

revista DAE

Publicação trimestral da Sabesp • Distribuição gratuita

sabesp

215

Volume 67
janeiro 2019
ISSN 0101-6040

ARTIGOS TÉCNICOS E REVISÃO DE LITERATURA

- Os perigos advindos de válvulas de ar em sistemas adutores e duas soluções eficazes testadas computacionalmente
- Normatização de indicadores de perdas de água: a experiência das agências reguladoras no Brasil
- Desenvolvimento de Ferramenta Integrada ao EPANET para auxiliar a análise da Confiabilidade Mecânica em Projetos de Rede de Abastecimento de Água
- Análise dos padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos e de reúso de águas residuárias de diversos estados do Brasil
- Influência da alimentação escalonada na biodegradação de corante têxtil por fungos imobilizados em reator em bateladas sequenciais
- Aplicação da ferramenta computacional QUALI-TOOL na avaliação da qualidade da água em ambiente lótico
- Aplicação da filtração em margem de rio como alternativa de tratamento de água para comunidades isoladas
- Perfil da Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos em municípios no Estado de São Paulo, Brasil
- Validação de método para determinação de ácidos graxos voláteis em efluentes de biorreatores anaeróbios por meio de cromatografia gasosa
- Biodegradação de água residuária têxtil in natura por fungo em reator de leito fixo fluxo contínuo

Óleo e água não se misturam

A solução é reciclar

Não jogue óleo na rede de esgoto ou no solo, nem em ralos e vasos sanitários.

Cada litro de óleo de fritura pode poluir até 25 mil litros de água, se descartado de forma errada.

Uma solução mais responsável e ecológica é reciclar para fabricar sabão e biocombustível.

Ao se desfazer do óleo usado, utilize garrafas PET usadas, embalagens de amaciantes ou de sucos.

Leve seu óleo usado até um dos pontos de coleta para que seja descartado de forma correta.

Conheça o PROL - Programa de Reciclagem de Óleo de Fritura no site www.sabesp.com.br

editorial

Prezados leitores,

A troca de calendário é sempre motivo de reflexão e uma ocasião oportuna para fazer um balanço das metas atingidas, das oportunidades de melhoria e das expectativas para o ano que se inicia. É hora também de demonstrar gratidão a todos os nossos colaboradores: profissionais, professores da área de saneamento e meio ambiente, pesquisadores da área acadêmica e da área operacional. É também hora de renovar esperanças, inovar, alinhar os pensamentos, sonhar novos projetos, desenvolver estratégias, traçar rumos e confirmar nosso compromisso de divulgação da ciência como uma construção humana disponível para todos os cidadãos, enfatizando que a ciência não é só dos cientistas, e que o saneamento e a busca pelo desenvolvimento sustentável são batalhas de cada um de nós. Na última página desta edição apresentamos nossos agradecimentos a cada um dos nossos pareceristas, que garantem com suas revisões a qualidade do conteúdo produzido, analisando sigilosamente o 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 2019 a todos e uma excelente e proveitosa leitura.

Boa 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. Relançada em 2007 a revista está qualificada pela CAPES como periódico B2 e está indexada a dois diretórios: Latindex e Diadorim.

Publicação

Trimestral (janeiro, abril, julho e outubro)

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

MSc Engenheira Cristina Knorich Zuffo

Editora Científica

MSc Engenheira Iara Regina Soares Chao

Conselho Editorial

Prof. Dr. Pedro Além Sobrinho (Universidade de São Paulo – USP), Prof. Dr. Cleverton Vitorio Andreoli (Companhia de Saneamento do Paraná – Sanepar), Prof. Dr. José Roberto Campos (USP), Prof. Dr. Dib Gebara (Universidade Estadual Paulista – Unesp), Prof. Dr. Eduardo Pacheco Jordão (Universidade Federal do Rio de Janeiro), Prof. Dr. Rafael Kospchitz Xavier Bastos (Universidade Federal de Viçosa), Prof. Dr. Wanderley S. Paganini (Faculdade de saúde Pública da USP), Profª. Drª. Emilia Wanda Rutkowski (Universidade Estadual de Campinas – Unicamp), Prof. Dr. Marcos Tadeu (USP), Profª. Drª. Dione Mari Morita (Escola Politécnica da USP), Profª. Drª. Angela Di Bernardo Dantas (Universidade de Ribeirão Preto/UNAERP). Coordenação da Eng. Cristina Knorich Zuffo (Sabesp).

Capa

Crédito: Acervo Sabesp. Serra da Mantiqueira

Projeto Gráfico, Diagramação e Revisão

Beatriz Martins Gomes 29772393832

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>

Crédito: Acervo Sabesp
Serra da Mantiqueira

nesta edição

NOTAS TÉCNICAS

5

Os perigos advindos de válvulas de ar em sistemas adutores e duas soluções eficazes testadas computacionalmente
The perils of air valves in water mains and two effective solutions tested computationally

17

Normalização de indicadores de perdas de água: a experiência das agências reguladoras no Brasil
Standardization of water loss indicators: the experience of regulatory agencies in Brazil

25

Desenvolvimento de Ferramenta Integrada ao EPANET para auxiliar a análise da Confiabilidade Mecânica em Projetos de Rede de Abastecimento de Água
Integrated Tool Development EPANET to assist in the analysis of Mechanical Reliability in Network Projects Water Supply

40

Análise dos padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos e de reúso de águas residuárias de diversos estados do Brasil
Analysis of effluent discharge standards in water bodies and reuse of wastewater from various Brazilian states

56

Influência da alimentação escalonada na biodegradação de corante têxtil por fungos imobilizados em reator em bateladas sequenciais
Influence of stepped feed in Biodegradation of Textile Dye by immobilized fungi in Batch Sequential Reactors

69

Aplicação da ferramenta computacional QUALI-TOOL na avaliação da qualidade da água em ambiente lótico
Application of computational tool QUALI-TOOL in assessment of water quality in a lotic environment

84

Aplicação da filtração em margem de rio como alternativa de tratamento de água para comunidades isoladas
Application of riverbank filtration as an alternative water treatment for isolated communities

95

Perfil da Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos em municípios no Estado de São Paulo, Brasil
Profile of Waste Management in cities in the São Paulo State, Brazil

110

Validação de método para determinação de ácidos graxos voláteis em efluentes de biorreatores anaeróbios por meio de cromatografia gasosa
Validation of method for determining volatile fatty acids in effluents of anaerobic biorreactors through gas chromatography

127

Biodegradação de água residuária têxtil in natura por fungo em reator de leito fixo fluxo contínuo
Biodegradation of in nature textile wastewater for fungi fixex bed flow continuous reactor

139

PUBLICAÇÕES

140

EVENTOS

141

AGRADECIMENTOS

Os perigos advindos de válvulas de ar em sistemas adutores e duas soluções eficazes testadas computacionalmente

The perils of air valves in water mains and two effective solutions tested computationally

- **Data de entrada:**
03/08/2017
- **Data de aprovação:**
05/12/2017

Elias Sebastião Amaral Tasca^{*}/Edevar Luvizotto Junior/José Gilberto Dalfré Filho

DOI: 10.4322/dae.2019.001

Resumo

Neste trabalho, mostrou-se a importância do controle da expulsão de ar por meio de válvulas ventosas. Como pano de fundo, fez-se breve exposição sobre válvulas ventosas e sobre transitórios hidráulicos. A adutora do estudo de caso é composta por tubos de PVC DN 200 mm e tem 1570,0 m de extensão. Simulou-se, computacionalmente, o transitório hidráulico nesta adutora devido ao desligamento repentino do sistema de bombeamento. Esse transitório gerou sobrepressões demasiadamente elevadas. Nesse contexto, o uso de válvulas ventosas sem controle de expulsão de ar acarretou em pressões máximas até 80,8 mH₂O (44,8 mH₂O na média) maiores do que na situação sem instalação de válvulas ventosas. Duas maneiras para controlar a expulsão de ar foram sugeridas. Para uma dessas maneiras, propõe-se um dispositivo com placa de orifício. Com o controle da expulsão de ar, conseguiu-se obter pressões máximas abaixo dos limites definidos pelas características da adutora.

Palavras-chave: Válvulas de ar. Transitórios hidráulicos. Adutoras. Simulação.

Abstract

In the present paper, the importance of controlled air expulsion through air valves is substantiated. A brief exposition about air valves and about hydraulic transients is presented. The water main of the case study is composed of PVC DN 200 mm and has a length of 1570.0 m. It was simulated, computationally, the hydraulic transient that comes from the abrupt turning off of the pumping system. This transient generated overpressures greater than the permitted ones. In this context, the use of air valves without air expulsion control generated maximum pressures even 80.8 mH₂O (44.8 mH₂O on average) greater than in the situation without any air valves. Two ways to control air expulsion were presented. For one of these ways, a device with an orifice plate was proposed. With air expulsion control, it was possible to obtain maximum pressures bellow the maximum allowed pressure.

Keywords: Air valves. Hydraulic transients. Water mains. Simulation.

Elias Sebastião Amaral Tasca – Mestre em engenharia civil pela Unicamp e doutorando na FEC-Unicamp.

Edevar Luvizotto Junior – Doutor em engenharia civil pela USP. Pós-doutorado na Universidade Politécnica de Valência. Docente da FEC-Unicamp.

José Gilberto Dalfré Filho – Doutor em engenharia civil pela Unicamp. Pós-doutorados na Universidade Politécnica de Milão e na Universidade de Toronto. Docente da FEC-Unicamp.

***Endereço para correspondência:** Rua Saturnino de Brito, 224, Cidade Universitária Zeferino Vaz, CEP: 13083-889. Campinas – São Paulo. E-mail: elias.tasca@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

Em sistemas de adução de água, os bolsões de ar podem ser responsáveis por transitórios hidráulicos perigosos (RAMEZANI et al., 2015). O ar desses bolsões tem duas origens principais: ar que sai da solução com a água transportada e ar externo que adentra na adutora.

O ar sai da solução com a água devido à queda de pressão a jusante de válvulas semiabertas, escoamento em cascata em tubos não completamente cheios, variação da velocidade do escoamento por causa de mudança de diâmetro ou de declividade, alterações no perfil da linha, variação de temperatura ou pressão (AWWA, 2016).

Quando, por causa de um transitório hidráulico, a pressão interna fica abaixo da pressão atmosférica, de acordo com Azevedo Netto (1971), o ar pode entrar das seguintes maneiras: por meio do poço de sucção, de reservatórios, quando houver bastante agitação ou nível baixo na tomada de água, de juntas de válvulas, de juntas de tubos.

Com o intuito de expulsar o ar, faz-se uso de válvulas ventosas. Segundo Koelle (2000), porém, válvulas de tríplice função sem controle de expulsão de ar não devem ser usadas para proteção do sistema contra transitórios hidráulicos. É comum que o rompimento de adutoras aconteça nas vizinhanças de válvulas ventosas sem controle de expulsão.

Tubos com grandes diâmetros merecem atenção especial, pois podem sofrer colapso se a pressão interna ficar muito reduzida. Para evitar pressões muito baixas, válvulas ventosas anti-ar/vácuo ou de tríplice função podem ser usadas. Dessa forma, admite-se ar para impedir o vácuo interno, formando, em consequência, um bolsão de ar que separa duas colunas líquidas. Assim que a pressão interna se restabelece, ultrapassando a pressão atmosférica, inicia-se a expulsão do ar, que termina quando as colunas líquidas se reencontram. A colisão entre as colunas líquidas, ou entre uma co-

luna líquida e a válvula ventosa, gera uma onda de sobrepressão que pode resultar em pressões além dos limites de resistência da adutora.

No processo de enchimento de uma adutora, segundo AWWA (2016), a velocidade do escoamento deve ser de no máximo 0,3 m/s, para que o golpe de aríete resultante não seja excessivo. De maneira análoga, deve-se limitar a velocidade de expulsão de bolsões de ar. Dessa forma, diminui-se a velocidade de aproximação das colunas líquidas na fase final da expulsão e, em consequência, a intensidade do golpe de aríete associado.

2 VÁLVULAS VENTOSAS

2.1 Tipos de válvulas ventosas

As válvulas ventosas podem ser instaladas em sistemas hidráulicos para permitir a expulsão ou a admissão de ar. Existem três tipos principais de válvulas ventosas (RAMEZANI et al., 2015):

- Válvulas para remoção de ar: essas válvulas ventosas também são chamadas de válvulas ventosas de efeito automático ou de alta pressão, pois expulsam automaticamente pequenas bolsas de ar que vão se acumulando em pontos elevados do perfil da adutora, na câmara da válvula ventosa, na situação de operação normal, ou seja, situação pressurizada. Os diâmetros dos orifícios variam de 1,0 mm até 5,0 mm.
- Válvulas anti-ar/vácuo: essas válvulas ventosas são também chamadas de válvulas ventosas de efeito cinético ou de baixa pressão. Essa designação se deve ao fato de essas válvulas ventosas operarem somente quando a adutora não está pressurizada. Não servem, portanto, para remover pequenas quantidades de ar acumulado na câmara da ventosa durante a operação normal. Servem para a expulsão e para a admissão de grandes vazões de ar durante as operações de enchimento e esvaziamento. Os diâmetros dos orifícios variam de 50,0 mm até 200,0 mm.

- Válvulas de tríplice função: essas válvulas ventosas combinam as funções dos dois tipos anteriormente descritos. Um modelo comum desse tipo de válvula ventosa possui dois flutuadores: o flutuador maior atua na função da válvula ventosa anti-ar/vácuo e o flutuador menor atua na função de válvula para remoção de ar. Essas válvulas ventosas agem em três momentos distintos: expulsão de ar no enchimento, entrada de ar na drenagem e eliminação de pequenas quantidades de ar durante a operação normal.

2.2 Localizações de válvulas ventosas

A distribuição adequada das válvulas ventosas ao longo do perfil é essencial para o funcionamento eficiente e seguro de uma adutora. Tem-se a seguir uma lista dos pontos onde as válvulas ventosas devem ser instaladas de acordo com AWWA (2016):

- Válvulas ventosas de tríplice função devem ser instaladas em todos os pontos altos do perfil da adutora.
- Válvulas ventosas de tríplice função devem ser instaladas em pontos em que há um aumento do módulo da declividade negativa em um trecho de descida. Válvulas ventosas nesses pontos servem para evitar formação de vácuo e separação de colunas de água.
- Válvulas ventosas devem ser instaladas em pontos de redução de declividade de trechos ascendentes. Deve-se usar válvula anti-ar/vácuo ou válvula de tríplice função nesse caso.
- Durante o esvaziamento, a ação de uma válvula anti-ar/vácuo ou válvula de tríplice função ao lado de uma válvula de drenagem pode ser essencial para evitar pressões muito baixas.
- Em descidas longas, válvulas para remoção de ar ou válvulas de tríplice função devem ser usadas, distanciadas de 400,0 m até 800,0 m.

- Em subidas longas, válvulas de tríplice função ou válvulas anti-ar/vácuo devem ser usadas, distanciadas de 400,0 m até 800,0 m.

- Em trechos horizontais longos, é necessário instalar válvulas de tríplice função nas extremidades e válvulas para remoção de ar ou válvulas de tríplice função na região intermediária com certo espaçamento. O espaçamento deve estar na faixa de 400,0 m até 800,0 m.

- Deve-se instalar válvula de remoção de ar a montante de medidores de vazão do tipo Venturi.

- Deve-se instalar válvula de remoção de ar ou válvula anti-ar/vácuo, com válvula de retenção para impedir a admissão, no ponto mais elevado de um sifão.

- Indica-se que válvulas anti-ar/vácuo devem ser instaladas na região de descarga de poços profundos e bombas de eixo vertical para permitir a saída do ar durante a partida da bomba e a entrada de ar quando a bomba for desligada.

Azevedo Netto (1971) faz as seguintes recomendações adicionais:

- Recomenda-se o uso de válvulas ventosas a montante e a jusante de válvulas de parada.
- Recomenda-se o uso de válvulas ventosas a montante de reduções de diâmetro.

Para Aquino (2013), deve-se instalar uma válvula anti-ar/vácuo a jusante de uma bomba e após a sua válvula de retenção. Servirá para expulsar ar durante o processo de partida da bomba e para admitir ar quando a bomba for desligada.

2.3 Golpe de aríete e expulsão de ar por válvulas ventosas

A intensidade do golpe de aríete, quando a válvula ventosa é atingida por uma coluna líquida, é função da Equação de Joukowski, indicada pela Equação 1 (TULLIS, 1989).

$$\Delta H = -\frac{a\Delta V}{g} \quad (1)$$

Na Equação 1, ΔH é a variação da carga hidráulica em mH_2O , a é a celeridade de propagação da onda de pressão em m/s , ΔV é a variação da velocidade da água ao chegar na ventosa em m/s e g é a aceleração da gravidade em m/s^2 .

A celeridade de propagação da onda de pressão pode ser calculada pela Equação 2, sendo função das características da tubulação e do fluido (TULLIS, 1989).

$$a = \frac{\sqrt{\frac{K}{\rho}}}{\sqrt{1 + \frac{CKD}{Ee}}} \quad (2)$$

Na Equação 2, K é o módulo volumétrico do líquido em Pa , que para a água vale $2,2 \times 10^9 \text{ Pa}$; E é o módulo de Young do tubo em Pa ; D é o diâmetro do tubo em m ; C depende das condições de ancoragem; ρ é a massa específica do líquido em kg/m^3 ; e e é a espessura da parede do tubo em m .

A Equação 1 pode ser reescrita por meio da Equação 3 (TULLIS, 1989).

$$\sum \Delta H = -\frac{\sum(a\Delta V)}{g} \quad (3)$$

A Equação 3 é válida quando os incrementos de variação de velocidade acontecerem dentro do período da tubulação, que é dado pela Equação 4 (TULLIS, 1989).

$$T = \frac{2L}{a} \quad (4)$$

Na Equação 4, T é o período da tubulação em s , L é o comprimento da tubulação em m e a é celeridade de propagação da onda de pressão em m/s .

Por meio das Equações 1 e 3, pode-se concluir que a diminuição de ΔV implicará na desejável redução de

ΔH . Uma maneira de reduzir ΔV é por meio da expulsão controlada (mais lenta) do ar pela válvula ventosa.

3 METODOLOGIA

3.1 Dispositivo proposto para controle da expulsão de ar

Propõe-se, neste trabalho, um dispositivo para o controle da expulsão de ar por válvulas ventosas, mostrado na Figura 1. O dispositivo deve ser conectado ao orifício de saída da válvula ventosa. Apesar da norma C512-07 da AWWA recomendar uso de ferro dúctil para dispositivos desta natureza (AWWA, 2008), indica-se aqui o uso de PVC, uma vez que o dispositivo estará exposto a pressões moderadas.

O trecho horizontal do dispositivo, que tem uma de suas extremidades conectada à válvula ventosa, é responsável pela expulsão de ar. Ligado ao trecho horizontal, tem-se um trecho vertical que é responsável pela admissão. No trecho vertical, tem-se uma válvula de retenção de ar, permitindo o escoamento somente como indicado pela seta adjacente.

No trecho horizontal, tem-se uma placa de orifício. A medição da vazão de ar na expulsão pode ser feita com base nos valores de queda de pressão por causa da presença da placa de orifício. Os valores mínimos de XD e YD devem ser estabelecidos de modo a permitir medições precisas. O tap de pressão a montante da placa deve ficar a uma distância D da placa. Já o tap de pressão a jusante deve ficar a uma distância $D/2$, conforme recomendado por Fox et al. (2006).

Li et al. (2009) mencionam que a simples instalação de um elemento com orifício reduzido na saída da válvula ventosa pode ser capaz de mitigar sobrepressões transitórias através do controle da expulsão de ar. Porém, um ponto negativo desta abordagem é a consequente diminuição da capacidade de admissão de ar. Esta inconveniência não ocorre com a aplicação do dispositivo da Figura 1.

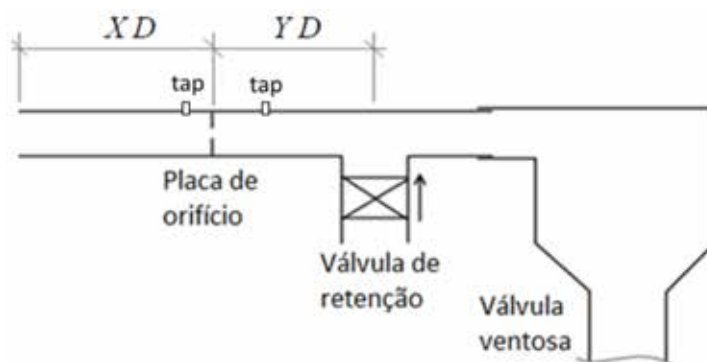


Figura 1: Dispositivo proposto para controle da expulsão de ar por válvulas ventosas.

3.2 Adutora do Estudo de Caso

O estudo de caso deste trabalho refere-se a uma adutora real. A Tabela 1 mostra os comprimentos dos trechos da adutora, sendo que o comprimento total vale 1570,0 m. As perdas localizadas serão desprezadas, visto que o comprimento da adutora é superior a $5000 \times D = 5000 \times 0,2 = 1000,0$ m. Esse critério é indicado por Luvizotto Junior (2010).

Tabela 1: Comprimentos dos trechos da adutora.

Trecho	Comprimento (m)	Trecho	Comprimento (m)
1-2	42	7-8	210
2-3	158	8-9	170
3-4	140	9-10	545
4-5	64	10-11	99
5-6	76	11-12	26
6-7	40		

A Figura 2 apresenta o posicionamento altimétrico da tubulação, sendo que o desnível geométrico total é 70,8 m. A cota mínima do reservatório de sucção é 671,8 m e a cota máxima do reservatório de chegada é 742,5 m.

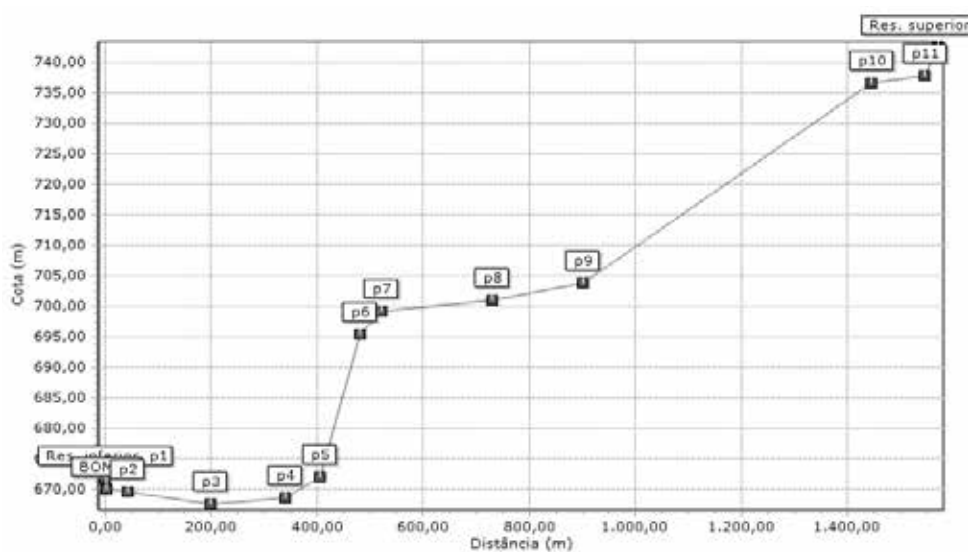


Figura 2: Perfil da adutora estudada.

O material das tubulações é PVC do tipo de DE-FoFo. Os tubos da adutora principal têm diâmetro interno de 204,2 mm, com espessura de parede de 8,9 mm. Os demais tubos têm diâmetro interno de 108,4 mm, com espessura de 4,8 mm. A tubulação de sucção tem um diâmetro comercial acima da tubulação de recalque, segundo o que é recomendado por Porto (2006).

Considerando o material dos tubos e valores de diâmetro e espessura, temos as seguintes pressões de projeto para a adutora principal: pressão máxima em regime permanente de 100,0 mH₂O e pressão máxima em regime transitório de 120,0 mH₂O.

A bomba tem as seguintes características: bomba afogada com válvula de retenção do tipo portinhola dupla; bomba seccionada KSB ETA 100-50/2; rotor de 340,0 mm; rotação de 1760,0 rpm; rendimento de 70,0%; potência de 60,0 HP; inércia do conjunto motor-bomba de 2,5 kg×m²; vazão de projeto de 38,9 L/s; altura manométrica de 89,0 mH₂O; e distância de 10 m do reservatório inferior.

3.3 Definição dos pontos de instalação das válvulas ventosas

Será instalada uma válvula ventosa anti-ar/vácuo no ponto P2 a jusante da bomba e de sua respectiva válvula de retenção, conforme indicado por Aquino (2013). Nos pontos P7 e P10, tem-se diminuição da declividade do trecho ascendente e, portanto, em cada um desses pontos será instalada uma válvula de tríple função, como indicado por AWWA (2016). Com a configuração descrita até agora, ter-se-ia um trecho demasiadamente longo de subida entre os pontos P7 e P10 sem presença de válvula ventosa. Por esse motivo, uma válvula ventosa anti-ar/vácuo será instalada no ponto P9.

Conforme também recomendado por AWWA (2016), o tubo que liga a válvula ventosa à adutora deve ter declividade ascendente na direção da válvula ventosa. Neste estudo de caso, optou-se por tubos de ligação com 6,0 m de comprimento e declividade de 25,0%.

3.4 Software para simulação

A análise computacional de transitórios hidráulicos é essencial para a verificação da segurança de instalações que têm válvulas ventosas instaladas (AWWA, 2016). Usou-se para as simulações o software HAMMER, da Bentley Systems.

Os tipos de válvulas ventosas oferecidos por este software são os seguintes: anti-ar/vácuo (*double acting*), fechamento lento (*slow closing*), tríple função (*triple action*) e quebra-vácuo (*vacuum breaker*).

No caso da válvula ventosa anti-ar/vácuo, deve-se definir o diâmetro do orifício de expulsão de ar e o diâmetro do orifício de admissão. Para a válvula de tríple função, deve-se estabelecer a maneira pela qual será feita a troca do orifício de expulsão, que pode ser com base em um volume ou pressão de transição. Deve-se, então, definir os diâmetros dos dois orifícios de expulsão e do orifício de admissão de ar.

3.5 Simulação de desligamento do conjunto motor-bomba

A manobra simulada neste trabalho é referente ao desligamento repentino do conjunto motor-bomba. Nessa situação, uma onda de pressão negativa parte do conjunto motor-bomba para o restante da adutora.

Nesse contexto, as válvulas ventosas vão admitir ar para evitar o vácuo. Quando a pressão for restabelecida, o ar admitido será expulso, resultando na colisão entre colunas líquidas, gerando-se, assim, grandes surtos de pressões positivas. As estratégias serão testadas quanto à eficácia na mitigação das ondas de sobrepressão.

A válvula ventosa com dispositivo com placa de orifício acoplado foi simulada como sendo uma válvula anti-ar/vácuo com diâmetro de entrada de 3 cm e diâmetro de saída de 1 cm. A solução com válvula gaveta a montante da ventosa foi simulada usando-se tubos longos o bastante de modo a evitar que o software precisa-se ajustar estes comprimentos excessivamente.

Apenas como dimensionamento preliminar, para efeito deste trabalho, considera-se a recomendação de Koelle (2000), que indica um diâmetro de orifício da ordem de 10,0% do valor do diâmetro da adutora principal. Para a adutora deste estudo de caso, teríamos um valor de 2,0 cm para o orifício da válvula ventosa. O valor adotado nas simulações é de 3,0 cm, que deve ser suficiente para as operações quase-estáticas na adutora.

Como referência para dimensionamento das válvulas ventosas, para as situações quase-estáticas de enchimento, drenagem e operação normal, tem-se o manual M51 da AWWA (AWWA, 2016). Azevedo Netto (1971) cita também as formulações de Parmakian e de Sweeten. Mais recentemente, Bianchi et al. (2007) desenvolveram fórmulas práticas para o dimensionamento de válvulas ventosas. Duas condições foram consideradas: máxima sobrepressão permissível e máxima velocidade de enchimento.

O tempo de simulação adotado foi de 40 s, bastante superior ao período da adutora, que é de apenas 7,6 s.

3.6 Estratégias para controle da expulsão de ar

Koelle (2000) sugere o uso de válvula de retenção com furos e mola de ação logo a montante da válvula ventosa como estratégia para controlar a expulsão de ar. Quando o ar entra pela válvula ventosa, a válvula de retenção com furos não interfere na passagem do ar, e este escoar livremente. Li et al. (2009) também indicam essa solução. Quando ocorre expulsão, a válvula de retenção com furos se fecha com a chegada da água, dificultando o escoamento devido à diminuição da área aberta da seção transversal do tubo.

De acordo com Koelle (2000), pode-se também controlar a expulsão de ar com a aplicação de tubo de imersão. Nesse caso, quando a abertura inferior do tubo de imersão ficar submersa, haverá ar preso no domo de acumulação, que só poderá sair pelo pequeno orifício do furo de alívio. Supostamente haverá amortecimento do golpe devido ao bolsão de ar acumulado no domo. Esse sistema, que é apresentado na Figura 3, tem o inconveniente de gerar obstrução na seção transversal do tubo.

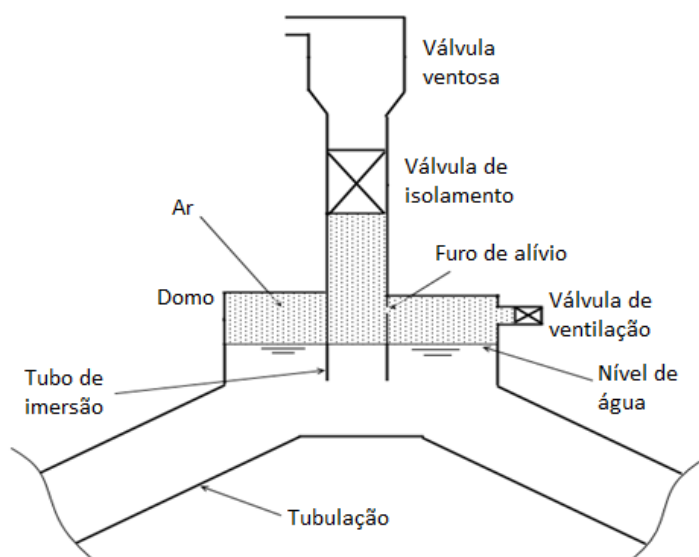


Figura 3: Tubo de imersão para válvula ventosa, adaptado de Koelle (2000).

As estratégias usadas neste trabalho para o controle da expulsão de ar são as seguintes:

- A tubulação que liga a válvula ventosa à adutora tem uma válvula de retenção que só permite o escoamento da válvula ventosa para a adutora. Em paralelo com essa tubulação, existe uma válvula gaveta aberta com 1,0 cm de diâmetro. Essa configuração está apresentada na Figura 4.

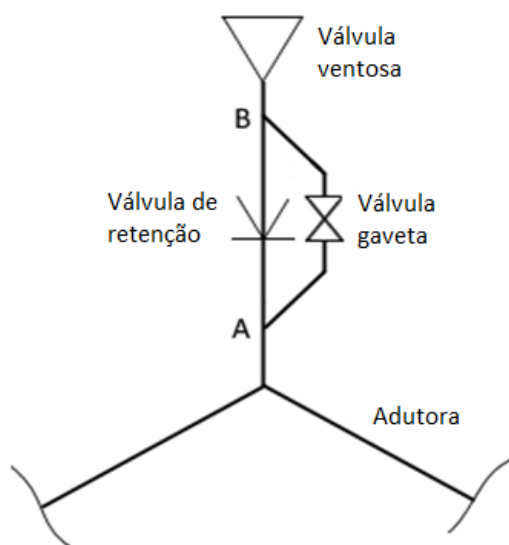


Figura 4: Válvula gaveta em paralelo ao tubo de ligação para controle da expulsão de ar.

- O dispositivo proposto neste trabalho é conectado ao orifício de saída da válvula ventosa conforme Figura 1. O diâmetro da sua placa de orifício é de 1,0 cm.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Em uma primeira etapa, comparou-se o comportamento das seguintes configurações: ausência de válvulas ventosas ao longo da adutora; válvulas ventosas sem controle de expulsão de ar; válvulas ventosas com controle de expulsão de ar por meio de válvulas do tipo gaveta, conforme a Figura 4; e válvulas ventosas com dispositivos de controle acoplados, conforme a Figura 1. Os resultados dessa primeira etapa estão nas Figuras 5 e 6.

Pela Figura 5, observa-se que a pressão de vapor da água é atingida quando não são usadas válvulas ventosas ou quando estas são usadas sem controle de expulsão. A aplicação do dispositivo proposto, assim como a aplicação da válvula gaveta, impediu que a pressão atingisse a pressão de vapor.

Em relação às pressões máximas, Figura 6, observa-se que a situação em que não há nenhuma válvula ventosa resulta em pressões máximas menores (na média 44,8 mH₂O menores, desconsiderando-se os reservatórios) do que na situação em que há válvulas ventosas sem controle de expulsão de ar. No ponto onde a bomba está instalada, a pressão máxima com as válvulas ventosas sem controle de expulsão é 80,8 mH₂O maior do que quando não se tem ventosas instaladas. Isso mostra que o controle da expulsão é essencial.

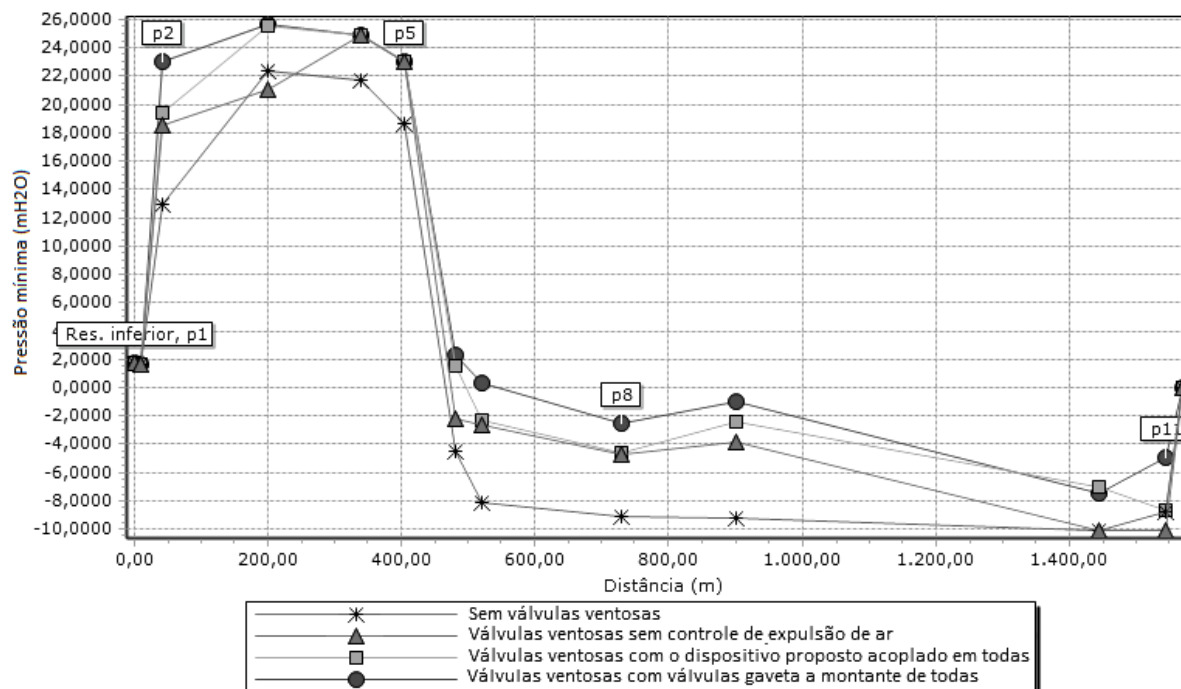


Figura 5: Pressões mínimas no desligamento da bomba para diversas configurações de adutora.

As pressões, porém, para o caso sem válvulas ventosas, estão além do valor máximo aceitável de 120,0 mH₂O. Com o uso do dispositivo acoplado às válvulas ventosas, conseguiu-se pressões máximas abaixo do limite, exceto para o ponto onde está a bomba, com pressão máxima de 123,3 mH₂O. A diferença de 3,3 mH₂O, porém, não deve ser problemática. A configuração com válvulas do tipo gaveta a montante das ventosas mostrou pequena vantagem em relação à configuração com o dispositivo proposto, sendo todas as pressões máximas inferiores ao limite.

Usando-se o dispositivo proposto, encontram-se, na média, pressões máximas 11,9 mH₂O menores do que no caso em que não há presença de válvulas ventosas. O ponto em que ocorreu maior redução da pressão máxima transitória foi P2, com uma redução de 25,3 mH₂O.

Usando-se a válvula gaveta em paralelo, encontram-se, na média, pressões máximas 19,7 mH₂O menores do que no caso em que não há válvulas ventosas. O ponto em que ocorreu maior redução da pressão máxima transitória foi na bomba, com uma redução de 28,1 mH₂O.

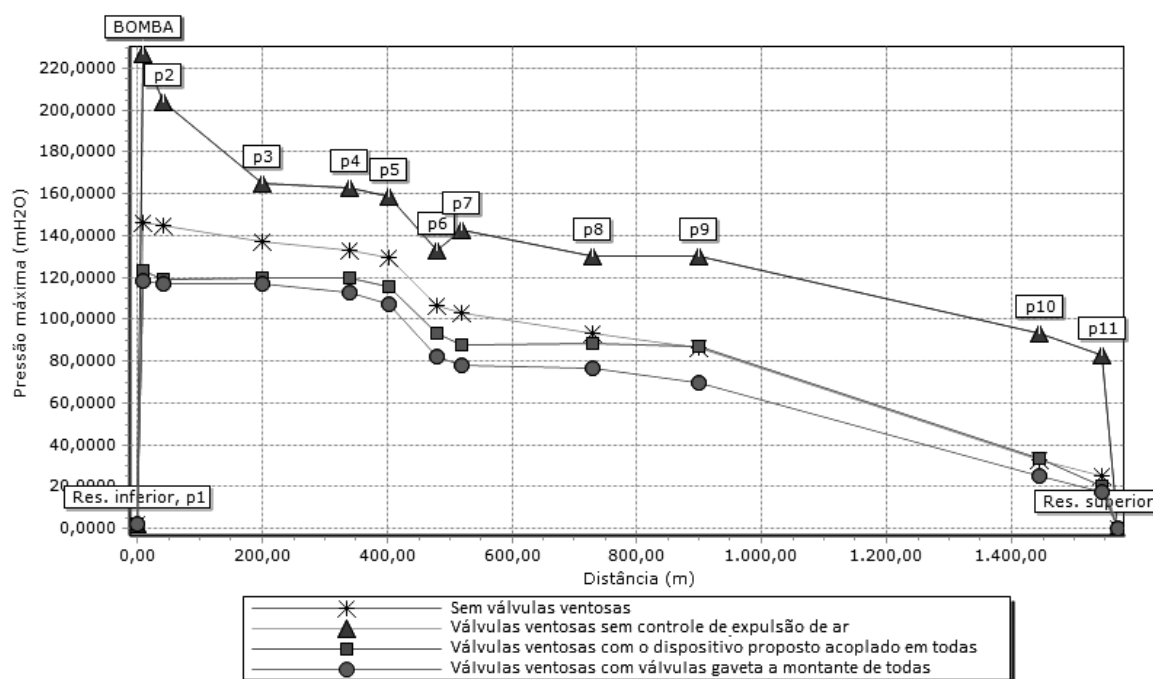


Figura 6: Pressões máximas no desligamento da bomba para diversas configurações de adutora.

Na segunda etapa, tendo em vista a eficácia das duas maneiras de controlar a expulsão de ar, foi verificada a possibilidade de reduzir a quantidade de pontos de controle da expulsão, sem prejudicar a adutora em relação aos transitórios.

Testou-se o uso de controle de expulsão com válvula gaveta a montante da válvula ventosa em pontos únicos da adutora, mantendo-se os outros pontos com válvulas ventosas sem controle de expulsão. Os resultados destes testes estão na Figura 7.

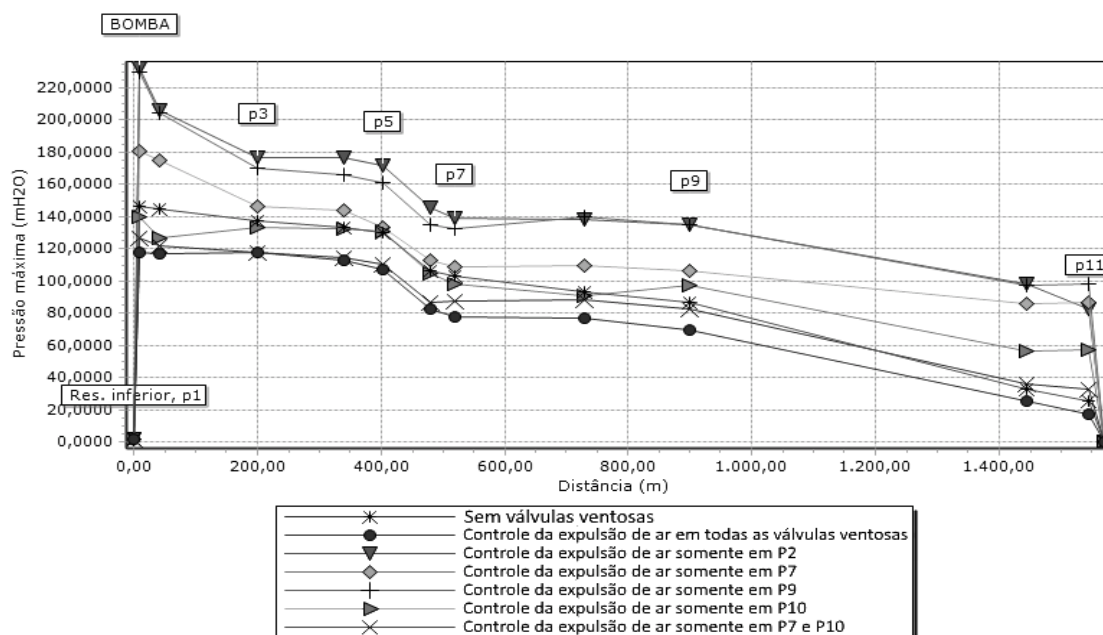


Figura 7: Comparação de diversas configurações usando válvula gaveta a montante de válvula ventosa.

Observa-se que há uma tendência de ter resultados melhores para pontos de aplicação do controle de expulsão que estão em cotas mais elevadas, com exceção do ponto P7, que se revela mais importante do que o ponto P9. Isso se deve, talvez, ao fato de que o ponto P7 é um ponto em que há grande diminuição da declividade ascendente, ao passo que o ponto P9 é apenas um ponto intermediário. A sequência de localização do controle de expulsão por meio da válvula gaveta, indo da pior situação para a melhor, é a seguinte: P2, P9, P7, sem válvulas ventosas, P10, e P7 junto com P10.

Além disso, conclui-se que o uso de controle da expulsão nos pontos P7 e P10 é suficiente para

se conseguir um resultado equivalente àquele de quando se faz controle da expulsão em todos os pontos com válvula ventosa, pois excede em apenas 6,3 mH_2O o valor limite no ponto da bomba. Tem-se assim uma economia de recursos.

Na figura 8, têm-se os resultados dos testes realizados com controle de expulsão por meio do dispositivo proposto, análogo ao que foi feito no caso da Figura 7. A sequência de localização do controle de expulsão por meio do dispositivo proposto, indo da pior situação para a melhor, é a seguinte: P2, P9, P7, P10, sem válvulas ventosas, e P7 junto com P10.

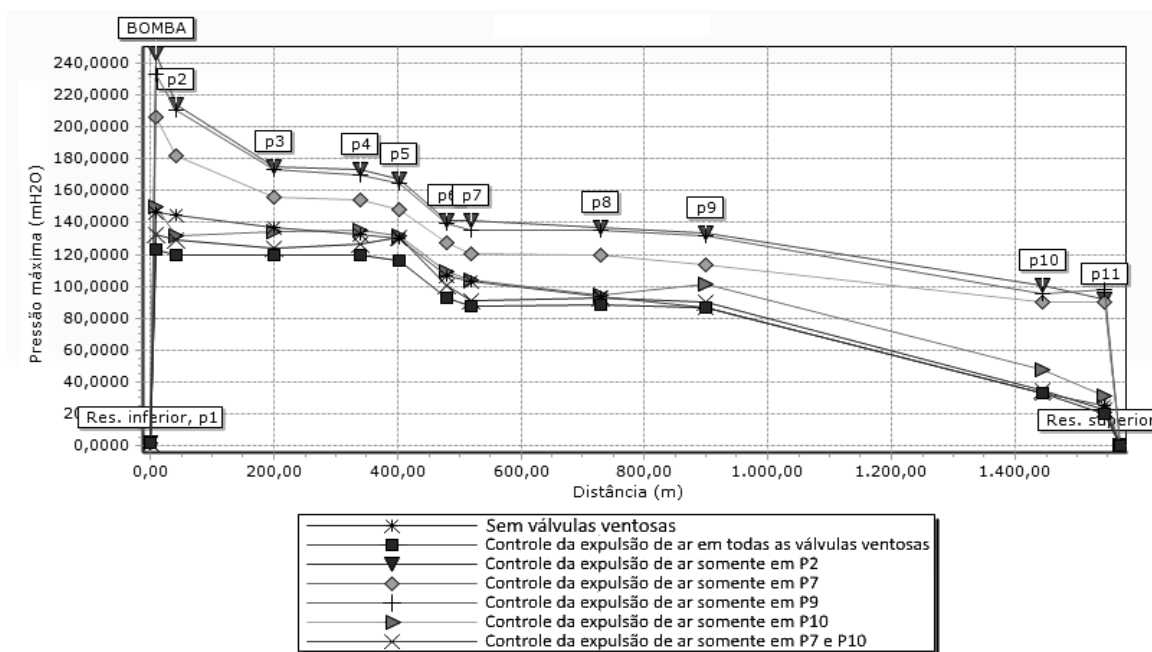


Figura 8: Comparação de diversas configurações usando dispositivo proposto acoplado à válvula ventosa.

Com o uso do dispositivo proposto nos pontos P7 e P10, sendo as outras válvulas ventosas sem controle, não se obteve uma situação aceitável na bomba. Nesse ponto, a pressão máxima excede em 12,3 mH_2O o valor aceitável, aproximadamente o dobro de excesso de pressão que ocorre no caso com válvula gaveta.

Em relação ao uso de válvula gaveta em P7 e P10, comparado ao uso do dispositivo proposto nestes mesmos pontos, encontrou-se diferença de 6,5 mH_2O na média. A maior diferença, porém, foi de 21,0 mH_2O .

5 CONCLUSÕES

Por meio deste trabalho, mostrou-se que é essencial para a segurança e eficiência de adutoras o controle da expulsão de ar por meio de válvulas ventosas. A ausência de controle de expulsão pode acarretar em pressões demasiadamente elevadas, muito maiores do que no caso sem instalação de válvulas ventosas.

A aplicação de válvula gaveta a montante da válvula ventosa para controle da expulsão se mostrou bastante eficaz. Pode-se regular o grau de abertura da válvula gaveta como desejado. Esse fato é uma vantagem dessa concepção em relação ao uso de válvula de retenção com furos e mola de ação.

O dispositivo proposto neste trabalho também se mostrou eficaz. Precisa-se, porém, de mais pontos com controle de expulsão para se conseguir os mesmos resultados obtidos com o uso da válvula gaveta, apesar dos diâmetros serem iguais.

O dispositivo proposto possui algumas características positivas que se destacam: simplicidade e baixo custo; pode ser acoplado a válvulas ventosas já instaladas sem a necessidade de grandes alterações nas configurações do sistema; pode-se medir a vazão de ar na expulsão, com uso de transdutor de pressão nos taps de montante e de jusante da placa de orifício; não apresenta risco de entupimento; simples manutenção e substituição.

6 AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo apoio financeiro para realização desta pesquisa.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AQUINO, G. A. **Caracterização do escoamento de ar em adutoras e válvulas ventosas**. 2013. 138 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, 2013.

AWWA. **AWWA C512-07 Air-Release, Air/Vacuum, and Combination Air Valves for Waterworks Service**. 2. ed. Denver, 2008.

AWWA. **Manual of water supply practices-M51: Airvalves: air-release, air/vacuum and combination air valves**. 2. ed. Denver, 2016.

AZEVEDO NETTO, J. Ventosas. In: VI CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA. [S.l.: s.n.], 1971.

BIANCHI, A.; MAMBRETTI, S.; PIANTA, P. Practical formulas for the dimensioning of air valves. **J. Hydraul. Eng.**, v. 133, n. 10, p. 1177-1180, 2007.

FOX, R. W.; MCDONALD, A. T.; PRITCHARD, P. J. **Introdução à Mecânica dos Fluidos**. 6. ed. Rio de Janeiro: LTC, 2006.

KOELLE, E. **Análise de válvulas de ar e ventosas**. São Paulo: Sapesp, 2000.

LI, G.; BAGGETT, C. C.; ROSARIO, R. A. Air/vacuum valve breakage caused by pressure surges: analysis and solution. In: WORLD ENVIRONMENTAL AND WATER RESOURCES CONGRESS 2009: GREAT RIVERS, 2009, Kansas City. **Proceedings...** Kansas City: ASCE, 2009.

LUVIZOTTO JR, E. **Sistemas de transporte fluido: bombas e adutoras**. Campinas: LHC-DRH-Unicamp, 2010.

PORTO, R. M. **Hidráulica Básica**. 4. ed. São Carlos: EESC-USP, 2006.

RAMEZANI, L.; KARNEY, B.; MALEKPOUR, A. The challenge of air valves: a selective critical literature review. **J. Water Resour. Plann. Manage.**, v. 141, 2015.

TULLIS, J. P. **Hydraulics of Pipelines: pumps, valves, cavitation, transients**. New York: John Wiley and Sons, 1989.

Normatização de indicadores de perdas de água: a experiência das agências reguladoras no Brasil

Standardization of water loss indicators: the experience of regulatory agencies in Brazil

- **Data de entrada:**
30/10/2017
- **Data de aprovação:**
06/12/2017

Saulo Biasutti*/Edumar Ramos Cabral Coelho

DOI: 10.4322/dae.2019.002

Resumo

Entidades reguladoras de serviços de abastecimento de água têm como desafio a formulação e a implementação de um conjunto de indicadores que permita avaliar de modo eficaz as perdas de água. É possível encontrar na literatura indicadores em diferentes formatos, o que dificulta avaliar o desempenho no combate às perdas entre diferentes prestadores de serviços. Nesse contexto, esse artigo objetiva investigar e descrever bases normativas dos indicadores para a regulação dos serviços de abastecimento de água. Encaminhou-se questionário a 44 agências reguladoras (estaduais e municipais) sobre metodologia dos indicadores de perdas. Os indicadores identificados foram comparados, observando-se variações na terminologia, unidade e fórmula. Os resultados demonstraram que a principal divergência é a delimitação do volume de controle, que nem sempre considera o volume de água importado, exportado ou de serviço.

Palavras-chave: Perdas de água. Indicadores de Desempenho. Abastecimento.

Abstract

Regulators of water supply services have a major challenge to develop and implement a set of indicators to assess effectively water losses. You can find in the literature water loss indicators in different formats, making it difficult to assess the performance in combating losses between different water supply companies. In this context, this article aims to investigate and describe the normative basis of water loss indicators for the regulation of water supply services. A questionnaire was sent to 44 regulatory agencies, requesting information about the internal standards for water loss indicators. Subsequently, the set of indicators identified was compared, observing variations in terminology, unit and formula indicators. The main divergence between the indicators is the delimitation of the volume control, which does not always consider the volume of water imported, exported or service.

Keywords: Water Loss. Performace Indicators. Water Supply.

Saulo Biasutti – Engenheiro Ambiental. Mestre em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável. Doutorando em Engenharia Ambiental da UFES.
Edumar Ramos Cabral Coelho – Engenheira civil. Doutora em Hidráulica e Saneamento. Professora do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES) – Vitória (ES), Brasil.

***Endereço para correspondência:** Rua Comissário Octávio de Queiroz, 120 – Jardim da Penha – 29060-270 – Vitória (ES), Brasil. E-mail: saulobiasutti@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

O novo sistema regulatório brasileiro, criado a partir do surgimento das agências reguladoras durante a reforma regulatória da década de 1990, ainda está em fase de consolidação (RAMALHO et al., 2009). Em especial, as entidades reguladoras de serviços de abastecimento de água ainda têm como um grande desafio o desenvolvimento e a implementação de um conjunto de indicadores que permita avaliar de modo eficaz a qualidade dos serviços prestados (ABAR, 2006).

Do ponto de vista operacional, as perdas de água são importantes indicadores na avaliação da eficiência operacional das companhias de saneamento (ABES, 2013), pois um sistema com um elevado índice de perdas pode exigir frequentes interrupções no abastecimento, comprometendo a qualidade dos serviços (ALMANDOZ et al., 2005).

É possível encontrar na literatura diversos indicadores de perdas, em diferentes formatos (MIRANDA, 2002). Em virtude disso, a Associação Internacional de Água (IWA), no final da década de 90, lançou as bases normativas dos indicadores de desempenho para serviços de abastecimento de água. O padrão de indicadores da IWA foi bem-sucedido, sendo adotado por diversos países (KANAKOUDIS et al., 2011). Contudo, no Brasil ainda não existe padrão nacional consolidado dos indicadores de perdas e, por conseguinte, uma grande quantidade de indicadores é utilizada pelas entidades gestoras do setor de abastecimento de água, o que dificulta avaliar comparativamente o desempenho no combate às perdas entre diferentes prestadores (MIRANDA, 2002).

Existem iniciativas de algumas agências de regulação em saneamento para normatizar indicadores de desempenho relativos à qualidade dos serviços de abastecimento de água. Em 2006, a Associação Brasileira de Agências de Regulação (ABAR), que atualmente agrega 52 agências asso-

ciadas, realizou por meio de sua Câmara Técnica de Saneamento Básico uma oficina internacional de indicadores para regulação dos serviços públicos de água e esgoto. Como resultado, foi proposto um conjunto de indicadores a ser utilizado por todas as agências reguladoras.

Nesse contexto, esse artigo tem como objetivo investigar e descrever documentos que estabelecem as bases normativas dos indicadores de perdas para a regulação dos serviços de abastecimento de água e avaliar comparativamente a metodologia proposta para o cálculo dos indicadores, observando as variações na terminologia, unidade e fórmula.

2 CONCEITO DE PERDAS DE ÁGUA

Segundo a Associação Internacional de Águas (IWA), perdas de água correspondem à diferença dada entre o volume de água entregue ao sistema de abastecimento e o volume de água do consumo autorizado (ALEGRE et al., 2006). O conceito de perdas, todavia, vai mais adiante.

No âmbito ambiental, perdas de água representam um desperdício dos recursos hídricos. No contexto de corpos de água severamente estressados em face da crescente demanda com os atuais padrões de consumo, as perdas são um enorme risco ao equilíbrio dos ecossistemas locais (KANAKOUDIS et al., 2011).

No aspecto econômico, considerando que o custo da água tratada é efetivamente composto de vários itens, como os gastos com produtos químicos e energia para tratamento da água, as perdas de água representam enormes custos operacionais (GIUSTOLISI et al., 2013). Assim, o elevado índice de perdas de água representa uma redução do faturamento das companhias de saneamento e, conseqüentemente, diminuição de sua capacidade de investir em melhorias dos serviços presta-

dos e de ampliação dos sistemas de produção de água existentes (ABES, 2013).

Devido a esse fato, em muitos casos há necessidade de aumento de preços da tarifa de água, o que fará crescer a dimensão social das perdas de água, quando se reflete sobre o direito fundamental de acesso à água potável.

Além disso, altos índices de perdas de água podem representar indiretamente riscos à saúde pública, visto que uma rede com falhas físicas, sob baixa pressão ou fornecimento intermitente, pode ser exposta às intrusões de patógenos e contaminantes químicos que afetam a qualidade da água (ALMANDOZ et al., 2005).

3 TIPOS DE PERDAS DE ÁGUA

As perdas de água são divididas em dois tipos: perdas aparentes e perdas reais. As perdas reais são as perdas físicas de água do sistema de abastecimento, que incluem os vazamentos na rede de distribuição (tanto nas tubulações do sistema como nas válvulas e bombas de recalque) e os extravasamentos nos reservatórios (TABESH et al., 2009). Já as perdas aparentes contabilizam as variações no volume de água devido às imprecisões nas medições ou estimativas do volume de água produzida e consumida, ao consumo não autorizado, aos erros na manipulação de dados de vazão e volume de água e às falhas no cadastro comercial (ALEGRE et al., 2006). Em resumo, perdas aparentes (perdas comerciais) são produzidas por erros humanos, de medição e de gestão (TABESH et al., 2009).

4 METODOLOGIA

A primeira etapa consistiu em pesquisar junto às agências de regulação dos serviços de abastecimento de água documentos que desenvolvem metodologias e procedimentos para a construção de indicadores de perdas em sistemas de abastecimento de água no Brasil.

Encaminhou-se por e-mail a 44 agências reguladoras (27 estaduais, 2 intermunicipais e 15 municipais) um questionário solicitando informações a respeito das normas internas para indicadores de perdas de água, no caso de existirem. Após a identificação e seleção das fontes de informações, procedeu-se o recolhimento e registro, dos dados da pesquisa. Foram coletadas informações sobre os tipos de indicadores de perdas, as unidades e termologias utilizadas e os métodos empregados.

Vale ressaltar que existe certa confusão sobre o significado de índice e indicador, que muitas vezes são erroneamente utilizados como sinônimos. Indicadores advêm de uma síntese de dados primários, e índices, de uma agregação de indicadores (BRASIL, 2011). Neste artigo, optou-se por utilizar o termo original da referência, até mesmo para preservar a nomenclatura que é adotada, para posterior comparação com outras referências.

Na segunda etapa, procedeu-se a comparação do conjunto de indicadores de perdas coletados com o grupo de indicadores de perdas adotados no Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), que atualmente é a maior base de dados do setor de saneamento brasileiro e que no geral se assemelha aos conceitos e padrões da IWA.

A Tabela 1 apresenta os indicadores de perdas do SNIS.

Tabela 1: Indicadores de perdas do SNIS.

Código	Indicador	Equação	Unid.
IN013	Índice de Perdas Faturamento	$IN013 = \left(\frac{(AG006 + AG018 - AG024) - AG011}{AG006 + AG018 - AG024} \right) \times 100$	%
IN049	Índice de Perdas na Distribuição	$IN049 = \left(\frac{(AG006 + AG018 - AG024) - AG010}{AG006 + AG018 - AG024} \right) \times 100$	%
IN050	Índice Bruto de Perdas Lineares	$IN050 = \left(\frac{(AG006 + AG018 - AG024) - AG010}{AG005} \right) \times \frac{10^3}{365}$	m³/Km/dia
IN051	Índice de Perdas por Ligação	$IN051 = \left(\frac{(AG006 + AG018 - AG024) - AG010}{AG002} \right) \times \frac{10^6}{365}$	L/Lig./dia
Parâmetros:			
AG002 - Número de Ligações Ativas (Lig.) ^a		AG011 - Volume Faturado (10³ m³/ano)	
AG005 - Extensão da Rede de Água (Km) ^a		AG018 - Volume Tratado Importado (10³ m³/ano)	
AG006 - Volume Produzido (10³ m³/ano)		AG024 - Volume de Água de Serviço (10³ m³/ano) ^c	
AG010 - Volume Consumido (10³m³/ano) ^b			
Observações:			
^a Média do parâmetro, considerando o valor no ano de referência e o valor no ano anterior.			
^b Volume de água consumido: compreendendo o volume micromedido (AG008), o consumo estimado para as ligações desprovidas de hidrômetro, acrescido do volume de água tratada exportado (AG019) para outro prestador de serviços.			
^c Volume de água de serviços: inclui-se o volume de água para atividades operacionais, o volume de água recuperado em decorrência da detecção de ligações clandestinas e fraudes e o volume de água para atividades especiais, que enquadra os consumos pelo próprio do operador, pelos caminhões-pipa, pelo corpo de bombeiros, entre outros.			
Fonte: Brasil, 2016.			

Conforme Tabela 1, observa-se que existem dois tipos de indicadores de perdas adotados atualmente no SNIS: o Índice de perdas de faturamento (IN013) corresponde à comparação entre o volume de água disponibilizado para distribuição e o volume faturado, e o Índice de perdas na distribuição (IN049, IN050, IN051) faz a comparação entre o volume distribuído e o volume consumido. Para o segundo tipo, índice de perdas na distribuição, o SNIS calcula o indicador segundo três escalas diferentes: em percentual (IN049), em litros por ligação ao dia (IN051) e em litros por quilômetro de rede ao dia (IN050).

Vale ressaltar que o volume faturado se diferencia do volume consumido, visto que os prestadores de serviços de abastecimento de água adotam parâmetros de consumo mínimo ou médio, que podem ser superiores aos volumes efetivamente consumidos. Geralmente, o valor do volume faturado é maior ou igual ao volume consumido (BRASIL, 2016).

5 RESULTADOS E ANÁLISE

Dentre as 44 agências pesquisadas, apenas 13 responderam ao questionário. Destas 13 agências, somente 6 possuem resoluções que estabelecem procedimentos para avaliação das perdas dos serviços públicos de abastecimento de água. A relação das agências reguladoras de saneamento e suas respectivas normas de indicadores de perdas são apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2: Agências reguladoras e suas resoluções com indicadores de perdas de água.

Estado	Agência	Resolução
RS	AGERGS	051 / 2014
ES	ARSI	034 / 2014
BA	AGERSA	001 / 2012
CE	ARCE	167 / 2013
AL	ARSAL	137 / 2014
SC	AGR	007 / 2013

As agências reguladoras de serviços públicos dos estados do Maranhão (ARSEMA); de Minas Gerais

(ARSAE); de São Paulo (ARSESP); de Santa Catarina (ARESC); do Mato Grosso do Sul (AGEPAN); do Distrito Federal (ADASA) e a agência municipal de Porto Ferreira (ARPF), em São Paulo, responderam ao questionário afirmando não possuir atualmente normas que estabelecem indicadores de perdas de água. Essas agências utilizam como referência para regulação dos serviços de abastecimento de água os contratos de concessão com os prestadores de serviços, previstos no Art. 10 da Lei 11445/2007.

A agência estadual de regulação do Espírito Santo (ARSI) adota os próprios indicadores do SNIS (IN013; IN049 e IN051) para a avaliação das perdas de água, excluindo apenas o Índice Bruto de Perdas Lineares (IN050).

A agência de Alagoas (ARSAL) estabelece indicadores (IA09 e IA10) que fazem referência aos indicadores do SNIS (IN013 e IN051, respectivamente), embora se diferenciem no cálculo dos indicadores. Na Tabela 3 são apresentados os indicadores de perdas da agência ARSAL.

Tabela 3: Indicadores de perdas da agência ARSAL.

Código	Indicador	Equação	Unid.
IA09	Índice de perdas faturamento	$IA09 = \left(\frac{DA17 + DA18 - DA19}{DA17 + DA18 - DA20} \right) \times 100$	%
IA10	Índice de perdas por ligação	$IA10 = \left(\frac{DA17 + DA21 + DA18 - DA20}{DA04} \right) \times \frac{10^3}{\text{dias}}$	L/lig./dia
Parâmetros:			
DA17 - Volume de água produzido (m³)		DA20 - Volume de água de serviço (m³)	
DA18 - Volume de água tratada importada (m³)		DA21 - Volume de água consumido (m³)	
DA19 - Volume de água faturado (m³)		DA04 - Quantidade de ligações ativas	

Fonte: Resolução ARSAL n° 137/2014.

Assim, quando se comparam as fórmulas dos indicadores IA09 e IA10 com os indicadores IN 013 e IN051 do SNIS, respectivamente, observa-se que:

- No IA09, o volume de água de serviço (DA20) só é descontado da parcela de volume disponibilizado no denominador da fórmula, diferentemente do indicador IN013 do SNIS, que desconta o volume de água de serviço (AG024) do volume disponibilizado, tanto no numerador como no denominador da fórmula;

- No IA10, em vez de fazer a diferença entre o volume disponibilizado (DA17 + DA18) e o volume consumido (DA21), considera-se a soma desses volumes no cálculo do indicador.

