e os limites estabelecidos pela norma, a título de referência. Em essência, no projeto do reator modificado, não foram atendidos os valores de norma referentes à profundidade mínima, a inclinação do separador e a taxa de escoamento superficial para vazão máxima (TESQm) no compartimento de decantação. Comparado ao reator convencional, a profundidade do decantador foi 30% inferior, a inclinação do

separador, 10%, enquanto a taxa de escoamento superficial foi 83% superior. De acordo com as informações da Tabela 1, constata-se que o projeto do decantador do reator RM foi bastante crítico, apresentando ainda um tempo de detenção hidráulica (TDH) 27% inferior ao reator RC. Por outro lado, em razão da maior altura do separador, o reator RM apresentou maior volume do compartimento de digestão. No entanto, essa diferença (9%) não foi tão elevada, uma vez que o volume interno do separador do reator convencional também faz parte desse compartimento, e compensou a diferença entre as alturas.

Tabela 1 – Principais parâmetros de projeto dos reatores UASB experimentais e limites estabelecidos pela NBR 12209.

Compartimento	Característica	NBR 12209	RC	RM
Digestão + Decantação	Qmédia (m ³ /h)	-	0,46	0,46
	Volume (m ³)	-	3,69	3,69
	TDH médio – Temperatura do esgoto (18 °C – 21 °C)	8,00	8,00	8,00
	Profundidade útil total (m)	4,00 – 6,00	4,65	4,65
Digestão	Volume (m ³)	-	2,77	3,02
	TDH médio (h)	-	6,00	6,54
	Profundidade mínima (m)	2,50	3,15	3,60
	Velocidade ascensional para Qmédia (m/h)	≤ 0,70	0,59	0,59
	Velocidade ascensional para Qmáxima	≤ 1,20	0,87	0,87
Decantação	Volume (m ³)	-	0,92	0,67
	TDH para Qmédia (h)	≥ 1,50	2,00	1,46
	TDH para Qmáxima (h)	≥ 1,00	1,33	0,97
	Profundidade total mínima (m)	1,50	1,50	1,05
	Profundidade mínima parede vertical (m)	0,30	0,60	0,48
	Taxa de escoamento superficial para Qmáxima (m ³ /m ² .h)	≤ 1,20	0,94	1,72
	Inclinação da parede inclinada α (°)	≥ 50	70	45

CONDIÇÕES OPERACIONAIS

Os reatores foram operados diariamente conforme o hidrograma de vazão afluente apresentado na Figura 2, com o intuito de simular as condições reais de funcionamento em uma ETE. Para consecução destas variações, foram instalados dois temporizadores e um inversor de frequências. Os acréscimos na vazão corresponderam a 1,15 (0,53 m³/h), 1,30 (0,60 m³/h) e 1,50 (0,69 m³/h) da vazão média de projeto dos reatores (0,46 m³/h).

Além disso, foi instalado um horômetro que permitiu quantificar o tempo real de operação dos reatores. Tal equipamento se fez necessário, pois o sistema de esgotos de Ouro Branco apresenta três estações elevatórias, de maneira que, durante a madrugada (entre 3h e 6h da manhã), é comum que não haja vazão afluente à ETE-Ouro Branco, assim como também são comuns paradas para manutenções.

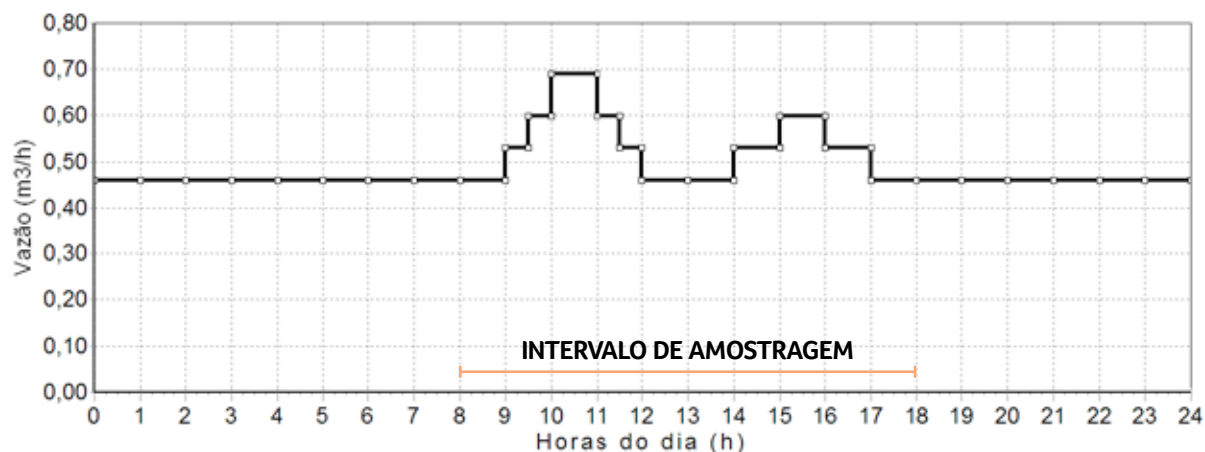


Figura 2 – Hidrograma do esgoto bruto afluente aos reatores durante as etapas de operação.

Os experimentos foram conduzidos em duas etapas operacionais, conforme detalhado na sequência, e o lodo dos reatores encontravam-se plenamente adaptados, estando em operação há mais de sete meses nessas mesmas condições. Em cada uma das etapas, o reator foi operado com diferentes dimensões da área de passagem da zona de digestão para zona de decantação AP1, com o objetivo de avaliar o efeito da redução da velocidade na retenção física do lodo.

A área total de passagem AP1 foi confeccionada com joelhos plásticos de 45° e diâmetro de 50 mm, de forma a concordar com o ângulo de inclinação do separador (de 45°), resultando em um ângulo total de 90° nas áreas de passagem. Dessa forma, foi possível impedir o acesso do biogás ao compartimento de decantação e, ao mesmo tempo, garantir condições favoráveis ao retorno, que esteve condicionado ao deslizamento por duas superfícies com inclinação de 45°, de direções opostas. Ressalta-se que durante todos os experimentos não foram observadas obstruções nos joelhos, porém, considerando a aplicação dessa solução em escala real, o diâmetro de 50 mm pode não ser o mais apropriado. Por outro lado, é importante apenas que a área AP1 deva ser bem inferior à área AP2, para que haja o fluxo preferencial por essa última. Na continuidade do desenvolvimento desse reator, estão sendo ava-

liadas outras tipologias para a área de passagem AP1 (no momento estão sendo testadas aberturas retangulares).

Etapa 1

O reator RM foi operado com uma área de passagem AP1 total de 0,035 m², confeccionada com 18 joelhos de 45° em PVC, com diâmetro de 50 mm, espaçados a cada 120 mm, e área AP2 de 0,196 m², perfazendo uma área total de 0,231 m²; já o reator RC apresentou área total de passagem de 0,218 m².

Etapa 2

O reator RM foi operado com uma área de passagem AP1 total de 0,061 m², confeccionada com 31 joelhos de 45° em PVC, com diâmetro de 50 mm, espaçados a cada 51 mm, e área AP2 de 0,196 m², perfazendo uma área total de 0,257 m²; já o reator RC apresentou área total de passagem de 0,218 m².

A estimativa das velocidades nas aberturas de passagem AP1 e AP2 no reator RM foi realizada considerando as seguintes hipóteses de cálculo: i) o tempo de detenção hidráulica (ou tempo de percurso) da parcela do esgoto que escoar pelo interior do separador e atinge o decantador passando pela área AP2 é igual ao tempo de detenção da parcela que escoar através das áreas de passagem AP1; ii) esse tempo corresponde ao interva-

lo de escoamento entre as seções de controle 1 e 2 (Figura 1); iii) o escoamento ocorre em regime laminar, sendo desprezíveis as perdas de carga localizadas; iv) o fluxo na parte interna se processa de forma independente do fluxo gasoso. Com base nessas considerações, estimou-se que 19% do fluxo ocorrem através das áreas de passagem AP1, e 81% pelo interior do separador, passando por AP2. Dessa forma, e com base nas áreas de passagem, as velocidades nas aberturas de passagem foram estimadas.

A Tabela 2 apresenta um resumo das características operacionais dos reatores experimentais para as duas etapas operacionais, com destaque para os valores das velocidades nas aberturas de pas-

sagem nos dois reatores. De acordo com a NBR 12209/2011, essas velocidades devem ser inferiores a 2,0 m/h, para vazão média, e 4,0 m/h, para vazão máxima. Assim, observa-se que na Etapa 1, o reator RM apresentou velocidade com essa ordem de grandeza, na passagem AP1 (que é de fato a abertura por onde o lodo poderá retornar para o fundo do reator), porém, sendo 13% superior em relação ao reator RC. Nestas condições, foi possível avaliar o impacto das condições críticas de projeto do decantador no reator RM. Já na Etapa 2, as velocidades na área AP1 foram reduzidas com o objetivo de avaliar se o retorno do lodo seria favorecido.

Tabela 2 – Características operacionais dos reatores em cada Etapa operacional.

Etapa	Tempo de duração (d)	Configuração do reator modificado	Velocidade nas aberturas de passagem para o decantador (m/h)					
			Média			Máxima		
			RM		RC	RM		RC
			AP1	AP2	AP	AP1	AP2	AP
1	105	1	2,41	1,22	2,12	3,62	1,83	3,18
2	71	2	1,40	1,22	2,12	2,10	1,83	3,18

PARÂMETROS DE MONITORAMENTO EM CAMPO E LABORATORIAIS

O monitoramento da fase líquida constou da coleta de amostras compostas no intervalo de 10 horas (entre o período de 8h às 18h), com frequência de duas vezes na semana, do esgoto bruto e dos efluentes dos reatores. De cada alíquota coletada a cada uma hora, foram medidos o pH e a temperatura. As amostras coletadas foram conservadas em geladeira e posteriormente levadas ao laboratório, utilizando um isopor com gelo, preservando-as assim à 4°C até o momento da análise. Em laboratório foram analisados os parâmetros DQO, DQO filtrada, SST, SSV de acordo com *Standard Methods of Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

O lodo foi coletado em diferentes pontos amostrais posicionados ao longo da altura de cada rea-

tor (ver Figura 2), sendo oito pontos no RM, devido ao maior volume do seu compartimento de digestão, e sete pontos no RC, e caracterizados em termos de ST e STV para avaliação da massa de sólidos retida nos dois reatores. A coleta era realizada com frequência quinzenal, e a massa de lodo foi então obtida a partir da concentração do lodo e do volume de influência do ponto amostral.

A produção de biogás foi medida em campo no intervalo de 24 horas, por meio de gasômetros (LAO/G1), e a produção de metano foi obtida considerando-se um percentual de aproximadamente 70% de metano no biogás.

RESULTADOS

Dados operacionais

No que diz respeito às condições operacionais dos reatores, é importante esclarecer que as va-

riações previstas na vazão afluyente (Figura 2) fizeram com que o TDH fosse reduzido de 8,00 h (valor de projeto) para 7,53 h. Por outro lado, devido às eventuais paradas nas estações elevatórias que enviam os esgotos até a ETE-Ouro Branco (pela redução na geração de esgoto ou manutenções), a alimentação dos reatores, muitas vezes, não ocorreu durante todo o dia. E, nestes casos, o TDH real superou o valor de projeto (> 8,00). Nos experimentos realizados, o tempo de alimentação dos reatores foi, em média, de 21 h/dia, para ambas as etapas operacionais.

Na Tabela 3, são apresentados estes resultados do TDH efetivo, em termos de estatística descritiva básica, assim como informações sobre os parâmetros pH e temperatura do esgoto bruto e dos efluentes dos reatores. Com relação a estes dois parâmetros, foram observados valores típicos para o pH do esgoto bruto e dos efluentes dos reatores (Tabela 3), com baixíssimas variações. Quanto às temperaturas médias do líquido, em ambas as etapas, as mesmas foram da ordem de 25°C.

Tabela 3 – Dados operacionais do Esgoto Bruto e dos efluentes dos reatores RM e RC.

ETAPA 1							ETAPA 2					
ESGOTO BRUTO												
Parâmetro	n	Média	Mediana	Min	Max	Sx	n	Média	Mediana	Min	Max	Sx
Temperatura (°C)	31	24,9	24,8	23,3	26,3	0,74	20	24,8	24,6	23,0	26,6	1,23
pH	31	7,13	7,12	6,92	7,33	0,11	20	7,30	7,32	7,09	7,46	0,09
REATOR MODIFICADO												
Temperatura (°C)	31	25,0	25,0	22,3	27,3	1,16	20	24,2	24,2	26,8	21,9	1,68
pH	31	6,93	6,92	6,80	7,16	0,09	20	7,10	7,09	7,00	7,26	0,07
TDH (h)	31	8,87	8,14	7,17	15,01	2,07	20	8,83	8,16	7,32	13,88	1,83
REATOR CONVENCIONAL												
Temperatura (°C)	31	25,0	25,1	22,6	27,2	1,05	20	24,4	24,5	21,9	26,6	1,62
pH	31	6,88	6,77	6,74	7,08	0,10	20	7,07	7,08	6,94	7,24	0,08
TDH (h)	31	8,82	8,05	7,14	15,01	2,08	20	8,83	8,16	7,15	12,39	1,63

AVALIAÇÃO NA RETENÇÃO DE SÓLIDOS

SST no efluente

Na primeira análise de desempenho dos reatores quanto à retenção de sólidos, é feita uma avaliação isolada das concentrações de SST no efluente, uma vez que os sistemas de tratamento são avaliados com base na redução das concentrações. Nas Figuras 3 e 4, são apresentadas as séries temporais de SST do esgoto bruto e dos efluentes dos reatores nas Etapas 1 e 2. Na primeira etapa, o EB apresentou concentração mediana de 456 mgSS-T/L, e os reatores RM e RC, de 88 mgSST/L e 106 mgSST/L, nessa ordem. Isso significa que houve uma redução de 17% nas concentrações efluen-

tes de SST no reator RM em relação ao reator RC. Considerando a mediana das eficiências marginais observadas, a remoção de sólidos no reator RM foi de 80%, e no reator RC foi de 76%. Na segunda etapa, as concentrações medianas de SST no esgoto bruto e nos efluentes dos reatores RM e RC foram, respectivamente, de 416 mg/L, 73mg/L e 82 mg/L. Comparativamente, houve uma redução de 11% nas concentrações efluentes do reator RM em relação ao reator RC. Já as medianas das eficiências marginais nos reatores foram de 82% (RM) e 76% (RC). Esses resultados permitem afirmar que o desempenho do reator RM foi superior ao reator RC, em ambas as etapas.

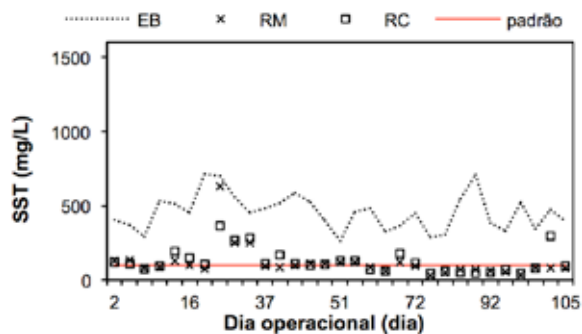


Figura 3 – Série temporal de SST do esgoto bruto e dos efluentes dos reatores RM e RC na Etapa 1.

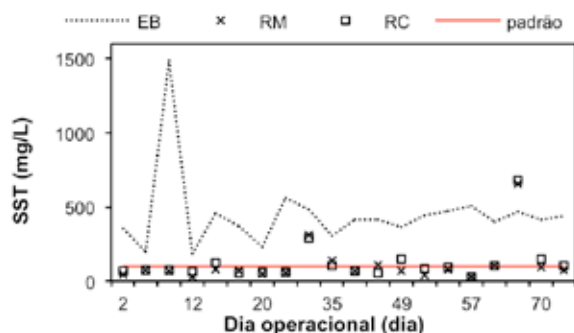


Figura 4 – Série temporal de SST do esgoto bruto e dos efluentes dos reatores RM e RC na Etapa 2.

Analisando o desempenho dos reatores à luz do atendimento ao padrão de lançamento de efluentes de 100 mgSST/L (Figuras 5 e 6), na primeira etapa (Figura 5), o reator RM atendeu o padrão em 65% das amostras coletadas, enquanto no reator RC o percentual de atendimento foi de 45%. Já na segunda etapa (Figura 6), o percentual de atendimento em ambos os reatores aumentou em relação à etapa anterior, provavelmente devido às menores concentrações de SST no esgoto bruto afluente. Mesmo assim, o reator RM apresentou melhor desempenho, com atendimento em 75% das amostras coletadas, enquanto no reator RC esse percentual foi de 60%. Na primeira etapa o percentual de atendimento ao padrão. Esses resultados permitem afirmar que o reator RM apresentou maior confiabilidade no atendimento ao padrão, em relação ao reator RC, em ambas as etapas.

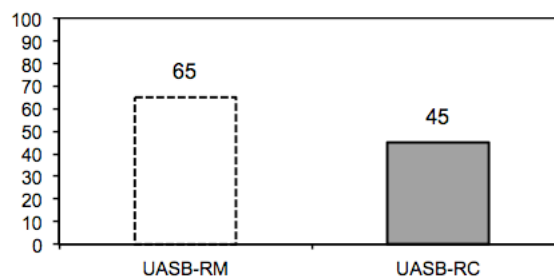


Figura 5 – Percentual de atendimento ao padrão de lançamento de SST dos reatores RM e RC na Etapa 1.

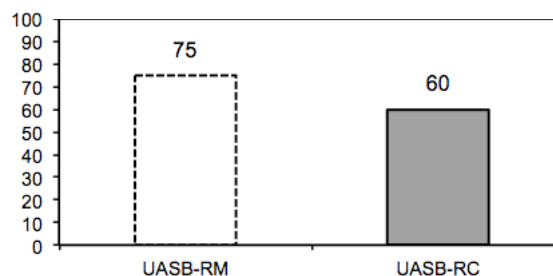


Figura 6 – Percentual de atendimento ao padrão de lançamento de SST dos reatores RM e RC na Etapa 2.

Diante desses resultados é possível concluir que as condições críticas de projeto do compartimento de decantação não conduziram à perda de desempenho do reator RM na retenção de sólidos. Contrariamente a esse fato, houve um melhor desempenho desse reator. Dessa forma, todos os aspectos que foram modificados no projeto do reator RM e que podem atuar no sentido de favorecer a retenção de sólidos, em algum grau, podem ter contribuído para esses resultados. Entre estes, a maior altura do separador, que minimiza o efeito da expansão da manta de lodo (LEITÃO, 2004); a menor velocidade na abertura de passagem AP2, que favorece a sedimentação dos sólidos arrastados pelo fluxo que percorreu a parte interna do separador; e a menor inclinação do separador, que favorece a formação de flocos maiores, dotados de maior sedimentabilidade (VAN HAANDEL *et al.*, 2015).

Com relação ao ganho de desempenho que poderia ser alcançado com redução da velocidade

na abertura AP1 na Etapa 2, não houve um indício claro da ocorrência desse efeito, com esses resultados. Entretanto, é possível que essa constatação tenha sido ocultada pela redução das concentrações de SST no efluente do reator RC, em consequência das menores concentrações no esgoto bruto. Conforme será mostrado adiante, os resultados da produção de metano parecem sustentar de forma clara essa hipótese.

SSV NO EFLUENTE

O parâmetro sólidos suspensos voláteis (SSV) é comumente utilizado como indicador da parcela da biomassa que deixa o reator com o efluente final, e também com uma medida da quantidade de matéria orgânica particulada presente no esgoto bruto. Nas Figuras 7 e 8 observa-se um comportamento similar dos dois reatores, nas séries temporais de SSV, de maneira semelhante ao parâmetro SST. Considerando os resultados em termos da mediana, nas Etapas 1 e 2, foram observados valores, respectivamente, de 362 mg/L e 347 mg/L no EB, de 68 mg/L e 54 mg/L no reator RM, e 77 mg/L e 63 mg/L no reator RC. Nesse caso houve uma redução de 11% na Etapa 1, e 14% na Etapa 2 nas concentrações efluentes de SSV do reator RM em relação ao reator RC.

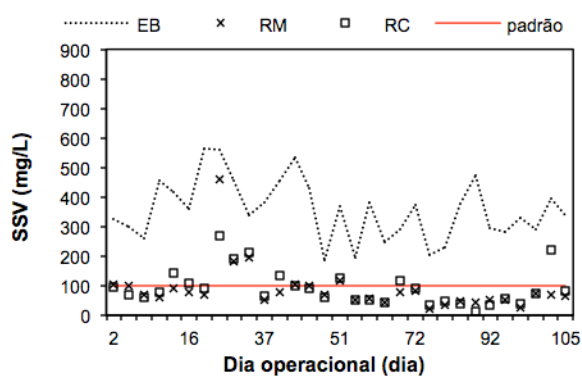


Figura 7 – Série temporal de SSV do esgoto bruto e dos efluentes dos reatores RM e RC na Etapa 1.

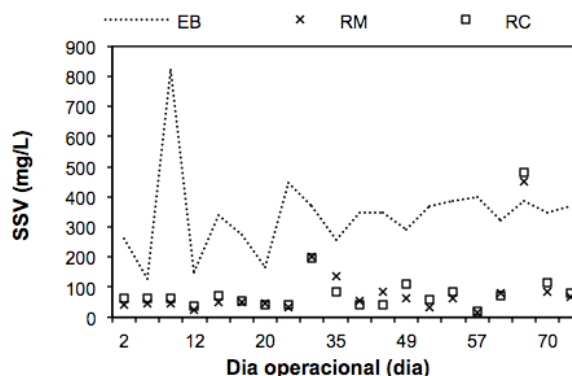


Figura 8 – Série temporal de SSV do esgoto bruto e dos efluentes dos reatores RM e RC na Etapa 2.

Como não há um padrão de lançamento para esse parâmetro, foi feita uma comparação do desempenho entre os dois reatores, considerando a frequência de amostras em que um reator apresentou concentrações efluentes inferiores ao outro. Os resultados dessa análise estão apresentados nos gráficos das Figuras 9 e 10. Conforme se pode observar, na Etapa 1, o reator RM apresentou menores concentrações de SSV no efluente em 61% das amostras coletadas, e o reator RC, em apenas 39%. Na Etapa 2, o percentual no reator RM aumentou para 65% e, conseqüentemente, no reator RC foi reduzido para 35%. Dessa forma, o percentual de amostras em que o reator RM apresentou menores concentrações de SSV foi 56% superior ao percentual observado no reator RC, na Etapa 1, e se elevou para 86% na Etapa 2. E, neste caso, é possível pensar que a elevação desse percentual na Etapa 2 esteja sinalizando na direção da confirmação do benefício produzido pela redução da velocidade na abertura AP1.

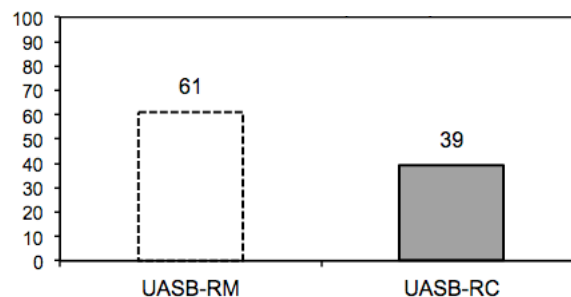


Figura 9 – Percentual de amostras que as concentrações de SSV foram inferiores ao outro reator (RM x RC) na Etapa 1.

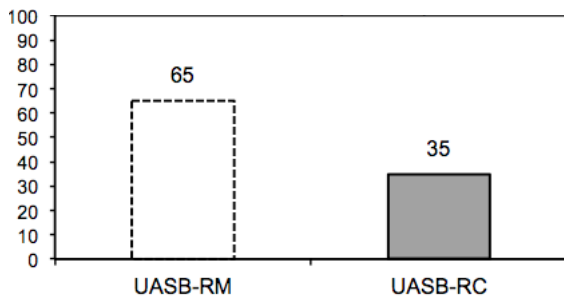


Figura 10 – Percentual de amostras que as concentrações de SSV foram inferiores ao outro reator (RM x RC) na Etapa 2.

SST RETIDOS NO REATOR

Em um dado intervalo de tempo, a produção total de lodo pode ser considerada como sendo a massa de sólidos acumulada no reator, acrescida da massa perdida no efluente final. Quando o reator atinge sua capacidade máxima de retenção de sólidos, diz-se que o reator encontra-se cheio de lodo, e a produção se iguala à parcela de sólidos perdida com o efluente. Nestas condições, a eficiência de retenção de sólidos se anula e, caso as concentrações de sólidos comprometam o atendimento aos padrões ambientais, há a necessidade de se realizar um descarte de lodo do reator, a fim de que uma parcela dos sólidos descarregados com o efluente possa ficar retida no reator, e que as concentrações de sólidos no efluente sejam diminuídas (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

Nos gráficos das Figuras 11 e 12 são apresentados os resultados da eficiência de retenção de sólidos nos reatores, obtidas conforme supracitado. Os gráficos foram construídos a partir da variação da massa de lodo obtida em duas coletas de amostras sucessivas, e das cargas medianas de SST no efluente. Foi considerado que as concentrações de SST no lodo eram iguais às concentrações ST, em virtude da dificuldade de se filtrar o lodo, que é uma hipótese legítima. Na Etapa 1, foram realizados três descartes de lodo, com intervalos variando entre 30 e 40 dias, e o número de dados utilizados no cálculo das eficiências foi igual a 6. Na

Etapa 2, foram realizados dois descartes de lodo, com os mesmos intervalos praticados na Etapa 1, e o número de dados utilizados no cálculo das eficiências foi igual a 4. Na Etapa 1, a eficiência mediana foi 45,5% no reator RM, e de 39,9% no reator convencional. Já na Etapa 2, as eficiências foram um pouco mais elevadas, em ambos os reatores, sendo de 50,2% (RM) e 46,7% (RC). Além da análise dos valores medianos, é possível observar nos gráficos Box-plot a tendência do reator RM apresentar maiores eficiências de retenção de sólidos em relação ao reator RC, notadamente, na Etapa 1. Esses resultados corroboram as observações realizadas anteriormente, permitindo atestar o melhor desempenho do reator RM e o funcionamento das modificações realizadas, mesmo que esse reator tenha sido projetado e operado em condições mais críticas no compartimento de decantação.

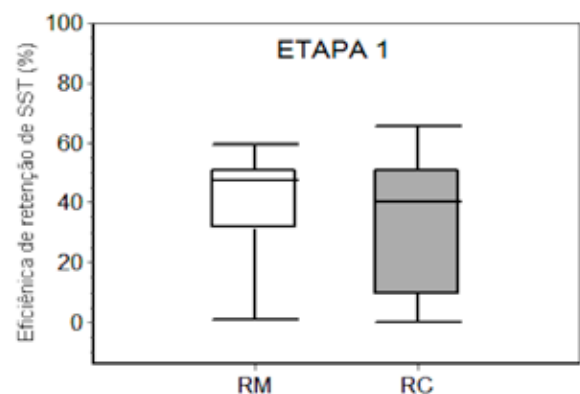


Figura 11 – Gráfico Box-plot das eficiências de retenção de lodo nos reatores RM e RC na Etapa 1.