As mesmas incoerências foram identificadas nas fórmulas dos indicadores da agência do Ceará (ARCE). A ARCE¹ estabelece os indicadores de perdas (IAG11 e IAS16), que estão associados aos indicadores do SNIS IN013 e IN051, respectivamente, coincidindo apenas na nomenclatura e na unidade dos indicadores.

¹ Outra iniciativa que vale ser mencionada da ARCE é o Sistema de Informações Regulatórias de Água e Esgoto – SIRAE. Implantado em 2004, pioneiro no Brasil, o referido sistema tinha como produto um conjunto de indicadores de saneamento dirigidos para a regulação dos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário no Ceará (ABAR, 2008). Não se podem investigar os indicadores de perdas deste sistema pois em 2009 o SIRAE foi descontinuado e mesmo as informações armazenadas no sistema durante o período de sua operação não estão mais disponíveis, conforme informado pela equipe técnica da ARCE.

Vale ressaltar que foi encaminhado para a ARSAL e a ARCE um e-mail questionando as diferenças nas fórmulas dos indicadores de perdas das agências com os indicadores do SNIS. Em resposta, os setores técnicos de ambas agências confirmaram o erro nas fórmulas dos indicadores e informaram que as resoluções ARCE 167/2013 e ARSAL 137/2014 serão revistas e uma errata será emitida incluindo as mesmas observações aqui realizadas.

A agência da Bahia (AGERSA) adota o indicador perdas por ligação (PL) que corresponde ao indicador IN051 do SNIS. Contudo, a definição do indicador na resolução CORESAB nº 001/2012 é bastante vaga, pois não define com clareza se os volumes de água importados e de serviço devem ser considerados para o cálculo do indicador, assim como é detalhado para o indicador IN051 do SNIS.

A agência do Rio Grande do Sul (AGERGS) adota o índice de perdas de faturamento (IPF), que se diferencia do IN013 do SNIS por não considerar na fórmula do indicador o volume de água tratado importado. Já o volume de água tratada exportado é embutido na variável do “volume consumido”, assim como é recomendado no SNIS.

A Agência Reguladora de Saneamento de Tubarão (AGR), uma agência municipal em Santa Catarina, definiu como indicador de desempenho para ava-

liação das perdas: o índice de perdas de água no sistema de distribuição (IPD), em porcentagem, que corresponde ao indicador IN049 do SNIS, tanto na nomenclatura como na unidade adotada. Contudo, observa-se que a definição do indicador na norma da agência é bastante vago. A Resolução AGR nº 07/2013 não define se os volumes de água importado, exportado e de serviço devem ser considerados para o cálculo do indicador IPD.

Dentre o grupo de indicadores de regulação dos serviços de saneamento recomendados pela Associação Brasileira de Agências de Regulação (ABAR), há apenas um indicador de perdas: o “índice de perdas faturamento” IN013 do SNIS, coincidindo na nomenclatura, fórmula e unidade.

Em 2008, a Câmara Técnica de Saneamento da ABAR incluiu outro indicador para avaliar as perdas especificamente na produção da água tratada, o “Índice de perdas na produção”, dado pela diferença entre o volume de água captado e o volume de água tratado. No SNIS não existe nenhum indicador para avaliar especificamente as perdas de água na produção.

Na Tabela 4 listam-se os indicadores de perdas adotados pelas agências reguladoras e apresenta-se o resumo das principais diferenças comparadas aos indicadores do SNIS.

Tabela 4: Agências reguladoras e seus indicadores de perdas comparados aos indicadores do SNIS.

Agência	Indicador	SNIS	Análise comparativa
ARCE	IAG11	IN013	O volume de água de serviço só é descontado do volume disponibilizado no denominador da fórmula.
	IAS16	IN051	O volume produzido é somado ao volume consumido.
ARSAL	IA09	IN013	O volume de água de serviço só é descontado do volume disponibilizado no denominador da fórmula. Não define se o volume de água tratada exportado é considerado para o cálculo do indicador.
	IA10	IN051	O volume produzido é somado ao volume consumido. Não define se o volume de água tratada exportado deve ser considerado para o cálculo do indicador.
AGERGS	IPF	IN013	O volume de água tratada importado não é utilizado na fórmula, embora coincida na nomenclatura e unidade do indicador IN013 do SNIS.
AGERSA	PL	IN051	Não define se os volumes de água importado, exportado e de serviço devem ser considerados para o cálculo do indicador.
AGR	IPD	IN049	

Ademais, ressalta-se que nem o SNIS nem as agências reguladoras citam em suas normas o Índice de Vazamentos na Infraestrutura (IVI), que é considerado pela IWA como o indicador mais adequado para a avaliação das perdas reais, pois permite comparações técnicas de perdas entre sistemas com diferentes características de infraestrutura e de pressão.

O IVI ainda é pouco utilizado no Brasil, pois exige dados operacionais em sua fórmula que geralmente não fazem parte da rotina de monitoramento dos prestadores de serviços de abastecimento de água. Assim, a institucionalização de um sistema de informações com indicadores de perdas em nível mais detalhado (perdas reais e aparentes), nas condições atuais, constitui um grande desafio no Brasil.

6 CONCLUSÕES

Os resultados desta pesquisa evidenciam que ainda hoje não existe um conjunto consolidado de indicadores de perdas padronizados no Brasil. A principal divergência entre os indicadores é na delimitação do volume de controle, que nem sempre considera o volume de água importado, exportado ou de serviço.

Na esfera estadual, poucas agências reguladoras de saneamento possuem normas internas para a padronização dos indicadores de perdas. E a ABAR, junto com as agências parceiras, ainda está em fase de desenvolvimento de um conjunto de indicadores de desempenho que possam ser utilizados na regulação dos serviços de abastecimento de água.

Deve-se enfatizar que não existe um indicador perfeito, devendo-se analisar o conjunto dos indicadores e verificar quais retratam melhor a situação das perdas. Ademais, é imprescindível que

haja a padronização na metodologia do cálculo dos indicadores entre todos os agentes do processo (prestadores de serviços e agências reguladoras) para uma definição mais clara dos indicadores de perdas, de modo a permitir uma avaliação coerente da eficiência das entidades gestoras de sistemas de abastecimento de água quanto ao combate as perdas.

Por fim, sugere-se que seja realizada a pesquisa com maior amostragem, ou seja, com a participação de mais agências reguladoras de saneamento para o efetivo delineamento da situação atual do problema. À luz do exposto acima, o presente estudo não pretende esgotar a investigação, mas chama a atenção para a necessidade de estudos futuros para a proposta de padronização dos indicadores de perdas adequados à necessidade brasileira.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABAR - Associação Brasileira de Agências de Regulação. **Regulação. Indicadores para a prestação de serviços de água e esgoto.** Fortaleza: Expressão Gráfica e Editora, 2006. 204 p.
- ABAR - Associação Brasileira de Agências de Regulação. **Regulação: normatização da prestação de serviços de água e esgoto.** Fortaleza: Expressão Gráfica e Editora, 2008. 510 p.
- ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Perdas em sistemas de abastecimento de água.** Rio de Janeiro: ABES, 2013. 45 p.
- ALEGRE, H.; BAPTISTA, J. M.; CABRERA, E.; CUBILLO, F.; DUARTE, P.; HIRNER, W.; MERKEL, W.; PARENA, R. **Performance indicators for water supply services.** 2. Ed. Londres: IWA Publishing, 2006. 312 p.
- ALMANDOZ, J.; CABRERA, E.; ARREGUI, F.; CABRERA, E.; COBACHO, R. Leakage assessment through water distribution network simulation. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 131, n. 6, p. 458-466, 2005.
- BRASIL. Lei 11.445 de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil. Brasília, 8 jan. 2007.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Saúde ambiental: guia básico para construção de indicadores**. Brasília: SVS/Ministério da Saúde, 2011. 124 p.

BRASIL. Ministério das Cidades. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos** - 2014. Brasília: SNSA/MCIDADES, 2016. 212 p.

GIUSTOLISI, O; LAUCELLI, D.; BERARD, L. Operational Optimization: Water Losses versus Energy Costs. **Journal of Hydraulic Engineering**, v.139, n.4. p. 410- 423. 2013.

KANAKOUDIS,V.; TSITSIFLI, S.; SAMARAS, P.; ZOUBOULIS, A.; DEMETRIOU, G. Developing appropriate performance indicators for

urban water distribution systems evaluation at Mediterranean countries. **Water Utility Journal**. n. 1, p. 31-40, 2011.

MIRANDA, E. C. **Avaliação de perdas em Sistemas de Abastecimento de Água - Indicadores de Perdas e Metodologias para a Análise de Confiabilidade**. Brasília. 2002. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental), Universidade de Brasília, 2002.

RAMALHO, P. I. S. (Org.) **Regulação e Agências Reguladoras: Governança e Análise de Impacto Regulatório**. Brasília: Agência Nacional de Vigilância Sanitária - ANVISA, 2009. 288 p.

TABESH, M; YEKTA, A. H.; BURROWS, R. An Integrated Model to Evaluate Losses in Water Distribution Systems. **Water Resources Management**, v. 23, nº 3, p. 477 - 492, 2009.

Desenvolvimento de Ferramenta Integrada ao EPANET para auxiliar a análise da Confiabilidade Mecânica em Projetos de Rede de Abastecimento de Água

Integrated Tool Development EPANET to assist in the analysis of Mechanical Reliability in Network Projects Water Supply

- **Data de entrada:**
08/05/2017
- **Data de aprovação:**
11/12/2017

Cristiano Dorça Ferreira*/Edevar Luvizotto Junior

DOI: 10.4322/dae.2019.003

Resumo

A confiabilidade é uma medida para a avaliação de uma rede de abastecimento de água, que tem sido incorporada nos últimos anos a modelos desenvolvidos para projeto e planejamento ótimos desses sistemas. A confiabilidade mecânica, que pode ser considerada a capacidade que a rede tem de atender aos seus usuários com pressões e vazões adequadas após alguma alteração em seu funcionamento normal, por intervenção de manutenção sobre esta, tem sido estudada por diversos pesquisadores na atualidade, com uma garantia extra na qualidade dos serviços prestados pelas empresas de abastecimento. Nesse sentido, o presente trabalho soma esforços na busca por modelos que ajudam a projetar sistemas com elevada confiabilidade mecânica, pela localização e seleção de válvulas de isolamento, associada a um modelo de prioridade de manutenção baseado nas tensões atuantes sobre as tubulações. A proposição é avaliada em estudo de caso hipotético.

Palavras-chave: Rede de Abastecimento e Água. Confiabilidade Mecânica. Projeto.

Abstract

Reliability is a measure for evaluating a water supply network, which has been incorporated in recent years into models developed for optimal design and planning of such systems. The mechanical reliability, which can be considered as the capacity that the network has to offer users adequate pressures and flows after some alteration in its normal functioning, by maintenance intervention on this, has been studied by several researchers nowadays, with an extra guarantee the quality of the services provided by the supply companies. In this situation, the present article adds efforts to search for models that help to design of systems with high mechanical reliability, for the location and selection of valves that isolate system. The proposition is evaluated in a hypothetical case study.

Keywords: Water Supply Network. Mechanical Reliability. Project.

Cristiano Dorça Ferreira – Engenheiro Civil (Unicamp). Mestre em Engenharia Civil (Unicamp). Doutorando em Engenharia Civil (Unicamp).

Edevar Luvizotto Junior – Engenheiro Civil (Unicamp). Mestre e Doutor em Engenharia Civil (USP). Pós-doutor pela Universidade Politécnica de Valência (Espanha). Professor da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Unicamp.

***Endereço para correspondência:** Universidade Estadual de Campinas – Unicamp – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. Avenida Albert Einstein, 951 – Cidade Universitária Zeferino Vaz, CEP 13083-189, Campinas, SP. Telefone (19) 3521-2354. E-mail: cristianodorca@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

A literatura clássica apresenta o dimensionamento das redes de abastecimento de água baseado no atendimento das demandas dos usuários (população, indústria, comércio, prédios públicos e outros) com pressões e velocidades em conformidade com um intervalo normativo. Todavia, na última década, algumas pesquisas propõem levar em consideração a qualidade da água distribuída e a confiabilidade do sistema. A preocupação com a confiabilidade vem ganhando grande destaque, uma vez que tanto as falhas mecânicas como as falhas hidráulicas fazem parte do cotidiano da operação dos sistemas de abastecimento de água. "(OZGER E MAYS, 2003). Ao ocorrer uma dessas falhas, o funcionamento do sistema pode ser comprometido, ou seja, o atendimento aos consumidores não se dará de maneira devida.

Avaliar o desempenho de uma rede de abastecimento de água é entender a limitação do sistema e, para tanto, indicadores apropriados estão sendo propostos na atualidade. A confiabilidade é uma das mais populares medidas para a avaliação da rede de abastecimento, e tem sido largamente incorporada a modelos para projetos e planejamento otimizados.(Zhuang et al., 2013). "A confiabilidade é a capacidade do sistema de atender adequadamente ao abastecimento de água sob condições normais e anormais de funcionamento. (FARMANI et al. 2005a)" (Baños et al., 2011). Para Wagner et al (1988), a confiabilidade de uma rede de abastecimento deve ser definida em termos de medidas (índices) que refletem a magnitude, duração e/ou frequência de interrupções de serviço e falhas de fornecimento.

As condições anormais usualmente decorrem de manutenções, principalmente as emergenciais. Para realizar manutenção em uma rede de distribuição, é necessário que algumas válvulas sejam fechadas para que o abastecimento seja interrompido no local. Ao realizar essa manobra, alguns nós não serão mais abastecidos e algumas

tubulações deixarão de transportar água; consequentemente, a pressão disponível na rede de abastecimento sofrerá alteração.

Determinar as válvulas que deverão ser fechadas para realizar manutenção é uma tarefa importante, como observado, mas que é dificultada pelas ramificações da rede. A utilização de uma ferramenta computacional pode reduzir sobremaneira o tempo para a tomada de decisão, bem como a possibilidade de erros que comprometam a segurança e o abastecimento dos setores não isolados. Este estudo propõe o desenvolvimento de uma ferramenta, codificada em ambiente MATLAB (desenvolvido pela MathWorks), que acessa uma biblioteca de ligação dinâmica (DLL) do simulador hidráulico do Epanet (desenvolvido pela Environment Protection Agency), por intermédio do seu toolkit. A seleção das regiões com maior probabilidade de ruptura e, portanto, as primeiras candidatas à manutenção, é baseada em um modelo não estatístico de previsão de vida útil das tubulações da rede de abastecimento. O fato de o modelo não levar em consideração dados históricos torna a sua previsão ideal para novos projetos, em que não se dispõe desta informação a priori.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Walski (1993) aponta as válvulas como elementos-chaves a serem considerados na análise da confiabilidade de uma rede de abastecimento de água. Apesar disso, pouca atenção tem sido dada ao impacto da localização e do número de válvulas sobre esta. Muitos estudos assumem que as válvulas se localizam nas extremidades de todas as tubulações, possibilitando que essas sejam isoladas quando ocorrer uma ruptura. Contudo, na prática, o número de válvulas instaladas não é igual ao número de junções de tubulações.

Além disso, não é sempre que as válvulas são identificadas quando uma falha mecânica ocorre. Jun (2005) propôs um algoritmo para determinar

as válvulas que seriam fechadas e os pontos que deixariam de ser alimentados durante a manutenção da rede. O algoritmo proposto utiliza três Matrizes: A, B e C. A Matriz A representa a relação nó-tubo, a Matriz B representa as ligações nós-tubos que possuem válvulas e a Matriz C é o resultado da diferença entre as matrizes A e B.

Zhuang et al (2013) propôs um outro algoritmo utilizando duas Matrizes, sendo que uma Matriz representa a relação dos nós na rede de abastecimento de água e a outra Matriz representa a relação entre nós e ligações (tubos ou válvulas).

Zhuang et al. (2013) afirmam que um indicador real de confiabilidade de uma rede não deve ignorar as válvulas. Os mesmos autores observam que, uma vez fechadas para isolar a área de ruptura, o volume da água distribuído na rede será reduzido, pois a população na região isolada não será abastecida. Além disso, uma falha hidráulica pode ocorrer devido à baixa pressão causada pelo escoamento nos poucos tubos distribuindo a vazão necessária, decorrente da elevada perda de carga.

2.1 Determinar os tubos com maior probabilidade de manutenção

Os primeiros modelos estudados para determinar os pontos com maior probabilidade de manutenção foram os estatísticos, levando em consideração os dados históricos de manutenção da rede. Rostum (2000) analisou em seu estudo as ferramentas de modelos estatísticos para prever a manutenção na rede de abastecimento de água e concluiu que os modelos de otimização para decisões de reabilitação têm sofrido até agora com modelos "pobres" que descrevem o desenvolvimento de falhas para cada tubo, pois os modelos são determinados a partir de dados históricos. Conforme Rostum (2000), os modelos de previsão de manutenção baseados em registros históricos são modelos específicos de cada sistema e não podem ser generalizados.

Kurita e Dalfré (2008) apresentaram uma proposta de estimativa de vida útil de redes de abastecimento de água levando em consideração a carga externa composta pela ação do solo e o tráfego, pressão interna na tubulação, efeito da temperatura e o momento fletor.

Sarzedas (2009) apresentou uma lista completa dos fatores que causam falhas, sendo eles: projeto inadequado, instalação imprópria, oscilação ou transitório hidráulico, movimento do solo, corrosão interna, diferencial de temperatura, defeito de fabricação e impactos.

Jafar et al (2010) apresentaram a aplicação do Modelo de Redes Neurais Artificiais para analisar as falhas da rede de abastecimento de água em uma cidade no Norte da França. Para o desenvolvimento do seu estudo, foram utilizados dados de manutenção na rede para um período de 14 anos.

“Os métodos baseados apenas em dados de ocorrências e modelagem estatística podem estar ocultando problemas recorrentes nas tubulações, como por exemplo problemas de tráfego de veículos excessivo, problema de carga do solo excessiva ou problemas de ondas de sobrepressão ou subpressão devido a manobras de operação” (SALUSTIANO, 2011).

Pelletier et al (2013) concluíram em seu estudo que as pesquisas futuras relacionadas à previsão de manutenção em um sistema público de distribuição de água deverão focar em quantificar o impacto dos diferentes fatores de risco (diâmetro, tipo de material), pois os sistemas de distribuição pública de água com registros históricos de manutenção pobres terão os parâmetros de calibração estimados com incertezas e comprometendo a precisão dos resultados.

Tombau et al (2014) determinaram um modelo exponencial com base nos diversos modelos exponenciais existentes, sendo os parâmetros desse modelo

obtidos com base em registros de manutenção do sistema de distribuição de água em estudo.

Karimian (2015) desenvolveu um estudo utilizando a Regressão Polinomial Evolutiva para determinar a taxa de manutenção nos trechos de uma rede de distribuição de água, sendo que os fatores dessa regressão foram identificados a partir dos registros históricos do sistema de distribuição de água.

Para Scheidegger et al (2015), os novos modelos de previsão de manutenção em uma rede de abastecimento de água devem buscar ser o mais próximo da realidade do seu

3 METODOLOGIA

A primeira etapa é fornecer para o EPANET o traçado da rede de abastecimento de água, fornecendo, para cada nó, o seu consumo e a cota do terreno; e, para cada trecho, o seu comprimento e o diâmetro. O resultado da simulação desta rede pelo EPANET gerará os dados de carga hidráulica e a pressão disponível em cada nó.

Para que o EPANET execute a simulação na condição das válvulas fechadas, é necessário que lhe seja informado quais válvulas serão fechadas e os nós que não serão mais abastecidos para essa nova situação. A ferramenta proposta neste artigo utilizará apenas uma matriz, denominada *Matriz Rede*, de ordem igual ao número de nós da rede, e que será construída da seguinte maneira:

- O valor célula da linha (i) e coluna (j) será igual a 0 (zero) se o valor de i e j são nós que não são interligados na rede de abastecimento de água em análise.
- O valor célula da linha (i) e coluna (j) será igual a 1 (um) se o valor de i e j são nós que são interligados na rede de abastecimento de água e essa ligação é um tubo.
- O valor célula da linha (i) e coluna (j) será igual a 2 (dois) se o valor de i e j são nós que são interligados na rede de abastecimento de água em análise e essa ligação é uma válvula.

Para exemplificar o descrito anteriormente, será realizado um exemplo com a rede hipotética ilustrada na Figura 1.

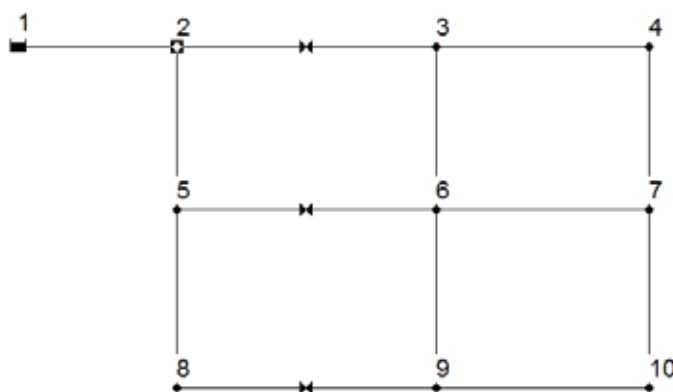


Figura 1 – Exemplo da Rede de Abastecimento de Água

Como se pode observar, o nó 1 está ligado somente ao nó 2 através de um tubo e, portanto, na Matriz linha 1 todos os valores serão igual a 0 (zero), exceto na coluna 2, em que o valor na linha 1 será igual a 1.

O nó 2 está ligado aos nós 1 e 5 com tubos e o nó 2 está ligado ao 3 com uma válvula. Portanto, na linha 2 a coluna 1 e 5 será igual a 1 (um), a coluna

3 o valor será igual a 2 (dois) e as demais colunas iguais a 0 (zero).

Esse mesmo procedimento é repetido para todos os nós até que seja construída a matriz A quadrada de ordem 10. A Figura 2 apresenta a Matriz Rede associada à topologia da rede indicada na Figura 1.

Matriz _Re de =

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
2	1	0	2	0	1	0	0	0	0	0
3	0	2	0	1	0	1	0	0	0	0
4	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
5	0	1	0	0	0	2	0	1	0	0
6	0	0	1	0	2	0	1	0	1	0
7	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1
8	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0
9	0	0	0	0	0	1	0	2	0	1
10	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0

Número da Coluna da Matriz Rede

Número da Linha da Matriz Rede

Figura 2 – Matriz Rede com a indicação do número das linhas e colunas

Para determinar as válvulas que deverão ser fechadas e os nós que não serão mais abastecidos, será utilizada a Matriz Rede nos seguintes passos:

- 1) Criam-se dois Vetores vazios, sendo um denominado de Vetor Sem Água e o outro Vetor Válvula.
- 2) Determinam-se os nós das extremidades do tubo que necessitarão de manutenção. Armazenam-se os nós desse tubo no Vetor Sem Água.

- 3) Inicia-se a análise da linha da Matriz Rede correspondente ao primeiro número do Vetor Sem Água. O número da coluna que tiver o valor igual a 1 corresponde a um nó que está interligado ao tubo que passará por manutenção, portanto esse nó não receberá água durante a manutenção e será armazenado no Vetor Sem Água (caso esse elemento já exista no Vetor Sem Água, ele não será inserido novamente). O número da coluna que tiver o valor igual a 2 corresponde a um nó que está interligado com a válvula que deverá ser fechada

para a realização da manutenção. A partir dos nós da extremidade desta válvula, que será o número da linha e coluna do elemento 2, é determinada a válvula que deverá ser fechada e armazenada no vetor denominado de Vetor Válvula.

4) Repete-se o processo descrito no item 2, para o próximo número armazenado no Vetor Sem Água. O processo será finalizado quando todos os elementos do vetor sem água forem analisados.

Após realizar todo esse procedimento, os números no Vetor Sem Água são os nós que não receberão água durante a manutenção e o Vetor Válvula são todas as válvulas que deverão ser fechadas para a realização da manutenção.

A partir do exemplo da rede de abastecimento apresentado anteriormente, serão determinadas as válvulas que deverão ser fechadas e os nós que não serão abastecidos por água para a manutenção do tubo cujos nós são 4 e 7.

Os nós 4 e 7 são armazenados no Vetor Sem Água. Inicia-se a análise na linha 4 Matriz Rede (Figura 03) e observa-se que as colunas 3 e 7 possuem o valor igual a 1 e os demais valores são iguais a zero, ou seja, o nó 4 está ligado com o nó 3 através de tubo e também está ligado com o nó 7 através do tubo. Somente o nó 3 será armazenado no Vetor Sem Água, pois o nó 7 já existe no Vetor. Concluiu-se que os nós 4, 3 e 7 (Figura 04) não serão abastecidos por água durante a manutenção.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
2	1	0	2	0	1	0	0	0	0	0
3	0	2	0	1	0	1	0	0	0	0
4	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
5	0	1	0	0	0	2	0	1	0	0
6	0	0	1	0	2	0	1	0	1	0
7	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1
8	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0
9	0	0	0	0	0	1	0	2	0	1
10	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0

Figura 3 – Matriz Rede com a linha 4 destacada

$$\text{Vetor_Sem_Água} = [4, 3, 7]$$

Figura 4 – Vetor Sem Água após a análise do nó 4

O próximo passo é determinar os nós ligados aos nós 3 e 7. Na linha 3 (Figura 05) verifica-se que o nó possui o valor de 2 na coluna 2, o valor 1 nas colunas 4 e 6 e o restante igual a zero. A ligação entre os nós 3 e 2 é uma válvula, e a ligação entre os nós 3 e 6 e 3 e 4 são tubos. A válvula cujos nós de extremi-

dades são os 3 e 2 é a primeira válvula que deverá ser fechada (Figura 07) para a realização da manutenção e, portanto, não é necessário determinar os nós com ligação com o nó 2. Como o nó 4 já existe no Vetor Sem Água, somente o nó 6 será inserido.

Na linha 7 (Figura 05), as colunas 4, 6 e 10 possuem o valor 1. Como os nós 4 e 6 já existem no Vetor Sem Água, somente o nó 10 será inserido (Figura 06).

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
2	1	0	2	0	1	0	0	0	0	0
3	0	2	0	1	0	1	0	0	0	0
4	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
5	0	1	0	0	0	2	0	1	0	0
6	0	0	1	0	2	0	1	0	1	0
7	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1
8	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0
9	0	0	0	0	0	1	0	2	0	1
10	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0

Figura 5 – Matriz Rede com as Linhas 3 e 7 destacadas

$$Vetor_Sem_Água = [4, 3, 7, 6, 10]$$

Figura 6 – Vetor Sem Água após a análise dos nós 3 e 7

$$Vetor_Válvula = [2 - 3]$$

Figura 7 – Vetor Válvula após a análise dos nós 3 e 7

Após a última análise, o Vetor Sem Água está composto pelos nós 4, 3, 7, 6 e 10. Como os nós 4, 3 e 7 já foram analisados, falta analisar os nós 6 e 10. A linha 6 da Matriz Rede (Figura 08) possui o número 1 (um) na coluna 3, 7 e 9. Será acrescido no Vetor Sem Água (Figura 09) somente o nó 9, pois os nós 4 e 3 já foram inseridos anteriormente. A linha 10 possui o número 1 (um) na coluna 7 e 9. Como o Vetor Sem Água já possui os nós 7 e 9, não será inserido um novo nó.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
2	1	0	2	0	1	0	0	0	0	0
3	0	2	0	1	0	1	0	0	0	0
4	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
5	0	1	0	0	0	2	0	1	0	0
6	0	0	1	0	2	0	1	0	1	0
7	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1
8	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0
9	0	0	0	0	0	1	0	2	0	1
10	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0

Figura 8 – Matriz Rede com as Linha 6 e 10 destacadas

$$\text{Vetor_Sem_Água} = [4, 3, 7, 6, 10, 9]$$

Figura 9 – Vetor Válvula após a análise dos nós 6 e 10

Na linha 6 verifica-se que o nó possui o valor de 2 na coluna 5, portanto a ligação entre os nós 6 e 5 é uma válvula. A válvula cujos nós nas extremidades são 5 e 6 deverá ser fechada para a realização da manutenção e será incluída no Vetor Válvula (Figura 10).

$$\text{Vetor_Válvula} = [2 - 3, 5 - 6]$$

Figura 10 – Vetor Válvula após a análise dos nós 6 e 10

Após a última análise, o Vetor Sem Água está composto pelos nós 4, 3, 7, 6, 10 e 9. Como os nós 4, 3, 7, 6 e 10 já foram analisados, falta analisar o nó 9. A linha 9 da Matriz Rede (Figura 11) possui o número 1 (um) na coluna 6 e 10. Não será acrescentado nenhum valor no Vetor Sem Água, pois os nós 6 e 10 já foram analisados anteriormente.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
2	1	0	2	0	1	0	0	0	0	0
3	0	2	0	1	0	1	0	0	0	0
4	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
5	0	1	0	0	0	2	0	1	0	0
6	0	0	1	0	2	0	1	0	1	0
7	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1
8	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0
9	0	0	0	0	0	1	0	2	0	1
10	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0

Figura 11 – Matriz Rede com as Linha 9 destacada

Na linha 9 verifica-se que o nó possui o valor 2 na coluna 8, e, portanto, a ligação entre os nós 9 e 8 é uma válvula. A válvula cujos nós de extremidades são 8 e

9 deverá ser fechada para a realização da manutenção e será incluída no Vetor Válvula (Figura 12).

$$\text{Vetor_Válvula} = [2 - 3, 5 - 6, 8 - 9]$$

Figura 12 – Vetor Válvula após a análise do nó 9

Todos os nós do Vetor Sem Água já foram analisados, portanto os nós que terão demanda zero de água são os nós presentes no Vetor Sem Água e as válvulas que deverão ser fechadas são as válvulas do Vetor Água.

Todo esse processo descrito anteriormente é realizado pelo Matlab, que fornece essas informações ao EPANET (as válvulas que serão fechadas são as válvulas que estão inseridas no vetor válvula e as demandas dos nós que serão alteradas para igual a zero são os nós presentes no vetor sem água), para que ele realize a simulação da rede com as válvulas fechadas. O Matlab recebe os valores da pressão dos nós do EPANET após a nova simulação e analisa a pressão nos nós em relação ao mínimo estabelecido.

3.1 Determinar o trechos com maior probabilidade de manutenção.

Kurita e Dalfré (2008) propuseram um modelo para prever os trechos da rede de abastecimento de água com maior probabilidade de ruptura com base nas tensões devidas à carga externa, pressão interna, diferencial de temperatura e momento fletor. O Modelo de Kurita e Dalfré (2008) considera o trecho com maior probabilidade de ruptura, o trecho que possuir a maior tensão total que corresponde à soma de todas as tensões citadas anteriormente.

Ao contrário das demais propostas apresentadas, o modelo proposto por Kurita e Dalfré (2008) não leva em consideração os dados históricos, o que

torna a sua previsão para a manutenção ideal para projetos de novas redes de abastecimento e para redes existentes, já que grande parte das empresas de abastecimento de água não tem registros históricos de manutenção.

Cada termo da parcela refere-se a um fator de influência na tensão circunferencial total. σ_{θ}^w é a tensão causada pela carga externa composta pela ação do solo e/ou tráfego. σ_{θ}^{Pi} é a tensão relacionada à pressão interna no conduto. σ_{θ}^T é a tensão devida ao efeito da temperatura e σ_{θ}^f é a tensão gerada pela ação do momento fletor longitudinal.

A equação 1 mostra a parcela da carga do solo e/ou tráfego.

$$\sigma_{\theta}^w = q \left(\frac{3D}{\pi t^2} \right) - \text{equação 1}$$

As variáveis são o diâmetro D (em m), a espessura do conduto t (em m) a carga externa q (em N/m).

$$\sigma_{\theta}^T = \frac{\alpha_p E_p \Delta T}{2(1-\nu) \ln(r_o / r_i)} \left[1 - \ln\left(\frac{r_o}{r}\right) - \frac{r_i^2}{(r_o^2 - r_i^2)} \left(1 + \frac{r_o^2}{r^2} \right) \ln\left(\frac{r_o}{r_i}\right) \right] - \text{equação 4}$$

em que r_o é a distância entre o centro do tubo até a parede externa do tubo (em m), r_i é a distância entre o centro do tubo até a parede interna do tubo (em m), e r é a distância entre o centro do conduto até um ponto qualquer. Neste caso, r será a distância entre o centro e um ponto intermediário da espessura da parede (em m), α_p é o coeficiente de dilatação térmica do tubo ($\alpha_p = 79 \times 10^{-6} \text{ } ^\circ\text{C}^{-1}$), E_p é o módulo de elasticidade do tubo ($E_p = 2.250.000.000 \text{ Pa}$), ΔT é a variação da temperatura ($\Delta T = 5^\circ\text{C}$) e ν é o coeficiente de Poisson do tubo para tubo plástico ($\nu = 0,42$).

A equação 2 mostra a parcela referente ao termo do efeito da pressão interna :

$$\sigma_{\theta}^{Pi} = (P_i) \left(\frac{D-t}{2t} \right) - \text{equação 2}$$

Onde P_i é a pressão interna da tubulação (em N/m²).

Como consequência do efeito do coeficiente de Poisson no sentido longitudinal, haverá um fator devido à flexão afetando a tensão circunferencial, dado pela Equação 3:

$$\sigma_{\theta}^f = -\nu \left(\frac{M_x D}{2I_z} \right) - \text{equação 3}$$

em que M_x é o momento fletor, I_z é o momento de inércia da seção do conduto (em m⁴) e ν é o coeficiente de Poisson para tubo plástico ($\nu = 0,42$).

A diferença da temperatura entre o solo e o conduto gera tensões circunferenciais, como descrito na equação 4 :

As redes de abastecimento de água no Brasil em sua maioria são executadas com tubos de PVC para tubos com diâmetro externo até 110 mm e DEFOFO MPVC para os tubos com diâmetro acima de 110 mm. Os valores da espessura das paredes e dos diâmetros internos e externos são obtidos a partir da ABNT NBR 5647-1 (Sistemas para adução e distribuição de água – Tubos e conexões de PVC 6,3 com junta elástica e com diâmetros nominais até DN 100) e da ABNT NBR 7665 : 2007 (Sistemas para adução e distribuição de água – Tubos de PVC 12 DEFOFO com junta elástica).

Os valores do carregamento do tráfego, a variação de temperatura e a profundidade da tubulação são características específicas do local de cada rede de abastecimento de água.

Na figura 13 é apresentado o fluxograma do funcionamento da ferramenta desenvolvida, que irá subsidiar a análise da confiabilidade mecânica da rede. A análise ocorre somente para um único trecho considerado crítico.

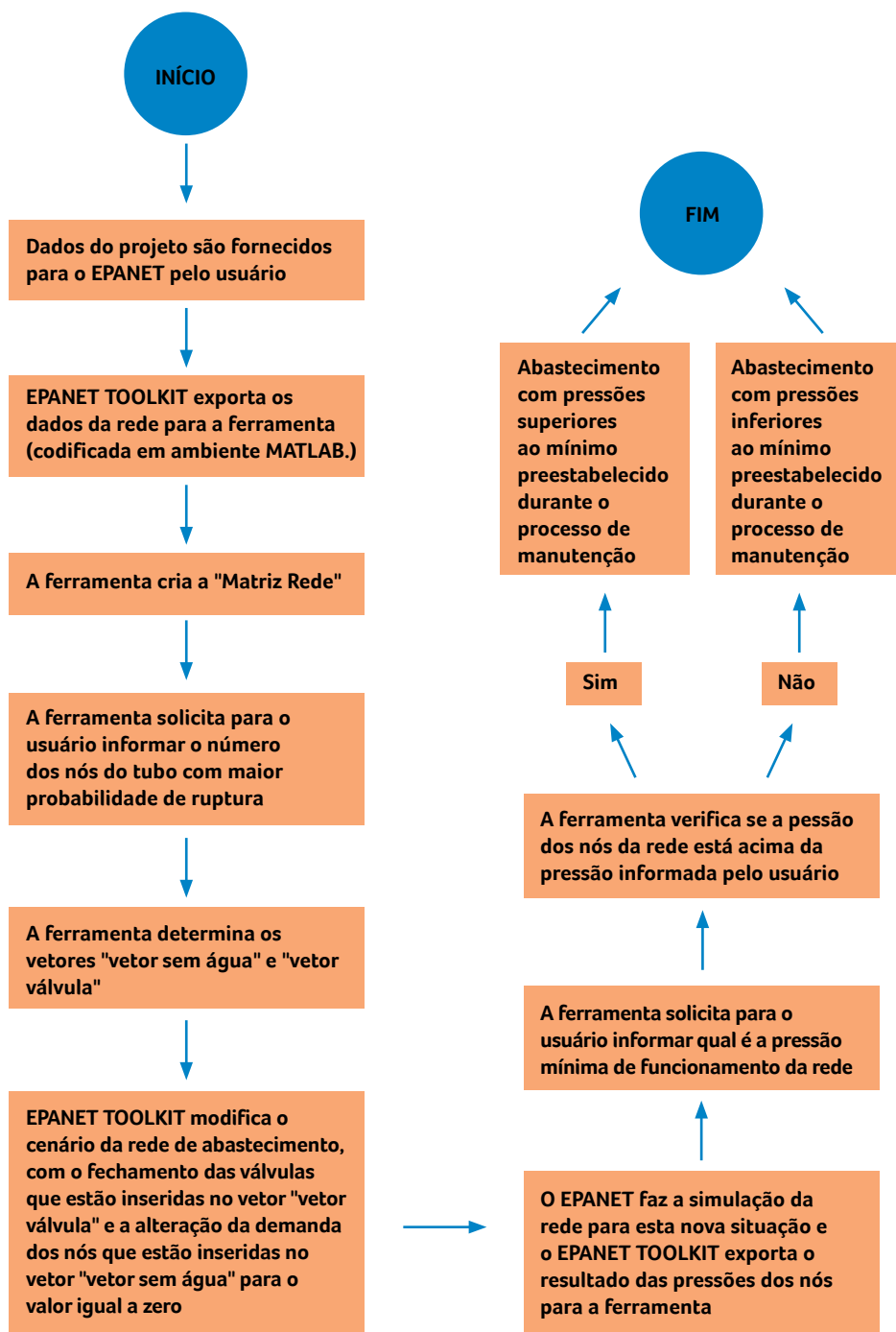


Figura 13 – Fluxograma do processo de análise da Confiabilidade Mecânica

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para ilustrar o funcionamento da ferramenta desenvolvida, será utilizado o exemplo de um projeto de rede de abastecimento de água desenvolvido pelo próprio autor com os dados de numeração dos nós, cota e consumos apresentados na Tabela 1, adotados hipoteticamente.

Neste trabalho, em todos os trechos será considerado hipoteticamente o valor do carrega-

mento do tráfego de veículos $q = 271,3 \text{ N/m}$, a variação de temperatura de $\Delta t = 5^\circ\text{C}$ e a profundidade de toda a tubulação igual a 1,50m de profundidade.

Os valores de carga hidráulica e pressão são resultados da simulação do sistema por meio do EPANET e são apresentados na Tabela 1. A Figura 14 apresenta a rede representada no EPANET com a identificação dos nós e trechos.

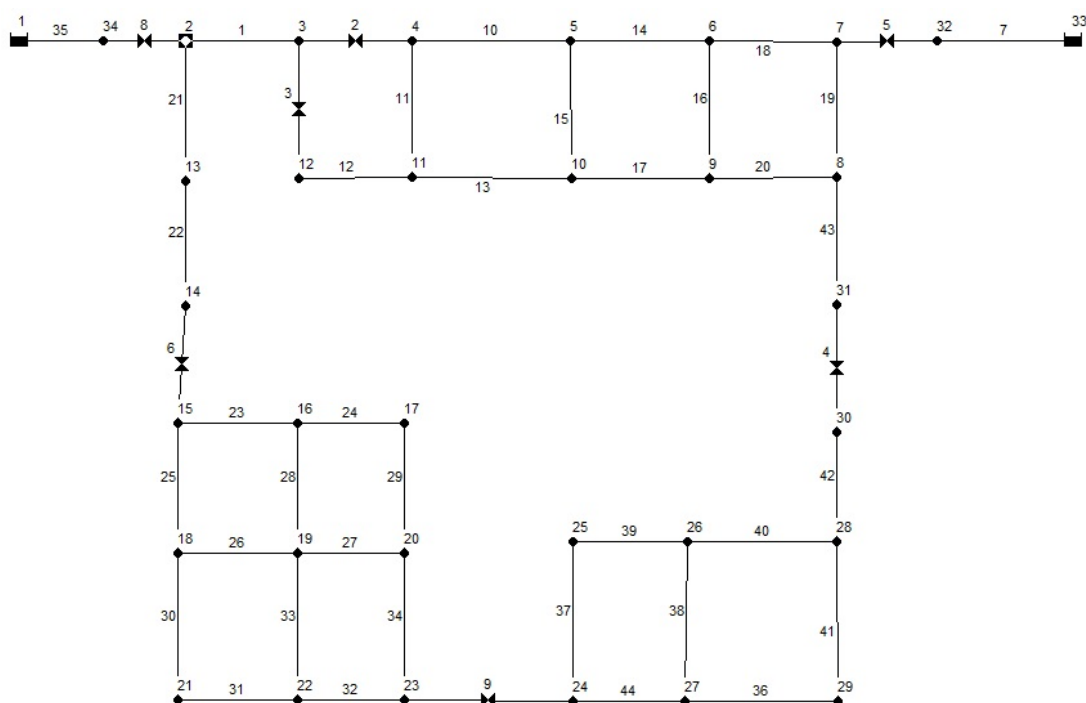


Figura 14 – Rede de abastecimento água hipotética com a numeração dos nós e trechos

A Tabela 1 mostra os nós e os respectivos valores de Cota de Terreno em metros, Consumo em litros por segundo por nó e os valores de Carga

Hidráulica em m.c.a e Pressão Disponível em m.c.a que são gerados a partir da simulação da rede no EPANET.

Tabela 1 - Nós com os respectivos valores de Cota do Terreno (em m), Consumo (em l/s), Carga Hidráulica (em m.c.a) e Pressão disponível (em m.c.a.)

Id Nó	Cota (m)	Consumo (LPS)	Carga Hídr. (m.c.a)	Pressão (m)
Nó 2	85	0.3	97.35	12.35
Nó 3	80	1.5	91.43	11.43
Nó 4	68	1	91.43	23.43
Nó 5	64	0.6	86.83	22.83
Nó 6	60	1.5	82.47	22.47
Nó 7	65	0.5	79.28	14.2
Nó 8	60	1.2	79.19	19.19
Nó 9	66	0.4	82.48	16.48
Nó 10	60	0.4	86.71	26.71
Nó 11	67	0.4	91.23	24.23
Nó 12	80	0.5	91.43	11.43
Nó 13	83	0.1	96.22	13.22
Nó 14	75	0.2	95.02	20.02
Nó 15	75	0.2	95.02	20.02
Nó 16	72	0.1	87.55	15.55
Nó 17	73	0.1	85.96	12.96
Nó 18	74	0.5	87.14	13.14

Id Nó	Cota (m)	Consumo (LPS)	Carga Hídr. (m.c.a)	Pressão (m)
Nó 19	73	0.3	84.98	11.98
Nó 20	70	0.2	84.42	14.42
Nó 21	69	0.3	85.59	16.59
Nó 22	72	0.1	84.87	12.87
Nó 23	65	0.1	79.96	14.96
Nó 24	68	1.2	79.66	11.96
Nó 25	66	1	79.16	13.16
Nó 26	65	1	79.15	14.15
Nó 27	69	1.2	79.28	10.28
Nó 28	65	1	79.16	14.16
Nó 29	64	1.2	79.16	15.16
Nó 30	65	0.6	79.16	14.16
Nó 31	69	0.9	79.16	10.16
Nó 32	69	0	79.2	10.2
Nó 34	86	0	97.35	11.35
RNF 1	100	-53.39	100	0
RNF 33	78	34.79	78	0

Tabela 2 – Trechos com respectivos Comprimentos e Diâmetros.

Tubo	Comp. (m)	Diâm Ext. (m)	Espes. (m)	Diâm. Int. (m)
1	150	0.17	0.0068	0.1564
10	150	0.17	0.0038	0.1624
11	40	0.085	0.0039	0.0772
12	120	0.06	0.0027	0.0546
13	120	0.06	0.0027	0.0546
14	150	0.17	0.0068	0.1564
15	50	0.06	0.0027	0.0546
16	50	0.06	0.0027	0.0546
17	100	0.06	0.0027	0.0546
18	120	0.17	0.0068	0.1564
19	120	0.17	0.0068	0.1564
20	120	0.06	0.0027	0.0546
21	110	0.11	0.0039	0.1022
22	120	0.11	0.0039	0.1022
23	110	0.06	0.0027	0.0546
24	110	0.06	0.0027	0.0546
25	100	0.06	0.0027	0.0546
26	110	0.06	0.0027	0.0546
27	50	0.06	0.0027	0.0546

Tubo	Comp. (m)	Diâm Ext. (m)	Espes. (m)	Diâm. Int. (m)
28	120	0.06	0.0027	0.0546
29	120	0.06	0.0027	0.0546
30	110	0.06	0.0027	0.0546
31	110	0.06	0.0027	0.0546
32	100	0.06	0.0027	0.0546
33	120	0.11	0.0048	0.1004
34	120	0.06	0.0027	0.0546
36	120	0.085	0.0039	0.0772
37	100	0.06	0.0027	0.0546
38	120	0.06	0.0027	0.0546
39	100	0.06	0.0027	0.0546
40	100	0.11	0.0048	0.1004
41	120	0.11	0.0048	0.1004
42	120	0.17	0.0068	0.1564
43	100	0.17	0.0068	0.1564
44	120	0.085	0.0039	0.0772
7	50	0.17	0.0068	0.1564
35	50	0.17	0.0068	0.1564

O trecho com maior probabilidade de manutenção será o trecho que possuir a maior Tensão Total, sendo a Tensão Total a soma da Tensão devida a Carga Externa, Pressão Interna, Momento Fletor Longitudinal e Diferença de Temperatura.

O valor da pressão interna nas tubulações será a média aritmética das pressões nas extremidades da tubulação. A tabela 3 mostra cada uma das tensões atuantes na tubulação e a tensão total em cada tubo.

Tabela 3 – Trechos com as respectivas tensões do sistema de abastecimento de água

Tubo	Ten. Carga Externa (MPa)	Tem. Pressão Interna (MPa)	Tem. Mom. Fletor (MPa)	Tem. Dif. Temp. (MPa)	Tem. Total (MPa)
1	0.95	2.85	5.00	0.0106	8.81
10	3.05	10.12	5.00	0.0058	18.17
11	1.45	4.96	19.99	0.0123	26.40
12	2.13	3.78	40.11	0.0120	46.04
13	2.13	5.41	40.11	0.0120	47.66
14	0.95	5.44	5.00	0.0106	11.40
15	2.13	5.26	40.11	0.0120	47.52
16	2.13	4.13	40.11	0.0120	46.39
17	2.13	4.58	40.11	0.0120	46.84
18	0.95	4.40	5.00	0.0106	10.36
19	0.95	4.01	5.00	0.0106	9.97
20	2.13	3.78	40.11	0.0120	46.04
21	1.87	3.48	11.93	0.0094	17.30
22	1.87	4.52	11.93	0.0094	18.34
23	2.13	3.77	40.11	0.0120	46.03
24	2.13	3.03	40.11	0.0120	45.28
25	2.13	3.52	40.11	0.0120	45.78
26	2.13	2.67	40.11	0.0120	44.92
27	2.13	2.80	40.11	0.0120	45.06
28	2.13	2.92	40.11	0.0120	45.18
29	2.13	2.91	40.11	0.0120	45.16
30	2.13	3.15	40.11	0.0120	45.41
31	2.13	3.13	40.11	0.0120	45.39
32	2.13	2.95	40.11	0.0120	45.21
33	1.24	2.72	11.93	0.0116	15.91
34	2.13	3.12	40.11	0.0120	45.38
36	1.45	2.65	19.99	0.0123	24.09
37	2.13	2.67	40.11	0.0120	44.92
38	2.13	2.59	40.11	0.0120	44.85
39	2.13	2.90	40.11	0.0120	45.16
40	1.24	3.10	11.93	0.0116	16.29
41	1.24	3.21	11.93	0.0116	16.40
42	0.95	3.40	5.00	0.0106	9.36
43	0.95	3.52	5.00	0.0106	9.48
44	1.45	2.31	19.99	0.0123	23.76
7	0.95	2.30	5.00	0.0106	8.26
35	0.95	3.04	5.00	0.0106	9.00

De acordo com a Tabela 3, a tubulação do Trecho 13 apresenta a maior tensão total e, consequentemente, possui maior probabilidade de ruptura na rede. Os nós localizados nas extremidades da tubulação 13 são os nós 11 e 10. O primeiro passo é informar para o sistema um dos nós das extremidades no tubo em que poderá ocorrer a falha; o sistema informará as válvulas que serão fechadas e os nós que serão abastecidos e os nós que não serão abastecidos com o fechamento das válvulas. Essas informações são fornecidas pelo Matlab de maneira rápida para o Epanet, de modo que o

mesmo execute a simulação da rede de abastecimento de água com estas condições.

As informações geradas pelo sistema são as seguintes :

- Pontos que possuem água: 1; 34; 2; 3; 13; 14; 15; 16; 18; 17; 19; 21; 20; 22; 23; 24; 25; 27; 26; 29; 28; 30; 32; 33.

- Pontos sem abastecimento de água: 4; 5; 6; 7; 8; 9; 10; 11; 12; 31.

- Válvulas a serem fechadas : 2; 3; 4; 5.

O último passo é analisar a pressão dos nós na situação da rede em manutenção com relação à pressão mínima de serviço. Como a pressão mínima de serviço nos sistemas de abastecimento de água oscila entre os municípios, é necessário informar esse valor.

Se as pressões nos nós da rede, que continuarão sendo abastecidos por água durante a manutenção, forem superiores ao mínimo informado, aparecerá para o usuário a seguinte mensagem: “Abastecimento com pressão superior ao mínimo preestabelecido durante o processo de manutenção”. Se, em pelo menos um nó a pressão for inferior ao mínimo, uma mensagem aparecerá para o usuário: “Abastecimento com pressão inferior ao mínimo preestabelecido durante o processo de manutenção”. Junto com essa mensagem são apresentadas as pressões nos nós da rede durante a manutenção do sistema. A Tabela 4 apresenta os valores das pressões nos respectivos nós.

Tabela 4 – Valores das pressões nos nós da rede durante a simulação da manutenção com maior probabilidade de ocorrência.

Nó	Pressão (mca)	Nó	Pressão (mca)
2	14.85	22	8.5
3	19.84	23	6.28
13	15.12	24	3.28
14	21.28	25	3.57
15	21.28	26	4.27
16	12.4	27	0.76
17	8.83	28	4.26
18	9.97	29	5.3
19	7.27	30	4.26
20	9.28	32	9
21	12.5	34	13.85

Nesse exemplo, o algoritmo informou que a solução da rede de abastecimento analisada terá pressão inferior ao mínimo preestabelecido durante a manutenção da rede. Abaixo dessa informação estão as pressões nos nós para esse novo cenário, e pode-se observar que os nós 17 a 20, 22 a 30 e 32 terão pressão inferior ao mínimo de 10 m.c.a, pressão informada como o menor valor de pressão admitido para um abastecimento normal,

no exemplo, ou seja, durante a manutenção do trecho 13 os usuários da rede serão abastecidos com vazão inferior à sua demanda, ou serão atendidos de modo precário.

A ferramenta desenvolvida auxilia o projetista durante a elaboração de projetos mais eficientes, informando a pressão em todos os nós, para o cenário da manutenção da rede. O projetista, de posse desses dados, analisará a necessidade do abastecimento dos nós afetados com relação ao abastecimento interrompido e com pressão adequada.

Para se classificar que uma rede não possui confiabilidade mecânica, deve-se considerar para os nós afetados (com pressão inferior ao mínimo pré-determinado) a necessidade de não ter o abastecimento interrompido, a possibilidade do abastecimento com pressão reduzida, a quantidade de consumidores afetados, o custo para a implantação dessas melhorias e etc.

5 CONCLUSÃO

Como a água é um elemento indispensável para a vida de uma população, qualquer interrupção no seu fornecimento gera grandes transtornos ao usuário. Foi apresentada neste estudo uma ferramenta amigável e eficiente desenvolvida em MATLAB, associada ao EPANET TOOLKIT, para analisar a confiabilidade mecânica de uma rede de abastecimento de água. A ferramenta informa ao usuário de maneira rápida e precisa quais são as válvulas que deverão ser fechadas, os nós que não serão abastecidos, os nós que serão abastecidos e a pressão nestes, para o cenário de manutenção com maior probabilidade de manutenção.

A ferramenta apresentada é útil para auxiliar o projetista na avaliação da necessidade de redimensionar a rede de abastecimento de água, determinar as melhores posições para instalações de válvulas na rede de abastecimento e analisar o funcionamento do sistema durante eventos de manutenção

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT NBR 5647-1:2004 Versão Corrigida: 2007 (Sistemas para adução e distribuição de água – Tubos e conexões de PVC 6,3 com junta elástica e com diâmetros nominais até DN 100) – Associação Brasileira de Normas Técnicas, ABNT, Rio de Janeiro, Brasil
- ABNT NBR 7665 : 2007 (Sistemas para adução e distribuição de água –Tubos de PVC 12 DEFOFO com junta elástica – Requisitos) – Associação Brasileira de Normas Técnicas, ABNT, Rio de Janeiro, Brasil
- BAÑOS, R. et al. Resilience Indexes for Water Distribution Network Design: A Performance Analysis Under Demand Uncertainty. **Water Resources Management**, v. 25, n. 10, p. 16, 2011.
- JAFAR, R.; SHAHROUR, I.; JURAN, I. Application of Artificial Neural (ANN) to model the failure of urban water mains. **Mathematical and Computer Modelling**, v. 51, p. 11, 2010.
- JUN, H. **Strategic valve locations in a water distribution system**. 2005. 190 (Doutorado em Filosofia em Engenharia Civil e Ambiental). Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, Virginia.
- KARIMIAN, S. F. **Failure Rate Prediction Models of Water Distribution Networks**. 2015. 134 (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Concordia University, Montreal, Quebec, Canada.
- KURITA, R. Y.; DALFRÉ, J. G. **Modelo para previsão de manutenção em sistemas de distribuição de água**. Unicamp, Campinas. 2008
- OZGER, S. S.; MAYS, L. W. A semi-pressure-driven approach to reliability assessment of water distributions networks. **Thirtieth Congress, International Association of Hydraulic Research**, 2003, Thessaloniki, Greece. p.8.
- PELLETIER, G.; MAILHOT, A.; VILLENEUVE, J.-P. Modeling Water Pipe Breaks - Three Case Studies. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 129, n. 2, p. 115-123, 2003.
- ROSTUM, J. Statistical Modelling of Pipe Failure in Water Networks. 2000. 104 (Doutorado em Engenharia). Department of Hydraulic and Environmental Engineering, Norwegian University of Science and Technology NTNU, Trondheim, Norway.
- SALUSTIANO, A. L. S. **Análise Reversa de um Modelo de Previsão de Manutenção em Redes de Abastecimento de Água**. 2011. 125 (Doutorado em Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo). Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- SARZEDAS, G. L. **Planejamento para a substituição de tubulações em sistemas de abastecimento de água. Aplicação na rede de distribuição de água da Região Metropolitana de São Paulo**. 2009. 113 (Mestrado em Engenharia). Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- SCHEIDEGGER, A.; LEITÃO, J. P.; SCHOLTEN, L. Statistical failure models for water distribution pipes - A review from a unified perspective. **Water Res**, v. 83, p. 237-47, Oct 2015. ISSN 1879-2448.
- TOMBAU, B. et al. General Model for Water-Distribution Pipe Breaks: Development, Methodology, and Application to a Small City in Quebec, Canada. **Journal of Pipeline Systems Engineering and Practice**, v. Vol. 5, n. Issue 1, p. 9, 2014.
- WALSKI, T. M. Water distribution valve topology for reliability-analysis. **Reliability Engineering & System Safety**, v. 42, n.1, p.21-27, 1993
- WAGNER, J.M; Shamir, U.; Marks, D.H.. WATER DISTRIBUTION RELIABILITY: ANALYTICAL METHODS. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v.114, p.23,1988
- ZHUANG, B.; LANSEY, K.; KANG, D. Resilience/Avaibility Analysis of Municipal Water Distribution System Incorporating Adaptive Pump Operation. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 139, p. 11, 2013.

Análise dos padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos e de reúso de águas residuárias de diversos estados do Brasil

Analysis of effluent discharge standards in water bodies and reuse of wastewater from various Brazilian states

• **Data de entrada:**
08/08/2017

• **Data de aprovação:**
11/12/2017

Naassom Wagner Sales Morais/André Bezerra dos Santos*

DOI: 10.4322/dae.2019.004

Resumo

O padrão de lançamento de efluentes em corpos hídricos é uma ferramenta que, juntamente com o padrão de qualidade dos corpos receptores e com o padrão de qualidade de águas residuárias para reúso, visa à preservação e conservação de fontes potáveis de água. Assim, o objetivo da presente contribuição é analisar os padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos e de reúso de águas residuárias de diversos estados do Brasil, de maneira a desenvolver um inventário dos padrões, estabelecer níveis de restrição e comparar os padrões estaduais de reúso com diretrizes e recomendações nacionais e internacionais usualmente utilizadas. Foram analisadas as legislações de dezesseis estados brasileiros e sete parâmetros de qualidade. Conclui-se que não há uma uniformização quanto à adoção de padrões de lançamento de efluentes e à não existência de um marco regulatório legal, em nível nacional, que estabeleça padrões e diretrizes para reúso de águas.

Palavras-chave: Padrão de Lançamento de Efluentes. Padrão de Qualidade de Águas Residuárias para Reúso. Padrão de Qualidade dos Corpos Receptores.

Abstract

The standard for effluent discharge in water bodies is a tool which, together with the standard of quality of the receiving bodies and the wastewater quality standard for reuse, aims at the preservation and conservation of drinking water sources. Thus, the objective of the present contribution is to analyze the standards for effluent discharge in water bodies and wastewater reuse in several states of Brazil, in order to develop an inventory of the standards, establish restriction levels and compare the state reuse standards with commonly used national and international guidelines and recommendations. The legislations of sixteen Brazilian states and seven quality parameters were analyzed. It is concluded that there is no standardization regarding effluent discharge in water bodies and the absence of a legal regulatory framework at the national level that establishes standards and guidelines for water reuse.

Keywords: Effluent discharge standards. Wastewater quality standard for reuse. Standard of quality of the receiving bodies.

Naassom Wagner Sales Morais – Engenheiro Ambiental. Mestrando em Engenharia Civil/Saneamento Ambiental pelo Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará.

André Bezerra dos Santos – Engenheiro Civil. Doutor em Environmental Sciences, Wageningen University, Holanda. Professor Associado II do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará.

***Endereço para correspondência:** Universidade Federal do Ceará, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. E-mail: andre23@ufc.br

1 INTRODUÇÃO

O padrão de lançamento de efluentes em corpos hídricos é uma ferramenta que, juntamente com o padrão de qualidade dos corpos receptores, visa a resguardar a qualidade dos mananciais. As definições do tipo e da concentração do padrão de lançamento visam a facilitar a fiscalização dos poluidores e a detecção e autuação dos responsáveis pela degradação do corpo receptor (Von Sperling, 1998).

Em nível federal, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama), por meio de sua Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011 (Brasil, 2011), dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, fixando valores de concentração de parâmetros orgânicos e inorgânicos a serem obedecidos por qualquer fonte poluidora que lance seus efluentes diretamente em corpos receptores.

Com efeito, alguns órgãos ambientais estaduais e municipais possuem legislações próprias sobre esse assunto, tendo como base os padrões estabelecidos pela legislação federal e, eventualmente, firmando padrões mais restritivos.

Geralmente os padrões de lançamento estão relacionados ao processo de licenciamento ambiental e de fiscalização de empreendimentos, principalmente de indústrias. Comumente são determinados pelas características e singularidades dos estados, principalmente devido aos fatores ambientais, como a qualidade dos mananciais, a vazão e a tipologia dos rios, a disponibilidade de água e de áreas, condições climáticas, e aos fatores econômicos, os quais podem influenciar no acesso às tecnologias de tratamento de efluentes.

Além dos padrões de lançamento de efluentes e do enquadramento dos corpos receptores, legalizado em nível federal pela Resolução Conama nº 357/2005 (Brasil, 2005), os órgãos ambientais locais estão estudando e propondo padrões de qualidade de efluentes tratados para reúso não potável, legalizando, assim, mais uma ferramenta importante na gestão de recursos hídricos.

Segundo Mota et al. (2007), a utilização de esgotos tratados constitui uma medida efetiva de controle da poluição da água e uma alternativa para o aumento da oferta de água em regiões carentes de recursos hídricos.

Desse modo, o reúso de água planejado a partir de efluentes sanitários ou industriais tratados torna-se um recurso importante para a diminuição da exploração de mananciais e, conseqüentemente, para a redução da demanda de água bruta, pela substituição do uso de água potável por uma água de qualidade inferior.

Conforme Hespanhol (2003), cabe, entretanto, institucionalizar, regulamentar e promover o reúso de água no país, fazendo com que a prática se desenvolva de acordo com princípios técnicos adequados e seja economicamente viável, socialmente aceita e segura, em termos de preservação ambiental.

Dessa forma, é necessária uma legislação em nível federal que oriente a instituição das legislações estaduais e/ou municipais sobre padrões de reúso, visando uma uniformização de parâmetros e padrões, sendo respeitadas as singularidades locais e que assegure a qualidade físico-química e microbiológica das águas de reúso.

Assim, o objetivo da presente contribuição é analisar os padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos e de reúso de águas residuárias de diversos estados do Brasil, de maneira a desenvolver um inventário dos padrões, estabelecer níveis de restrição e comparar os padrões estaduais de reúso com diretrizes e recomendações nacionais e internacionais usualmente utilizadas.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O levantamento das legislações ocorreu por meio de contato telefônico com os órgãos ambientais locais, consulta a artigos e trabalhos técnicos pertinentes ao assunto e por meio de sites de busca

da internet. Dessa forma, promoveu-se a separação dos estados que possuem legislações sobre o tema abordado dos que não possuem e daqueles em que não foi possível obter tal informação.

Foram analisadas as legislações de dezesseis estados brasileiros, a saber: Amazônia, Roraima, Maranhão, Ceará, Pernambuco, Alagoas, Bahia, Mato Grosso do Sul, Goiás, Minas Gerais, Espírito

Santo, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul (Figura 1).

Essas legislações foram comparadas com as Resoluções Conama nº 20/1986, nº 357/2005 e nº 430/2011, as quais são marcos regulatórios federais que estabelecem padrões mínimos de qualidade dos efluentes para lançamento em corpos hídricos.

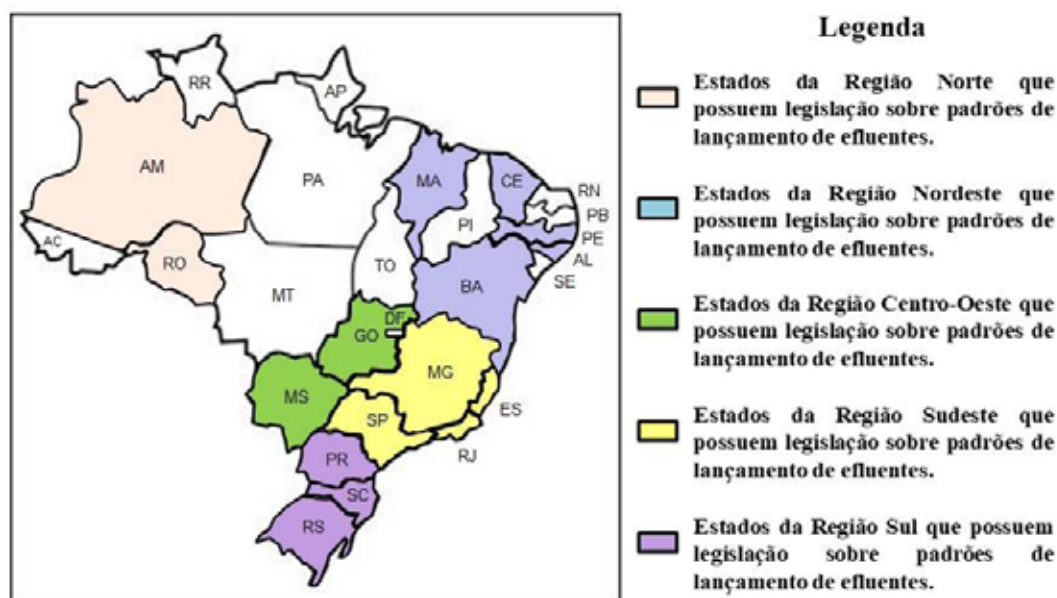


Figura 1 – Estados brasileiros contemplados no inventário.