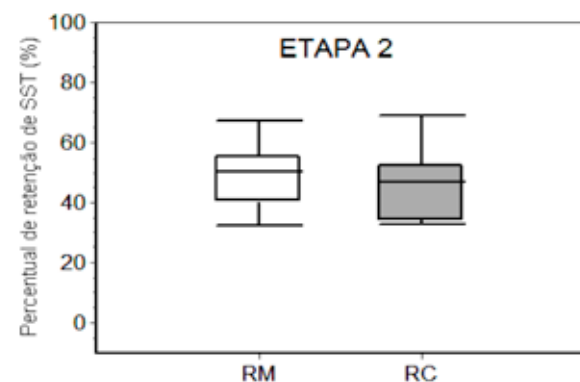


Figura 12 – Gráfico Box-plot das eficiências de retenção de lodo nos reatores RM e RC na Etapa 2.

DESEMPENHO DOS REATORES NA REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA DQO

Em relação às Figuras 13 e 14, nota-se que o esgoto bruto afluente à ETE-Ouro Branco tem características de um esgoto concentrado (esgoto forte), já que as concentrações de DQO observadas foram superiores aos valores típicos de 600 mg/L comumente reportados na literatura (VON SPERLING, 2005). Na Etapa 1, o esgoto bruto apresentou concentrações de DQOtotal variando de 678 – 1021 mg/L, com valor mediano de 956 mg/L, e os efluentes dos reatores RM e RC, medianas de 220 mg/L e 223 mg/L, respectivamente. Já na Etapa 2, as variações de DQOtotal do esgoto bruto ocorreram uma faixa similar à primeira etapa, 671 – 1037 mg/L, porém, a mediana foi reduzida para 779 mg/L, correspondendo a uma redução percentual de 18%. Respondendo a essa redução, as concentrações medianas de DQOtotal nos efluentes dos reatores RM e RC também registraram valores medianos menores, de 143 mgDQO/L e 172 mgDQO/L, nessa ordem. De acordo com esses resultados, a remoção de DQOtotal nos dois reatores foi similar na primeira etapa e, na segunda etapa, foi superior no reator RM.

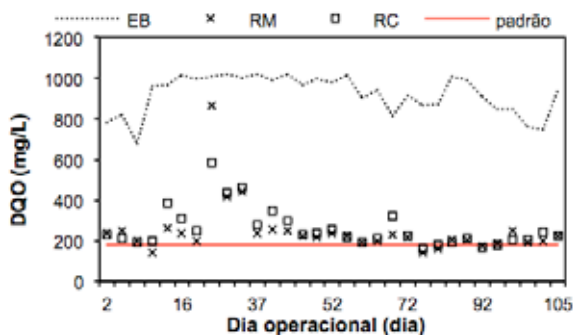


Figura 13 – Série temporal de DQOtotal do esgoto bruto e dos efluentes dos reatores na Etapa 1.

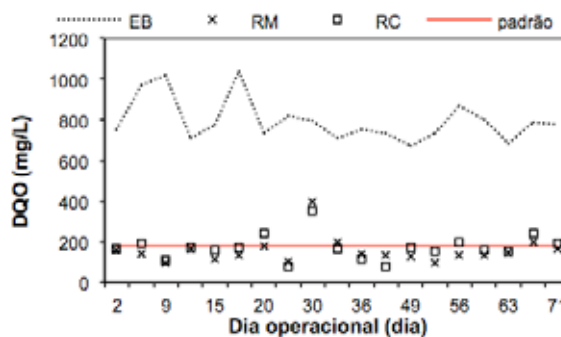


Figura 14 – Série temporal de DQOtotal do esgoto bruto e dos efluentes dos reatores na Etapa 2.

Comparando-se o desempenho dos reatores à luz da legislação mineira de lançamento de efluentes, observa-se que os reatores, na maior parte do tempo, não atenderam ao padrão de concentração de DQOtotal, de 180 mg/L, na Etapa 1. E, ao contrário, foram capazes de atender ao padrão para maioria dos resultados, na Etapa 2. Tal comportamento, associado às concentrações de DQO do esgoto bruto local (esgoto forte), justifica a observância do critério de eficiência para os reatores, e não o critério de concentração. Neste caso, os reatores atenderam ao padrão mínimo de 55%, em mais de 90% das amostras coletadas (Figuras 15 e 16), em ambas etapas. A mediana das eficiências ao longo do monitoramento foi superior ao valor exigido de 65% pela legislação (média anual), sendo de 77% e 81%, no reator RM, e de 75% e 77%, no reator RC, respectivamente, nas Etapas 1 e 2.

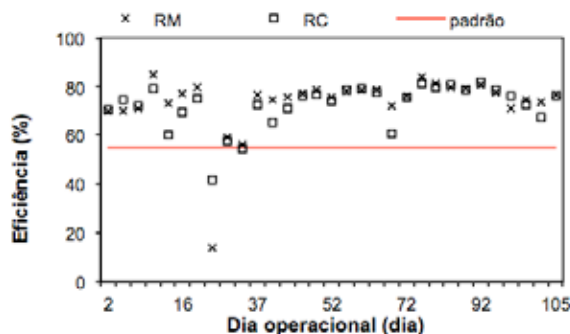


Figura 15 – Série temporal da eficiência de remoção de DQOtotal nos reatores na Etapa 1.

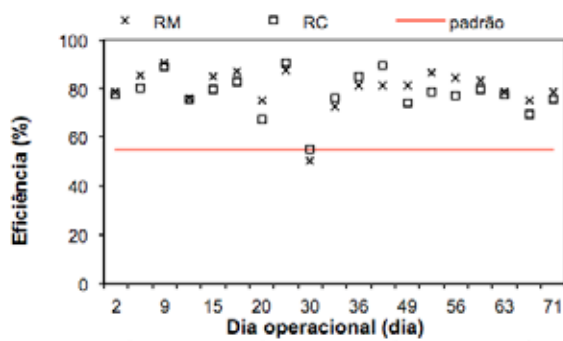


Figura 16 – Série temporal da eficiência de remoção de DQOtotal nos reatores na Etapa 2.

A analisando a frequência de vezes em que a concentração efluente de DQOtotal de um reator foi inferior ao outro (Figuras 17 e 18), observa-se que o reator RM apresentou melhor desempenho que o reator RC em ambas etapas. Na etapa 1, o reator RM apresentou menores concentrações de DQOtotal em 68% das amostras coletadas, enquanto no reator RC isso ocorreu em apenas 32% das amostras. Na Etapa 2, além do aumento observado na eficiência mediana no reator RM, houve também um maior percentual de amostras que apresentaram menores concentrações de DQOtotal, em relação ao reator RC. Esses resultados podem ser mais um indício de que a melhoria na retenção de sólidos possa ter sido proporcionada pela redução da velocidade na abertura AP1, na Etapa 2. Independentemente disso, o reator RM apresentou desempenho superior ao reator RC, e esses resultados permitem afirmar que as alterações no projeto deste reator ofereceram os benefícios que podem ser esperados com o aumento da retenção física de sólidos, qual seja, a remoção de DQO.

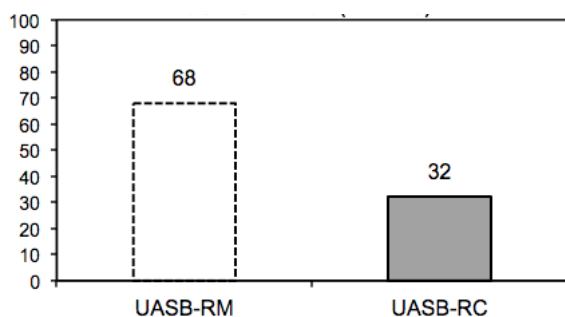


Figura 17– Percentual de amostras que as concentrações de DQOtotal foram inferiores ao outro reator (RM x RC) na Etapa 1.

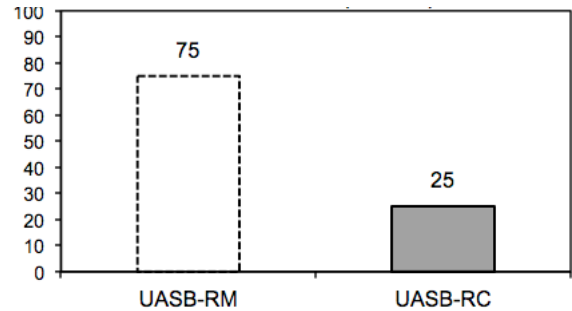


Figura 18 – Percentual de amostras que as concentrações de DQOtotal foram inferiores ao outro reator (RM x RC) na Etapa 2.

DQO FILTRADA

No caso das concentrações de DQO filtrada (Figuras 19 e 20), observou-se que os reatores apresentaram comportamentos similares, com DQO mediana total de 73mg/L e 35 mg/L para o reator modificado; e 75 mg/L e 36 mg/L para o reator convencional, nas etapas 1 e 2 respectivamente. Estes resultados indicam que o reator modificado teve um desempenho semelhante ao convencional em ambas etapas, indicando que as modificações não ocasionaram perda de desempenho na conversão biológica de matéria orgânica, como era de se esperar. Isso porque é sabido que a limitação do desempenho não está na capacidade de conversão do substrato orgânico, mas sim na retenção física de sólidos, que é limitada pelo projeto do separador trifásico (VAN HAANDEL, *et al.*, 2015).

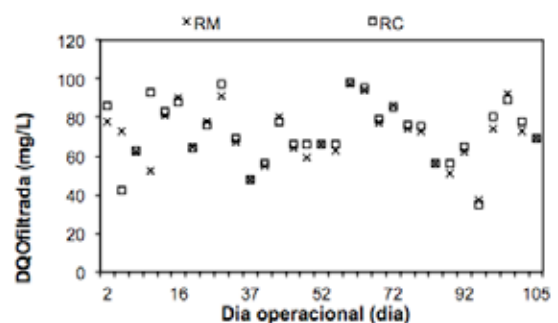


Figura 19 – Série temporal de DQOfiltrada dos efluentes dos reatores RM e RC na Etapa1.

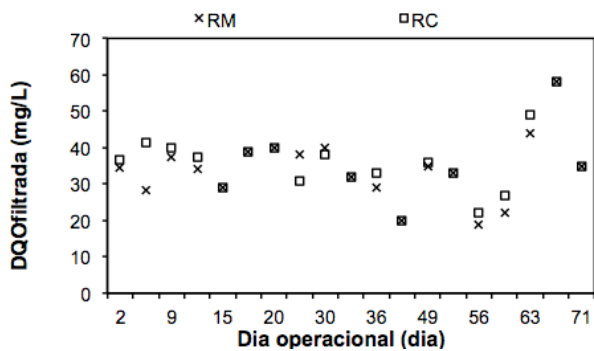


Figura 20 – Série temporal de DQOfiltrada dos efluentes dos reatores RM e RC na Etapa 2.

Em relação à eficiência biológica (Figuras 21 e 22), os valores medianos foram de 92% em ambos os reatores, na Etapa 1, e, na Etapa 2, foram ligeiramente elevadas para o patamar de 95%.

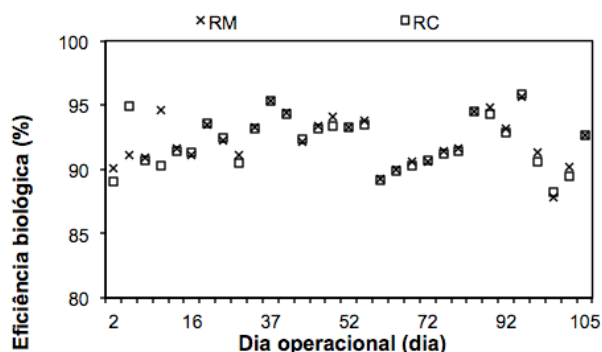


Figura 21 – Série temporal da eficiência biológica dos reatores RM e RC na Etapa 1.

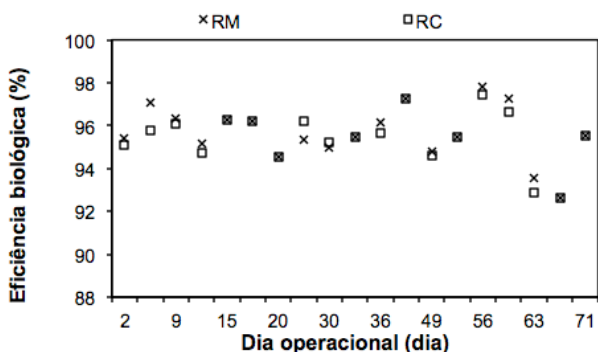


Figura 22 – Série temporal da eficiência biológica dos reatores RM e RC na Etapa 2.

CONVERSÃO A METANO

Analisando a remoção de matéria orgânica pelo percentual de DQOremovida e convertida a metano (%DQOremovida-CH₄) (Figuras 23 e 24), na Etapa 1, verifica-se um comportamento similar entre os dois reatores, porém, de maneira sistemática, houve uma tendência do reator RM apresentar valores mais elevados. Na Etapa 2, as diferenças foram mais claramente observadas ao longo de todo o período operacional. Provavelmente a maior retenção de sólidos propiciou uma maior taxa de conversão em consequência do maior tempo de retenção de sólidos no reator RM (VAN HAANDEL, *et al.*, 2015). Em termos medianos a conversão de DQO foi 20% superior no reator RM na Etapa 1 e 52% na Etapa 2. Esses resultados confirmam a maior retenção de sólidos no reator RM, e podem explicar o fato de não terem sido observadas diferenças tão claras entre os dois reatores, na análise dos parâmetros SST, DQO e na eficiência de retenção, em razão de que uma parte dos sólidos retidos no reator foi convertida a metano. O que explica a maior conversão da matéria orgânica no reator RM em relação ao reator RC. Vale ressaltar que esses resultados revelam um bom potencial de aplicação desse reator, especialmente no cenário atual do aproveitamento energético do biogás.

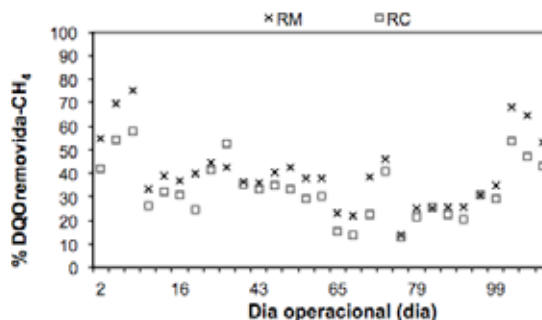


Figura 23 – Série temporal do percentual de DQOremovida convertida a metano na Etapa 1.

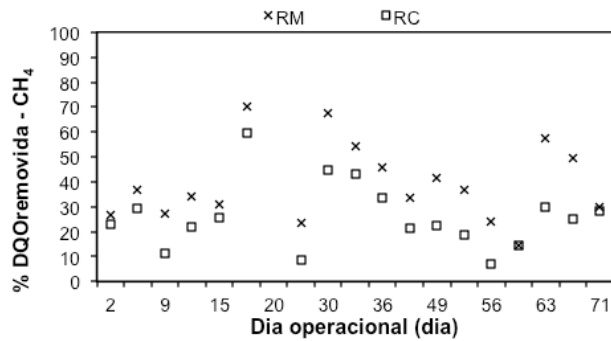


Figura 24 – Série temporal do percentual de DQOremovida convertida a metano na Etapa 2.

CONCLUSÕES

Os resultados das concentrações efluentes de SST e SSV revelaram que o reator UASB modificado, mesmo tendo sido projetado com um compartimento de decantação em condições mais críticas, apresentou menores concentrações de sólidos no efluente, quando comparado ao reator UASB convencional, em ambas as etapas operacionais. Além disso, as análises comparativas diretas das concentrações de sólidos no efluente, e à luz do atendimento do padrão de lançamento de efluentes, permitiram concluir que o reator UASB modificado apresenta maior confiabilidade na produção de um efluente com menores teores de sólidos.

No que diz respeito à eficiência de retenção física de sólidos, também foi constatado que o reator UASB modificado apresentou melhor desempenho em relação à configuração convencional. Eroneamente, poderia-se pensar que o ganho de desempenho não tenha sido tão expressivo, uma vez que as diferenças percentuais podem não ter revelado isso de forma clara. Entretanto, os resultados de DQOtotal efluente e, especialmente, as maiores taxas de conversão da matéria orgânica a metano não deixam dúvidas de que o reator apresentou maior retenção física de sólidos, que em boa parte foram completamente digeridos.

Embora a redução das concentrações de sólidos no esgoto bruto possa ter interferido na avaliação do efeito da redução da velocidade na abertura de passagem, empregado da primeira para na segunda etapa operacional, é pouco provável que somente esse aspecto tenha proporcionado o melhor desempenho do reator UASB modificado. Especialmente quando se observa, novamente, conversão da matéria orgânica a metano.

Finalmente, conclui-se que os aperfeiçoamentos tecnológicos empregados no reator modificado comprovaram sua eficácia, e que essa tipologia de reator proposta tem potencial de aplicação prática. Essa conclusão é atribuída ao fato de que nessa inovadora configuração não foi prevista a introdução de novos elementos no reator, que possam elevar seus custos, além do fato que essa configuração tem potencial para, simultaneamente, garantir a maior retenção de sólidos, impedir o acúmulo de espuma no separador (uma vez que a mesma pode deixar o compartimento de gases) e aumentar a produção/recuperação de gases, conforme demonstrado. Ressalta-se que todos esses aspectos vêm sendo estudados e devidamente otimizados.

REFERÊNCIAS

- AIYUK, S.; ODONKOR, P., THEKO, N., VAN HAANDEL, A. AND VERS-TRAETE, W. Technical Problems Ensuing From UASB Reactor Application in Domestic Wastewater Treatment without Pre-Treatment. **International Journal of Environmental Science and Development**, Vol.1, No.5, December 2010.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 12209 – Elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários, 2011.
- AWWA/APHA/WEF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 22. ed. Washington. 2012.
- CAVALCANTI, P.F.F. Integrated Application of the UASB reactor and ponds for domestic sewage treatment in tropical conditions Ph.D. Thesis Wageningen University, The Netherlands, p. 141, 2003.

CHERNICHARO C. A. L.; VAN LIER, J. B. NOYOLA, A.; RIBEIRO, T. B. Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges. **Rev Environ Sci and Biotechnol.**, v.5: p. 3-19, 2015.

DE PAULA, F.S. Influência de Aspectos Hidráulicos na Otimização de Parâmetros de Projeto de Reatores UASB Tratando Esgotos Domésticos. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, 123p, 2007.

ELMITWALLI, T., A., SKLYAR, V., ZEEMAN, G., LETTINGA, G. Low temperature pre-treatment of domestic sewage in anaerobic hybrid or an anaerobic filter reactor. **Bioresource Technology**, v. 82, p. 233-239, 2002.

GASPERI, R.L.P. Caracterização de resíduos de caixas de gordura e avaliação da flotação como alternativa de pré-tratamento. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, 71p, 2012.

LEITÃO, R.C. Robustness of UASB reactors treating sewage under tropical conditions. Ph.D. Thesis. Wageningen University, The Netherlands, p. 160, 2004.

ROSA, A. P.; CHERNICHARO, C. A. L.; MELO, G. C. B. Contribuição para o aproveitamento energético do lodo de ETEs em processos térmicos. **Revista DAE**, Edição nº: 198, No. 1578, p. 55-62, 2015.

SANTOS, S. L.; CHAVES, S. R.M.; VAN HAANDEL, A. Influence of phase separator design on the performance of UASB reactors treating municipal wastewater. *Water SA* Vol. 42 No. 2 April 2016.

VAN HAANDEL, A.; SANTOS, S. L.; CHAVES S. R. M. Influência do projeto do separador de fases sobre o desempenho do reator UASB no tratamento de águas residuárias municipais. *Revista DAE*, Edição nº: 200, No. 1615, p. 64-75, 2015.

VAN HAANDEL, A.; LETTINGA, G. Tratamento anaeróbico de esgoto. Um manual para regiões e clima quente. Ed. Campina Grande, Brasil: Universidade Federal da Paraíba, 1994.

VON SPERLING, M. Princípio do tratamento biológico de águas residuárias – Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA/UFMG – 3. ed. Belo Horizonte, v.1, p.452., 2005.

Avaliação da redução de matéria orgânica recalcitrante em lixiviado de aterro sanitário através da combinação dos processos de coagulação/floculação e de adsorção em carvão ativado em pó

Evaluation of reduction of recalcitrant organic matter in landfill leachate by the combined process of coagulation/floculation and powdered activated carbon adsorption

- **Data de entrada:**
05/01/2016
- **Data de aprovação:**
25/05/2016

Fábio Campos, Roque Passos Piveli

DOI: 10.4322/dae.2016.023

RESUMO

O objetivo deste estudo foi avaliar o uso combinado de Carvão Ativado em Pó (CAP) com coagulante (cloreto férrico) na remoção de compostos orgânicos recalcitrantes presentes no lixiviado de aterro sanitário. Os resultados demonstraram que a aplicação de CAP como pós-tratamento ao processo de coagulação/floculação mostra-se mais vantajosa do que quando d em conjunto ao coagulante. Foram obtidos, para dosagem de 0,6 gFe.L⁻¹ e 4 gCAP.L⁻¹, valores de remoção em torno de 96% para compostos orgânicos recalcitrantes, expressos em termos de carbono orgânico dissolvido (COD), e de 99,9% para cor e turbidez.

Palavras-chave: carvão ativado em pó, matéria orgânica recalcitrante, lixiviado de aterro sanitário.

ABSTRACT

This study aimed to evaluate the combined use of Powdered Activated Carbon (PAC) with coagulant (ferric chloride) in the removal of recalcitrant organic compounds from landfill leachates.

The results showed that using PAC post-treatment to the coagulation/floculation process was more advantageous than when PAC was dosed with coagulant. The recalcitrant organic compounds removal achieved expressed in terms of dissolved organic carbon (DOC) was around 96% with a dose of 0,6 gFe.L⁻¹ and 4 gPAC.L⁻¹, and removal of 99,9% for color and turbidity.

Keywords: powdered activated carbon, recalcitrant organic compounds, landfill leachates.

Fábio Campos – Doutor em Ciências pela Faculdade de Saúde Pública da USP. Técnico responsável pelo Lab. de Saneamento “Prof. Lucas Nogueira Garcez” – Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Escola Politécnica da USP; Prof. do Curso de Gestão Ambiental da Escola de Artes e Ciências Humanas – USP Leste. Endereço: Rua Kalil Mikail, 92 – Parque Paulistano/São Paulo, Brasil – CEP: 08080-440 – Fone (011)3091-5444 – e-mal: fcampos@usp.br.

Roque Passos Piveli – Prof. Titular, Chefe do Depto. de Eng. Hidráulica e Ambiental da Escola Politécnica da USP.

1. INTRODUÇÃO

Lixiviados de aterro sanitário são definidos como efluentes líquidos gerados pela decomposição físico-química e biológica dos resíduos depositados em aterros sanitários, os quais são transferidos para uma fase líquida em função da percolação pela água de chuva, bem como da umidade natural de tais resíduos, gerando uma matriz aquosa de extrema complexidade (Christensen et al., 2001; Kjeldsen et al., 2002).

Tais efluentes apresentam concentração de matéria orgânica (biodegradáveis e não biodegradáveis – recalcitrantes) variável ao longo do tempo de funcionamento do aterro sanitário, podendo apresentar, por exemplo, uma variação de DQO (Demanda Química de Oxigênio) da ordem de 1000 mg.L⁻¹ (aterro “velho” – estabilizado) a 60.000 mg.L⁻¹ (aterro “jovem”), onde as substâncias húmicas constituem um importante grupo, assim como outros componentes, tais como os compostos nitrogenados, metais pesados e sais inorgânicos (Campos, 2014; Renou et al., 2007; Moravia et al., 2006; Wiszniowski et al., 2005; Çeçen e Çakiroglu, 2001; Qasim e Chiang, 1994).

A tratabilidade do lixiviado de aterro sanitário depende, portanto, da sua composição, assim como da característica do tipo de matéria orgânica presente (biodegradável ou recalcitrante), havendo diferentes tecnologias, incluindo processos biológicos, tratamento físico-químico, processo oxidativo avançado (POA), entre outros (Kurniawan et al., 2005).

Processos físico-químicos são indicados no tratamento de lixiviados estabilizados provenientes de células de aterros sanitário com idade de operação avançada, uma vez que os processos biológicos de tratamento não apresentam grandes eficiências na remoção dos compostos orgânicos remanescentes (recalcitrantes) (Li et al., 2010; Kurniawan et al., 2005).

A literatura apresenta diversos trabalhos referentes ao uso dessas tecnologias. Silva (2011), tratando lixiviado estabilizado com a adição de 400 mg.L⁻¹ de Fe⁺³ juntamente com 2 mg.L⁻¹ de polímero em pH 4,0, conseguiu reduções da ordem de 98% para cor e 80% para COD (Carbono Orgânico Dissolvido). Wiszniowski et al. (2005) indicam a remoção de DQO e COD na ordem de 10 a 25% em lixiviados novos, e de 50 a 60% em lixiviados estabilizados, mediante o uso de coagulantes. Tatsi (2003) cita outros trabalhos dos mesmos pesquisadores, onde se obtém eficiências de remoção de DQO em cerca de 75% em lixiviados estabilizados, contra remoção de 25 a 38% em lixiviados novos. Kurniawan et al. (2005) citam, também, trabalho do grupo de pesquisa de Tatsi, tratando lixiviado estabilizado proveniente do Aterro de Thessaloniki – Grécia, onde, através de ajustes de pH e com adição de 1,5 g.L⁻¹ de FeCl₃, obtiveram remoção de 80% de DQO. Wiszniowski et al. (2006) comentam que a aplicação de adsorção em carvão permite a remoção de 50 a 70% de DQO e N-NH₄⁺. Kurniawan et al. (2005) apresentam resultados de remoção da ordem de 90% para DQO, reforçando sua aplicabilidade, sobretudo, na redução de compostos orgânicos recalcitrantes (não biodegradáveis).

Nesse contexto, o objetivo geral do estudo foi avaliar a possibilidade de se otimizar a remoção de compostos orgânicos recalcitrantes presentes no lixiviado proveniente de aterro sanitário estabilizado (expressos em termos de carbono orgânico dissolvido) por meio de aplicação combinada e sequencial dos processos de coagulação/floculação e de adsorção com Carvão Ativado em Pó (CAP).

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Características do Lixiviado de Aterro Sanitário

Com o intuito de atender ao escopo deste estudo, foi utilizado nos testes lixiviado proveniente do Aterro Sanitário Sítio São João.

O referido aterro situa-se na Zona Leste da capital paulista, na Estrada Sapopemba km 33 e, atualmente, encontra-se desativado. Durante os anos de 2004 e 2009, o aterro foi operado pela concessionária Ecourbis, recebendo diariamente cerca de 6000 toneladas de resíduos sólidos e gerando por volta de $1800 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ de lixiviado.

O lixiviado coletado foi devidamente caracterizado nas seguintes variáveis: COD, DQO, DBO, nitrogênio total kjedahl (NTK), nitrogênio amoniacal, sólidos em suspensão totais, cor aparente, turbidez, condutividade elétrica e pH. Os métodos analíticos foram empregados de acordo com o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21th Edition (APHA, 2005).

Dessa forma, para a realização dos ensaios físico-químicos, foram coletados 80L desse lixiviado e acondicionados num único tanque a fim de garantir a homogeneidade de suas características ao longo do estudo.

2.2 Delineamento dos ensaios de Coagulação/Floculação

Os ensaios de coagulação e floculação foram realizados mediante o uso de um equipamento de *Jar Test* convencional equipado com seis jarros, com volume de 500 mL de amostra. O procedimento experimental consistiu em três etapas:

- Coagulação: mistura rápida, a 180 rpm por seis minutos (Gradiente de velocidade = 300 s^{-1});
- Floculação: mistura lenta a 50 rpm por 15 minutos (Gradiente de velocidade = 30 s^{-1});
- Sedimentação: sem mistura por uma hora.

Após o período de sedimentação, o sobrenadante de cada jarro era retirado com auxílio de uma pipeta de 100 mL e transferido para um béquer, onde foram separados em duas alíquotas: uma denominada Amostra Decantada, e a outra, filtrada em papel de filtro de $20 \mu\text{m}$, denominada de Amostra Filtrada, a fim de serem analisadas posteriormente.

Os experimentos foram conduzidos com variação de pH (de 3 a 9) em diferentes dosagens de coagulante (cloreto férrico – de $0,2$ a $0,8 \text{ gFe} \cdot \text{L}^{-1}$), sendo utilizado HCl ou NaOH para eventuais ajustes de pH.

2.3 Delineamento dos Experimentos de Adsorção

Os experimentos de adsorção foram realizados em *Jar Test* com adição de Carvão Ativado em Pó (CAP) da marca BRASCARBO, de forma conjunta e subsequentemente ao processo de coagulação/floculação. Em ambas as situações, variou-se a dosagem de CAP de 2 a $12 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, e de coagulante (cloreto férrico), de $0,2$ a $0,8 \text{ gFe} \cdot \text{L}^{-1}$, com tempo de contato de 3 horas a 150 rpm (Gradiente de velocidade de 180 s^{-1}) em pH pré-definido de acordo com os resultados obtidos com o ensaio de coagulação/floculação, seguidos de uma hora de sedimentação. O sobrenadante gerado foi filtrado em papel de filtro de $20 \mu\text{m}$ e submetido às análises laboratoriais.

Com o intuito de se obter informações acerca do equilíbrio entre adsorvato (COD) e o CAP, foram feitos ensaios para se determinar a Isoterma de Adsorção.

Isoterma de adsorção representa a quantidade de um determinado soluto adsorvido por uma superfície adsorvente, em função da concentração de equilíbrio do soluto (Tagliaferro et al., 2011). Para tanto, realizou-se ensaios com o sobrenadante filtrado produzido em ensaios de coagulação/floculação com dosagens de $0,4$ e de $0,6 \text{ gFe} \cdot \text{L}^{-1}$, variando-se a dosagem de CAP de $0,5$ a $3 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ num tempo de contato de cinco dias. Concomitantemente, foi realizada uma avaliação do comportamento cinético do sistema.

2.4 Métodos Analíticos

As variáveis monitoradas ao longo do estudo foram: pH, cor aparente, turbidez, condutividade

elétrica e COD. Os métodos analíticos foram empregados de acordo com o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21th Edition (APHA/AWWA/WEF, 2005).

3. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

3.1 Caracterização do Lixiviado de Aterro Sanitário

A fim de avaliar a eficiência do tratamento, foi feita a caracterização do lixiviado utilizado ao longo do estudo. Na Tabela 1 são apresentados os valores obtidos.

Tabela 1 – Caracterização do lixiviado de aterro sanitário

Variáveis	Concentração
Carbono orgânico dissolvido (COD) – mgC.L ⁻¹	363
Demanda química de oxigênio (DQO) – mgO ₂ L ⁻¹	2433
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO) – mgO ₂ L ⁻¹	402
Nitrogênio total kjeldahl (NKT) – mgN L ⁻¹	1960
Nitrogênio amoniacal – mgN-NH ₄ ⁺ L ⁻¹	1680
Sólidos em Suspensão Totais (SST) – mg L ⁻¹	1400
Cor aparente – UC	12500
Turbidez – UT	1278
Condutividade elétrica – mS.cm ⁻²	20,5
pH	8,5

A baixa relação DBO/DQO (0,16), o pH em torno de 8,5 e a predominância de nitrogênio amoniacal em detrimento do orgânico, permitem definir o lixiviado utilizado no estudo como proveniente de uma célula de aterro tipicamente estabilizado, onde os processos metabólicos envolvendo as substâncias orgânicas facilmente biodegradáveis já ocorreram, mantendo-se a predominância de compostos orgânicos recalcitrantes em sua composição.

3.2 Ensaios de Tratabilidade

3.2.1 Ensaios de coagulação/floculação

As Tabelas 2, 3 e 4 apresentam os resultados obtidos nessa etapa.

Tabela 2 – Resultados obtidos nos ensaios de coagulação/floculação variando a dosagem de coagulante em diferentes pH (Amostras decantadas)

pH	turbidez (UT)				cor (UC)			
	Dosagem de coagulante FeCl ₃ – gFe.L ⁻¹							
	0,2	0,4	0,6	0,8	0,2	0,4	0,6	0,8
3	20,9	19,2	8,6	3,9	620	520	260	248
4	38,2	27,6	5,6	3,1	680	660	250	108
5	51,5	48,6	17,4	5,9	1120	940	320	158
7	198	202	171	35,1	3070	3180	1050	1010
8	40	23,5	18	17	2250	1770	1500	1260
9	113	97	65	17	2740	2050	1610	1540

Tabela 3 – Resultados de turbidez e cor obtidos nos ensaios de coagulação/floculação variando a dosagem de coagulante em diferentes pH (Amostras filtradas)

pH	turbidez (UT)				cor (UC)			
	Dosagem de coagulante FeCl ₃ – gFe.L ⁻¹							
	0,2	0,4	0,6	0,8	0,2	0,4	0,6	0,8
3	20	16	5	2	510	500	220	226
4	36	25	3	1	650	605	223	81
5	46	47	15	3	950	650	260	118
7	190	200	150	31	3000	3100	1000	940
8	37	20	17	15	1900	1660	1400	1200
9	105	90	61	15	2550	1940	1580	1500

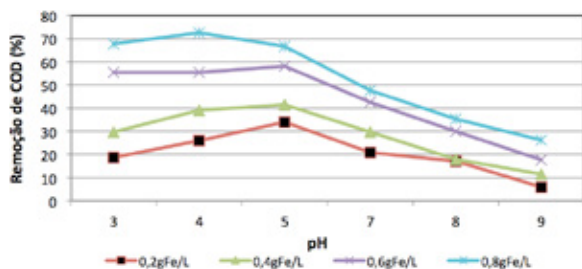
Tabela 4 – Resultados de COD obtidos nos ensaios de coagulação/floculação variando a dosagem de coagulante em diferentes pH

pH	COD (mgC.L ⁻¹)			
	Dosagem de coagulante FeCl ₃ – gFe.L ⁻¹			
	0,2	0,4	0,6	0,8
3	295	255	161	117
4	269	221	162	99
5	240	212	152	121
7	287	255	20	190
8	300	298	254	231
9	341	322	299	268

Os resultados obtidos em meio ácido (pH na faixa de 3 a 5) demonstraram claramente a melhor eficiência do processo de coagulação/floculação tanto em termos de redução de COD como na remoção de cor e turbidez, sendo que para essas variáveis, não se observou uma variação significativa nos valores das amostras Decantadas e Filtradas.

Admitindo-se que os compostos refratários podem ser quantificados indiretamente por meio da análise de COD, e sendo sua remoção o objeto principal de estudo dessa pesquisa, na Figura 1 são apresentadas as eficiências do tratamento obtidas em cada configuração proposta.

Figura 1 – Eficiência de remoção de COD em função do pH com diferentes dosagens de coagulante



Como se pode observar, de fato, na faixa de pH entre 4 a 5 foram observados os melhores resultados em termos de eficiência na remoção de COD, alcançando valores da ordem de 30% a 70% em comparação ao lixiviado bruto. De acordo com Li et al. (2010), isso se deve ao fato de que as espécies formadas pela hidrólise do coagulante em meio ácido formam cátions polinucleares que apresentam uma maior afinidade aos compostos coloidais com carga negativa presentes na amostra, bem como em função do comportamento das substâncias húmicas, as quais se mantêm solúveis em meio alcalino.

Em relação ao comportamento do coagulante, buscando uma melhor relação custo-benefício,

não se observa um ganho considerável de remoção de COD a partir da dosagem de 0,6 gFe.L⁻¹, em pH 5.

Um ponto importante a ressaltar é que, como era de se esperar, observou-se um aumento considerável na condutividade elétrica, quando comparado com o valor medido no lixiviado bruto, devido às altas concentrações de coagulante empregadas nos testes. Na Tabela 5 estão apresentados os resultados obtidos.

Tabela 5 – Resultados de condutividade elétrica obtidos nos ensaios de coagulação/floculação variando a dosagem de coagulante em diferentes pH

pH	Condutividade elétrica mS.cm ⁻²			
	Dosagem de coagulante FeCl ₃ – gFe.L ⁻¹			
	0,2	0,4	0,6	0,8
3	38,4	36,1	36,7	41,5
4	36,9	37,2	38,8	37,8
5	34,7	35,4	34	36,8
7	26,2	26,4	22,5	20
8	21,2	19,2	19,1	19,7
9	22,9	20,6	18,8	20

3.2.2 Ensaios de Adsorção

3.2.2.1 Emprego de CAP em conjunto ao coagulante

As Tabelas 6 e 7 apresentam os resultados obtidos das variáveis cor e turbidez para as amostras filtradas geradas nos ensaios com uso combinado de coagulação/floculação e adsorção em CAP.

Tabela 6 – Resultados de cor e turbidez obtidos com o uso combinado de cloreto férrico e CAP – pH 4,5 a 5,5

gFe.L ⁻¹	Dosagem de CAP – gCAP.L ⁻¹											
	2		4		6		8		10		12	
	Cor	Turb	Cor	Turb	Cor	Turb	Cor	Turb	Cor	Turb	Cor	Turb
0,2	930	78,6	808	69,4	702	55	230	18,3	205	17,1	175	16,2
0,4	300	22,4	222	16,4	189	11,1	61	4,9	75	9,1	112	8,9
0,6	90	4,3	59	4,5	17	1,7	36	2,6	26	2,3	34	3,9
0,8	122	7,8	35	3	16	2	45	3	41	4	29	3

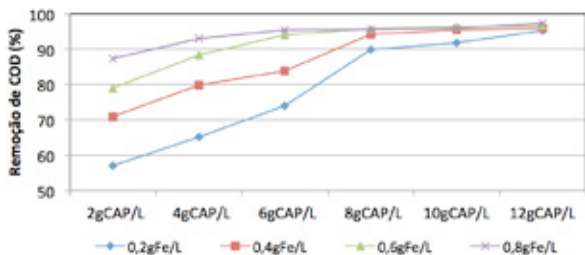
Tabela 7 – Resultados de COD obtidos com o uso combinado de cloreto férrico e CAP – pH 4,5 a 5,5

gFeL ⁻¹	Dosagem de CAP – gCAPL ⁻¹					
	2	4	6	8	10	12
0,2	156	126	94	37	30	17
0,4	106	73	59	21	16	15
0,6	76	42	22	15	14	12
0,8	46	25	16	16	15	10

Como se pode observar, os resultados obtidos com o uso combinado de CAP e coagulante conferem melhores resultados quando comparados com o uso apenas do cloreto férrico no que concerne à remoção de cor, turbidez e COD.

Na Figura 2 são apresentadas as eficiências de remoção de COD obtida nos ensaios.

Figura 2 – Eficiência de remoção de COD em função da variação da aplicação conjunta de coagulante-CAP – pH 4,5 a 5,5



3.2.2.2 Emprego de CAP subsequente ao Coagulante

Nas Tabelas 9 e 10 são apresentados os resultados obtidos das variáveis cor, turbidez e COD para as amostras produzidas nesses ensaios.

Tabela 9 – Resultados de cor e turbidez obtidos mediante aplicação de CAP ao sobrenadante do processo coagulação/floculação – pH 4,5 a 5,5

gFeL ⁻¹	Dosagem de CAP – gCAPL ⁻¹											
	2		4		6		8		10		12	
	Cor	Turb	Cor	Turb	Cor	Turb	Cor	Turb	Cor	Turb	Cor	Turb
0,2	505	6	162	5	84	3	284	2	121	2	84	2
0,4	429	6	51	3,2	11	1	187	1	49	0,3	9	0,3
0,6	107	2	16	0,2	14	0,3	18	0,2	13	0,4	15	0,4
0,8	20	0,3	15	0,3	16	0,5	17	0,3	13	0,5	16	0,6

Tabela 10 – Resultados de COD mediante aplicação de CAP ao sobrenadante do processo coagulação/floculação – pH 4,5 a 5,5

gFeL ⁻¹	Dosagem de CAP – gCAPL ⁻¹					
	2	4	6	8	10	12
0,2	133	76	41	27	20	18
0,4	132	63	27	17	13	13
0,6	64	15	13	12	12	11
0,8	29	15	13	11	10	9

Analisando os resultados apresentados nas Tabelas 6 e 7, e na Figura 2, pode-se admitir que a dosagem de coagulante de 0,6 gFe.L⁻¹ combinada com 8 gCAP.L⁻¹ foi a que forneceu os melhores resultados, com eficiência de remoção de 99,7% para cor; 99,8% para turbidez e 95,6% para COD.

Pode-se inferir que as partículas de CAP, além de possuírem a capacidade adsorvente, funcionaram como núcleo formador de floco, otimizando o processo de coagulação-floculação-sedimentação.

No que diz respeito à variável condutividade elétrica, novamente não se obteve um bom resultado final, em função das altas dosagens de coagulantes aplicadas aos testes, como se pode observar na Tabela 8.

Tabela 8 – Resultados de Condutividade elétrica obtidos com o uso combinado de cloreto férrico e CAP – pH 4,5 a 5,5

gFeL ⁻¹	Dosagem de CAP – gCAPL ⁻¹					
	2 gCAPL ⁻¹	4 gCAPL ⁻¹	6 gCAPL ⁻¹	8 gCAPL ⁻¹	10 gCAPL ⁻¹	12 gCAPL ⁻¹
0,2	34,5	37,5	35	36,7	35,5	35,3
0,4	36	37,7	34,2	36,4	34,8	34,2
0,6	25,7	34,5	34,7	34,1	34,1	32,7
0,8	36	32,2	31	34,2	33,9	30,9

Pode-se notar uma considerável melhora nos resultados apresentados nesses ensaios quando comparados com os obtidos mediante a aplicação conjunta de coagulante/CAP.

Tal fato se deve, muito provavelmente, em função da remoção inicial de sólidos promovida pelo processo de coagulação-floculação produzir um sobrenadante com características facilitadoras para a interação entre poluente-CAP, bem como pela diminuição da interferência produzida pela presença dos íons ferro advindos do coagulante, uma vez que se observa uma forte interação entre esses e o CAP (Li et al., 2010).

Na Figura 3 estão apresentados os resultados de eficiência de remoção de COD obtidos nos ensaios.

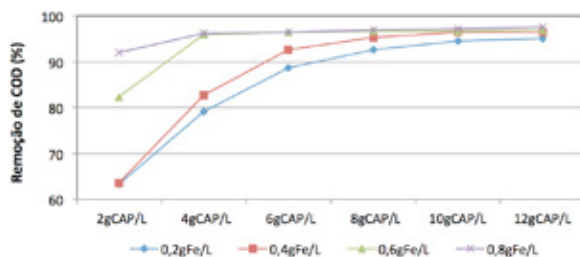


Figura 3 – Eficiência de remoção de COD em função da variação da aplicação de CAP ao sobrenadante do processo de coagulação/floculação – pH 4,5 a 5,5

Tabela 11 – Resultados obtidos de condutividade elétrica mediante aplicação de CAP ao sobrenadante do processo coagulação/floculação.

Dosagem de CAP – gCAP.L ⁻¹						
gFe.L ⁻¹	2	4	6	8	10	12
0,2	42,2	43,1	42,7	43,4	39,6	43,7
0,4	43,8	41,8	42	42,2	41,4	41,6
0,6	42,5	42	42,6	42,7	42,5	42,5
0,8	40,4	40,4	40,2	40,5	40,3	40,6

3.2.2.3 Isoterma de Adsorção

Na Tabela 12 são apresentados os valores obtidos ao término dessa etapa para cada dosagem e condição avaliada.

Tabela 13 – Resultados iniciais obtidos nos ensaios para determinação da isoterma de adsorção

Condições iniciais – sobrenadante				
Doasagens	pH	cor (UC)	turbidez (NTU)	COD (mgC.L ⁻¹)
0,4 gFe.L ⁻¹	5,4	444	20,7	149
0,6 gFe.L ⁻¹	5,1	123	4,1	108

Em seguida, foram transferidas alíquotas de 100 mL de cada sobrenadante para erlenmeyers, e adicionadas em cada um, dosagens de CAP de 0,5; 1,0; 1,5; 2,0; 2,5 e 3,0 gCAP.L⁻¹, para que, posteriormente, fossem tampados e mantidos em agitação por cinco dias a 150 rpm.

Ao término do período, o conteúdo de cada erlenmeyer foi devidamente filtrado em 20 µm e analisado. Na Tabela 13 são apresentados os valores obtidos.

Tabela 14 – Resultados finais obtidos nos ensaios para determinação da isoterma de adsorção

erly	CAP	COD (mgC.L ⁻¹)		cor (UC)		turbidez (NTU)	
		0,4 gFe.L ⁻¹	0,6 gFe.L ⁻¹	0,4 gFe.L ⁻¹	0,6 gFe.L ⁻¹	0,4 gFe.L ⁻¹	0,6 gFe.L ⁻¹
1	0,5	105	83	313	71	17	1,5
2	1	91	55	308	40	18	1,3
3	1,5	74	37	276	20	18	0,8
4	2	55	26	101	19	5	1
5	2,5	38	22	53	22	2	1,1
6	3	25	19	22	22	1	1,4

Com os resultados iniciais e finais de COD para cada ensaio, foi possível aplicar o modelo empírico proposto por Freundlich, a fim de avaliar e prever as condições de equilíbrio entre adsorvato (COD) e adsorvente (CAP).

A expressão proposta por Freundlich é representada pelas equações (01) e (02):

$$q_e = K_{ad} * C_e^{1/n} \quad \text{Equação (01)}$$

ou:

$$\log q_e = \log K_{ad} + 1/n \log C_e \quad \text{Equação (02)}$$

Onde:

q_e: quantidade do adsorvato por unidade de adsorvente (mg.g⁻¹)

C_e: concentração do adsorvato no equilíbrio (mg.L⁻¹)

K_{ad} e n: coeficientes a serem determinados empiricamente. K_{ad} está relacionado à capacidade de adsorção do adsorvato pelo adsorvente, enquanto n depende das características da adsorção.

Na Figura 4 está representado o comportamento ocorrido em cada ensaio, e na Tabela 15 estão apresentadas as constantes obtidas após a aplicação do modelo de Freundlich.

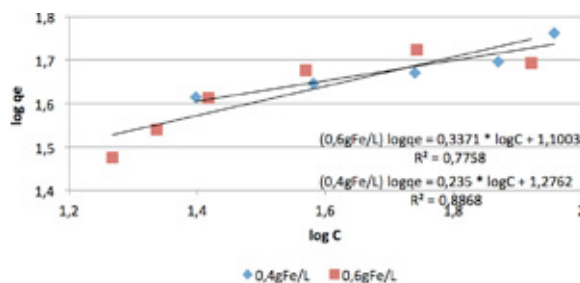


Figura 4 – Comportamento observado entre adsorvato-adsorvente para determinação da isoterma de adsorção

Tabela 14 – Constantes de equilíbrio entre adsorvente-adsorvato.

Dosagem de Coagulante	K	1/n	R ²
0,4 gFe.L ⁻¹	1,1003	0,3371	0,78
0,6 gFe.L ⁻¹	1,2762	0,235	0,89

A análise da Figura 4 e dos resultados das constantes obtidas em cada ensaio demonstra que os comportamentos para as duas condições estudadas resultaram semelhantes, do que se conclui que a capacidade de adsorção do COD pelo CAP independe da dosagem de coagulante, sendo que o processo é preferencialmente regido pela afinidade existente entre os componentes presentes no lixiviado (adsorvato) e o CAP (adsorvente).

Para investigar o tempo mínimo de contato exigido para a máxima remoção do adsorvato pelo CAP, foi realizado um novo ensaio com dosagem

de 0,4 gFe.L⁻¹ seguido de aplicação de 4 gCAP.L⁻¹ ao sobrenadante. Foram feitas retiradas de alíquotas de 10 em 10 minutos, filtradas e determinado o COD. Na Figura 5 são lançados em gráfico os resultados obtidos.

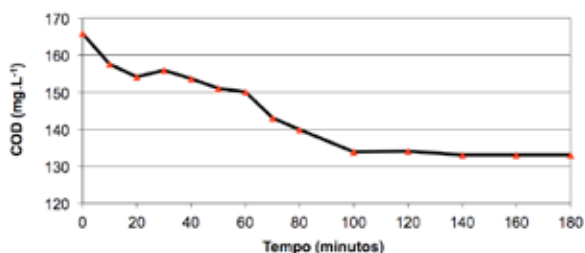


Figura 5 – Comportamento cinético do processo de adsorção entre adsorvato/adsorvente

De acordo com a Figura 5, o equilíbrio entre adsorvato e CAP pode ser obtido praticamente por volta de 90 minutos de tempo de contato, valor igual ao encontrado por Li et al. (2010) em seus estudos empregando sais de alumínio como coagulante em conjunto com CAP. Dessa forma, os resultados dos testes de adsorção ao longo da pesquisa, mantidos num tempo de contato de três horas, garantem que em cada situação, o ponto de equilíbrio cinético já estava satisfeito, garantindo que os valores medidos estão condizentes com a capacidade de adsorção do CAP utilizado.

4. CONCLUSÃO

Ao término deste trabalho, foi possível concluir que: O uso combinado de coagulante e carvão ativado em pó demonstrou ser um método promissor para tratamento de lixiviados de aterro sanitários estabilizados no que diz respeito à remoção de COD, cor e turbidez; Em cada configuração deve-se buscar as dosagens de CAP e coagulante que levem a uma melhor relação custo-benefício;

A faixa de pH ácida demonstrou ser adequada para a ação do coagulante cloreto férrico sobre o lixiviado;

A aplicação de CAP como pós-tratamento do processo de coagulação-floculação mostrou-se mais vantajosa do que quando dosado em conjunto ao coagulante;

O tempo de adsorção mostrou-se ser um parâmetro fundamental para a otimização do processo.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA/AWWA/WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21ª Edição. Washington D.C.: 2005.
- CAMPOS, J.R. **Descarte de Lixiviado de Aterro Sanitário em Estações de Tratamento de Esgoto: Uma Análise Crítica**. São Paulo: Revista DAE, vol. 62 número 197, p. 6-17, 2014.
- ÇECEN, F. , ÇAKIROLUM, D. **Impact of Landfill Leachate on the Co-Treatment of Domestic Wastewater**. Biotechnology Letters 23, [S.L.] p. 821-826, 2001.
- CHRISTENSEN, J. B.; BJERG, P. P. L.; JENSEN, D. L.; CHRISTENSEN, A.; BAUM, A.; ALBRECHTSEN, H. J.; HERON, G. **Biochemistry of Landfill Leachate plumes** – Applied Geochemistry, [S.L.], v. 16, p. 659-718, 2001.
- KJELDSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, A. **Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review** – Environmental Science and Technology, [S.L.], v. 32, p. 297-336, 2002.
- KURNIAWAN, T. A.; WAI-HUNG LO; YS CHAN, G., **Physico-Chemical Treatments for Removal of Recalcitrant Contaminants from Landfill Leachate** – Journal of Hazardous Materials, ELSEVIER, p. 80-100, 2005.
- LI, W.; HUA, T.; ZHOU, Q.; ZHANG, S.; LI, F. **Treatment of Stabilized Landfill Leachate by the Combined Process of Coagulation/ Flocculation and Powder Activated Carbon Adsorption** – Journal of Desalination, [S.L.], p. 56-62, 2010.
- MORAVIA, W. G.; AMARAL, M. C. S.; FERREIRA, C. F. A.; LANGE, L. C.; MARTINS, L. K. **Estudo de Diferentes Métodos de Partida de Sistemas de Tratamento Aeróbio para Lixiviados de Aterro Sanitário Estabilizado em Escala de Laboratório**, Anais do 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. [S.L.]: [S.D.].
- QASIM, S.R; CHIANG, W. **Sanitary Landfill Leachate – Generation, Control and Treatment**. Technomic Publication, Pensilvânia, EUA, 1994.
- RENOU, S; GIVAUDAN, J.G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. **Landfill Leachate Treatment: Review and Opportunity**, *Journal of Hazardous Materials*. ELSEVIER, 468 – 493p., 2007.
- SILVA, R.C.A. **Pós-Tratamento de Sistema Biológico Aeróbio em Batelada de Lixiviado de Aterro Sanitário Através de Processos Físico-Químicos**. Dissertação apresentada na Escola Politécnica da USP. São Paulo: 2011.
- SOUTO, G.D.B.; POVINELLI, J. **Características do Lixiviado de Aterros Sanitários no Brasil**, 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005.
- TAGLIAFERRO, GV., et al. **Adsorção de Chumbo, Cádmio e Prata em Óxido de Nióbio (v) Hidratado Preparado pelo Método da Precipitação em Solução Homogênea**. Química Nova, [S.L.], v. 34, n. 1, p. 101-105, 2011.
- WISZNIOWSK, J.; ROBERT, D.; SURMACZ-GORSKA, J.; MIKSCH, K.; WEBER, J.V. **Landfill Leachate Treatment Methods: A Review**. Environ. Chem. Lett., [S.L.], p. 51-61, 2005.

Práticas operacionais e de empreendimentos – Análise crítica dos instrumentos legais do ministério da agricultura, pecuária e abastecimento (MAPA) para uso agrícola do lodo de esgoto

Critical analysis of the legal instruments of the Ministry of Agriculture, Livestock and Food Supply – MAPA for agricultural use of sewage sludge

- **Data de entrada:**
22/08/2014
- **Data de aprovação:**
03/03/2016

Bruno Sidnei da Silva, Marcelo Kenji Miki

DOI: 10.4322/dae.2016.020

Resumo

O uso agrícola de lodo de esgoto é possível através de duas abordagens distintas: como resíduo ou como produto. A abordagem “resíduo” deve seguir as diretrizes do Ministério do Meio Ambiente. Já a abordagem “produto” deve seguir as diretrizes do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento – MAPA.

Este artigo apresenta uma análise crítica dos instrumentos legais do MAPA, que apesar de serem bastante restritivos quanto aos padrões de qualidade do produto derivado contendo lodo de esgoto, apresentam lacunas que, se não forem preenchidas, podem colocar em risco tanto a segurança agrícola quanto a segurança sanitária e ambiental.