O estudo contempla os parâmetros e os padrões de lançamento de efluentes sanitários e industriais em comparação com a legislação federal vigente. Foram estudados sete parâmetros, a saber: Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Sólidos Suspensos Totais (SST), Nitrogênio Total (N) e Amoniacal (NH₃), Fósforo Total (P) e Coliformes Termotolerantes (C Term).

Esses padrões foram escolhidos por serem os principais indicadores de poluição dos recursos hídricos, sendo a avaliação e o monitoramento desses parâmetros fundamentais para o diagnóstico da qualidade das águas de um corpo receptor.

Adicionalmente, são os mais presentes nas legislações estudadas.

Além da análise comparativa das concentrações e dos padrões, realizou-se a quantificação dos parâmetros adotados em cada estado e das concentrações máximas mais utilizadas como padrões de lançamento de efluentes. Também se desenvolveu uma compilação e uma quantificação dos diversos tipos de lançamento permitidos nas legislações estudadas.

Por conseguinte, foram determinadas faixas de restrição, considerando os valores de concentrações que mais se repetem nas legislações. Os níveis de restrição permitem realizar uma análise compa-

rativa entre os padrões de lançamento estaduais e identificar os estados que são mais e menos restritivos quanto ao descarte de efluentes.

Por fim, procedeu-se à comparação dos padrões utilizados pelos estados para reúso de efluentes sanitários com diretrizes e recomendações de programas nacionais de pesquisa, normas regulamentadoras e órgãos ambientais internacionais. Os parâmetros utilizados para essa discussão restringiram-se aos adotados pelas legislações estaduais devido aos objetivos deste artigo.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Inventário de Padrões de Lançamento de Efluentes

A **Tabela 1** apresenta os estados que possuem legislação própria sobre lançamento de efluentes em corpos hídricos, correspondendo a 16 das 27 unidades federativas do país. Até onde se teve conhecimento, o Distrito Federal e os estados de Mato Grosso, Piauí, Paraíba e Pará não apresentam legislações vigentes sobre o tema.

De acordo com Jordão e Volschan Jr (2009), no estado da Paraíba, a Nota Técnica nº 301/1988 estabelece os padrões para lançamento de efluentes em corpos hídricos. Contudo, essa legislação não está mais em vigor, informação fornecida pelos órgãos ambientais desse estado. Além disso, não se obteve acesso a tal legislação para sua análise.

O Distrito Federal possui o Decreto nº 18.328 de 1997, o qual determina os padrões de lançamento de efluentes líquidos na rede coletora de esgotos. No entanto, para o tratamento das águas residuárias e seu lançamento em corpos hídricos, a Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal – CAESB utiliza os padrões da Resolução Conama nº 430/2011. Por isso, classificou-se o DF como não possuidor de legislação própria sobre o tema abordado.

Tabela 1 – Estados que possuem legislação sobre lançamento de efluentes.

Legislação	Estados	Quantidade
Possuem legislação própria	SP, GO, SC, AL, RJ, ES (Vitória), RO, BA, PE, RS, MA, MG, PR, AM (Manaus), MS, CE.	16
Não possuem legislação própria	MT, PI, PB, PA, DF.	5
Não se obteve informação	AC, RR, AP, TO, RN, SE.	6

Não se obteve informação sobre a existência ou não de legislação específica sobre esse tema nos estados do Acre, Roraima, Amapá, Tocantins, Rio Grande do Norte e Sergipe. Logo, 59,3% das unidades federativas possuem legislação própria, 18,5% não possuem e 22,2% muito provavelmente não possuem, pois não foi possível ter acesso a essa informação mesmo com consulta aos órgãos ambientais locais.

A **Tabela 2** elenca as legislações brasileiras sobre lançamento de efluentes em corpos hídricos por ano de publicação.

Os estados de São Paulo, Goiás, Santa Catarina e Alagoas ainda possuem legislações vigentes anteriores às Resoluções do Conama. No entanto, verifica-se que estas adotam padrão de DBO mais restritivo em comparação com a Conama nº 430/2011. Além disso, a maioria das legislações estaduais anteriores a essa legislação federal adota mais parâmetros de qualidade do efluente para lançamento e padrões mais restritivos.

Assim, mesmo com as modificações e a inclusão de vários temas, como enquadramento de corpos hídricos, carga poluidora, eficiência mínima de remoção, ecotoxicidade e reúso, a legislação federal atual apresenta-se omissa quanto à adoção de limites para vários parâmetros de qualidade do efluente, como DQO, SST, P, e C Term.

Mesmo com os limites de fósforo e de coliformes nos padrões de classe estabelecidos pela Conama nº 357/2005, muitos estados ainda não possuem enquadramento de seus corpos hídricos.

Logo, a adoção de limites para esses parâmetros em legislação de lançamento de efluentes torna-se imprescindível.

Portanto, a atualização das legislações mais antigas torna-se importante devido à necessidade de revisão dos padrões e inclusão de novos padrões e conceitos antes pouco discutidos e analisados. Por exemplo, São Paulo, Santa Catarina e Goiás não adotam limites para DQO, SST e C Term, parâmetros verificados na maioria das legislações mais recentes sobre o assunto.

Tabela 2 – Legislações nacionais sobre lançamento de efluentes em corpos hídricos.

Estado/País	Legislação	Ano
SP	Decreto nº 8.468	1976
GO	Decreto nº 1.745	1979
SC	Decreto nº 14.250	1981
AL	Decreto nº 6.200	1985
BRASIL	Resolução Conama nº 20	1986
RJ	Deliberação CECA nº 1007: NT FEEMA 202.R10	1986
PB	NT nº 301	1988
ES	Resolução Comdema nº 02	1991
RO	Decreto nº 7.903	1997
BA	Resolução Cepram nº 2.228	2000
PE	NT nº 2001 e NT nº 2002 da CPRH	2001/2002
BRASIL	Resolução Conama nº 357	2005
RS	Resolução Consema nº 128	2006
PE	NT nº 2007 da CPRH	2007
MG	Deliberação Normativa Conjunta Copam/CERH nº 01	2008
PR	Resolução SEMA nº 21 e Resolução Cema nº 70	2009
BRASIL	Resolução Conama nº 430	2011
AM	Resolução Comdema nº 34	2012
MS	Deliberação Ceca nº 36	2012
MA	Portaria Sema nº 79	2013
MT	Resolução CONSEMA nº 55 e Resolução Consema nº 90	2012/2013
CE	Resolução Coema nº 02	2017

Como resultado da compilação das legislações consultadas, apresenta-se um Inventário de Padrões de Lançamento de Efluentes nas **Tabelas 3 A e 3 B**.

Para o parâmetro de DBO, a maioria dos estados utiliza valores mais restritivos do que a preconizada pela Resolução Conama nº 430/2011, destacando-se Pernambuco, Rio de Janeiro e Rio Grande do Sul, que são flexíveis em função da grandeza da poluição, isto é, variam de acordo com a vazão ou carga do poluente e não em termos de concentração.

Segundo Veról e Volschan Jr. (2011), a flexibilidade em relação à grandeza da poluição considera que, quanto menor for a geração de carga orgânica, menor será a eficiência de remoção requerida, e maior será a concentração admissível no efluente.

Adotar padrões em termos de concentração é uma interrelação entre os padrões de lançamento de efluentes e os padrões de qualidade dos corpos hídricos. No entanto, verifica-se que esse mecanismo não promove a diferenciação de pequenos (baixa vazão) e grandes poluidores (alta vazão). Dessa forma, o pequeno poluidor possui dificuldades de provar sua menor participação na degradação dos mananciais, devendo se adequar aos mesmos padrões empregados para os grandes poluidores.

Destaca-se que a adoção de padrões de lançamento tendo como base a carga poluidora presente nos efluentes tem fundamento legal nos artigos 7º e 28º da Resolução Conama nº 430/2011 e que pode ser um mecanismo útil para o controle do lançamento de cargas orgânicas e, consequentemente, para o monitoramento da qualidade dos corpos receptores.

Tabela 3 A– Inventário de Padrões de Lançamento de Efluentes.

Estados	Legislação	Padrões de Lançamento de Efluentes em Corpos Hídricos Concentrações Exigidas nos Efluentes						Eficiência de Remoção (%)		
		DQO (mg O ₂ /L)	DBO (mg O ₂ /L)	SST (mg/L)	N (mg-N/L)	P (mg/L)	C Term (NMP/ 100mL)	DQO	DBO	SST
AM (Manaus)	Resolução Comdema 34/2012	100 ⁽¹⁸⁾ 150 ⁽⁵⁾	60 ⁽¹⁸⁾ 90 ⁽⁵⁾	100 ⁽¹⁾ 60 ⁽²⁾	-	-	-	-	75 ⁽¹⁸⁾ 85 ⁽⁵⁾	20 ⁽¹⁹⁾
RO	Decreto 7.903/1997	-	-	-	5 ⁽³⁾	-	-	-	-	-
AL	Decreto 6.200/1985	150	60	-	0,5 ⁽³⁾	-	-	-	-	-
BA	Resolução Cepam 2.228/2000	-	-	-	-	-	106	-	80 – 95 ⁽⁴⁾	70- 90 ⁽⁴⁾
CE	Resolução Coema 02/2017	200 ⁽¹⁸⁾ (20) 600 ⁽²¹⁾	120 ⁽⁵⁾	100 ⁽⁵⁾ (18) (20) 150 ⁽⁶⁾ (21)	5 ⁽³⁾ (18) 20 ⁽³⁾ (7) (18) (21)	-	5000	-	-	20 ⁽¹⁹⁾
MA	Portaria Sema 79/2013	-	-	-	-	-	-	-	90	90
PE	NT 2001/2002/ 2007 da CPRH	360 (C ≤ 2) ⁽⁸⁾ (18) 160 (2 < C ≤ 6) 120 (6 < C ≤ 50) 60 (C > 50)	180 (C ≤ 2) ⁽⁸⁾ (18) 80 (2 < C ≤ 6) 60 (6 < C ≤ 50) 30 (C > 50)	-	-	-	De 10 ⁶ a 10 ⁴ ⁽⁹⁾	60 – 90 ⁽¹⁰⁾ (18)	40 (C ≤ 2) ⁽⁸⁾ (18) 70 (2 < C ≤ 6) 80 (6 < C ≤ 50) 90 (C > 50)	-
GO	Decreto 1.745/1979 Regulamento	-	60	-	-	-	-	-	80	-
MS	Deliberação Ceca 36/2012	-	100 ⁽¹⁸⁾ 120 ⁽⁵⁾	-	20 ⁽³⁾ (11) (18)	-	-	-	90 ⁽¹⁸⁾ 80 ⁽⁵⁾	-
BRASIL	Conama 430/2011	-	120 ⁽⁵⁾	-	20 ⁽³⁾ (5) (11) (18)	-	-	-	60 ⁽⁵⁾ (18)	-

Tabela 3 B – Inventário de Padrões de Lançamento de Efluentes.

		Padrões de Lançamento de Efluentes em Corpos Hídricos Concentrações Exigidas nos Efluentes						Eficiência de Remoção (%)		
Estados	Legislação	DQO (mg O ₂ /L)	DBO (mg O ₂ /L)	SST (mg/L)	N (mg-N/L)	P (mg/L)	C Term (NMP/ 100mL)	DQO	DBO	SST
ES (Vitória)	Resolução Comdema 02/1991	200	-	100	5 ⁽³⁾	-	-	-	90 (C ≥ 100) ⁽⁸⁾	-
MG	Deliberação Normativa Conjunta Copam/CERH 01/2008	180 250 ⁽¹²⁾	60	100 150 ⁽⁶⁾	5 ⁽³⁾ (11)	-	-	70	75	-
RJ	Deliberação Ceca nº 1007/86 - NT FEEMA 202. R10/1986	-	180 (C ≤ 5) ⁽⁸⁾ 100 (5 < C ≤ 25) 65 (25 < C ≤ 80) 40 (C > 80)		5 ⁽³⁾ 10 ⁽¹³⁾ (16)	1 ⁽¹³⁾	-	-	30 (C ≤ 5) ⁽⁸⁾ 65 (5 < C ≤ 25) 80 (25 < C ≤ 80) 85 (C > 80)	-
SP	Decreto 8.468/1976	-	60	-	-	-	-	-	80	-
PR	Resolução Sema 21/2009 e Resolução Cema 70/2009	225 200 ⁽¹⁰⁾ (14)	90 50 ⁽¹⁴⁾	-	-	-	-	-	-	-
RS	Resolução Consema 128/2006	400 (Q < 20) ⁽¹⁵⁾ 360 (20 ≤ Q < 100) 330 (100 ≤ Q < 500) 300 (500 ≤ Q < 1000) 260 (1000 ≤ Q < 3000) 200 (3000 ≤ Q < 7000) 180 (7000 ≤ Q < 10 ⁴) 150 (Q ≥ 10 ⁴)	180 (Q < 20) ⁽¹⁵⁾ 150 (20 ≤ Q < 100) 110 (100 ≤ Q < 500) 80 (500 ≤ Q < 1000) 70 (1000 ≤ Q < 3000) 60 (3000 ≤ Q < 7000) 50 (7000 ≤ Q < 10 ⁴) 40 (Q ≥ 10 ⁴)		20 (Q < 100) ⁽¹⁵⁾ (16) 20 (100 < Q ≤ 10 ³) 15 (10 ³ < Q ≤ 10 ⁴) 10 (Q ≥ 10 ⁴) 20 ⁽³⁾	4 (Q < 100) ⁽¹⁵⁾ 3 (100 ≤ Q < 10 ³) 2 (10 ³ ≤ Q < 10 ⁴) 1 (Q ≥ 10 ⁴)	105 (Q < 100) ⁽¹⁵⁾ 104 (100 ≤ Q < 10 ³) 104 (10 ³ ≤ Q < 10 ⁴) 103 (Q ≥ 10 ⁴)-	-	-	-
SC	Decreto Nº 14.250/1981 e Lei 14.675/2009	-	60	-	10 ⁽¹³⁾ (16)	4 ⁽¹³⁾ (17)	-	--	80	-
BRASIL	Conama 430/2011	-	120 ⁽⁵⁾	-	20 ⁽³⁾ (5)(11)(18)	-	-	-	60 ⁽⁵⁾ (18)	-

1. Valor Máximo Diário.
2. Média Aritmética Mensal.
3. Nitrogênio Amoniacal.
4. Variável de acordo com o padrão socioeconômico do empreendimento imobiliário habitacional.
5. Para efluentes sanitários (domésticos).
6. Para efluentes de Lagoas de Estabilização.
7. Somente para pH abaixo de 8 (Resolução Coema nº 02/2017).
8. Variável de acordo com a Carga Orgânica diária bruta (kg/dia).
9. Variável de acordo com classes de enquadramento do corpo d'água receptor.
10. De acordo com o Tipo de Indústria.
11. O padrão para Nitrogênio Amoniacal não é exigível para Sistemas de Tratamento de Esgotos Sanitários e deve atender ao padrão da classe de enquadramento do corpo receptor.
12. Para Indústria Têxtil.
13. Lançamentos em Corpos Hídricos contribuintes de lagoas ou lagunas ou estuários.
14. Para Indústrias de Laticínios.
15. Variável de acordo com a Vazão diária (m³/dia).
16. Nitrogênio Total.
17. A legislação prevê eficiência mínima de remoção de 75%.
18. Para efluentes industriais.
19. A legislação prevê eficiência mínima de remoção após desarenação, em casos de lançamento de efluentes por meio de emissário submarino.
20. Para efluentes advindos de lavagem de filtro de ETA.
21. Para lançamento indireto de efluentes (em sistema coletor das operadoras de serviços de esgoto).

Por intermédio do inventário, constata-se que, para o parâmetro de DQO, as legislações estaduais empregam valores de concentrações bem distintos, sem apresentar um padrão característico. Além disso, a legislação federal não apresenta um valor teto a ser cumprido, aumentando a autonomia dos estados e possibilitando que estes adotem padrões que se adequem mais ao seu contexto ambiental e econômico.

Dessa forma, verifica-se que a maioria dos estados adota padrões de DQO para efluentes industriais e sanitários, além de estabelecer concentrações próprias de acordo com a tipologia industrial ou do empreendimento, como no caso do Ceará, de Minas Gerais e do Paraná. Apenas dois estados adotam padrões de DQO de acordo com a variação da carga poluidora, a saber, Pernambuco e Rio Grande do Sul.

Em relação ao parâmetro de sólidos suspensos totais (SST), há uma diversidade de padrões fixados, possivelmente por não existir uma concentração limite na legislação federal. Apenas seis estados brasileiros adotam esse parâmetro para verificação em caso de lançamento de efluentes, sendo comum a concentração limite de 100 mgSST/L.

O município de Manaus, por exemplo, admite uma concentração diária de 100 mgSST/L e uma concentração média mensal de 60 mgSST/L. Essa abordagem é interessante devido a possíveis variações desse parâmetro em estações de tratamento de esgotos causadas por fatores externos, como chuvas, que podem carrear material particulado para dentro do sistema de tratamento, ou por outros fatores, como falha operacional, produção excessiva de lodo e variação na carga poluidora presente no efluente a ser tratado. Logo, essa flexibilidade em relação à concentração diária e mensal permite uma menor restrição e uma maior facilidade em atender a legislação.

No Ceará, é adotada a concentração de 100 mgSST/L para efluentes sanitários, industriais e advindos de lavagem de filtro de ETA e a concentração de 150 mgSST/L para lançamento em sistema coletor das operadoras de serviço de esgotos e para efluentes advindos de lagoas de estabilização, os quais, geralmente, possuem elevada concentração de sólidos suspensos devido à presença de biomassa. Essa diferenciação de concentrações que considera o tipo de tratamento facilita o atendimento dos padrões e, consequentemente, o cumprimento legal pelos grandes e pequenos poluidores.

Para os parâmetros de DQO, DBO e SST, alguns estados e a Resolução Conama nº 430/2011 firmam padrões de eficiência mínima de remoção em estações de tratamento, visando a garantir um mínimo de qualidade ao efluente. No entanto, essa metodologia pode não ser eficaz em casos de tratamento de esgotos com elevada carga poluidora e não assegura a geração de um efluente com concentrações aceitáveis para lançamento em corpos receptores.

O estado da Bahia, por meio da Resolução Cepram nº 2.288/2000, adota eficiências mínimas de remoção de DBO na faixa de 80% a 95% de acordo com o perfil socioeconômico de empreendimentos habitacionais.

Essa forma de exigir o tratamento dos esgotos, apesar de não assegurar um efluente com características aceitáveis para o lançamento em corpos hídricos, apresenta-se como um esforço legal para o controle da poluição, mas não contribui de forma eficaz para diminuir os efeitos adversos ocasionados ao meio ambiente pelo lançamento de efluentes com baixa qualidade em mananciais, pois o impacto ambiental ocorrerá independentemente do padrão socioeconômico de um grupo de pessoas, devido à semelhança da composição dos esgotos domésticos.

Constata-se que todas as legislações estaduais que aplicam eficiência mínima de remoção de DBO são mais restritivas do que a legislação federal, a qual estabelece remoção mínima de 60%, enquanto os estados exigem valores na faixa de 75% a 95%.

Em relação aos nutrientes, o parâmetro nitrogênio total é solicitado no Rio de Janeiro, no Rio Grande do Sul e em Santa Catarina, sendo a concentração máxima de 10 mgN/L a mais utilizada. O estado do Rio Grande do Sul utiliza a variação da carga poluidora de nitrogênio total como padrão de lançamento, mas também adota a concentra-

ção de 20 mg-N/L como valor limite de nitrogênio amoniacal nos efluentes.

O nitrogênio amoniacal é utilizado por nove estados, sendo 5 mg-N/L e 20 mg-N/L as concentrações mais representativas, sendo mais adotado pelos estados do que o parâmetro de nitrogênio total. Isso pode ser explicado pelo maior efeito nocivo da amônia no meio ambiente, principalmente em sua forma não ionizada (NH₃).

Erickson (1985) reporta que, embora alguma toxicidade possa ser atribuída à amônia ionizada, a forma não ionizada é reconhecidamente a espécie mais tóxica de amônia. Dessa forma, o controle desse parâmetro torna-se fundamental para a conservação e preservação dos mananciais.

Logo, torna-se importante observar a legislação do Ceará, a qual adere padrão para nitrogênio amoniacal apenas para efluentes industriais e varia de acordo com o pH do efluente. Para valores de pH abaixo de 8, o valor máximo permitido é de 20 mg-N/L, e, para valores de pH acima de 8, a concentração máxima nos efluentes é de 5 mg-N/L.

A legislação federal e a de Minas Gerais também aplicam a concentração de 20 mg-N/L, no entanto, assim como no Ceará, esse parâmetro não é exigível para Sistemas de Tratamento de Esgotos Sanitários.

Percebe-se que as legislações desses estados e a Resolução Conama nº 430/11 suprimem a responsabilidade das Companhias e Agências de tratamento de esgotos públicos, mas exigem das indústrias e de outros empreendimentos privados o cumprimento do padrão de nitrogênio amoniacal. Essa medida apresenta-se contraditória em termos de geração de impacto ambiental, pois é notável que os esgotos públicos tratados correspondem a uma elevada parcela da carga poluidora lançada em mananciais, principalmente, devido à elevada vazão de descarte.

Ressalta-se que adotar uma concentração de 5 mg-N/L de amônia em efluentes industriais com pH acima de 8, critério utilizado no Ceará, torna-se impeditivo à adoção de determinadas tecnologias de tratamento, como o sistema de lagoas de estabilização.

Segundo Von Sperling (2005), a fotossíntese que ocorre nas lagoas facultativas e, principalmente, nas lagoas de maturação, de polimento e de alta taxa, contribui para a elevação do pH, por retirar do meio líquido o CO_2 , ou seja, a acidez carbônica. Adicionalmente, em lagoas de maturação, um dos fatores que contribuem para a inativação de microrganismos é um pH elevado comumente acima de 8,5.

Ainda conforme o mesmo autor, um sistema de tratamento de efluentes sanitários composto por lagoa anaeróbia, lagoa facultativa e lagoas de maturação possui a capacidade de gerar efluentes com concentração entre 10 mg-N/L a 15 mg-N/L de amônia, possuindo uma eficiência média de remoção na faixa de 50% a 65%.

Logo, esse tipo de tecnologia para tratamento de efluentes dificilmente atenderia a esse limite tão restritivo. Conforme observaram Reis (1998), Reis e Mendonça (1998; 1999A; 1999B; 2009), o limite de 5 mg-N/L para as concentrações de amônia total nos efluentes apresenta-se extremamente rigoroso.

A obtenção de 20 mg-N/L de nitrogênio amoniacal para alguns efluentes industriais, mesmo a partir do uso de processos anaeróbios-aeróbios como UASB-FSA, UASB-FBP ou UASB-Wetlands, é bem difícil, necessitando-se muitas vezes de processos terciários de tratamento de esgotos. Assim, os custos de implantação, operação e manutenção serão muito elevados, inviabilizando o cumprimento da legislação por parte de muitas indústrias de pequeno e médio portes.

No que se refere ao parâmetro fósforo, apenas três estados utilizam padrão de lançamento. Os estados de Rio de Janeiro e Santa Catarina estabelecem concentrações máximas para o lançamento de fósforo em corpos hídricos contribuintes de lagoas, lagunas ou estuários. Essa medida visa a evitar a eutrofização de ecossistemas de água doce lânticos e a ação nociva desse poluente à biodiversidade dos estuários.

No que concerne ao parâmetro de coliformes termotolerantes, apenas quatro dos dezesseis estados empregam padrões para lançamento. Ressalta-se o padrão adotado por Pernambuco, o qual diversifica a quantidade de coliformes em consonância com a classe de enquadramento do corpo de água receptor. Nota-se que o padrão de 106 NMP/100 mL, aplicado na Bahia para empreendimentos imobiliários habitacionais, é a concentração mais permissiva em comparação com os outros estados que utilizam esse parâmetro.

A **Tabela 4** apresenta os parâmetros adotados por cada estado e as concentrações mais utilizadas como padrões de lançamento de efluentes. Percebe-se que a concentração máxima de DQO é aderida por oito estados, contudo os padrões são diversos, não existindo um valor característico ou representativo.

Além disso, verifica-se que a maior parcela dos estados adota padrões para DBO, SST, NH_3 , sendo 60 mgO_2/L , 100 mgSST/L e 5 mg-N/L , respectivamente, as concentrações máximas mais representativas desses parâmetros.

A concentração de 60 $\text{mg O}_2/\text{L}$ de DBO, sendo a mais adotada como padrão de lançamento de efluentes, também foi verificada por Von Sperling & Nascimento (1999), os quais realizaram uma análise dos padrões de 14 estados brasileiros, e por Veról e Volschan Jr. (2011), os quais verificaram 15 legislações estaduais sobre lançamento de efluentes.

Os tipos de lançamento de efluentes apresentados nas legislações estudadas podem ser observados na **Tabela 5**. Constata-se que apenas Ceará e Minas Gerais determinam padrões específicos e menos restritivos para Lagoas de Estabilização, tecnologia muito utilizada nesses estados devido à disponibilidade de área e baixo custo operacional. Essa adoção visa facilitar o cumprimento das legislações no que concerne ao parâmetro de sólidos suspensos totais (SST), o qual costuma ser elevado nesse tipo de tratamento devido à presença de biomassa suspensa.

Em relação à disposição no solo de efluentes, apenas as legislações do Ceará e do Mato Grosso do Sul estabelecem padrões específicos. Nos demais estados, a legislação apenas registra que a disposição de efluentes no solo, mesmo tratados, não poderá causar poluição ou contaminação das águas.

No tocante ao lançamento de efluentes na rede coletora municipal, apenas seis das legislações estudadas determinam padrões específicos. Além disso, em relação aos parâmetros estudados, apenas o Ceará estabelece padrão de DBO para lançamento na rede coletora.

É importante ressaltar que isso não indica que os outros estados analisados nesse estudo não possuam padrões para esse tipo de lançamento, mas que os parâmetros diferem dos analisados nesse estudo ou que as legislações específicas não foram encontradas.

Por exemplo, Goiás possui uma legislação própria para lançamento em corpos hídricos (Decreto Estadual nº 1.745/1979) e um Regulamento da Companhia de Desenvolvimento Econômico de Goiás (Regulamento Codego-AGE de 08/07/2016), que definem padrões de lançamento na rede coletora para indústrias localizadas nos distritos industriais.

No entanto, em alguns estados existe apenas uma legislação que estabelece os tipos de

lançamento de efluentes e seus padrões, como a Resolução Coema nº 02/2017 do Ceará. Essa legislação contempla padrões para lançamento em corpos hídricos, em lagoas de estabilização, em rede coletora municipal, em emissário submarino e no solo, além de definir padrões para efluentes de lavagem de filtros de Estação de Tratamento de Águas e para a prática do reúso de efluentes sanitários.

Portanto, verifica-se a existência de vários tipos de lançamento de efluentes, determinados principalmente segundo as necessidades e critérios de cada estado, como tecnologia de tratamento de efluentes acessível, clima, condições do solo, possibilidade de lançamento de efluentes no mar, presença de distritos industriais e o enfrentamento de escassez hídrica.

Tabela 4 – Concentração Máxima dos Parâmetros mais adotada pelos estados.

Parâmetro	Adotam Concentração Máxima	Adotam Eficiência Mínima de Remoção	Concentração mais Adotada
DQO (mg O₂/L)	8⁽¹⁾ AM, AL, CE, PE, ES, MG, PR, RS, SC	2⁽²⁾ PE, MG	– – ⁽³⁾
DBO (mg O₂/L)	12 AM, AL, CE, PE, GO, MS, MG, RJ, SP, PR, RS, SC	11 AM, BA, MA, PE, GO, MS, ES, MG, RJ, SP, SC	9⁽⁴⁾ 60
SST (mg/L)	6 AM, CE, ES, MG, RJ, RS	5 AM, BA, CE, MA, RJ	5 100
N Total (mg/L)	3 RJ, RS, SC	1 RS	3 10
NH₃ (mg-N/L)	9 RO, AL, CE, MS, ES, MG, RJ, RS, SC	– –	5 5
P Total (mg/L)	3 RJ, RS, SC	1 SC	2 4
C Term (NMP/100mL)	4 BA, CE, PE, RS	1 RS	– –

1. Número de estados que adotam limites de concentração máxima.
2. Número de estados que adotam limites de eficiência mínima de remoção.
3. O parâmetro não possui valor representativo de concentração mais adotado.
4. Número de estados que adotam o valor representativo de concentração mais utilizado.

Tabela 5 – Tipologia de Lançamento de Efluentes.

Adotam Padrões de Lançamento:	
Para Efluentes Oriundos de Sistemas de Lagoas de Estabilização	Para Descarte de Efluentes por meio de Emissário Submarino
2 ⁽¹⁾	4
CE, MG	AM, AL, CE, ES
Para Descarte de Efluentes em Sistemas de Esgotos providos de Tratamento (Rede Coletora)	Para Disposição de Efluentes no Solo
6	2
RO, CE, GO, ES, RJ, SP	CE, MS
Para Lavagem de Filtro de ETA	Para Águas de Reúso
1	2
CE	CE, SP
Segundo a Tipologia Industrial ou do Empreendimento	Segundo a Carga Poluidora
3	3
CE, PE, PR	PE, RJ, RS

1. Número de estados que adotam padrões para determinada tipologia de lançamento de efluentes.

3.2 Níveis de Restrição dos Padrões de Lançamento

Com base nas legislações estaduais apresentadas, a **Tabela 6** apresenta os níveis de restrição de acordo com a concentração dos parâmetros nos efluentes. Ressalta-se que essa tabela foi desenvolvida apenas com os padrões de lançamento em corpos hídricos, excluindo-se os outros tipos de lançamento.

Dentre os estados considerados muito restritivos estão Pernambuco, Rio de Janeiro e Rio Grande do Sul, os quais diversificam as concentrações em função da carga ou da vazão. Por isso, também estão enquadrados nas outras categorias.

Nesse contexto, Alagoas também é considerado muito restritivo por decretar que a concentração máxima de nitrogênio amoniacal em lançamen-

tos de efluentes é de 0,5 mg-N/L. Esse padrão apresenta-se muito restritivo e não é representativo quando comparado com os outros padrões aderidos por outros estados brasileiros, além de dificultar o atendimento à legislação.

A legislação do município de Manaus também é considerada muito restritiva no que se refere ao padrão de Sólidos Suspensos Totais, adotando um valor médio mensal de 60 mg/L. Também considerado muito restritivo, o Ceará é muito rigoroso quanto ao parâmetro de coliformes termotolerantes.

Além dos estados que são considerados menos restritivos devido à diversificação da concentração de acordo com a carga ou vazão do efluente, Minas Gerais e do Paraná são menos restritivos em relação ao parâmetro de DQO, admitindo valores de concentrações superiores a 200 mg/L.

No que diz respeito ao parâmetro fósforo, Santa Catarina e Rio Grande do Sul são considerados menos restritivos devido à adoção de uma concentração máxima de 4 mg/L e à variação da concentração máxima segundo a vazão diária de lançamento, respectivamente.

Em relação aos coliformes termotolerantes, Pernambuco é classificado como menos restritivo e aplica padrões de acordo com o enquadramento do corpo receptor. O estado do Ceará apresenta o valor mais restritivo para esse parâmetro, determinando 5000 NMP/100mL. Os estados mais permissivos no tocante ao lançamento de coliformes termotolerantes são Bahia, Pernambuco e Rio Grande do Sul.

Tabela 6 – Níveis de Restrições dos Padrões de Lançamento.

Parâmetro	Padrões de Lançamento de Efluentes em Corpos Hídricos (mg/L)			
	Muito Restritivo	Restritivo	Menos Restritivo	Não Adota
DQO (mg O ₂ /L)	C < 120	120 ≤ C ≤ 200	> 200	–
	AM, PE ⁽¹⁾	AM, AL, CE, PE, ES, MG, PR, RS ⁽²⁾	PE ⁽¹⁾ , MG, PR, RS ⁽²⁾	RO, BA, MA, GO, MS, RJ, SP, SC
DBO (mg O ₂ /L)	< 60	60 ≤ C ≤ 90	> 90	–
	PE ⁽¹⁾ , RJ ⁽¹⁾ , PR, RS ⁽²⁾	AM, AL, PE ⁽¹⁾ , GO, MG, RJ ⁽¹⁾ , SP, PR, RS ⁽²⁾ , SC	CE, PE ⁽¹⁾ , MS, RJ ⁽¹⁾ , PR, RS ⁽²⁾	RO, BA, MA, ES
SST (mg/L)	< 100	100 ≤ C ≤ 150	> 150	–
	AM, RJ ⁽¹⁾ , RS ⁽²⁾	AM, CE ⁽³⁾ , ES, MG, RJ ⁽¹⁾ , RS ⁽²⁾	RJ ⁽¹⁾ , RS ⁽²⁾	RO, AL, BA, MA, PE, GO, MS, SP, PR, SC
N Total (mg/L)	< 10	10 ≤ C ≤ 20	> 20	–
	–	RJ ⁽¹⁾ , RS ⁽²⁾ , SC	–	AM, RO, AL, BA, CE, MA, PE, GO, MS, ES, MG, SP, PR
NH ₃ (mg-N/L)	< 5	5 ≤ C ≤ 20	> 20	–
	AL	RO, CE ⁽⁴⁾ , MS, ES, MG, RJ, RS	–	AM, BA, MA, PE, GO, SP, PR, SC
P Total (mg/L)	< 1	1	> 1	–
	–	RJ, RS ⁽²⁾	SC, RS ⁽²⁾	AM, RO, AL, BA, CE, MA, PE, GO, MS, ES, MG, SP, PR
C Term (NMP/100mL)	< 10 ⁴	10 ⁴ ≤ C ≤ 10 ⁵	> 10 ⁵	–
	CE	PE, RS ⁽²⁾	BA, PE, RS ⁽²⁾	AM, RO, AL, MA, GO, MS, ES, MG, RJ, SP, PR, SC

1. Em Função da Carga Orgânica Bruta (kg/dia).

2. Em Função da Vazão Diária de Lançamento (m³/dia).

3. Limites diferentes de acordo com o tipo de efluente (sanitário, industrial, provenientes de lagoas de estabilização).

4. Limites diferentes de acordo com o pH.

3.3 Padrões de Reúso para Águas Residuárias Tratadas

Os estados do Ceará e de São Paulo apresentam-se como pioneiros no desenvolvimento de legislações sobre padrões para reúso de água a partir de esgotos sanitários. Não foram identificadas legislações de outros estados. A Resolução Coema n° 02/2017, do Ceará, estabelece padrões para reúso de água a partir de efluentes sanitários, abrangendo quatro modalidades, como retratado na **Tabela 7**.

Essa legislação também permite reúso externo de efluentes não sanitários, como os efluentes provenientes de processos industriais, desde que seja apresentado projeto prévio ao órgão ambiental competente e que obedeça aos padrões de reúso de água de acordo com as modalidades previstas na legislação.

A Resolução Conjunta SES/SMA/SSRH n° 01/2017, do estado de São Paulo, disciplina o reúso direto

não potável de água para fins urbanos, como irrigação paisagística, lavagem de logradouros públicos, construção civil e lavagem de veículos. Estabelece duas categorias de reúso, a saber, uso com restrição moderada e uso com restrição severa, de acordo com o grau de restrição ao contato humano. Dessa forma, a categoria com restrição severa possui parâmetros de qualidade menos restritos, mas possui maiores restrições de uso para evitar o contato da água de reúso com o homem.

Essa legislação apresenta-se como pioneira ao definir padrões de qualidade utilizando parâmetros de DBO, turbidez, SST, cloro residual, cloreto, boro e Razão de Adsorção de Sódio (RAS), além dos convencionais adotados no estado do Ceará.

Nesse contexto, essas legislações fornecem fundamento legal para o desenvolvimento de mais projetos de reúso de água, contribuindo também para fomentar ações de engenharia sanitária e ambiental nos estados brasileiros.

Tabela 7 – Padrões da Resolução Coema nº 02/2017 para Reúso de Efluentes Sanitários.

Parâmetro	Parâmetros					
	C Term (NMP/ 100mL)	Ovos de Geohelminto (ovo/L)	C.E (µS/cm)	pH	Temperatura (°C)	RAS (mmolcL ⁻¹)
Urbanas	5000 1000 ⁽¹⁾	1	3000	6,0 – 8,5	-	-
Agrícolas e Florestais	ND ⁽²⁾ (3) 1000 ⁽⁴⁾	ND ⁽¹⁾ 1 ⁽³⁾	3000	6,0 – 8,5	-	15
Ambientais	10.000	1	3000	6,0 – 8,5	-	-
Aquicultura	1000	ND	3000	6,0 – 8,0	40	-

1. Para fins de irrigação paisagística.

2. ND: Não Detectável.

3. Culturas a serem consumidas cruas cuja parte consumida tenha contato direto com a água de irrigação.

4. Demais culturas.

A Tabela 8 apresenta uma comparação dessas legislações com as recomendações da Organização Mundial da Saúde (OMS), da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA), da Pesquisa em Saneamento Básico (Prosab) e da NBR 13.969/1997, a qual dispõe sobre a disposição final dos efluentes líquidos de tanque séptico.

Para a modalidade urbana, o padrão de coliformes termotolerantes estabelecido na legislação cearense apresenta-se menos restrito em relação à ABNT NBR 13.969/1997, inclusive para a atividade de irrigação paisagística. Destaca-se que a USEPA e a legislação do estado de São Paulo estabelecem um exigência muito rigorosa para essa modalidade de reúso, não admitindo a detecção de coliformes termotolerantes em águas de reúso para as atividades urbanas em que possa ocorrer contato de água com o homem.

A Resolução Coema nº 02/2017 do Ceará e a OMS estabelecem a mesma concentração máxima de coliformes termotolerantes para irrigação paisagística, 1.000 NMP/100 mL, mas, para atividades em que ocorra contato direto com o público, a OMS indica um padrão mais restritivo de 200 NMP/100 mL, assim como a legislação de São Paulo.

Em relação às atividades agrícolas e florestais, a legislação cearense apresenta-se muito restritiva quanto à presença de coliformes termotolerantes nos efluentes tratados para irrigação de culturas alimentares a serem consumidas cruas cuja parte consumida tenha contato direto com a água de irrigação, seguindo o mesmo padrão adotado pelas USEPA. Para a irrigação de demais culturas, o limite de coliformes termotolerantes torna-se mais restritivo em relação às recomendações do Prosab e da NBR 13.969/1997 e menos restritivo em comparação com as diretrizes da USEPA. Os padrões utilizados para coliformes para as outras modalidades de reúso são similares.

No que concerne à detecção de ovos de helmintos, a USEPA apresenta diretrizes muito restritivas, e as outras fontes de estudo estabelecem padrões menos restritivos. Ressalta-se que, apesar de a qualidade microbiológica das águas de reúso dever assegurar a saúde da população, a adoção de padrões muito rigorosos pode dificultar a prática de reúso de água devido, principalmente, aos elevados custos de tratamento a serem empregados. Uma ferramenta que pode ser de grande valia nessa tomada de decisão é a Análise Quantitativa de Risco Microbiológico (AQRM, QMRA no inglês), a qual não é prevista ou sugerida em nenhuma legislação nacional.

Tabela 8 – Comparação entre os padrões de reúso adotados pelas legislações estaduais brasileiras com outras fontes disponíveis.

PADRÕES DE REÚSO DE ÁGUAS CONCENTRAÇÕES EXIGIDAS NOS EFLUENTES																
Parâmetro	C Term (NMP/ 100mL)				Ovos de Helmintos (ovo/L)				C.E (µS/cm)				pH			
Modalidade de reúso	F.Ur ⁽¹⁾	F.Ag ⁽²⁾	F.A ⁽³⁾	F.Aq ⁽⁴⁾	F.Ur	F.Ag	F.A	F.Aq	F.Ur	F.Ag	F.A	F.Aq	F.Ur	F.Ag	F.A	F.Aq
CE - Resolução Coema 02/2017	5000 1000 ⁽⁵⁾	ND ^{(6) (7)} 1000 ⁽⁸⁾	10.000	1000	1	ND ^{(6) (7)} 1 ⁽⁸⁾	1	ND	3000	3000	3000	3000	6,0–8,5	6,0–8,5	6,0–8,5	6,0–8,0
SP – Resolução SES/SMA/ SSRH 01/2017	ND ⁽¹²⁾ <200 ⁽¹³⁾	-	-	-	<1 ⁽¹²⁾ 1 ⁽¹³⁾	-	-	-	700 ⁽¹²⁾ 3000 ⁽¹³⁾	-	-	-	6,0–9,0 ⁽¹²⁾ 6,0–9,0 ⁽¹³⁾	-	-	-
Prosab (Mota 2007)	-	1000 ⁽⁷⁾ 10000 ⁽⁸⁾	-	10000 ⁽¹⁰⁾ 1000 ⁽¹¹⁾	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
OMS (Mota 2007)	1000 ⁽⁵⁾ 200 ⁽⁹⁾	1000 ⁽⁷⁾	-	10000 ⁽¹⁰⁾ 1000 ⁽¹¹⁾	1	1 ^{(7) (8)}	-	ND ⁽⁶⁾	-	-	-	-	-	-	-	-
USEPA Guidelines for Water Reuse. 2012	ND ^{(5) (12)} 200 ⁽¹³⁾	ND ^{(6) (7)} 200 ⁽⁸⁾	200	-	ND ⁽⁵⁾	ND ⁽⁷⁾	-	-	-	-	-	-	6,0–9,0	6,0–9,0	-	-
ABNT NBR 13.969/97	200 500 ⁽⁵⁾	5000 ⁽⁸⁾	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6,0–8,0	-	-	-

1. Reúso para fins urbanos.
2. Reúso para fins agrícolas e florestais.
3. Reúso para fins ambientais.
4. Reúso para fins de aquicultura.
5. Para Irrigação Paisagística.
6. ND: Não Detectável.
7. Irrigação Irrestrita. Culturas a serem consumidas cruas cuja parte consumida tenha contato direto com a água de irrigação.
8. Irrigação Restrita. Demais culturas.
9. Um valor mais restritivo é apropriado para gramados públicos, tais como hotéis, com os quais o público tenha contato direto.
10. Afluentes do tanque de piscicultura.
11. No tanque de piscicultura.
12. Para atividades urbanas em que o contato com a água não é restrito.
13. Para atividades urbanas em que o contato com a água é restrito.

Dessa forma, percebe-se que os padrões adotados pela Resolução Coema nº 02/2017 do Ceará são mais realistas para o contexto socioeconômico dos estados brasileiros, os quais, em comparação com os estados norte-americanos, possuem menos acesso a tecnologias avançadas de tratamento de efluentes e a recursos financeiros destinados a essa finalidade.

4 CONCLUSÕES

Por meio da análise dos padrões de lançamento de efluentes, percebeu-se a diversidade na forma de abordagem dos limites, seja em termos de concentração ou carga poluidora, não se ob-

servando uma uniformização na adoção dos padrões de lançamento.

Por meio do estabelecimento dos níveis de restrição, constatou-se que alguns estados mantêm uma postura muito restritiva, dificultando o cumprimento da legislação devido ao alto nível de tratamento requerido para alcançar determinado padrão.

Percebe-se que alguns estados suprimem a responsabilidade das Companhias e Agências de tratamento de esgotos públicos, mas exigem das indústrias e de outros empreendimentos privados o cumprimento do padrão de nitrogênio amoniacal. Essa medida apresenta-se contraditória em termos de geração de impacto ambiental, pois é notável que os esgotos públicos tratados corres-

pondem a uma elevada parcela da carga poluidora lançada em mananciais, principalmente devido à elevada vazão de descarte.

Adicionalmente, alguns estados consentem padrões menos restritivos. Nesse caso, a carga poluidora deve ser analisada para que o lançamento dos efluentes não venha a provocar degradação do corpo receptor.

Constatou-se que apenas os estados do Ceará e de São Paulo possuem legislações sobre padrões de qualidade para reúso de águas residuárias, o que representa um avanço na legalização das práticas de reúso e um estímulo para a adoção de padrões próprios por outros estados. Entretanto, verifica-se a falta de um marco regulatório legal, em nível nacional, que estabeleça padrões e diretrizes que conduzam essa prática.

5 REFERÊNCIAS

- ALAGOAS. Decreto nº 6.200, de 01 de Março de 1985. Estabelece medidas de proteção ambiental na área de implantação do Pólo Cloroquímico de Alagoas e dá outras providências. AL. 1985.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 13.969: Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – Projeto, construção e operação. RJ. 1997.
- BAHIA. Conselho Estadual de Meio Ambiente (Cempram). Resolução nº 2.288, de 28 de Abril de 2000. Aprova a Norma Técnica NT 002/2000, que estabelece os padrões de lançamento para efluentes sanitários nos corpos hídricos situados na Região Metropolitana de Salvador – RMS e demais municípios do Estado da Bahia, gerados a partir da implantação de empreendimentos imobiliários habitacionais. BA. 2000.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama). Resolução nº 357, de 17 de Março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília. DF. 2005.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama). Resolução nº 430, de 13 de Maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, completa e altera a Resolução nº 357, de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – Conama. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília. DF. 2011.
- CEARÁ. Conselho Estadual do Meio Ambiente (Coema). Resolução nº 02, de 02 de Fevereiro de 2017. Dispõe sobre os padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras. CE. 2017.
- DISTRITO FEDERAL. Decreto nº 18.328, de 08 de Junho de 1997. Altera o Decreto nº 5.631, de 27 de novembro de 1990, que aprova o novo Regulamento para Instalações Prediais de Esgotos Sanitários no Distrito Federal, que com esta baixa, e dá outras providências. DF. 1997.
- ERICKSON, R.J. An evaluation of mathematical models for the effects of pH and temperature on ammonia toxicity to aquatic organisms. **Water Research**, n. 19, p. 1047-1058, 1985.
- GOIÁS. Companhia de Desenvolvimento Econômico de Goiás (Código). Regulamento CODEGO-AGE de 08 de Julho de 2016. Define padrões de lançamento na rede coletora para indústrias localizadas nos distritos industriais de Goiás. 2016.
- GOIÁS. Decreto Estadual nº 1.745, de 06 de Dezembro de 1979. Aprova o Regulamento da Lei nº 8.544, de 17 de outubro de 1978, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. GO. 1979.
- HESPAHOL, I. Potencial de reúso de água no Brasil: agricultura, indústria, municípios, recarga de aquíferos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 07, n. 4, p. 75-95. 2003.
- JORDÃO, E. P.; VOLSCHAN JR, I. **Tratamento de esgotos sanitários em empreendimentos habitacionais**. Brasília: CAIXA, 2009.
- MANAUS (AMAZÔNIA). Conselho Municipal de Desenvolvimento e Meio Ambiente (Comdema). Resolução nº 34, de 27 de Julho de 2012. Estabelece normas e padrões para qualidade das águas, condições para lançamento de efluentes e dá outras providências. Manaus, AM. 2012.
- MARANHÃO. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Naturais (Sema). Portaria nº 79, de 04 de Julho de 2013. São Luís. MA. 2013.
- MATO GROSSO DO SUL. Conselho Estadual de Controle Ambiental (Ceca). Deliberação nº 36, de Junho de 2012. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água superficiais e estabelece diretrizes ambientais para o seu enquadramento; bem como, estabelece as diretrizes, condições e padrões de lançamento de efluentes no âmbito do Estado do Mato Grosso do Sul, e dá outras providências. MS. 2012.
- MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental (Copam). Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Minas Gerais (CERH). Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 01, de 05 de Maio de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos hídricos e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como, estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. MG. 2008.
- MOTA, S. et al. **Reúso de águas em irrigação e piscicultura**. 2007.

PARANÁ. Conselho Estadual do Meio Ambiente (Cema). Resolução nº 70, de 01 de Outubro de 2009. Dispõe sobre o licenciamento ambiental, estabelece condições e critérios e dá outras providências para empreendimentos industriais. PR. 2009.

PARANÁ. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (Sema). Resolução nº 21, de 22 de Abril de 2009. Dispõe sobre licenciamento ambiental, estabelece condições e padrões ambientais e dá outras providências, para empreendimentos de saneamento. PR. 2009.

PERNAMBUCO. Agência Estadual de Meio Ambiente (CPRH). Norma Técnica nº 2.001. Controle de carga orgânica em efluentes líquidos industriais – estabelece critérios e padrões de emissão que resultem na redução da carga industrial lançada direta ou indiretamente nos recursos hídricos do estado de Pernambuco. PE. 2001.

PERNAMBUCO. Agência Estadual de Meio Ambiente (CPRH). Norma Técnica nº 2.002. Avaliação de parâmetros para descarga de efluentes líquidos industriais e domésticos. PE. 2002.

PERNAMBUCO. Agência Estadual de Meio Ambiente (CPRH). Norma Técnica nº 2.007. Coliformes termotolerantes – Padrões de Lançamento para efluentes domésticos e/ou industriais – estabelecer o NMP máximo de coliformes termotolerantes (CTer) permitidos para lançamento de efluentes domésticos ou industriais nos corpos de água receptores. PE. 2007.

REIS, J.A.T. Análise dos padrões para os compostos amoniacais segundo a Resolução CONAMA 20/86. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 3, n. 4, p. 146-154, 1998.

REIS, J.A.T.; MENDONÇA, A.S.F. Amônia em efluentes e mananciais de água doce – Uma avaliação dos limites impostos pelo CONAMA. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA AMBIENTAL, 20, 1997, **Anais...**, Rio de Janeiro: ABES, 1999A.

REIS, J.A.T.; MENDONÇA, A.S.F. A influência dos valores de pH e temperatura sobre a toxicidade da amônia e sua importância na definição de padrões ambientais para corpos d'água. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA AMBIENTAL, 20, 1997, **Anais...**, Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – Abes, 1999B.

REIS, J.A.T.; MENDONÇA, A.S.F. Análise técnica dos novos padrões brasileiros para amônia em efluentes e corpos d'água. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, n. 3, p. 353-362, 2009.

RIO DE JANEIRO. Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente (FEEMA). Norma Técnica 202.R-10, de 1986. Estabelece critérios e padrões para lançamento de efluentes líquidos, como parte integrante do Sistema de Licenciamento de Atividades Poluidoras – SLAP. RJ. 1986.

RIO DE JANEIRO. Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente (FEEMA). Norma Técnica 215.R-4, de 2007. Diretriz de controle de carga orgânica biodegradável em efluentes líquidos de origem sanitária – estabelece exigências de controle de poluição das águas que resultem na redução de carga orgânica biodegra-

dável de origem sanitária, como parte integrante do Sistema de Licenciamento de Atividades Poluidoras – SLAP. RJ. 2007.

RIO GRANDE DO SUL. Conselho Estadual do Meio Ambiente (Consema). Resolução nº 128, de 07 de Dezembro de 2006. Dispõe sobre a fixação de padrões de emissão de efluentes líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no estado do Rio Grande do Sul. RS. 2006.

RONDÔNIA. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Ambiental (Sedam). Decreto nº 7.903 de 01 de Julho de 1997. Regulamenta a Lei nº 547, de 30 de dezembro de 1993, que dispõe sobre proteção, recuperação, controle, fiscalização da qualidade do meio ambiente no Estado de Rondônia. RO. 1997.

SANTA CATARINA. Decreto Estadual nº 14.250, de 05 de Junho de 1981. Regulamenta dispositivos da Lei nº 5.793, de 15 outubro de 1980, referentes à proteção e a melhoria da qualidade ambiental. SC. 1981.

SANTA CATARINA. Lei Estadual nº 14.675, de 13 de Abril de 2009. Institui o Código Estadual do Meio Ambiente e estabelece outras providências. SC. 2009.

SÃO PAULO. Decreto Estadual nº 8.468, de 08 de Setembro de 1976. Aprova o Regulamento da Lei nº 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. SP. 1976.

SÃO PAULO. Resolução Conjunta SES/SMA/SSR nº 01, de 28 de Junho de 2017. Disciplina o reúso direto não potável de água, para fins urbanos, proveniente de Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário e dá outras providências. SP. 2017.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Guidelines for water reuse. 2012.

VEROL, A. P. VOLSCHAN JR, I. Inventário e Análise de Padrões de Lançamento de Esgotos Sanitários: Visão Nacional e Internacional. **XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. 2011.

VITÓRIA (ESPÍRITO SANTO). Conselho Municipal de Defesa do Meio Ambiente de Vitória (COMDEMA). Resolução nº 02, de 1991. Estabelece critérios e padrões para o controle da poluição dos recursos hídricos no município de Vitória. Vitória, ES. 1991.

VON SPERLING, M. Análise dos padrões brasileiros de qualidade de corpos d'água e de lançamento de efluentes líquidos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.3, n 1, p. 111-132, 1998.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. Vol. 1. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3ª edição. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; UFMG. 2005.

VON SPERLING, M., NASCIMENTO, L.V. A resolução CONAMA 20/86 e as legislações estaduais de classificação das águas e lançamento de efluentes. In: **Anais do 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, p. 2413-2419, 1999.

Influência da alimentação escalonada na biodegradação de corante têxtil por fungos imobilizados em reator em bateladas sequenciais

Influence of stepped feed in Biodegradation of Textile Dye by immobilized fungi in Batch Sequential Reactors

• **Data de entrada:**
12/05/2017

• **Data de aprovação:**
13/12/2017

Gustavo Evangelista dos Santos*/Andreza Dnarla Oliveira Santos/Amanda Moraes Araújo/
Carlos Ronald Pessoa Wanderley/Glória Marinho/Kelly Rodrigues

DOI: 10.4322/dae.2019.005

Resumo

O presente trabalho teve como objetivo avaliar a viabilidade do tratamento fúngico em reatores operados em regime de batelada escalonada durante duas etapas. Na primeira, foram operados dois reatores, um contendo o fungo *Aspergillus niger*, no qual foi obtida remoção de corante de 34,5%, e de DQO Bruta e Solúvel de 46% e 57%, respectivamente. No segundo reator, utilizou-se o fungo *Phanerochaete chrysosporium*, tendo sido a remoção média de corante de 32% e a remoção de DQO Bruta e Solúvel de 55% e 69%, respectivamente. Ao final dessa etapa, um novo reator foi operado em regime convencional utilizando *Phanerochaete chrysosporium* onde os dados foram superiores àqueles observados na batelada escalonada. A remoção de corante foi de 75%, e a remoção de DQO Bruta foi de 60%.

Palavras-chave: *Aspergillus niger*. *Phanerochaete chrysosporium*. Efluente. Eficiência.

Abstract

The present work aimed to evaluate the viability of the fungic treatment in reactors operated in batch regime staggered during two stages. In the first one were operated two reactors, one containing the fungus *Aspergillus niger* where the dye removal was 34,5% and the removal of crude and soluble COD was 46% and 57%, respectively. In the second reactor the fungus *Phanerochaete chrysosporium* was used, being the average dye removal of 32% and the removal of crude and soluble COD of 55% and 69% respectively. At the end of this stage, a new reactor was operated in a conventional regime using *Phanerochaete chrysosporium*, where the data were higher than those observed in the stepped batch. The dye removal was 75% and the removal of crude COD was 60%.

Keywords: *Aspergillus niger*. *Phanerochaete chrysosporium*. Effluent. Efficiency.

Gustavo Evangelista dos Santos – Discente de Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE). Bolsista de Iniciação Científica do IFCE.

Andreza Dnarla Oliveira Santos – Tecnóloga em Gestão Ambiental pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE). Mestre em Tecnologia e Gestão Ambiental pelo Programa de pós-graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do IFCE. Discente de graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária do IFCE.

Amanda Moraes Araújo – Discente de Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE). Bolsista de Iniciação Científica do IFCE.

Carlos Ronald Pessoa Wanderley – Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Ceará (UFC). Mestre em Saneamento Ambiental pela Universidade Federal do Ceará (UFC). Professor do Departamento do Eixo da Química e Meio Ambiente (IFCE).

Glória Marinho – Farmacêutica pela Universidade Federal do Ceará (UFC). Doutora em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC – USP). Professora do Departamento de Química e Meio Ambiente e do Programa de pós-graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do IFCE.

Kelly Rodrigues – Engenheira Civil pela Universidade Federal do Maranhão (UEMA). Doutora em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC – USP). Professora do Departamento de Química e Meio Ambiente e do Programa de pós-graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do IFCE.

***Endereço para correspondência:** Rua Olga Barroso, 372 – Mucuripe – Fortaleza – Ceará – CEP: 60175390. Telefones: (85) 3109-3834 / (85) 98632-1139. E-mail: gustavosantos.ev@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

O vestuário tem sido considerado a segunda maior necessidade da humanidade após a alimentação. Esse importante setor da indústria, porém, requer volumes elevados de água, principalmente para as etapas de tingimento e acabamento, conforme Ribeiro et al. (2014).

Como consequência dessa demanda elevada de água, de acordo com Kunz et al. (2002), o setor têxtil acaba gerando também volume grande de efluentes, os quais, se não forem corretamente tratados, podem causar problemas de contaminação ambiental.

Segundo os estudos de Koprivanac e Kusic (2008), a produção mundial de pigmentos e corantes sintéticos supera a marca de 7×10^5 toneladas por ano e, de acordo com Hessel et al. (2007), e de acordo com Guaratini e Zanoni (2000), 1,2 toneladas por dia desses compostos são liberados no meio ambiente.

Cada tipo de fibra requer uma classe específica de corante, e para Leite et al. (2013), isso é uma grande barreira, sendo necessária a otimização de processos visando a um menor consumo de energia e menor índice de impactos ambientais.

O tratamento destes efluentes se faz necessário, tanto pela presença de corantes como de compostos auxiliares. Devido a sua característica recalcitrante, os corantes não são facilmente degradados em técnicas convencionais de degradação, tendo fungos e bactérias como os principais decompositores encontrados para remediar esses compostos por meio do tratamento biológico dos efluentes (ERDUNLU et al., 2012; ALMEIDA et al., 2012).

Os fungos possuem grande capacidade de degradar poluentes resistentes, por meio da ação de enzimas por eles produzidas, as quais são capazes de despolimerizar grande variedade de

compostos como os corantes têxteis e outros poluentes persistentes (DULLIUS, 2004).

Dentro desse cenário, a busca por tecnologias eficientes e menos onerosas é incessante. A tecnologia fúngica aplicada ao tratamento de águas residuárias têxtil vem sendo estudada, obtendo-se resultados interessantes. Contudo, há necessidade urgente de otimizar a tecnologia, buscando alcançar percentuais maiores de remoção de corantes e de subprodutos, o que pode ser conseguido com o esquema operacional do reator. Assim, neste trabalho foi feito o estudo do tratamento de efluente têxtil por fungos imobilizados em reatores em batelada que foram alimentados de forma convencional e escalonada, esta última com a adição inicial de água residuária – começo de ciclo – e alimentação intermediária com novo aporte de água residuária, ao final do ciclo.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Cultivo dos fungos *Aspergillus niger* e *Phanerochaete chrysosporium*

Os fungos *Aspergillus niger* e *Phanerochaete chrysosporium* foram replicados em placas de Petri previamente esterilizadas contendo meio *Potato Dextrose Agar* (PDA). As placas permaneceram a 28°C, por sete dias, para o crescimento dos esporos em toda sua superfície. Para a inoculação do fungo no reator, foi utilizado um fura rolhas estéril de 8 mm de diâmetro, segundo metodologia de Ottoni (2012). Desta forma, foram retirados discos da área periférica da colônia crescida em placa e acrescidos ao reator, numa proporção de 5 discos para cada 250 mL de meio basal.

2.2 Imobilização da biomassa

O procedimento de imobilização dos fungos no material suporte ocorreu com a imobilização do inóculo em espuma de poliuretano cortada em cubo de 1 cm de aresta. Primeiramente pesaram-

-se aproximadamente 15 g de espumas, que foram divididas em três redes de polietileno e colocadas dentro do reator.

O meio de crescimento para ambos os gêneros fúngicos consistia de 1 g.L^{-1} de glicose e meio sintético ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 0,5 g/L, NaNO_3 0,25 g/L, KH_2PO_4 0,20 g/L, MgSO_4 0,25 g/L, $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 0,01 g/L, $\text{CuSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0,08 g/L, H_2MoO_4 0,05 g/L, $\text{MnSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 0,05 g/L, $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ 0,05 g/L, ZnSO_4 0,04 g/L).

Os reatores passaram cerca de 15 dias recebendo a alimentação adequada para que se obtivesse um melhor crescimento da biomassa dentro do reator sendo que o meio sintético era trocado a cada 72 horas. Após esse período, o reator passou a receber o poluente a ser tratado.

Os reatores da etapa 1 foram operados por 8 ciclos, em regime de batelada escalonada, cada ciclo com tempo reacional (TR) de 48 h, de modo que no início de cada ciclo a água residuária sintética era renovada.

2.3 Montagem do reator em batelada sequencial e alimentação escalonada

O reator em bateladas sequenciais era cilíndrico, em vidro, e possuía volume total de 5 L, sendo o volume reacional (TR) de 4 L, além de vedação na parte superior que consistia de tampa plástica rosqueável (Figura 1), com passagem para mangueira – com diâmetro interno de 4 mm – para fornecimento de ar, o qual foi provido no meio por uso de mini-compressor de ar com vazão de 250 L/h. O reator foi envolto por saco preto de polietileno para evitar possível fotodegradação do corante.

O preparo da água residuária para o gênero *Phanerochaete chrysosporium* foi realizado com água de torneira acrescida do corante Índigo Carmim (20 mg.L^{-1}), glicose (1 g.L^{-1}), Solução de Micronutrientes (10 mL.L^{-1}) (g/L): $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (3,0), NaCl (1,0),

$\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ (0,5), $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (0,1), $\text{ZnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ (0,1), $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (0,1), $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (0,082), H_3BO_3 (0,01), $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ (0,01)) e Macronutrientes (g/L): KH_2PO_4 (0,2), $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (0,5), $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (0,1), $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ (0,2) e antibiótico MegacilinSuperPlus ($0,1\text{ g.L}^{-1}$).

Para o gênero *Aspergillus niger* utilizou-se solução de Vishniac (1 mL.L^{-1}) (g/L): EDTA (10,0), $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (4,4), $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ (1,0), $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (0,32), $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ (0,22), $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (1,47), $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (1,0) e antibiótico MegacilinSuperPlus ($0,1\text{ g.L}^{-1}$), não se utilizou macronutrientes.

Os reatores da etapa 1 foram operados em regime de batelada escalonada, de forma que inicialmente eram adicionados metade do volume total do efluente a ser tratado e após 24 horas adicionava-se o restante do volume com concentração de glicose em 1 g.L^{-1} para o gênero *Aspergillus niger* e $0,25\text{ g.L}^{-1}$ para o gênero *Phanerochaete chrysosporium*.

As análises eram realizadas na entrada e após 24 horas uma alíquota do efluente era retirada para análise. Analisava-se a água residuária sintética que entrava após 24 horas, e também após a mistura da água, completando o volume total de 4L.

2.4 Operação do reator em batelada sequencial convencional

Na etapa 2 da pesquisa, um reator foi operado em regime de bateladas sequenciais convencionais, de modo que a cada 24 horas uma nova concentração de $0,25\text{ g.L}^{-1}$ de glicose era adicionada ao reator.

As análises eram realizadas na entrada, e após 24 horas uma alíquota do efluente era retirada para análise.



Figura 1 – Reator com biomassa fúngica imobilizada em espuma de poliuretano

O volume amostral retirado em cada ciclo para a realização das análises foi apenas 10% do volume útil do reator por ciclo estudado, realizando-se determinações no afluente e efluente das variáveis: pH; matéria orgânica bruta e solúvel, com cossubstrato, em termos de DQO e concentração de corante. As variáveis foram obtidas utilizando os métodos descritos por APHA (2005), exceto corante, que ocorreu segundo método descrito por Rodrigues et al. (2011), com uso de espectrofotômetro UV VIS e leitura de absorbância a 610 nm (cor real).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Etapa 1

Nas Tabelas 1 e 2 são mostradas, respectivamente, as características da água residuária antes e após o tratamento biológico no reator com fungos.

Tabela 1: Características da água residuária sintética que foi utilizada na alimentação do reator

Variável	Concentração Média / Desvio Padrão	
	<i>Aspergillus niger</i>	<i>Phanerochaete chrysosporium</i>
CORANTE	20,07 ± 0,10	20,30 ± 0,19
DQO BRUTA	1259,78 ± 289,35	1028,57 ± 257,71
DQO SOLÚVEL	1118,00 ± 414,45	1025,08 ± 263,78
pH	5,04 ± 0,05	5,03 ± 0,04

Tabela 2: Características da água residuária que saía do reator em 48 horas

Variável	Concentração Média / Desvio Padrão	
	<i>Aspergillus niger</i>	<i>Phanerochaete chrysosporium</i>
CORANTE	13,13 ± 3,16	13,77 ± 3,19
DQO BRUTA	700,64 ± 393,35	443,22 ± 158,25
DQO SOLÚVEL	473,75 ± 321,95	316,73 ± 155,33
pH	5,04 ± 1,88	2,94 ± 0,47

Durante a operação do reator contendo inóculo do fungo *Aspergillus niger*, as análises de remoção de corante (Figura 2) apresentaram remoção média de 34,5%, com máxima de 70% no ciclo 1 e mínima de 21% no ciclo 8. A concentração média na entrada foi de 20 mg/L⁻¹, como observado na Tabela 1, enquanto na saída a concentração média foi de 14 mg/L⁻¹, com máxima de 15,9 mg/L⁻¹ no ciclo 8 e mínima de 6 mg/L⁻¹ no ciclo 1.

Para a matéria orgânica em termos de DQO bruta e solúvel, o reator em batelada escalonada apresentou remoção superior àquelas observadas para corante (Figura 3 e 4). A DQO Bruta foi removida com percentual superior a 40%, em todos os ciclos, com exceção do ciclo 6, onde não houve remoção. A remoção média foi 46%, tendo o ciclo 2 apresentado remoção de 75%, sendo a máxima remoção observada para DQO Bruta. Para a DQO Solúvel, a remoção média foi de 57% com máxima de 75%, no ciclo 1, e mínima de 20%, no ciclo 6.

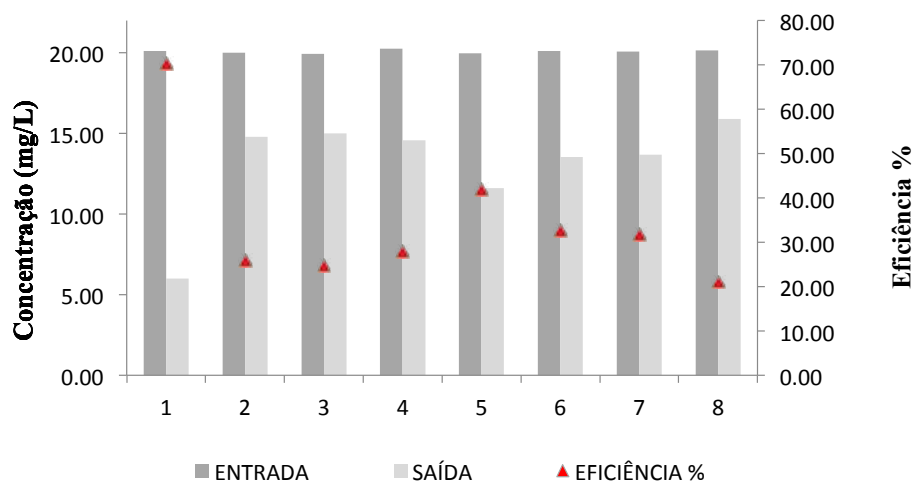


Figura 2 – Eficiência de Remoção de Corante em reator com inóculo de *Aspergillus niger* (Etapa 1)

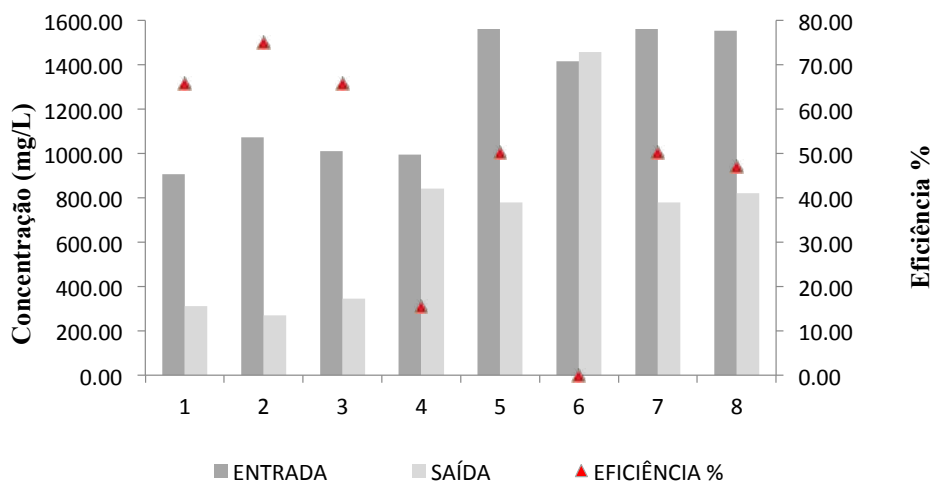


Figura 3 – Eficiência de Remoção de DQO Bruta em reator com inóculo de *Aspergillus niger* (Etapa 1).

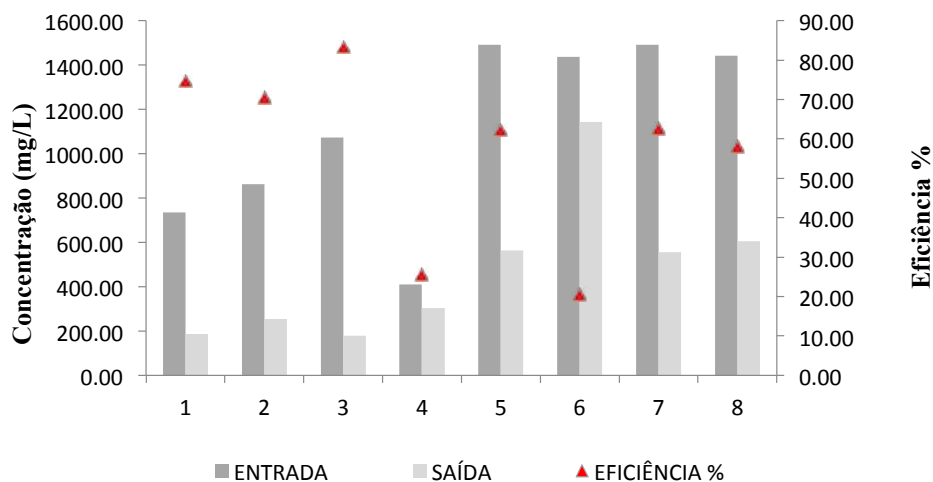


Figura 4 – Eficiência de Remoção de DQO Solúvel em reator com inóculo de *Aspergillus niger* (Etapa 1).

Na saída do reator, a maioria dos valores de pH se mantiveram na faixa ácida (Figura 5), com exceção dos ciclos 7 e 8 que ficaram em torno de 7. O menor valor de pH observado ocorreu no ciclo 5, com valor de 2,72. A média da saída foi de 5,04

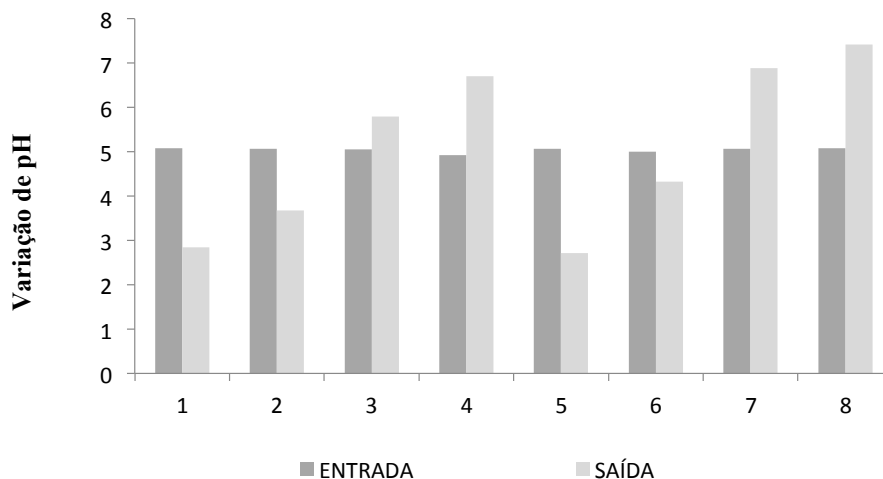


Figura 5 – Variação de pH em reator com inóculo de *Aspergillus niger* (Etapa 1)

O reator contendo inóculo de *Phanerochaete chrysosporium* apresentou remoção média de corante de 32%, com mínima de 13%, no ciclo 8, e máxima de 62,7%, no ciclo 1 (Figura 6). A concentração média na entrada era de 20,30 mg/L⁻¹, enquanto na saída a concentração média foi 13,77 mg/L⁻¹ com máxima de 17,4 mg/L⁻¹ no ciclo 8 e mínima de 7,66 mg/L⁻¹, no ciclo 1.

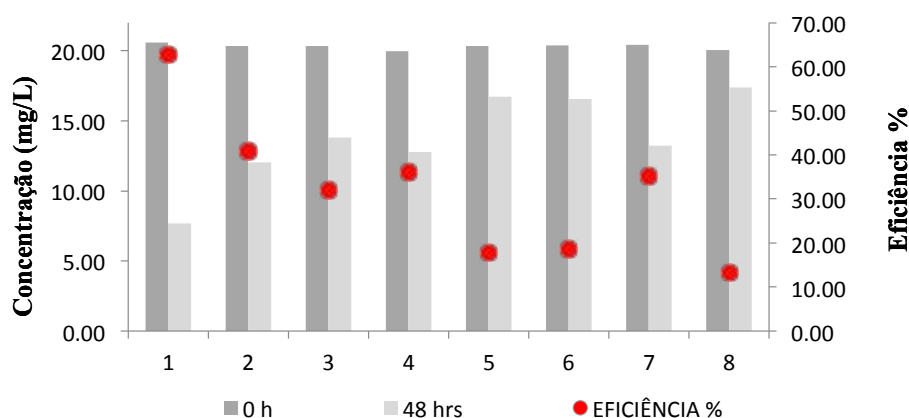


Figura 6 – Eficiência de Remoção de Corante em reator com inóculo de *Phanerochaete chrysosporium* (Etapa 1).

Para a DQO, as remoções médias foram de 55% e 69% para DQO bruta e solúvel respectivamente (Figuras 7 e 8). A eficiência máxima para DQO Bruta ocorreu no ciclo 1, cujo valor foi de 67%, enquanto a mínima foi de 25% no ciclo 5. Para DQO solúvel, a eficiência máxima ocorreu no ciclo 3, cujo valor foi 84,5%, e a mínima apresentou 49% (Ciclo 5).

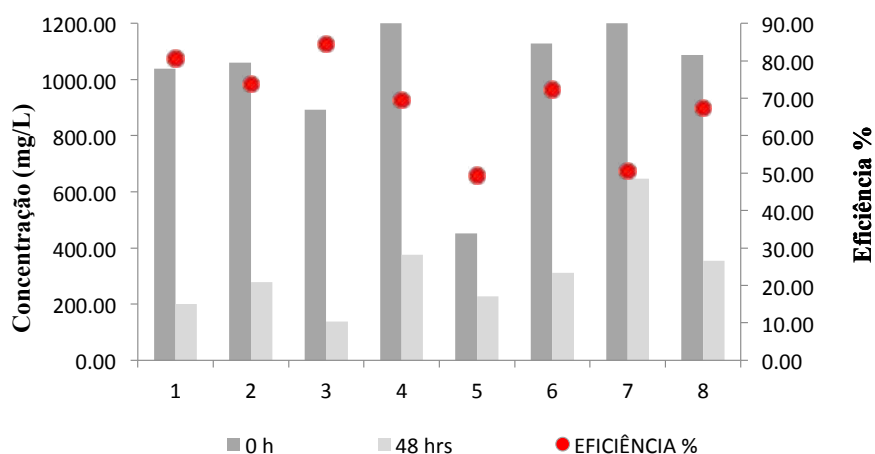


Figura 7 – Eficiência de Remoção de DQO Bruta em reator com inóculo de *Phanerochaete chrysosporium* (Etapa 1).

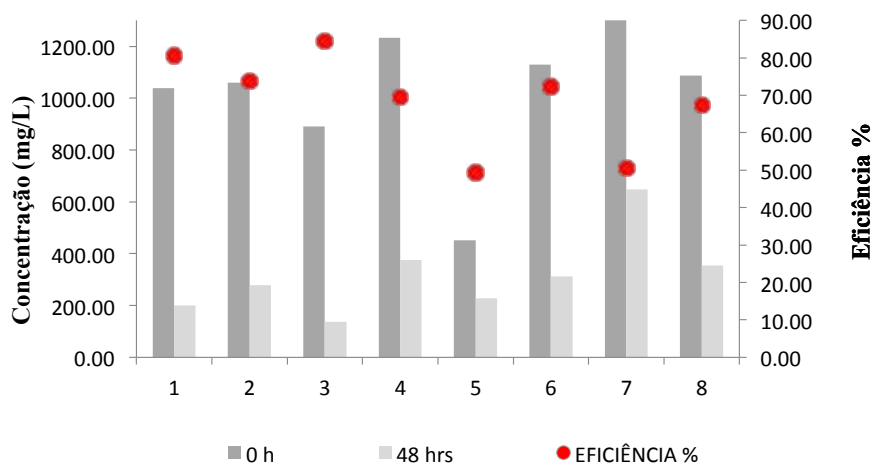


Figura 8 – Eficiência de Remoção de DQO Solúvel em reator com inóculo de *Phanerochaete chrysosporium* (Etapa 1).

Na saída do reator, os valores de pH se mantiveram na faixa ácida, em torno de 2,94, com máxima de 3,70 no ciclo 7 e mínima de 2,19 no ciclo 3 (Figura 9).

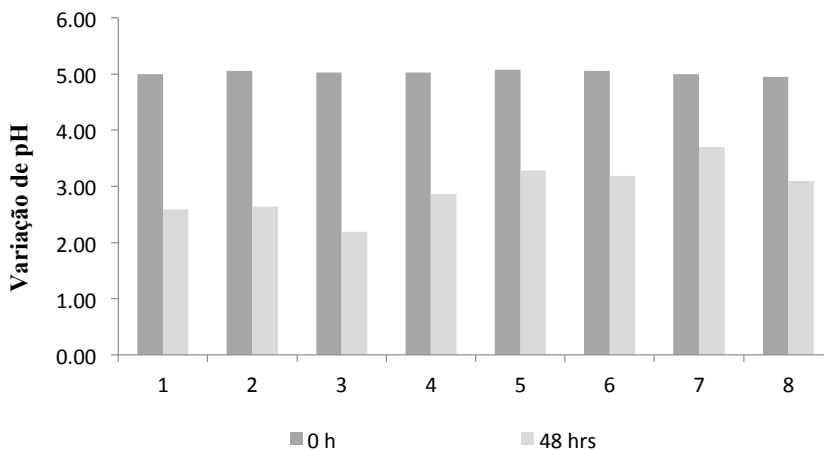


Figura 9 – Variação de pH em reator com inóculo de *Phanerochaete chrysosporium* (Etapa 1).

Na etapa 1 ocorreram melhores remoções de DQO em detrimento das remoções relativas ao corante, podendo isso ser justificado pelo fato de que o fungo provavelmente consumiu a glicose como fonte primária de carbono em detrimento do corante. Ainda assim, é importante mencionar que todos os ciclos apresentaram em comum o acúmulo de subprodutos aromáticos que continham anel benzênico. Isso foi verificado pelas varreduras, nos comprimentos de onda de 200 nm à 1000 nm, realizadas no afluente e efluente do reator, primeira e segunda etapa, ao longo da suas operações, nas Figuras 10 a 13, estão representadas as varreduras realizadas nos dois melhores ciclos em relação à remoção de corante, observadas na etapa 1 para ambos os reatores.

As varreduras realizadas no início e no final de cada ciclo, para ambos os reatores, mostraram a diminuição da banda em 610 nm, relativa ao grupo cromóforo do corante, ainda que muito pequena.

Não houve mineralização completa do corante devido ao indicativo da formação de subprodutos decorrentes da quebra da molécula de corante,

tais como o benzeno. Além disso, foi observada a presença de cor no efluente do reator, endossando a mineralização incompleta do corante Índigo. Segundo Bertazzoli e Pelegrini (2002), a presença de concentrações pequenas de corante em água é suficiente para configurar em cor elevada, uma vez que devido à sua natureza os corantes são detectáveis pelo olho humano mesmo em concentrações de 1 mg/L⁻¹, sendo os corantes reativos detectáveis em concentrações ainda menores.

Silva et al (2015) realizaram o estudo da degradação de corante Índigo Carmim *in natura* e efetuaram as varreduras do afluente e efluente, constatando a presença de compostos aromáticos, como o benzeno, tendo sido avaliada a presença deste composto no comprimento de onda de 205 nm e outros compostos aromáticos no comprimento de 265nm, sendo que neste último os autores observaram decréscimo da banda no efluente em relação ao afluente.

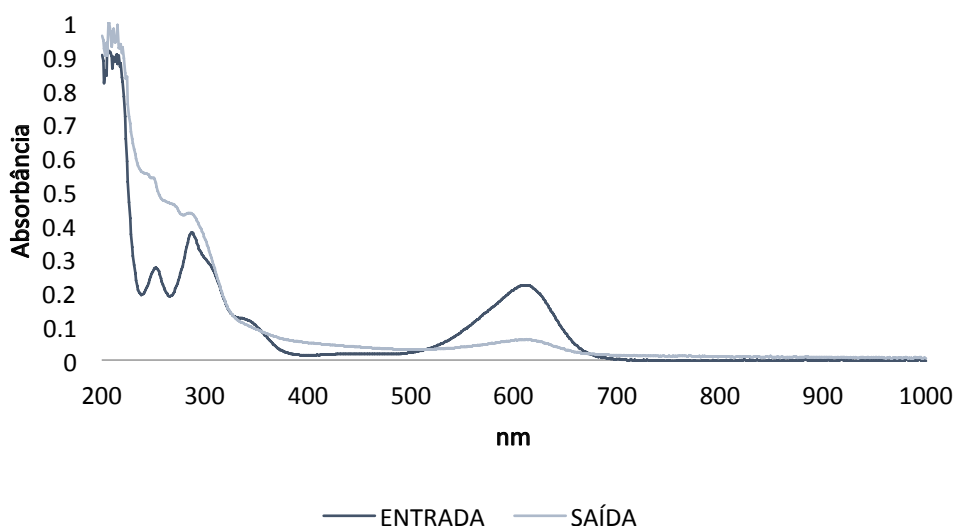


Figura 10 –Varredura realizada no afluente e efluente do reator com *Aspergillus niger* (Ciclo 1).

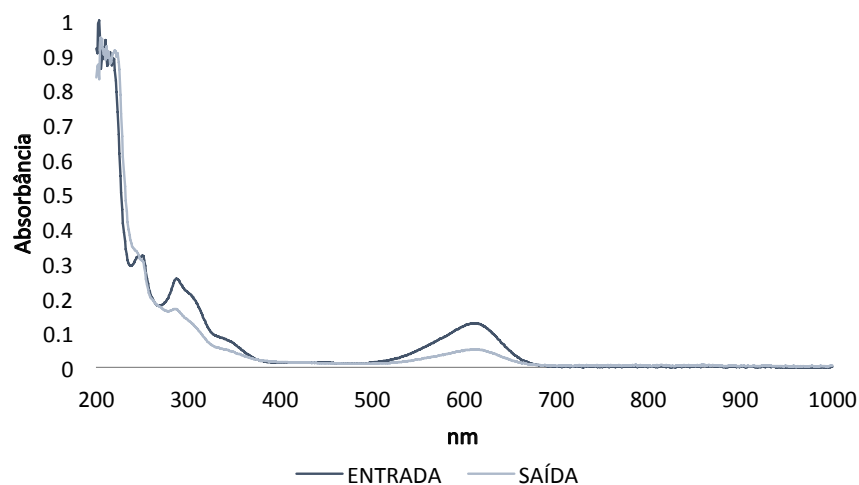


Figura 11 –Varredura realizada no afluente e efluente do reator com *Aspergillus niger* (Ciclo 5).

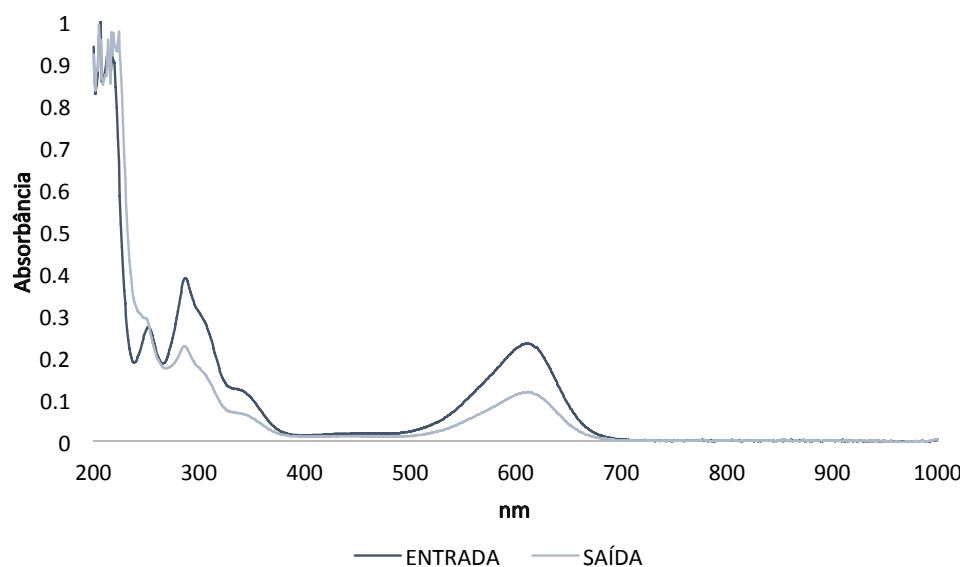


Figura 12 –Varredura realizada no afluente e efluente do reator com *Phanerochaete chrysosporium* (Ciclo 1).

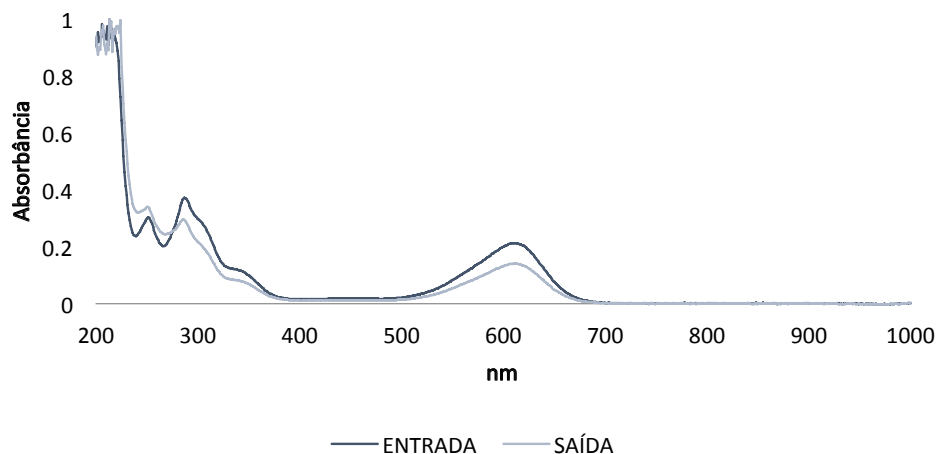


Figura 13 –Varredura realizada no afluente e efluente do reator com *Phanerochaete chrysosporium* (Ciclo 2).

De acordo com Carvalho (2014), o benzeno é um tipo de hidrocarboneto monoaromático de reconhecida toxicidade e possui o mais baixo padrão de qualidade de água cujo valor é 10 microgramas por litro.

A Resolução Conama 430, de 2011, estabelece o valor de 1,2 mg/L de benzeno permissível para lançamento de efluente em corpos hídricos. Esse composto possui difícil degradabilidade, e pode causar efeitos deletérios em ecossistemas contaminados, havendo necessidade de remediar este composto.

No presente estudo, as varreduras realizadas na etapa 1 com o reator contendo inóculo de *Aspergillus niger* mostraram diminuição na banda de 205 nm em todos os ciclos, com exceção do ciclo 1. Para o reator contendo inóculo de *Phanerochaete chrysosporium*, houve remoção apenas nos ciclos 4 e 8.

Não foram encontrados trabalhos relacionados com tratamento de efluente têxtil em regime de batelada escalonada, porém Costa (2005) estudou o desempenho de um reator de lodo ativado operado em batelada sequencial com enchimento escalonado no tratamento de esgoto sanitário doméstico, em que as cargas de DQO variaram de 0,33 a 2,14 kg DQO/ m³.dia e o tempo de retenção variou entre 4 e 12 horas. Ao longo dos 10 meses de operação, o tratamento apresentou eficiência média de 78%.

Com base nos resultados obtidos, não houve degradação total de corante índigo carmim utilizando o processo de alimentação escalonada, fazendo com que o efluente final ainda apresentasse cor, além de considerável presença de matéria orgânica. Portanto tornando-o inviável

para o lançamento em um corpo hídrico de acordo com a legislação.

Um reator operado em regime de batelada convencional foi montado a fim de realmente atestar a eficiência da utilização dos fungos para o tratamento de efluente têxtil. Assim, a espécie fúngica *Phanerochaete chrysosporium* foi inoculada no reator, e durante a operação, a cada 24 horas eram adicionados uma nova concentração de cossubstrato.

3.2 Etapa 2

As características da água residuária antes e após o tratamento são apresentadas nas tabelas 3 e 4.

Tabela 3: Características da água residuária sintética que foi utilizada na alimentação do reator (Etapa 2)

Variável	Concentração média / desvio padrão
	<i>Phanerochaete chrysosporium</i>
CORANTE	20,43 ± 0,71
DQO BRUTA	2124,72 ± 961,15
pH	4,99 ± 0,01

Tabela 4: Características da água residuária que saía do reator em 48 horas (Etapa 2)

Variável	Concentração média / desvio padrão
	<i>Phanerochaete chrysosporium</i>
CORANTE	5,07 ± 4,99
DQO BRUTA	882,12 ± 457,06
pH	2,96 ± 0,25

Os dados obtidos para corante na etapa 2 foram superiores àqueles observados na etapa 1 (Figura 14). A eficiência média de remoção foi de 75%, com máxima de 98% no ciclo 3, e mínima de 34%, no ciclo 7. A concentração máxima ocorreu no ciclo 7, de 13,15 mg.L⁻¹, e a mínima ocorreu no ciclo 3, de 4,3 mg.L⁻¹.

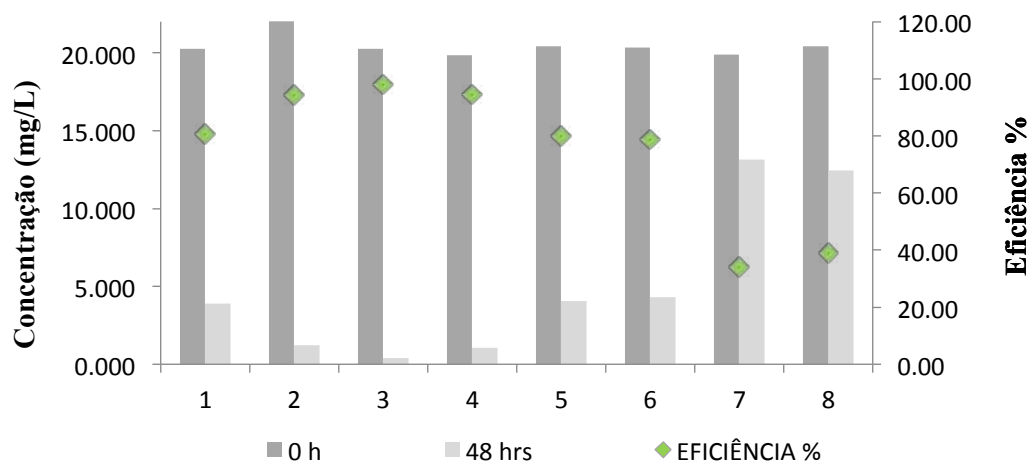


Figura 14 – Eficiência de Remoção de Corante em reator com inóculo de *Phanerochaete chrysosporium* (Etapa 2)

Em relação à matéria orgânica em termos de DQO Bruta, a eficiência média foi de 60%, com máxima de 76% no ciclo 5 e mínima de 43% no ciclo 4 (Figura 15). Ao contrário do que aconteceu na etapa 1, a eficiência de remoção de corante foi superior àquelas observadas para DQO, indicando que talvez a operação em batelada escalonada não seja tão viável para esse tipo de tratamento.

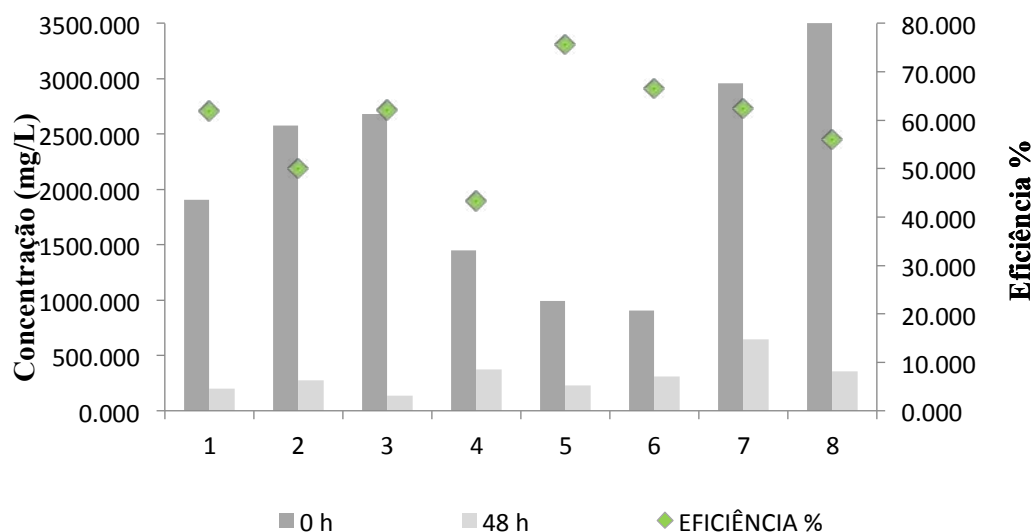


Figura 15 – Eficiência de Remoção de DQO Bruta em reator com inóculo de *Phanerochaete chrysosporium* (Etapa 2).

Na etapa 2, os valores de pH se mantiveram na faixa ácida, em torno de 2,96, com máxima de 3,39 no ciclo 2 e mínima de 2,72 no ciclo 8 (Figura 16).

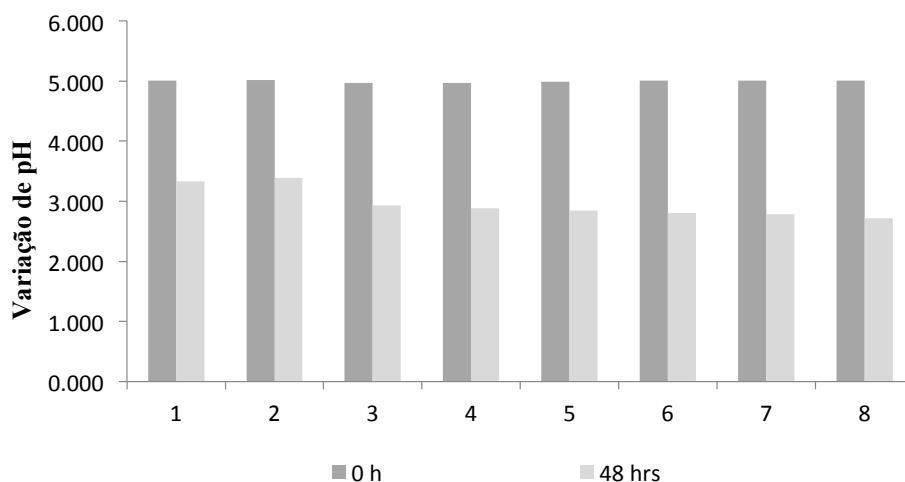


Figura 16 –Variação de pH em reator com inóculo de *Phanerochaete chrysosporium* (Etapa 2).

Segundo Mielgo et al (2001), os fungos de decomposição branca, como o *Phanerochaete chrysosporium*, são conhecidos por sua habilidade de produzir enzimas extracelulares oxidativas que iniciam um processo chamado de polimerização lignolítica, permitindo sua aplicação em uma série de processos biotecnológicos.

Li et al (2015) realizaram o estudo da degradação de índigo carmim por *Phanerochaete chrysosporium* em meio contendo resíduo de mandioca. Foram utilizados erlenmeyers contendo corante em concentração de 30 mg.L⁻¹ e uma solução de MnP (Mangânese Peroxidase) Bruta, obtida por meio dos sobrenadantes das amostras. Os autores realizaram uma descoloração in vitro, em que se obteve uma remoção de 90,2% do corante em 6 horas de incubação.

Barreto et al (2011) estudaram a biodegradação de uma mistura de corantes têxteis usando o fungo *Ganoderma sp*, que assim como o *Phanerochaete chrysosporium* é um fungo de podridão branca. Os autores utilizaram três tipos de corante reativos, sendo eles o Azul Procion, o Amarelo Procion e o Vermelho Procion em uma concentração de 50 mg.L, onde foram adicionados em Erlenmeyers de 125 mL contendo água destilada, 3 g de sal refinado, 1 g de barrilha leve, 0,5 mL de meio Vogel e 0,05 g de extrato de levedura em cada frasco. Os Erlenmeyers foram agitados em uma incubadora rotatória a 180

rpm, onde permaneceram por 72 horas, sendo que a cada 12 horas uma alíquota era retirada. Segundo os autores, a degradação dos corantes foi significativa em 72 h de incubação a 28° C, sendo 33,6% para o corante Amarelo Procion, 43,5% para o Azul Procion, e 57,7% para o Vermelho Procion.

No presente trabalho, os resultados para remoção de corante foram superiores àqueles observados por Barreto et al (2011); apesar de as naturezas dos corantes serem diferentes, houve maior remoção do corante índigo em menor espaço de tempo, remoção esta que foi superior à dos corantes reativos, que ficaram mais tempo em contato com a biomassa do fungo *Ganoderma sp*. A Manganês peroxidase é uma enzima lignolítica produzida pelo fungo *P. chrysosporium*, que foi utilizada em maior concentração após a produção desta pelo fungo nos estudos de Li et al (2015), através de uma descoloração in vitro que se mostrou muito eficiente devido à maior concentração da enzima.

Os resultados obtidos na etapa 2 se mostraram melhores do que aqueles obtidos na etapa 1, tanto para corante como para matéria orgânica, mostrando que a operação em batelada escalonada não é viável e eficiente para esse tipo de processo, sendo então melhor utilizar somente a adição de cossustrato na metade do tempo reacional.

4 CONCLUSÃO

Os reatores operados em batelada escalonada com fungos (Etapa 1) apresentaram baixa eficiência na remoção do corante sintético, sendo que as remoções de DQO foram superiores em ambos os reatores. Além disso, não houve a degradação total do índigo, e ocorreu a geração de subprodutos aromáticos, como o benzeno, como observado nas varreduras realizadas.

O reator da etapa 2, operado em regime de batelada sequencial convencional com inóculo de *Phanerochaete chrysosporium*, apresentou melhores remoções de corante e DQO em relação à etapa 1, mostrando que é mais viável trabalhar desta maneira. O estudo mostrou a necessidade de dar continuidade à pesquisa, com a utilização de outras espécies fúngicas nas condições adotadas na etapa 2, a fim de encontrar a melhor condição de tratamento do efluente.

5 REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, D.G.; SILVA, M.G.C.; MENDONÇA, R.C.; MACIEL, C.C.S.; GUSMÃO, N.B. Descoloração do corante Índigo Carmim e produção de Lacase por fungos filamentosos. **Scientia Plena**; Vol. 8, nº 5, 2012.
- APHA. Standard **Methods for examination of Water and Wastewater American Water Works Association**, Water Environment Federation, 20ª edição, 2005.
- BARRETO, W.J.; BERNARDINO, N.D.; AFONSO, R. Biodegradação de uma mistura de corantes usando o fungo *Ganoderma*: Um Estudo Cinético. **Química Nova**. Vol. 34, n. 4, p. 568-572, 2011.
- BERTAZOLLI, R.; PELEGRINI, R. Descoloração e degradação de poluentes orgânicos em soluções aquosas através de processo fotoeletroquímico. **Química Nova**, São Paulo, vol. 15, n. 3, p. 477-482, 2002.
- CARVALHO, E.S. **Reuso do Mesocarpo de Coco na remoção de contaminação derivados de Petróleo presentes em corpos d'água, utilizando sistema de adsorção em leito diferencial**. (Trabalho de Conclusão de Curso em Química Industrial) Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2014.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. 2011. Resolução Conama nº 430. Disponível em: www.mma.gov.br/conama Acesso em 08/05/2017.
- COSTA, T.B. Desempenho de Reator em Batelada Sequencial (RBS) com enchimento escalonado no tratamento de Esgoto Sanitário Doméstico. (Dissertação em Engenharia Ambiental) – Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.
- DULLIUS, C. H. **Utilização de fungos para biodegradação de corantes têxteis sintéticos**. Dissertação (Mestrado em desenvolvimento Regional), Universidade Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul, 2004.
- ERDUNLU, N. Reuse of effluent water obtained in different textile finishing processes. **Autex Research Journal**. Vol. 12, Issue1, Pages 23–28, março 2012.
- GUARATINI, C.C.I.; ZANONI, M.V. Corantes Têxteis. **Química Nova**. V. 23, n. 1 p. 71-78, Fevereiro, 2000.
- HART, E. Reciclagem de Água, um Programa Economicamente Viável e Tecnicamente Inovativo. Tecnologia Meio Ambiente. **Química Têxtil**, p.07-10, fevereiro de 1994.
- HESEL, C.; ALLEGRE, C.; MAISSEU, M.; CHARBIT, F.; MOULIN, P. Guidelines and legislation for dye house effluents. **J. Environmental Management**., v. 83, n. 2, p. 171-180, 2007.
- KOPRIVANAC, N.; KUSIC, H. **Hazardous organic pollutants in colored wastewaters**. New York: New Science Publishers, 2008.
- KUNZ, A.; PERALTA-ZAMORA, P.; MORAES, S.G.; DURÁN, N. Novas Tendências no Tratamento de Efluentes Têxteis. **Química Nova**. vol. 25, n.1, pág 78-72, 2002.
- LEITE, A.S.; TRINDADE, N.B.; ARAÚJO, M.C.; BEZERRA, R.N.; ROSA, J.M.; COSTA, M. Custos Ecológicos e Sustentabilidade em Recursos Hídricos na Indústria Têxtil. **Revista de Ciências Agrárias**. Vol. 17, n. 26, p. 103-111, 2013.
- LI, H.; ZHANG, R.; TANG, L.; ZHANG, J.; MAO, Z. Manganese peroxidase production from cassava residue by *Phanerochaete chrysosporium* in solid state fermentation and its decolorization of índigo carmine. **Chinese Journal of Chinese Engineering**. Vol. 23, p. 223-227, 2015.
- MIELGO, I. et al. A packed-bed fungal bioreactor for the continuous decolourisation of azo-dyes (Orange II). **Journal of Biotechnology**, v. 89, p. 99-106,
- OTTONI, C. A. Descoloração de corantes têxteis por fungos lignolíticos em condições de pH e salinidade elevada. Tese (de doutorado em Engenharia Química e Biológica) – Escola de Engenharia, Universidade do Minho, Braga, 51p., 2012.
- RIBEIRO, J.P.; ALEXANDRE, J.E.C.; NETO, E.F.A.; PARENTE, T.C.; SILVA, G.R.; SILVA, J.C.; NASCIMENTO, R.F. Uso do processo de Eletrocoagulação/Flotação no Tratamento de Efluente de Pós-Tingimento de uma Indústria de Redes. In: **XX Congresso Brasileiro de Engenharia Química**. Florianópolis, 2014.
- RODRIGUES, K.; SILVA, K.M.L.; SILVA, G.M.M.; LIMA, P.C.C. Remoção de corantes por uso de *Aspergillus niger* AN400 em reator em bateladas sequencias. **Química Nova**. Vol. 34, nº 7, p. 1119-1123, 2011.
- SILVA, K.M.L.; WANDERLEY, C.L.P.; MARINHO, G.; OLIVEIRA, J.C.; SANTOS, A.D.O.; RODRIGUES, K. Influência do excesso de nitrogênio amoniacal no tratamento de efluente têxtil em reator de bateladas sequenciais com *Aspergillus niger* AN 400. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.20, n.4, pág 635-643, outubro/dezembro, 2015.

Aplicação da ferramenta computacional QUALI-TOOL na avaliação da qualidade da água em ambiente lótico

Application of computational tool QUALI-TOOL in assessment of water quality in a lotic environment

• **Data de entrada:**
01/05/2017
• **Data de aprovação:**
18/12/2017

José Eduardo Alamy Filho/Marcio Ricardo Salla/Ariel Ali Bento Magalhães/
Túlio Machado Humberto Guimarães/Carlos Eugenio Pereira

DOI: 10.4322/dae.2019.006

Resumo

Os usos múltiplos dos recursos hídricos geram conflitos de ordem quantitativa e qualitativa em escala de bacia hidrográfica, impulsionando o surgimento de ferramentas computacionais, com os mais diferentes níveis de complexidades, no auxílio à gestão e planejamento das águas superficiais. Este artigo apresenta uma ferramenta de uso livre para a avaliação da qualidade da água em ambiente lótico, denominada QUALI-TOOL, utilizando-se de linguagem de programação Visual Basic com interface gráfica no Excel. A ferramenta permite a simulação dos parâmetros arbitrários (sólidos suspensos, compostos tóxicos, entre outros), oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, fósforo total, nitrogênio orgânico, amônia, nitrato, *Escherichia Coli* e metais pesados. Para o emprego de toda a potencialidade da ferramenta, utilizou-se como área de estudo uma bacia hipotética, cujo trecho de aproximadamente 62,5 km do rio principal recebe tributários, lançamentos pontuais e difusos de cargas poluentes e demandas consuntivas pontuais. Para atestar a acurácia das simulações matemáticas realizadas na ferramenta QUALI-TOOL, as modelagens também foram realizadas em duas outras ferramentas computacionais. De uma forma geral, QUALI-TOOL revelou-se uma ferramenta útil para a comunidade acadêmica e profissional quanto ao planejamento e gestão de recursos hídricos em escala local e de bacia hidrográfica.

Palavras-chave: Qualidade da água. Ambiente lótico. Ferramenta computacional. QUALI-TOOL.

Abstract

The uses of water resources generate conflicts of quantitative and qualitative nature in basin scale, impelling the development of computational tools with the most different levels of complexity, which assist the management and planning in water surface. This paper presents a free tool for evaluation of water quality in lotic environment, called QUALI-TOOL, using a Visual Basic programming language with graphical interface in Excel. The tool allows the simu-

José Eduardo Alamy Filho – Engenheiro Civil. Doutor em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos - EESC, Universidade de São Paulo - USP. Docente Permanente Associado II na Faculdade de Engenharia Civil - FECIV, Universidade Federal de Uberlândia - UFU.

Marcio Ricardo Salla – Engenheiro Civil. Doutor em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos - EESC, Universidade de São Paulo - USP. Docente Permanente Associado I na Faculdade de Engenharia Civil - FECIV, Universidade Federal de Uberlândia - UFU.

Ariel Ali Bento Magalhães – Engenheira Civil. Mestre em Engenharia Civil pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil - PPGECE da Universidade Federal de Uberlândia - UFU.

Túlio Machado Humberto Guimarães – Engenheiro Civil. Mestrando em Engenharia Civil pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil - PPGECE da Universidade Federal de Uberlândia - UFU.

Carlos Eugenio Pereira – Engenheiro Civil. Doutor em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos - EESC, Universidade de São Paulo - USP. Docente Permanente Associado I na Faculdade de Engenharia Civil - FECIV, Universidade Federal de Uberlândia - UFU.

***Endereço para correspondência:** Avenida João Naves de Ávila, 2121 - Campus Santa Mônica - Santa Mônica - Bloco 1y - Sala 237 - CEP: 38400-902 - Uberlândia, Minas Gerais. E-mail: marcio.salla@ufu.br

lation of arbitrary parameters (suspended solids, toxic compounds and others), dissolved oxygen, oxygen biochemistry, organic nitrogen, ammonia, nitrate, Escherichia-coli and heavy metals. For the usage of the tool's full potential, a hypothetical basin was used as the study area, in which 62.5 km of the main river receives tributaries, punctual and diffuse inputs of pollutant loads and punctual consumptive demand. The simulations were also performed in others two computational tools to verify the accuracy of QUALI-TOOL. In general, QUALI-TOOL has proved to be a useful tool for academic and professional community in planning and managing water resources in local and basin scale.

Keywords: Water quality. Lotic environment. Computational tool. QUALI-TOOL.

1 INTRODUÇÃO

A conservação dos recursos hídricos se tornou uma preocupação pungente na sociedade moderna, uma vez que os conflitos de ordem quantitativa e qualitativa pelos usos múltiplos da água são acen-tuados. A gestão dos recursos hídricos no território brasileiro é integrada e, ao mesmo tempo, descentralizada com valor econômico (REBOUÇAS, 2002), o que acirra os conflitos de interesse entre os diversos fins, principalmente entre abastecimento humano, insumo e matéria-prima para a atividade industrial, irrigação e hidrelétrico.

Em países pobres, com enorme desigualdade entre a densidade populacional e a oferta hídrica, pessoas vivem sem quantidade de água com qualidade necessária para uma vida saudável e digna, com consequente mortalidade de milhões de pessoas por doenças de veiculação hídrica, principalmente as crianças.

A partir da década de 30, o comprometimento da qualidade da água superficial nas cidades com elevada densidade populacional impulsionou o surgimento dos primeiros modelos de qualidade da água que, com o passar do tempo, tornaram-se cada vez mais complexos. Atualmente, os modelos com maiores aceitabilidades são QUAL e versões (CHAPRA et al., 2008), WASP (YENILMEZ e AKSOY, 2013), AQUATOX (MAMAQANI et al., 2011), GES-CAL (PAREDES-ARQUIOLA et al., 2010a e 2010b), versões de MIKE (DHI, 2017), entre outros. Nas últimas décadas, a necessidade de implantação

de planos de recursos hídricos em escala de bacia hidrográfica motivou o surgimento de ferramentas computacionais que atuam como Sistemas de Suporte à Decisão - SSD e que vinculam a modelagem quantitativa e qualitativa da água, com destaque para Argent et al., (2009), Paredes-Arquiola et al., (2010a, 2010b), Zhang et al., (2011), Sulis e Sechi (2013) e Welsh et al., (2013).

As ferramentas computacionais de qualidade da água em ambientes lêntico e lótico mais sofisticadas, as quais possibilitam concomitantemente a criação da topologia hídrica georreferenciada com a inclusão dos dados de entrada (características hidráulicas e batimétricas, vazão, qualidade da água e coeficientes dos processos bioquímicos e físicos), ainda são de uso comercial, tornando-se muitas vezes inacessíveis à comunidade acadêmica e aos profissionais em início de carreira. Essas constatações podem ser observadas na ferramenta GESCAL (PAREDES-ARQUIOLA et al., 2010a e 2010b). Contudo, as ferramentas mais simples estruturalmente e de uso livre com fácil acesso trazem dificuldades no processo de alimentação dos dados de entrada, uma vez que utilizam planilhas eletrônicas complexas, a depender da extensão do curso de água, do número de afluentes e do passo de discretização adotado. Essas constatações podem ser observadas na ferramenta QUAL-UFMG (VON SPERLING, 2007).

A ferramenta QUALI-TOOL permite a simulação de qualidade da água em ambiente lótico, em es-

cala local e de bacia hidrográfica. Em toda a programação matemática é utilizada a linguagem de programação *Visual Basic Applications* vinculada à planilha eletrônica do Excel®. A principal vantagem da ferramenta, diante das inúmeras opções de ferramentas computacionais ou sistemas de suporte a decisão existentes na literatura, é a facilidade do manuseio a partir de um manual do usuário didático e de uma interface simples, cujo exemplo prático anexado ao manual permite ao usuário desenvolver uma modelagem de forma simples e consistente.

2 OBJETIVOS

O objetivo deste artigo é apresentar uma ferramenta computacional de uso livre, denominada QUALI-TOOL, que simula a qualidade da água em um ambiente lótico. A critério do usuário, a ferramenta permite a simulação de diversos parâmetros, tais como contaminantes arbitrários CA (tais como sólidos suspensos, compostos tóxicos, entre outros), oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), fósforo total (P_{total}), nitrogênio orgânico (NO), amônia (NH_3^+), nitrato (NO_3^-), *Escherichia Coli* (*E.coli*) e metais pesados (Metais). Para este artigo foram avaliados os parâmetros OD, DBO, P_{total} , NO, NH_3^+ e NO_3^- .

A ferramenta QUALI-TOOL foi aplicada em uma bacia hidrográfica hipotética, cujo rio principal recebe tributários, lançamentos pontuais e difusos de cargas poluentes e demandas consuntivas

pontuais. A topologia do sistema hídrico permitiu extrair toda a potencialidade da ferramenta. A fim de avaliar a acurácia dos resultados gerados na ferramenta QUALI-TOOL, as mesmas simulações foram realizadas nas ferramentas GESCAL (PAREDES-ARQUIOLA et al., 2010a e 2010b) e QUAL-UFMG (VON SPERLING, 2007).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

Esse item faz uma apresentação da ferramenta computacional QUALI-TOOL e da bacia hidrográfica hipotética analisada, e esclarece os procedimentos adotados para as simulações matemáticas nas ferramentas QUALI-TOOL, GESCAL e QUAL-UFMG.

3.1 QUALI-TOOL

A tela principal da QUALI-TOOL, com a ordem de lançamento dos dados, é ilustrada na Figura 1. Os ícones denominados topologia, discretização, hidráulica e concentrações (resultados) referem-se às planilhas de cálculo, enquanto os ícones seções transversais, vazões pontuais, vazões difusas, concentrações pontuais, concentrações difusas e coeficientes referem-se às planilhas de cadastro, nas quais o usuário deve fornecer os dados e informações de entrada. Em todas as planilhas, os dados de entrada são formatados na cor preta, enquanto os dados calculados são formatados na cor azul.

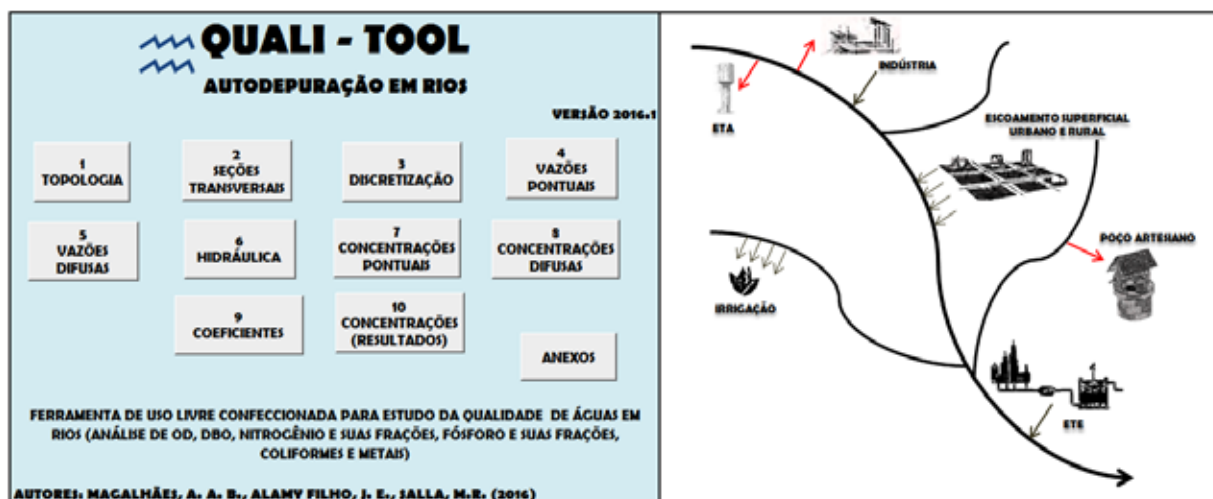


Figura 1 – Tela principal da ferramenta computacional QUALI-TOOL

3.1.1 Topologia

Inserem-se, em metros, as coordenadas UTM X (leste – oeste), Y (norte – sul) e Z (cota do terreno) dos pontos que formam o sistema hídrico, incluindo o rio principal e seus tributários. Finalizado o preenchimento das coordenadas, a ferramenta calcula o comprimento dos cursos de água (em metros) e a declividade longitudinal (em m/m). A melhor representação da morfologia do curso de água tem relação direta com a maior quantidade de coordenadas levantadas. Para isso, aconselha-se a utilização de ferramentas SIG, tais como QGIS e ARCGIS.

Nesta versão da QUALI-TOOL, no rio principal e no limite máximo de quinze afluentes modeláveis, o número de entradas pontuais (tributários, cargas poluidoras de efluente bruto ou tratado e retorno de uma fração de retirada pontual), retiradas pontuais consuntivas (abastecimento público, industrial, irrigação, dessedentação, entre outros), entradas difusas (drenagem superficial ocasionada pelas chuvas e interface com o lençol freático) e retiradas difusas (interface com o lençol freático) é ilimitado. Este texto define afluente modelável como o tributário que sofre o processo de modelagem matemática de autodepuração até seu exutório.

3.1.2 Seções transversais

Devem-se inserir, ao longo de todo o comprimento do curso de água (rio principal e seus tributários), os dados hidráulicos e geométricos da seção transversal, fixos por trecho, tais como: comprimento linear com as mesmas características hidráulicas e geométricas (em metros), largura de base (em metros), rugosidade da calha principal do rio (adimensional) e ângulos (em graus) dos taludes esquerdo e direito.

3.1.3 Discretização

Define-se simplesmente a quantidade de nós que fará parte da malha discretizada. A ferramenta fornece, para cada trecho discretizado, as coordenadas UTM (m), o comprimento linear (m), a declividade de fundo (m/m), a largura de base (m), os ângulos dos taludes esquerdo e direito (°) e o coeficiente de rugosidade de Manning (adimensional).

O maior número de nós resulta em uma modelagem matemática mais precisa pelo Método de Elementos Finitos; na contramão, deixa o processamento matemático em Visual Basic mais lento.

3.1.4 Vazões pontuais e difusas

Descrevem-se e relacionam-se todos os lançamentos e retiradas pontuais e difusas no rio principal e tributários, incluindo o comprimento linear (em metros) a partir do início do rio em que ocorrem essas injeções ou retiradas e o valor da vazão (m^3/s para vazão pontual e $m^3/s, m$ para difusa). Os valores negativos e positivos para a vazão significam, respectivamente, retirada e lançamento pontuais.

3.1.5 Hidráulica

O ícone Hidráulica tem a finalidade de gerar os resultados quantitativos para cada trecho discretizado do rio, da vazão (m^3/s), da velocidade média do escoamento (m/s) e do nível líquido (m). São gerados perfis representativos do fundo do canal, dos pontos amostrais do fundo do canal, da superfície líquida e, por fim, da vazão ao longo do rio principal e de seus tributários. Segue a base teórica:

- vazão: balanço de massa em cada trecho discretizado;
- nível líquido: adoção da equação de Manning, considerando escoamento permanente e uniforme para cada trecho de rio discretizado. As variáveis vazão, declividade de fundo, coeficiente de rugosidade de Manning, largura da base do canal e declividade do talude são fixas em cada trecho de rio discretizado;
- velocidade média do escoamento: equação da continuidade, por meio da divisão da vazão escoada pela área molhada fixa no trecho discretizado.

3.1.6 Concentrações pontuais e difusas

O procedimento para preenchimento dos dados de entrada das concentrações é similar ao anteriormente descrito para as vazões. Nessas planilhas, apenas com um clique nas células de importação de dados pontuais e difusos de vazão, a ferramenta busca automaticamente os dados de

descrição, comprimento linear a partir da injeção e os valores de vazão. Como dado de entrada nessas planilhas, para o rio principal e tributários, deve-se apenas informar as concentrações para os diversos parâmetros de qualidade da água (em mg/L), em todos os lançamentos pontuais e difusos, nesta sequência.

3.1.7 Coeficientes

Neste ícone deve-se informar, para cada trecho discretizado do rio principal e de seus tributários, os coeficientes dos processos físicos e bioquímicos envolvidos nos equacionamentos matemáticos descritos nas equações (3) a (12). A ferramenta permite que o usuário utilize valores de referência da literatura ou que introduza valores aleatórios para cada trecho discretizado.

3.1.8 Concentrações (resultados)

A ferramenta gera, no rio principal e em seus tributários, os perfis de concentração (em mg/L) para todos os parâmetros simulados. Segue a base teórica:

- a concentração dos parâmetros no início de cada segmento ou trecho discretizado é estimada por meio da equação de mistura, conforme ilustra a equação (1).

$$C_i = ((C_j * Q_j) + (C_e * Q_e)) / (Q_j + Q_e) \quad (1)$$

Na equação (1), C_i é a concentração no início de cada segmento discretizado (mg/L); C_j é a concentração de jusante do segmento discretizado anterior (mg/L); Q_j é a vazão de jusante do segmento discretizado anterior (m^3/s); C_e é a concentração de entrada (tributário, efluente bruto ou tratado, entre outros) (mg/L) e Q_e é a vazão de entrada (m^3/s).

- a fim de simular a dispersão, bem como quantificar e acompanhar a evolução longitudinal dos

parâmetros, foi utilizada a equação de difusão-advectação, conforme ilustra a Equação (2).

$$\partial C / \partial t + u_i * \partial C / \partial x_i = \partial (D x_i * \partial C / \partial x_i) / \partial x_i \pm \Sigma F \quad (2)$$

Na equação (2), C é a concentração do parâmetro (mg/L) no tempo t (dia); D corresponde ao coeficiente de difusão turbulenta (m²/s); x representa a variável espacial na direção i (x, y e z) (m); u representa o vetor velocidade na direção i (x, y e z); F é o termo fonte-sumidouro.

Para agilizar a simulação em ambiente lótico, algumas simplificações na equação de difusão-advectação foram consideradas nesta ferramenta, tais como: escoamento permanente (estado estacionário); escoamento unidirecional (apenas a direção longitudinal x, mantendo constante a concentração dos parâmetros nas direções y e z); desprezou-se o termo difusivo, lembrando que a ferramenta foi desenvolvida para ambiente lótico (CHAPRA, 1997; SALLA et al., 2015 e 2016). A solução numérica da equação (2) foi feita em *Visual Basic* pelo método das diferenças finitas.

As representações matemáticas dos termos Fonte (ΣF) para a simulação dos parâmetros OD, DBO, NO, NH₃⁺, NO₂⁻, NO₃⁻, P_{total}, *E.coli* e metais são demonstradas nas equações (3) a (12), respectivamente.

$$\Sigma F_{OD} = +k_a * 1,024^{(T-20)*} (OD_{sat} - OD) - k_d * 1,047^{(T-20)*} - DBO - R_{O2-amonia} * f_{nitr} * k_{an} * 1,080^{(T-20)*} NH_3 - S_d/h \quad (3)$$

$$\Sigma F_{DBO} = -k_d * 1,047^{(T-20)*} DBO - (VS_{MO}/h) * DBO + L_{difuso}/h \quad (4)$$

$$\Sigma F_{NO} = -k_{oa} * 1,047^{(T-20)*} N_{org} - (VS_{NO}/h) * N_{org} \quad (5)$$

$$\Sigma F_{NH3} = +k_{oa} * 1,047^{(T-20)*} N_{org} - R_{O2-amonia} * f_{nitr} * k_{an} * 1,080^{(T-20)*} NH_3 + S_{amonia}/h \quad (6)$$

$$\Sigma F_{NO2} = +R_{O2-amonia} * f_{nitr} * k_{an} * 1,080^{(T-20)*} NH_3 - k_{nn} * 1,047^{(T-20)*} NO_2 - \quad (7)$$

$$\Sigma F_{NO3} = +k_{nn} * 1,047^{(T-20)*} NO_2 - \quad (8)$$

$$\Sigma F_{Ptotal} = -k_p * 1,047^{(T-20)*} P_{total} - (VSP/h) * P_{total} \quad (9)$$

$$\Sigma F_{E.coli} = -k_b * E.coli \quad (10)$$

$$\Sigma F_{metal i} = -k_{metal i} * Metal_i + S_{metal i}/h \quad (11)$$

$$\Sigma F_{CA} = - (VS_{CA}/h) * CA + S_{CA}/h \quad (12)$$

Nas equações (3) a (12): OD é a concentração de oxigênio dissolvido, em mg/L; OD_{sat} é a concentração de saturação de oxigênio dissolvido, em mg/L; DBO é a demanda bioquímica de oxigênio, em mg/L; NO é a concentração de nitrogênio orgânico, em mg/L; NH₃ é a concentração de nitrogênio amoniacal, em mg/L; NO₂⁻ é a concentração de nitrito, em mg/L; NO₃⁻ é a concentração de nitrato, em mg/L; P_{total} é a concentração de fósforo total (mg/L); *E.coli* é a concentração de coliformes, em NMP/100 mL; Metal_i é a concentração de qualquer metal (cádmio, cobre, chumbo, zinco, cromo, alumínio, cobalto, manganês, níquel, ferro e prata), em mg/L; CA é a concentração de contaminantes arbitrários (sólidos suspensos, compostos tóxicos, entre outros), em mg/L; k_a é o coeficiente de reaeração, em 1/dia; k_d é o coeficiente de decomposição da matéria orgânica carbonácea no rio, em dia-1; k_{an} é o coeficiente de conversão de amônia em nitrito, em 1/dia; k_{oa} é o coeficiente de conversão de nitrogênio orgânico em amônia, em 1/dia; k_{nn} é o coeficiente de conversão de nitrito em nitrato, em 1/dia; k_p representa a constante de degradação do fósforo total, em 1/dia; k_b é o coeficiente de decaimento de coliforme, em 1/dia; k_{metal i} é o coeficiente de decaimento de qualquer metal i, em 1/dia; VS_{MO} é a velocidade de sedimentação da matéria orgânica carbonácea, em m/dia; VS_{NO} é a velocidade de sedimentação do nitrogênio orgânico, em m/dia; VS_p é a velocidade de sedimentação do fósforo total, em m/dia; VS_{CA} é a velocidade de sedimentação do contaminante arbitrário qualquer (sólidos suspensos, tóxicos, etc), em m/dia; S_d é a demanda de fundo de oxigênio dissolvido no rio, em gO₂/m².dia; L_{difuso} é a carga

difusa de DBO, em $\text{g/m}^2\cdot\text{dia}$; $S_{\text{amônia}}$ é o ressurgimento de fundo da amônia, em $\text{g/m}^2\cdot\text{dia}$; $S_{\text{metal } i}$ é o ressurgimento de fundo de qualquer metal i , em $\text{g/m}^2\cdot\text{dia}$; S_{CA} é o ressurgimento de fundo de contaminante arbitrário, em $\text{g/m}^2\cdot\text{dia}$; T é a temperatura da água, em $^{\circ}\text{C}$; h é a profundidade líquida do rio, em m ; $R_{\text{O}_2\text{-amônia}}$ é o consumo de oxigênio para oxidação da amônia, em $\text{mgO}_{2\text{cons}}/\text{mgNH}_{3\text{oxid}}$; f_{nitr} é o fator de nitrificação, adimensional.