Como a abordagem de uso agrícola do lodo como um resíduo urbano estabelecido pela Resolução CONAMA – RC nº 375/2006 apresenta uma série de empecilhos de ordem prática, como um número excessivo de análises laboratoriais, monitoramento das áreas de cultivo e outras dificuldades de ordem logística, a abordagem de produto vem ganhando destaque em seu uso, especialmente no Estado de São Paulo.

Assim, para viabilizar o uso agrícola via produto, buscou-se complementar os textos do MAPA com os requisitos de higienização e redução da atratividade a vetores dos textos da agência americana de proteção ambiental – EPA, de modo que o lodo tratado seja utilizado como matéria-prima na produção de fertilizante orgânico ou, dependendo de suas características, diretamente como fertilizante, sem comprometer a segurança ambiental e agrícola.

Palavras-chave: resíduo, biossólido, uso benéfico, padrões de qualidade, lodo de ETE, uso agrícola, legislação ambiental.

Bruno Sidnei da Silva – Engenheiro Sanitarista e Ambiental graduado pela Universidade Federal de Santa Catarina. Engenheiro do Departamento de Pesquisa, Desenvolvimento Tecnológico e Inovação da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo – SABESP.
Marcelo Kenji Miki – Engenheiro Civil, Mestre em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Gerente do Departamento de Projetos de Pesquisa da Superintendência de Pesquisa, Desenvolvimento e Inovação da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo – SABESP.
Endereço para correspondência: Rua Costa Carvalho, nº 300 – Pinheiros – São Paulo – SP – CEP: 05429-900 – Brasil. Tel: +55 (11) 3388-9751 – Fax: +55 (11) 3388-8695 – e-mail: bsidnei@sabesp.com.br.

Abstract

The agricultural use of sewage sludge is possible through two distinct approaches: as waste or as an agricultural product. The residue approach should follow the guidelines of the Ministry of Environment. But if the approach adopted for the agricultural product, should follow the guidelines of the Ministry of Agriculture, Livestock and Supply – MAPA. This article presents a critical analysis of the legal MAPA instruments, which despite being quite restrictive as to the quality standards of the derivative product containing sewage sludge, has gaps that are not met can endanger both agricultural security as health security and environmental.

As the sludge for agricultural use approach as an urban waste established by CONAMA Resolution – RC nº 375/2006 has a number of practical obstacles, such as an excessive number of laboratory tests, monitoring of croplands and other logistical problems, the product approach has been gaining momentum in its use, especially in São Paulo State.

Thus, to enable agricultural use via product, it sought to complement the MAPA texts with hygiene requirements and reduce the attractiveness of the vectors of texts of American Agency Environmental Protection – EPA, so that the treated sludge is used as a feedstock in the organic fertilizer production or, depending on their characteristics, directly as fertilizer, without compromising environmental safety and agricultural.

Keywords: waste, biosolids, beneficial use, agricultural use, quality standards, wastewater treatment plant sludge, environmental regulation.

INTRODUÇÃO

A crescente preocupação ambiental e o investimento crescente em saneamento básico vêm aumentando a preocupação com o destino final do lodo de esgoto gerado nas estações de tratamento. Uma das alternativas de disposição final mais conhecida no meio técnico é o aterro sanitário. Frente à disposição final, alternativas de reaproveitamento deste material vêm sendo estudadas e empregadas por diversas companhias de saneamento no Brasil e no mundo, devido ao seu potencial de fornecer nutrientes para as plantas, poder calorífico, capacidade de retenção de água, entre outras características. O aproveitamento destas características do lodo de esgoto pode ser denominado de uso benéfico. As alternativas de uso benéfico envolvem a aplicação direta em culturas agrícolas, a incorporação na produção de insumos da construção civil, etc.

Dentre as opções citadas no parágrafo anterior, o uso benéfico do lodo de ETE como insumo ou produto agrícola parece ser uma alternativa ade-

quada do ponto de vista ambiental, já que cerca de 60% do montante de nutrientes inorgânicos presentes em alimentos são despejados nos esgotos, após tomarem parte do metabolismo humano (Kvarnstrom & Nilsson, 1999 apud Correa, 2001). De acordo com Sampaio (2013), estima-se que “a quantidade de lodo de ETE utilizada no Brasil para o fim agrícola é da ordem de 21.000 toneladas (base seca)/ano, sendo produzido em quase sua totalidade em estações que utilizam processos de tratamento biológicos aeróbios (lodos ativados convencionais ou aeração prolongada e lagoas aeradas). Apesar de as inúmeras vantagens apresentadas por essa prática em relação às demais formas de destinação final, seu emprego em território nacional pode ser considerado incipiente quando comparado com países norte-americanos e europeus”.

A aplicação direta de lodo de esgoto em culturas agrícolas é regulamentada pelo Ministério do Meio Ambiente, através do seu órgão consultivo e deliberativo – Conselho Nacional do Meio Am-

biente – CONAMA que regulamentou a prática em território nacional através da Resolução CONAMA – RC nº 375/2006. Para o CONAMA, lodo de esgoto é conceituado como um resíduo gerado nos processos de tratamento de esgoto sanitário com potencial de uso agrícola.

No Estado de São Paulo, desde a publicação no ano de 1999, pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB, da Norma P4230, nunca se conseguiu uma única licença ambiental para o uso agrícola de lodo de ETE, apesar dos vários esforços empreendidos. Desde então, para viabilizar o uso agrícola do lodo, sem desperdícios de tempo e dinheiro, as empresas paulistas operadoras de saneamento têm evitado percorrer este caminho burocrático.

Outra opção para tornar o uso agrícola do lodo de esgoto possível na prática é através do atendimento aos dispositivos estabelecidos pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento – MAPA. Esta trajetória é realizada através do beneficiamento do lodo até que ele adquira qualidade para ser utilizado diretamente ou como matéria-prima na produção de fertilizante orgânico, fertilizante organomineral ou como corretivo (condicionador de solo) classe D. Fertilizante orgânico é um produto de natureza fundamentalmente orgânica, obtido por processo físico, químico, físico-químico ou bioquímico, natural ou controlado, a partir de matérias-primas de origem industrial, urbana ou rural, vegetal ou animal, enriquecido ou não de nutrientes minerais. Fertilizante organomineral é a mistura física ou combinação de fertilizantes minerais e orgânicos. Já condicionador de solo é o produto que promove a melhoria das propriedades físicas, físico-químicas ou a atividade biológica do solo. Tanto a produção quanto o comércio destes produtos para aplicação em culturas agrícolas são atividades controladas pelo MAPA. Nota-se a mudança de enfoque para o lodo de esgoto, de resíduo (CONAMA) para matéria-prima ou produto agrícola (MAPA).

O uso benéfico do lodo de ETE como produto agrícola em vez de resíduo acarreta uma série de mudanças na forma de gerenciar o lodo gerado nas estações. O gerenciamento da fase sólida da estação passa a ganhar uma relevância significativa, já que o material gerado deverá apresentar padrão de qualidade bastante rígido e constante. Para atingir este objetivo, o estabelecimento deverá manter um sistema de controle da qualidade que ateste a conformidade das características físicas, microbiológicas e nutricionais do produto gerado com os padrões de qualidade estabelecidos nos instrumentos legais do MAPA.

A percepção atual de quem percorre a trajetória legal estabelecida pelo MAPA para uso agrícola é de que seus padrões de qualidade são suficientes para preservação do meio ambiente e da saúde pública, já que muitas das exigências são muito mais restritivas que a própria RC nº 375/2006. No entanto, ao longo do texto discutiremos uma série de lacunas dos instrumentos do MAPA que podem passar despercebidas e que merecem ser destacadas.

Assim, o objetivo deste artigo é analisar os instrumentos legais envolvidos na produção de produtos agrícolas contendo lodo de esgoto em sua composição e propor recomendações para as alternativas de tratamento do lodo visando à produção de um produto agrícola com padrão de qualidade e repetitividade exigidos pelo MAPA, de modo que a produtividade agrícola seja assegurada sem pôr em risco a segurança sanitária e ambiental advinda do seu uso.

BENEFÍCIOS DA ABORDAGEM DE PRODUTO FRENTE À ABORDAGEM DE RESÍDUO

A principal vantagem da abordagem de produto frente à abordagem de resíduo é que as restrições ambientais estabelecidas na RC nº 375/2006 para aplicação de lodo de ETE no solo, tais como o monitoramento de metais pesados na área de cultivo, não mais se aplicariam, passando a se seguir

exclusivamente as diretrizes para uso agrícola estabelecidas nos instrumentos legais do MAPA. No Estado de São Paulo, a CETESB já reconhece que a aplicação de lodo de esgoto no solo registrado no MAPA como produto agrícola não depende de sua manifestação (São Paulo, 2010). Assim, após o processo de beneficiamento do lodo de resíduo para produto, a aplicação do produto derivado no solo agrícola deve se submeter apenas aos instrumentos legais do MAPA, bem como todo trâmite burocrático se restringirá somente a este órgão.

Outra vantagem do uso benéfico do lodo de ETE como produto está relacionada ao seu ciclo de vida, cuja responsabilidade é compartilhada entre o produtor, comerciante e o agricultor, ou seja, o estabelecimento produtor fica responsável pela qualidade do produto, o comerciante (quando houver), pela correta armazenagem, proteção e guarda destes produtos, e o agricultor, pela aplicação no solo, respeitando as taxas de aplicação com base na concentração de nutrientes e de acordo com a recomendação e responsabilidade de um profissional tecnicamente habilitado. Na abordagem de resíduo, o gerador de lodo de esgoto é responsável por toda a cadeia, desde a produção até períodos posteriores à disposição no solo, gerando para o estabelecimento a necessidade de empregar um sistema de controle e rastreamento tão rigoroso que dificulta e inibe a prática, principalmente para as ETEs de pequeno porte.

Ainda com relação ao ciclo de vida do produto agrícola, seu transporte não apresenta vantagem em relação à abordagem de resíduo. Conforme o artigo 48 do Decreto Federal nº 4954/2004, o transporte de fertilizantes, corretivos, inoculantes ou biofertilizantes em território nacional deve ser submetido aos regulamentos para transporte de produtos perigosos. E, de acordo com a legislação específica do setor de transporte de produtos perigosos – Resolução nº 420/2004 da Agência Nacional de Transportes Terrestres, o estabelecimento produtor é corresponsável pelo transporte

deste material até o usuário final ou estabelecimento comercial.

Por focar o controle de qualidade dos produtos para uso agrícola no processo produtivo, o MAPA torna possível o emprego de parâmetros de controle operacional, o que não é possível na abordagem de resíduo da RC nº 375/2006, que determina a comprovação analítica de todo lote de lodo de esgoto disponibilizado para uso. Após o registro como produto agrícola, a qualidade analítica do produto será averiguada pelo MAPA através de fiscalizações periódicas, que abrangem desde as instalações produtivas até o sistema de controle de qualidade do estabelecimento.

AVALIAÇÃO DOS INSTRUMENTOS LEGAIS DO MAPA

Os instrumentos legais do MAPA são bastante rígidos com relação aos padrões de qualidade para produto, tanto para os parâmetros de interesse agrônômico, quanto para os limites de patógenos e metais pesados (conceituados pelos agrônomos como as substâncias que podem causar fitotoxicidade às culturas agrícolas ou entrar na cadeia alimentar). Portanto, esta alternativa levará as companhias a adotar processos de tratamento e controle de produtos gerados tão ou mais rigorosos do que se a abordagem do lodo gerado fosse de resíduo.

Antes de comentarmos os parâmetros referentes a contaminantes, no que tange às concentrações máximas de patógenos e metais pesados, apresentamos uma rápida abordagem sobre os parâmetros de interesse agrônômico estabelecidos pelo MAPA para registro do produto como fertilizante orgânico composto ou condicionador de solo classe D. Como a composição do fertilizante organomineral classe D envolve a mistura física ou combinação de fertilizantes minerais e orgânicos, não será considerada essa alternativa de produto na discussão deste artigo, já que não será, muito provavelmente, a opção escolhida pe-

las companhias operadoras de ETE, devido à necessidade de aporte de matérias-primas minerais ao lodo, o que levaria a significativo aumento de custos na produção do fertilizante. Contudo, caso essa seja a opção escolhida pelo estabelecimento, é preciso atender aos requisitos agronômicos definidos na legislação tanto para fertilizante orgânico quanto para fertilizante mineral. Quanto aos

contaminantes, deverá ser seguida a referência mais restritiva quando houver conflito de concentração para um mesmo parâmetro.

A Tabela 1 apresenta as concentrações estabelecidas pelo MAPA para registro de fertilizante orgânico composto classe D e condicionador de solo classe D.

Tabela 1 – Garantias e limites máximos de patógenos para fertilizantes orgânicos e condicionadores de solo classe D

Garantia	Fertilizante Orgânico Classe D (Brasil, 2009)	Condicionador de Solo Classe D (Brasil, 2006b)
	Valor	Valor
Umidade máxima (%)	70 (estado sólido)	70 (estado sólido)
Nitrogênio Total (mín) (%)	0,5	0,5
Carbono Orgânico (mín) (%)	3 (estado fluido), 15 (estado sólido)	15 (estado sólido)
CTC – Capacidade de Troca Catiônica (mín) (mmol c/kg)	Conforme Declarado	200
pH mínimo	6,0	6,0
Relação C/N (máx)	20	20
Relação CTC / C	Conforme Declarado	Conforme Declarado
Fósforo (Teor Total em P ₂ O ₅) (%)	Conforme Declarado	Conforme Declarado
Óxido de Potássio (Teor Solúvel em Água) (%)	Conforme Declarado	Conforme Declarado
Outros Nutrientes	Conforme Declarado	Conforme Declarado
Capacidade de Retenção de Água (mín) (%)	-	60
Limites Máximos de Patógenos	Fertilizante Orgânico Classe D (Brasil, 2006a)	Condicionador de Solo Classe D (Brasil, 2006a)
	Valor	Valor
Coliformes Termotolerantes (NMP/g de MS)	1000	1000
Ovos Viáveis de Helmintos (nº em 4g de ST)	1,00	1,00
<i>Salmonella</i> sp.	Ausência em 10 gramas de MS	Ausência em 10 gramas de MS

Fonte: Brasil, 2006a; Brasil, 2006b e Brasil, 2009.

Observa-se na Tabela 1 que as garantias para condicionadores de solo classe D são as mesmas garantias para fertilizantes orgânicos compostos classe D, acrescidas de dois parâmetros: Capacidade de Retenção de Água e Capacidade de Troca Catiônica. Na verdade, as demais classes de condicionadores de solo apresentadas em Brasil (2006b) apresentam como garantias mínimas apenas esses dois parâmetros citados. Contudo, o MAPA condicionou o registro dos condicionadores de solo Classe D ao atendimento das mesmas garantias dos fertilizantes orgânicos compostos dessa mesma classe, tornando o registro do produto como condicionador classe D mais restritivo do que como fertilizante.

Outra observação da tabela anterior refere-se ao teor mínimo de nitrogênio e carbono orgânico. Esses elementos, mesmo que atendidos individualmente, não garantem a conformidade do material para o registro como fertilizante orgânico, devido ao padrão máximo exigido para a relação C/N. Ou seja, supondo certa massa de fertilizante orgânico contendo 0,5% em peso seco de nitrogênio total, e 15% em peso seco de carbono orgânico, o material atenderia ao padrão mínimo exigido para estes dois elementos, contudo, sua relação C/N seria igual a 30, bastante superior ao limite máximo de 20 estabelecido pelo MAPA. Em suma, mesmo que um fertilizante orgânico classe D atenda aos padrões mínimos de nitrogênio e carbono orgânicos,

co, deve-se balancear na sua produção um desses elementos, de modo que a relação C/N máxima seja atendida no produto.

Quanto às concentrações máximas de patógenos fixadas pelo MAPA, observa-se que são idênticas às concentrações estabelecidas na RC nº 375/2006, com exceção da presença de vírus entéricos, fixada apenas na regulamentação ambiental. Infere-se que o MAPA, na definição destes limites de patógenos, adotou o conceito de risco nulo, ou seja, a utilização de produto agrícola contendo lodo de esgoto apresentaria probabilidade zero de causar algum dano ambiental ou algum dano à saúde da população exposta ao produto. Para algumas situações, o MAPA também utilizou o princípio da dupla barreira, já que, além dos limites de contaminantes bastante rigorosos, estabeleceu restrições de aplicação para certas culturas agrícolas, além de ter exigido em seus instrumentos normativos o uso de equipamentos de proteção individual durante o manuseio e aplicação do produto no solo. Porém, apesar da dupla barreira imposta ao uso de produto contendo lodo de esgoto, o MAPA não indicou em seus instrumentos legais as tecnologias ou alternativas de tratamento da matéria-prima, lodo de esgoto, necessária para a obtenção de um produto com seu padrão de qualidade microbiológica, ou seja, com ausência de patógenos. Não há nenhuma menção em seus textos sobre processos de higienização do lodo e, além disso, não considera a possibilidade deste material ser “recontaminado” antes de sua aplicação no solo, caso não seja adotada alguma medida para redução da sua atratividade a vetores.

Para sanar esta lacuna e visando garantir a segurança tanto de quem produz quanto de quem utiliza um produto contendo lodo de esgoto em sua composição, entendemos que a sua produção com o padrão de qualidade microbiológica exigido pelo MAPA deverá inevitavelmente recorrer aos processos de higienização do lodo e redução

da sua atratividade a vetores mencionados nos textos das instituições de proteção ambiental.

A agência ambiental norte-americana – EPA, estabelece no seu texto voltado ao uso agrícola de lodo de esgoto – 40 CFR EPA Part 503 (Estados Unidos, 1993), daqui em diante denominada simplesmente de “Norma 503”, uma listagem extensiva de alternativas e processos de higienização do lodo visando obter um lodo com padrão Classe A ou Classe B.

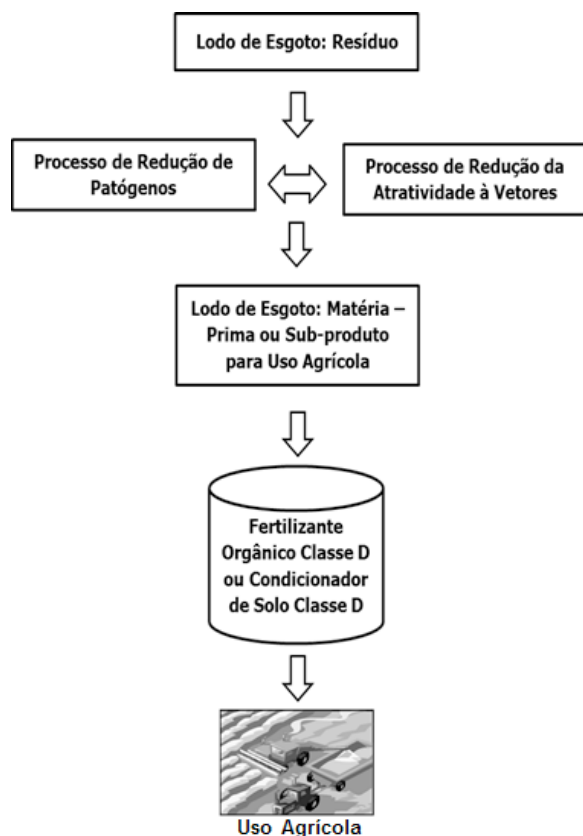
Cabe, neste momento, esclarecer as terminologias utilizadas pelas instituições ambientais na classificação de lodo de esgoto, a fim de evitar comparações com a terminologia do MAPA.

Para a Norma 503, as classificações Lodo Classe A e Lodo Classe B se referem à concentração de patógenos no lodo tratado. Lodo Classe A é o lodo que foi tratado em um processo que resulta em uma concentração final de patógenos (*Salmonella* sp., vírus entéricos e ovos viáveis de helmintos) abaixo dos limites analíticos de detecção. Lodo Classe B é o lodo que foi tratado em um processo que resulta em uma concentração final de patógenos acima dos limites de detecção analíticos, contudo, a uma certa concentração que, associada a medidas de restrição de contato com o público e práticas de manejo, não apresenta riscos à saúde pública.

Já a classificação “Classe D” do MAPA para Fertilizante Orgânico ou Condicionador de Solo não tem qualquer relação com o processo de higienização empregado para o lodo de esgoto. Esta classificação representa uma das classificações do MAPA para fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos e organominerais, e para condicionadores de solo, indicando a classe do produto que em sua composição utiliza quaisquer quantidades de lodo de esgoto.

A Figura 1 apresenta a proposta de beneficiamento do lodo de ETE visando seu registro e uso como produto agrícola.

Figura 1 – Beneficiamento do lodo de esgoto. De resíduo (CONAMA) para matéria-prima ou produto agrícola (MAPA)



Observa-se que para o MAPA o enfoque é totalmente distinto das instituições de proteção ambiental, ou seja, não se trata da gestão e aplicação direta no solo agrícola de um resíduo gerado nas estações de tratamento de esgotos, mas de um material cuja composição o torna matéria-prima para produção de um fertilizante ou condicionador de solo, cujos padrões de contaminantes (metais pesados) e organismos patogênicos são estabelecidos em regulamentos próprios.

DENSIDADE DE PATÓGENOS

O MAPA, através da Instrução Normativa – IN MAPA nº 27/2006 (Brasil, 2006a), apresenta os

requisitos de patógenos para fertilizantes orgânicos e condicionadores de solo Classe D. Apesar de serem apenas organismos indicadores de patogenicidade, os coliformes termotolerantes estão agrupados neste artigo na categoria de patógenos, para simplificar as discussões e comparações entre os diversos instrumentos legais citados neste artigo. As densidades máximas de patógenos regulamentadas pelo MAPA são as apresentadas a seguir:

- Coliformes Termotolerantes ≤ 1000 NMP/g de MS;
- Ovos Viáveis de Helmintos ≤ 1 em 4g ST;
- *Salmonella* sp.: ausência em 10 g de matéria seca.

Percebe-se uma falta de padronização da terminologia nas unidades de medida nesses requisitos do MAPA, já que para designar a base seca do lodo, não adotou as mesmas palavras ou siglas.

Já a RC nº 375/2006 estabelece para Lodo Classe A os seguintes requisitos:

- Coliformes Termotolerantes < 1000 NMP/g de ST;
- Ovos Viáveis de Helmintos $< 0,25$ em g ST;
- *Salmonella* sp.: ausência em 10 g de matéria seca;
- Vírus $< 0,25$ UFP/g ST

É importante destacar que a Norma 503 para Lodo Classe A estabelece como requisitos (com destaque para **ou** e não **e**):

- Coliformes Termotolerantes < 1000 NMP / g de Sólidos Totais ou;
- *Salmonella* sp. < 3 NMP / 4 g de Sólidos Totais.

De acordo com Bastos (2013), nos EUA o padrão de coliformes termotolerantes é assumido como indicador da ausência de *Salmonella* sp. Assim,

como controle de qualidade do biossólido (termo utilizado para ressaltar os aspectos benéficos do lodo de esgoto, valorizando a utilização produtiva em comparação com a mera disposição final improdutiva em aterros sanitários, disposição superficial no solo ou incineração), a norma dos EUA exige o atendimento das concentrações máximas de coliformes termotolerantes “ou” de *Salmonella* sp. Biossólidos Classe A também devem estar livres de vírus entéricos e ovos (viáveis) de helmintos (abaixo dos limites de detecção). Entretanto, na Norma 503 essa condição pode ser demonstrada pelo monitoramento desses patógenos ou de variáveis de controle operacional dos processos de tratamento do lodo. Infere-se, portanto, que o padrão de coliformes termotolerantes não é assumido como indicador confiável da ausência de vírus entéricos e de ovos de helmintos, mas que as variáveis operacionais se prestam, sim, ao papel de indicadores da eficiência do tratamento e substituem o controle por meio do monitoramento de patógenos.

Ainda de acordo com Bastos (2013), “os parâmetros microbiológicos da Norma 503 para biossólidos Classe A têm como referência os limites de detecção dos métodos disponíveis à época (Estados Unidos, 1993) para a pesquisa de patógenos, os quais, por definição (ou por razões logísticas), são baseados em um dado tamanho amostral (em termos de massa). Essas questões explicam os limites adotados, aparentemente estranhos, como < 3 *Salmonella* sp. (NMP) /4 g ST, < 1 enterovírus (UFP) /4 g ST e < 1 ovo de helminto/4 g ST. Entretanto, a ausência de microrganismos numa pequena quantidade de material não assegura sua ausência em amostras maiores provenientes da mesma fonte. Assim, poderia ser especulado (somente especulado) que essa seria a razão do limite brasileiro para *Salmonella* sp. ser especificado com base na ausência em 10 g, talvez objetivando um padrão mais rigoroso ou mais seguro”.

Os requisitos de densidade de patógenos estabelecidos pelo MAPA são mais rigorosos que os da Norma 503, e similar ao da RC nº 375/2006, com exceção do padrão de vírus entéricos. Portanto, estes requisitos de patógenos do MAPA são mais restritivos que o padrão de Classe A da Norma 503.

Desde 2011, a RC nº 375/2006 baniu o uso do lodo Classe B conforme estabelecido no parágrafo 1º do seu Artigo 11. Apesar da realização de estudos no Brasil questionando o rigor excessivo desta resolução em relação ao Lodo Classe B, não houve na prática ações que levassem a uma revisão dessa resolução. Portanto, caso seja adotada a abordagem de resíduo junto ao órgão ambiental, atualmente somente é possível o uso agrícola como Lodo Classe A.

Para estabelecer um ponto de partida do uso agrícola de um insumo agrícola contendo lodo de ETE, pode-se inicialmente seguir de forma voluntária as diretrizes preconizadas para a produção de lodo Classe A da Norma 503, bem como seus critérios para redução da atratividade a vetores. Obedecidas estas diretrizes, faz-se a caracterização completa estabelecida pelo MAPA (coliformes termotolerantes, ovos de helmintos e *Salmonella* sp.) e checa-se o atendimento aos parâmetros para um determinado lote. Como há um rigor maior na densidade de patógenos no MAPA, deve-se checar se os processos de higienização do lodo da Norma 503 atendem aos seus requisitos e, caso contrário, deve-se alterar os parâmetros operacionais dos processos até que esses requisitos sejam atendidos.

Para que processos de higienização sejam reconhecidos como processos de produção de Lodo Classe A nos EUA, necessitam atender certos critérios, de acordo com a alternativa empregada no processo de higienização. Os critérios estão apresentados na Tabela 2, de acordo com seis alternativas de higienização apresentadas no texto da Norma 503.