O esquema geral dos processos físicos e bioquímicos aos quais os parâmetros de qualidade da água estão sujeitos, além das interações entre os próprios parâmetros, é apresentado na Figura 2. A fotossíntese usualmente não é considerada na modelagem do oxigênio dissolvido em ambiente lótico, pois a velocidade do escoamento arrasta os microrganismos autotróficos, impedindo que haja a síntese da matéria orgânica pelos organismos clorofilados.

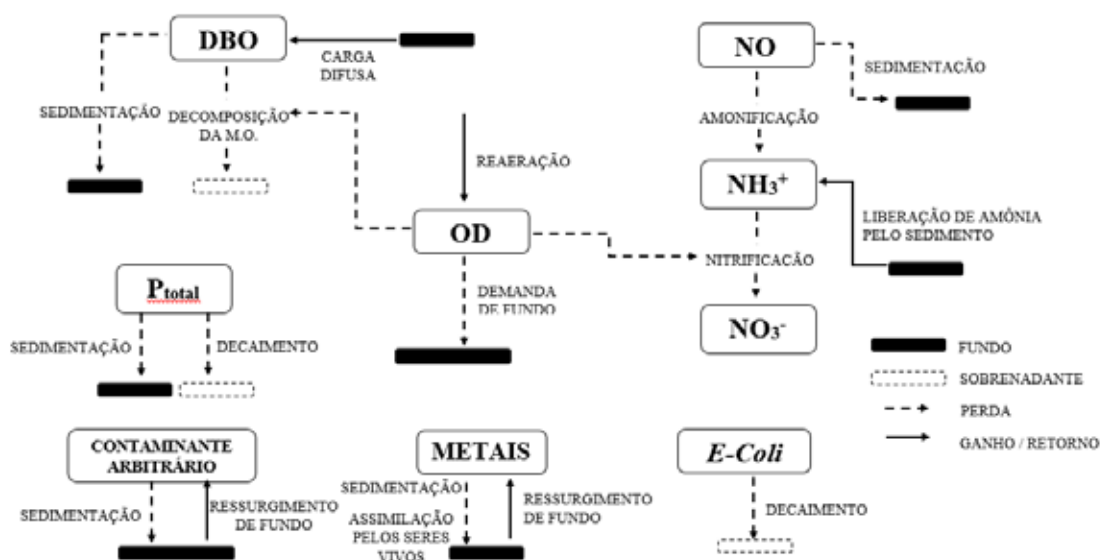


Figura 2 – Esquema dos processos físicos e bioquímicos e interações dos parâmetros em QUALI-TOOL

3.2 Área de estudo

Em função da dificuldade em encontrar uma bacia hidrográfica real com topologia hídrica complexa e com dados hidráulicos, de vazão e de qualidade da água disponíveis, a qual permitisse usufruir de toda a potencialidade da ferramenta QUALI-TOOL, preferiu-se aqui utilizar uma bacia hipo-

tética, cujo curso de água principal recebe dois tributários “modeláveis”, os quais são utilizados para diversos fins de uso da água superficial, conforme a topologia do sistema hídrico ilustrada na Figura 3. A topologia traz, de uma forma esquemática, todos os elementos do modelo (trechos e suas distâncias, entradas e saídas) sem a necessidade de manutenção de uma escala.

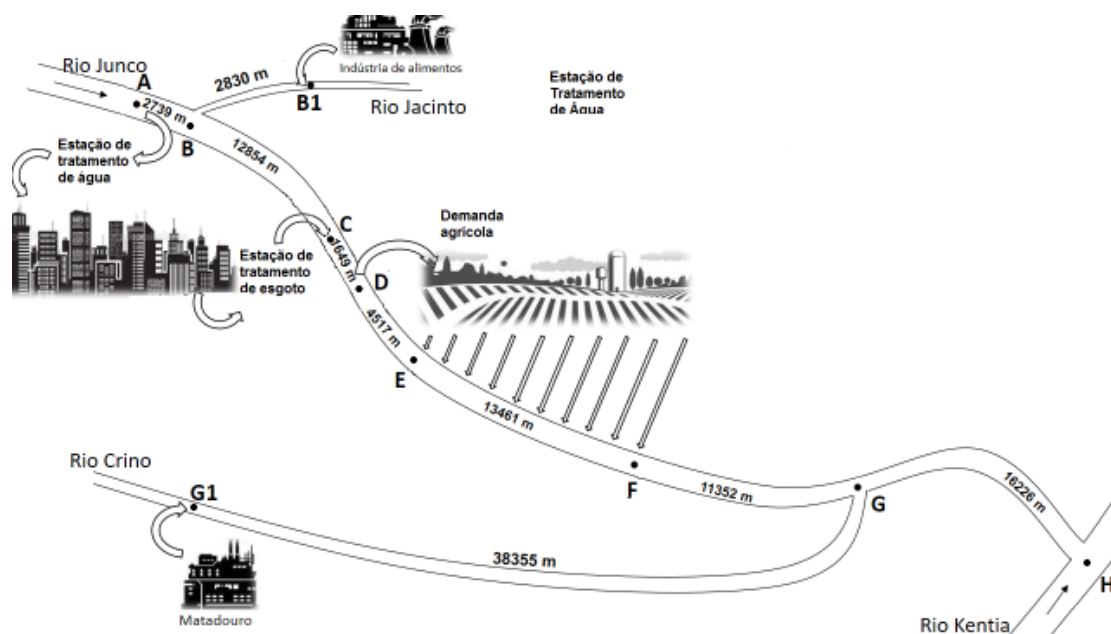


Figura 3 – Topologia do sistema hídrico

De acordo com a Figura 3, o afluente modelável denominado “Rio Jacinto” recebe o lançamento pontual de efluente de uma indústria de alimentos no ponto B1, a uma distância de 2.830 m a montante de sua confluência com o “Rio Junco” no ponto B. O afluente “modelável” denominado “Rio Crino” recebe o lançamento pontual de efluente de um matadouro no ponto G1, a uma distância de 38.355 m a montante de sua confluência com o “Rio Junco” no ponto G. Já o rio principal, denominado “Rio Junco”, possui duas retiradas pontuais (abastecimento público de uma cidade de médio porte no ponto A e irrigação para uma agricultura no ponto D), três entradas ou lançamentos pontuais (afluente modelável “Rio Jacinto” no ponto B, afluente modelável “Rio Crino” no ponto G e efluente sanitário doméstico tratado no ponto C) e uma entrada ou lançamento difuso (carreamento superficial de material orgânico e inorgânico entre os pontos E e F).

No rio principal, a montante da captação superficial para abastecimento público (a montante do ponto A na Figura 3), o curso de água não recebe nenhum tipo de contribuição de efluente, seja pontual e/ou difusa, sendo considerado razoavel-

mente limpo. Ainda no rio principal, a jusante de sua confluência com o afluente modelável “Rio Crino” (a jusante do ponto G na Figura 3), o rio percorre um largo trecho sem lançamentos e retiradas difusas e pontuais até sua foz no “rio Kentia” (ponto H na Figura 3).

O foco desse estudo está no rio principal “Rio Junco” até sua foz no “rio Kentia”, percorrendo uma extensão aproximada de 62,5 km entre os pontos A e H (ver a Figura 3). Obviamente foram considerados os processos de autodepuração nos dois afluentes “modeláveis” (na Figura 3, entre os pontos B1 e B para o “Rio Jacinto” e pontos G1 e G para o “Rio Crino”).

3.3 Simulações matemáticas

O foco do artigo está na apresentação da ferramenta computacional QUALI-TOOL, com consequente avaliação da acurácia dos resultados gerados por meio da comparação com os resultados alcançados pelas ferramentas GESCAL e QUAL-UFMG. Seguem os dados de entrada utilizados nas simulações.

3.3.1 Dados geométricos e hidráulicos

Os dados geométricos e hidráulicos de entrada foram mantidos fixos para as três ferramentas computacionais (ver Tabela 1). Na Tabela 1, L é a extensão do rio (a partir do ponto B1 para o rio

Jacinto, a partir do ponto G1 para o rio Crino e a partir do ponto A para o rio Junco), b é a largura da base do rio, α_{esq} é o ângulo do talude na margem esquerda do rio, α_{dir} é o ângulo do talude na margem direita do rio e η_{calha} é a rugosidade equivalente da parede de fundo e taludes.

Tabela 1 – Dados geométricos e hidráulicos de entrada

Rio Jacinto (afluente modelável)						Rio Junco (rio principal)					
Ponto	L (m)	b (m)	α_{esq}	η_{calha}	α_{dir}	Ponto	L (m)	b (m)	α_{esq}	η_{calha}	α_{dir}
B1	0,0	6,0	47	0,030	75	A	0	14,0	48	0,042	45
Entre B1-B	1168	6,5	50	0,030	70	B	2739	16,0	46	0,042	47
B	2830	7,2	45	0,030	65	C	15593	16,5	46	0,042	49
Rio Crino (afluente modelável)						D	17242	17,5	48	0,042	45
G1	0,0	5,0	45	0,035	48	E	21759	18,0	45	0,042	47
Entre G1-G	19445	5,3	46	0,035	50	F	35220	18,5	46	0,045	48
Entre G1-G	24007	6,5	48	0,036	52	G	46572	21,0	48	0,045	45
G	38355	7,0	50	0,038	55	H	62798	24,0	45	0,043	47

3.3.2 Vazões de entrada

As vazões de entrada foram mantidas fixas para as três ferramentas computacionais. As vazões de entrada estão ilustradas na Tabela 2, onde Q_{af} é a

vazão de montante no ponto inicial das simulações matemáticas no rio principal e seus dois afluentes e L_{inj} é a distância, a partir do início da simulação, em que existe uma entrada ou saída de água.

Tabela 2 – Vazões de entrada pontuais e difusas

Rio Jacinto							
Vazão pontual				Vazão difusa			
Q_{af} (m3/s)	Descrição	L_{inj}	Vazão (m3/s)	Q_{af} (m3/s)	Descrição	L_{inj}	Vazão (m3/s)
1,5	Indústria de alimentos	0	0,8	-	-	-	-
Rio Crino							
1,1	Matadouro	0	0,5	-	-	-	-
Rio Junco							
6,2	Abastecimento público	0	-1,2	Agrícola	21759	35220	0,0001
	Rio Jacinto	2739	2,3				
	Demanda agrícola	15593	-1,8				
	ETE	17242	0,9				
	Rio Crino	46572	1,6				

3.3.3 Concentrações de entrada

As concentrações de entrada foram mantidas fixas para as três ferramentas computacionais (ver Tabela 3). Em função de o estudo ter sido realiza-

do em uma bacia hidrográfica hipotética, foram considerados valores médios da literatura para as concentrações dos diversos parâmetros de qualidade da água.

Tabela 3 – Concentrações pontuais e difusas

Rio	Localização	OD (mg/L)	DBO (mg/L)	NO (mg/L)	NH ₃ ⁺ (mg/L)	NO ₃ ⁻ (mg/L)	P _{total} (mg/L)
Jacinto	Montante ao ponto B1	6,0	4,0	0,1	0,2	0,01	0,6
	Indústria alimentos	1,0	260,0	25,0	8,0	2,0	10,0
	Difuso	---	---	---	---	---	---
Crino	Montante ao ponto G1	5,8	3,0	0,2	0,3	0,02	0,5
	Matadouro	0,5	440,0	1,5	4,5	0,8	20,0
	Difuso	---	---	---	---	---	---
Junco	Montante ao ponto A	6,3	5,0	0,3	0,4	0,02	0,7
	ETE	1,5	65,0	1,3	15,0	0,07	4,5
	Agrícola difusa	5,8	6,0	0,9	0,6	2,5	0,5

3.3.4 Coeficientes de entrada dos processos físicos e bioquímicos

Em uma modelagem de autodepuração em curso de água natural, os coeficientes relacionados aos processos físicos e bioquímicos são calibrados a fim de gerar o melhor ajuste entre os dados de qualidade da água medidos e os perfis simulados. Este artigo utiliza valores da literatura em uma bacia hipotética, focando-se em apresentar uma nova ferramenta computacional de modelagem de qualidade da água em ambiente lótico.

Para a estimativa do coeficiente de reaeração natural k_a (dia⁻¹) foram utilizadas as equações empíricas complementares de O'Connor e Dolbins, Churchill e Owens (CHAPRA, 1997; VON SPERLING, 2007), nas quais k_a é função da velocidade média do escoamento e da profundidade líquida.

Todos os outros coeficientes foram obtidos na literatura (CHAPRA, 1997; VON SPERLING, 2007), mantendo-se fixos no rio principal e nos dois tributários, sendo: coeficiente de decomposição da matéria orgânica carbonácea k_d igual a 0,4 dia⁻¹, velocidade de sedimentação da matéria orgânica carbonácea VS_{MO} igual a 0,1125 dia⁻¹, coeficiente de conversão de nitrogênio orgânico em amônia k_{oa} igual a 0,01 dia⁻¹, velocidade de sedimentação do nitrogênio orgânico VS_{NO} igual a 0,0045 dia⁻¹, coeficiente de conversão de amônia em nitrito k_{an} igual a 0,001 dia⁻¹, coeficiente de conversão de nitrito em nitrato k_{nn} igual a

0,50 dia⁻¹, velocidade de sedimentação do fósforo total VS_p igual a 0,0225 dia⁻¹ e coeficiente de decaimento do fósforo total k_p igual a 0,1 dia⁻¹.

A carga difusa de DBO L_{difusa} , a demanda de fundo de oxigênio dissolvido S_d e o ressurgimento de fundo do fósforo SP foram mantidos nulos em todas as simulações.

3.3.5 Outros dados de entrada

Para a estruturação completa da topologia, além da introdução dos dados geométricos e hidráulicos, dos coeficientes dos processos físicos e bioquímicos, dos dados quantitativos e qualitativos mencionados anteriormente, informações adicionais são solicitadas pelas ferramentas computacionais, tais como comprimento longitudinal em cada trecho de rio, temperatura da água ao longo do trecho de rio estudado e as relações entre as características hidráulicas. Com isso, seguem os dados adicionais:

- a profundidade líquida foi estimada por meio da equação de Manning nas três ferramentas;
- a velocidade média do escoamento foi calculada por meio da equação da continuidade nas três ferramentas;
- a temperatura da água foi mantida fixa em 22°C em todas as simulações;

- as simulações não consideraram o termo difusivo na propagação do poluente na massa líquida (na equação 2, o coeficiente de difusão turbulenta D_x é nulo);

- quanto à discretização dos trechos estudados, foram adotados 50 trechos no rio Jacinto (tributário 1), 500 trechos no rio Crino (tributário 2) e 1000 trechos no rio Junco (rio principal);

- quanto à declividade longitudinal, as ferramentas trabalham de forma diferente.

A ferramenta QUAL-UFMG, a princípio, não solicita a declividade de fundo como dado de entrada, pois estima o coeficiente de reaeração k_a por meio de relação potencial com a vazão do escoamento. Para este artigo foram feitas adaptações em QUAL-UFMG, na qual estimou-se k_a a partir de equações empíricas dependentes da velocidade média do escoamento e da profundidade líquida. Neste contexto, os parâmetros hidráulicos foram estimados com a equação de Manning, mantendo-se a declividade longitudinal fixa para o rio principal e tributários.

A ferramenta GESCAL permite estimar os parâmetros hidráulicos a partir da equação de Manning ou por relações potenciais da velocidade média com a vazão, da profundidade líquida com a vazão e da largura de superfície com a vazão. Na criação da topologia hídrica, quando o usuário opta pela equação de Manning, os valores da largura de base, da declividade de fundo, da declividade de talude e da rugosidade equivalente são únicos para cada trecho da topologia. Essa metodologia traz certas limitações, principalmente quando o trecho é extenso.

Já na ferramenta QUALI-TOOL, a topologia do sistema hídrico é formada a partir de pontos georreferenciados (X, Y e Z) obtidos em ferramenta SIG. A declividade longitudinal de fundo é fixa entre dois pontos. Nesse contexto, a maior quantidade de pontos representativos da topologia aumenta a discretização da declividade longitudinal de fundo.

Essa é a vantagem principal da ferramenta QUALI-TOOL frente às outras ferramentas analisadas.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Balanço hídrico e características hidráulicas

A Figura 4 traz os perfis longitudinais da vazão, declividade de fundo, profundidade líquida e velocidade média no rio Junco (rio principal), obtidos por meio das simulações nas ferramentas QUALI-TOOL, QUAL-UFMG e GESCAL.

De acordo com a Figura 4a, observa-se que o balanço hídrico apresentou uma mesma tendência para as três ferramentas. Na ferramenta GESCAL, as pequenas oscilações no posicionamento dos picos de vazão estão relacionadas às imprecisões na discretização longitudinal, quando comparada com as outras duas ferramentas. Ainda na ferramenta GESCAL, a evolução da vazão no trecho com contribuição difusa agrícola (entre os pontos E e F na Figura 3) não seguiu a mesma tendência, pois o incremento difuso foi feito por meio de seis entradas pontuais igualmente distribuídas, o que mostra uma limitação dessa ferramenta. Nas ferramentas QUAL-UFMG e QUALI-TOOL, respectivamente, utilizaram-se incrementos difusos únicos para cada 100 m (0,0063 m³/s) e 63 m (0,01 m³/s) de curso de água.

A Figura 4b traz a declividade longitudinal de fundo no rio Junco (rio principal) estimada nas três ferramentas. Observam-se acentuadas variações na ferramenta QUALI-TOOL quando comparada com as outras duas ferramentas, justificado pela metodologia adotada para a criação da topologia do sistema hídrico a partir de pontos georreferenciados. Nas simulações em QUAL-UFMG foram adotados valores fixos de 0,0044 m/m no rio Junco (rio principal), 0,0191 m/m no rio Jacinto (tributário 1) e 0,0050 m/m no rio Crino (tributário 2). Nas simulações em GESCAL foram obtidos valores de 0,0016 a 0,0082 m/m no rio Junco (rio principal), 0,0086 e 0,0265 m/m no rio Jacinto (tributário 1) e 0,0020 a

0,009 m/m no rio Crino (tributário 2). Nas simulações em QUALI-TOOL houve maior discretização longitudinal da declividade de fundo, variando en-

tre 0,0004 a 0,0596 m/m no rio Junco (rio principal), 0,0062 a 0,0359 m/m no rio Jacinto (tributário 1) e 0,0017 a 0,0255 dia-1 no rio Crino (tributário 2).

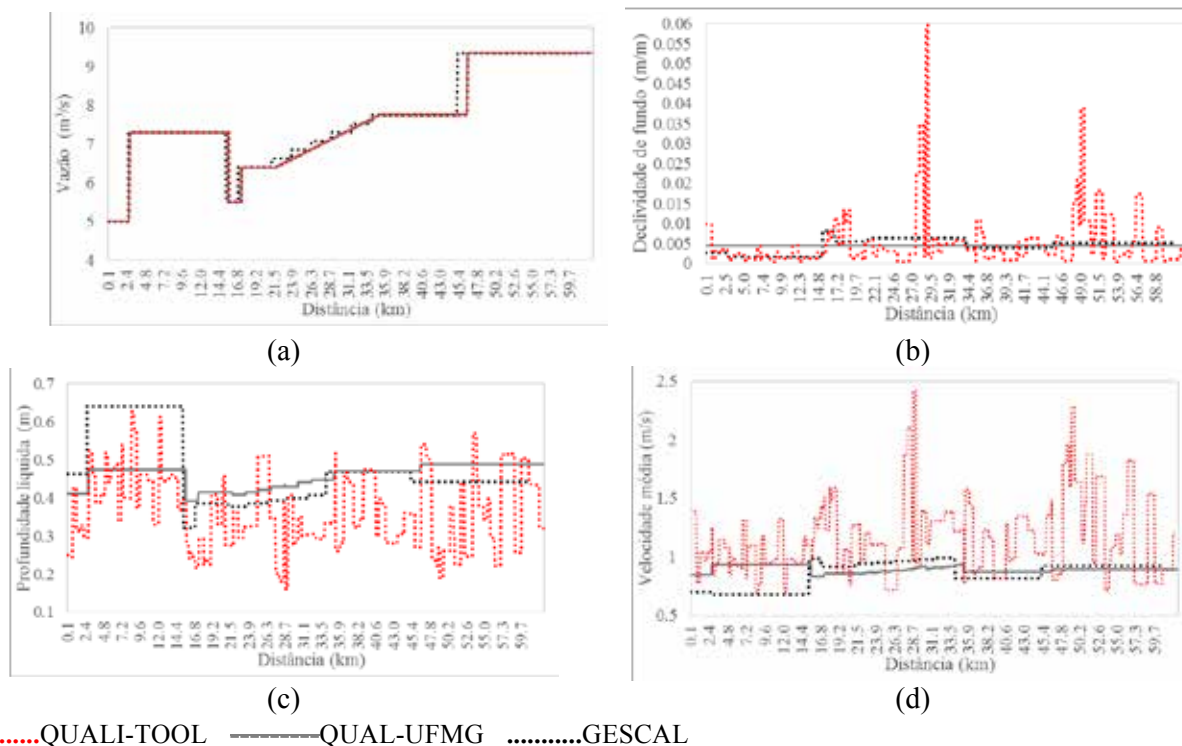


Figura 4 - Perfis longitudinais do rio Junco: (a) Vazão; (b) declividade de fundo; (c) profundidade líquida; (d) velocidade média

As Figuras 4c e 4d apresentam, respectivamente, a profundidade líquida e velocidade média no rio Junco estimadas nas três ferramentas. Obviamente, em função do uso da equação de Manning, as elevadas oscilações da declividade longitudinal de fundo obtidas na ferramenta QUALI-TOOL são carregadas nas estimativas da profundidade líquida e da velocidade média. Focando-se na Figura 4c, existe uma tendência de as profundidades líquidas obtidas na ferramenta QUALI-TOOL resultarem menores do que as obtidas nas outras duas ferramentas. Consequentemente, de acordo com a Figura 4d, as velocidades médias obtidas na ferramenta QUALI-TOOL tendem a ser maiores do que as obtidas nas outras duas ferramentas.

De acordo com a Figura 4c, ao longo do rio Junco foram obtidos valores de profundidade líquida entre 0,16 a 0,62 m na ferramenta QUALI-TOOL, 0,32 a 0,64 m em GESCAL e 0,39 a 0,49 m em QUAL-UFMG. Já na Figura 4d, a velocidade média do escoamento permaneceu entre 0,69 a 2,42 m/s na ferramenta QUALI-TOOL, 0,67 a 0,99 m/s em GESCAL e 0,83 a 0,94 m/s em QUAL-UFMG.

4.1.1 Perfis longitudinais dos parâmetros de qualidade da água

A Figura 5 traz os perfis longitudinais, ao longo do rio Junco (rio principal), dos parâmetros de qualidade da água simulados nas ferramentas QUALI-TOOL, QUAL-UFMG e GESCAL.

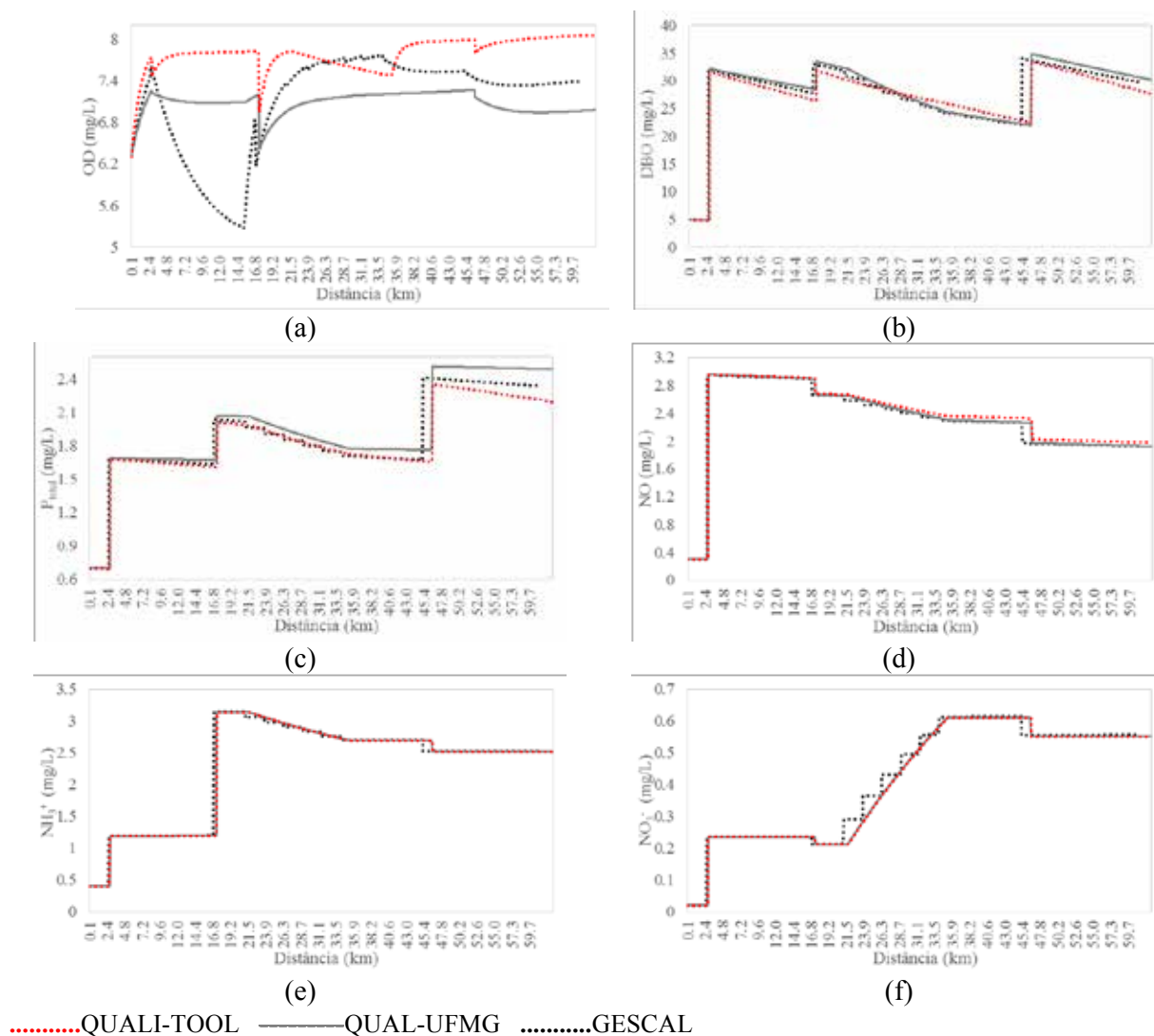


Figura 5 - Perfis longitudinais dos parâmetros de qualidade da água simulados: (a) OD; (b) DBO; (c) P_{total} ; (d) NO; (e) NH_4^+ ; (f) NO_3^-

De acordo com a Figura 5a, observa-se certa inconsistência entre os perfis de OD simulados nas três ferramentas. Essa inconsistência tem relação direta com a metodologia adotada neste artigo para estimar o coeficiente de reaeração k_a , pois, focando-se na equação (3), apenas o coeficiente k_a não é fixo nas simulações. Ainda na equação (3), a desconsideração da demanda de fundo S_d evitou a influência da profundidade líquida h no perfil de OD.

Como já descrito anteriormente, para a estimativa do coeficiente de reaeração natural k_a (dia^{-1}) foram utilizadas as equações empíricas complementares de O'Connor e Dolbins, Churchill e Owens (CHAPRA, 1997; VON SPERLING, 2007), nas quais k_a é função da velocidade média do escoamento e da profundidade líquida. As oscilações da profundidade líquida e velocidade média observadas nas Figuras 4c e 4d justificam as discrepâncias de k_a . Nas simulações em QUAL-UFGM foram obtidos va-

lores de k_a entre 19,5 a 27,6 dia^{-1} no rio Junco (rio principal), 119,7 a 128,7 dia^{-1} no rio Jacinto (tributário 1) e 40,0 a 48,4 dia^{-1} no rio Crino (tributário 2). Nas simulações em GESCAL foram obtidos valores de k_a entre 7,5 a 45,3 dia^{-1} no rio Junco (rio principal), 68,6 a 175,7 dia^{-1} no rio Jacinto (tributário 1) e 20,3 a 75,2 dia^{-1} no rio Crino (tributário 2). Para as simulações em QUALI-TOOL, k_a manteve-se próximo a 90,7 dia^{-1} no rio Junco (rio principal), 67,4 dia^{-1} no rio Jacinto (tributário 1) e 36,1 dia^{-1} no rio Crino (tributário 2). Estes resultados demonstram que as equações empíricas da literatura superestimam k_a , uma vez que estudos em bacias hidrográficas reais fornecem valores de k_a entre 1,0 e 6,0 dia^{-1} (CHAPRA, 2003; VON SPERLING, 2007; PAREDES et al., 2010a; SALLA et al., 2013; SALLA et al., 2016).

As discrepâncias nos valores de profundidade líquida (ilustradas na Figura 4c) justificam as pequenas oscilações nos perfis de DBO (Figura 5b) e P_{total} (Figura 5c). Para entender essa relação, precisa-se retornar nas equações (4) e (9). Na equação (4), a qual representa matematicamente o termo fonte da DBO na equação de advecção-difusão, apenas a profundidade líquida não é fixa. O coeficiente k_d foi mantido fixo em 0,4 dia^{-1} para todas as simulações, valores estes próximo aos encontrados em bacias hidrográficas reais (SALLA et al., 2014 e 2015). Ainda na equação (4), a desconsideração da carga difusa L_{difuso} evitou a influência da profundidade líquida h no perfil de DBO. Já na equação (9), a qual representa matematicamente o termo fonte de P_{total} na equação de advecção-difusão, apenas a profundidade líquida não é fixa. De uma forma geral, as menores profundidades obtidas na ferramenta QUALI-TOOL resultam em maiores sedimentações das parcelas adsorvidas de DBO e P_{total} , lembrando que, nas equações (4) e (9), as velocidades de sedimentação VS_{MO} e VS_p são divididas pela profundidade líquida h .

As simulações da série de nitrogênio na ferramenta QUALI-TOOL geraram perfis muito próximos aos gerados pelas ferramentas QUAL-UFMG e GESCAL. As discrepâncias nos valores de pro-

fundidade líquida não influenciaram nos perfis de NO, NH_3^+ e NO_3^- (ver as Figuras 5d, 5e e 5f). A metodologia adotada na ferramenta GESCAL para a evolução da vazão no trecho com contribuição difusa agrícola ocasionou uma variação em degraus nos perfis de NO, NH_3^+ e NO_3^- , entre os pontos E e F. Essa variação em degrau é mais perceptível no parâmetro NO_3^- , conforme ilustra a Figura 5f.

Ainda com relação às simulações da série de nitrogênio, focando-se nas equações (5) a (8), a comparação dos valores fixos adotados de k_{oa} (0,01 dia^{-1}), VS_{NO} (0,0045 dia^{-1}), k_{an} (0,001 dia^{-1}) e k_{nn} (0,50 dia^{-1}) com valores da literatura fica prejudicada, haja vista que existe enorme variação em seus valores (PAREDES-ARQUIOLA et al., 2007; SOARES et al., 2012).

Em função de o foco do artigo ser a apresentação da ferramenta QUALI-TOOL em uma bacia hipotética, não houve a preocupação em avaliar a conformidade ou não dos parâmetros com as resoluções ambientais vigentes de enquadramento do corpo hídrico.

5 CONCLUSÕES

De uma forma geral, as simulações aqui realizadas atestam a acurácia da ferramenta computacional QUALI-TOOL na avaliação de qualidade da água em ambiente lótico.

A adoção da equação de Manning para a quantificação da profundidade líquida traz limitações, uma vez que considerada o escoamento permanente e uniforme para cada trecho de rio discretizado. Neste contexto, a metodologia adotada na ferramenta QUALI-TOOL para obter a declividade longitudinal de fundo minimiza a limitação da equação de Manning. Esse fato é o principal diferencial da ferramenta QUALI-TOOL.

Todavia, nesta primeira versão, a quantidade máxima de 15 tributários no rio principal é a principal limitação da ferramenta, além do que o maior nú-

mero de nós adotados no processo de discretização deixa o processamento matemático em *Visual Basic* mais lento.

É importante alertar que, em estudos de autodepuração em bacias hidrográficas reais, os coeficientes dos processos físicos e bioquímicos sempre devem ser calibrados, a fim do melhor ajuste entre os dados monitorados em campo e os perfis simulados para os diversos parâmetros de qualidade da água. Os valores limítrofes e as equações da literatura para a estimativa dos coeficientes somente devem ser adotados para se ter uma noção inicial da capacidade de autodepuração do curso de água. Contudo, o constante monitoramento de qualidade da água em pontos estratégicos no curso de água é fundamental para o adequado planejamento e gestão de recursos hídricos em escala local e de bacia hidrográfica.

6 REFERÊNCIAS

- ARGENT, R. M.; PERRAUD, J. M.; RAHMAN, J. M.; GRAYSON, G. M.; PODGER, G. M. A new approach to water quality modeling and environmental decision support systems. **Environmental Modelling Software**, v. 24, n. 7, p. 809-818, 2009.
- CHAPRA, S. C. **Surface water-quality modeling**, Waveland Press Inc. McGraw-Hill, Boston. 844p. 1997. ISBN 10-1577666054.
- CHAPRA, S.C. Engineering water quality models and TDMLs. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 129, n. 4, p. 247-256, 2003.
- CHAPRA, S. C.; PELLETIER, G. J.; TAO, H. **QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality, Version 2.11. Documentation and Users Manual**. Civil and Environmental Engineering Dept. Tufts University, Medford, MA, 109p., 2008.
- DANISH HYDRAULIC INSTITUTE (DHI). **MIKE11. Dynamic modeling of river, channel and reservoir hydraulics**. Disponível em: <<https://www.mikepoweredbydhi.com/>> Acesso em 08 de janeiro de 2017.
- MAMAQANI, A. Y.; KHORASANI, N.; TALEBI, K.; HASHEMI, S. H.; RAFIEE, G.; KHOSROSHAHI, F. B. Diazinon fate and toxicity in the Tazjan River (Iran) ecosystem. **Environmental Engineering Science**, v. 28, n. 12, p. 859-868, 2011.
- PAREDES-ARQUIOLA, J.; ÁLVAREZ, J. A.; SOLERA, A. Manual del programa Gescal de la simulación de la calidad del agua. Valencia (Spain): Universidad Politécnica de Valencia. 2007. Disponível em: <<https://www.upv.es/aquatool/files/manuales/ManualGescal.pdf>>.
- PAREDES-ARQUIOLA, J.; ÁLVAREZ, J. A.; SOLERA, A. A decision support system for water quality issues in the Manzanares River (Madrid, Spain). **Science of the Total Environment**, v. 408, n. 12, p. 2576-2589, 2010a.
- PAREDES-ARQUIOLA, J.; ÁLVAREZ, J. A.; MONERRIS, M. M.; SOLERA, A. Water quantity and quality models applied to the Júcar river basin, Spain. **Journal of water resources planning and management**, v. 24, n. 11, p. 2759-2779, 2010b.
- REBOUÇAS, A. C. **Água doce no mundo e no Brasil**. In: REBOUÇAS, A. C, et al., (orgs.) Águas Doces no Brasil – Capital Ecológico, Uso e Conservação, São Paulo: Escrituras, 2ª Ed, Revisada e ampliada. 2002.
- SALLA, M. R.; PEREIRA, C. E.; ALAMY FILHO, J. E.; PAULA, L. M.; PINHEIRO, A. M. Self-depuration study of Jordão river, located in Dourados river Basin. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 2, p. 105-114, 2013.
- SALLA, M. R.; FERREIRA, A. M.; PEREIRA, C. E.; SCHMIDT, M. A. R. Self-cleaning ability of the middle and lower courses of the Uberaba River, UPRH-GD8. **Journal of Urban and Environmental Engineering**, v. 8, n. 1, p. 118-133, 2014.
- SALLA, M. R.; MAGALHÃES, A. A. B.; ALVES, L. A.; SCHMIDT, M. A. R.; LIMA, G. Sensibilidade de características morfológicas no comportamento de parâmetros de qualidade da água em rio de porte médio. **Science & Engineering Journal**, v. 24, n. 2, p. 29-37, 2015.
- SALLA, M. R.; FERNANDES, L. E.; PEREIRA, C. E.; JHUNIOR, H. C. S.; LIMA, G. Importance of calibration for mathematical modeling of self-purification of lotic environments. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 28, n. 27, p. 01-18, 2016.
- SOARES, P. A.; PINHEIRO, A.; ZUCCO, E. Análise dos coeficientes de reações e cinéticos empregados na simulação de qualidade de água em rios. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 17, n. 3, p. 163-173, 2012.
- SULIS, A.; SECHI, G. M. Comparison of generic simulation models for water resource systems. **Environmental Modelling & Software**, v. 40, p. 214-225, 2013.
- VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 588p. 2007.
- YENILMEZ, F.; AKSOY, A. Comparison of phosphorus reduction alternatives in control of nutrient concentrations in Lake Uluabat (Bursa, Turkey): Partial versus full sediment dredging. **Limnologia**, v. 43, p. 1-9, 2013.
- WELSH, W. D.; VAZE, J.; DUTTA, D.; RASSAM, D.; RAHMAN, J. M.; JOLLY, I. D.; WALLBRINK, P.; PODGER, G. M.; BETHUNE, M.; HARDY, M. J. An integrated modelling framework for regulated river systems. **Environ Modell Soft**, v. 39, p. 81-102, 2013.
- ZHANG, X.; HUANG, G. H.; NIE, X.; LI, Q. Model-based decision support system for water quality management under hybrid uncertainty. **Expert Systems with Applications**, v. 38, n. 3, p. 2809-2816, 2011.

Aplicação da filtração em margem de rio como alternativa de tratamento de água para comunidades isoladas

Application of riverbank filtration as an alternative water treatment for isolated communities

• **Data de entrada:**
19/09/2017

• **Data de aprovação:**
21/12/2017

Tiago Lemos Guedes*/Fernando Hymnô de Souza/Diego Brunelli Ghisi/Alondra Beatriz Alvarez Perez/
Ramon Lucas Dalsasso/Maurício Luiz Sens

DOI: 10.4322/dae.2019.007

Resumo

As comunidades que vivem em locais distantes da zona urbana geralmente são carentes de serviços de saneamento básico, como abastecimento de água. A filtração em margem surge como uma alternativa de tratamento de água para abastecimento de comunidades isoladas. O objetivo deste trabalho consiste em avaliar a implantação da filtração em margem de rio, abordando a escolha do local e o desempenho do tratamento da água por essa técnica. O solo do local e do leito do rio foram caracterizados em termos de granulometria, assim como o manancial quanto à velocidade de escoamento. Foram coletadas amostras de água do rio e do poço de produção, com o intuito de avaliar o tratamento. As propriedades verificadas indicaram que o local escolhido apresenta condições favoráveis à implantação da técnica proposta. A qualidade da água proveniente do poço de filtração em margem foi considerada satisfatória, de acordo com os parâmetros analisados. A técnica de filtração em margem se mostrou uma alternativa de tratamento de água satisfatória para abastecimento de comunidades isoladas, com produção de água de qualidade de forma simplificada.

Palavras-chave: Tratamento de água. Filtração em margem. Comunidades isoladas.

Abstract

Communities that live far from the urban areas often lack basic sanitation services, such as water supply. Bank filtration emerges as a water treatment alternative for supplying isolated communities. The objective of this work is to evaluate the implantation of riverbank filtration, discussing the site choice and water treatment performance by this technique. The soil of the river bed and site were characterized in terms of grain size as well as the river in terms of flow velocity. Water samples were collected from the river and the production well in order to eval-

Tiago Lemos Guedes – Doutorando no Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Mestre em Engenharia Ambiental. Engenheiro Sanitarista e Ambiental.

Fernando Hymnô de Souza – Doutorando no Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Mestre em Engenharia Ambiental. Engenheiro Sanitarista e Ambiental.

Diego Brunelli Ghisi – Mestrando no Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Engenheiro Sanitarista e Ambiental.

Alondra Beatriz Alvarez Perez – Mestranda no Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Engenheira Sanitarista e Ambiental.

Ramon Lucas Dalsasso – Professor Adjunto no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC. Doutor em Engenharia Ambiental.

Maurício Luiz Sens – Professor Titular no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC. Doutor em tratamento de água pela Ecole Nationale Supérieure de Chimie de Rennes.

***Endereço para correspondência:** Laboratório de Potabilização de Águas, ENS, CTC, UFSC -Campus Reitor João David Ferreira Lima, sn. -Bairro Trindade, Florianópolis – Santa Catarina.CEP: 88040-970. E-mail: ambientaltlg@gmail.com.

uate the treatment. The verified characteristics indicated that the chosen site presents favorable conditions for the implantation of the proposed technique. The quality of the water from the bank filtration well was considered satisfactory, according to the parameters analyzed. The bank filtration technique proved to be a satisfactory water treatment alternative for supplying isolated communities, producing quality water in a simplified way.

Keywords: Water treatment. Bank filtration. Isolated communities.

1 INTRODUÇÃO

As águas superficiais geralmente necessitam passar por algum tipo de tratamento para serem consideradas potáveis, ou seja, seguras para consumo humano (DASH, 2010). A Portaria 2914 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011) estabelece padrões de potabilidade que visam assegurar a qualidade da água a ser utilizada para o consumo humano. O tratamento convencional de água para consumo geralmente apresenta eficiência satisfatória, porém apresenta elevado custo de implantação e operação, pois demanda grandes áreas para construção, elevado consumo energético e de produtos químicos. Logo, a implantação de estações de tratamento de água (ETA) convencionais é mais indicada para o meio urbano, onde existe adensamento populacional, elevada demanda por água e a população pode custear o tratamento, de forma a viabilizá-lo.

As populações que vivem em locais isolados geralmente são carentes de serviços de abastecimento de água pelo fato de estarem distantes da zona urbana e apresentarem dispersão populacional. Para as companhias de saneamento, torna-se inviável abranger essas áreas com seus serviços, visto que a baixa demanda tende a não suprir os custos envolvidos. Dessa forma, tais populações buscam meios próprios para garantir o acesso à água. Nesse contexto, a filtração em margem surge (FM) como uma alternativa de tratamento, com o propósito de prover água de qualidade de forma simplificada para tais populações.

A FM é uma técnica simplificada de tratamento de água e consiste na captação de água por meio de poços próximos às margens de mananciais lo-

calizados em aquíferos aluvionais ou formações geológicas não consolidadas. Ao realizar o bombeamento da água no poço, o rebaixamento no nível freático é induzido, fazendo com que a água do manancial migre até o poço, sofrendo um processo de filtração pelo solo/subsolo ao longo do percurso (HISCOCK and GRISCHEK, 2002; SENS et al., 2006; GRISCHEK and RAY, 2009). A água que chega ao poço geralmente é uma mistura da água subterrânea originalmente presente no aquífero e da água superficial infiltrada. A proporção de tal mistura depende principalmente das condições hidrogeológicas locais, da distância entre o poço e a margem do manancial e da vazão bombeada (RAY et al., 2002; HISCOCK; GRISCHEK, 2002; MONDARDO, 2009).

Essa tecnologia tem apresentado bons resultados no tratamento de água, sendo ainda capaz de remover compostos como matéria orgânica (ROMERO-ESQUIVEL et al., 2017), agrotóxicos (MICHELAN, 2010), cianobactérias e cianotoxinas (FREITAS et al., 2012; ROMERO et al., 2014), que nem sempre são removidos de maneira eficiente por sistemas convencionais (SUMMERS, 2014).

A eficiência do tratamento da água por FM depende principalmente da geologia do aquífero, da composição do leito e da qualidade da água do manancial. Em vista disso, de acordo com as características do solo/subsolo e do manancial, a FM pode ser empregada como único tratamento, necessitando apenas de uma etapa final de cloração, ou no mínimo como pré-tratamento para outra(s) tecnologia(s) (DILLON et al., 2002; BOUWER, 2002; RAY et al., 2003).

Alguns aspectos devem ser considerados ao escolher um local para a aplicação da técnica de FM. Grischek et al. (2007) destacam que a granulometria do aquífero e do leito do manancial deve ser preferencialmente composta por materiais de granulometria mais grossa, que favorecem mais a infiltração quando comparados a materiais finos. Além disso, o fluxo do rio deve proporcionar arraste de partículas, favorecendo assim a autolimpeza da camada de infiltração.

O objetivo deste artigo consiste em avaliar a aplicação da FM como alternativa de tratamento de água com aplicação direcionada para populações não abastecidas por rede de distribuição de

água, sendo abordados aspectos relacionados à escolha do local e à qualidade da água tratada por essa técnica.

2 METODOLOGIA

O estudo foi realizado no município de Orleans, Estado de Santa Catarina, na região sul do Brasil (Figura1). Orleans encontra-se a uma altitude de 132 metros acima do nível do mar, na região sul do Estado, posicionada entre o litoral e a Serra Geral, sendo o clima classificado como mesotérmico úmido, com temperatura média de 18°C (BRASIL, 2010).

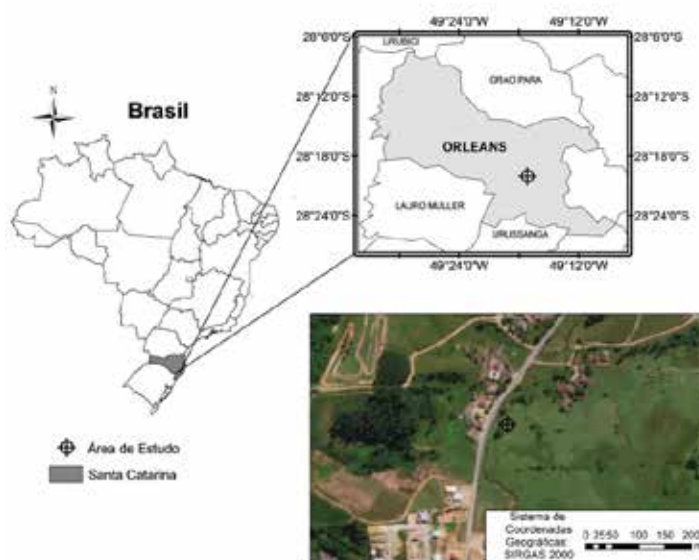


Figura 1: Localização do sistema de tratamento de água por FM.

A técnica de FM foi aplicada em um manancial chamado Rio Belo. O local foi escolhido por apresentar características favoráveis à aplicação da técnica de FM, como:

- rio perene com grande variação de nível durante eventos chuvosos, o que favorece o processo de autolimpeza da camada de filtração;

- leito do rio composto por areia grossa e cascalho fino, o que favorece a percolação da água pelo subsolo;
- local considerado seguro para a instalação dos equipamentos.

Foi realizada uma sondagem, por meio de perfuratriz hidráulica rotativa, no local escolhido para

perfuração do poço de FM para coleta de amostras e posterior caracterização do solo/subsolo. Coletou-se também uma amostra de solo do leito do rio para a caracterização do mesmo. As amostras de solo foram submetidas a ensaios granulométricos de acordo com as normas NBR 7181/84 e NBR6457/86 (ABNT).

Grischek et al. (2007) ressaltam que a granulometria do material do aquífero e do leito do rio são importantes fatores a serem considerados em sistemas de FM, visto que influenciam diretamente na infiltração. Os autores ainda recomendam que a granulometria do material do leito do rio seja avaliada junto à velocidade de escoamento do manancial, por meio do diagrama de Hjulstrom (HJULSTROM, 1935), com a finalidade de avaliar a condição de fluxo do manancial em relação aos sedimentos (deposição, transporte ou erosão). A velocidade de escoamento do manancial foi mensurada por micromolinetes marca OTT, modelo C2.

O poço de produção da FM foi escavado com 1 metro de diâmetro, revestido com anilhas de concreto, a aproximadamente 25 metros de distância do manancial e possui 5 metros de profundidade. No interior do poço foi instalada uma bomba vibratória da marca Anauger® com 300 Watts de potência. O bombeamento foi realizado intermitentemente durante 10 horas diárias, sendo o controle realizado por um timer analógico. A água era bombeada do poço de produção até um reservatório elevado no alto de uma torre metálica (figura 2).



Figura 2: Foto do poço de FM e o reservatório elevado de armazenamento de água.

O monitoramento da qualidade da água bruta (AB) proveniente do manancial e da água tratada (FM) foi realizado por meio de análises físico-químicas e bacteriológicas. As coletas das amostras foram realizadas quinzenalmente durante 7 meses, de setembro de 2015 a março de 2016. As análises foram realizadas conforme APHA (2005) e os parâmetros analisados seguem descritos na tabela 1.

Tabela 1 – Parâmetros físico-químicos, bacteriológicos e técnicas analíticas

Parâmetros	Equipamento	Unidade
pH	Medidor Multiparâmetros Hach®	-
Condutividade Elétrica		µS/cm
Oxigênio Dissolvido		mg/L
Cor Aparente	Espectrofotômetro Hach®	uH
Ferro Total		mg/L
Turbidez	Turbidímetro Hach®	uT
Coliformes Totais e Escherichia coli	Meios de cultura Colilert® e cartelas Quanti-Tray®	NMP/100mL

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

A sondagem em campo demonstrou que o solo/subsolo do local escolhido apresentou características favoráveis para implantação do sistema de FM, conforme pode ser observado pelo perfil do terreno (Figura 3).

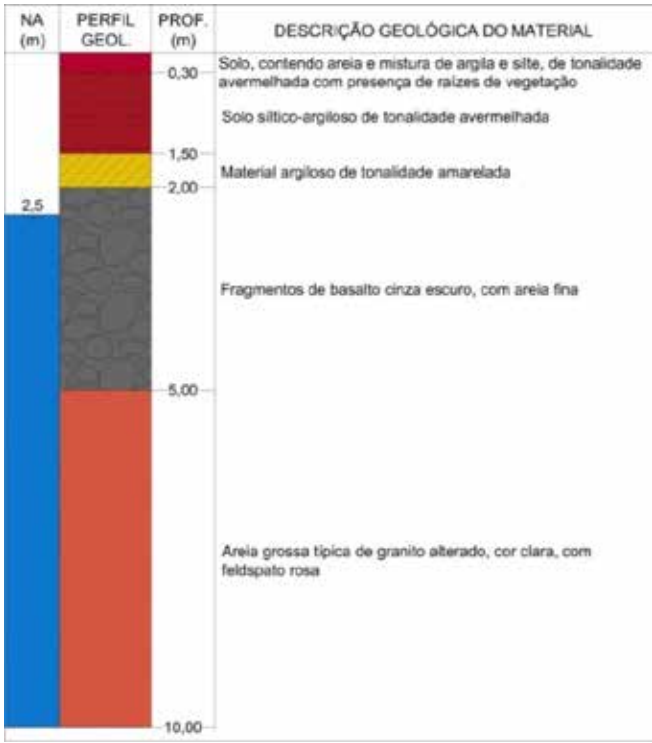


Figura 3: Descrição geológica do perfil do subsolo.

O perfil do terreno apresentado pela Figura 3 demonstra a existência de um solo com argila e silte em sua composição (até 2,0 metros de profundidade), seguido de uma camada de rochas de basalto (seixo de rio) e areia (2,0 a 5,0 metros de profundidade) e mais profundamente uma camada de areia grossa (5,0 a 10 metros de profundidade). O nível da água do aquífero apresentou uma profundidade

média de 2,5 metros, o que indica que a mesma escoa ao longo da camada de rochas e areia.

A composição granulométrica das camadas do solo/subsolo coletadas durante a sondagem e também do leito do rio, resultantes dos ensaios granulométricos, segue descrita na Tabela 2. Os constituintes mais expressivos de cada camada de solo foram destacados.

Tabela 2 – Composição granulométrica do solo/subsolo do local de implantação do poço de FM e do leito do rio

Profundidade (m)	Composição (%)					
	Argila e Silte	Areia Fina	Areia Média	Areia Grossa	Pedregulho Fino	Pedregulho Médio
0,0 - 0,3	9,4	31,8	29,2	20,8	8,6	-
0,3 - 1,5	19,1	45,2	20,5	9,8	5,5	-
1,5 - 2,0	15,2	46,4	24,6	11,3	2,6	-
5,0 - 10,0	2,4	9,2	22,5	52,7	13,3	-
Leito do rio	0,89	19,7	22,4	34,5	21,6	1,4

A partir da Tabela 2 é possível observar a presença de materiais finos (argila, silte e areia) nas camadas superiores, mas também grande porcentagem de areia média e grossa. Já nas camadas inferiores, assim como no leito do rio, houve a predominância de materiais mais grossos (areia média, grossa e pedregulho fino).

A composição do material do aquífero, assim como do leito do rio, é fator determinante para a permeabilidade e, consequentemente, para a infiltração da água do manancial. É preferível que haja materiais de granulometria mais grossa, pois são mais propícios à infiltração que materiais finos (GRISCHEK et al., 2007).

O perfil geológico do terreno em conjunto com as análises granulométricas do solo/subsolo e do leito do rio confirmaram as características adequadas do local para implantação de um sistema de tratamento de água por FM.

Com os resultados da análise granulométrica do leito do rio (Tabela 3), foi possível calcular o diâmetro médio das partículas (Equação 1), em mm, que é um dos dados de entrada do diagrama de Hjulstrom (Figura 4), juntamente com a velocidade de escoamento do manancial, em cm/s. A velocidade média de escoamento da água no Rio Belo foi de 0,20 m/s, o que equivale a 20 cm/s.

Tabela 3: Resultados da análise granulométrica do leito do rio.

Peneira (mm)	Material Retido (g)	xi	dmpi	xi/dmpi
4.80	36.00	0.06	5.54	0.01
2.00	109.79	0.17	2.19	0.08
1.19	81.71	0.13	1.54	0.08
0.59	88.82	0.14	0.84	0.17
0.42	54.12	0.09	0.50	0.17
0.21	130.28	0.21	0.30	0.69
0.15	120.01	0.19	0.18	1.07
0.074	41.82	0.07	0.11	0.63
Σ	662.55	1.05		2.90

$$d_{mp} = \frac{1}{\sum \frac{x_i}{d_{mpi}}}$$

$$d_{mp} = \frac{1}{\sum \frac{x_i}{d_{mpi}}} = \frac{1}{2,9} = 0,34 \text{ mm}$$

Onde:

dmp = diâmetro médio das partículas;

xi = fração mássica retida em cada peneira;

dmpi = diâmetro médio das partículas em cada peneira;

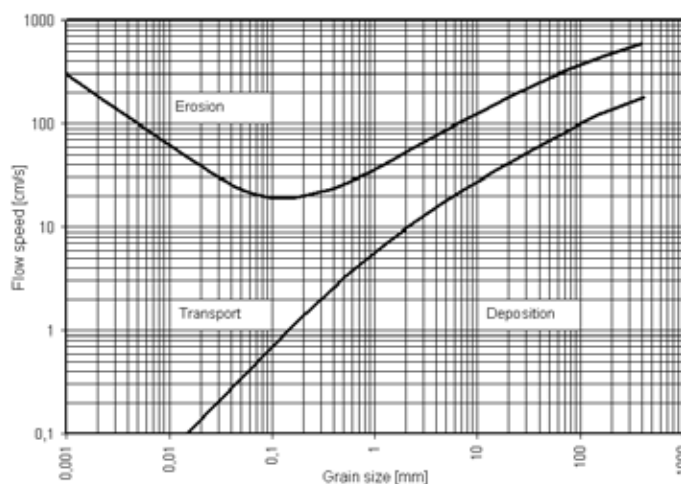


Figura 4: Resultado do diagrama de Hjulstrom.

Com base no diagrama de Hjulstrom, conclui-se que a condição de fluxo do Rio Belo é de transporte de sedimentos, bem próximo a um comportamento de erosão. É importante salientar que a medição de velocidade foi realizada em um dia com fluxo normal, isto é, sem a influência de chuva que causa um aumento na vazão de escoamento e, conseqüentemente, aumento de velocidade. Observou-se que em dias de chuva o nível do manancial se eleva de 0,7 a 1,0 metro em um curto intervalo de tempo, a vazão aumenta consideravelmente e a condição do corpo d'água

tende a se tornar de erosão. As condições de transporte e erosão no manancial favorecem a redução do processo de colmatção da margem, conforme reportado por Grischeket al., (2007). Dessa forma, em termos de fluxo, o manancial também apresentou condição favorável à aplicação da técnica de FM.

Os resultados das análises físico-químicas e bacteriológicas da água bruta (AB), provenientes do manancial e da água tratada (FM), são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4: Resultados das análises físico-químicas de bacteriológicas da água bruta e tratada.

Parâmetros	AB		FM		Portaria 2914 MS
	Média ± DP	Intervalo (mín-max)	Média ± DP	Intervalo (mín-max)	
pH	6,4± 0,38	5,3– 6,9	5,2 ± 0,20	4,9– 5,5	6,0 – 9,0
Condutividade Elétrica (µS/cm)	66,1± 3,87	57,1 – 73,8	81,2 ± 3,71	73,7 – 87	-
Cor Aparente (uH)	146,1± 128,82	56,0 – 468,0	0,8 ± 1,48	0 – 6	15
Ferro Total (mg/L)	1,2± 0,91	0,18 – 3,7	0,1 ± 0,10	0,01– 0,35	0,3
OD (mg/L)	7,5± 0,17	7,2– 7,9	5,4 ± 0,29	4,9– 5,8	-
Turbidez (uT)	18,4± 20,62	4,3 – 78,5	0,3 ± 0,12	0,15 – 0,6	0,5
Coliformes Totais (NMP/100ml)	8,4.104± 7,8.104	2,4.10 ³ – 2,4.10 ⁵	4,5 ± 9,53	0 – 31,0	ausência
E. coli(NMP/100ml)	4,9.103± 3,6.103	9,1.10 ² – 1,4.10 ⁴	0	0	ausência

Em todas as coletas, o pH da água filtrada em margem foi menor que o da água bruta. Outros autores encontraram esta mesma relação, em que o pH da água proveniente da FM foi menor que a água do manancial superficial (DASH et al, 2010; TYAGI et al., 2013; HAMDAM, SENSOY and MANSOUR, 2013; BLAVIER et al., 2014). A água,

ao percolar pelo solo, teve seu pH reduzido possivelmente devido à liberação de gás carbônico resultante do processo aeróbio de oxidação da matéria orgânica.

A Figura 5 mostra o comportamento da condutividade elétrica (CE) da água do rio e do poço de FM ao longo do período.

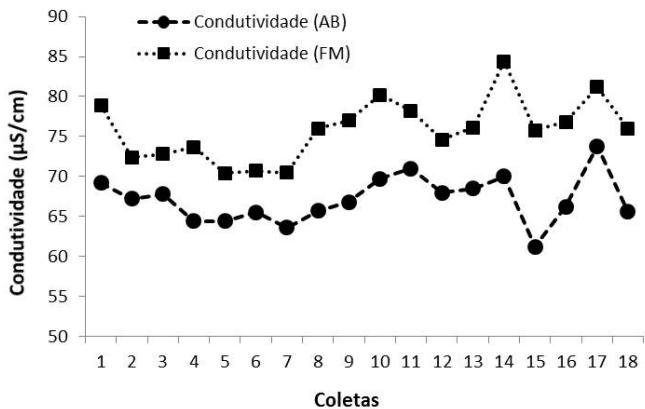


Figura 5: Comportamento da condutividade elétrica da água bruta e do poço de FM ao longo do período de estudo.

O comportamento da CE ao longo do monitoramento demonstra que há uma correspondência de valores, ou seja, quando há um aumento ou redução da CE no manancial é observado o mesmo comportamento no poço. Esse fato demonstra a conexão hidráulica entre o rio e o poço de FM.

A CE da água proveniente da FM foi mais elevada que a da água do manancial durante todo o período de estudo, com valores médios de 81,2 e 66,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$, respectivamente. Esse comportamento foi também reportado em outros estudos (STAUDER et al., 2012, BARTAK et al., 2015 e IBRAHIM, AZIZ e YUSOFF, 2015), visto que a água resultante da FM, ao percolar pelo aquífero em contato com os íons contidos nas partículas do solo, adquire um incremento em sua condutividade.

O Oxigênio Dissolvido (OD) da água Rio Belo foi sempre superior ao do poço de FM, com média de 7,5 e 5,4 mg/L, respectivamente. A água proveniente da FM tem propensão a apresentar baixos valo-

res de oxigênio dissolvido. Isso ocorre pois a mesma percorre um trecho do aquífero até o poço de produção, pelo subsolo onde não há troca de oxigênio com a superfície, além de ocorrerem reações de degradação de matéria orgânica por microrganismos aeróbios, que consomem o oxigênio da água (BOURG and BERTIN, 1993; STUYZAND et al. 2006).

Soares (2009), em estudo realizado com filtração em margem de lago, identificou comportamento similar com relação ao OD. Quanto à água bruta, o autor obteve OD médio de 9,0mg/L, enquanto que referente à água filtrada em margem esse valor foi 3,0 mg/L. Tais resultados corroboram a hipótese de que a percolação da água pelo subsolo durante a filtração em margem provoca uma redução no OD.

A turbidez da água do rio apresentou média de 18,4uT e valor máximo de 78,5 uT, enquanto a da água do poço de FM se manteve baixa durante todo o período do estudo, com média de 0,30 NTU (Figura 6).

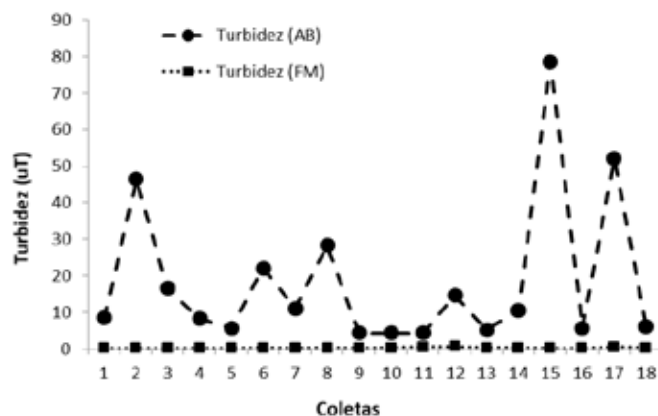


Figura 6: Comportamento da turbidez da água bruta e do poço de FM ao longo do período de estudo.

A grande variação da turbidez no manancial está relacionada às precipitações, pois quando ocorrem eventos chuvosos o nível do rio é elevado e com isso há um aumento de vazão, e consequentemente maior arraste de partículas, o que aumenta a turbidez da água. Os baixos valores de turbidez da água do poço demonstram a ca-

pacidade da técnica de FM de absorver picos de turbidez do manancial. A Portaria 2914 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011) estabelece que a turbidez deve ser de no máximo 1,0 uT em 95% das amostras para águas subterrâneas (pré-desinfecção), logo a água do poço de FM atende a esse parâmetro de potabilidade.

A cor aparente da água do manancial apresentou média de 146,1 uH, variando de 30 a 468 uH. A variação desse parâmetro também está relacionada a eventos de elevação do nível do rio, pois representa a cor ocasionada tanto por substâncias suspensas como dissolvidas. Já no poço de FM a cor aparente se manteve baixa, variando de 0 a 6,0 uH, com média de 0,8 uH.

A concentração de ferro total no Rio Belo se manteve acima do limite estipulado pela Portaria 2914/MS (0,3 mg/L) durante quase todo o período de estudo, com média de 1,2 mg/L e valor máximo de 3,7 mg/L. Na água do poço de FM a concentração do ferro apresentou valor médio de 0,1 mg/L e valor máximo de 0,35 mg/L. Apesar de o poço de FM ter sido perfurado em uma região onde há formações rochosas com minerais de ferro em sua composição (MELFI, PEDRO and VOLKOFF, 1979), a água do poço de FM não apresentou elevadas concentrações desse mineral.

Quanto aos parâmetros coliformes totais e E. coli, a água bruta apresentou valores médios da ordem de 10^4 e 10^3 NMP/100 ml, respectivamente. Os valores elevados de tais parâmetros na água do rio podem ser decorrentes de lançamentos clandestinos de esgoto e da presença constante de bovinos ao longo das margens do rio. A água do poço de FM apresentou valores bem abaixo dos encontrados no manancial, com média de 4,5 NMP/100 ml para coliformes totais e ausência para E. coli. Outras pesquisas apresentam a filtração em margem como uma barreira eficiente a coliformes (DASH et al., 2008; 2015; THAKUR et al., 2013; HAMDAN, SENSOY and MANSOUR, 2013; ABDALLA; SHAMRUKH, 2016), chegando à total remoção pelo processo (FREITAS et al., 2012).

A FM apresentou resultados satisfatórios em termos de qualidade da água produzida, sendo que os únicos parâmetros analisados na água tratada em que se obteve média acima dos padrões estabelecidos pela Portaria 2914/MS foram pH e co-

liformes totais. O pH pode ser ajustado por meio da adição de alcalinizante antes da distribuição da água e os coliformes totais podem ser eliminados por meio de etapa de desinfecção.

4 CONCLUSÕES

Com os resultados alcançados no presente trabalho é possível concluir:

- A avaliação das características do local escolhido para a implantação de um sistema de tratamento de água é um aspecto fundamental para assegurar a qualidade da água produzida;
- O local escolhido apresentou características satisfatórias para a aplicação da técnica de filtração em margem em termos de granulometria do material do aquífero e do leito do rio, assim como em relação à condição de fluxo do manancial;
- A correspondência de valores da condutividade elétrica na água do manancial e do poço demonstrou que há conexão hidráulica entre o rio e o aquífero;
- A técnica de FM foi eficiente na atenuação dos picos de turbidez e cor aparente do manancial, produzindo água com valores abaixo do limite estabelecido pela Portaria 2914/MS para tais parâmetros durante praticamente todo o período de estudo;
- Dentre os parâmetros analisados que são contemplados pela Portaria 2914/MS, que são pH, ferro total, turbidez, cor aparente, coliformes totais e E. coli, a água proveniente da FM apresentou qualidade satisfatória, exceto para pH e coliformes totais;
- A FM se mostrou uma alternativa de tratamento de água, que produz água de qualidade de forma simplificada, indicada para locais desprovidos de abastecimento público de água.

5 REFERÊNCIAS

- ABDALLA, F.; SHAMRUKH, M. Quantification of River Nile/Quaternary aquifer exchanges via riverbank filtration by hydrochemical and biological indicators, Assiut, Egypt. **Journal of Earth System Science**, v. 125, n. 8, p. 1697–1711, 2016.
- ABNT. NBR 6457 – Amostras de Solo – Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Rio de Janeiro. 1986.
- ABNT. NBR 7181 – Solo – Análise Granulométrica. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Rio de Janeiro. 1984.
- APHA. **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. 21ª ed. Washington: American Public Health Association, 2005.
- BARTAK, R.; GRISCHEK, T.; GHODEIF, K.O.; WAHAAB, R.A. Shortcomings of the RBF Pilot Site in Dishna, Egypt. **Journal of Hydrologic Engineering**. v.20, p. 8. 2015.
- BLAVIER, J., VERBANCJ, M.A. CRADDOCK, F., LOÉGEOIS, S., LATINIS, D., GARGOURI, L., FLORES RUA, G., DEBASTE, F., HAUT, B., Investigation of riverbed filtration systems on the Parapeti river, Bolívia. **Journal of Water Process Engineering**. v.1, p.27–36, 2014.
- BOURG, A. C. M.; BERTIN, C. Biogeochemical processes during the infiltration of river water into an alluvial aquifer. **Environmental Science Technology**. n. 27, p. 661–666. 1993.
- BOUWER, H. Artificial Recharge of groundwater: hydrology and engineering. **Journal of Hydrogeology**. v.10, p. 121–142. 2002.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria 2914: Procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da União nº 239**, Seção 1, p. 39–46. 2011.
- DASH, R.R., MEHROTRA, I., KUMAR, P., GRISCHEK, T. Lake bank filtration at Nainital, India: water-quality evaluation. **Hydrogeology Journal**, v.16, n.6, p.1089–1099, 2008.
- DASH, R.R., PRAKASH, E.V.P.B., KUMAR, P., MEHROTRA, I., SANDHU, C., GRISCHEK, T. River bankfiltration in Haridwar, India: removal of turbidity, organics and bactéria. **Hydrogeology Journal**, v.18, p.973–983, 2010.
- DASH, R. R. et al. Study of water quality improvements at a river-bank filtration site along the upper course of the River Ganga, India. **Desalination and Water Treatment**, v. 54, n. 9, p. 2422–2431, 2015.
- DILLON, P. J.; MILLER, M.; FALLOWFIELD, H.; HUTSON, J. The potential of riverbank filtration for drinking water supplies in relation to microcystin removal in brackish aquifers. **Journal of Hydrology**. v.266, n.3–4, p.209–221, 2002.
- FREITAS, D. A.; CABRAL, J. J. S. P.; PAIVA, A.; MOLICA, R. Application of bank filtration technology for water quality improvement in a warm climate: A case study at Beberibe River in Brazil. **Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA**, v. 61, n. 5, p. 319–330, 2012a.
- GRISCHEK, T.; SCHUBERT, J.; JASPERSE, J. L.; STOWE, S. M.; COLLINS, M. R. What is the appropriate site for RBF? Chapter: Bank Filtration/Recharge in Fractured Rock. In: **Fox, P. Management of Aquifer Recharge for Sustainability**. Acacia Publishing Incorporated. Phoenix, Arizona. 2007.
- GRISCHEK, T.; RAY, C. Bank filtration as managed surface groundwater interaction. **International Journal of Water**, v. 5, n. 2, p.125–139, 2009.
- HAMDAM, A. M., SENSOY, M.M., MANSOUR, M.S. Evaluating the effectiveness of bank infiltration process in New Aswan, Egypt. **Arabian Journal of Geosciences**. v.6, p.4155–4165, 2013.
- HISCOCK, K. M.; GRISCHEK, T. Attenuation of Groundwater Pollution by Bank Filtration. **Journal of Hydrology**, v. 266, p. 139–144, 2002.
- HJULSTRÖM, F. **Studies of the morphological activity of rivers as illustrated by the River Fyris**. Geological Institute: Universitet Upsala, 1935.
- IBRAHIM, N.; AZIZ, H. A.; YUSOFF, M. S. Heavy metals concentration in river and pumping well for river bank filtration (RBF) system: case study in Sungai Kerian. **Jurnal Teknologi: Sciences & Engineering**. v.74, n.11, p. 59–67. 2015.
- MELFI, A.J.; PEDRO, G.; VOLKOFF, B. Natureza e distribuição dos compostos ferríferos nos solos do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v.3, p. 47–54. 1979.
- MICHELAN, D. C. G. DOS S. **Filtração Em Margem De Rio Precedendo A Filtração Lenta, Para Remoção De Carbofurano, Em Tratamento De Água Para Consumo Humano**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2010.
- MONDARDO, R. I. **Avaliação da filtração em margem como pré-tratamento à filtração direta descendente na remoção de células de cianobactérias e saxitoxinas**. 201p. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2009.
- RAY, C.; SOONG, T. W.; LIAN, Y. Q.; ROADCAP, G. S. Effect of flood-induced chemical load on filtrate quality at bank filtration sites. **Journal of Hydrology**, v.266, n.3–4, p.235–258, 2002.
- RAY, C.; SCHUBERT, J.; LINSKY, R. B.; MELIN, G. Introduction. In RAY, C.; MELIN, G.; LINSKY, R. B. **Riverbank Filtration – improving source-water quality**. Dordrecht: Kluwer Academic Publisher, 1–15p. 2003.
- ROMERO-ESQUIVEL, L. G.; GRISCHEK, T., PIZZOLATTI, B. S., MONDARDO, R. I., SENS, M. L. Bank filtration in a coastal lake in South Brazil: water quality, natural organic matter (NOM) and redox con-

ditions study. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 19, n. 8, p. 2007–2020.

ROMERO, L. G.; MONDARDO, R. I.; SENS, M. L.; GRISCHEK, T. Removal of cyanobacteria and cyanotoxins during lake bank filtration at Lagoa do Peri, Brazil. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 16, n. 6, p. 1133–1143, 2014.

SENS, M. L.; DALSASSO, R. L.; MONDARDO, R. I.; MELO FILHO, L. C. Filtração em margem. In: Pádua, V. L. (coord). **Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano**. ABES- Prosab 4, 173–236p. Rio de Janeiro, 2006

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

STAUDER, S.; STEVANOVIC, Z.; RICHTER, C.; MILANOVIC, S.; TUCOVIC, A.; PETROVIC, B. Evaluating Bank Filtration as an Alternative

to the Current Water Supply from Deeper Aquifer: A Case Study from the Pannonian Basin, Serbia. **Water Resources Management**, v.26, p. 581–594, 2012.

STUYFZAND, P.J., JUHÁSZ-HOLTERMAN, M. H.A., LANGE, W.J. **Riverbank filtration in the Netherlands: well fields, clogging and geochemical reactions**. Netherlands (Amsterdam): Stephen A. Hubbs (Editora), p. 119–153, 2006.

SUMMERS, R. A. Review of Biologically-Based Drinking Water Treatment Processes for Organic Micropollutant Removal. In: NAKAMOTO, N. et al. (Eds.). **Progress in Slow Sand and Alternative Processes: Further Developments and Applications**. 1st. ed. [s.l.] IWA Publishing, 2014.

THAKUR, A. K.; OJHA, C. S.; SINGH, V. P.; GURJAR, B. R.; SANDHU, C. Removal of Pathogens by River Bank Filtration at Haridwar, India. **Hydrological Process**, v.27, p.1535–1542, 2013.

TYAGI, S., DOBHAL, R., KIMOTHI, P.C., ADLAKHA, L.K., SINGH, P., UNIYAL, D.P. Studies of River Water Quality Using River Bank Filtration in Uttarakhand, India. **Water Quality, Exposure and Health**, v.5, p.139–148. 2013.

Perfil da Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos em municípios no Estado de São Paulo, Brasil

Profile of Waste Management in cities in the São Paulo State, Brazil

• **Data de entrada:**
30/05/2017

• **Data de aprovação:**
04/01/2018

Alline Marchesin Costa/Sandro Donnini Mancini/Jorge Hamada

DOI: 10.4322/dae.2019.008

Resumo

A gestão integrada de resíduos sólidos (GIRS) é um problema complexo e desafiador para as administrações municipais. A fim de realizar um diagnóstico da GIRS em 17 municípios do Estado de São Paulo com menos de 500 mil habitantes, os mesmos foram divididos em estratos de faixas populacionais e determinados via sorteio. A avaliação se deu considerando os componentes físicos e governamentais da GIRS, e informações qualitativas e quantitativas, obtidas principalmente a partir da análise documental dos Planos Municipais de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS) e dados contidos no Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS). Como resultado, obtiveram-se um panorama geral e um perfil limitado de como funciona a GIRS no Estado.

Palavras-chave: Resíduos Sólidos. Administração pública. Município. Paulistas.

Abstract

Integrated Solid Waste Management (ISWM) is a complex and challenging problem for municipal administrations. In order to diagnose the ISWM in 17 municipalities in the State of São Paulo with less than 500.000 inhabitants, they were divided into stratum of populations and determined by lottery model. The evaluation was based on the physical and governmental components of the ISWM, as well qualitative and quantitative information obtained mainly from the document analysis of the Waste Management Plans and data of the National Sanitation Information System. As a result, a general overview and a limited profile of how ISWM works in the state were obtained.

Keywords: Waste. Waste Management. Local government.

Alline Marchesin Costa – Doutoranda e Mestre em Engenharia Civil e Ambiental pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (Unesp).

Sandro Donnini Mancini – Professor Adjunto na Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (Unesp). Mestre e Doutor em Ciência e Engenharia dos Materiais pela Universidade Federal de São Carlos (UFSCar). Livre-Docência em Materiais e Reciclagem pela Unesp.

Jorge Hamada – Professor Titular da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (Unesp). Doutor e mestre em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo (USP).

***Endereço para correspondência:** Faculdade de Engenharia de Bauru - Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. Avenida Engenheiro Luiz Edmundo Carrijo Coube, 14-01 – Vargem Limpa. CEP: 17033-360 – Bauru/SP. E-mail: alline.marchesin@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

A gestão de resíduos sólidos urbanos é, atualmente, um problema complexo e desafiador, principalmente para as administrações públicas municipais, que são responsáveis pelo fornecimento desse serviço público em seus territórios.

De acordo com Wilson; Scheinberg (2010), um sistema de gestão integrada de resíduos sólidos (GIRS) de sucesso precisa de componentes físicos e de gestão que funcionem bem. Para eles, apenas os elementos técnicos não são suficientes; é necessário que as cidades assumam estratégias de governança condizentes.

Dentre os componentes físicos têm-se: (a) saúde pública, com foco no recolhimento dos resíduos; (b) o meio ambiente, proteção do ambiente em toda a cadeia de resíduos, especialmente visando à melhoria do tratamento e disposição dos resíduos, para proteger o solo, as águas e o ar da poluição; (c) a recuperação de recursos, em prol de uma gestão circular dos resíduos, por meio da prevenção, da reutilização e reciclagem.

Dentre as três estratégias de governança, podem ser citadas: (a) inclusão, permitindo que as partes interessadas (usuários, prestadores de serviços e facilitadores) possam contribuir plenamente com o sistema; (b) sustentabilidade financeira e serviços acessíveis; (c) instituições sólidas e políticas proativas.

Em cada segmento dos componentes físicos e governamentais devem-se considerar todos os aspectos operacionais, financeiros, sociais, institucionais, políticos, jurídicos e ambientais. É por meio de todos esses aspectos que a GIRS deve ser planejada e avaliada (UN-HABITAT, 2010).

A partir da promulgação da Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS, Lei nº 12.305 de 2010, regulamentada pelo Decreto nº 7.404/2010, os municípios de todo o país ficaram condicionados

à elaboração dos Planos Municipais de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS) para terem acesso aos recursos controlados pela União. Foi então que os municípios do Estado de São Paulo, que já contavam com o plano de resíduos, instrumento instituído pela Política Estadual de Resíduos Sólidos – PERS, Lei nº 12.300 de 2006, começaram a trabalhar mais ativamente na sua elaboração.

No final de 2014, o Estado de São Paulo contava com 360 PMGIRS elaborados e entregues à Secretaria de Meio Ambiente do Estado (SMA) (SÃO PAULO, s/d).

Os aspectos principais a serem abordados no Plano Municipal, Intermunicipal ou Simplificado de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos incluem o diagnóstico da situação dos resíduos sólidos gerados no respectivo território, com sua caracterização e a dos agentes envolvidos, desenvolvidos em um processo participativo.

O Estado de São Paulo se destaca no cenário nacional por ser o mais populoso da Federação, com cerca de 22% da população brasileira (IBGE, 2012 apud SÃO PAULO, 2014) e por gerar aproximadamente um terço de toda a riqueza produzida no país (SÃO PAULO, 2014). Compreendendo 2,9% do território nacional, o Estado de São Paulo possui nove municípios com mais de 500.000 habitantes, que são responsáveis pela geração de mais de 50% do total de resíduos gerados no Estado (SÃO PAULO, 2014). O restante é gerado pelos outros municípios que totalizam 645 municípios do Estado, dos quais 395 são de pequeno porte, com até 20.000 habitantes (SÃO PAULO, 2014).

O objetivo deste trabalho foi realizar um diagnóstico da GIRS em 17 municípios com menos de 500 mil habitantes no Estado de São Paulo, buscando traçar um perfil da GIRS nas faixas populacionais estudadas.

2 MATERIAIS E MÉTODO

Em resumo, esta pesquisa consistiu no diagnóstico e na análise da GIRS em 17 municípios no Estado de São Paulo. A análise foi realizada considerando-se os componentes físicos e de gestão apresentados por Wilson; Scheinberg (2010), considerados essenciais para o sucesso de um sistema de GIRS. Os dados e informações para o diagnóstico dos 17 municípios foram retirados, principalmente, dos PMGIRS e do SNIS – série histórica de cada município.

2.1 Determinação dos municípios estudados

Para escolher municípios que seriam estudados, obteve-se inicialmente uma listagem, disponibilizada no site da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo (SMA – SP) de todos os municípios do Estado que declararam possuir PMGIRS, os quais contabilizavam, em 2014, 360 no total (SÃO PAULO, [s/d]).

Para definição do número de municípios que seriam estudados, empregou-se a ferramenta “calculadora de amostra”, disponibilizada no site “netquest.com”, com base em Ochoa (2013). O cálculo resultou no valor amostral de 17 (dezessete) municípios, que foram divididos em estratos de acordo com as faixas populacionais utilizadas pela Fundação SEADE e utilizando-se a equação (1) retirada de BERGAMASCHI et al. (2010), conforme apresentado na Tabela 1.

Observou-se que o número de amostras (17) mostrou-se interessante, pois mais de 70% são compostas de municípios com menos de 50 mil habitantes e todos os estratos desejados (abaixo de 500 mil habitantes) teriam ao menos dois municípios estudados.

$$\frac{ni}{n} = \frac{Ni}{N} \rightarrow ni = n \times \frac{Ni}{N} \quad \text{Equação (1)}$$

Onde:

N = Tamanho da População, ou seja, quantidade total de municípios com PMGIRS (360);

n = Tamanho da Amostra (17);

Ni = quantidade de municípios em cada faixa populacional;

ni = tamanho da amostra em cada faixa populacional.

Tabela 1: Cálculo das amostras em cada faixa populacional.

Faixa populacional	Tamanho da População Ni	Tamanho da Amostra ni	Ni/N
1 - Até 10.000	139	7	0,386
2 - 10.001 até 50.000	131	6	0,364
3 - 50.001 até 100.000	33	2	0,092
4 - 100.001 até 500.000	50	2	0,139
5 - Mais de 500.000	6	0	0,017
6 - Município de São Paulo	1	0	0,003
Total Geral ($N; Ni$)	360	17	

A definição de quais municípios teriam seus PMGIRS estudados foi realizada por meio de amostragem probabilística aleatória simples com reposição, onde cada unidade tem probabilidade conhecida e diferente de zero de pertencer à amostra (BERGAMASCHI et al. 2010). O sorteio foi realizado para cada faixa populacional, independentemente, utilizando uma função específica de sorteio, que retorna um número aleatório inteiro entre os números especificados, de um programa computacional.

2.2 Obtenção das fontes de informações

Para obtenção dos PMGIRS dos municípios sorteados, primeiramente realizou-se uma busca na internet verificando sua disponibilidade na rede; caso não fosse encontrado, era procedido o pedido de acesso a esses documentos via Sistema Eletrônico do Serviço de Informação ao Cidadão (e-sic), instrumento da Lei nº 12.527/2011 de acesso à informação. Em caso de insucesso nessas etapas ocorria novo sorteio, até que se obtivessem os 17 PMGIRS.

Para o estudo foram selecionados indicadores gerais das características dos municípios. Para escolha desses indicadores, considerou-se sua relevância em refletir características dos municípios e sua possível influência na gestão de resíduos sólidos. Buscou-se selecionar indicadores de anos mais próximos ao ano de 2014, mas, como alguns possuíam séries históricas mais esporádicas, foi preciso utilizar indicadores de anos diferentes. A seguir são apresentados os indicadores selecionados, os quais foram obtidos da Fundação SEADE (SÃO PAULO, 2016):

1. Índice de Desenvolvimento Humano Municipal - IDHM (2010), que segundo PNUD (s/d):

- a. Varia de 0 a 1, mais próximo de 1 melhor.
- b. Inclui três componentes: IDHM Longevidade, IDHM Educação e IDHM Renda.

2. População total (2014)

3. Classe de tamanho da população (2014) segundo divisão SEADE:

- a. 1 - Até 10.000
- b. 2 - 10.001 até 50.000
- c. 3 - 50.001 até 100.000
- d. 4 - 100.001 até 500.000
- e. 5 - Mais de 500.000
- f. 6 - Município São Paulo

4. Densidade Demográfica (Habitantes/km²) 2013

5. Grau de Urbanização (Em %) 2013: corresponde ao percentual da população urbana em relação à população total do município.

6. Taxa geométrica de crescimento anual da população de 2010 a 2015, em % ao ano (2014):

7. Produto Interno Bruto *per capita* (em mil reais correntes - 2013);

8. Área total do município em (km²) em 2014.

Foram selecionados ainda indicadores e parâmetros sobre a gestão de resíduos sólidos dos mu-

nicipios, os quais foram retirados do Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento – SNIS série histórica - (BRASIL, 2016). Foram reunidos os dados de 2010 a 2015 (quando o município dispunha esses dados). Para minimizar a falta de dados foi calculada a média aritmética de todos os dados anuais existentes para cada parâmetro avaliado, excluindo dados discrepantes. Foram estes obtidos de Brasil (2016):

1. Massa recuperada *per capita* de materiais recicláveis (exceto matéria orgânica e rejeitos) em relação à população urbana (kg/hab. urb./ano);

2. Taxa de empregados (coletores + motoristas) na coleta (RDO + RPU) em relação à população urbana (empregado/1000 hab.);

3. Taxa de varredores em relação à população urbana (empregado/1000 hab.);

4. Despesa total *per capita* com manejo de RSU em relação à população urbana no ano de referência (R\$/hab.);

5. Incidência das despesas com o manejo de RSU nas despesas correntes da prefeitura (%):

- Equivalente à despesa total com serviços de manejo de RSU pela despesa corrente da Prefeitura durante o ano com todos os serviços do município (BRASIL, 2015).

6. Autossuficiência financeira da prefeitura com o manejo de RSU (%):

- Equivalente à despesa total com serviços de manejo de RSU pela receita arrecadada com taxas e tarifas referentes à gestão e manejo de RSU (BRASIL, 2015).

Informações complementares sobre a disposição final foram buscadas no Inventário Estadual de Resíduos Sólidos e no Mapa de Destinação de Resíduos Sólidos Urbanos, ambos da Cetesb. Os portais oficiais de cada prefeitura municipal e sites de notícias também foram utilizados para confirmar informações.

2.3 Análise das fontes de informações

Na análise documental dos PMGIRS, buscou-se “identificar informações factuais nos documentos a partir de questões e hipóteses de interesse” (CAULLEY apud LÜDKE e ANDRE, 1986).

O processo de análise dos PMGIRS para gerar o perfil da GIRS nos municípios baseou-se em abordagens tanto indutivas, onde do documento tira-se o fato, como dedutivas, na busca por pistas documentais a partir do questionamento inicial (CELLARD et al., 2009).

Após a primeira leitura dos documentos, foi traçado um perfil de cada município, que, para alcançar maior nível de confiabilidade dos dados, contou com o cruzamento das informações dos PMGIRS com informações obtidas, principalmente, por meio do SNIS e outras fontes de dados mencionadas no item 2.2. Quando necessário, fazia-se ainda uma pesquisa em buscadores na internet a fim de encontrar sites de notícias confiáveis.

Com os perfis de cada município finalizados, os mesmos foram analisados, qualitativa e quantitativamente, em relação aos componentes físicos e governamentais citados por Wilson; Scheinberg (2010), como sendo essenciais para o sucesso de um sistema de GIRS. Os parâmetros escolhidos foram principalmente:

1. Coletado RSU (kg/habitante/dia) – retirado de cada PMGIRS;
2. Composição dos RSU – retirado de cada PMGIRS;
3. Área urbana atendida pelo serviço de coleta de RDO (em %) – retirado de cada PMGIRS;
4. Tipo de disposição final adotada para os RDO – retirado de cada PMGIRS;
5. Tipo de sistema adotado para a coleta seletiva de materiais recicláveis – retirado de cada PMGIRS;
6. Se o município cobra dos munícipes alguma taxa ou tarifa pelos serviços de manejo de RSU;

7. Quantidade de Leis (em sentido geral) relacionadas à gestão de RSU são citadas nos PMGIRS;

2.4 Dificuldades e limitações da pesquisa

Durante a realização da pesquisa, algumas discrepâncias foram notadas (corrigidas, quando pertinente) e merecem ser listadas:

- 1) Observou-se que houve predominância da contratação de empresas para elaboração dos PMGIRS. Em um ponto, uma empresa que não conhece a realidade local pode ter maior dificuldade de detalhar condições específicas da gestão e gerenciamento de RSU no município, se não houver o envolvimento sério da gestão pública municipal. Por outro lado, se a empresa consegue acesso a essas informações de forma não tendenciosa, esta pode apresentar um PMGIRS mais fiel à realidade.
- 2) Notou-se grande diferença entre os dados dos PMGIRS e os dados do SNIS. Capacitar os gestores municipais para o preenchimento do questionário do SNIS, diminuir o número de questões e melhorar a clareza e objetividade são ações que ajudariam na confiabilidade dos dados;
- 3) A falta de padronização nos dados prejudica muito a realização de análises meramente quantitativas. As inconsistências nos dados de quantidades coletadas de RSU per capita nos municípios têm ocorrido por diferentes motivos: a) os municípios dificilmente conseguem quantificar os RSU gerados, diferenciando as quantidades de resíduos domiciliares (RDO) e resíduos públicos (RPU), normalmente confundem os RDO com RSU. Isso se dá porque algumas vezes a coleta é feita conjuntamente e, muitas vezes, por não entendimento da conceituação de cada tipologia de resíduo; b) a falta de pesagem periódica dos resíduos, principalmente na faixa 1 e 2, em que a disposição final tende a ser o aterro em valas do próprio município, sendo consideradas apenas o levantamento quando da elaboração do PMGIRS ou simples es-

timativas da administração; c) os anos de coleta das informações nem sempre são os mesmos; d) alguns municípios consideram para o cálculo apenas a população urbana e outros incluem a população rural. Outro fato que deve ser considerado é que esses valores referem-se aos resíduos coletados, havendo outros que não são coletados, seja pela disposição inadequada da população ou setores do município que não são atendidos pela coleta periodicamente, como áreas mais afastadas e rurais.

4) Houve dificuldade também para conseguir os PMGIRS de municípios sorteados, sendo necessários outros sorteios. Alguns municípios demoravam para responder o e-sic, e a maioria não respondeu. Especialmente as faixas 1 e 2 contaram com novos sorteios até conseguir PMGIRS que estariam disponíveis, requerendo muito tempo nessa fase da pesquisa.

5) É não só possível, como também provável, que os municípios aqui estudados, por terem PMGIRS elaborados e disponibilizados para a sociedade, apresentem condições melhores de GIRS comparativamente aos municípios que não possuem PMGIRS ou não os disponibilizaram (44% dos 645 municípios paulistas).

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 Os municípios estudados

Dos 17 PMGIRS enfim estudados, apenas 4 foram obtidos por meio de respostas via e-SIC, o restante estava disponível na internet. Os PMGIRS dos municípios enquadrados na faixa 1, de até 10 mil habitantes, foram os mais difíceis de serem encontrados, o que é esperado que aconteça, pois segundo o Art. 8 §4 da Lei nº 12.527/2011 “Os Municípios com população de até 10.000 (dez mil) habitantes ficam dispensados da divulgação obrigatória na internet [...]”. Foi interessante notar que Santa Clara d'Oeste, Lucianópolis, Presidente Alves, Taciba e Iepê, mesmo sem obrigação de fazê-lo, disponibilizaram seu PMGIRS na internet. A maioria dos PMGIRS selecionados foram elaborados entre os anos de 2012 a 2014. O único município que já possuía PMGIRS antes da PNRS foi Itanhaém. Sua primeira versão data de 2007, o qual passou por revisões e adequações às exigências da PNRS em 2012 e 2014.

Os municípios estudados estão elencados na Tabela 2, seguidos por seus dados gerais, e na Figura 1 constam suas posições geográficas no Estado de São Paulo tendo como referência o município de São Paulo.



Figura 1: Mapa com a localização e os limites dos municípios selecionados (em preto).

Tabela 2: Informações gerais dos municípios amostrados.

	Município	Área total Em km ² (2014)	População habitantes 2014	IDHM 2010	Densidade Demográfica (hab./km ²) 2014	Grau de Urbanização (Em %) 2014	Taxa Geométrica de Crescimento Anual da População - 2010/2016 (Em % a.a.)	PIB <i>per</i> <i>capita</i> em R\$ 2013
Faixa 1	Dirce Reis	88	1.704	0,741	19,29	78,76	0,22	25.292
	Santa Clara d'Oeste	183	2.059	0,733	11,22	77,56	-0,32	22.251
	Lucianópolis	190	2.249	0,733	11,85	80,12	0,02	14.529
	Presidente Alves	287	4.073	0,735	14,18	85,32	-0,3	13.956
	Taciba	607	5.851	0,723	9,63	86,17	0,6	32.144
	Iepê	595	7.739	0,736	13,00	90,67	0,38	20.933
	Guatapará	414	7.155	0,743	17,29	76,41	0,68	29.077
Faixa 2	Ilhabela	347	30.431	0,756	87,56	99,31	1,91	109.150
	Laranjal Paulista	384	26.307	0,729	68,50	89,97	1,03	26.715
	Pontal	356	44.239	0,725	124,16	98,55	2,33	18.591
	Santo Anastácio	552	20.301	0,753	36,74	93,66	-0,20	14.876
	Américo Brasiliense	123	36.861	0,751	300,32	99,24	1,68	17.481
	Angatuba	1.028	23.122	0,719	22,49	73,05	1,03	29.655
Faixa 3	Itanhaém	602	91.716	0,745	152,44	99,15	1,33	14.433
	Boituva	249	52.177	0,780	209,59	94,07	1,93	48.769
Faixa 4	Bauru	668	352.654	0,801	528,18	98,33	0,62	29.941
	Itaquaquecetuba	83	340.751	0,714	4.124,82	100	1,46	15.071
Estado de São Paulo		248.223	42.673.386	0,783	171,92	96,21	0,83	40.545

Observa-se na Tabela 2 a heterogeneidade dos municípios que compõem o estudo. Em especial em termos de: população com 1.704 habitantes a 352 mil habitantes; densidade demográfica variando de 9,6 a 4.124 habitantes/km²; IDHM com mínimo de 0,714 e máximo de 0,801; e PIB *per capita* com valores de R\$ 13.956 a R\$ 109.150.

3.2 A gestão de resíduos nos 17 municípios.

Em todos os municípios estudados a coleta de resíduos sólidos domésticos (RDO) ocorria por meio de caminhões compactadores, percorrendo as ruas e coletando resíduos que são deixados em frente às casas, chamado sistema porta a porta. Apenas a faixa populacional 3 (Itanhaém e Boituva) apresentou coleta por contêiner em caráter

experimental. Esses dois municípios também têm em comum a contratação de empresa privada para coleta de RDO, estação de transbordo, cooperativa que realiza a coleta seletiva porta a porta e cobram pelo manejo de resíduos sólidos urbanos (RSU).

A coleta dos RDO não distingue resíduos provenientes de residências, de centros comerciais ou prestadores de serviços e até órgãos públicos e empresas; a distinção é feita apenas com relação a se o resíduo preserva as características de RDO, de forma que os municípios estão gerenciando um resíduo que talvez não seja de sua responsabilidade direta. Apenas Laranjal Paulista determinou um valor de 100 litros para os resíduos serem coletados pela coleta convencional da prefeitura.

Tabela 3: Dados e informações dos componentes físicos: coleta, disposição final e reciclagem.

Município	Quantidade de RSU coletado (kg/hab./dia)	Área urbana atendida por coleta de RDO (%)	Tipo de disposição final RDO	Recuperação de materiais recicláveis		Taxa de empregados em relação à população urbana (empregado/1000 hab. urb.)	
				Tipo coleta seletiva	Quantidade recuperada (kg/hab. urb./ano)	Coleta	Varrição
Dirce reis	0,64	100	V			2,88	2,87
Santa Clara d'Oeste	0,66	100	V	PEV	5,35	3,76	3,26
Lucianópolis	1,10	100	S	Porta a porta prefeitura	25,65	1,65	1,28
Presidente Alves	0,49		V	Porta a porta prefeitura	9,94	1,62	1,38
Taciba	1,21		V			1,11	2,44
Iepê	0,74	100	V	PEV	17,76	0,54	1,85
Guataporã	0,57	100	S			0,60	0,49
Média faixa 1	0,77 / 0,62*				14,68	1,74	1,94
Ilhabela	0,98	99	S	Porta a porta prefeitura	28,54	0,94	3,14
Laranjal Paulista	0,75	100	S	Porta a porta prefeitura	13,43	0,44	0,79
Pontal	0,50	100	S			0,51	0,47
Santo Anastácio	0,72	93	V			0,61	0,32
Américo Brasiliense	0,53	99	S	PEV	0,79	0,21	0,57
Angatuba	0,6	100	V	Porta a porta cooperativa	41,23	0,49	0,46
Média faixa 2	0,68				21,00	0,53	0,96
Itanhaém	0,98	96	S	Porta a porta cooperativa/PEV	2,49	0,93	1,85
Boituva	0,86	95	S	Porta a porta cooperativa	12,73	0,75	0,92
Média faixa 3	0,92				7,61	0,84	1,39
Bauru	0,85	100	S	Porta a porta prefeitura/PEV	8,87	0,49	0,22
Itaquaquecetuba	0,66	100	S			0,19	0,75
Média faixa 4	0,76				8,87	0,34	0,49

(V) Aterro em valas municipal (S) Aterro sanitário privado

*Desconsiderados os valores de Lucianópolis e Taciba.

Nos municípios da faixa 1, a GIRS é desempenhada totalmente pela administração pública direta e é baseada na coleta porta a porta de RSU (RDO e resíduos comerciais, RPU conjuntamente) na área urbana, sua disposição em aterro em valas (similar ao Aterro de Pequeno Porte, resolução Conama 404/2008) e ação de coleta seletiva desempenhada apenas por catadores informais (Tabela 3). Os percentuais de atendimento da coleta na área urbana são bons, próximos a 100%, mas geralmente insuficientes nas áreas rurais.

Dentre os 17 municípios, 7 contratam empresa privada para coleta de RDO, sendo apenas uma delas empresa pública (Bauru). A partir da faixa 2 começa a predominar a contratação de empresas para desempenhar os serviços de manejo de RSU. A frequência, em todas as faixas, é predominantemente diária no centro e de 2 a 3 vezes na semana

nos bairros, e, quando tem, menos frequente em zonas rurais mais afastadas.

Na Tabela 3 são apresentados também os valores coletados de RSU nos municípios e as médias aritméticas para cada faixa populacional. Nota-se que há uma grande variação nos valores obtidos na faixa 1 (de 1,21kg a 0,57kg), mas não foi possível precisar o motivo dessa discrepância. De acordo com o que consta nos PMGIRS, os dados parecem estar corretos, pois em Lucianópolis a disposição em 2014 foi realizada em aterro privado, que gera dados de pesagem de resíduos mais confiáveis e em Taciba o mesmo consórcio “CIPAV” que realizou o estudo o fez para Iepê, que registra valores de geração dentro do padrão.

A Figura 2 contém dois gráficos que relacionam a quantidade de RSU coletado com os valores de PIB *per capita* e IDHM.

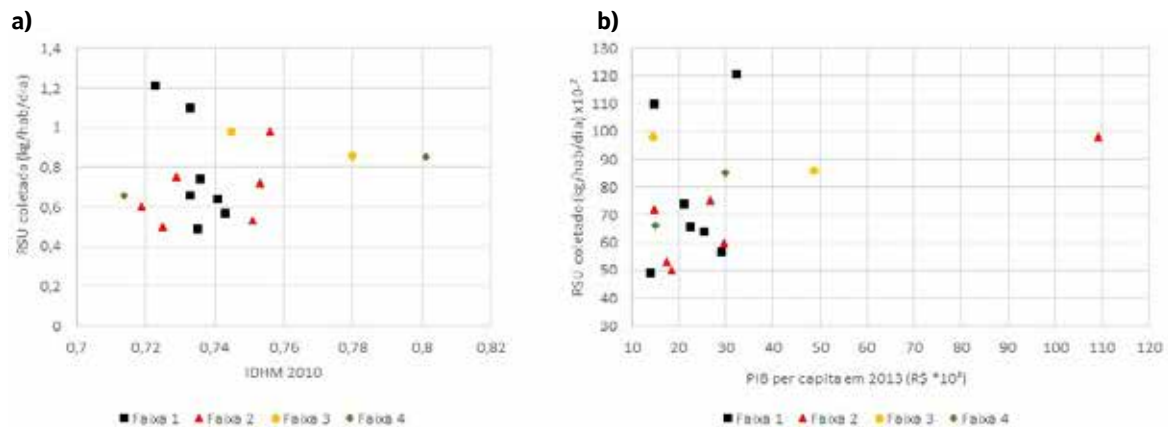


Figura 2: Quantidade coletada de RSU per capita por dia para cada faixa populacional em relação a) ao PIB per capita e b) ao IDHM

Na análise da Figura 2 não se observam padrões para a relação entre a quantidade de RSU coletado *per capita* por dia e o PIB *per capita* ou o IDHM, como ocorre em Wilson et al. (2012), onde a geração de resíduos aumenta com o nível de desenvolvimento e renda. Este fato provavelmente está associado à falta de padrão e confiabilidade dos dados sobre resíduos sólidos nos municípios brasileiros. Percebe-se ainda, na Figura 2, que os municípios das faixas populacionais 1 e 2 têm seus números de RSU coletados *per capita* entre 0,5 e 0,8 kg/hab./dia; PIB *per capita* entre 10 e 30 mil reais; e IDHM entre 0,72 e 0,75. Assim, apresentam certa similaridade, se desconsiderados os pontos atípicos. E que o município de Itaquaquecetuba, pertencente à faixa 4

(ponto verde dentro da área demarcada no gráfico 1 e próximo no gráfico 2), apresenta características similares de RSU coletado, PIB e IDHM aos municípios das faixas 1 e 2.

A composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos foi elaborada nos municípios para fazer parte do PMGIRS, mas não é comum que os municípios tenham estudos gravimétricos periódicos. Observa-se pela Figura 3 que a matéria orgânica ainda é predominante na maioria dos municípios. Mas, em alguns, a quantidade de resíduos recicláveis quase se equipara à de matéria orgânica. Em Angatuba, o estudo apresentado no PMGIRS, aponta que a taxa de 90% de matéria orgânica nos RDO se dá devido ao alto grau de adesão à coleta seletiva.

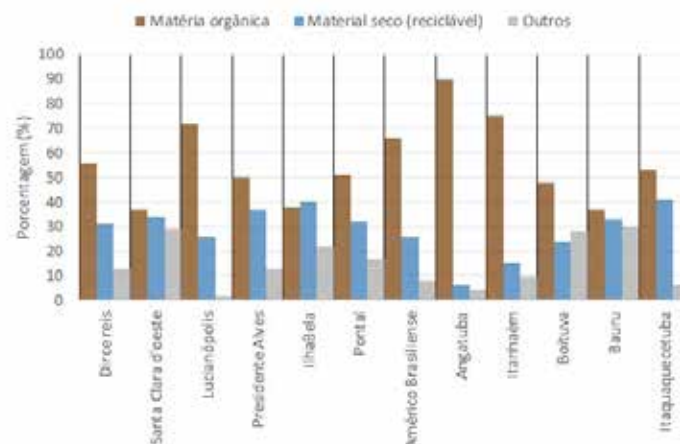


Figura 3: Gráfico da composição dos resíduos sólidos domiciliares nos municípios estudados.

A maioria dos municípios estudados (10) dispõe seus resíduos sólidos domésticos em aterros sanitários de empresas privadas. Há uma forte predominância de disposição final em aterros em valas nos municípios da faixa populacional 1, enquanto nas faixas 3 e 4 existe apenas a disposição em aterro sanitário privado (Tabela 3).

Assim como a contratação de empresas para a coleta dos resíduos aumenta em faixas populacionais maiores, a privatização da disposição final também. Nenhum município estudado dispõe seus RDO de forma irregular; todos o fazem em aterros sanitários e/ou em valas, seja público ou privado, classificados como adequados de acordo com a Cetesb (2015). Os 7 aterros em valas, contabilizados, são das próprias prefeituras municipais. E os 10 aterros sanitários são privados. Cabe destacar que os aterros em valas não são reconhecidos como tal pela PNRS, e a Cetesb (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo) sinaliza e aceita essa prática segundo regras e recomendações próprias, mas como uma condição transitória (temporária).

Na faixa populacional 1, apenas os municípios de Guataporã e Lucianópolis dispõem seus RDO em aterros sanitários privados. Em Guataporã está localizado o “CGR Guataporã – Centro de Gerenciamento de Resíduos Ltda”, um dos maiores aterros sanitários do Estado de São Paulo.

Já Lucianópolis encaminhava seus resíduos para um aterro em valas do município, porém a partir de seu esgotamento, em 2014, passou a encaminhar os RDO ao Aterro Sanitário da empresa “CGR Guataporã” em Piratininga, que fica a aproximadamente 52 km do centro de Lucianópolis.

Além da necessidade de encontrar um novo local para dispor seu RDO, os motivos que podem favorecer que Lucianópolis disponha os resíduos em um aterro sanitário particular podem estar ligados à distância relativamente adequada do município a um aterro desse tipo; aos seus números de reciclagem

de 25,6 kg/hab.urb./ano de material recuperado que ajuda a reduzir a quantidade de resíduos para disposição; e à realização da cobrança de taxas da população pelo manejo de RSU, a qual arrecada R\$ 23.875 por ano, o que possibilita um aporte financeiro ao setor de 19,68% do valor total das despesas.

Nota-se que é comum os municípios procurarem soluções adequadas para a disposição final de RSU, apenas após interdições de seus precários locais de disposição. Como no caso de Lucianópolis, que procurou um aterro sanitário somente após o seu aterro em valas se esgotar (SNIS, 2016; CETESB, 2013), Bauru igualmente com seu aterro sanitário municipal (BAURU, 2016), e em Itaquaquecetuba, após seu fechamento pela Secretaria Estadual de Meio Ambiente e CETESB (ITAQUAQUECETUBA, [s/d]).

Então pode-se dizer que a questão da disposição final dos RDO está parcialmente equacionada nessas 17 cidades. Entretanto, com relação aos resíduos de limpeza pública (RPU), percebe-se no geral que a disposição é muito precária. Principalmente a parte de galhos e restos de podas que frequentemente é relatada nos PMGIRS, sua disposição em áreas irregulares, normalmente os antigos lixões ou em vazadouros, o que pode provocar incêndios e poluição. Apenas Bauru realiza a compostagem de uma pequena parte desses resíduos, cerca de 480 toneladas de um total de 2.095 toneladas, que são encaminhados para a compostagem no Viveiro municipal.

Um exemplo interessante de planejamento, adaptação à realidade local e participação dos interessados relacionados à coleta de resíduos é encontrado no município de Ilhabela, que dividiu o município em cinco trechos, cada um com sua composição gravimétrica realizada e especificidades identificadas. A partir dessa divisão foram distribuídos os equipamentos utilizados na coleta, os dias, horários e frequência de sua realização. Para áreas de difícil acesso foi escalado um

caminhão com tração 4x4, e nas áreas não urbanizadas, onde vivem as comunidades tradicionais, a prefeitura contratou alguns membros dessa comunidade para recolher os RDO, resíduos recicláveis, realizar a limpeza pública e transportar os resíduos em seus próprios barcos.

Ações voltadas a estimular a redução da geração de RSU não estão presentes em nenhum dos municípios estudados. Existem apenas algumas ações de educação ambiental no sentido de fortalecer a reciclagem, mas nenhum município apresenta redução, tendência de redução ou ações para reduzir a geração de RSU. Ações de reutilização praticadas no dia a dia da população são comuns entre os brasileiros, mas são difíceis de serem contabilizadas. Apenas Bauru mostrou uma ação de reutilização de latas de tinta transformadas em lixeiras e instaladas em pontos estratégicos do município.

Já a reciclagem, conceitualmente, é algo bem conhecido no país, mas quando se analisam as ações nos municípios caso a caso percebe-se sua precariedade. Cabe ressaltar que, diferentemente do que ocorre no cenário internacional, no Brasil quando se fala de reciclagem, estão se considerando apenas as embalagens e outros resíduos domiciliares que chamamos de secos, enquanto no exterior o termo é usado também para a reciclagem de resíduos orgânicos (como a compostagem).

A modalidade de coleta seletiva de recicláveis porta a porta é mais comum do que os pontos de entrega voluntária (Tabela 3). Nos municípios da faixa 1 e 2, as ações de coleta seletiva são escassas, enquanto nas faixas 3 e 4 são mais presentes. Dos 4 municípios dessas faixas, apenas Itaquaquecetuba não desempenha nenhuma ação para coleta seletiva. É relatado em todos os municípios a presença de catadores informais trabalhando (autônomos) para a coleta de resíduos secos.

Em 3 municípios (Tabela 3), as cooperativas ou associações de catadores de materiais recicláveis participam da coleta seletiva e atuam na triagem

e venda dos materiais coletados; nos outros municípios que possuem coleta seletiva, esses grupos atuam apenas na triagem e venda dos resíduos. Alguns municípios que se destacam em relação à taxa de recuperação de recicláveis são:

- Angatuba, com 41,23 kg por habitante urbano ao ano, onde a coleta seletiva existe desde 2006, quando a prefeitura reuniu ex-catadores que trabalhavam no lixão para formar a cooperativa de materiais recicláveis. Para isso, realizou um trabalho de educação ambiental, principalmente em escolas e por meio de fiscalização e orientação, para mudar os hábitos dos moradores e viabilizar a coleta seletiva por meio da separação adequada. Atualmente, a coleta seletiva de recicláveis é desempenhada no sistema porta a porta em todos os bairros da cidade 2 vezes por semana e segue para uma central de reciclagem. Os trabalhos de educação ambiental também continuam.

- Ilhabela, com 28,54 kg por habitante urbano ao ano (ILHABELA, 2013). Segundo a prefeitura, houve reforma do centro de triagem, aumento da frota de caminhões e de pessoal para a coleta, um projeto de educação ambiental desempenhado no município e a inserção da disciplina de educação ambiental na grade curricular das escolas municipais. Após essas ações, relatou-se o aumento da quantidade de materiais coletados.

- Lucianópolis, com 25,65 kg por habitante urbano ao ano de acordo com dados do SNIS em 2015. Porém, de acordo com o PMGIRS que data de 2012, o município não executava coleta seletiva de materiais recicláveis, a qual era desempenhada apenas por dois catadores que atuavam de maneira independente e informal. Mas dados do SNIS de 2015 mostram que a coleta seletiva teria sido implantada, naquele ano, atendendo a 50% da população urbana.

No quesito sustentabilidade financeira (Tabela 4), nenhum município alcança a sustentabilidade financeira, sendo que a taxa de autossuficiência

financeira é maior em municípios que realizam algum tipo de cobrança de taxa para a GIRS, sendo maior nos municípios da faixa 3. Em média, as des-

pesas com serviços de manejo de RSU nos municípios é 4,5% da despesa corrente total da prefeitura, ou seja, com todos os serviços do município.

Tabela 4: Informações e dados dos componentes governamentais: políticas e sustentabilidade financeira.

Município	Leis	Cobrança	Despesa com manejo de RSU (R\$/hab.urb./ano)	Autossuficiência financeira da prefeitura com o manejo de RSU (%)	Incidência das despesas com o manejo de RSU nas despesas correntes da prefeitura (%)
Dirce reis		Não	226,72	0,70	4,24
Santa Clara d'Oeste		Sim	163,89	2,08	2,51
Lucianópolis		Sim	74,23	19,68	1,70
Presidente Alves		Sim			9,08
Taciba		Não	45,88		1,98
Iepê		Sim	65,44	31,39	1,87
Guataporã		Sim	46,47	30,94	1,17
Média Faixa 1			103,77 / 58,00*	41,14	3,22
Ilhabela	9	Sim	180,76	50,18	4,11
Laranjal Paulista		Sim	74,30		2,82
Pontal		Sim	68,96		15,20
Santo Anastácio		Não	23,22		1,36
Américo Brasiliense		Sim	53,66	65,88	3,44
Angatuba			46,95		1,82
Média Faixa 2			74,64	58,03	4,79
Itanhaém	6	Sim	167,21	82,42	7,52
Boituva	6	Sim	125,69	47,55	4,56
Média Faixa 3			146,45	64,99	6,04
Bauru	6	Não	44,10	2,47	3,52
Itaquaquecetuba	6	Não	51,55		5,43
Média Faixa 4			47,82**	2,47	4,48

*Sem Dirce Reis e Santa Clara d'Oeste

**Valores de quando Bauru ainda dispunha seus RSU em aterro municipal

Dos 17 municípios estudados, 11 cobram pelos serviços de manejo de RSU (Tabela 4) e todos o fazem por meio de taxa específica no IPTU. Pontal cobra apenas o valor simbólico de R\$ 1. São gastos, anualmente, menos de R\$ 75 por habitante urbano em 11 municípios. Os 2 municípios da faixa 4 (Bauru e Itaquaquecetuba) não realizam essa cobrança.

Em Ilhabela e Itanhaém as prefeituras precisam gerenciar os RSU de turistas, porém a contabilização ocorre apenas em relação aos habitantes do município e os valores de despesa *per capita* acabam sendo superiores.

Já em Dirce Reis e Santa Clara d'Oeste observam-se valores altos de despesa com a GIRS; quando se analisa o quadro de funcionários para manejo de resíduos nesses municípios (Tabela 3), perce-

be-se que são muito superiores à média de funcionários a cada mil habitantes da faixa 1 a qual pertencem, o que encarece o sistema.

Em relação às legislações, apenas 5 municípios citam no PMGIRS as leis pertinentes ao tema resíduos sólidos que possuem (Tabela 4); são eles: Ilhabela, que cita 9 leis relativas aos RSU, Itanhaém _com 6_, Boituva _com 6_ (sendo que uma de 2011 dispõe sobre as diretrizes para a implantação da Política Municipal de Resíduos Sólidos e para elaboração do Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos), Bauru, com 6, e Itaquaquecetuba também com 6 (dentre elas uma de 2013, uma que institui a Política Municipal de Saneamento Básico). Assim, apenas 2 municípios apresentam leis pós Política Nacional de Resíduos Sólidos em 2010.

Na análise dos municípios, percebe-se que eles não seguem a PNRS de forma rígida. Começam por não seguir a hierarquia de prioridades, em que se prioriza a não geração como primeira opção e apenas para os rejeitos opta-se pela disposição final ambientalmente adequada. Assim, terminam por não seguir toda a cadeia de soluções que esse princípio desencadeia, como ações de educação ambiental; os tratamentos, como a reciclagem (com prioridade para inserção de cooperativas) e a compostagem; a busca por soluções compartilhadas; a elaboração de PMGIRS conforme a lei (apesar de terem PMGIRS, poucos estão de acordo com os itens mínimos requeridos); entre outros.

Em geral, as instituições que lidam com a gestão integrada de resíduos sólidos não são tecnicamente capacitadas para tanto. Essa tarefa fica predominantemente designada ao Departamento Municipal de Obras em municípios pequenos, e em municípios maiores setorizadas dentro das Secretarias de Meio Ambiente, Obras, Serviços Públicos e Saneamento. Exceto em alguns casos, percebe-se a falta de proatividade desses órgãos para buscar soluções para a GIRS. Geralmente o fazem apenas após a ocorrência de um grande evento problemático ou por força de lei estadual ou federal.

Nos municípios estudados predomina a pequena participação dos cidadãos no processo, restrita apenas às audiências públicas garantidas por lei quando da elaboração dos PMGIRS. Os municípios estão se abrindo para a participação de empresas no processo e também promovendo maior inclusão dos catadores. Seguem abaixo alguns exemplos de boa gestão e participação.

- Laranjal Paulista: A prefeitura criou o programa de incentivo à coleta seletiva, visando promover a separação correta dos resíduos por meio de campanhas de mobilização e educação ambiental. Também criou mecanismos para o desenvolvimento pessoal dos catadores e de suas famílias e a atração de empresas parceiras.

- Santo Anastácio: além das audiências públicas, houve a aplicação de questionários, no decorrer da elaboração do plano, para diagnosticar a percepção dos moradores sobre o tema.

- Boituva: há a coleta seletiva porta a porta por cooperativa, implantada a partir de uma ONG, que fez estudos para mapear os catadores não-organizados do município, capacitá-los, constituir a cooperativa, definir seu funcionamento e lançar o programa de coleta seletiva solidária.

- Ilhabela: como se trata de um arquipélago, uma peculiaridade desse município é a existência de comunidades tradicionais de acesso restrito, onde a coleta convencional e seletiva de RSU é feita, uma vez por semana, por alguns moradores locais, contratados pela prefeitura, que para isso se utilizam de seus próprios barcos.

4 CONCLUSÕES

A análise de 17 municípios no Estado de São Paulo permitiu obter um panorama geral e um perfil limitado de como funciona a GIRS no Estado. Nota-se que a faixa populacional do município tem grande interferência na complexibilidade de sua gestão. A faixa 3, composta pelos municípios de Boituva e Itanhaém, foi a que apresentou melhor desempenho da GIRS. Já a faixa 4 teve seus resultados médios puxados para baixo por Itaquaquecetuba, que apresentou desempenho insuficiente.

Em uma análise geral sobre a GIRS perante os componentes físicos e governamentais essenciais para um sistema de GIRS de sucesso, os municípios apresentaram práticas de coleta e disposição de RSU que atendem minimamente aos aspectos operacionais, considerando-se o aspecto global aqui analisado. Verifica-se, porém, que todos os outros aspectos desses dois componentes não são satisfatórios: ações de redução, reutilização e reciclagem são ausentes ou insuficientes; os municípios não alcançam a sustentabilidade financeira

plena; suas instituições e políticas não estão atualizadas, não são bem estruturadas e proativas; e as ações a inclusão não consideram efetivamente a participação na tomada de decisão.

5 REFLEXÕES E RECOMENDAÇÕES

Algumas ações isoladas foram apontadas durante a discussão do trabalho e mostram que soluções acessíveis são possíveis se tomadas no âmbito local, considerando a situação, problemas e recursos que se têm no município. O próximo passo seria fortalecer as ações conjuntas entre municípios, as quais ainda não saíram no plano teórico nos municípios estudados.

Evidencia-se não só a carência de dados, mas também sua pouca confiabilidade. Em municípios de pequeno porte é provável que a falta de informações tenha origem na falta de capacidade técnica para geração de dados padronizados e periódicos. Já em municípios de médio porte, como Itaquaquecetuba, a origem parece ser a falta de visão da importância dos dados e até falta de comprometimento com GIRS, pois estes estão ausentes e não presentes e com incongruências, como, por exemplo, a não padronização da nomenclatura dos resíduos como em pequenos municípios.

Avaliar os PMGIRS para retratar a realidade municipal é uma alternativa válida que permite obter perfis municipais acerca da gestão municipal de resíduos, pois esses documentos geralmente apresentam um diagnóstico consistente da situação da GIRS no município. Essa abordagem permitiu avaliar e conhecer o funcionamento da GIRS em diversos municípios, sem que fosse necessário dispendir grandes recursos, como os que seriam necessários para a aplicação de questionários e vistorias. Com a definição dos perfis municipais do universo estudado, podem ser estabelecidas estratégias que visem estimular o maior envolvimento na Gestão de Resíduos nos municípios com

características similares e que desprezaram a relevância dos Planos em questão.

Considera-se também que a partir da compilação de informações obtidas é possível estabelecer diretrizes para se aprofundar nos diagnósticos municipais. Isso possibilitaria a realização de visitas direcionadas aos municípios estudados para verificar se as informações contidas nos PMGIRS e no SNIS correspondem à realidade, assim como permitiriam checar a validade deste estudo e o método empregado.

6 REFERÊNCIAS

ANGATUBA, (MUNICÍPIO). **Plano de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos de Angatuba - SP**. Disponível em: <<https://www.angatuba.sp.gov.br/portal/planos-municipais/Lei-020-plano-de-residuos.pdf>>. Acesso em 04 maio de 2017.

BAURU, (MUNICÍPIO). **Plano Municipal de Saneamento Básico - Variável Limpeza Urbana e Manejo dos Resíduos Sólidos**. [s/d].

BAURU, (MUNICÍPIO). EMDURB - Empresa Municipal de Desenvolvimento Urbano e Rural de Bauru. **Sobre o aterro sanitário**. 2016. Disponível em: <<https://www.emdurb.com.br/noticias/todos/46469?titulo=Sobre-o-Aterro-Sanitario>>. Acesso em 04 maio de 2017.

BERGAMASCHI, D. P.; SOUZA, J. M. P. DE; HINNIG, P. DE F. **Bioestatística aplicada a Nutrição**. p. 1–129. 2010.

BOITUVA, (MUNICÍPIO). **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos**, 2015.

BRASIL. **Lei no 12.305, de 2 de Agosto de 2010**. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasil, 2010.

BRASIL. **Lei nº 12.527 de 18 de Novembro de 2011**. Lei de acesso à informação. Brasil, 2011.

BRASIL. **Ministério das Cidades. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) - Série Histórica**. 2016. Disponível em: <http://app.cidades.gov.br/serieHistorica/#>. Acesso em 10 de fev. de 2017.

BRASIL. Ministério das Cidades. SNIS: **Glossário de Indicadores - Resíduos Sólidos Indicadores sobre despesas e trabalhadores**. 2015. Disponível em: <http://app.cidades.gov.br/serieHistorica/>. Acesso em 04 de maio de 2017.

CELLARD, A. et al. Análise Documental. In: **A pesquisa qualitativa - Enfoques epistemológicos e metodológicos**. Editora Vozes. 2009.

CETESB, (SÃO PAULO). **Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Urbanos**, 2015.

CETESB, (SÃO PAULO). **Mapa de Destinação de Resíduos Urbanos**. [s/d]. Disponível em: http://licenciamento.cetesb.sp.gov.br/mapa_ugrhis/mapa.php#. Acesso em 03 maio de 2017.

CETESB, (SÃO PAULO). **Mapa de Destinação de Resíduos Urbanos: Índice da qualidade de aterros de resíduos nova proposta - 2013**. Disponível em: http://licenciamento.cetesb.sp.gov.br/mapa_ugrhis/iqr/LUCIANOPOLIS/2013/LUCIAN%C3%93POLIS%20%20IQR%20VALAS%202013.pdf Acesso em 03 maio de 2017.

CIPAV, (CONSÓRCIO INTERMUNICIPAL DO VALE DO PARANAPA-NEMA). **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de Taciba - SP**, [s.d.].

CIPAV, (CONSÓRCIO INTERMUNICIPAL DO VALE DO PARANAPA-NEMA). **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de Iepê - SP**, [s.d.]. Disponível em: <http://www.civap.com.br/publicacao/20/pmgirs-iepe>

CONAMA. **Resolução CONAMA nº 404**, de 11 de novembro de 2008. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=592>. Acesso em 03 maio de 2017.

DIRCE REIS, (MUNICÍPIO). **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos Urbanos**, [s.d.].

ENGEORPS MAUBERTEC, (CONSÓRCIO). **Plano Municipal Integrado de Saneamento Básico de Américo Brasiliense - SP**, 2015.

GUARAPARÁ, (MUNICÍPIO). **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de Guataporã**. [s.l: s.n.].

ILHABELA, (MUNICÍPIO). **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de Ilhabela - SP**, 2013.

ITANHAÉM, (MUNICÍPIO). **Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos do Município de Itanhaém - SP**, 2014.

ITAQUAQUECETUBA, (MUNICÍPIO). **Plano Municipal de Resíduos Sólidos de Itaquaquecetuba-SP**, [s.d.].

LARANJAL PAULISTA, (MUNICÍPIO). **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de Laranjal Paulista - SP**. [s.l: s.n.].

LUCIANÓPOLIS, (MUNICÍPIO). **Plano de gerenciamento integrado de resíduos sólidos de Lucianópolis - SP**, 2012.

LÜDKE, M.; ANDRÉ, M.E.D.A. **Pesquisa em educação: abordagens qualitativas**. São Paulo, EPU, 1986.

NETQUEST. **Calculadora de amostras**: Conheça o número de entrevistados que você necessita. Disponível em: <https://www.netquest.com/calculadora-tamanho-mostra>. Acesso em 13 de maio de 2017.

PNUD. Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento. O que é o IDHM (s/d). Disponível em: http://www.pnud.org.br/idh/IDHM.aspx?indiceAccordion=0&li_IDHM. Acesso em: 07 ago. 2016.

PONTAL, (MUNICÍPIO). **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos de Pontal - SP**. [s.l: s.n.].

PRESIDENTE ALVES, (MUNICÍPIO). **Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de Presidente Alves**, 2015.

SÁ-SILVA, J. R.; ALMEIDA, C. D. DE; GUINDANI, J. F. Pesquisa documental: pistas teóricas e metodológicas Documentary research: theoretical and methodological clues. **Revista Brasileira de História & Ciências Sociais**, p. 1–15, 2009.

SANTA CLARA D'OESTE, (MUNICÍPIO). **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de Santa Clara d'Oeste**, [s.d.].

SANTO ANASTÁCIO, (MUNICÍPIO). **Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de Santo Anastácio - SP**. [s.l: s.n.].

SÃO PAULO. **Plano de Resíduos Sólidos do Estado de São Paulo**. [s.l: s.n.].

SÃO PAULO, (ESTADO). **Plano de Resíduos Sólidos do Estado de São Paulo**. São Paulo -SPSecretaria do Meio Ambiente, 2014.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. Coordenadoria de Planejamento Ambiental, (s/d). Municípios que elaboraram planos de resíduos. Disponível em: <http://www.ambiente.sp.gov.br/cpla/residuos-solidos-2/projeto-de-apoio-a-gestao-municipal-de-residuos-solidos-girem/municipios-que-elaboraram-planos-de-residuos/>. Acesso em: 01 jul. 2016.

SÃO PAULO (Estado). SEADE, (FUNDAÇÃO SISTEMA ESTADUAL DE ANÁLISE DE DADOS). **Portal de Estatísticas do Estado de São Paulo: Informações dos Municípios Paulistas**. 2016. Disponível em: <http://www.imp.seade.gov.br/frontend/#/tabelas>. Acessado em 04 maio de 2017.

UN-HABITAT. **Solid Waste Management in the World's Cities**, 2010.

WILSON, D. C.; SCHEINBERG, A. What is good practice in solid waste management? **Waste management & Research**, v. 28, n. 12, p. 1055–1056, 2010

WILSON, D. C. et al. Comparative analysis of solid waste management in 20 cities. **Waste Management & Research**, v. 30, n. 3, p. 237–254, 2012.

Validação de método para determinação de ácidos graxos voláteis em efluentes de biorreatores anaeróbios por meio de cromatografia gasosa

Validation of method for determining volatile fatty acids in effluents of anaerobic biorreactors through gas chromatography

► **Data de entrada:**
21/12/2017

► **Data de aprovação:**
04/01/2018

Roberta Milena Moura Rodrigues^{*}/ Beatriz Susana Ovruski de Ceballos/ Wilton Silva Lopes

DOI: 10.4322/dae.2019.009

Resumo

Processos biológicos secundários anaeróbios empregados para o tratamento de águas residuais têm se desenvolvido de forma acelerada a partir da metade do século XX e são atualmente utilizados na maioria das Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) ao redor do mundo. Lodos produzidos ao longo do tratamento são o principal subproduto e constituem um material semisólido que contém matéria orgânica, micro-organismos patogênicos, substâncias tóxicas e até metais pesados retirados da fase líquida. Entretanto, aplicando-se tratamento adequado, pode se transformar um resíduo problema em um produto com valor econômico: com tecnologias modernas e de baixo custo, podem ser reaproveitados materiais nele contido (nutrientes e metais pesados) e pelo seu potencial energético (produção de biogás - 70% de metano). Os ácidos graxos voláteis (AGVs) são importantes intermediários da digestão anaeróbia, e sua taxa de produção determina em grande parte a taxa de produção de metano. O conhecimento da concentração de AGVs no lodo em tratamento permite acompanhar o desempenho do reator. O método de cromatografia gasosa acoplada à espectrometria de massas (CG/EM) para determinação de AGVs se destaca de outros por ser eficiente e seletivo, permite obter informação estrutural, massa molar, entre outras vantagens. A validação de um método para sua detecção assegura a confiança dos resultados. No presente trabalho foi utilizado o cromatógrafo gasoso Thermo Scientific (TRACE 1300), e o detector foi um espectrômetro de massas Thermo Scientific (ISQ QD – Single Quadrupole) com uma coluna de polaridade intermediária SPB- 624. Foram utilizados reagentes (análitos) de marca reconhecida, e testes prévios foram feitos para definir condições adequadas para o método (CG/EM). A validação do mesmo foi realizada seguindo as recomendações de INMETRO e ANVISA. Os resultados mostraram que a validação do método (CG/EM) para determinação de AGVs com a coluna escolhida e as melhores condições cromatográficas obtidas mostraram-se adequadas, atendendo aos parâmetros de validação: linearidade ($r \geq 0,9843$), precisão (coeficientes de variação $< 20\%$), sensibilidade (coeficientes an-

Roberta Milena Moura Rodrigues – Graduada em Química Industrial pela UEPB. Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pela UEPB.