Tabela 2 – Alternativas de higienização para obtenção de Lodo Classe A. Fonte: Estados Unidos, 1994a

Alternativas	Requisitos			
	Regime	Aplicação	Requisitos	Relação Tempo x Temperatura
Alternativa 1: Lodo Tratado Em Um de Quatro Regimes Possíveis de Tempo e Temperatura.	A	Lodo com TS >= 7% (exceto aqueles atendidos pelo Regime B)	A temperatura do lodo deve ser mantida igual ou acima de 50°C por no mínimo 20 minutos.	$D = \frac{131700000}{10^{0.14t}}$
	B	Lodo com TS >= 7% na forma de pequenas partículas aquecido através do contato entre gases ou líquidos imiscíveis aquecidos.	A temperatura do lodo deve ser mantida igual ou acima de 50°C por no mínimo 15 segundos.	$D = \frac{131700000}{10^{0.14t}}$
	C	Lodo com TS < 7%	Aquecido de, no mínimo, 15 segundos até 30 minutos.	$D = \frac{131700000}{10^{0.14t}}$
	D	Lodo com TS < 7%	A temperatura do lodo deve ser mantida igual ou acima de 50°C por no mínimo 30 minutos de tempo de contato.	$D = \frac{50070000}{10^{0.14t}}$
Atendimento dos Requisitos de Coliformes Termotolerantes ou <i>Salmonella</i> sp. (Ver Tabela 4) para todos os regimes acima mencionados; Nota-se que nestes processos de tempo e temperatura elevados não há a necessidade de monitorar vírus entéricos e ovos de helmintos. Estes regimes de tempo e temperatura comprovaram através de pesquisas extensivas a eficiência na remoção destes patógenos.				
Alternativas	Requisitos			
Alternativa 2: Lodo Tratado Em Processos com pH e Temperatura Elevados.	Elevação do pH para valores acima de 12 por pelo menos 72 horas; Manutenção da Temperatura acima de 50°C por pelo menos 12 horas durante o período que o pH estiver acima de 12; Secagem do lodo ao ar para valores acima de 50% de TS, após o período de 72 horas; Atendimento dos Requisitos de Coliformes Termotolerantes ou <i>Salmonella</i> sp. (Ver Tabela 4) para todos os regimes acima mencionados. Nota-se que nestes processos de pH e temperatura elevados não há a necessidade de monitorar vírus entéricos e ovos viáveis de helmintos. Estes regimes de tempo e temperatura comprovaram através de pesquisas extensivas a eficiência na remoção destes patógenos.			
Alternativa 3: Lodo Tratado Em Outros Processos Conhecidos.	Aplicável a processos listados nas alternativas 1 e 2, mas que não atenderam os requisitos operacionais destas alternativas; Deverá ser realizado monitoramento abrangente de vírus entéricos e ovos viáveis de helmintos durante cada período de monitoramento (em função dos parâmetros de operação utilizados), até que seja demonstrado que o processo atingiu níveis adequados de redução destes patógenos. A fim de comprovar a eficiência do processo, a presença de vírus entéricos e ovos viáveis de helmintos deve ser comprovada no lodo a ser tratado; O monitoramento para detecção de ovos de helmintos e vírus entéricos no lodo a ser tratado deve ocorrer em um período de no mínimo 4 semanas (para ovos viáveis de helmintos) e de 2 semanas para vírus entéricos; Comprovada a presença de vírus entéricos no lodo a ser tratado, a sua presença no lodo tratado deverá ser menor que 1 UFP (Unidade Formadora de Placa) por 4 gramas de sólidos totais (base seca); Adicionalmente, a densidade de ovos de helmintos no lodo tratado deverá ser menor que 1 ovo por 4 gramas de sólidos totais (base seca); Após atendidos os níveis de patógenos mencionados nos itens anteriores, o intervalo de cada parâmetro operacional deve ser registrado, de forma que o processo passe a operar nestes intervalos. O posterior monitoramento de vírus entéricos e ovos viáveis de helmintos não mais será necessário; Atendimento dos Requisitos de Coliformes Termotolerantes ou <i>Salmonella</i> sp. (Ver Tabela 4).			
Alternativa 4: Lodo Tratado Em Processos Desconhecidos.	Caracterização do lodo para <i>Salmonella</i> sp., vírus entéricos e ovos viáveis de helmintos em um dos seguintes momentos: Quando o lodo ou material derivado for utilizado ou disposto; Quando o lodo for preparado para venda ou doação em sacos ou outros recipientes para aplicação no solo; Quando o lodo for preparado para atender aos padrões de Excelente Qualidade – EQ (em termos de metais pesados) A densidade de vírus entéricos no lodo tratado por processo enquadrado nesta alternativa deverá ser menor que 1 UFP (Unidade Formadora de Placa) por 4 gramas de sólidos totais (base seca); A densidade de ovos viáveis de helmintos no lodo tratado deverá ser menor que 1 ovo por 4 gramas de sólidos totais (base seca); Atendimento dos Requisitos de Coliformes Termotolerantes e <i>Salmonella</i> sp. (Ver Tabela 4); Necessidade de análise de cada lote de lodo a ser utilizado ou disposto no solo com relação aos patógenos mencionados, mesmo que fique demonstrada a eficiência do processo na sua redução.			
Alternativa 5: Lodo Tratado Em Um Processo de Redução Adicional de Patógenos.	O lodo tratado em um dos Processos de Redução Adicional de Patógenos deverá atender aos critérios listados na Tabela 3 de acordo com o processo adotado. A operação do processo de acordo com os parâmetros operacionais listados para cada processo neste quadro dispensa o monitoramento do lodo tratado para vírus entéricos e ovos viáveis de helmintos; Atendimento dos Requisitos de Coliformes Termotolerantes ou <i>Salmonella</i> sp. (Ver Tabela 4).			
Alternativa 6: Lodo Tratado Em Um Processo Equivalente a Um Processo de Redução Adicional de Patógenos.	O lodo é tratado por um outro processo reconhecido pela autoridade ambiental como um Processo de Redução Adicional de Patógenos; O processo de tratamento deverá remover patógenos a níveis compatíveis com um dos Processos de Redução Adicional de Patógenos listados na Tabela 3; Atendimento dos Requisitos de Coliformes Termotolerantes ou <i>Salmonella</i> sp. (Ver Tabela 4).			

Fonte: Estados Unidos, 1994a

Apenas uma categoria de processos de higienização do lodo da Norma 503 foi reproduzida na regulamentação brasileira RC nº 375/2006. Esta categoria de processos se refere à alternativa 5 de higienização do lodo, e estão ilustradas na tabela 3 a seguir.

Tabela 3 – Processos de Redução Adicional de Patógenos.

A. Compostagem confinada ou em leiras aeradas (3 dias a 55°C no mínimo) ou com revolvimento das leiras (15 dias a 55°C no mínimo, com revolvimento mecânico da leira durante pelo menos 5 dias ao longo dos 15 do processo).
B. Secagem térmica direta ou indireta para reduzir a umidade do lodo de esgoto ou produto derivado a 10% ou menos, devendo a temperatura das partículas de lodo de esgoto ou produto derivado superar 80°C ou a temperatura de bulbo úmido de gás, em contato com o lodo de esgoto ou produto derivado no momento da descarga do secador, ser superior a 80°C.
C. Tratamento térmico pelo aquecimento do lodo de esgoto ou produto derivado líquido a 180°C, no mínimo, durante um período de 30 minutos.
D. Digestão aeróbia termofílica a ar ou oxigênio, com tempo de residência de 10 dias a temperaturas de 55 a 60°C.
E. Processos de irradiação com raios beta a dosagens mínimas de 1 megarad a 20°C, ou com raios gama na mesma intensidade e temperatura, a partir de isótopos de Cobalto 60 ou Césio 137
F. Processos de pasteurização, pela manutenção do lodo de esgoto ou produto derivado a uma temperatura mínima de 70°C, por um período de pelo menos 30 minutos.

Fonte: Estados Unidos, 1994a

Para cada uma das seis alternativas de higienização do lodo de esgoto apresentadas na Tabela 2 para produção de Lodo Classe A, o lodo tratado deve, de acordo com a Norma 503, ser caracterizado em função dos seguintes organismos patogênicos: coliformes termotolerantes ou *Salmonella* sp. Ou seja, para cada lote de lodo disponibilizado para uso ou comercialização, deve ser quantificado um desses microrganismos. Quando há desconformidade para um deles, avalia-se o outro. Em suma, o lodo processado em uma das seis alternativas apresentadas na Tabela 2 é considerado Classe A se atendido aos respectivos critérios operacionais da alternativa de higienização utilizada, e aos seguintes critérios apresentados na Tabela 4, a seguir.

Tabela 4 – Requisitos de Patógenos para as Seis Alternativas.

Critérios:

A densidade de Coliformes Termotolerantes deverá ser inferior a 1000 NMP / g de sólidos totais em base seca, ou:
A densidade de *Salmonella* sp. deverá ser menos que 3 NMP / 4 g de sólidos totais em base seca.

OBS.: Qualquer um destes requisitos de patógenos deverá ser atendido em pelo menos um dos seguintes momentos:
Quando o lodo tratado for utilizado ou disponibilizado para uso;
Quando o lodo tratado for preparado para venda ou doação em sacos ou outros recipientes para aplicação no solo;
Quando o lodo tratado ou produto derivado for preparado para avaliação dos requisitos de excelente qualidade.

Fonte: Estados Unidos, 1994a Requisitos de Patógenos

Cabe realçar, dentre estas alternativas da tabela 2, a alternativa 1 de tratamento térmico de lodo de ETE. A utilização de parâmetros de controle operacional como indicador de qualidade microbiológica para alternativas conhecidas de tratamento do lodo como tempo e temperatura foi obtida nos EUA após extensas pesquisas, onde evidências experimentais demonstraram que regimes controlados de tempo e temperatura reduziam os níveis de patógenos para concentrações abaixo dos limites de detecção da época, conforme Estados Unidos (2003). Outra nota interessante a se destacar é que, segundo Estados Unidos (2003), através desta abordagem evita-se o dispêndio de tempo e de dinheiro com análises, geralmente bastante caras, para a detecção de agentes patogênicos específicos.

O atendimento aos requisitos operacionais das alternativas de higienização da Tabela 2 da Norma 503 não significa a mesma equivalência de densidade de patógenos estabelecida pelo MAPA, já que os requisitos de patógenos desta instituição são mais restritivos que os da EPA. Portanto, pode ser necessário um ajuste destes parâmetros operacionais das alternativas de tratamento de produção de lodo Classe A, principalmente para atender ao critério de ausência de *Salmonella* sp. em 10 g de base seca de lodo.

ATRATIVIDADE A VETORES

O lodo de esgoto, mesmo higienizado, pode ainda apresentar atratividade a vetores e, com isso, ser “recontaminado” por patógenos. De acordo com a RC nº 375/2006, a atratividade a vetores é a característica que o lodo de esgoto apresenta de atrair insetos, roedores e outros vetores de agentes patogênicos. Ou seja, a redução da sua atratividade a vetores é medida fundamental para evitar a “recontaminação” do lodo higienizado por microrganismos patogênicos. Estando estabilizado, o lodo não mais apresentará potencial de geração de odores, mesmo quando reumidificado, e o risco de ser “recontaminado” será bastante re-

duzido. Esta preocupação não se faz presente em nenhum dos dispositivos legais do MAPA.

De acordo com Estados Unidos (2003), a questão de recrescimento é algo restrito a certas bactérias patogênicas. Vírus, helmintos e protozoários não são capazes de recrescimento fora do organismo hospedeiro específico. E uma vez reduzidos através de tratamento, suas populações não crescem mais.

A Tabela 5 apresenta os processos e os respectivos critérios para redução da atratividade a vetores do lodo de esgoto que podem ser aplicados durante ou após um processo de redução de patógenos.

Tabela 5 – Critérios para redução da atratividade a vetores do lodo de esgoto.

Processo	Critérios*
A - Digestão anaeróbia do lodo de esgoto ou produto derivado.	<p>1 - A concentração de sólidos voláteis (SV) deve ser reduzida em 38% ou mais. A redução de SV é medida pela comparação de sua concentração no afluente, do processo de estabilização de lodo de esgoto ou produto derivado (digestão aeróbia ou anaeróbia), com a sua concentração no lodo de esgoto ou produto derivado pronto para uso ou disposição.</p> <p>ou,</p> <p>2 - Caso a redução de 38% de SV do lodo de esgoto ou produto derivado não seja atingida, após o mesmo ser submetido a um processo de digestão anaeróbia, o processo adotado será aceito apenas se em escala de laboratório a mesma amostra de lodo de esgoto ou produto derivado, após um período adicional de 40 dias de digestão, com temperatura variando entre 30 e 37°C, apresentar uma redução de SV menor que 17%.</p>
B - Digestão aeróbia do lodo de esgoto ou produto derivado.	<p>1 - A concentração de sólidos voláteis (SV) deve ser reduzida em 38% ou mais. A redução de SV é medida pela comparação de sua concentração no afluente, do processo de estabilização de lodo de esgoto ou produto derivado (digestão aeróbia ou anaeróbia), com a sua concentração no lodo de esgoto ou produto derivado pronto para uso ou disposição.</p> <p>ou,</p> <p>3 - Caso a redução de 38% de SV do lodo de esgoto ou produto derivado não seja atingida, após o mesmo ser submetido a um processo de digestão aeróbia, e o lodo de esgoto ou produto derivado possuir uma concentração de matéria seca (MS) inferior a 2%, o processo adotado será aceito apenas se em escala de laboratório a mesma amostra de lodo de esgoto ou produto derivado, após um período adicional de 30 dias de digestão, com temperatura mínima de 20 °C, apresentar uma redução de SV menor que 15%.</p> <p>ou,</p> <p>4 - Após o período de digestão, a taxa específica de consumo de oxigênio (SOUR – Specific Oxygen Uptake Rate) deve ser menor ou igual a 1,5 mg O₂/[hora x grama de sólidos totais (ST)] a 20°C.</p> <p>ou,</p> <p>5 - Relacionado à compostagem ou outro processo aeróbio: durante o processo, a temperatura deve ser mantida acima de 40°C por pelo menos 14 dias. A temperatura média durante este período deve ser maior que 45°C.</p>
C - Compostagem.	<p>5 - Relacionado à compostagem ou outro processo aeróbio: durante o processo, a temperatura deve ser mantida acima de 40°C por pelo menos 14 dias. A temperatura média durante este período deve ser maior que 45°C.</p>
D - Estabilização química.	<p>6 - A uma temperatura de 25°C, a quantidade de álcali misturada com o lodo de esgoto ou produto derivado deve ser suficiente para que o pH seja elevado até pelo menos 12 por um período mínimo de 2 horas, permanecendo acima de 11,5 por mais 22 horas. Estes valores devem ser alcançados sem que seja feita uma aplicação adicional de álcali.</p>
E - Secagem.	<p>7 - Relacionado à secagem com ventilação forçada ou térmica para lodos de esgoto ou produto derivado que não receberam adição de lodos primários brutos: após o processo de secagem, a concentração de sólidos deve alcançar no mínimo 75% MS, sem que haja mistura de qualquer aditivo. Não é aceita a mistura com outros materiais para alcançar a porcentagem exigida de sólidos totais.</p> <p>ou,</p> <p>8 - Relacionado à secagem por aquecimento ou ao ar para lodos de esgoto ou produto derivado que receberam adição de lodos primários brutos: após o processo de secagem, a concentração de sólidos deve alcançar no mínimo 90% MS, sem que haja mistura de qualquer aditivo. Não se aceita a mistura com outros materiais para alcançar a porcentagem exigida de sólidos totais.</p>
F - Aplicação subsuperficial**.	<p>9 - Relacionado à aplicação do lodo de esgoto ou produto derivado no solo na forma líquida: a injeção do lodo de esgoto ou produto derivado líquido sob a superfície será aceita como um processo de redução de atração de vetores se: não for verificada a presença de quantidade significativa de lodo de esgoto ou produto derivado na superfície do solo após uma hora da aplicação. No caso de lodo de esgoto ou produto derivado classe A, a injeção do lodo de esgoto ou produto derivado deve ser feita num período máximo de até oito horas após a finalização do processo de redução de patógenos.</p>
G - Incorporação no Solo**.	<p>10 - Relacionado à aplicação do lodo de esgoto ou produto derivado no solo: nesta situação, o lodo de esgoto ou produto derivado deve ser incorporado no solo antes que transcorram seis horas após a aplicação na área. Se o lodo de esgoto ou produto derivado for classe A, deve ser aplicado e incorporado decorridos, no máximo, oito horas após sua descarga do processo de redução de patógenos.</p>

Fonte: Brasil, 2006c e Brasil 2006d.

Os processos listados na Tabela 5 de 'A' a 'E' com seus respectivos critérios podem ser empregados na própria ETE ou em um local específico para gerenciamento dos lodos de ETEs. Já os processos F e G são processos para redução da atratividade a vetores aplicáveis diretamente no campo agrícola.

De forma a ilustrar a importância da redução da atratividade a vetores, a Norma 503 prevê a possibilidade de se ter um Lodo Classe A, porém sem se ter conseguido atingir a redução à atratividade por outros meios. De acordo com Estados Unidos (1994a), nestes casos especiais, a redução da atratividade é conseguida através da injeção do lodo no solo. Nestas situações, caso as bactérias patogênicas estejam presentes (sobreviventes ou introduzidas por contaminação), seu número cresce lentamente após 8 horas do processamento, mas cresce rapidamente após este período. Este crescimento explosivo não ocorre no lodo Classe B, pois a alta densidade de bactérias não patogênicas inibe o crescimento das patogênicas. Além disso, a utilização de lodo classe B exige uma série de restrições, que reduz a exposição pública aos patógenos, não sendo necessária esta requisição especial ao lodo Classe B. Nota-se a seriedade desta instituição no controle da patogenicidade, onde um lodo que foi submetido a um processo de higienização compatível como Lodo Classe A, portanto, mais rigoroso que um processo que gera Lodo Classe B, e que não passou por um dos cinco primeiros critérios de redução da atratividade a vetores da Tabela 5, necessita deste cuidado especial.

Apesar do MAPA não fazer qualquer consideração em relação ao atendimento dos requisitos de Redução de Atratividade a Vetores, entendemos que deva ser realizada esta verificação por parte dos responsáveis pela ETE, de modo a se criar mais uma barreira de segurança na preservação sanitária e ambiental referente à disposição de produto agrícola contendo lodo de esgoto em sua composição.

METAIS PESADOS

O MAPA não estabelece restrições para taxas máximas de aplicação de fertilizante orgânico ou condicionador de solo Classe D na agricultura, nem requisitos quanto ao monitoramento de contaminantes no solo em função da presença de metais pesados nestes produtos. Estabelece, porém, que seja mantido pelos estabelecimentos controle da destinação destes produtos à disposição da fiscalização pelo prazo mínimo de 180 (cento e oitenta) dias.

A instrução normativa – IN MAPA nº 27/2006 (Brasil, 2006a) apresenta os limites máximos de contaminantes, incluindo os metais pesados. Já a Norma 503 apresenta os níveis máximos de metais pesados no lodo, os limites anuais de aplicação e os limites cumulativos desses metais pesados no solo, fundamentada na metodologia das vias de risco e após checar as rotas mais críticas.

A Tabela 6 a seguir apresenta a lista de metais pesados estabelecidos pelo MAPA, comparados com os limites apresentados para metais pesados na Norma 503 e RC nº 375/2006.

Tabela 6 – Concentrações Máximas de Metais Pesados conforme o Enfoque das Diferentes Instituições

Metal Pesado	Regulamentações Ambientais			IN MAPA nº 27/2006 (Brasil, 2006a)	
	Norma 503 (Estados Unidos, 1993)		RC nº 375/2006 (Brasil, 2006d)	Fert. Org. Classe D	Cond. Solo Classe D
	Valores máximos (mg/kg) ⁽¹⁾	Lodo EQ ⁽²⁾ ou PC ⁽³⁾ (mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
Arsênio	75	41	41	20,00	20,00
Bário	-	-	1300	-	-
Cádmio	85	39	39	3,00	8,00
Chumbo	840	300	300	150,00	300,00
Cobre	4300	1500	1500	-	-
Cromo	3000	1200	1000	200,00	500,00
Mercúrio	57	17	17	1,00	2,50
Níquel	420	420	420	70,00	175,00
Selênio	100	36	100	80,00	80,00
Zinco	7500	2800	2800	-	-
Molibdênio	75	-	50	-	-

⁽¹⁾ Base seca.

⁽²⁾ EQ – Lodo Classe A que atende ao padrão mais restritivo de metais da Norma 503.

⁽³⁾ PC – Lodo Classe B que atende ao padrão mais restritivo de metais da Norma 503.

As concentrações de metais pesados apresentadas na Tabela 6 demonstram que o padrão de qualidade do MAPA para os produtos agrícolas é mais rígido que o padrão de qualidade regulamentado pelas instituições ambientais. Para a maioria dos metais, o padrão de qualidade não ultrapassa 50% do padrão de qualidade para Lodo EQ – Exceptional Quality/Qualidade Excepcional, ou PC – Pollutant Concentration/Concentração Limite de Poluente, conforme classificação dada pela Norma 503. Essas classificações da Norma 503 para lodo de esgoto em função de metais pesados se referem ao lodo que atende a padrões mais restritivos de metais pesados e que foi submetido a processo de higienização compatível com a produção de lodo classe A e lodo classe B. Ou seja, Lodo EQ se refere ao lodo Classe A que atende ao padrão mais restritivo de metais. Lodo PC é o lodo que também atende ao padrão mais restritivo de metais, porém, que foi submetido a um processo de higienização do lodo do tipo classe B. É importante frisar que nos EUA a EPA não exige o monitoramento de metais pesados no solo agrícola para as áreas que recebem exclusivamente aplicação de lodo de esgoto do tipo EQ ou PC, em função das baixas concentrações de metais nestes

resíduos. Como também não há uma exigência de monitoramento de metais no solo nas instruções normativas do MAPA, esta rotina operacional fica descartada sem ferir a legislação, sendo este fator outra vantagem da abordagem de produto por uma companhia de saneamento.

Outra observação da Tabela 6 é que alguns metais são mencionados pelas instituições ambientais como poluentes, enquanto que para o MAPA são classificados como macronutrientes secundários ou micronutrientes (Brasil, 2009). Enquadram-se nesta condição o cobre, o zinco e o molibdênio. Já o níquel, apesar de ser também considerado como micronutriente de planta, é também listado como contaminante, estando limitado no fertilizante orgânico Classe D e condicionador de solo Classe D a 70 mg/kg de produto, e 175 mg/kg de produto, respectivamente. Assim, é recomendável adotar para os metais cobre, zinco e o molibdênio, não abordados pelo MAPA como contaminantes, o padrão de referência da Norma 503 para Lodo de Excepcional Qualidade.

Quanto a aspectos de comercialização e uso do lodo no solo, a Norma 503 admite o uso agrícola sem restrições quando o lodo de esgoto apresenta

padrão de qualidade Classe A (em termos de patógenos) e concentração de metais pesados abaixo do padrão considerado como de excepcional qualidade, podendo ser, inclusive, comercializado ensacado e sem restrições para uso. No entanto este tipo de comercialização '*sem restrições para uso*' não pode ser utilizado caso seja adotada a abordagem de produto do MAPA, independente do produto ser comercializado a granel ou ensacado, devido às restrições de manuseio e aplicação a certas culturas agrícolas citadas neste artigo.

Vale lembrar que na RC nº 375/2006 não foi prevista a classificação do lodo em função da concentração de metais pesados. Assim, mesmo que o lodo de esgoto apresente características de excepcional qualidade, há na regulamentação ambiental brasileira uma série de restrições ao uso, tais como o monitoramento da fertilidade do solo antes de cada aplicação e a cada três anos, o monitoramento de substâncias inorgânicas (metais pesados) no solo, o monitoramento de substâncias orgânicas sempre que for identificada sua presença no produto derivado de lodo de esgoto, além do monitoramento das águas subterrâneas e superficiais quando solicitadas pelo órgão ambiental competente, o que torna o controle operacional da aplicação de lodo no solo agrícola pela via de resíduo bastante complexo, principalmente para as ETEs de pequeno porte.

VERIFICAÇÃO DO ATENDIMENTO AOS REQUISITOS AGRONÔMICOS

Conforme discutido neste artigo, o padrão de qualidade para produto agrícola do MAPA envolve o atendimento de três classes de parâmetros: densidade de patógenos, metais pesados (ou substâncias inorgânicas) e parâmetros de interesse agrônomico.

Para o atendimento dos limites de patógenos, apresentamos como base as tecnologias de tratamento (higienização do lodo) da Norma 503, que, associada aos critérios de redução da atratividade

a vetores do lodo, poderão garantir o padrão de qualidade microbiológica do MAPA. Contudo, é importante destacar que, na abordagem de produto, o atendimento aos padrões microbiológicos e de substâncias inorgânicas não garante por si só o registro do material como produto agrícola, devido aos requisitos agrônomicos apresentados na Tabela 1. A tecnologia de tratamento do lodo selecionada para a redução de patógenos poderá comprometer a composição de nutrientes do produto final, podendo acarretar em alguns casos a necessidade de emprego de nova matéria-prima para adequação do produto final.

Para fins de exemplificação, o emprego da alternativa 2 de higienização apresentada na Tabela 2, que envolve processos com elevação de pH e temperatura durante um período determinado, provavelmente atenderá aos requisitos de patógenos, mas poderá acarretar volatilização de algum nutriente, além de alterar a concentração dos demais nutrientes pelo aporte de sólidos ao produto, no caso de elevação do pH através da aplicação de cal, por exemplo. Nesta situação particular, a volatilização de nitrogênio provocada pela elevação do pH poderá tornar o produto final com concentração deste nutriente abaixo do mínimo permitido, além de elevar em demasia a sua relação C/N, e podendo, com isso, inviabilizar seu registro no MAPA. Em testes preliminares com processo patenteado de pasteurização alcalina através da introdução de cal com o lodo de ETE na SABESP, devidamente reconhecida pela agência ambiental USEPA com equivalência de Processo de Redução Adicional de Patógenos, verificou-se que o produto resultante não atendia ao requisito do MAPA no que diz respeito à relação C/N. Outros processos de higienização do lodo, como a compostagem, deverão ser dimensionados para que atendam à temperatura ideal para desinfecção, mas que também atendam no produto final ao teor mínimo de nutrientes e à relação máxima de C/N. O dimensionamento da quantidade de material estruturante necessário para o processo deverá avaliar estes dois fatores simultaneamente.

Ainda com relação ao processo de compostagem, outra observação interessante a ser comentada diz respeito ao foco da Norma 503, direcionada essencialmente para a higienização do lodo. Por exemplo, as condições operacionais para a produção de Lodo Classe A através de compostagem em leiras revolvidas são: temperatura do lodo mantida a 55°C ou mais durante 15 dias ou mais. Esta fase de processo da compostagem refere-se à fase de decomposição e é onde ocorre a fermentação termofílica, conforme Chiumenti (2005). A fase subsequente da compostagem é a fase de maturação, conhecida como fase mesofílica e normalmente dura semanas.

Tanto o MAPA quanto a Norma 503 não apresentam considerações referentes à maturação de um lodo compostado, no entanto, esta é uma preocupação presente em outros dispositivos, como por exemplo, na Norma Francesa NF U 44-095 (França, 2002), que abrange a compostagem com lodo de ETE. Esta Norma traz o Índice de Estabilidade Biológica do Composto como parâmetro de controle. Para caracterizar esta estabilidade biológica, Chiumenti (2005) cita como parâmetro-chave o Índice de Respiração e o Índice de Humificação. O índice de respiração representa a quantidade de oxigênio consumida pelo substrato orgânico, e é inversamente proporcional à estabilidade biológica do material. Já o índice de humificação representa o grau de mineralização do composto, representado pela formação e acumulação de substâncias húmicas e decréscimo da fração orgânica instável do material compostado.

De acordo com a California Compost Quality Council (2001), um produto da compostagem não maturado e com deficiência de estabilização pode apresentar diversos problemas na estocagem, comercialização e uso. Na estocagem estes materiais podem apresentar bolsões anaeróbios que podem levar à produção de maus odores, incêndios e/ou desenvolvimento de compostos tóxicos. A decomposição contínua e ativa destes materiais

quando dispostos no solo ou adicionados a meios de cultura podem trazer impactos negativos no crescimento da planta devido à redução de oxigênio e/ou nitrogênio disponível ou, inclusive, pela presença de compostos fitotóxicos.

Se, por um lado, a Norma 503 não faz menção a parâmetros de estabilidade biológica para lodo compostado, em virtude do seu foco voltado exclusivamente à proteção ambiental e da saúde pública, por outro lado, esperava-se que a instituição voltada à proteção da produtividade agrícola, neste caso, o MAPA, apresentasse de forma explícita mecanismos de controle do grau de estabilidade biológica dos produtos contendo lodo de esgoto.

COMENTÁRIOS E CONCLUSÕES

O processo de registro de lodo de esgoto junto ao MAPA, visando ao seu uso benéfico como produto agrícola na função de fertilizante ou condicionador de solo, é uma prática que vem sendo utilizada por algumas companhias de saneamento no país. Apesar da aparente menor complexidade para aplicação agrícola via produto, já que o MAPA não faz qualquer menção aos processos de higienização e estabilização do lodo, o padrão de qualidade microbiológica e de substâncias inorgânicas para produto contendo lodo de esgoto é, de forma geral, mais restritivo do que os padrões estabelecidos nos textos normativos das instituições ambientais, brasileira e americana.

Entendemos que os dispositivos do MAPA apresentam as condições necessárias, mas não suficientes, para assegurar a proteção de saúde pública e ambiental, já que não há referências a medidas de higienização do lodo, bem como de redução da sua atratividade a vetores apresentadas e discutidas neste artigo. Apesar de não obrigatório, entendemos que os geradores de produto derivado de lodo de ETE devem atender a estes requisitos de forma voluntária.

Por outro lado, o trâmite de uso agrícola do lodo de ETE como resíduo, através da manifestação da agência ambiental com base na RC nº 375/2006, mostra-se tão restritivo que afasta as companhias de saneamento a percorrerem esta trajetória. De caso prático, conhece-se como adeptos desta prática apenas a SANEPAR, no Estado do Paraná. Contudo, não se sabe até que ponto os dados gerados com o monitoramento das áreas de aplicação de lodo nesse Estado vêm contribuindo para o aumento do conhecimento científico, através da análise crítica pela academia ou pelas agências ambientais que compuseram a câmara técnica para elaboração da referida resolução CONAMA, e cujo argumento na época para tais monitoramentos era de que gerariam dados que preencheriam esta lacuna do conhecimento.

Como a qualidade analítica do produto agrícola contendo lodo de ETE é aferida com frequência espaçada no tempo, onde lotes de produto disponibilizado para uso agrícola entre os intervalos de aferição analítica podem apresentar volumes consideráveis, é fundamental controlar as variáveis de processo, de forma a garantir a uniformidade da qualidade do produto. Como o MAPA não faz consideração sobre o controle operacional do processo de higienização do lodo, este artigo procurou preencher esta lacuna através dos requisitos estabelecidos pela EPA para controle do processo de higienização, órgão de controle ambiental americano com vasta experiência no assunto.

O uso agrícola do lodo é medida que vai ao encontro dos objetivos da Política Nacional dos Resíduos Sólidos, principalmente quanto ao reaproveitamento de resíduos e seu uso benéfico. Contudo, o principal benefício desta prática é permitir que a matéria orgânica e os nutrientes presentes no lodo de esgoto, especialmente o nitrogênio e o fósforo, possam ser reciclados no solo, reduzindo a demanda da produção agrícola por fertilizantes sintéticos.

A apresentação detalhada dos procedimentos administrativos, tais como a relação de documentos do estabelecimento, requisitos do controle de qualidade, análises periciais e ações de fiscalização do MAPA para aferição da qualidade dos produtos, poderá ser consultada diretamente nos regulamentos do MAPA mencionados neste artigo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BASTOS, Rafael K. X.; BEVILACQUA, Paula D.; MARA, Davi D. Análise crítico-comparativa das regulamentações brasileira, estadunidense e britânica de qualidade microbiológica de biossólidos para uso agrícola. **Revista DAE**. Edição nº 191. 2013.

BRASIL. Lei Federal nº 6.894, de 16 de dezembro de 1980. Dispõe sobre a inspeção e fiscalização da produção e do comércio de fertilizantes, corretivos, inoculantes, estimulantes ou biofertilizantes, destinados à agricultura, e dá outras providências. Poder Executivo: Brasília, DF, 1980.

BRASIL. Decreto Federal nº 4.954, de 14 de janeiro de 2004. Aprova o Regulamento da Lei nº 6.894, de 16 de dezembro de 1980, que dispõe sobre a inspeção e fiscalização da produção e do comércio de fertilizantes, corretivos, inoculantes ou biofertilizantes destinados à agricultura, e dá outras providências. Poder Executivo, Brasília, DF. 2004.

BRASIL. Instrução Normativa nº 27, de 5 de junho de 2006. Estabelece os limites máximos de contaminantes e agentes fitotóxicos patogênicos ao homem, animais e plantas a serem atendidos nos fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Poder Executivo, Brasília, DF. 2006^a.

BRASIL. Instrução Normativa nº 35, de 4 de julho de 2006. Estabelece as normas sobre especificações em tolerâncias, registro, embalagem e rotulagem dos corretivos de acidez, de alcalinidade e de sodicidade e dos condicionadores de solo, destinados à agricultura. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Poder Executivo, Brasília, DF. 2006b.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 375, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Ministério do Meio Ambiente. Poder Executivo, Brasília, DF. 2006c.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 380, de 31 de outubro de 2006. Retifica a Resolução CONAMA nº 375/2006: Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Ministério do Meio Ambiente. Poder Executivo, Brasília, DF. 2006d.

BRASIL. Instrução Normativa nº 25, de 23 de julho de 2009. Estabelece as normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Poder Executivo, Brasília, DF. 2009.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Poder Executivo, Brasília, DF. 2010.

BRASIL. Decreto Federal nº 8059, de 26 de julho de 2013. Altera o Anexo ao Decreto nº 4.954, de 14 de janeiro de 2004, que aprova o Regulamento da Lei nº 6.894, de 16 de dezembro de 1980, que dispõe sobre a inspeção e fiscalização da produção e do comércio de fertilizantes, corretivos, inoculantes ou biofertilizantes destinados à agricultura. Poder Executivo, Brasília, DF. 2013a.

BRASIL. Instrução Normativa nº 53, de 23 de outubro de 2013. Estabelece diretrizes para registro de estabelecimentos e produtos. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Poder Executivo, Brasília, DF. 2013b.

CALIFORNIA COMPOST QUALITY COUNCIL, 2001. Compost Maturity Index.

CARVALHO, P.C.T.; CARVALHO, F.J.P.C. Legislação de biossólidos. In. Biossólidos na Agricultura, Sabesp, 2001.

CHIUMENTI et al. Modern Composting Technologies, BioCycle, The JG Press, 2005.

CORREA, Rodrigo Studart; CORREA, Anelisa Studart. Valoração de Biossólidos como Fertilizantes e Condicionadores de Solo. Revista Sanare. Vol. 16. Ano 2001.

ESTADOS UNIDOS. EPA/625/R-92/013. Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge. USEPA. Poder Executivo, Washington, D.C. 2003.

ESTADOS UNIDOS. EPA/831/B-93/002a. Preparing Sewage Sludge for Land Application or Surface Disposal. USEPA. Poder Executivo, Washington, D.C. 1993.

ESTADOS UNIDOS. EPA/832/R-93/003. A Plain English Guide to The Part 503 Rule. USEPA. Poder Executivo, Washington, D.C. 1994a.

ESTADOS UNIDOS. EPA/831/B-93/002b. Land Application of Sewage Sludge. USEPA. Poder Executivo, Washington, D.C. 1994b.

ESTADOS UNIDOS. USEPA, CFR 40, Part 503. Standards for the use or disposal of sewage sludge. Poder Executivo, Washington, D.C. 1993.

FRANÇA. Norma Francesa NF U 44-095, de maio de 2002. Composts contenant des matières d'intérêt agronomique, issues du traitement des eaux. França, 2002.

SAMPAIO, Américo de Oliveira. Afinal, Queremos ou não Viabilizar o Uso Agrícola do Lodo Produzido em Estações de Esgoto Sanitário? Uma Avaliação Crítica da Resolução CONAMA 375. Revista DAE nº 193. Ano 2013.

SÃO PAULO (SP). Decisão de Diretoria da CETESB nº 388/2010/P. Estabelece que qualquer material registrado no MAPA como Fertilizante independe de manifestação da CETESB para uso agrícola, já que são enquadrados como Produto Agrônomico. Poder Executivo, São Paulo, , 2010.

TSUTIYA, Milton Tomoyuki et al. Características de Biossólidos Gerados em Estações de Tratamento de Esgotos. In: **Biossólidos na Agricultura**. Capítulo 4. 2001.

Uma solução para a medição de vazão de esgoto em estações elevatórias

A simple method to measure sewage water in pumping stations

- **Data de entrada:**
18/09/2014
- **Data de aprovação:**
14/04/2016

Marcos Tadeu Pereira, Nilson Massami Taira

DOI: 10.4322/dae.2016.022

Resumo

O artigo apresenta o desenvolvimento de medidor de vazão do tipo cotovelo para a medição de vazão em estações elevatórias de esgoto. São descritos os resultados de ensaios realizados em laboratório, a aplicação de um transdutor de pressão especial para a medição da diferença de força centrífuga entre as duas tomadas de pressão do cotovelo e, finalmente, os ensaios realizados em campo, em uma estação elevatória de esgoto. Os resultados permitem afirmar que para valores de números de Reynolds superiores a 10^5 , os valores do coeficiente K são constantes dentro de $\pm 1\%$ e seguem a curva teórica dentro de $\pm 0,5\%$. A incerteza de medição na vazão determinada em laboratório foi de 2%.

Palavras-chave: medição de vazão, medidor tipo cotovelo, vazão de esgoto.

Abstract

The paper shows the development of an elbow flowmeter for the measurement of flow rate in sewage pumping facilities. The paper describes the results of laboratorial tests, the use of a special pressure transducer for the measurement of the difference in centrifugal force in the pressure taps of the elbow and, finally, the field tests in a sewage pumping facility. Results show that for Reynolds numbers greater than 10^5 the K coefficients are constant within $\pm 1\%$ and follow the theoretical curves within $\pm 0,5\%$. The uncertainty in the measurement of the flow rate was determined to be better than 2%.

Keywords: flow measurement, elbow flowmeter, sewage flow rate.

Marcos Tadeu Pereira, Doctor in Mechanical Engineering, Professor at the Polytechnic School of the University of São Paulo, marcospereira@usp.br

Nilson Massami Taira, Master in Mechanical Engineering, researcher of IPT, nmtaira@ipt.br

Endereço para correspondência: Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Departamento de Engenharia Mecânica. Avenida Professor Mello de Moraes / Butantã cep: 05508030 – São Paulo, SP – Brasil. E-mail: marcospereira@usp.br

INTRODUÇÃO

Dentre as atividades de medição, verificação e controle de variáveis de processos, a medição de vazão sempre apresentou grandes dificuldades, tanto do ponto de vista da teoria quanto da instalação e operação.

Estas dificuldades são facilmente exemplificadas pelos níveis de incerteza que podem ser obtidos: na medição de vazão ou de velocidades de fluidos, quando se atinge 1% ou 1,5%, sabe-se que é um resultado excelente, pois raramente se conseguem valores melhores que estes. Em contrapartida, pode-se medir massa com incertezas de 0,0001%, pressão e dimensões com níveis inferiores a 0,01% e 0,0001%, respectivamente.

Por que o valor mais elevado da incerteza na medição de vazão? Alguns motivos básicos:

1. no escoamento dentro da tubulação, o efeito de distorção no perfil de velocidades médias na seção de medição, devido à topologia e singularidades da tubulação, é difícil de prever e é sempre impactante nos resultados;
2. o fenômeno da turbulência (presente nos escoamentos) é extremamente difícil de modelar, seu conhecimento ainda é precário e cobra sua cota de incerteza nos resultados de medição de vazão;
3. vazão é uma grandeza dinâmica (massa ou volume dividido pelo tempo) o que torna o uso de padrões primários difícil ou impossível, além de ser variável na escala de tempo.

A medição de vazão de esgoto em estações elevatórias por si só representa um desafio adicional: o fluido é difícil; as condições de operação são ruins (o bombeamento funciona de forma intermitente); a proximidade entre bomba e medidor de vazão introduz distorções de perfis de velocidade, turbulência adicional e pulsações (são bombas geralmente submersas, com poucas pás). Poucos

medidores de vazão são adequados para esta situação.

O artigo descreverá o uso de um medidor bem antigo e pouco usado, que parece ser o ideal para esta situação: a medição em curva, ou **medidor tipo cotovelo**.

AS DIFICULDADES PARA ESTUDAR ESCOAMENTOS NO INTERIOR DE TUBULAÇÕES

Desde 1842, acredita-se que a solução dos escoamentos e fenômenos relacionados à Mecânica dos Fluidos seria dada pela equação de Navier-Stokes:

$$\frac{\partial V}{\partial t} + V \cdot \nabla V = - \frac{1}{\rho} \nabla p + \nu \nabla^2 V \quad (1)$$

onde:

V – velocidade média, em m/s

t – tempo, em segundos

p – massa específica, em kg/m³

ρ – pressão, em Pascal

ν – viscosidade cinemática, em m²/s

Apesar desta crença, mais de 170 anos se passaram, e ainda não se tem uma solução para esta equação, a não ser para escoamentos extremamente simples, como os laminares.

Se a velocidade na equação de N-S for substituída pela decomposição de velocidade proposta por Reynolds, $V = \bar{V} + v'$ (velocidade igual a valor médio mais flutuação de velocidade), são gerados termos de ordem superior para as componentes flutuantes, e estes termos são geralmente da mesma ordem de grandeza que os de ordem menor e não podem ser desprezados. Esta é uma equação diferencial parcial não linear e, segundo Warhaft⁽¹⁾, neste aspecto **as equações de N-S são as mais intratáveis equações de campo que se conhecem, incluindo as da relatividade geral**.

Warhaft⁽¹⁾ continua: turbulência, conforme livros textos atuais, é irregular, tem vorticidade forte, causa mistura rápida e é um fenômeno multies-

cala, ou seja, os “eddies” (o mais próximo em português seria “turbilhões”, com alguma perda de significado) têm tamanhos diferentes.

Feynman escreveu nos anos 1960: *“Finalmente, há um fenômeno físico que é comum em muitas áreas, é muito velho e ainda não foi resolvido [...] é a análise de escoamentos turbulentos [...] A forma mais simples do problema é o escoamento de água em alta velocidade por um tubo longo. Pergunta-se: para bombear certa quantidade de água neste tubo, quanta pressão é necessária? Ninguém pode analisar isto a partir dos primeiros princípios e das propriedades da água. Se a água escoar lentamente, ou se for usada uma substância viscosa como mel, então nós podemos fazer isso com certa facilidade, como se vê inclusive em livros textos de graduação. O que não podemos ainda fazer é tratar com água real escoando em um duto. Este é o problema central que teremos que resolver, um dia, e ainda não conseguimos.”*

Esta observação de Feynman, um dos mais criativos e competentes físicos (e prêmio Nobel) do século XX, continua válida nos dias de hoje, e é surpreendente em sua simplicidade ao colocar o problema: grande avanço científico e tecnológico, mecânica quântica, teoria da relatividade, etc., e um problema tão simples, banal e presente na vida de todos, (como o escoamento turbulento em um duto) não consegue ser resolvido, do ponto de vista dos físicos e matemáticos, a partir dos princípios básicos.

Como não se dispõe de uma solução teórica de campo da equação de Navier-Stokes, resta a via experimental, de observação da física do processo.

Ainda segundo Warhaft⁽¹⁾, da observação de fenômenos é aparente que as escalas maiores de turbulência dependem da forma em que o escoamento turbulento é formado, ou seja, os escoamentos num tubo reto como uma chaminé, numa superfície plana ou numa curva como um cotovelo, são diferentes em suas escalas maiores, visíveis e, portanto, definitivamente estas escalas maio-

res não são universais. As escalas maiores caracterizam o escoamento.

Mas, e se forem olhadas as escalas menores de turbulência? Seria possível que a turbulência possa parecer a mesma? O conhecimento atual sobre turbulência parece indicar que este é o caso, conforme Kolmogorov, que em 1941 postulou que há uma **cascata de energia** turbulenta dos “eddies” (vórtices) maiores para os menores. A taxa de entrada de energia (por unidade de massa) nas escalas maiores neste modelo seria igual ao fluxo de energia das escalas maiores para as menores.

Os estudos teóricos realizados por físicos e matemáticos ainda não permitiram “resolver” a turbulência, apesar da grande quantidade de modelos que surgiram nas duas últimas décadas.

Já os engenheiros resolveram na “força bruta”, ou seja, fizeram experimentos, derivaram coeficientes para fazer algumas correções de rumo, e resolvem os problemas que aparecem da melhor maneira possível, dentro das limitações existentes.

A turbulência de grande escala provavelmente é única para cada configuração de cotovelo, conforme adiantado anteriormente. E como a abordagem será experimental, sempre se terá que ensaiar um conjunto de cotovelos, com diferenças entre si, para que se possam levantar os coeficientes adequados. Isto implica que o estudo experimental é o que resta para a determinação dos coeficientes de vazão de um medidor como o cotovelo.

O COTOVELO DE MEDIÇÃO

O problema colocado é a medição de vazão em um sistema de bombeamento em estações elevatórias de esgoto. Estas estações elevatórias seguem geralmente um padrão de projeto, em um poço de concreto, sistemas de separação de sólidos e areia, bomba submersa com rotor com duas pás no impelidor, elevação por meio de tubulação com 4 a 7 metros de comprimento na vertical, seguida

de uma curva (cotovelo) a 90°, conectada por sua vez a outra tubulação.

Com este *lay-out*, instalar um medidor de vazão no trecho reto apresenta problemas: se for um medidor de inserção, provocaria perda de carga adicional e provavelmente estaria a uma distância muito curta em relação à bomba, e geraria erros adicionais de grande magnitude; se for medidor instalado externamente, não intrusivo, como o fluido é complicado, certamente virá com muitos vórtices, turbilhões e perfis de velocidade bastante deformados, devido à proximidade e tipo da bomba, o que implicaria o surgimento de erros de difícil contabilização.

A alternativa pensada foi a utilização de um medidor pouco usado, esquecido, mas que seria talvez o ideal para esta situação: o medidor de vazão do tipo cotovelo.

A literatura ^{(2),(3),(4),(5),(6),(7),(8),(9),(10),(11),(12)} disponível sobre cotovelos inicia-se na década de 1910, mas é reduzida e não permite conclusões definitivas sobre seu uso dentro de faixas de incertezas aceitáveis tecnologicamente.

Como uma abordagem teórica está fora de questão, dadas as dificuldades expostas anteriormente, decidiu-se por uma abordagem de engenharia: ensaios em laboratório e em campo, acompanhados do levantamento de coeficientes por comparação com outros princípios de medição.

Este tipo de medidor de vazão, implementado em um cotovelo, depende do diferencial de pressão existente entre tomadas de pressão instaladas nos raios de curvatura externos e internos da curva.

A Figura 1 mostra o desenho de um medidor tipo cotovelo.

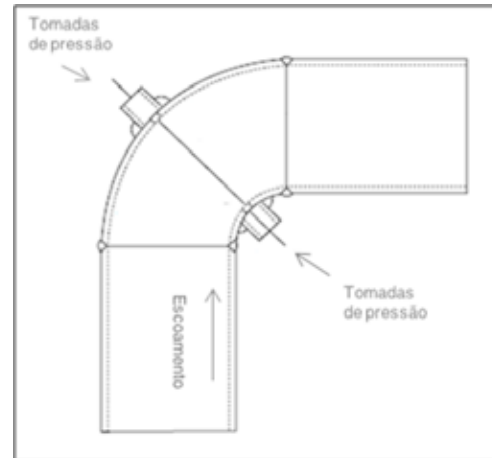


Figura 1 Esquema de um medidor de vazão tipo cotovelo

Estas diferenças de pressão são causadas pela **força centrífuga** que resulta das mudanças de direção do fluido se movimentando na tubulação em curva, que é um mecanismo diferente do mecanismo de perda de carga introduzida por uma placa de orifício inserida em uma tubulação. Na placa de orifício, o mecanismo está baseado efetivamente na “perda” (o termo correto seria transformação) de energia provocada pela singularidade. As equações para as duas situações são formalmente muito parecidas, como se verá.

A equação 2 mostra o cálculo de vazão volumétrica utilizando uma placa de orifício:

$$Q = \frac{C}{\sqrt{1 - \beta^4}} \cdot \varepsilon \cdot \frac{\pi}{4} \cdot d^2 \cdot \sqrt{\frac{2\Delta p}{\rho}} \quad (2)$$

onde:

Q – vazão volumétrica, em m³/s

C – coeficiente de descarga

β – relação de áreas (diâmetro do orifício sobre diâmetro do duto), adimensional

ε – fator de expansão, adimensional

d – diâmetro do orifício, em metros

Δp – diferença de pressão na placa, em Pascal

ρ – massa específica, em kg/m³

A letra C representa o coeficiente de descarga da placa, que é função das dimensões da placa e duto, do tipo de tomada de pressão, da rugosidade e do número de Reynolds, e serve para corrigir o desconhecimento teórico que se tem do fenômeno.

Os valores de C foram levantados em milhares de ensaios nas últimas décadas, sendo apresentados em normas como a NBR-ISO 5167, com centenas de páginas restringindo e condicionando duramente as condições de utilização, geometria, rugosidade, números de Reynolds, etc. Isto não está disponível para cotovelos.

A equação 3 mostra o cálculo de vazão volumétrica utilizando a diferença de pressão entre os lados externo e interno do cotovelo, onde o que comanda o fenômeno é a força centrífuga.

$$Q = K \frac{\pi}{4} \cdot D^2 \cdot \sqrt{\frac{2\Delta p}{\rho}} \quad (3)$$

onde:

K – coeficiente de vazão, adimensional, para cotovelos

D – diâmetro da tubulação, em metros.

Segundo Lipták ⁽¹²⁾ o valor de K para tomadas a 45°, calculado por Murdock⁽⁷⁾, é dado por:

$$K = \sqrt{\frac{r_b}{2D}} \cdot \left(1 + \frac{6,5}{\sqrt{Re_D}}\right) \pm 4\% \quad (4)$$

quando se usam unidades coerentes, com o número de Reynolds da tubulação acima de 10⁴ e com r_b/D > 1,25. O segundo termo da equação é desprezível acima de 10⁶.

onde:

r_b – raio de curvatura do cotovelo em metros,

Re_D – número de Reynolds do escoamento do fluido.

Ainda segundo Lipták, para números de Reynolds acima de 10⁵, a equação acima pode ser reduzida a:

$$K = 0,98 \cdot \sqrt{\frac{r_b}{2D}} \pm 6\% \quad (5)$$

Deve-se ter em mente que esta equação foi baseada em uma amostra limitada de ensaios realizados por Murdock.

Lipták ⁽¹²⁾ deixa claro que o coeficiente K de um medidor tipo cotovelo é geralmente confiável dentro de 5 a 10%, mas “**não existem dados suficientes para estabelecer fatores de correção precisos para os efeitos de perturbações a montante, viscosidade, rugosidade na tubulação e no cotovelo**”.

Ainda não há estudos que possam ser acessados e que correlacionem K com o número de Reynolds para aplicações especiais como a de medição de esgoto.

Para suprir esta lacuna de dados, a Sabesp solicitou ao IPT a definição de um modelo de medidor e deu suporte à realização de ensaios em laboratório e em campo.

OS ENSAIOS LABORATORIAIS

Para o levantamento de dados foram realizados ensaios em um cotovelo de 90°, previamente em uso na Sabesp, com tomadas de pressão a 22,5° e a 45°. A figura seguinte mostra o arranjo experimental no laboratório do IPT.



Figura 2. Arranjo experimental no Laboratório de Fluidodinâmica do IPT. A bomba submersa recalca água para a tubulação vertical, passa pelo cotovelo (com duas tomadas de pressão) e segue na horizontal, passando pelo medidor de vazão eletromagnético.



Figura 3. A foto da esquerda mostra a posição da bomba. A foto da direita mostra o cotovelo com as tomadas de pressão a 22,5° e a 45°.

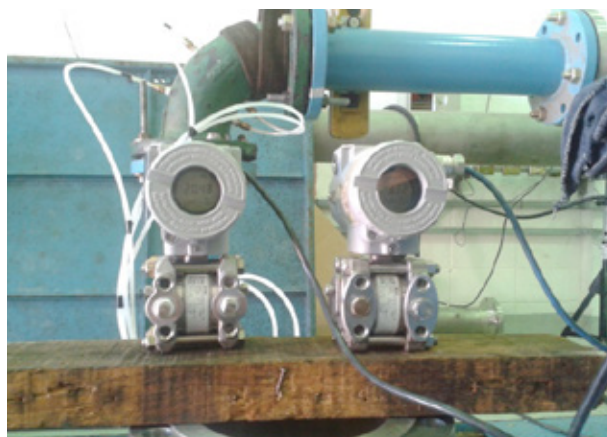


Figura 4. Medidor de vazão de referência eletromagnético e transdutores de pressão capacitivos.

Para a realização desta atividade, a SABESP enviou uma bomba submersível com 10 cv de potência máxima, (380/220V 1735 rpm), conforme

mostra a Figura 3, e trechos de tubulação para a montagem nas instalações do IPT.



Figura 5. Bomba utilizada nos ensaios em laboratório e em campo.

A bomba foi ensaiada no IPT para o levantamento das curvas características, mostradas na Figura 6. Foi medida a pressão estática na saída da bomba com um transdutor manométrico capacitivo, e foram medidas ainda a vazão com um medidor de vazão eletromagnético de 4" de diâmetro, e as variáveis elétricas (tensão, corrente e potência) de alimentação do motor da bomba.

Figura 6. Curvas características da bomba. Os termos subida e descida representam medições tomadas no sentido da elevação ou diminuição da vazão.

As curvas da bomba, levantadas em laboratório, serviram para que, no ensaio em campo, fossem conferidos os valores de vazão em função das variáveis elétricas.

Para desenvolver a metodologia de medição por cotovelo, foram utilizados transdutores de pressão diferenciais capacitivos, que necessitam de mangueiras para transmissão do sinal de pressão desde a tomada de pressão no cotovelo até a posição em que os transdutores estão alojados e nivelados.

Foram instaladas duas tomadas de pressão diferencial no cotovelo: uma a 45° e a outra a 22,5°, que são duas posições mencionadas na literatura. No ensaio foi utilizada uma válvula para controlar a vazão do sistema nos pontos de interesse para o levantamento das curvas características da bomba e do coeficiente de vazão do cotovelo.

Toda a tubulação era mantida afogada durante os ensaios, para evitar problemas de entrada de ar no circuito, o que, se ocorresse, ocasionaria perda de qualidade nas medições.