Beatriz Susana Ovruski de Ceballos – Graduada em Bioquímica pela Universidade Nacional de Tucumán. Mestre em Microbiologia e Imunologia pela Universidade Federal de São Paulo. Doutora em Ciências Biológicas (Microbiologia Ambiental) pela USP. Professora Titular da UEPB, Departamento de Ciências Biológicas, CCBS. Professor do quadro permanente do Programa de Pós Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da UEPB.

Wilton Silva Lopes – Graduado em Química Industrial pela UEPB. Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente pela UFPB. Doutor em Química pela UFPB. Pós-Doutorado na Escola de Engenharia de São Carlos da USP e na Delft University of Technology na Holanda. Professor Associado A (Dedicação Exclusiva) do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UEPB.

^{*}**Endereço para correspondência:** Rua Pedro de Azevedo Cruz, 27 A, centro, Serra Redonda, Paraíba. Telefone: (83) 98717-4209. E-mail: robertamilena_rm@hotmail.com.

gulares ≥ 238218), limite de detecção ($0,030 \text{ mg.L}^{-1}$ - $0,848 \text{ mg.L}^{-1}$), limite de quantificação ($0,120 \text{ mg.L}^{-1}$ - $2,827 \text{ mg.L}^{-1}$), exatidão (100% - 110% - concentrações maiores). Aplicado em matrizes reais, o método se mostrou satisfatório porque os tempos de retenção foram muito semelhantes aos dos padrões utilizados.

Palavras-chave: Digestão anaeróbia. Espectrometria de massas. Metano.

Abstract

Secondary biological anaerobic processes used for wastewater treatment have developed rapidly since the mid-20th century and are currently used in most Sewage Treatment Plants (ETEs) around the world. Sludge produced throughout the treatment is the main byproduct and is a semi-solid material containing organic matter, pathogenic microorganisms, toxic substances and even heavy metals withdrawn from the liquid phase. However, by applying appropriate treatment, it can transform itself from a problem residue into a product with economic value: modern and low-cost technologies can be reused in the material (nutrients and heavy metals) and its energy potential (biogas production - 70% methane). Volatile fatty acids (AGVs) are important intermediates of anaerobic digestion and their rate of production largely determines the rate of methane production. The knowledge of the concentration of VFAs in the sludge under treatment allows monitoring the performance of the reactor. The gas chromatography coupled to mass spectrometry (GC / MS), for the determination of VFAs, stands out from others for being efficient and selective, and allows structural information, molar mass, among other advantages. The validation of a method for its detection ensures the reliability of the results. In the present work, the Thermo Scientific gas chromatograph (TRACE 1300) was used and the detector was a Thermo Scientific mass spectrometer (ISQ QD - Single Quadrupole) with an SPB-624 intermediate polarity column. Recognized brand reagents And previous tests were done to define suitable conditions for the method (CG / MS). Validation was done following the recommendations of INMETRO and ANVISA. The results showed that the validation of the method (GC / MS) for determination of VFAs with the chosen column and the best chromatographic conditions obtained were adequate, taking into account the validation parameters: linearity ($r \geq 0,9843$), precision Coefficients of variation $<20\%$), sensitivity (angular coefficients ≥ 238218), limit of detection (0.030 mg.L^{-1} - 0.848 mg.L^{-1}), limit of quantification (0.120 mg.L^{-1} - 2.827 mg.L^{-1}), accuracy (100% - 110% - higher concentrations). Applied to real matrices, the method proved to be satisfactory because the retention times were very similar to the patterns used.

Keywords: Anaerobic digestion. Mass spectrometry. Methane.

1 INTRODUÇÃO

Os processos biológicos secundários empregados para o tratamento de águas residuais têm se desenvolvido de forma acelerada a partir da metade do século XX e são atualmente utilizados na maioria das Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) ao redor do mundo.

Durante o tratamento dos esgotos são produzidos lodos que se decantam no tanque de sedimentação primário por deposição por gravidade das partículas sólidas; já nos reatores biológicos de tratamento secundários a produção de lodos é mais abundante,

principalmente se o processo for aeróbio, e se depositam no decantador secundário; também são gerados no tratamento terciário (METCALF, EDDY, 2003).

Alem Sobrinho (2001) cita que a produção de esgoto doméstico no Brasil varia entre 80 a 200 litros/hab.dia e cada habitante produziria cerca de 150 g/dia de lodo centrifugado, totalizando uma produção média em torno de 150 a 220 mil toneladas de matéria seca por ano. Para Andreoli et al. (2001), no Brasil, aumentos na coleta dos esgotos realmente gerados poderiam incrementar em até 4 vezes a produção de lodos. Cálculos de Soares (2004), que

consideraram o tratamento de somente 30% dos esgotos urbanos produzidos, mostraram uma geração de lodos superior a 400.000 mil toneladas/ano. O lodo das estações de tratamento de esgoto doméstico é um material pastoso, semi-sólido, rico em água (até 98%) e com teor de sólidos na ordem de 1 a 2 e até de 5%, sendo estes principalmente orgânicos de composição complexa e putrescível (proteínas, carboidratos, lipídeos, ácidos nucleicos, entre outros), possui também fosfatos, nitratos, nitritos e diversas formas de enxofre, além de ferro, magnésio, cálcio, entre outros componentes (MIKI et al., 2006). A matéria orgânica constitui de 59 a 88% dos sólidos totais, sendo aproximadamente 50 a 55% de carbono, 25 a 30% de oxigênio, 10 a 15% de nitrogênio, 6 a 10% de hidrogênio, 1 a 3% de fósforo e 0,5 a 1,5% de enxofre (TIAGY; LO, 2013). Contém ainda detergentes e algumas substâncias de difícil degradação, como compostos fenólicos, usados de intermediários ou aditivos na produção dos detergentes e emulsificantes, entre outras muitas e diversas moléculas (CORVINI et al., 2006), microrganismos patogênicos (vírus, bactérias, protozoários, helmintos e fungos) e até metais pesados como cádmio, cobre, cromo, chumbo, níquel, manganês, mercúrio e zinco embora em baixas concentrações (CHAGAS, 2000). Os microrganismos patogênicos e as substâncias xenobióticas e recalcitrantes tornam os lodos brutos dos esgotos resíduos perigosos e um problema de saúde pública e ambiental quando descarregados no solo e na água sem tratamento prévio, por veicularem doenças infecciosas e afetarem a qualidade das águas e dos solos alterando a microbiota e em consequência as cadeias e as teias alimentares (JONSSON, MAIA, 2007).

O lodo é o principal subproduto do tratamento das águas residuais e deve ser tratado para decidir seu destino adequado, sem causar impactos à saúde pública e ao meio ambiente. Sua disposição sanitária e/ou a sua utilização na agricultura e em empreendimentos florestais é um dos mais importantes problemas associados ao projeto e ao

gerenciamento das estações de tratamento de esgotos; problema que aumenta com o crescimento populacional e a consequente maior produção de esgotos e de lodos das ETEs, na medida em que as redes de coleta de águas residuais são ampliadas e novas estações de tratamento de esgoto são construídas e entram em funcionamento. A correta gestão do lodo é questão relevante de saúde pública, ambiental e sanitária que as empresas de saneamento devem enfrentar e respeitar as disposições da legislação ambiental: a Lei No 12.305/2010 que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos no Brasil assim como Resolução Conama No 430 do 13/05/2011, que complementa e altera a Resolução nº 357/2005 e dispõe sobre as condições adequadas para o descarte de efluentes finais de ETEs.

Lettinga et al. (2000) enfatizam que muitos dos resíduos produzidos pelas sociedades humanas podem ser materiais úteis para a recuperação e que para reusar subprodutos como nutrientes, metais, a água que os compõe e a energia contida na matéria orgânica não totalmente degradada, para atingir esses objetivos de proteção ambiental e conservação dos recursos, diversas técnicas já estão disponíveis. Efetivamente, os lodos dos esgotos são fontes valiosas de macronutrientes para a agricultura e reflorestamento, como nitrogênio, fósforo, enxofre e cálcio entre outros, que podem ser recuperados assim como os metais pesados ali contidos. Os lodos são muito valorizados como fonte de energia, devido à possibilidade de recuperar a energia dos resíduos orgânicos por meio da biodegradação microbiana com produção de biogás, em especial metano. Este é liberado na fermentação metanogênica sob condições controladas de pH, temperatura e substratos apropriados e portanto, para a recuperação da energia na forma de biogás deve-se preferir, na etapa de estabilização, a digestão anaeróbia (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994).

Com essa abordagem e aplicando-se tratamento anaeróbio, o lodo transforma-se de um resíduo

problema em um produto com valor econômico que com tecnologias modernas e de baixo custo pode ser bem mais valorizado pelo reaproveitamento dos materiais nele contidos (nutrientes e metais pesados) e pelo seu potencial energético (gás metano). Dentre as diversas tecnologias disponíveis, a digestão anaeróbia convencional (DA) é uma excelente opção para o tratamento do lodo derivado do esgoto sanitário. Durante o processo são reduzidas as concentrações dos microrganismos patogênicos (e estes podem até ser eliminados), estabilizam-se total ou parcialmente as substâncias orgânicas putrescíveis presentes no lodo fresco, reduz-se o volume do lodo por meio de liquefação, gaseificação e adensamento pela diminuição de seu conteúdo em água. A digestão anaeróbia ou fermentação permite também dotar o lodo de características favoráveis para seu uso em solos e outras finalidades após estabilizado e recuperados os metais pesados e a energia.

Os processos da digestão anaeróbia são geralmente explicados como a sequência de quatro fases bioquímicas correspondentes aos metabolismos dos grupos microbianos envolvidos e predominantes em cada uma delas e denominadas fases de hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994; CHERNICHARO, 1997). Em cada uma dessas fases, micro-organismos específicos metabolizam os substratos orgânicos, seja nos lodos, nos esgotos ou de qualquer ambiente com material orgânico putrescível passível de biodegradação ou estabilização por microrganismos heterótrofos fermentativos. Na digestão anaeróbia com metanogêneses, esses grupos de bactérias e arqueias agem sucessivamente e sintroficamente e são denominadas, respectivamente, bactérias hidrolíticas, acidogênicas, acetogênicas e arqueias metanogênicas (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994; MADIGAN, et al., 2016). Na fase acidogênica são produzidos, a partir das macromoléculas orgânicas hidrolisadas na fase anterior, ácidos graxos voláteis (AGVs) de baixo peso molecular, que são os principais intermediários das

etapas seguintes da digestão anaeróbia fermentativa dos compostos orgânicos dos lodos e dos esgotos e, portanto, da produção de biogás. Sua taxa de produção determina a taxa de produção de metano (CHERNICHARO, 1997; SAWYER; MCCARTHY, 1978). Mudanças ambientais e/ou operacionais podem causar o desequilíbrio da taxa de produção e consumo dos AGVs, por isso, o monitoramento da sua concentração é fundamental para evitar problemas operacionais; o acúmulo desses ácidos pode ter um efeito negativo sobre a digestão anaeróbia, se a capacidade de tamponação for extrapolada e o pH descer para níveis desfavoráveis, por sua vez, uma taxa baixa de formação também freia o resto do processo pela falta de substratos para as bactérias das etapas subsequentes (CHERNICHARO, 1997; LEITÃO et al., 2006).

Diversos métodos foram desenvolvidos para a determinação de ácidos graxos voláteis; dentre eles destaca-se a cromatografia gasosa, utilizando como detector um espectrômetro de massas, que oferece alta eficiência na detecção de baixas concentrações. A validação adequada da metodologia assegura a qualidade metrológica dos ensaios e a confiabilidade técnica dos resultados obtidos. O trabalho tem por objetivo validar um método de cromatografia gasosa acoplada a um espectrômetro de massa (CG/EM) para a determinação de ácidos graxos voláteis, considerando sua importância como intermediários essenciais na digestão anaeróbia e precursores da metanogênese, processo que permite recuperar parte importante da energia contida nos resíduos orgânicos na forma de biogás.

2 METODOLOGIA

2.1 Local das análises

a pesquisa foi realizada no laboratório de Química Sanitária e Ambiental (LAQUISA) da Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgoto Sanitário (EXTRABES), situada na cidade de Campina Grande/PB (07° 14' 22" S e 35° 53' 05" W),

em área pertencente à Companhia de Água e Esgoto de Campina Grande – CAGEPA, cedida em sistema de comodato à Universidade Estadual da Paraíba (UEPB).

2.2 Escolha dos reagentes e padrões

Os ácidos graxos voláteis escolhidos foram ácido acético, ácido propiônico, ácido isobutírico, ácido butírico, ácido isovalérico, ácido valérico. Para preparação dos analitos padrões foram escolhidos ácidos P.A. da marca Sigma Aldrich que são apresentados na tabela 1.

Tabela 1- Pureza, molaridade e concentração comum dos ácidos graxos voláteis (AGVs).

Ácidos (Sigma Aldrich)	Pureza (%)	Molaridade (mol/L)	Concentração Comum (g/L)
Ácido Acético	99,7	17,43	1046,85
Ácido Propiônico	99,0	13,23	980,10
Ácido Isobutírico	99,5	10,95	965,15
Ácido Butírico	99,0	10,78	950,40
Ácido Isovalérico	99,0	8,97	915,75
Ácido Valérico	99,0	9,01	920,70

2.3 Preparação das soluções padrões de ácidos graxos voláteis (AGVs)

No preparo das soluções foram utilizados água Milli Q (para as soluções estoque de 500 mg.L⁻¹) e metanol P.A. (para as diluições). Preparou-se uma solução estoque de 500 mg.L⁻¹ para cada ácido graxo volátil (ácido acético, ácido propiônico, ácido isobutírico, ácido butírico, ácido isovalérico e ácido valérico) e uma solução estoque de 500 mg.L⁻¹ da mistura dos seis ácidos; a seguir se realizaram diluições das soluções padrões de cada ácido, até atingirem as concentrações de 0,5 mg.L⁻¹, 1 mg.L⁻¹, 2,5 mg.L⁻¹, 5 mg.L⁻¹, as soluções padrões individuais de cada ácido foram injetadas sequencialmente no cromatógrafo gasoso para obter o cromatograma desses padrões que permitem encontrar as melho-

res condições para a elaboração do método e para a determinação dos tempos de retenção de cada um desses compostos. Em seguida foram preparadas diluições a partir da solução estoque de 500 mg.L⁻¹ composta pela mistura dos seis ácidos para montar a faixa de trabalho a ser utilizada. As concentrações da faixa de trabalho foram: 0,5mg.L⁻¹, 0,7 mg.L⁻¹, 1mg.L⁻¹, 1,5 mg.L⁻¹, 2 mg.L⁻¹, 2,5 mg.L⁻¹, 3mg.L⁻¹, 4mg.L⁻¹ e 5mg.L⁻¹. Posteriormente cada concentração que contém a mistura dos seis ácidos foi injetada seis vezes no cromatógrafo para analisar a separação dos picos do cromatograma para cada um dos AGVs, os tempos de retenção de cada um, montar a curva de calibração e se analisar as melhores condições do método.

2.4 Cromatografia Gasosa / Espectrometria de Massas

O cromatógrafo gasoso utilizado é da marca Thermo Scientific (TRACE 1300) e o detector é um espectrômetro de massas Thermo Scientific (ISQ QD – Single Quadrupole). As condições cromatográficas foram estabelecidas com base em dados da literatura e injeções testes para obter as melhores condições cromatográficas, visando maior sensibilidade na identificação dos AGVs selecionados. A coluna utilizada no cromatógrafo gasoso é SPB – 624 Capillary GC column, com fase estacionária (6% cianopropilfenil, 94% dimetilpolisiloxano) que possui polaridade intermediária. Foram estabelecidas as seguintes variáveis: tamanho da coluna cromatográfica (30 m x 0,25 mm), espessura do filme (1,4 µm), volume de injeção de 1 µL, temperatura do injetor (170°C), modo de injeção (splitless), velocidade linear do gás de arraste (gás Hélio – 1mL.min⁻¹), temperatura da interface (250°C), temperatura da fonte de ionização (impacto de elétrons) do espectrômetro de massa (230°C), tempo de corte do solvente (4 minutos). Foram testadas algumas rampas de temperatura do forno, e as melhores condições encontradas foram de 35°C, com tempo de espera de 1 minuto,

seguido de aumentos de temperatura na taxa de $20^{\circ}\text{C}.\text{min}^{-1}$ até 100°C com tempo de espera também de 1 minuto e continuando com taxa de $50^{\circ}\text{C}.\text{min}^{-1}$ até atingir 200°C com tempo de espera de 3 minutos. Após escolhida a melhor condição cromatográfica para realização das injeções, procedeu-se à validação do método.

2.5 Validação de método

A validação da metodologia de análise de AGVs foi realizada utilizando critérios conforme Resolução ANVISA RE nº 899, de 29 de maio de 2003 e documento INMETRO DOQCGCRE-008, de 2016.

Para a validação de um método analítico é fundamental o perfeito controle da qualidade dos reagentes a serem usados: fornecedor, marca, qualidade (grau de pureza) da água ou do diluente a ser usado, entre outros. Destaca-se que os reagentes devem ser grau P.A. (Para Análises) e as soluções preparadas com água deionizada ultrapura. A seguir, deve haver controle acurado da exatidão das concentrações dos reagentes, devem-se conhecer os equipamentos a serem utilizados e seu funcionamento, os pontos críticos do aparato e da técnica, e as temperaturas envolvidas no processo que devem ser controladas ao longo de toda a operação. Ainda, para a avaliação correta e segura dos critérios estabelecidos pela ANVISA e INMETRO, foram empregadas soluções com diferentes concentrações, em ordem crescente, e as análises para cada uma dessas concentrações foram feitas no mínimo com cinco repetições. Sem esses cuidados cada um dos critérios de validação (linearidade, precisão, sensibilidade, limite de detecção, limite de quantificação e exatidão) não seria corretamente estabelecido.

Linearidade: Foram utilizadas soluções padrões nas concentrações escolhidas para a faixa de trabalho, foi feita a análise de regressão por mínimos quadrados e a correlação linear foi obtida por meio do R^2 . Foram elaborados os gráficos de resíduos

para cada ácido e realizado o test F (F-Snedecor) na análise da variância (ANOVA) da regressão.

Precisão: Foi obtida com base na repetitividade. Foram feitas cinco repetições de cada concentração de cada ácido, pelo mesmo analista e nas mesmas condições operacionais, contemplando o intervalo linear do método, ou seja, concentrações baixa, média e alta. Após as repetições foram calculados os coeficientes de variação de cada ácido para as três concentrações utilizadas.

Sensibilidade: Foi determinada por intermédio da inclinação da curva analítica, uma vez que quanto maior a absorvidade da substância, maior o coeficiente angular e mais sensível é o método.

Limite de detecção e quantificação: Foi preparada uma solução estoque a partir dos seis ácidos puros e a seguir se procedeu a diluir essa solução até se aproximar do suposto limite de quantificação. Após leitura de cada uma dessas diluições no cromatógrafo sob as condições previamente definidas, foram preparadas três curvas de calibração de cada ácido para obter seus coeficientes lineares e calcular o desvio padrão desses coeficientes, os valores dos desvios padrões obtidos divididos pelos coeficientes angulares das curvas de calibração de cada ácido, multiplicado por três é o limite de detecção e o mesmo valor multiplicado por dez é o limite de quantificação. O limite de detecção também foi calculado multiplicando por três o ruído da linha de base; nesse caso, o limite de quantificação foi aproximadamente 10 vezes maior que esse ruído.

Exatidão: A exatidão foi calculada como a diferença porcentual entre as médias e o valor verdadeiro aceito, acrescida dos intervalos de confiança. A exatidão do método foi determinada após o estabelecimento da linearidade, do intervalo linear, sendo verificada a partir de no mínimo nove determinações contemplando o intervalo linear do procedimento, ou seja, três concentrações (baixa, média e alta), com seis réplicas cada uma.

2.6 Amostras para aplicação do método CG/EM para detecção e quantificação de AGVs em matrizes reais

Para avaliar a eficácia do método de recuperação dos AGVs em matrizes reais foram utilizadas amostras de lodos e permeado obtidos de reatores anaeróbios em funcionamento na EXTRABES (um biorreator anaeróbio de membrana dinâmica - BRAnMD, e dois digestores anaeróbios convencionais - DAC1 e DAC2) e amostras de lodo originado de resíduos sólidos de um reator em batelada. Os sistemas experimentais BRAnMD e DAC1 e DAC2 foram alimentados com lodo aeróbio de excesso de um sistema de lodo ativado que por sua vez recebia esgoto doméstico. Este era aduzido do interceptor leste do sistema de esgotamento sanitário da Companhia de Águas e Esgotos da Paraíba (CAGEPA) da cidade de Campina Grande, que passa pelas dependências da Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgoto Sanitário (EXTRABES) e efluente (resíduos sólidos) obtidos de um reator em batelada, alimentado em batelada, de resíduos obtidos na Empresa Paraibana de Abastecimento e Serviços Agrícolas (EMPASA). Volumes de 100 mL das amostras das matrizes reais foram coletados em béqueres e transferidos para garrafas de polietileno que foram preservadas na geladeira a 4 °C até o momento de uso. Para realizar as análises, 2 g das amostras eram pesadas em um tubo eppendorf, em seguida foram centrifugadas (centrífuga refrigerada Excelsa 4, mod. 280R-Fanem) durante 15 min, 12.000 rpm. Após centrifugação, o sobrenadante das amostras foi filtrado em microfiltro de fibra de vidro (GF-2, diâmetro 47 mm), tamanho de poro 0,45 µm (GF-2) e a seguir 5 µL do filtrado das amostras provenientes de lodo de esgoto foram diluídos quarenta vezes em metanol P.A. e 5 µL do filtrado das amostras provenientes de efluentes de resíduos sólidos foram diluídos cinquenta vezes em metanol P.A.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Parâmetros de validação

A seguir foram calculados os parâmetros de validação para CG/EM seguindo as recomendações ANVISA (2003), INMETRO (2016).

3.1.1 Linearidade

Os coeficientes de correlação linear foram obtidos a partir da curva de calibração de cada ácido, utilizando os coeficientes de determinação (R^2). A tabela 2 mostra os resultados obtidos, onde se verifica forte correlação.

Tabela 2- Coeficientes de correlação linear dos ácidos graxos voláteis em estudo.

Analito	Coefficiente de correlação linear (r)
Ácido acético	0,9917
Ácido propiônico	0,9905
Ácido isobutírico	0,9848
Ácido butírico	0,9843
Ácido isovalérico	0,9868
Ácido valérico	0,9871

A ANVISA (2003) considera para o coeficiente de correlação linear o valor igual a 0,99. Dos seis ácidos analisados, quatro (acético, propiônico, isovalérico, valérico) atenderam ao padrão, tendo em vista que os valores dos coeficientes de correlação linear dos ácidos isovalérico e valérico, se arredondados para duas casas decimais, correspondem a 0,99, enquanto os ácidos isobutírico e butírico tiveram coeficientes bem próximos a esse valor.

De acordo com INMETRO (2016), para comprovar a linearidade deve-se mostrar o gráfico dos resíduos para garantir que eles sejam aleatórios e também avaliar a linearidade com aplicação do teste F (também conhecido como F-Snedecor) na análise da variância (ANOVA) da regressão. Os resíduos foram aleatórios, comprovando que o modelo linear é adequado. A tabela 3 mostra os valores de F tabelado e de F calculado.

Tabela 3 – Valores de F calculado e F tabelado para cada ácido.

Analito	F (calculado)	F (tabelado)
Ácido acético	359,24	5,99
Ácido propiônico	260,86	6,61
Ácido isobutírico	165,41	6,61
Ácido butírico	140,08	6,61
Ácido isovalérico	120,04	7,71
Ácido valérico	120,87	7,71

Como o valor de F calculado é maior que o valor de F tabelado, deve-se rejeitar a hipótese nula, que diz: o coeficiente angular é igual a zero e não há correlação linear significativa entre x e y aceitando-se a hipótese alternativa que diz que o coeficiente angular é diferente de zero, demonstrando assim que há correlação linear significativa entre x e y (MAGALHÃES, 2004).

Os valores do presente trabalho são coincidentes com os obtidos por Mulat e Feilberg (2015), que utilizaram cromatografia gasosa acoplada a um espectrômetro de massas (CG/EM) com coluna de alta polaridade (HP-INNOWax) e validaram o método para determinação do enriquecimento de isótopos de carbono e concentração de ácidos graxos de cadeia curta não derivatizados por injeção em solução aquosa direta de amostras de digestor de biogás (os ácidos analisados foram acético, propiônico, isobutírico, butírico, isovalérico, valérico), e sua faixa de trabalho foi de 0,5mmol/L a 10 mmol/L (concentrações se convertidas em mg.L⁻¹, será muito superior a faixa de trabalho do respectivo trabalho), foi obtida boa linearidade para todos os ácidos com coeficientes de regressão superiores a 0,9978. Se comparada à faixa de trabalho e o tipo de coluna utilizada com o trabalho em estudo, os resultados aqui obtidos se mostram satisfatórios.

Fiorini et al. (2016), para analisar ácidos graxos voláteis de cadeia curta (acético, propiônico, isobutírico, butírico, isovalérico, valérico e ácido capróico) em fezes de ratos, utilizaram um método quantitativo, cromatografia gasosa com detector de ionização de chama, headspace e micro extração em fase sólida. As curvas de calibração foram construídas com concentrações de 0,01 até 315 mg.L⁻¹; o menor coeficiente de determinação obtido foi o do ácido butírico :0,9956; para todos os outros ácidos os valores foram maiores, sendo bem próximos dos valores obtidos no presente trabalho, que utilizou injeção direta.

Amer et al. (2013), em seu novo método para a quantificação de ácidos graxos voláteis individuais no leite, usando derivatização e cromatografia gasosa - espectrometria de massas, utilizando uma coluna HP-5MS, revestida com poliimida, a curva de calibração é feita com concentrações 0,5 mg.L⁻¹ – 50 mg.L⁻¹, o valor obtido para o coeficiente de determinação do ácido butírico foi de 0,9994, valor próximo ao obtido no presente trabalho. Deve-se levar em consideração que as concentrações utilizadas foram maiores do que as utilizadas no presente trabalho e também foi utilizada derivatização.

3.1.2 Precisão

Nas tabelas 4, 5 e 6 são apresentados os respectivos valores de média, desvio padrão e coeficiente de variação (foi utilizado o software Microsoft Excel para realização dos cálculos), visando avaliar a precisão do método para os seis ácidos.

Tabela 4 - Valores médios, desvio padrão e coeficiente de variação dos seis AGVs utilizados, na concentração de 0,5 mg.L⁻¹.

Amostras	Acético	Propiônico	Isobutírico	Butírico	Isovalérico	Valérico
1	225492	182496	107569	80982	3487520	611847
2	279566	225396	97846	76951	3480439	581627
3	234093	199088	120997	59624	3747580	568936
4	253589	212503	89237	68252	3841573	537444
5	223459	144336	125814	60597	3371767	416651
M*	243240	192764	108293	69281	3585776	543301
DP**	23540,34	31405,38	15339,22	9558,553	198848,4	75662,14
CV%***	9,7	16,3	14,2	13,8	5,5	13,9

*M = Média; **DP = Desvio padrão; ***CV = Coeficiente de variação

Tabela 5 - Valores médios, desvio padrão e coeficiente de variação dos seis AGVs utilizados, na concentração de 2 mg.L⁻¹.

Amostras	Acético	Propiônico	Isobutírico	Butírico	Isovalérico	Valérico
1	3946274	2476769	765437	378013	16703227	9539301
2	3882986	2081377	711247	422223	17135654	7375750
3	4466806	2466928	803071	499229	18676994	10467575
4	4301508	2381786	824292	453807	20653447	9496111
5	4223162	2384480	748859	441162	18793665	9142779
M*	4164147	2358268	770581	438887	18392597	9204303
DP**	245190,6	161057,8	44607,25	44306,53	1564214	1133647
CV%***	5,9	6,8	5,8	10,1	8,5	12,3

*M = Média; **DP = Desvio padrão; ***CV = Coeficiente de variação

Tabela 6 - Valores médios, desvio padrão e coeficiente de variação dos seis AGVs utilizado, na concentração de 5 mg.L⁻¹.

Amostras	Acético	Propiônico	Isobutírico	Butírico	Isovalérico	Valérico
1	15661804	8194006	2450074	1479678	47664484	33708752
2	15578629	8266889	2432480	1482185	58499677	31309265
3	15130743	7764369	2364383	1403060	54579427	33751743
4	14965686	7617104	2250295	1307029	53539391	31355316
5	13925048	7693417	2279442	1397782	51829220	30413355
M*	15052382	7907157	2355335	1413947	53222440	32107686
DP**	695138,5	300787,6	89165,28	72090,51	3956736	1528122
CV%***	4,6	3,8	3,8	5,1	7,4	4,7

*M = Média; **DP = Desvio padrão; ***CV = Coeficiente de variação

O INMETRO (2016) utiliza os critérios de aceitação sugeridos pela AOAC (2012), que aceitam o desvio padrão relativo ou coeficiente de variação de 11% para concentrações superiores a 0,1 mg.L⁻¹ até 1 mg.L⁻¹ e valores de 7,3% para concentrações maiores que 1 mg.L⁻¹ até 10 mg.L⁻¹. O INMETRO (2016) também utiliza as sugestões de Eurachem (2014), considerando a dificuldade de estimar um

desvio padrão confiável a partir de poucas repetições; nesse caso é admissível que os valores calculados a partir de vários pequenos grupos de repetições possam ser agrupados para obter estimativas com números suficientes de graus de liberdade. A tabela 7 mostra o valor médio dos desvios padrões relativos ou coeficientes de variação.

Tabela 7 – Média dos coeficientes de variação para cada ácido.

Amostras	Acético	Propiônico	Isobutírico	Butírico	Isovalérico	Valérico
Concentração 0,5 mg.L ⁻¹	9,7	16,3	14,2	13,8	5,5	13,9
Concentração 2 mg.L ⁻¹	5,9	6,8	5,8	10,1	8,5	12,3
Concentração 5 mg.L ⁻¹	4,6	3,8	3,8	5,1	7,4	4,7
MCV%*	6,7	8,9	7,9	9,7	7,1	10,3

*MCV= Média dos coeficientes de variação.

Sendo assim, analisando a média dos coeficientes de variação, apenas o ácido acético e o isovalérico obedecem ao intervalo aceito de 7,3. Já analisando as concentrações individuais, o método apresentou boa precisão apenas para a concentração de 5 mg.L⁻¹. A ANVISA (2003) aceita o coeficiente de variação de até 5% para métodos analíticos, porém para matrizes biológicas aceita o coeficiente de variação até 20%, considerando a segunda opção os valores das três concentrações são aceitos por estarem inclusos no intervalo. O que fica claro no método é que ele apresentou melhor precisão para a concentração mais alta, 5 mg.L⁻¹.

Os valores de coeficiente de variação obtidos na concentração 5 mg.L⁻¹ foram melhores que os de Alves (2014), que realizou validação de um método analítico para a identificação de AGVs em águas intersticiais de sedimentos marinhos por (MEFS/CG/EM), a coluna cromatográfica usada foi a Nukol™, coluna capilar de sílica fundida de alta polaridade. As concentrações utilizadas para elaborar as curvas de calibração foram entre 1 e 9 mg.L⁻¹ e seus valores de coeficiente de variação foram entre 4,8 para ácido acético, 6,8 para ácido propiônico e 7,7 para ácido butírico. Foram realizados seis ensaios consecutivos.

Zhao et al. (2017) realizaram a extração em fase sólida de fibra embalada acoplada com CG/EM para a determinação de ácidos graxos de cadeia curta na urina infantil, utilizaram uma coluna de alta polaridade, DB-WAX UI MS, obtiveram uma curva de calibração variando de 0,07659 a 765,9

mg.L⁻¹ e seus valores médios dos coeficientes de variação foram, ácido acético, 7,1, ácido propiônico, 7,1, ácido isobutírico, 5,1, ácido butírico, 3,2, ácido isovalérico, 6,6, ácido valérico, 3,0, foram realizados 5 ensaios consecutivos. Para ácido acético o método aqui apresentado se mostrou mais preciso.

Gardana, Del Bo e Simonetti (2017) realizaram validação e aplicação de um método cromatográfico líquido de alta eficiência - Orbitrap espectrométrico de massa para a detecção e quantificação simultânea de ácidos orgânicos voláteis e não voláteis em amostras fecais humanas, com uma coluna 1.8 m HSS T3, a faixa linear utilizada foi aproximadamente 0,498 mg.L⁻¹ – 18,9 mg.L⁻¹, obtiveram os seguintes valores de coeficiente de variação para precisão do método com relação a repetitividade, ácido acético (4,7 - 6,2), ácido propiônico (2,4 - 6,9), ácido isobutírico (3,4 - 5,1), ácido butírico (2,3 - 6,2), ácido isovalérico (4,3 - 5,7), ácido valérico (4,6 - 4,7). As concentrações foram próximas às obtidas pelas maiores concentrações do método em estudo.

3.1.3 Sensibilidade

Os cálculos apresentados na tabela 8 mostram excelente capacidade do método aqui validado em determinar concentrações muito próximas de um analito, devido a ter apresentado elevada sensibilidade como verificada pelos altos coeficientes angulares obtidos a partir das curvas de calibração.

Tabela 8 – Coeficientes angulares dos ácidos graxos voláteis.

Analito	Coeficientes angulares
Ácido acético	3000000
Ácido propiônico	1000000
Ácido isobutírico	420110
Ácido butírico	238218
Ácido isovalérico	9000000
Ácido valérico	5000000

O método se mostrou mais sensível para o ácido isovalérico e menos sensível para o ácido butírico, o que o torna desfavorecido comparativamente quanto a sua detecção e quantificação em relação aos demais ácidos.

Alves (2014) obteve valores de coeficientes angulares para ácido acético, 7854,9, ácido propiônico, 17833 e ácido butírico, 90728. O presente método apresentou maior sensibilidade para os ácidos citados.

Mesquita et al. (2013) apresentaram dados de validação de uma metodologia para análise de uma mistura de sete ácidos graxos voláteis (C1 a C5) em amostras ambientais por cromatografia líquida de alta eficiência, utilizaram uma coluna de troca iônica HPX-87H, o detector foi UV-Vis com arranjo de diodos, sua faixa de trabalho foi de 12,5mg.L⁻¹ a 400mg.L⁻¹. Os valores de coeficiente angular obtidos foram ácido acético, 1,89, ácido propiônico, 1,76, ácido isobutírico, 2,30, ácido butírico, 1,72, ácido isovalérico 1,77, ácido valérico 1,49, valores muito inferiores aos valores de coeficiente angular obtidos pelo método em estudo o que evidencia a vantagem de utilizar como detector um espectrômetro de massas, pois possui alta sensibilidade.

3.1.4 Limite de Detecção (LD)

A tabela 9 apresenta os limites de detecção para cada ácido calculados de duas maneiras: a) a partir das curvas de calibração das diluições do analitos (AGVs) aproximadas do suposto limite de quantificação; b) utilizando o ruído da linha de base (considerando aproximadamente três vezes maior).

Tabela 9 - Limites de detecção calculados a partir das curvas de calibração (a) e utilizando o ruído da linha de base (b).

Analito	LD (a)	LD (b)
Ácido acético	0,086 mg.L ⁻¹	0,030 mg.L ⁻¹
Ácido propiônico	0,244 mg.L ⁻¹	0,100 mg.L ⁻¹
Ácido isobutírico	0,196 mg.L ⁻¹	0,100 mg.L ⁻¹
Ácido butírico	0,848 mg.L ⁻¹	0,500 mg.L ⁻¹
Ácido isovalérico	0,515 mg.L ⁻¹	0,500 mg.L ⁻¹
Ácido valérico	0,335 mg.L ⁻¹	0,500 mg.L ⁻¹

Comparando os dois métodos, os valores se mostraram próximos para o ácido isovalérico e mais distantes para o ácido butírico.

3.1.5 Limite de Quantificação (LQ)

A tabela 10 apresenta os limites de quantificação para cada ácido, calculados de duas maneiras diferentes: a) a partir das curvas de calibração das diluições do analitos (AGVs) aproximadas do suposto limite de quantificação; b) utilizando o ruído da linha de base (considerando aproximadamente dez vezes maior).

Tabela 10 - Limites de quantificação (a) calculados a partir das curvas de calibração e (b) utilizando o ruído da linha de base.

Analito	LQ (a)	LQ (b)
Ácido acético	0,289 mg.L ⁻¹	0,120 mg.L ⁻¹
Ácido propiônico	0,815 mg.L ⁻¹	0,400 mg.L ⁻¹
Ácido isobutírico	0,654 mg.L ⁻¹	0,400 mg.L ⁻¹
Ácido butírico	2,827 mg.L ⁻¹	2 mg.L ⁻¹
Ácido isovalérico	1,71 mg.L ⁻¹	2 mg.L ⁻¹
Ácido valérico	1,11 mg.L ⁻¹	2 mg.L ⁻¹

Comparando os dois métodos os valores se mostraram mais próximos para o ácido isovalérico e mais distantes para o ácido butírico.

Raposo et al. (2015), que realizaram a harmonização da determinação quantitativa de perfil de ácidos graxos voláteis em amostras de matriz aquosa por injeção direta, utilizaram técnicas de CG e CLAE: Multi-laboratório estudo de validação, foi utilizada uma coluna de alta polaridade (DB-WAX)

para o GC. Os detectores foram: detector por ionização de chama (FID), para o GC e para o HPLC, índice de refração e condutividade, sua faixa de trabalho foi de 10 mg.L⁻¹ a 1000 mg.L⁻¹. Os valores dos limites de detecção e limites de quantificação obtidos foram para ácido acético (LD: 3,3 mg.L⁻¹ e LQ: 9,0 mg.L⁻¹), ácido propiônico (LD: 2,2 mg.L⁻¹ e LQ: 10,3 mg.L⁻¹), ácido isobutírico (LD: 2,9 mg.L⁻¹ e LQ: 8,3 mg.L⁻¹), ácido butírico (LD: 2,1 mg.L⁻¹ e LQ: 7,0 mg.L⁻¹), ácido isovalérico (LD: 2,2 mg.L⁻¹ e LQ: 13,1 mg.L⁻¹) e ácido valérico (LD: 1,9 mg.L⁻¹ e LQ: 6,0 mg.L⁻¹). O método aqui utilizado se mostrou mais adequado, pois obteve limites de detecção e quantificação mais baixos para todos os ácidos.

Mulat e Feilberg (2015), já citados, obtiveram os seguintes valores para os limites de detecção e limites de quantificação, ácido acético (LD: 0,260 mg.L⁻¹ e LQ: 0,854 mg.L⁻¹), ácido propiônico (LD: 0,443 mg.L⁻¹ e LQ: 1,479 mg.L⁻¹), ácido isobutírico (LD: 0,580 mg.L⁻¹ e LQ: 1,935 mg.L⁻¹), ácido butírico (LD: 0,519 mg.L⁻¹ e LQ: 1,730 mg.L⁻¹), ácido isovalérico (LD: 0,460 mg.L⁻¹ e LQ: 1,536 mg.L⁻¹) e ácido valérico (LD: 0,445 mg.L⁻¹ e LQ: 1,483 mg.L⁻¹). O método aqui apresentado se mostrou mais adequado para os ácidos, acético, propiônico, isobutírico e valérico.

Mannion et al. (2016), em seu trabalho de comparação e validação de dois métodos analíticos para a determinação de ácidos graxos voláteis em produtos lácteos por cromatografia em fase gasosa (utilizando uma coluna específica para AGVs, CP FFAP CB capillary column), com detecção de ionização de chama, utilizando a faixa de trabalho (3mg.L⁻¹ – 700 mg.L⁻¹), no método por injeção direta, obtiveram os respectivos valores de limite de detecção e quantificação para o ácido butírico (LD:0,7 mg.L⁻¹ e LQ:3 mg.L⁻¹). Os valores do método aqui utilizado foram predominantemente melhores para o respectivo ácido.

3.1.6 Exatidão

A exatidão do método relaciona o valor obtido com o valor teórico das concentrações e foi calculada baseada nas concentrações baixa (0,5 mg.L⁻¹), média (2 mg.L⁻¹) e alta (5mg.L⁻¹), sendo feitas seis determinações para cada concentração. As tabelas 11, 12, 13 apresentam os valores de exatidão obtidos.

Tabela 11 – Valores de exatidão para a concentração 0,5 mg.L⁻¹.

Analito	Exatidão (%)	Coefficientes de Variação (%)
Ácido acético	132	± 5,7
Ácido propiônico	130	± 6,6
Ácido isobutírico	126	± 5,9
Ácido butírico	152	± 7,6
Ácido isovalérico	130	± 3,8
Ácido valérico	129	± 2,8

Tabela 12 – Valores de exatidão para a concentração 2 mg.L⁻¹.

Analito	Exatidão (%)	Coefficientes de Variação (%)
Ácido acético	100	± 5,2
Ácido propiônico	105	± 8,4
Ácido isobutírico	107	± 7,0
Ácido butírico	102	± 9,0
Ácido isovalérico	105	± 10,2
Ácido valérico	100	± 10,9

Tabela 13 – Valores de exatidão para a concentração 5 mg.L⁻¹.

Analito	Exatidão (%)	Coefficientes de Variação (%)
Ácido acético	108	± 9,7
Ácido propiônico	109	± 7,4
Ácido isobutírico	108	± 7,2
Ácido butírico	110	± 5,5
Ácido isovalérico	107	± 6,3
Ácido valérico	110	± 7,6

Analisando os valores de exatidão para cada concentração se observa que o método teve uma boa exatidão para as concentrações 2 mg.L⁻¹ e 5 mg.L⁻¹, pois os valores são satisfatórios para todos os ácidos, considerando que o intervalo de exatidão pode variar de 80% a 120% e o coeficiente

de variação pode variar até 20% (ANVISA, 2003). Segundo INMETRO (2016), para o intervalo de concentração de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ a 10 mg.L^{-1} , aceita-se a recuperação na faixa de 80% a 110%, enquadrando-se dentro desse intervalo todos os ácidos das concentrações 2 mg.L^{-1} e 5 mg.L^{-1} . O método não apresentou boa exatidão para a concentração $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$.

Zhou et al. (2016) realizaram determinação rápida de ácidos fórmico e acético em biomassa hidrolisada utilizando cromatografia gasosa com headspace e um detector de ionização de chama (FID). As separações cromatográficas foram realizadas com coluna capilar de sílica fundida HP-5 (30 m de espessura de $0,32 \text{ mm}$ de diâmetro $0,25 \text{ mm}$ de espessura) e uma coluna capilar de sílica HP-INNOWax (30 m $0,25 \text{ mm}$ de diâmetro $0,25 \text{ mm}$ de espessura de película). Obtiveram-se curvas de calibração na gama de 5 a 16000 mg.L^{-1} e valores de exatidão para ácido acético (97% - 103%), sendo estes bem próximos aos obtidos no presente trabalho; todos estão dentro do intervalo aceito.

Cerqueira et al. (2011), na validação do método para a determinação de ácidos graxos voláteis (acético, propiônico e butírico) por HPLC-DAD em efluentes de reatores anaeróbios tratando esgotos domésticos e utilizando coluna c18, com faixa trabalho de $7,5 \text{ mg.L}^{-1}$ a 300 mg.L^{-1} , obtiveram valores de exatidão para ácido acético (98% - 100%), ácido propiônico (90,1% - 102%), ácido butírico (89,6% - 99,2%), valores próximos aos aqui encontrados.

A validação do método para todos os parâmetros se mostrou adequada e viável, pois a maior parte das concentrações utilizadas atendeu aos critérios estabelecidos pela ANVISA (2003) e INMETRO (2016); se comparada a literatura, os valores foram bem próximos para trabalhos com CG, CLAE, utilizando diversos detectores. As análises

foram realizadas de forma simples e econômica, por injeção direta, não utilizando algumas técnicas mostradas em alguns trabalhos citados, como headspace, micro extração em fase sólida e derivatização. A coluna utilizada para determinação de AGVs não foi específica, sua polaridade era intermediária, o que pode ter contribuído, para em alguns casos a concentração mais baixa da faixa de trabalho, que foi $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$, ter ficado fora dos critérios de validação estabelecidos, na precisão a concentração de $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$, não obedeceu ao critério do INMETRO (2016) e na exatidão essa concentração não obedeceu aos critérios ANVISA (2003) e INMETRO (2016), pode ter contribuído também para a deficiência do ácido isobutírico e butírico com relação a linearidade em relação aos outros ácidos, pois ficou fora do critério ANVISA (2003), na sensibilidade o ácido butírico ficou desfavorecido em relação aos outros ácidos e também apresentou o maior limite de detecção, mesmo com pequenas limitações, os resultados foram em sua maioria satisfatórios e o método foi devidamente validado.

3.1.7 Aplicação do Método em Matrizes Reais

A eficácia do método CG/EM validado sob as condições definidas foi determinada a partir da medição da concentração de AGVs utilizando amostras reais de lodos de reatores anaeróbios e do permeado de um biorreator anaeróbio de membrana dinâmica, alimentados com lodo de descarte de um sistema de lodo ativado e efluente proveniente de uma biorreator anaeróbio de batelada, alimentado com resíduos sólidos. Foram escolhidas amostras aleatórias de lodo e permeado (BRAnMD), lodo efluente (DAC1), lodo (DAC 2) e efluente (resíduos sólidos), para comparar seus tempos de retenção com os tempos de retenção dos padrões, para avaliar o efeito de matriz.

Tabela 14 – Concentração, tempos de retenção das amostras e tempos de retenção dos padrões.

Amostras	-	Acético	Propiônico	Isobutírico	Butírico	Isovalérico	Valérico
Tempo de retenção do padrão (min)	-	5,81	6,89	7,51	7,81	8,35	8,73
Lodo (BRAnMD)	C (mg.L ⁻¹)	23,64	60,48	209,16	109,88	12,32	22,72
	Tra (min)	5,33	6,58	6,88	7,21	7,83	7,92
Permeado (BRAnMD)	C (mg.L ⁻¹)	25,28	74,56	217,44	131,8	12,36	22,76
	Tra (min)	5,38	6,57	6,87	7,20	7,82	7,94
Lodo efluente (DAC1)	C (mg.L ⁻¹)	25,68	81,72	255,72	140,72	12,32	22,64
	Tra (min)	5,36	6,57	6,87	7,20	7,83	7,92
Lodo (DAC 2)	C (mg.L ⁻¹)	25,48	82,64	157,96	196,68	12,28	22,68
	Tra (min)	5,38	6,58	6,87	7,20	7,82	7,92
Efluente (Resíduos sólidos)	C (mg.L ⁻¹)	16,75	8,95	30,25	271	5,65	20,05
	Tra (min)	5,53	6,68	7,03	7,43	7,63	7,71

C = concentração; Tra = tempo de retenção da amostra.

Os tempos de retenção das amostras e dos padrões foram muito próximos, indicando que o efeito matriz não foi significativo e levando em consideração que pode haver variação do tempo de retenção de acordo com a variação da concentração da amostra. A aplicação do método validado em matrizes reais foi satisfatória.

4 CONCLUSÃO

A validação do método de cromatografia gasosa usando como detector um espectrômetro de massas foi fundamental para sua credibilidade, assegurando a confiança dos seus resultados, de acordo com ANVISA e INMETRO. O método se mostrou viável para determinação de ácidos graxos voláteis (ácido acético, ácido propiônico, ácido isobutírico, ácido butírico, ácido isovalérico, e ácido valérico), pois atendeu aos parâmetros de validação (linearidade, precisão, sensibilidade, limite de detecção, limite de quantificação e exatidão), principalmente nas concentrações mais elevadas da faixa de trabalho. Quando aplicado em matrizes reais, ficou comprovada a sua eficácia, tendo em vista que os tempos de retenção dos ácidos presentes nas matrizes

reais foram bem próximos aos tempos de retenção dos ácidos nos padrões. Destaca-se que as análises foram realizadas por injeção direta, de forma simples e econômica e foi utilizada uma coluna de polaridade média, com as vantagens de seu baixo custo e de não ser exclusiva para a detecção e quantificação de AGVs, obtendo-se excelentes resultados.

5 REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (ANVISA). Resolução RE nº 899 de 29 de maio de 2003. Guia para validação de métodos analíticos e bioanalíticos. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, DF.
- ALEM SOBRINHO, P. Tratamento de esgoto e produção de lodo. In: **Biossólidos na agricultura**. São Paulo: SABESP, 2001. p. 7 – 40.
- ALVES, S. I. C. **Validação de um método analítico para a identificação de ácidos gordos voláteis em águas intersticiais de sedimentos marinhos por SPME-GC-MS**. LISBOA, 2014. 58f. Dissertação (Mestrado em Química) – UNIVERSIDADE DE LISBOA, 2014.
- AMER, B. et al. Novel method for individual free fatty acids in milk using an in- solution derivatisation approach and gas chromatography – mass spectrometry. **International Dairy journal**, v. 32, p. 199 – 2003, 2013.
- ANDREOLI, C. V., VON SPERLING, M., FERNANDES, F. **Lodo de esgoto: Tratamento e disposição final**. Rio de Janeiro: Editora ABES, 2001. 483 p.

AOAC International., Official methods of analysis of AOAC International, in Guidelines for Standard Method Performance Requirements (Appendix F). **Gaithersburg: AOAC International**, 2012.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 430, 13 de Maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. DOU nº 92 de 16 maio, 2011, pág. 89.

BRASIL. Lei nº 12.305 - Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília - Distrito Federal, 2010.

CERQUEIRA, M. B. R. et al. Validação de método para determinação de ácidos orgânicos voláteis em efluentes de reatores anaeróbios empregando cromatografia líquida. **Química Nova**, v. 34, n. 1, p. 156-159. 2011.

CHAGAS, W.F. **Estudo de patógenos e metais em lodo digerido bruto e higienizado para fins agrícolas, das estações de tratamento de esgotos da ilha do governador e da Penha no estado do Rio de Janeiro**. (Mestrado) Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública; 2000. 89 p.

CHERNICHARO, C.A.L. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias . Vol. 5 , **Reatores Anaeróbios**. Belo Horizonte: Segrac, 1997.

CORVINI, P.F.X.; SCHAFFER, A.; SCHIOSSER, D. Microbial biodegradation of nonylphenol and the alkyl phenols. **App. Microbial Biotechnol. Germany**, v 72, p. 223 – 243. Apr/Jun 2006.

EURACHEM Guide: The Fitness for Purpose of Analytical Methods – A Laboratory Guide to Method Validation and Related Topics. **Magnusson, B. and U. Örnemark** (Ed.), 2014.

FIORINI, D. et al. A quantitative headspace - solid - phase microextraction - chromatography - flame ionization detector method to analyze short chain free acids in rat faces. **Analytical Biochemistry**, v. 508, p. 12-14, June, 2016.

GARDANA, V.; BO, C. D.; SIMONETTI, P. Validation and application of the ultrahigh-performance liquid chromatographic - Orbitrap mass spectrometric method for the simultaneous detection and quantification of volatile and non-volatile organic acids in human faecal samples. **Journal of pharmaceutical and Biomedical Analysis**, v. 141, p. 46-51, July, 2017.

INSTITUTO NACIONAL DE METROLOGIA, NORMALIZAÇÃO E QUALIDADE INDUSTRIAL (INMETRO). Orientação sobre validação de métodos analíticos. Documento orientativo DOQCGRE-008. p. 35. 05 ago. 2016.

JONSSON, C.M.; MAIA, C.H.M. **Avaliação da toxicidade do lodo de esgotos de duas estações de tratamento de esgotos para o invertebrado aquático *Daphnia similis*. Pesticida: r-ecotoxicol e Meio Ambiente**, v17, página 1 – 8. Jan/Dez 2007.

LEITÃO, R.C.; VAN HAANDEL, A.C.; ZEEMAN G.; LETTINGA, G. The effects of operational and environmental variations on anaerobic wastewater treatment systems: A review. **Bioresource Technology**, v 97 (2006). P. 1105–1118.

LETTINGA, G., HULSHOFF POL, L.W.H., ZEEMAN, G. **Biological Wastewater Treatment Part1 Anaerobic Wastewater Treatment**. Wageningen University, Wageningen, The Netherlands, p. 200. 2000.

MADIGAN, M.T.; MARTINKO, J.M.; BENDER, K.S.; BUCKLEY, D.H.; S-TAHL, D.A. **Microbiologia de Brock**. Artmed, 14 Ed. 960 p. 2016.

MAGALHÃES, M. N.; LIMA, A. C. P. **Noções de Probabilidade e Estatística**. 6 ed. Editora da Universidade de São Paulo, 2004.

MANNION, D. et al. Comparison and validation of 2 analytical methods for the determination of free fatty acids in dairy products by gas chromatography with flame ionization detection. **Journal of Dairy Science**, v. 99, n. 7, p. 1-17, 2016.

MESQUITA, P. L. et al. Validação de método de cromatografia líquida para a determinação de sete ácidos graxos voláteis intermediários da digestão anaeróbia. **Eng Sanit Ambient**, v.18, n.4, p. 295-302, out/dez. 2013.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Wastewater Engineering. Treatment and Reuse**. McGraw Hill, 4ed. 2003. 1927 p.

MIKI, M. K.; ALEM SOBRINHO, P.; VAN HAANDEL, A. C. Tratamento da fase sólida em estações de tratamento de esgotos – condicionamento, desaguamento mecanizado e secagem térmica do lodo. In: **Biossólidos: Alternativas de Uso de Resíduos do Saneamento**. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

MULAT, D.G.; FEILBERG, A. **GC/MS method for determining carbon isotope enrichment and concentration of underivatized short-chain fatty acids by direct aqueous solution injection of biogas digester samples**. Talanta. 2015.

RAPOSO, F. et. al. Harmonization of the quantitative determination of volatile fatty acids profile in aqueous matrix samples by direct injection using GC and HPLC techniques: Multi-laboratory validation study. **Journal of Chromatography**. Agosto, 2015.

SAWYER, C. N.; MCCARTY, P. L. **Chemistry for Environmental Engineering**. 3ed. McGrawHill Book Company, 1978.

SOARES, M. R. (2004). **Coefficiente de distribuição (kd) de metais pesados em solos do estado de São Paulo**. 2004. 202p. (Doutorado) - Universidade de São Paulo. São Paulo: 2004.

TYAGI, V. K.; LO, S.-L. Sludge: A waste or renewable source for energy and resources recovery? **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, n. 25, p. 708-728, 2013.

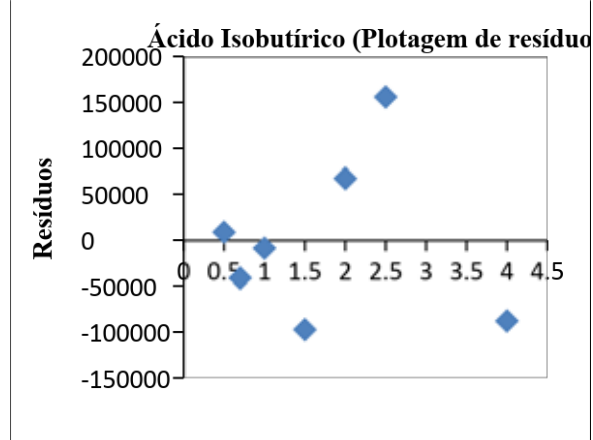
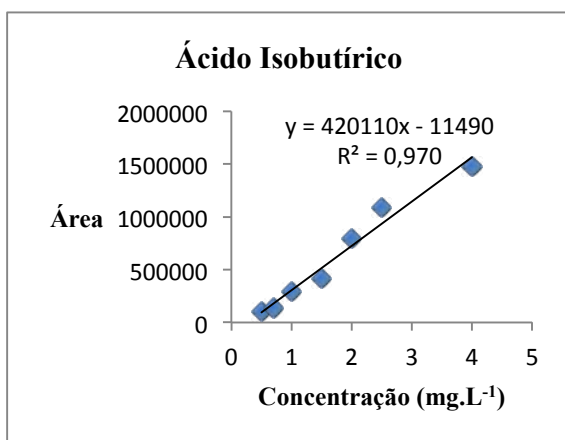
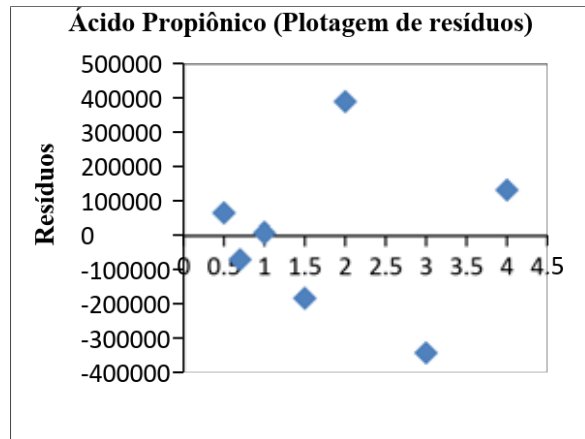
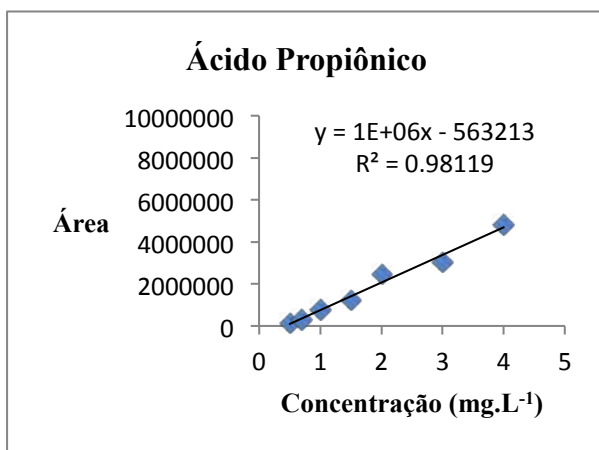
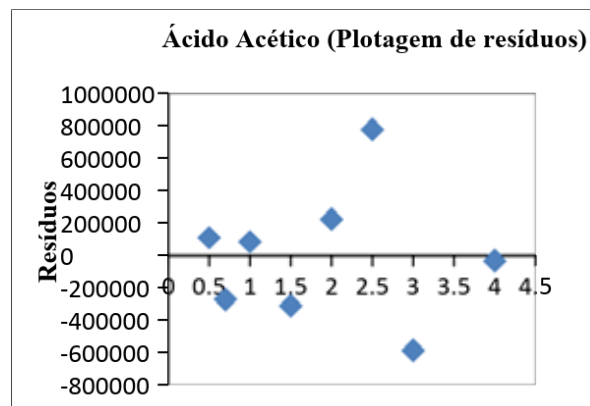
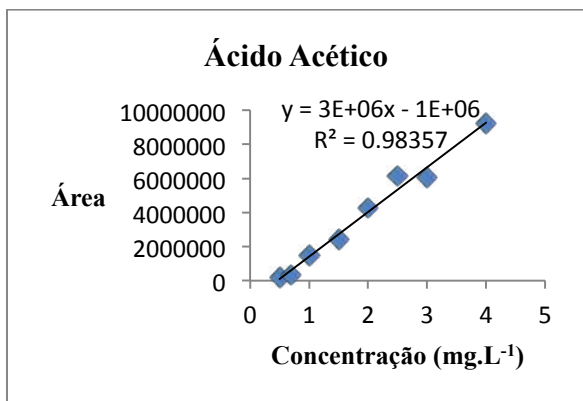
VAN HAANDEL, A. C., LETTINGA, G. **Tratamento Anaeróbio de Esgotos: Um Manual para Regiões de Clima Quente**, Epgraf, Campina Grande, 240 p, 1994.

ZHAO, R. et al. Application of packed - fiber solid - phase extraction coupled with GC-MS for the determination of short - chain fatty acids in children's urine. **China China Acta**. v. 468, p. 120-125, February, 2017.

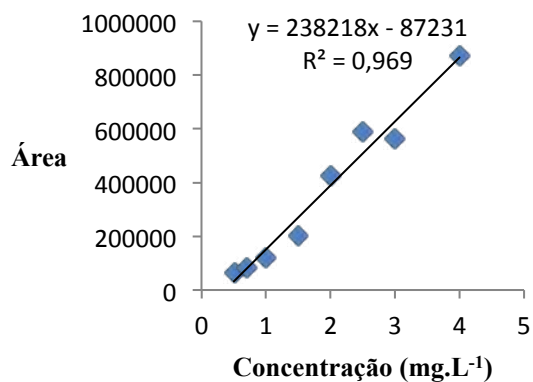
ZHOU, D. et al. Rapid determination of formic and acetic acids in biomass hydrolysate by headspace gas chromatography. **Journal of Industrial and Engineering chemistry**. November, 2016.

6 ANEXOS

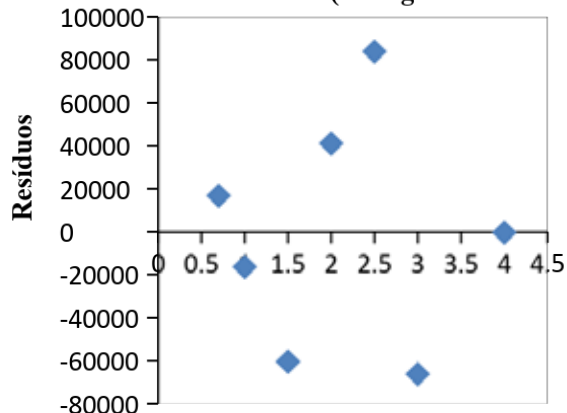
Curvas de calibração e gráfico de resíduos, dos ácidos analisados:



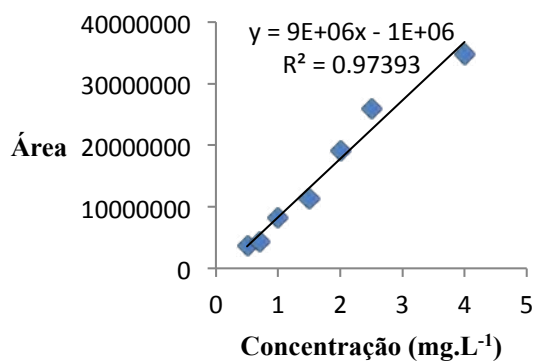
Ácido Butírico



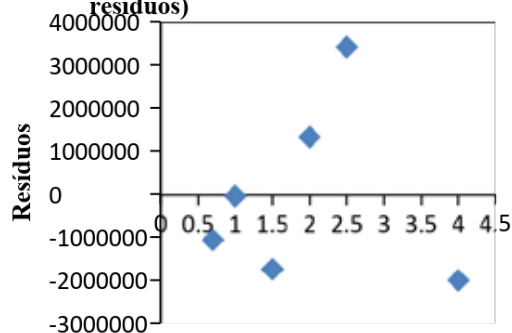
Ácido Butírico (Plotagem de resíduos)



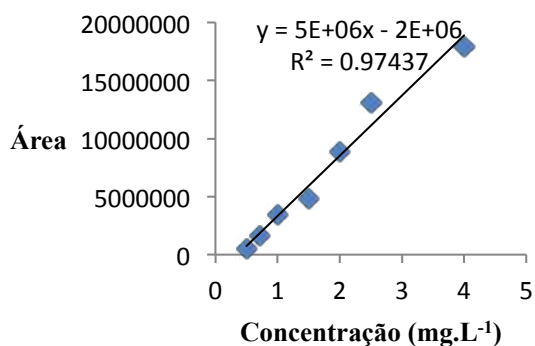
Ácido Isovalérico



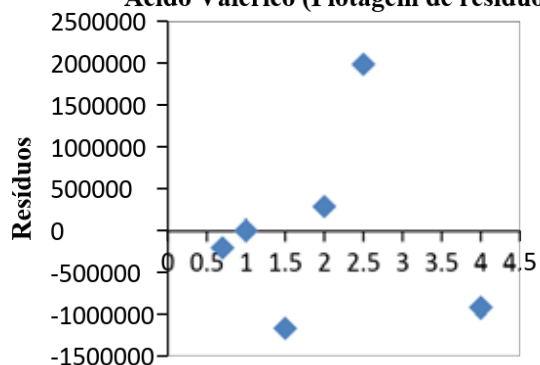
Ácido Isovalérico (Plotagem de resíduos)



Ácido Valérico



Ácido Valérico (Plotagem de resíduos)



Biodegradação de água residuária têxtil in natura por fungo em reator de leito fixo fluxo contínuo

Biodegradation of in nature textile wastewater for fungi fixex bed flow continuous reactor

• **Data de entrada:**
02/05/2017
• **Data de aprovação:**
09/01/2018

Márcia Gabrielle Apolinario*/Barbara Barbosa Aguiar Chaves/Kelly de Araújo Rodrigues Pessoa/
Germana Maria Marinho Silva/Gloria Maria Marinho Silva

DOI: 10.4322/dae.2019.010

Resumo

A indústria têxtil produz volumes elevados de efluentes, que devido às suas características resultam em impactos negativos ao meio ambiente, principalmente nos sistemas aquáticos. Assim, é de suma importância que recebam tratamento adequado capaz de torná-los inócuos ao meio ambiente. Nesta pesquisa, o fungo *Phanerochaete chrysosporium* foi imobilizado em reator de fluxo contínuo, com tempo de retenção hidráulica de 12 h, a fim de degradar efluente têxtil in natura a 75 %, contendo o corante índigo, e concentração de matéria orgânica. A remoção de cor de modo geral foi superior a 85%, e matéria orgânica mensurada em termos de DQO total e solúvel foram superiores a 80%. Em relação aos compostos nitrogenados, o nitrato obteve eficiência máxima de remoção e amônia e nitrito obtiveram eficiências de forma geral, 50% e 80%, respectivamente. O sistema empregado foi capaz de remover a cor do efluente in natura e matéria orgânica, sendo necessária maior otimização e estudos a fim de aumentar a eficiência do reator biológico empregado.