RESULTADOS DOS ENSAIOS DO COTOVELO

Nos ensaios foram coletados todos os dados necessários para os cálculos do coeficiente de vazão do cotovelo. Os ensaios foram realizados subindo a vazão ponto a ponto e, depois, descendo a vazão, ponto a ponto.

Para interpretar os dados, foi calculado o valor teórico do coeficiente de descarga do cotovelo, como definido na equação (4), agora considerando o valor de K como " $K_{\text{teórico}}$ ".

Foram então calculados os valores de $K_{\text{referência}}$:

$$K_{refer\hat{e}ncia} = \frac{Q}{\frac{\pi}{4} \cdot D^2 \cdot \sqrt{\frac{2\Delta p}{\rho}}} \quad (6)$$

Com os valores de $K_{te\acute{o}rico}$ e $K_{refer\hat{e}ncia}$ foram ent\~{a}o calculados os desvios absolutos e relativos entre eles:

$$Desvio = |K_{te\acute{o}rico} - K_{refer\hat{e}ncia}| \quad (7)$$

$$Desvio\ rel\hat{a}tivo = \frac{|K_{te\acute{o}rico} - K_{refer\hat{e}ncia}|}{K_{te\acute{o}rico}} \cdot 100 \quad (8)$$

Estes valores foram calculados, e foi constru\~{i}da a Figura 7.

Constante de Vaz\~{a}o K & Desvio Percentual - K34

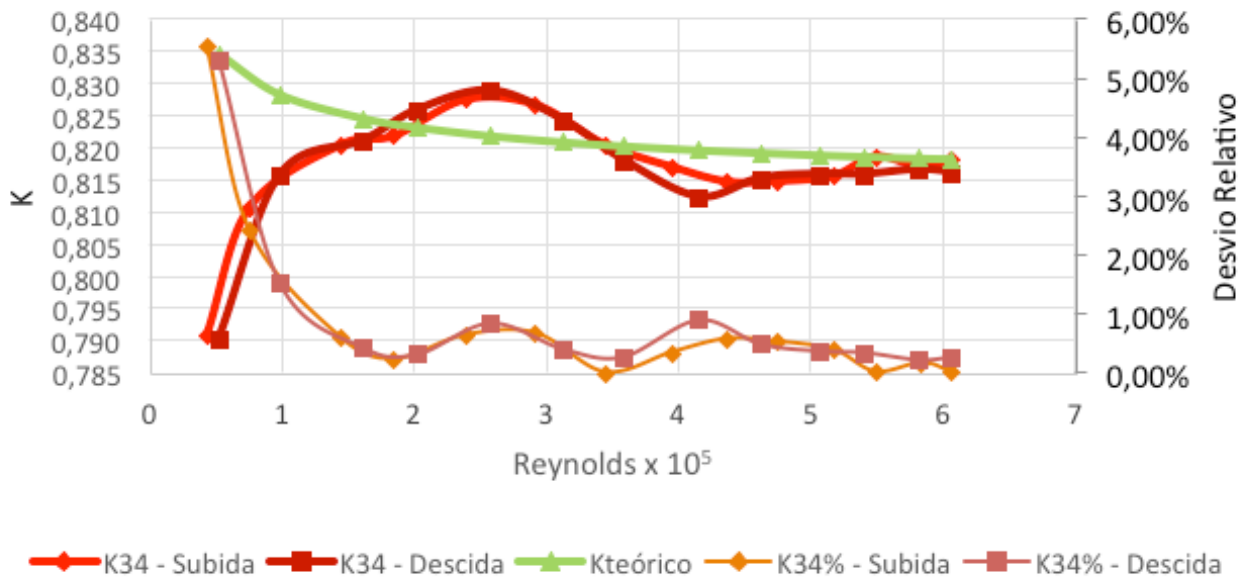


Figura 7 – Comparação dos valores dos coeficientes teórico e real, para tomadas a 45°. Como se pode observar, para valores de números de Reynolds superiores a 10^5 , os valores de $K_{te\acute{o}rico}$ são constantes dentro de $\pm 1\%$ para tomadas pressão a 45° (e dentro de $\pm 3\%$, para tomadas de pressão a 22,5°, não mostradas na figura). Adicionalmente, tomadas de pressão a 45° seguem a curva teórica dentro de $\pm 0,5\%$.

O resultado a 45° mostra que será possível usar esta configuração para ensaios em estações elevatórias de esgoto.

MODIFICAÇÃO NO TRANSDUTOR DE PRESSÃO.

Em laboratório, os ensaios mostraram que o método para a determinação de vazão por cotovelo era bastante repetitivo e com incerteza baixa, além de ser muito simples e de fácil instalação em campo.

Foram utilizados inicialmente transdutores de pressão capacitivos, que precisam ser ligados por uma linha de pressão que faz a transmissão da pressão entre a tomada de pressão na tubulação

e o corpo do transdutor. No corpo do transdutor o fluido é acomodado em uma câmara, onde nas paredes existe uma membrana que é ligeiramente deformada com variações de pressão, e esta deformação gera um sinal elétrico que é proporcional à pressão aplicada.

O problema de se usar um transdutor deste tipo com um fluido multifásico e sujo, como é o esgoto, é a certeza de provocar falsas medições, que ocorrem por dois motivos principais:

a câmara do transdutor sempre deve ficar repleta de líquido, sem bolhas de ar, o que só é conse-

guido ao pressurizar a linha de pressão e purgar a câmara do sensor. A purga de esgoto pode levar material estranho a se depositar na câmara, e teria que ser feita constantemente, dado o regime de intermitência com que a bomba funciona. Seria inviável fazer esta purga, pois a tubulação pode sofrer ciclos de esvaziamento/enchimento a cada 20 minutos, por exemplo. Adicionalmente, as condições de instalação podem não permitir fácil acesso para estas manobras constantes.

A tomada de pressão na tubulação, com dimensões reduzidas, seria inevitavelmente obstruída por detritos e depósitos, inviabilizando a medição.

Com o uso de um transdutor piezorresistivo sem câmara de medição ligada a mangueiras, estes problemas seriam eliminados, pois a membrana de medição é instalada faceando a superfície interna do cotovelo.

Com isto em mente, foi comprado um sensor piezorresistivo do tipo OEM (original equipment manufacturer), que foi preparado e testado em ensaios em laboratório e demonstrou ser de operação muito fácil, eliminando completamente a necessidade de purga, e mostrando características adequadas de repetitividade e incertezas, sem

nada a perder nestes aspectos para os transdutores capacitivos.

Os resultados foram então trabalhados e consolidados, mostrando a resposta do método ao sistema proposto.



Figura 8 – Vista lateral do transmissor piezorresistivo instalado em laboratório. Observar que não há linha de pressão para transmitir pressão desde a tomada de pressão na tubulação até o sensor de pressão.

A próxima figura ilustra os dispositivos que foram construídos para a adaptação ao cotovelo dos novos transdutores de pressão piezométricos.



Figura 9 – Sensor OEM, como recebido da fábrica e montagem experimental para instalação em campo.

INSTALAÇÃO EM CAMPO

A fase seguinte foi a verificação do comportamento do medidor em campo, na estação elevatória mostrada na Figura 13.



Figura 10 – Entrada da Estação Elevatória EEC 16 – EEE José Ferrari, em Caraguatatuba, onde foram realizados os ensaios em campo.

As fotos a seguir mostram o processo de instalação em campo do cotovelo, previamente ensaiado em laboratório, e a instalação do sensor piezorresistivo instalado com os dispositivos manufaturados para encapsular o sensor OEM.



Figura 11 – A foto da esquerda mostra os sensores OEM desmontados e os dispositivos construídos para seu isolamento. Os sensores e a caixa de ligação (amarela) já estavam aparentemente isolados com silicone. A figura da esquerda mostra a caixa com o sistema de datalogger e baterias, encarregados da aquisição de sinais, colocada no gabinete elétrico das bombas.



Figura 12 – A foto da esquerda mostra o poço de bombeamento da estação elevatória com o cotovelo já instalado. Observar a plataforma necessária para os trabalhos. A foto da direita mostra um detalhe do flange cego instalado na tomada de pressão durante a montagem.

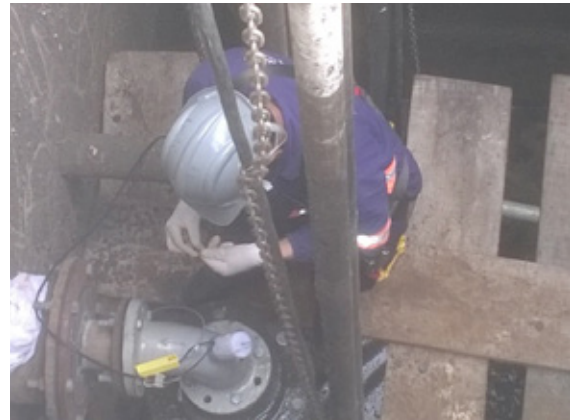


Figura 13 – A foto da esquerda mostra o cotovelo já sem o flange cego da tomada de pressão e a foto da direita mostra a instalação do sensor piezorresistivo.



Figura 14 – A foto mostra o sensor já instalado no local.

Esta configuração com o sensor piezorresistivo forneceu sinal no período compreendido entre 12h do dia 5 de junho de 2014 até as 12h do dia 9 de junho, quando o sensor parou de funcionar, devido a uma pane elétrica.

Foram então instalados transdutores de pressão capacitivos, num arranjo especial adaptado para que não houvesse interrupção dos ensaios.

ENSAIOS EM CAMPO COM TRANSDUTORES PIEZORRESISTIVOS

A Figura 15 mostra os registros completos da tensão do sinal elétrico de saída em função do tempo, obtidos a partir das medições em campo com o transdutor piezorresistivo, para o dia 7 de junho. Este registro de um dia de sinal mostra claramente os diversos ciclos de acionamento da bomba, com intervalos mais longos à noite e intervalos de duração aproximadamente igual durante o dia.

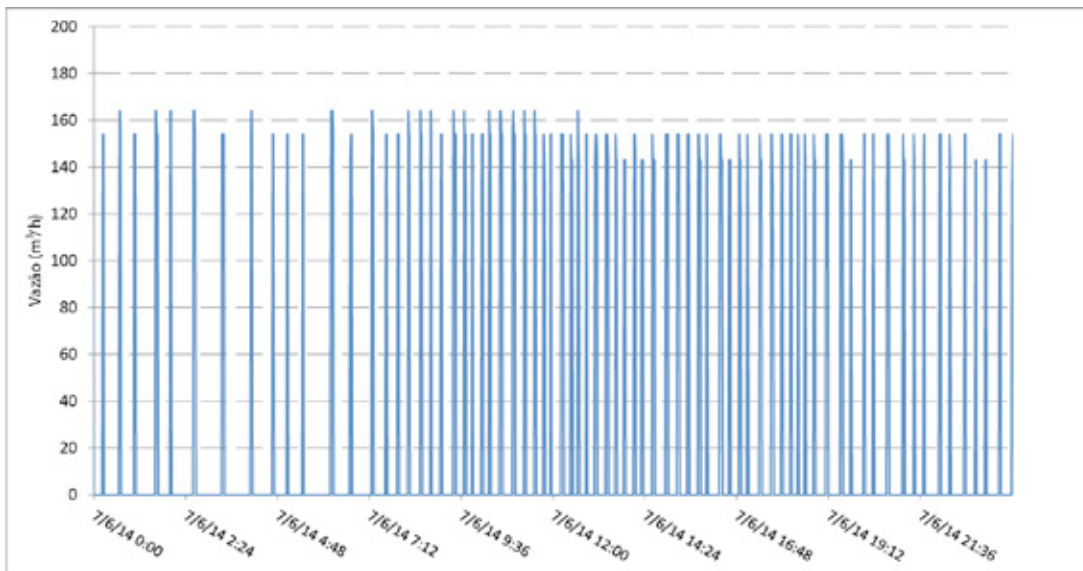


Figura 15 – A figura mostra um trecho entre as 0h e as 24h do dia 7 de junho, para exemplificar o tipo de sinal existente. O sinal já foi convertido de tensão para vazão. Transdutor piezorresistivo.

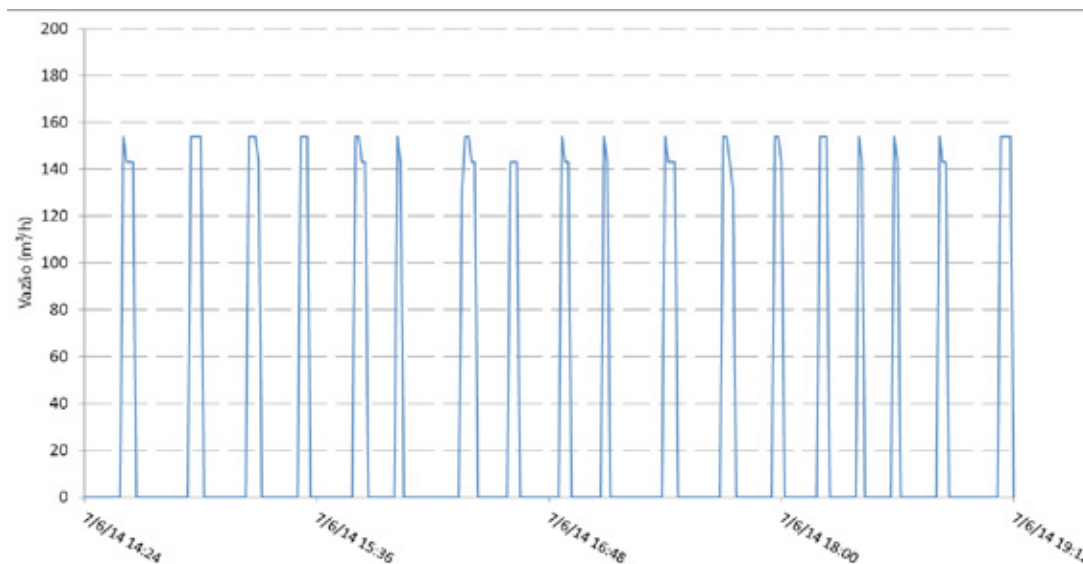


Figura 16 – Esta figura mostra um trecho expandido do gráfico anterior, onde se pode observar a evolução do bombeamento a partir dos sinais do transdutor piezorresistivo.

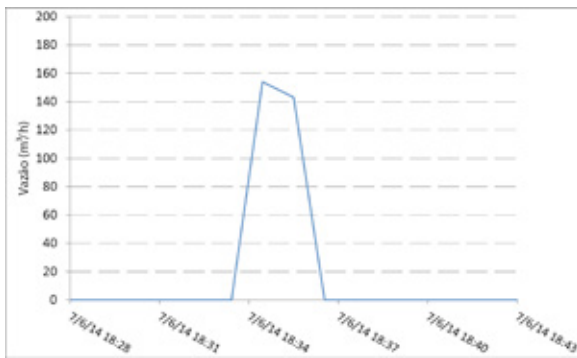


Figura 17 – Sinal de vazão de um ciclo de bombeamento com o uso do transdutor piezorresistivo.

A Figura 17 apresenta o ciclo ocorrido às 18h30 com duração de aproximadamente 3 minutos, expandido para mostrar em detalhes o processo de bombeamento. Observar que a vazão atinge um valor máximo, que vai caindo lentamente (pela variação do nível no reservatório de montante, até o desligamento da bomba).

RESULTADOS DAS MEDIÇÕES DE VAZÃO E DE ENERGIA CONSUMIDA COM O TRANSDUTOR CAPACITIVO

Como mencionado, houve uma pane elétrica do transdutor piezorresistivo, e foi feita então a adaptação de um transdutor de pressão capacitivo convencional ao cotovelo, por meio de uma tubulação especial.

Foram realizados ensaios com a aquisição dos dados de diferença de pressão (para o cálculo de vazão) e das variáveis elétricas (tensão, potência consumida, corrente elétrica). Estes valores foram consolidados e apresentados na Figura 18.

No eixo das ordenadas são apresentados os valores estimados do consumo de energia, e no eixo das abscissas, o tempo de ensaio.

A figura mostra gráficos com os valores de energia consumida obtidos de duas maneiras diferentes.

As curvas na cor verde mostram a estimativa dos valores de energia acumulados e fornecidos a cada 15 minutos, que foi a programação seguida no sistema de aquisição de dados e que coletava as variáveis elétricas. Estas curvas verdes representam a energia consumida pelo sistema inversor/motor/bomba.

As curvas vermelhas mostram a estimativa dos valores de energia consumida pelo sistema motor/bomba, obtidos a partir da curva da bomba levantada em laboratório e inferida a partir dos valores de vazão medidos pelo medidor em teste. Ressalte-se que o sistema de aquisição de dados do IPT coletava informações a cada 10 segundos.

Como se pode ver pelos gráficos, apesar da notável diferença entre os métodos (medição direta da potência versus estimativa da potência a partir da curva da bomba; tempo de coleta de 15 minutos versus 10 segundos; os sistemas de medição partiram em instantes diferentes e foram sincronizados via software), as duas curvas são coincidentes ao longo do tempo.

As diferenças que ocorrem em termos de amplitude necessitam ser melhor estudadas, mas podem representar um elevado consumo de energia em cada partida da bomba e/ou problemas com o travamento parcial do rotor com objetos estranhos, conforme mostra a Figura 19. O próximo passo deverá ser harmonizar o sistema de aquisição de dados de variáveis elétricas e de vazão, sincronizados e com a mesma base de tempo de aquisição de sinais.

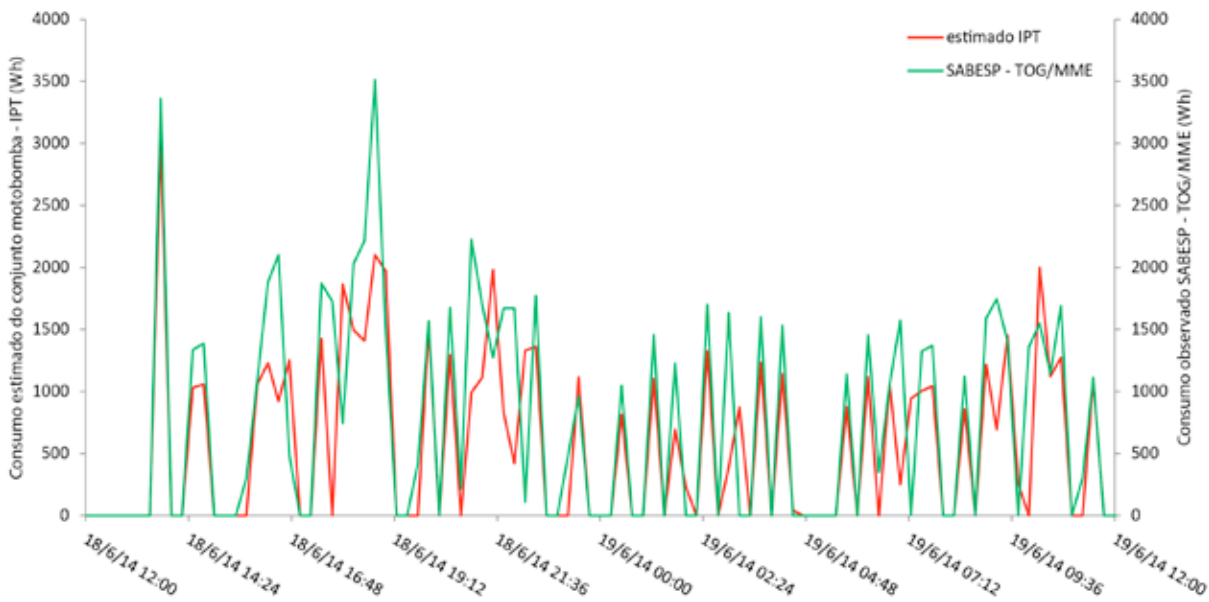


Figura 18 – A curva verde mostra os valores de energia consumida por inversor/motor/bomba, fornecidos pelo sistema de aquisição de dados de variáveis elétricas, acumulados e disponibilizados a cada 15 minutos. A curva vermelha mostra os valores de energia consumida por motor/bomba, estimados a partir da curva da bomba levantada em laboratório e calculada a cada 10 segundos. De 18.06.2014 12h a 19.06.2014 12h.



Figura 19. Foto da entrada do rotor e foto do rotor desmontado, onde podem ser vistas cordas e trapos envolvendo o rotor e que podem ocasionar picos de consumo devido a travamentos parciais do rotor.

ANÁLISE DE INCERTEZA DA MEDIÇÃO DE VAZÃO COM O COTOVELO

A vazão volumétrica através do cotovelo foi determinada por meio da equação 2, onde foi adicionado um termo, denominado $h_{residual}$, ao diferencial de pressão Δp , para corrigir a diferença de cota vertical entre as tomadas de pressão.

Adicionalmente, uma nova expressão da vazão volumétrica (equação 5), denominada cálculo

da vazão “prática”, foi utilizada nos ensaios laboratoriais e de campo.

$$Q = K \sqrt{\Delta p + h_{residual}} \left[\frac{m^3}{h} \right] \quad (10)$$

$$K = K_{34} \frac{\pi}{4} \cdot D^2 \cdot \sqrt{\frac{2g}{\rho}} \times 3600 \left[\frac{m^3/h}{(mmH_2O)^{0,5}} \right] \quad (11)$$

Onde:

Q – vazão volumétrica [m³/h];

K – coeficiente de vazão “prática” $\left[\frac{m^3/h}{(mmH_2O)^{0,5}} \right]$;

K₃₄ – coeficiente de vazão do cotovelo para tomadas a 45° [adimensional];

D – Diâmetro interno médio do cotovelo [m];

Δp – diferencial de pressão [mmH₂O];

h_{residual} – diferença de cota vertical entre as tomadas de pressão [mmH₂O];

g – aceleração da gravidade ao nível do mar [9,80665 m/s²];

ρ – massa específica [kg/m³].

Foi realizada a análise de incerteza da medição de vazão realizada com o cotovelo para avaliar a aderência à aplicação desejada, no caso medição de vazão em estações elevatórias de esgoto.

A equação 5 é o modelo matemático do processo de medição da vazão, e foram utilizadas as recomendações do “Guia para Expressão da Incerteza de Medição”⁽¹³⁾ para a modelagem da incerteza, apresentada a seguir.

A incerteza padrão da vazão volumétrica é obtida pela expressão:

$$u(Q) = \sqrt{\left[\frac{\partial Q}{\partial K} u(K) \right]^2 + \left[\frac{\partial Q}{\partial \Delta p} u(\Delta p) \right]^2 + \left[\frac{\partial Q}{\partial h_{residual}} u(h_{residual}) \right]^2} \quad (12)$$

Sendo u(K), u(Δp) e u(h_{residual}) as incertezas padrão do coeficiente de vazão “prática”, diferencial de pressão e da diferença de cota, respectivamente, que são, *a priori*, as fontes de incertezas do modelo adotado. As suas estimativas são apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1 – Estimativas das incertezas padrão segundo modelo da equação 5.

Fonte de incerteza		Incerteza padrão
K	3,247	$u(K) = \sqrt{\left[\frac{\partial K}{\partial K_{34}} u(K_{34}) \right]^2 + \left[\frac{\partial K}{\partial D} u(D) \right]^2 + \left[\frac{\partial K}{\partial g} u(g) \right]^2 + \left[\frac{\partial K}{\partial \rho} u(\rho) \right]^2}$
K ₃₄	0,82	u(K ₃₄)=0,005×0,82
D	0,09995	u(D)=0,0005/2
g	9,80665	u(g)=0,02/2
ρ	998,202	u(ρ)=5/2
Δp	2500	u(Δp)=25
h _{residual}	102	u(h _{residual})=25

Considerando as contribuições das fontes de incertezas apresentadas na Tabela 1 chega-se à incerteza expandida do coeficiente de vazão “prática” K de 1,4% e da vazão “prática” Q de 2%, assumindo um fator de abrangência de k=2 e considerando uma probabilidade de abrangência de aproximadamente de 95%.

ESTABELECIMENTO DE ÍNDICE DE EFICIÊNCIA ENERGÉTICA

Os dados referentes ao período em que se obtiveram medições simultâneas de vazão, utilizando o transdutor capacitivo diferencial, e de energia consumida utilizando o sistema de aquisição de dados de variáveis elétricas, foram tratados para

determinar o comportamento do índice de eficiência energética da estação de bombeamento.

Foram, novamente, realizados cálculos para dois tipos distintos de considerações. As figuras seguintes mostram o índice de eficiência energética, calculado pela divisão da energia consumida em kWh pelo volume de água bombeado, para duas situações:

a energia consumida foi calculada a partir das curvas características da bomba, e representa a energia consumida pelo sistema motor/bomba. A vazão foi calculada a partir dos dados de diferença de pressão medidos pelo transdutor capacitivo e acumulados a cada 10 segundos pelo sistema de aquisição de dados do IPT. Observar que este

método não leva em consideração os picos de consumo de energia de partida e nem condições de operação reais, com possibilidades de travamentos parciais de rotor por presença de objetos estranhos.

a energia consumida é a indicação da energia acumulada e disponibilizada pelo sistema de aquisição de dados da Sabesp, a cada 15 minutos. A vazão foi calculada a partir dos dados de diferença

de pressão medidos pelo transdutor capacitivo e acumulados a cada 10 segundos pelo sistema de aquisição de dados do IPT. A energia consumida neste caso representa a energia consumida pelo sistema inversor/motor/bomba. Observar que este método acumula os picos de consumo de energia de partida e demais condições de operação reais, com possibilidades de travamentos parciais de rotor por presença de objetos estranhos.

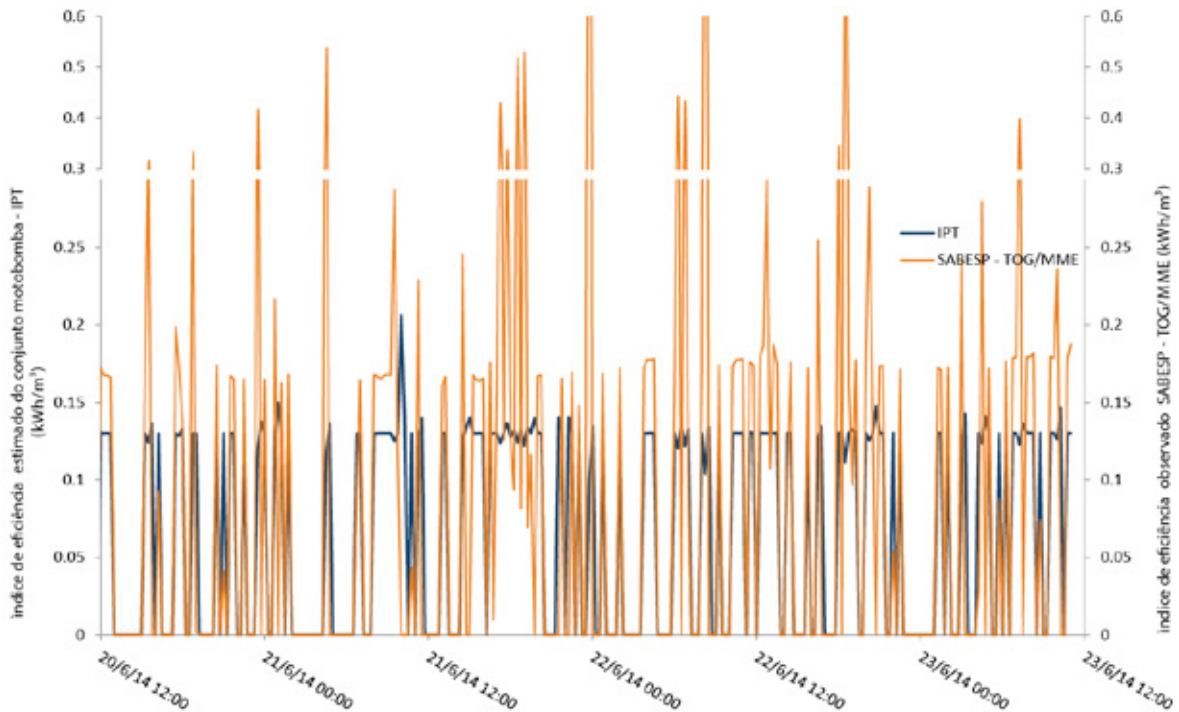


Figura 20 – Índices de eficiência (kWh/m^3) da unidade de bombeamento monitorada utilizando-se os dados das curvas características das bombas (curva azul, com valores menores) e dados de medição direta da energia via sistema de aquisição de dados da Sabesp (curva marrom). Período de 20.06.2014 12h a 23.06.2014 12h.

Para o uso da Sabesp, o valor que interessa como medida de eficiência energética é o valor médio do índice de eficiência energética. Nos gráficos anteriores, é verificada a existência de um valor médio representado por um patamar para as duas situações:

Para os valores estimados a partir das curvas características da bomba ensaiada, e com valores de vazão medidos a cada 10 segundos, foi obtido:

- 0,130 kWh/m^3 como valor médio para o índice de eficiência.

Para os valores obtidos com medição direta da energia, e com valores de vazão obtidos a cada 10 segundos, foi obtido o valor:

- 0,192 kWh/m^3 para o índice de eficiência.

Os índices de eficiência obtidos para valores estimados a partir da curva da bomba são mais es-

táveis, pois não levam em consideração picos de consumo de energia. Por ser um valor estável, talvez seja indicado para o acompanhamento de longo prazo da queda da eficiência em uma estação.

Já os índices de eficiência obtidos com valores de potência medidos diretamente têm dispersão maior de resultados.

Nos gráficos onde são apresentados os índices calculados a partir dos valores de potência medidos diretamente, vê-se claramente uma flutuação muito grande, sendo provavelmente indicativos de partidas com alto consumo de energia e/ou travamentos do motor com materiais estranhos e, talvez, possa ser um indicativo da qualidade do material bombeado: excesso de picos poderia representar excesso de materiais sólidos entrando no rotor, o que, se for o caso, poderia indicar necessidade de melhor “gradeamento”. Mas isso é uma hipótese apenas. Os picos também poderiam representar problemas de excesso de consumo na partida, o que demandaria ação de melhorar o sistema ou então reduzir a vazão para forçar menos partidas e mais tempo em regime permanente.

CONCLUSÕES

O método de medição de vazão desenvolvido, por meio de um cotovelo, mostrou medições estáveis, repetitivas, e com incerteza muito baixa: para valores de números de Reynolds superiores a 10^5 , os valores do coeficiente K são constantes dentro de $\pm 1\%$ e seguem a curva teórica dentro de $\pm 0,5\%$. A incerteza de medição na vazão determinada em laboratório foi de 2%.

Os ensaios de campo, apesar do contratempo da perda do transdutor piezorresistivo, mostraram resultados que indicam possibilidades muito promissoras de análise da qualidade do bombeamento:

- Pode-se definir um índice de eficiência energética para a instalação. Excepcionalmente, no caso destes ensaios, foram obtidos dois

índices por conta do processo de aquisição de dados empregado, com tempos de amostragem diferentes para as variáveis de vazão (índice de $\eta_{\text{energética}} = 0,130 \text{ (kWh)/m}^3$) e as variáveis elétricas (índice de $\eta_{\text{energética}} = 0,192 \text{ (kWh)/m}^3$). Novos ensaios deverão ser realizados, desta vez com tempos de amostragem idênticos para as variáveis, e esta questão poderá ser resolvida.

- Para efetuar comparação entre índices de eficiência energética de estações de bombeamento distintas, deve-se de alguma forma parametrizar o índice, por exemplo, multiplicando-o por $d/10$, onde d seria a diferença de cotas entre o nível de montante e o de jusante, e 10 seriam 10 metros genéricos de cota. Desta forma, estações de bombeamento com diferenças de cotas elevadas não seriam penalizadas com eficiências menores, devido ao gasto de energia apenas para elevação.
- Picos de consumo podem ser observados nos gráficos e imediatamente verificados. Podem ser identificados problemas elétricos de partida, travamentos do rotor com material estranho, etc.
- No caso da estação que foi ensaiada, a bomba utilizada provavelmente não é a melhor escolha: o processo era muito intermitente, o que certamente ocasionaria problemas de manutenção e operação fora do BEP (Best Efficiency Point). Uma bomba de porte menor, com funcionamento mais contínuo, sem tanta intermitência, e funcionando próxima ao BEP, representaria uma escolha melhor do ponto de vista do consumo energético e do desgaste do conjunto motor-bomba.

Estas observações indicam que a análise de um índice de eficiência energética de uma estação de bombeamento pode fornecer pistas muito interessantes sobre a qualidade do bombeamento, problemas que possam afetar a bomba, degrada-

ção das condições de operação e problemas de manutenção. Tudo isso possibilitado pela medição de vazão com este dispositivo tipo cotovelo.

O próximo passo deverá ser investigar como se poderiam estabelecer os limites de utilização destes medidores, estudando-os em bancada para determinar sua dependência de diâmetros, rugosidade, números de Reynolds, perturbações na área de medição e condições geométricas das tomadas de pressão, exatamente como se fez durante mais de 80 anos com placas de orifício e Venturis. Deve-se também avançar na definição de um índice de eficiência energética capaz de cobrir pelo menos uma família de estações de bombeamento.

REFERÊNCIAS

Addison, H. The use of pipe bends as flow meters. **Engineering**, p.227, Mar., 1938

Baratto, Antonio Carlos (Coord.). Avaliação de dados de medição: guia para a expressão de incerteza de medição; tradução da 1ª edição de 2008 da publicação JCGM 100: 2008 **Evaluation of measurement data: guide to the expression of uncertainty in measurement**. Disponível em: <http://www.inmetro.gov.br/noticias/conteudo/iso_gum_versao_site.pdf>. Acessado em set. 2014.

Hauptmann, E.G. Take a second look at elbow meters for flow monitoring. **Instruments and control systems**, p. 47-50, Oct., 1978.

Howe, W.H., Lipták, B.G., Gibson, I.H. Elbow taps. In: LIPTÁK, B.G. (Ed.) **Flow measurement**. Pennsylvania: Chilton Book Co, 1993. Chap. 2.6.

Isaacs, W.P. Measurement of slurry flow by use of 90 degree elbow meter. Leigh University, Fritz Engineering Laboratory, 1964. (Report no 299.1).

Lansford, W.M.. The use of an elbow in a pipe line for determining the rate of flow in the pipe. University of Illinois Bulletin, vol XXXIV, n° 33, 22 dezembro, 1936.

Levin, A.M. A flow metering apparatus. American Society of Mechanical Engineers, Paper n. 1436, Spring Meeting, St Paul-Minneapolis, June 1914.

LIPTÁK, B.G. (Ed.) Instrument engineers' handbook. 4th ed. NewYork: CRCPress, 2003. v. 1: Process measurement and analysis.

Murdock, J.W.; Foltz, C.J.; Gregory, C. Performance characteristics of elbow flowmeters. **Transactions of the ASME**, Sept., 1964.

Taylor, D.C.; McPherson, M.B. Elbow meter performance. **Journal AWWA**. Nov., 1954

Warhaft, Z. Turbulence in nature and in the laboratory. **PNAS**, v.99, suppl.1, p. 2481-2486, Feb., 2002. Disponível em: <http://www.pnas.org/content/99/suppl_1/2481.full.pdf+html>. Acessado em set., 2014.

Yarnell, D.L. Flow of water through 6 inch pipe flows. Washington: USGS, 1937. (Technical Bulletin no 577)

Yuan, B.Z. et al. Hydraulic design procedure for bypass flow meters using a pipe bend. **Transactions of the ASAE**, v.46, n.2, p. 279-285, 2003.

Mês	Data	Evento	Local
janeiro	12 a 13	Energy Storage India 2017	Centro de convenções de Nehru Mumbai, Índia Mais informações: http://www.esiexpo.in/
	12 a 14	4 thExpo GeoThermal 2017 and Power Next Exhibition & Congress 2017	Expo center de Istambul Yeşilköy, Estambul, Turquia Mais informações: www.powernextfair.com/fuar/4.%20Expo%20Geothermal/2/detail
	16 a 19	EcoWaste 2017 – Waste Management for Sustainable Development – Part of ABU Sustainability Week 2017	Centro de exibição ADNEC – Abu Dhabi National Exhibition Centre Abu Dhabi, Emirados Árabes Unidos Mais informações: http://www.ecowaste.ae/welcome#/?_k=9dvt7
	07 a 10	The Utility Management 2017 Conference	Auditório do Tampa Marriott Waterside Hotel Tampa, Flórida Mais informações: http://www.awwa.org/conferences-education/conferences/utility-management.aspx
fevereiro	07 a 10	Aquatherm Moscow 2017	Centro de exposições Crocus Expo Pavilion 3, Halls 13-15, Moscou, Rússia Mais informações: http://www.aquatherm-moscow.ru/en/
	08 a 09	Biogas Expo & Congress	Exhibition Center Offenburg Alemanha Mais informações: http://www.biogas-offenburg.de/en/biogas
	08 a 11	PROJECT EGYPT 2017	Cairo International Convention & Exhibition Center (CICC) Cairo, Egito Mais informações: http://www.project-egypt.com/
	14 a 16	11th IWA Symposium on Tastes, Odours & Algal Toxins in Water	Centro de exposições The Colombo House Theatres da UNSW Sídney, Austrália Mais informações: http://www.iwatando2017.org/
	23 a 25	WATER EXPO 2017 & WATMAN 2017 International Conference	Centro de Exposições de Trenchai Trand Centre Tamil, Nadu, Índia Mais informações: http://waterexpo.biz/
	28 de fevereiro a 03 de março	Climate World Expo 2017 – 13th International Specialized HVAC&R Exhibition	Centro de Exposições – Expocentre Fairgrounds Moscou, Rússia Mais informações: http://climatexpo.ru/eng/
	01 a 03	3rd Energy Market Liberalisation Expo	Centro de Exposições Tokyo Big Sight, Japão Tóquio, Japão Mais informações: http://www.e-jiyuka.jp/en/
	07	SMAGUA 2017_23 Salón Internacional del Agua y del Riego International Water and Irrigation Exhibition	Palacio de Congresos de Zaragoza Saragoza, Espanha Mais informações: http://www.feriazaragoza.es/smagua_IN.aspx
março	08	Curso de Conservação e Reúso de Água como instrumentos de Gestão	Cirra USP – Centro Internacional e Referência em Reúso de Água Cidade universitária – São Paulo, SP Mais informações: http://biton.uspnet.usp.br/cirra/?page_id=49
	13 a 15	Phosphates 2017 International Conference & Exhibition	Marriott Tampa Waterside Hotel Tampa, Florida, Estados Unidos Mais informações: http://www.crugroup.com/events/phosphates/venue
	14 a 15	Water Loss Seminar	Auditório do Holiday Inn Express Nashville Downtown Hotel Nashville, Tennessee, Estados Unidos Mais informações: http://www.awwa.org/conferences-education/conferences/water-loss.aspx

calendário de eventos

Mês	Data	Evento	Local
março	15 e 16	Water Innovation 2017	Auditório do Sir Francis Drake Hotel São Francisco, California Mais informações: http://www.wef.org/WaterInnovation/
	16 a 17	1st IWA Conference on Algal Technologies for Wastewater Treatment and Resource Recovery	Auditório da UNESCO – IHE Delft, Holanda Mais informações: https://www.unesco-ihe.org/1st-iwa-conference-algal-technologies-wastewater-treatment-and-resource-recovery
	19 a 22	Sustainable Water Management Conference at-a-Glance	Auditório do Hotel Monteleone Nova Orleans, Luisiana, Estados Unidos Mais informações: http://www.awwa.org/conferences-education/conferences/sustainable-water-management.aspx
	28 a 29	The Water Show Africa 2017	Centro de exposições Sandton Conventio Centre Joanesburgo, África do Sul Mais informações: http://www.terrapinn.com/exhibition/water-africa/index.stm
	28 a 31	Wasser Berlin International	Centro de Convenções Exhibition Ground Berlím Berlím, Alemanha Mais informações: http://www.wasser-berlin.de/en/
	29	Design-Build for Water/Wastewater Conference 2017	Centro de Exposições de Mineapólis Mineapólis, Estados Unidos Mais informações: http://www.dbia.org/Conferences/water/Pages/default.aspx
	04 a 08	FEICON BATIMAT 2017	Centro de Exposições SÃO PAULO EXPO São Paulo, SP Mais informações: http://www.feicon.com.br/
abril	06 a 07	Pan-European Symposium on Water and Sanitation Safety Planning and Extreme Weather Events	Centro de exposições de Amsterdã Amsterdã, Holanda Mais informações: http://www.iwconferences.com/wssp-and-extreme-weather/
	08 a 10	Residuals and Biosolids 2017	Auditório do Washington State Convention Center Seattle, Washington Mais informações: http://www.wef.org/residualsbiosolids/
	19	Curso de Tecnologia de separação por membranas	Cirra USP – Centro Internacionald e Referencia em Reúso de Água Cidade universitária – São Paulo, SP Mais informações: http://biton.uspnet.usp.br/cirra/?page_id=49
	27 e 28	6th International conference on Biodiversity and Conservation	Centro de Exposições de Dubai Dubai, UAE Mais informações: http://biodiversity.conferenceseries.com/



Saneamento: promoção da saúde, qualidade de vida e sustentabilidade ambiental

Cezarina Maria Nobre Souza, André Monteiro Costa, Luiz Roberto Santos Moraes, Carlos Machado de Freitas

Neste livro, quatro profissionais atuantes nas áreas de engenharia sanitária e saúde ambiental propõem um novo olhar sobre a tríade 'desenvolvimento, ambiente e saúde', com o objetivo de formular estratégias inovadoras para garantir o acesso mais amplo ao saneamento. Fatores como o modo de vida da população, as condições socioeconômicas e a cultura servem de base na busca por soluções capazes de combinar tecnologia e gestão sociocultural. "O modelo de gestão deve ser adequado à tecnologia utilizada e às características socioculturais da população. Não é mais aceitável, como tem sido corrente, a imposição de soluções que, por não considerarem a coerência com a cultura e as condições de habitabilidade das pessoas, geram ônus de manutenção para as mais pobres.", destacam os autores no texto de apresentação do livro.

Mais informações: <http://portal.fiocruz.br/pt-br/content/saneamento-promocao-da-saude-qualidade-de-vida-e-sustentabilidade-ambiental>

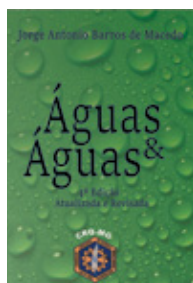


Tratado sobre Resíduos Sólidos – Gestão, uso e sustentabilidade

Regina Mambeli Barros

O livro "Tratado sobre Resíduos Sólidos – Gestão, uso e sustentabilidade" visa a apresentar ao leitor, estudantes de graduação ou pós-graduação em engenharia e profissionais atuantes na área civil e ambiental, os conceitos sobre a gestão dos Resíduos Sólidos, com especial enfoque energético, desde a sua composição e origem, acondicionamento e coleta (normal ou seletiva), processamento, tratamento e disposição final, assim como uma base jurídica e normativa no contexto brasileiro. Inclui-se aqui a Política Nacional de Resíduos Sólidos.

Mais informações: <http://www.editorainterciencia.com.br/images/sumarios/9788571932951.pdf>



Águas & Águas

Jorge Antonio Barros de Macedo

O livro *Águas & Águas* na sua 4ª. Edição, traz no bojo de seus 9 capítulos, assuntos que se tornarão nos próximos anos os mais discutidos, como a denominada “pegada hídrica” (water footprint) ou “água virtual”. A pegada hídrica (ou água virtual) entrará na pauta em função da produção de alimentos. Quando o Brasil vende commodities, por exemplo, a soja, o comprador não leva somente soja, mas leva toda a água gasta no seu ciclo de produção. Vale citar como exemplo a China, que importa cerca de 18 milhões de toneladas de soja por ano, a um custo de 3,5 milhões de dólares. Por esse caminho ingressa naquele país cerca de 45 bilhões de litros de água, um recurso hídrico que a China não teria disponível para cultivar a soja.

Outro assunto na pauta de discussão é o chamado reuso de água, em 2017 e 2018, a ONU Água já definiu os temas que balizarão os debates em torno da temática dos recursos hídricos. No ano de 2017, as discussões serão sobre Água Residual, aquela resultante de algum uso, como lavagem de roupas, banhos, limpeza de utensílios domésticos e também do uso industrial e que pode ser geralmente reutilizada para fins que demandem água de menor qualidade. Em 2018, o tema do Dia Mundial da Água será *Soluções Naturais para a Água*. Destacam ainda, assuntos como: a memória da água, os clusters, o aproveitamento de água de chuva, o tratamento para obtenção de diversos tipos de águas, como por exemplo, água potável, água para caldeira, para resfriamento e ainda a questão do uso de detergentes e sanificantes utilizados na indústria de alimentos. Possui um capítulo exclusivamente para discutir padrões microbiológicos e segurança da água para consumo e reuso humanos.



Gestão Empresarial e Sustentabilidade

Arlindo Philippi Jr., Carlos Alberto Cioce Sampaio, Valdir Fernandes

Com a finalidade de reunir diálogos sobre teoria, conceitos e metodologias relacionados à gestão empresarial para sustentabilidade, demonstra que a lógica dos negócios deve ser repensada de maneira a incorporar os impactos sociais e ecológicos não apenas nas planilhas de custos das empresas, mas em suas estratégias, considerando a responsabilidade socioambiental como fator de competitividade.

A obra apresenta estratégias empresariais que minimizam consequências socioambientais de médio e longo prazo, incorporando, assim, os interesses das sociedades atual e futura em sua visão organizacional, além de discutir impacto e apresentar boas práticas úteis para os negócios.

Aliando discussões teóricas e temáticas aplicadas ao planejamento e à administração de responsabilidade socioambiental empresarial, trata-se de obra fundamental para estudantes e profissionais com atuação nas áreas de administração, engenharia e gestão ambiental, concretizando um esforço sistematizado de aproximação do conhecimento científico com o cotidiano empresarial.

Mais informações: <http://www.manole.com.br/gestao-empresarial-e-sustentabilidade/p#>

agradecimentos

A Direção Editorial e toda equipe de Produção da Revista DAE gostaria de agradecer nominalmente à toda sua equipe de pareceristas pelo excepcional trabalho realizado na criteriosa análise de conteúdo, forma e relevância de todos os artigos publicados em suas páginas.

Adolpho Jose Melfi
Adrianus Van Haandel
Airton Checoni Davi
Alceu Galvão
Aldo Pacheco Ferreira
Alessandra Pereira da Silva
Alexandre Beluco
Aline Sarmento Procópio
Alisson Gomes Moraes
Allan Saddi Arnesen
Alvaro L. G. Cantanhede
Américo de Oliveira Sampaio
Ana Lucia Silva
André Bezerra dos Santos
Angela Di Bernardo Dantas
Antônio Domingues Benetti
Antonio Domingues de Figueiredo
Antonio Eduardo Bezerra Cabral
Antonio Idivan Vieira Nunes
Antonio Marozzi Righetto
Ariuska Carla Barbosa Amorim
Artur de Jesus Motheo
Asher Kiperstok
Beatriz Monte Serrat
Beatriz Susana Ovruski de Ceballos
Bernardo Arantes do Nascimento Teixeira
Camilo Michalka Junior
Carlos Augusto de Lemos Chernicharo
Carlos de Oliveira Galvão
Carlos Fernandes de Medeiros Filho

São profissionais que colocam sua experiência e conhecimento em prol da excelência do conteúdo de nossa publicação e que permite que, a cada edição, a Revista DAE cumpra seu papel no mercado da tecnologia e da inovação da engenharia do saneamento.

Cassio Hamilton Abreu Junior
Célia Regina Granhen Tavares
Celia Regina Montes
Cícero Onofre de Andrade Neto
Claudio Ribeiro Lucinda
Conceição da Maria Albuquerque Alves
Cristina Filomena Paschoalato
Cristina Souza Freire Nordi
Cyro Bernardes Junior
Delmira Beatriz Wolff
Dib Gebara
Dione Mari Morita
Dirce Maria Trensan Zanetta
Doron Grull
Edes Fernandes de Oliveira
Edmundo Koelle
Edson Luiz Silva
Edson Pereira Tangerino
Eduardo Pacheco Jordão
Edumar Ramos Cabral Coelho
Elayse Maria Hachich
Eliana Beatriz Nunes Rondon Lima
Eloísa Cherbakian
Eloy Kaviski
Emilia Wanda Rutkowski
Eniz Conceição Oliveira
Erich Kellner
Eugênio Foresti
Fabiana Alves Fiore Pinto
Fabio Campos

Fernando de Almeida Santos
Fernando Fernandes
Fernando Sarti
Flávio Rubens Lapolli
Francisco de Assis de Souza Filho
Francisco Suetônio Bastos Mota
Frederico Araujo Turolla
Frederico Carlos Martins de Menezes Filho
Gabriela Ramos Hurtado
Gilson Alberto Rosa Lima
Giselle Patricia Sancinetti
Harry Edmar Schulz
Heber Pimentel Gomes
Hélio Castro
Hélio Rodrigues dos Santos
Henrique de Melo Lisboa
Hugo Abi karam
Iara Regina Soares Chao
Iran Eduardo Lima Neto
Isaac Volschan
Ivaltemir Barros Carrijo
Ivanildo Hespahhol
Ivone da Silva Matos
Jackson de Oliveira Pereira
Jaime Joaquim Pereira da Silva Cabral
Jairo Tardelli
Joacio De Araujo Morais Junior
João B Comparini
João Luiz Boccia Brandão
João Sergio Cordeiro
João Vicente de Assunção
Joaquim Gonçalves Machado Neto
Joel Dias da Silva
John Kenedy de Araújo
Jorge Akutsu
Jorge Antonio Barros de Macedo
Jorge Eurico Ribeiro Matos
Jose Capelo Neto
José Carlos Mierzwa
José Ermírio Ferreira de Moraes
José Fernando Thomé Jucá

Jose Geraldo Portugal Junior
José Luiz Albuquerque Filho
José Maria de Camargo Barros
Jose Paulo Soares de Azevedo
José Ricardo de Almeida França
Jose Roberto Campos
Juliana Calabria de Araujo
Jurandyr Povinelli
Kamel Zahed Filho
Kátia Marques Cardoso Prates
Klebber Teodomiro Martins Formiga
Libânia da Silva Ribeiro
Liliana Rodrigues
Liliane Lazzari Albertin
Linilson Rodrigues Padovese
Luciana Paulo Gomes
Luciano Matos Queiroz
Luisa Fernanda Ribeiro Reis
Luiz Antonio Daniel
Luiz Bandeira de Mello Laterza
Luiz Cláudio Ribeiro Galvão
Luiz Di Bernardo
Luiz Olinto Montegia
Luiz Roberto Santos Moraes
Luiz Sérgio Philippi
Luiz Yoshiharu Ito
Lyda Patricia Sabogal Paz
Magda Beretta
Marcelo Giulian Marques
Marcelo Gomes Miguez
Marcelo Kenji Miki
Marcelo Libânio
Marcelo Zaiat
Márcia Regina Silva fagundes Klen
Márcia Valéria Porto de Oliveira Cunha
Marcilene Dantas Ferreira
Marco Antonio Almeida de Souza
Marco Antonio Calazans Duarte
Marco Antonio Penalva Realí
Marco Antonio Pereira Querol
Marco Antonio Saidel

Marco Aurelio Holanda de Castro
Marco Aurélio Lima Barbosa
Marcos Antonio Gomes
Maria Aparecida Faustino Pires
Maria Beatriz Machado Bonacelli
Maria Bernadete Amâncio Varesche
Maria Cecilia de Souza Minayo
Maria do Carmo Calijuri
Maria Eliza Nagel Hassemer
Maria Eugênia Gimenez Boscov
Maria Inês Sato
Maria Tereza Pepe Razzolini
Mario Takayuki Kato
Mario Thadeu Leme de Barros
Marisa Spirandeli Crespi
Marisete Dantas de Aquino
Marta Regina Inoue
Mateus Ricardo Nogueira Vilanova
Maurício Augusto Leite
Maurício Luiz Sens
Mauro Zackiewicz
Miguel Mansur Aisse
Milton Dall' Aglio Sobrinho
Miriam Moreira Bocchiglieri
Mirleia Aparecida de Carvalho
Monica Ferreira do Amaral Porto
Mounir Khalil El Debs
Neide Pessin
Nemésio Neves Batista Salvador
Omar Yazbek Bitar
Orestes Marraccini Gonçalves
Pablo Heleno Sezerino
Patricia Campos Borja
Paulo Belli Filho
Paulo Costa de Oliveira Filho
Paulo Ferreira
Paulo Roberto Lacerda Tavares
Paulo Sergio Scalize
Pedro Alem Sobrinho
Pedro Chama Neto
Rafael de Oliveira Tiezzi
Rafael Kopschitz Xavier Bastos

Ramon Lucas Dalsasso
Raquel Pupo Nogueira
Reginaldo Bertolo
Reinaldo Putvinskis
Rejane Helena Ribeiro da Costa
Rejane Maria Candiota Tubino
Renata Piacentini Rodriguez
Ricardo de Lima Isaac
Ricardo Franci Gonçalves
Robert Schiaveto de Souza
Rodrigo Braga Moruzzi
Rodrigo de Freitas Bueno
Rodrigo de Melo Porto
Rogers Ribeiro
Ronaldo Severiano Berton
Ronaldo Stefanutti
Ronan Cleber Contrera
Roque Passos Piveli
Rosana Filomena Vazoller
Rosane Ebert Miki
Ruth de Gouvêa Duarte
Sandro Mancini
Saulo de Tarso Marques Bezerra
Sergio Francisco Aquino
Sergio Koide
Servio Túlio Alves Cassini
Severino Soares Agra Filho
Suani Teixeira Coelho
Suzana Maria Gico de Lima Montenegro
Theo Syrto Octavio de Souza
Tobias Bleninger
Toledo Piza
Tsunao Matsumoto
Valderi Duarte Leite
Valdir Schalch
Valter Lúcio de Pádua
Vanessa Bandeira da Costa
Vania Lucia Rodrigues
Viviana Maria Zanta
Werner Siegfried Hanisch
William de Paiva

Água não nasce da torneira.
Graças ao trabalho de muita gente e
os investimentos da Sabesp ela chega
até sua casa com muita qualidade.