Palavras-chave: Corante, Biotratamento, *Phanerochaete chrysosporium*.

Abstract

The textile industry produces large volumes of wastewater, which due to their characteristics results in negative impacts to the environment, especially in aquatic systems. Thus, it is of paramount importance that they receive treatment able to make them harmless to the environment. In this research, the fungus *Phanerochaete chrysosporium*, was immobilized in a flow reactor still with hydraulic retention time of 12 hours, adding textile effluent to 75%, containing the dyes indigo carmine, and concentration of organic matter. Removal of color was generally superior to 85% and organic matter, measured in terms of total and soluble COD were above 80%. In relation to the nitrogenous compounds, nitrate achieved maximum removal efficiency and ammonia and nitrite obtained generally efficiencies 50% and 80%, respectively. The system employed was capable of removing the color in natura effluent and organic matter, requiring further optimization, and studies to increase the efficiency of the biological reactor employed.

Keywords: Dye. Biotreatment, *Phanerochaete chrysosporium*.

Márcia Gabrielle Apolinario – Mestre em Gestão Ambiental

Barbara Barbosa Aguiar Chaves – Doutora em Saneamento Ambiental (UFC). Professora do Instituto Federal do Maranhão.

Kelly de Araújo Rodrigues Pessoa – Doutora em Hidráulica e Saneamento (USP). Professora do Mestrado em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal do Ceará.

Germana Maria Marinho Silva – Mestre em Tecnologia e Gestão Ambiental (IFCE). Professora do Instituto Federal do Ceará.

Gloria Maria Marinho Silva – Doutora em Hidráulica e Saneamento (USP). Professora do Mestrado em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal do Ceará.

***Endereço para correspondência:** Rua Oswaldo Studart, 101, Iguape-Aquiraz-Ceará. CEP: 61700-000. Telefone: (85) 986075205. E-mail: gabriellemga@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

A indústria têxtil consome grandes quantidades de água potável e, conseqüentemente gera volume elevado de efluente, o qual é rico em corantes e outros produtos químicos decorrente do processo de beneficiamento do tecido, resultando em impactos negativos nos ecossistemas aquáticos, quando lançados sem tratamento adequado.

O descarte do efluente têxtil promove sérios problemas decorrentes da presença dos corantes e de seus subprodutos, constituindo assim uma ameaça ao meio ambiente em muitos lugares do planeta. A coloração do efluente têxtil afeta esteticamente o corpo hídrico, além de causar danos aos seres vivos aquáticos, pois impede a penetração da luz prejudicando o processo de fotossíntese, bem como provoca a eutrofização do sistema aquático pelo acúmulo de nutrientes (GAJERA, 2015; OZDEMIR et al., 2013; FRANCA et al., 2015).

Anualmente são produzidos de 600 a 700 mil toneladas de corantes têxteis sintéticos, que são responsáveis por gerar cerca de 6,6 milhões de dólares em venda no mundo (FOURCADE et al. 2013). O Banco Mundial estima que de 17 a 20% da poluição proveniente de efluentes industriais vem da indústria têxtil (KANT, 2012). Essas indústrias consomem cerca de 200 L de água para produzir cerca de 1 kg de tecido (GHALY et al. 2014).

De acordo com Kaushik & Malik (2009), os efluentes das indústrias têxteis e da produção de corantes, em comparação com outros efluentes industriais, são os mais difíceis de tratar devido à presença de corantes sintéticos e de estruturas aromáticas complexas, que lhes conferem uma elevada estabilidade e conseqüentemente recalcitrância para biodegradação.

O desenvolvimento de tecnologias para o tratamento dos efluentes provenientes da indústria têxtil está sendo um desafio nas últimas décadas para as indústrias, pois o método de tratamento escolhido depende das características do efluente gerado, uma vez que existe uma diversidade de

corantes e variações nos tipos de processo das diferentes indústrias têxteis.

Os efluentes têxteis podem ser tratados por métodos físicos, físico-químicos, químicos e biológicos. Os tratamentos físicos não degradam as substâncias presentes no efluente, apenas as transferem de uma fase para outra, necessitando de pós-tratamento. Entretanto, são eficazes na remoção da cor para pequenos volumes. No tocante às tecnologias à base de processos físicoquímicos, estas apresentam restrições devido ao seu custo elevado, à formação de produtos perigosos, ou intensas exigências de energia (KANG et al. 2010). Com relação aos métodos biológicos empregando bactérias e fungos, são considerados alternativas promissoras, pois possuem menor custo e são ecologicamente sustentáveis na degradação de corante e remoção de cor. No entanto, os subprodutos da descoloração anaeróbia, como as aminas aromáticas, podem inibir, em larga escala, a atividade das bactérias (QU et al. 2010). Em contraste, os fungos da podridão branca têm demonstrado potencial na degradação de inúmeros corantes (GIARDINA et al, 2010).

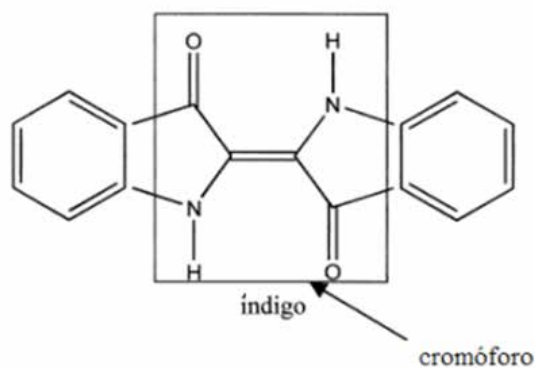
O grande potencial dos fungos da podridão branca está relacionado ao seu sistema enzimático inespecífico. De acordo com Kamida et al (2005), fungos basidiomicetos da podridão branca, degradadores de lignina, são eficazes na degradação de vários compostos poluentes e possuem elevado potencial na remediação de áreas contaminadas. A produção de enzimas não específicas por estes fungos da podridão branca, tais como lignina peroxidase (LiP), manganês peroxidase (MnP) e lacase (YANG et al. 2009), oxida compostos resistentes aos ataques microbianos e são capazes de quebrar uma variedade de ligações moleculares heterogêneas (CHANDER e ARORA, 2007), resultando em uma maior interação física e enzimática com o ambiente e a tolerância às altas concentrações de componentes xenobióticos.

As vantagens de utilizar fungos da podridão branca estão na sua capacidade de não requererem pré-

-condicionamento para poluentes específicos; na secreção de suas enzimas dependente da limitação de nutrientes (nitrogênio e carbono) do que mesmo da presença de poluentes e de seus sistemas de enzimas extracelular capazes de suportar elevadas concentrações de poluente (KAPDAN et al. 2000).

A descoloração de corantes sintéticos por fungos da podridão branca é mais eficiente, possui baixo custo, é ecologicamente sustentável quando comparada às outras técnicas, e uma promissora alternativa em relação aos métodos tradicionais para a degradação de corantes (COUTO, 2009).

O índigo sintético (CI Vat Blue I) é muito utilizado na indústria têxtil para tingir jeans e é reconhecido por se tratar de um composto quimicamente estável, sendo a biodegradação dificultada por sua estrutura molecular (Figura 1) de grande complexidade (ALMEIDA et al. 2012). Por ser um corante a cuba, requer uma etapa de redução em meio alcalino (pH 11-14) para se tornar solúvel em água. O ditionito de sódio ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$) é o agente redutor mais utilizado, entretanto o mesmo cria problemas devido à formação de produtos em seus efluentes, tais como sulfitos, sulfatos (BOZIC, 2008).



Fonte: adaptado de Vautier et al., (2001).

Assim sendo, esta pesquisa teve como objetivo geral avaliar o potencial do fungo *Phanerochaete chrysosporium*, imobilizado em um reator de fluxo contínuo ascendente, em degradar efluente têxtil *in natura*.

2 OBJETIVO

Esta pesquisa foi desenvolvida com o propósito de degradar efluente têxtil *in natura* a 75% (v/v), a fim de se obter um efluente final clarificado e com baixa concentração de DQO e de nutrientes nitrogenados.

3 MATERIAIS E MÉTODO

3.1 Caracterizações do efluente

A água residuária *in natura* foi coletada, semanalmente, de uma indústria têxtil localizada no município de Maracanaú-CE, do tanque de equalização, por um período de três meses, sendo a mesma caracterizada por intensa coloração azul, devido à presença do corante Índigo.

As análises físico-químicas determinadas foram: Demanda Química de Oxigênio bruta e filtrada (DQO), amônia e nitrito, executadas de acordo com APHA (2005); e nitrato de acordo com Rodier (1975).

A determinação da concentração de corante foi estimada usando um espectrofotômetro UV-Vis – modelo Thermo Scientific™ Evolution 60S –, com a leitura em absorbância (λ : 660nm), por meio de curva de calibração construída a partir dos padrões com concentrações conhecidas do corante (DyStar® Indigo Vat dye 40% Solution) nas concentrações de 0,5, 1, 5, 10, 15, 20, 30 e 50 mg.L⁻¹) versus absorbâncias (RODRIGUES et al., 2011).

3.2 Inóculo

A espécie *Phanerochaete chrysosporium* foi cultivada em placas de Petri esterilizadas em autoclave a 121°C e 1 atm, durante 20 min. Posteriormente as placas receberam 15 mL do meio de cultura com a seguinte composição (g.L⁻¹): extrato de levedura (2,0), glicose (20,0), K₂HPO₄ (1,0), KH₂PO₄ (0,6), MgSO₄ (0,5), peptona (2,0) e ágar (18,0).

As placas foram mantidas sob 28°C em incubadora microbiológica, durante sete dias. Após esse período, os esporos foram removidos com uso de solução salina a 0,9% de NaCl, acrescida de 80 µL Tween 80, formando uma lâmina líquida e favorecendo a sua raspagem com o auxílio de Alça de Drigalski e transferidos para tubos de ensaio.

Para contagem dos esporos foi preparada uma solução utilizando 50 µL da suspensão de esporos, previamente agitada em agitador tipo Vórtex, acrescido de 950 µL de solução salina com Tween 80, resultando em diluição de 1:20.

Posteriormente, 20 µL da solução preparada foram transferidos para uma câmara de Neubauer a fim de proceder à contagem dos esporos em microscópio óptico da marca Opton com aumento de 400x. Para o cálculo do número de esporos foi empregada a Equação 1, descrita por Sampaio (2005).

$$C \text{ (esporos/ml)} = N * \text{diluição} * V \quad \text{Equação 1}$$

Sendo:

C: concentração de esporos/mL

N: Média da soma dos quadrantes de esporos contados

V: volume da Câmara de Neubauer (2.5 x 10⁵ ml)

3.3 Imobilização da biomassa no reator

A espécie *Phanerochaete chrysosporium* foi imobilizada em espuma de poliuretano, cortada em cubos de 1 cm de aresta, num total de 40 g de espuma. Cinco gramas de espuma previamente esterilizada foram colocados em redes de polietileno e, em seguida, dentro de baleiros, com volume útil de 2 L, contendo meio nutritivo com macro e micronutrientes. A inoculação do fungo foi realizada próxima ao bico de Bunsen, a fim de evitar contaminação, e a concentração da suspensão de esporos utilizada foi de 2 x 10⁶ esporos.mL⁻¹. A

concentração foi determinada por estar acima de 103 esporos/mL, o que favorece o maior consumo de carboidrato e nitrogênio (RODRIGUES e MARI-NHO, 2012).

O meio nutritivo com macro nutriente teve a seguinte composição (g.L⁻¹): glicose (5,0), NaNO₃ (0,25), MgSO₄.7H₂O (1,0), CaCl₂.H₂O (0,04), (NH₄)-2SO₄ (0,5), KH₂PO₄ (2,0), H₂MoO₄ (0,02), MnSO₄ (0,02), Fe₂(SO₄)₃ (0,02) e ZnSO₄.7H₂O (0,01).

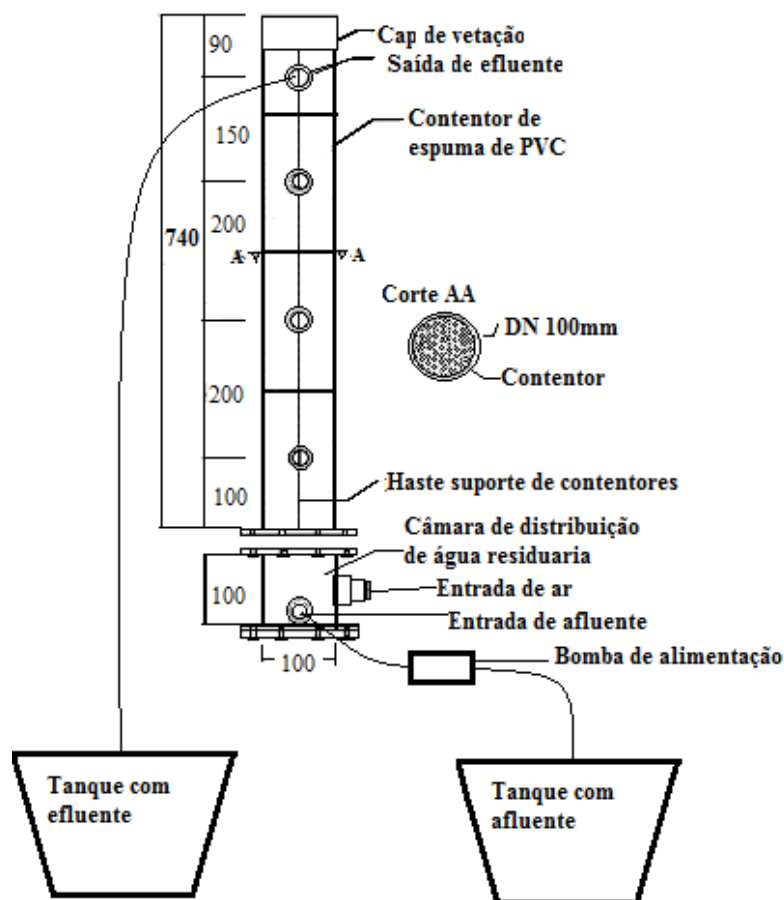
Foram adicionados 10 mL.L⁻¹ de solução de micronutrientes que continham em sua composição (g.L⁻¹): MgSO₄.7H₂O (3,0), NaCl (1,0), MnSO₄.H₂O (0,5), FeSO₄.7H₂O (0,1), ZnSO₄.H₂O (0,1), Co-Cl₂.6H₂O (0,1), CaCl₂.2H₂O (0,082), H₃BO₃ (0,01), CuSO₄.5H₂O (0,01).

Os baleiros receberam aeração por meio de mini-compressores. A cada 72 h o meio de cultura era trocado, durante 14 dias, até a formação do biofilme na superfície do material suporte. Após esse período, a biomassa dos baleiros foi transferida para o reator biológico, que foi operado em regime de escoamento contínuo.

3.4 Montagem e operação do reator biológico

O reator utilizado durante o estudo está apresentado na Figura 2. Foi confeccionado em acrílico, com volume útil de 4 L e diâmetro interno de 100 mm e 80 cm de altura. A estrutura possuía dispositivos de entrada e saída da água residuária e também orifícios para entrada de ar, provida por mini-compressores, com 220 KW de potência e vazão de aproximadamente 4,1 L.min⁻¹. O tempo de detenção hidráulica (TDH) utilizado foi de 12 h.

Ao longo do eixo longitudinal do reator foram colocados contentores, placas perfuradas de PVC, possuindo no centro passagem para uma haste em inox, fixada por encaixe no fundo do reator. A função dos contentores era a de evitar o descolamento do meio suporte e consequente arraste do reator.

Figura 2 – Reator aeróbio de leito fixo e escoamento ascendente.

Fonte: Adaptado de Rodrigues (2006).

O afluente que alimentou o reator foi preparado com 75% da água residuária in natura e 25 % de água da torneira acrescida de macronutrientes (g.L^{-1}): KH_2PO_4 (0,2), $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (0,5), $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (0,1) e glicose (0,5) e de 10 mL de solução de micronutrientes e armazenado no tanque com afluente. Amostras do afluente e efluente do reator eram coletadas para o monitoramento. O afluente era armazenado em recipientes de 75 L, e uma bomba peristáltica o enviava para o reator. O pH da água residuária afluente ao reator era previamente ajustado para o valor de $5 \pm 0,05$ com ácido sulfúrico P.A. O reator foi operado por 46 dias e realizadas 20 coletas.

3.5 Contagem de micro-organismo (fungos e bactérias)

Ao final da operação do reator, amostras do biofilme foram submetidas ao procedimento de contagem do número de colônias de fungos e bactérias para determinação da predominância entre os mesmos.

A amostra do biofilme foi desprendida da espuma suporte utilizando-se 50 mL de água destilada estéril (20°C , a 1 atm) e pérolas de vidro em *Erlenmeyer* por meio de agitação manual vigorosa. Posteriormente, 1 mL do conteúdo foi adicionado em um tubo com 9 mL de solução salina (0,90%)

o qual foi agitado em vórtex por 10 minutos. Nova alíquota de 1 mL foi transferida para novo tubo contendo a solução salina, os quais foram submetidos a agitação. Desse modo, foram obtidas diluições seriadas de 10^{-1} , 10^{-2} , 10^{-3} , 10^{-4} e 10^{-5} . Seguidamente, 0,1 mL de cada diluição foi então adicionada às placas que continham meio específico para o crescimento de fungos ou de bactérias. Foi empregado para o crescimento de fungos o meio Martin e para o de bactérias o meio Nutriente-ágar, utilizando placas de Petri em duplicata.

O meio Martin apresentava a seguinte composição por litro de água destilada (g.L⁻¹): KH₂PO₄ (1,0), peptona (5,0), K₂HPO₄ (0,5), MgSO₄.7H₂O (0,5), glicose (10,0), extrato de levedura (0,5), rosa bengala (0,033) e ágar-ágar (18,0). Já o meio nutriente-ágar foi preparado, adicionando-se por litro de água destilada (g.L⁻¹): bacterioagar (15,0), extrato de carne (3,0), peptona (5,0) e NaCl (8,0).

As placas para contagem do número de colônias de fungos e bactérias receberam 10 mL, respectivamente, de meio Martin e Nutriente-ágar, e ainda 0,2 mL de cada diluição seriada, promovendo-se movimentos circulares na forma de um oito para homogeneizar o meio. Posteriormente, as placas foram vedadas, incubadas à temperatura de $\pm 28^{\circ}\text{C}$. Todo o procedimento ocorreu em duplicata.

Após 48 h e 120 h, respectivamente, para bactérias e fungos, foram selecionadas placas que apresentaram número de colônias superior ou igual a 25 e inferior ou igual a 250, faixa ideal para facilitar a contagem (Tortora et al., 2000) que foi feita com auxílio de contador de colônias mecânico. A Equação 2 foi utilizada para obtenção do número de unidades formadoras de colônias por mL (UFC.mL⁻¹), conforme APHA (2005).

UFC/mL = no de colônias * 5 * inverso da diluição
Equação 2

3.6 Ensaio de adsorção do corante no biofilme

Este ensaio foi realizado com o intuito de verificar a quantidade de corante presente no biofilme. Para este fim, um cubo contendo biomassa imobilizada foi retirado do reator e transferido para Erlenmeyer usando solução salina e pérolas de vidro. Em seguida, o conjunto foi submetido à agitação vigorosa para propiciar a remoção de biomassa do meio suporte.

O meio foi então centrifugado a 3500 rpm e o sobrenadante foi separado da biomassa. Metanol foi utilizado como solvente para remover o corante adsorvido, de modo que 10 mL do foram adicionados ao tubo contendo a biomassa, permanecendo em contato durante 20 min. Depois deste período, foram adicionados mais 5 mL de metanol, seguido de homogeneização e centrifugação e leitura do sobrenadante em espectrofotométrica à 660 nm (ANDRADE, 2013).

3.7 Ensaio de adsorção no meio suporte.

Neste ensaio foi utilizado frasco de vidro de 4 L, ao qual foram adicionados 12 g de cubos de espuma de poliuretano previamente secos em estufa. Este recipiente recebeu 3 L do efluente e de 0,5 g.L⁻¹ de glicose e de micro e macronutrientes. A água residual para o teste de adsorção foi preparada da mesma forma do afluente que alimentou o reator.

A capacidade máxima de adsorção do corante na espuma de poliuretano, empregada como material suporte, foi monitorada a partir da sua concentração inicial, no meio, durante um período de 2 h (ANDRADE, 2013).

4 RESULTADOS

Na Figura 3 está apresentada a variação da concentração de corante da água residual a 75% na entrada e na saída do reator. Houve redução da concentração do corante ao longo de toda a operação do reator. A eficiência de degradação de corante foi superior a 80%, com exceção da coleta 4 (72,23%),

coleta 5 (51,94%) e coleta 8 (73,24%) sendo a média de 89,19%. A menor descoloração ocorrida nessas coletas provavelmente está associada às atividades da indústria, que podem ter apresentado uma concentração de corante bem acima da capacidade do fungo de tratar eficazmente no TDH estudado.

A elevada eficiência de remoção do corante provavelmente foi influenciada pelo uso de biomassa fúngica imobilizada, uma vez que nessa configuração a mesma se regenera e o reator pode ser reutilizado por vários ciclos e suportar cargas de efluentes com substâncias tóxicas (SOLIS, 2012).

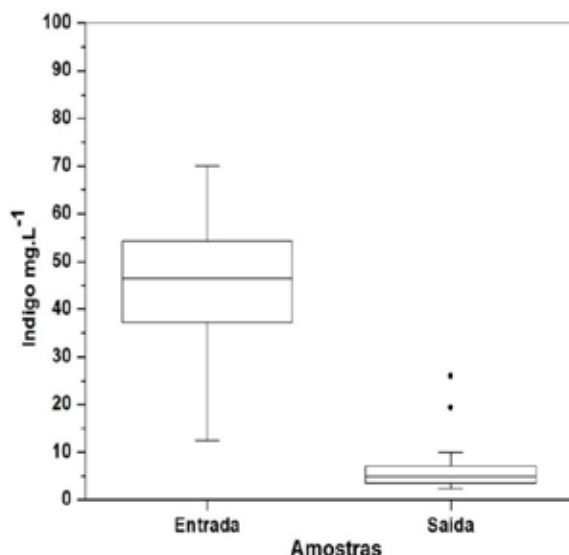


Figura 3 – Concentração de corante na entrada e saída do reator biológico.

O ensaio de adsorção no meio suporte (espuma de poliuretano) revelou que o material foi capaz de adsorver 40,75 mg de corante. Com relação ao ensaio de adsorção de corante na biomassa após a finalização do experimento, mostrou que a biomassa foi capaz de adsorver 96,85 mg de corante. Assim, o total de massa de corante na entrada do reator foi de 14728,22 mg, descontando o montante retido no meio suporte (40,75 mg) e o da biomassa (96,85 mg); sendo a massa total na saída de 2188,64 mg, obteve-se uma eficiência de 85%.

A exemplo disso, Anastasi et al. (2011) avaliaram a remoção de corantes ácidos e reativos de efluentes simulados e reais de uma tinturaria, utilizando o fungo *Bjerkandera adusta* num tempo reacional de 7 dias, e verificaram que o fungo suportou concentrações de corantes de até 5000 mg.L⁻¹, tendo alcançado percentuais de descoloração acima de 96% para esta concentração, como verificado nesta pesquisa.

Tan et al (2014), também estudando descoloração com fungo, verificaram que o corante Acid Red B foi degradado pelo fungo *Magnusiomyces ingens* com células suspensas e imobilizadas em alginato de cálcio. Os resultados obtidos mostraram que o fungo utilizado foi capaz de descolorir mais de 98% do Acid Red B em um tempo de 12 h para uma concentração de 50 mg.L⁻¹. No entanto, as descolorações com células imobilizadas para a mesma concentração de Acid Red B foram de 95% no tempo de 7h durante 15 ciclos. Esse estudo demonstra que é mais vantajoso usar fungos imobilizados, pois se pode reutilizar a mesma biomassa e a degradação de corante ocorre em um tempo menor do modo como foi feito nesta pesquisa.

A fim de verificar o mecanismo de degradação do corante, foram realizadas as varreduras de 200-1000 nm, em espectrofotômetro, onde se pode observar o decaimento dos picos de absorbância do corante e formação de novos compostos e remoção da banda correspondente ao grupo cromóforo do corante (Figura 4).

A diminuição da banda correspondente ao grupo cromóforo, compreendida entre 400-700 nm (região do visível), em todos os ciclos, mostra a capacidade do fungo de utilizar as substâncias presentes no efluente como fonte de carbono e, por consequência, produzir um efluente clarificado, como pode ser visualizado na Figura 5. Ainda nesse contexto, pode-se observar que as substâncias compreendidas entre 200-400 nm (região do invisível) foram mineralizadas eficazmente e que não houve formação de subprodutos proveniente do metabolismo do fungo.

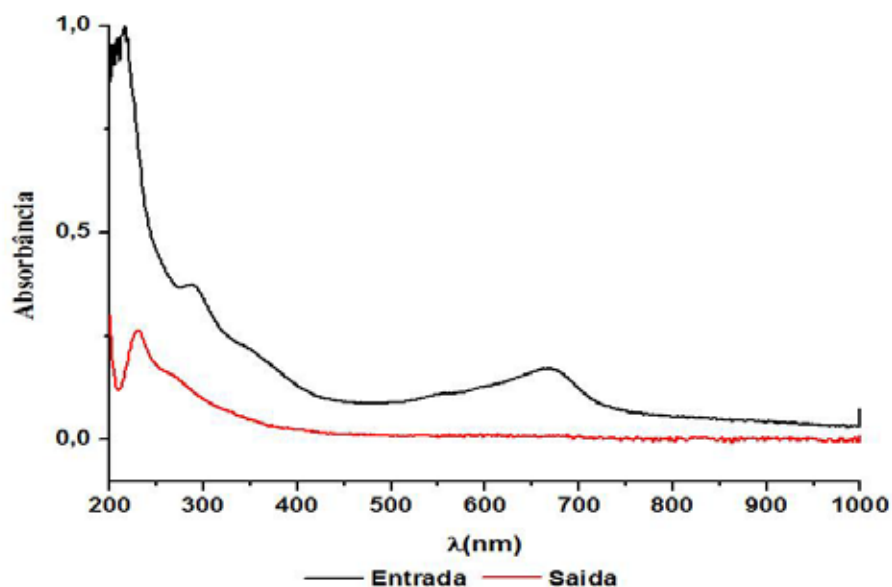


Figura 4 - Varredura feita no afluente e efluente do reator biológico da coleta 15.



Figura 5 - Amostra da água residuária a 75% preparada para entrada no reator à direita e amostra da saída do efluente tratado no reator de leito fixo e fluxo contínuo num TDH de 12 h.

De acordo com Asad et al. (2007), a descoloração de corantes pode ser devido à adsorção, processo reversível, ou ao catabolismo do corante nas células do micro-organismo. Não foi observado aumento de concentração de corante no efluente final, podendo-se inferir que o principal mecanismo de degradação foi o catabolismo do corante pelo fungo utilizado nesta pesquisa.

Na Figura 6 e 7 estão apresentadas as variações das concentrações de DQO total e solúvel com eficiência média de remoção de $88\% \pm 6,09$ e de $87,63\% \pm 5,97$, respectivamente.

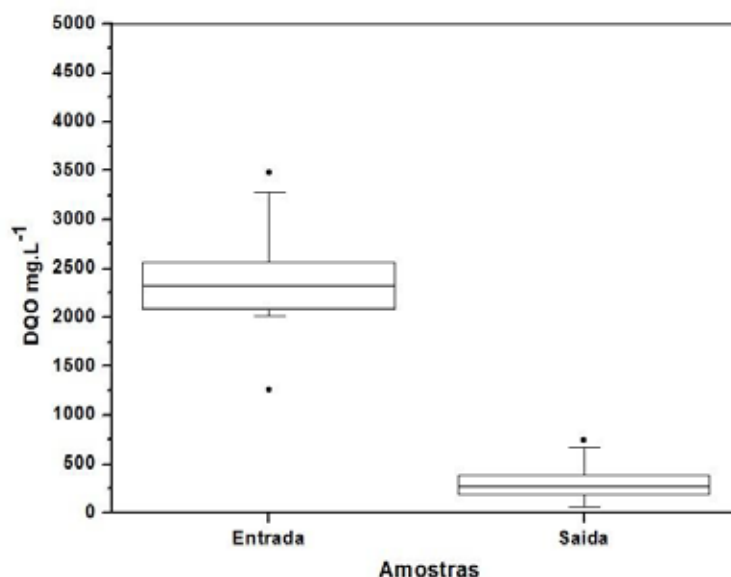


Figura 6- Concentração de DQO total no reator biológico no TDH de 12h.

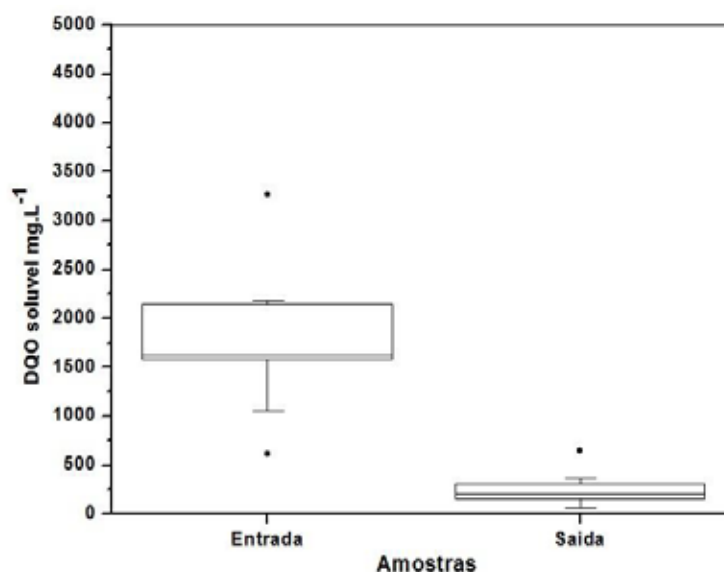


Figura 7- Concentração de DQO solúvel no reator biológico no TDH de 12h.

Gajera et al (2015) estudaram a capacidade dos fungos *Aspergillus niger* *Hypocrea koningii* na remoção de matéria orgânica de dois efluentes coletados de uma indústria têxtil da área de Jeptur (dis. Junagadh, estado: Gujarat, India). Os autores utilizaram 800 mL em frascos do efluente acrescido de 8 g de peptona e 32 g de glicose e 5 mL de fungo mantiveram em skaker durante 12 dias e verificaram que a DQO do efluente 1 ($1994 \pm 20,3 \text{ mg.L}^{-1}$) teve uma diminuição de 60% e 50% quando inoculados com *H.koningii* e *A.niger*, respectivamente.

O efluente 2 ($1949 \pm 18,3 \text{ mg.L}^{-1}$) foi de 63% e 54% de remoção quando inoculados com *H.koningii* e *A.niger*, respectivamente. Esses percentuais foram inferiores aos verificados nesta pesquisa.

Patel e colaboradores (2013) estudaram a capacidade do fungo *Myceliophthora vellerea* HQ871747, na remoção de DQO em um reator leito fixo contendo o corante reactive blue 220. Os autores obtiveram eficiência de 80-90% e foi observada formação de ácidos depois de 96 h de incubação.

O pH do afluente do reator desta pesquisa tinha o seu valor ajustado para $5 \pm 0,05$ em todas as fases, no momento de sua preparação, pois efluente *in natura* coletado apresentava pH com média superior a 9. A maioria dos fungos filamentosos junto com os fungos da podridão branca cresce em pH ácido, e dependendo do substrato utilizado o pH muda durante o cultivo (PATEL et al.,2013). O pH dos efluentes das coletas estudados era levemente ácido a alcalino, variando entre 6,09 a 7,89.

Com relação às frações nitrogenadas, representadas por amônia e nitrato, os dados estão apresen-

tados nas Figuras 8 e 9 , respectivamente. O fungo *Phanerochaete chrysosporium* tem seu metabolismo influenciado pela concentração de nitrogênio no meio. Portanto, a fonte de nitrogênio foi proveniente somente do efluente *in natura* coletado, sem nenhuma outra adição de nitrogênio.

Em relação ao nitrato (Figura 8), é importante mencionar que, pelo método adotado, as concentrações do mesmo encontraram-se abaixo do nível de detecção. Assim, o reator obteve eficiência máxima durante todo o tempo de estudo para a utilização do nitrato.

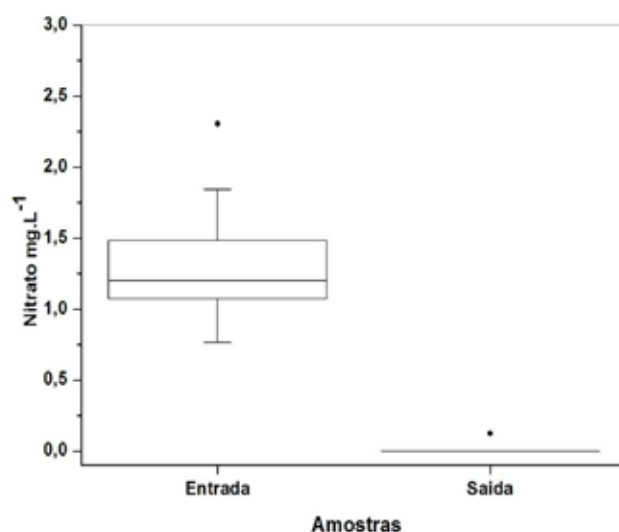


Figura 8- Concentração de nitrato no reator biológico no TDH de 12h.

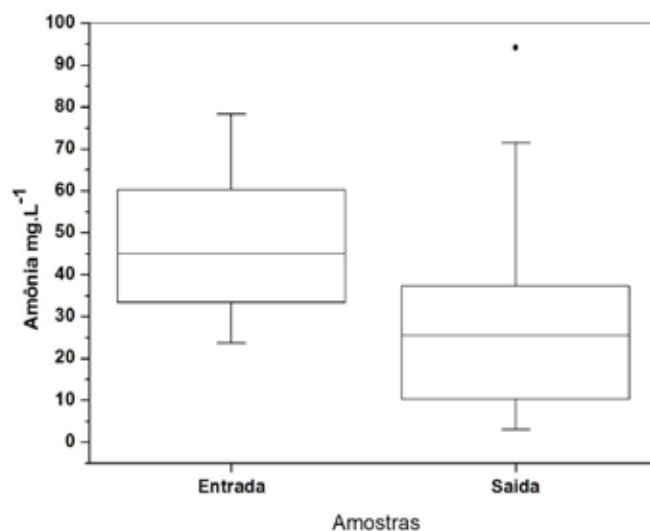


Figura 9 - Concentração de amônia no reator biológico no TDH de 12h.

Anastasi et al. (2010) estudou a capacidade de 25 fungos basidiomicetos de 17 espécies diferentes na descoloração de nove corantes industriais selecionados por sua recalcitrância para biodegradação em sistemas convencionais de tratamento de efluentes têxteis, na concentração de 200 mg.L⁻¹ com meios contendo diferentes concentrações de fontes de carbono e nitrogênio. Com exceção de um fungo da espécie *Bjerkandera*, o melhor meio para a descoloração dos corantes foi o meio com menor concentração de nitrogênio.

Desde os primeiros estudos sobre *Phanerochaete chrysosporium* sabe-se que a depleção de nutrientes, incluindo a fonte de nitrogênio utilizável, desencadeia a produção do sistema ligninolítico e, portanto, o potencial de degradação de fungos, mas o excesso de nitrogênio suprime o seu sistema lignolítico (KAAL et al.1995). Portanto, pode-se concluir que os compostos nitrogenados presentes no efluente desta pesquisa não inibiram o sistema lignolítico e, portanto, não afetaram a degradação dos corantes presentes no efluente têxtil.

No tocante à contagem de colônias dos micro-organismos, no final da operação do reator, esta foi de 90000 UFC.mL⁻¹ e de 21000 UFC.mL⁻¹, respectivamente, em relação ao número de colônias fúngicas e de bactérias, endossando a predominância da comunidade fúngica no reator biológico.

Vale ressaltar que a pesquisa, ao utilizar efluente *in natura*, não visa à operação do reator em condições assépticas ao longo de todo o processo de tratamento, pois a interação entre fungos e bactérias é benéfica ao processo, pois atuam em consórcio, também, na natureza.

5 CONCLUSÕES

O fungo *Phanerochaete chrysosporium* imobilizado em reator contínuo de fluxo ascendente mostrou-se eficiente na degradação do corante e de DQO do efluente têxtil *in natura* diluído a 75%.

O fungo mostrou-se capaz de utilizar as fontes de nitrogênio presentes no efluente *in natura*, principalmente nitrato, e amônia foram superior a 50%.

A contagem de micro-organismos no reator biológico mostrou predominância de fungos sobre a de bactérias.

6 REFERÊNCIAS

- APHA. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 20ª edição. American Water Work Association, **Water Environment Federation**. Washington. p 953.2005.
- ALMEIDA, D.; SILVA, M.; MIRANDA, R.; MACIEL, C.; GUSMÃO, N. Descoloração do corante índigo carmim e produção de lacase por fungos filamentosos. **Scientia Plena**, v. 8, n. 5.2012.
- ANDRADE, M.V.F. **Biodegradação de corante têxtil por uso de reator biológico em batelada sequenciais com biomassa imobilizada de *Phanerochaete chrysosporium***. 2013. Dissertação (Mestrado em Tecnologia em Gestão Ambiental). Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Ceara. Fortaleza. 2013.
- ANASTASI, A.;PARATO, B.; SPINA, F.; TIGINI, V.; PRIGIONE, V.; VARESE, C. Decolourization and Detoxification in the fungal treatment of textile wastewaters from dyeing processes. **New Biotechnology**, v. 29, n. 01, p. 38-45.2011.
- ANASTASI, A.;PRIGIONE,V.;VARESE,G.C.Industrial dye degradation and detoxification by basidiomycetes belonging to different eco-physiological groups. **Journal of Hazardous Materials**,v. 177, p. 260-267.2010.
- ASAD, S.;AMOOZEGAR, M.A.;POURBABAEE, A.A.; SARBOLOUKI, M.N.; DASTGHEIB, S.M.M. Decolorization of textile azo dyes by newly isolated halophilic and halotolerant bacteria. **Bioresour. Technol.** v.98, p.2082-2088.2007.
- BOZIC, M.;KOKOL V. Ecological alternatives to the reduction and oxidation processes in dyeing with vat and sulphur dyes. **Dyes and Pigments** ,v.76,p.299-309.2008.
- CHANDER, M.; ARORA, D. S. Evaliation of some white-rot fungi for their potential to decolourise industrial dye. **Dyes and Pigments**, v. 72, n. 2, p. 192 – 198.2007.
- COUTO, S.R. Dye removal by immobilised fungi. **Biotechnology Advances**,v. 27 ,p. 227-235.2009.
- FRANCA,R.D.G.;VIEIRA,A.;MATA,A.M.T.;CARVALHO,G.S.;PINHEIRO,H.M.;LOURENÇO,N.D. Effect of an azo dye on the performance of an aerobic granular sludge sequencing batch reactor treating a simulated textile wastewater. **Water Research**,v.85,p.327-336,2015.

FOURCAUDE, F., DELAWARDE, M., GUIHARD, L., NICOLAS, S., AMRANE, A. Electrochemical Reduction Prior to Electro-Fenton Oxidation of Azo Dyes: Impact of the Pretreatment on Biodegradability. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 224, p.1385–1395.2010.

GAJERA, H.P., BAMBHAROLIA, R.P., DARSHNA, H.G., PATEL, S.V., GOLAKIYA, B.A. Molecular identification and characterization of novel *Hypocrea koningii* associated with azo dyes decolorization and biodegradation of textile dye effluents. **Process Safety and Environmental Protection**, v.98, p. 406–416.2015.

GHALY, A.E.; ANANTHASHANKAR, R.; ALHATTAB, M.V.V.R. Production, characterization and treatment of textile effluents: a critical review. **J. Chem. Eng. Process Technol**, v. 5, p. 1–18.2014.

GIARDINA P, FARACO V, PEZZELLA C, PISCITELLI A, VANHULLE S, SANNIA G. Laccases: a never-ending story. **Cell. Mol. Life Sci**. v.67, p.369–385,2010.

KAAL, E.J.; FIELD, J.A.; JOYCE, T.W. Increasing ligninolytic enzyme activities in several white-rot basidiomycetes by nitrogen sufficient media, **Biores. Technol**, v. 53, p. 133–139.1995.

KAMIDA, H. Biodegradação de Efluente têxtil por *Pleurotus sajor-caju*. **Quim. Nova**, v. 28, n. 4, p. 629–632, 2005.

KANG, S.F.; YEN, H.-Y.; LIAO, C.-H.; YAO, Y.-C. Decolorization and mineralization of textile effluent by H₂O₂/ultraviolet processes. **Environ. Eng. Sci**, v. 27, p. 357–363,2010.

KANT, R. Textile dyeing industry an environmental hazard. **Nat. Sci**, v.4, p.22–26.2012.

KAPDAN, I.K., KARGI, F., MCMULLAN, F. Effect of environmental conditions on biological decolorization of textile dyestuff. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 26, p. 381–378.2000.

KAUSHIK, P., MALIK, A. Fungal dye decolourization: recent advances and future potential. **Environment International**, v. 35, p.127–141.2009.

OZDEMIR, S., CIRIK, K., AKMAN, D., SAHINKAYA, E., CINAR, O. Treatment of azo dye containing synthetic textile dye effluent using sulfidogenic anaerobic baffled reactor. **Bioresour. Technol**, v. 146, p. 135–143.2013.

PATEL, V.R., BHAAT, N.S., BBHATT, H. Involvement of ligninolytic enzymes of *Myceliophthora vellerea* HQ871747 in decolorization and complete mineralization of Reactive Blue 220. **Chemical engineering journal**. v.233, p. 98–108.2013.

QU, Y.; SHI, S.; MA, F.; YAN, B. Decolorization of reactive dark blue K-R by the synergism of fungus and bacterium using response surface methodology. **Bioresour. Technol**, v. 101, p.8016–8023,2010.

RODRIGUES, K. A.; SILVA, K. M. L.; MARINHO, G. M.; LIMA, P. C.; PES-SOA WANDERLEY, C. R.; SILVA, G. M. Remoção de corante por uso de *Aspergillus niger* AN400 em reator em bateladas sequenciais. **Química Nova** Vol. 34 no 7. São Paulo.2011.

RODIER, J. **L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduelles, eaux de mer**. Volume 1, 5ed. Dunod (Ed.) Paris. 1975.

RODRIGUES, K. A.; SILVA, K. M. L.; MARINHO, G. M.; LIMA, P. C.; PES-SOA WANDERLEY, C. R.; SILVA, G. M. Remoção de corante por uso de *Aspergillus niger* AN400 em reator em bateladas sequenciais. **Química Nova** Vol. 34 nº 7. São Paulo. 2011.

RODRIGUES, K. A. **Uso de reatores biológicos com fungos para remoção de fenol de água residuária sintética**. 2006. 145f. Tese (Doutorado em Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

SOLÍS, M., SOLÍS, A., PÉREZ, H.I., MANJARREZ, N., FLORES, M. Microbial Decolouration of Azo Dyes: A Review. **Process Biochemistry**, v.47, p.1723–1748.2012.

TORTORA, G.J., FUNKE, B.R., CASE, C.L. **Microbiology: an introduction**, 6.ed. Porto Alegre, 827 pp. 2000.

TAN, L., LI, H., NING, S., XU, B. Aerobic decolorization and degradation of azo dyes by suspended growing cells and immobilized cells of a newly isolated yeast *Magnusiomyces ingens* LH-F1. **Bioresource Technology**. 158, p. 321–328.2014.

YANG, Q., LI, C., LI, H., LI, H., Y. NING. (2009) Degradation of synthetic reactive azo dyes and treatment of textile wastewater by a fungi consortium reactor. **Biochemical Engineering Journal**. v. 43, p.225–230.2009.



Livro Branco da Água

Marcos Buckeridge e Wagner Costa

O Livro Branco da Água, produzido pelo Instituto de Estudos Avançados (IEA) da USP em parceria com diversos pesquisadores, explora as origens e os impactos da crise hídrica de 2014 e as possíveis soluções para contornar os problemas futuros e os já causados pela falta de água.

O Livro Branco propõe o aumento do plantio de árvores, a construção de medidas públicas, a integração de reservatórios e o tratamento de esgoto.

A escassez hídrica é um problema crônico, comentam os especialistas. Por isso, também é importante o trabalho em conjunto entre modelo econômico, indústria, população e governo. Buckeridge afirma que, para que a coordenação de uma mudança seja possível, a informação tem papel essencial, ou seja, as pessoas precisam estar informadas acerca do assunto, de sua gravidade e da possibilidade de viver com o regime de escassez.

Mais informações: www.iea.usp.br/publicacoes/ebooks/livro-branco-da-agua



Manual Sobre os Direitos Humanos à Água Potável e Saneamento Para Profissionais

Robert Bos, David Alves, Carolina Latorre, Neil Macleod, Gérard Payen, Virginia Roaf e Michael Rouse

Este manual coloca em destaque os princípios e os critérios dos direitos humanos sobre água potável e saneamento, traduzindo as obrigações legais em nível internacional e em termos práticos e de operacionalização das políticas que devem suportar a realização progressiva do acesso universal.

O manual introduz uma perspectiva de direitos humanos, que visa a acrescentar valor a processos de tomada de decisão no dia a dia dos prestadores dos serviços de águas e das entidades reguladoras. O manual encoraja os leitores a participar ativamente dos processos que têm lugar nos respectivos países, com vista a transpor os direitos humanos à água potável e ao saneamento para as políticas nacionais e locais, leis e regulamentos.

Mais informações: <http://www.iwa-network.org/wp-content/uploads/2017/12/9781780408750.full.pdf>



Tratamiento Biológico de Aguas Residuales - Principios, Modelación y Diseño

Carlos M Lopez Vásquez, German Buitron Médez, Hector A. Garcia e Francisco J Cervantes Carrillo

Este livro visa resolver a deficiência da área de tratamento de esgotos, já que compila e integra o material de diferentes cursos de pós-graduação e de institutos de pesquisa de todo o mundo e incorpora contribuições significativas para o desenvolvimento de tratamento de águas residuais.

Os editores desejam-lhe um estudo benéfico para o tratamento biológico de águas residuais e um uso bem-sucedido para melhorar o saneamento em todo o mundo.

Mais informações: <http://wio.iwaponline.com/content/ppiwawio/16/9781780409146.full.pdf>

Mês	Dias	Evento	Local
Janeiro	14 a 16	WEF Forum 2019: James Barnard Research Conference on Emerging Themes in Biological Phosphorus Removal and Recovery	Local: Austin, Estados Unidos Mais informações: www.wef.org/events/conferences/upcoming-conferences/wef-forum-2019-james-barnard-research-conference-on-emerging-themes-in-biological-phosphorus-removal/
	16 a 18	18 th International Electronics Recycling Congress Ierc 2019	Local: Salzburg, Áustria Mais informações: www.icm.ch/ierc-2019
Fevereiro	20 a 23	Water & Wastewater Equipment, Treatment & Transport Show	Local: Indiana, Estados Unidos Mais informações: www.wwetshow.com/en/home.html
	25 a 28	Membrane Technology Conference & Exposition	Local: New Orleans, Estados Unidos Mais informações: www.awwa.org/conferences-education/conferences/membrane-technology.aspx
Março	3 a 5	AWWA/WEF The Utility Management Conference	Local: Nashville, Estados Unidos Mais informações: www.awwa.org/conferences-education/conferences/utility-management.aspx
	17 a 19	2019 Water Reuse California Annual Conference	Local: Califórnia, Estados Unidos Mais informações: watereuse.org/news-events/conferences/2019-watereuse-california-annual-conference/
	31 de março a 3 de abril	Sustainable Water Management Conference	Local: Tucson, Estados Unidos Mais informações: www.awwa.org/conferences-education/conferences/sustainable-water-management.aspx
Abril	10 a 12	Design-Build for Water/Wastewater Conference	Local: Cincinnati, Estados Unidos Mais informações: https://dbia.org/conferences/design-build-for-water-wastewater-conference/#
	29 a 30	International Symposium on Waterborne Pathogens	Local: Tampa, Estados Unidos Mais informações: www.awwa.org/conferences-education/conferences/waterborne-pathogens.aspx
Maio	7 a 9	WEF/IWA Residuals and Biosolids Conference 2019	Local: Fort Lauderdale, Estados Unidos Mais informações: www.wef.org/events/conferences/upcoming-conferences/ResidualsBiosolids/

agradecimentos

A Direção Editorial e toda a equipe de Produção da Revista DAE gostaria de agradecer nominalmente a 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. São profissionais que colocam sua experiência e conhecimento em prol da excelência do conteúdo de nossa publicação e que permitem que, a cada edição, a Revista DAE cumpra seu papel no mercado da tecnologia e da inovação da engenharia do saneamento.

Ademir Paceli Barbassa
Adilson Nunes Fernandes
Adolpho Jose Melfi
Adriane Martins de Freitas
Adriano Luiz Tonetti
Adrianus Van Haandel
Afonso de Moraes Paiva
Airtton Checoni Davi
Alberto Carlos de Campos Bernardi
Alberto de Freitas Castro Fonseca
Alberto Luiz Francato
Alceu Galvão
Alcione Aparecida de Almeida Alves
Aldo Pacheco Ferreira
Alessandra Pereira da Silva
Alexandre Argondizo
Alexandre Barin
Alexandre Beluco
Aline Pimentel Gomes
Aline Sarmento Procópio
Alisson Gomes Moraes
Allan Saddi Arnesen
Alteredo Oliveira Cutrim
Alvaro L. G. Cantanhede
Amanda Finger
Américo de Oliveira Sampaio
Ana Lúcia Brasil
Ana Lucia Silva
Anapátricia Morales Vilha
André Bezerra dos Santos
André Felipe de Melo Sales Santos

André Luis Sotero
Salustiano Martim
André Pereira Rosa
André Schramm Brandão
Angela Di Bernardo Dantas
Angela Teresa Costa Sales
Anna Kelly Moreira
Anna Peixoto
Antonio Carlos Zuffo
Antônio Domingues Benetti
Antonio Domingues de Figueiredo
Antonio Eduardo Bezerra Cabral
Antonio Idivan Vieira Nunes
Antonio Marozzi Righetto
Ariuska Carla Barbosa Amorim
Armando Borges de Castilho Junior
Artur de Jesus Motheo
Asher Kiperstok
Beatriz Monte Serrat
Beatriz Susana Ovruski de Ceballos
Bernardo Arantes do Nascimento Teixeira
Bruno Sidnei da Silva
Cali Laguna Achon
Camilo Michalka Junior
Carla Bastos Vidal
Carla Grazieli Azevedo da Silva
Carlos Augusto de Lemos Chernicharo
Carlos Augusto França Schettini
Carlos de Oliveira Galvão
Carlos Fernandes de Medeiros Filho

Carlos Renato Marmo
Carmem Lucia Moreira Gadelha
Cassio Hamilton Abreu Junior
Célia Regina Granhen Tavares
Celia Regina Montes
Celso Romanel
César Rossas Mota Filho
Claudio Ribeiro Lucinda
Claudio Roberto de Freitas Pacheco
Conceição da Maria Albuquerque Alves
Cristiane Yumi Koga Ito
Cristiano das Neves Almeida
Cristina Filomena Paschoalato
Cristina Souza Freire Nordi
Cyro Bernardes Junior
Daniel Costa dos Santos.
Daniel Moureira Fontes Lima
Delmira Beatriz Wolff
Denise Conceição de Gois Santos Michelin
Dib Gebara
Dieter Wartchow
Diogo Costa Buarque
Dione Mari Morita
Dirce Maria Trensanz Zanetta
Doron Grull
Edes Fernandes de Oliveira
Edevar Luvizotto Junior
Edmundo Koelle
Edson Luiz Silva
Edson Pereira Tangerino
Eduardo Pacheco Jordão
Eduardo Lucas Subtil

Eduardo Lucena Cavalcante de Amorim
 Eduardo Mário Mendiondo
 Eduardo Pavan Korf
 Edumar Ramos Cabral Coelho
 Edward Brambilla Marcellino
 Elayse Maria Hachich
 Eliana Beatriz Nunes Rondon Lima
 Elisângela Maria Rodrigues Rocha
 Eloísa Cherbakian
 Eloy Kaviski
 Elvis Carissimi
 Emilia Kiyomi Kuroda
 Emília Maria Alves Santos
 Emilia Wanda Rutkowski
 Enedir Ghisi
 Eniz Conceição Oliveira
 Erica Pugliesi
 Erich Kellner
 Ester Feche Guimarães
 Eugênio Foresti
 Fabiana Alves Fiore Pinto
 Fabio Campos
 Fernando Fernandes
 Fernando Sarti
 Flávio Rubens Lapolli
 Francisco de Assis de Souza Filho
 Francisco Humberto de Carvalho Junior
 Francisco Osny Enéas da Silva
 Francisco Suetônio Bastos Mota
 Francisco Wagner de Sousa
 Frederico Araujo Turolla
 Frederico Carlos Martins de Menezes Filho
 Frederico Fábio Mauad
 Frederico Yuri Hanai
 Gabriela Ramos Hurtado
 Gilberto Berzin
 Gilmar Wanzeller Siqueira
 Gilson Alberto Rosa Lima

Gilson Barbosa Athayde Junior
 Giselle Patricia Sancinetti
 Giulliano Guimarães Silva
 Gustavo Henrique Ribeiro da Silva
 Gustavo Meirelles Lima
 Gustavo Rafael Collere Possetti
 Harry Edmar Schulz
 Heber Pimentel Gomes
 Hélio Castro
 Helio Cesar Suleiman
 Hélio da Silva Almeida
 Hélio Rodrigues dos Santos
 Henrique de Melo Lisboa
 Honória de Fátima Gorgulho
 Hugo Abi Karam
 Iara Regina Soares Chao
 Ilza Machado Kaiser
 Iran Eduardo Lima Neto
 Irineu S Yamashiro
 Isaac Volschan
 Ivaltemir Barros Carrijo
 Ivanildo Hespanhol
 Ivone da Silva Matos
 Jackson de Oliveira Pereira
 Jaime Joaquim Pereira da Silva Cabral
 Jairo Tardelli
 Jayson Pereira Godinho
 Jean Pierre Henry Balbaud Ometto
 Joacio de Araujo Moraes Junior
 João B Comparini
 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 Anderson do Nascimento Batista
 José Antonio Tosta
 José Carlos Mierzwa
 José Ermírio Ferreira de Moraes
 José Euclides Stipp Paterniani
 José Fernando Thomé Jucá
 Jose Geraldo Portugal Junior
 José Luiz Albuquerque Filho
 José Mancinelli Ledo do Nascimento
 José Maria de Camargo Barros
 Jose Paulo Soares de Azevedo
 José Ricardo de Almeida França
 Jose Roberto Campos
 José Rodolfo Scarati Martins
 Juliana Calabria de Araujo
 Juliana Delgado Tinôco
 Jurandyr Povinelli
 Kamel Zahed Filho
 Karina Querne de Carvalho
 Kátia Marques Cardoso Prates
 Klebber Teodomiro Martins Formiga
 Kouji Kitahara
 Libânia da Silva Ribeiro
 Liliana Rodrigues
 Liliane Lazzari Albertin
 Livia Saviolli Manetta
 Luana Albertani Pampuch
 Lucas Tadeu Fuess
 Luciana Coelho Mendonça
 Luciana Paulo Gomes
 Luciana Pereira
 Luciano Matos Queiroz
 Lucila Adriani Coral
 Ludmilson Abritta Mendes
 Luis Rafael Palmier
 Luis Sergio Ozório Valentim
 Luisa Fernanda Ribeiro Reis

Luiz Antonio Daniel
 Luiz Bandeira de Mello Laterza
 Luiz Carlos Helou
 Luiz Cláudio Ribeiro Galvão
 Luiz Di Bernardo
 Luiz Fernando de Abreu Cybis
 Luiz Olinto Monteggia
 Luiz Roberto Santos Moraes
 Luiz Sérgio Philippi
 Luiz Yoshiharu Ito
 Lyda Patricia Sabogal Paz
 Magda Beretta
 Marcelo Giulian Marques
 Marcelo Antunes Nolasco
 Marcelo de Souza
 Marcelo Gomes Miguez
 Marcelo Kenji Miki
 Marcelo Libânio
 Marcelo Luiz Martins Pompeo
 Marcelo Pedroso Curtarelli
 Marcelo Zaiat
 Márcia Maria Rios Ribeiro
 Márcia Regina Silva
 Fagundes Klen
 Márcia Valéria Porto de
 Oliveira Cunha
 Marcia Walquiria de
 Carvalho Dezotti
 Marcilene Dantas Ferreira
 Márcio Benedito Baptista
 Marcio Ricardo Salla
 Marco Antonio Almeida de Souza
 Marco Antonio Calazans Duarte
 Marco Antonio Penalva Real
 Marco Antonio Pereira Querol
 Marco Antonio Saidel
 Marco Aurelio Holanda de Castro
 Marco Aurélio Lima Barbosa
 Marcos Antonio Gomes
 Margarida Marchetto
 Maria Aparecida Faustino Pires

Maria Beatriz Machado Bonacelli
 Maria Bernadete
 Amâncio Varesche
 Maria Carolina Gonçalves
 Maria Cecília de Carvalho Chaves
 Maria Cecilia de Souza Minayo
 Maria do Carmo Calijuri
 Maria Eliza Nagel Hassemer
 Maria Eugênia Gimenez Boscov
 Maria Inês Sato
 Maria Lúcia Calijuri
 Maria Lúcia Pereira Antunes
 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
 Mônica Amorim Coura
 Monica Ferreira do Amaral Porto
 Mounir Khalil El Debs
 Natally Anunciato Siqueira
 Neide Pessin
 Nemésio Neves Batista Salvador
 Omar Yazbek Bitar
 Orestes Marraccini Gonçalves
 Osvaldo J. Venturini
 Pablo Heleno Sezerino
 Patricia Campos Borja
 Paulo Augusto Zaitune Pamplin
 Paulo Belli Filho
 Paulo Costa de Oliveira Filho

Paulo Ferreira
 Paulo Mauricio Selig
 Paulo Modesto Filho
 Paulo Roberto Lacerda Tavares
 Paulo Sergio Scalize
 Pedro Alem Sobrinho
 Pedro Chama Neto
 Pedro Daniel da Cunha Kemerich
 Rafael de Oliveira Tiezzi
 Rafael Kopschitz Xavier Bastos
 Ramon Lucas Dalsasso
 Raquel Pupo Nogueira
 Raymundo Moniz de Aragão Neto
 Reginaldo Bertolo
 Reinaldo Putvinskis
 Rejane H R da Costa
 Rejane Maria Candiota Tubino
 Renata Piacentini Rodriguez
 Renato Carlos Zambon
 Renato Sanches Freire
 Renavan Andrade Sobrinho
 Ricardo de Lima Isaac
 Ricardo Franci Gonçalves
 Ricardo Gabbay de Souza
 Rita Cavaleiro de Ferreira
 Roberaldo Souza
 Robert Schiaveto de Souza
 Rodrigo Braga Moruzzi
 Rodrigo de Freitas Bueno
 Rodrigo de Melo Porto
 Rodrigo Soares Garcia da Silva
 Rogerio Neder Candella
 Rogers Ribeiro
 Ronaldo Severiano Berton
 Ronaldo Stefanutti
 Ronan Cleber Contrera
 Roque Passos Piveli
 Rosana Filomena Vazoller
 Rosana Gonçalves Barros
 Rosane Ebert Miki
 Rosângela Bergamasco

Roseli Dutra Sposito
Ruth de Gouvêa Duarte
Rutineia Tassi
Sandro Mancini
Saulo de Tarso Marques Bezerra
Sergio Francisco Aquino
Sergio Koide
Sérgio Luis de Carvalho
Servio Túlio Alves Cassini
Severino Soares Agra Filho
Silene Cristina Baptistelli

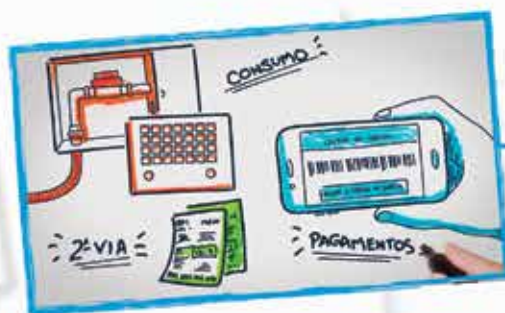
Silgia Aparecida da Costa
Silvio Renato Siqueira
Suani Teixeira Coelho
Suzana Maria Gico de Lima
Montenegro
Tadeu Fabricio Malheiros
Tarciso Cabral da Silva
Theo Syrto Octavio de Souza
Toledo Piza
Tsunao Matsumoto
Valderi Duarte Leite

Valdir Schalch
Valter Lúcio de Pádua
Vanessa Bandeira da Costa
Vanessa Pecora Garcilasso
Vania Lucia Rodrigues
Virgílio Tiezzi Junior
Vitor Tonzar Chaves
Viviana Maria Zanta
Werner Siegfried Hanisch
William de Paiva

QUER GANHAR TEMPO E COMODIDADE?

CONHEÇA O APLICATIVO SABESP MOBILE

BAIXE O NOVO APLICATIVO DA SABESP, DISPONÍVEL PARA ANDROID E IOS,
E TENHA ACESSO FÁCIL E RÁPIDO A INÚMERAS FUNCIONALIDADES.



SEGUNDA VIA
DE CONTAS

HISTÓRICO
DE CONSUMO



AVISO DE
VAZAMENTOS



INFORMAR
FALTA DE ÁGUA



O site da Revista DAE está repleto de novidades

Assine gratuitamente o boletim
eletrônico, é só se cadastrar!



No site você
pode baixar
o conteúdo
completo da
Revista.