

EDIÇÃO ESPECIAL**Comemorativa do 29º Encontro
Técnico da AESABESP/29ª FENASAN****ARTIGOS E NOTAS TÉCNICAS**

- Otimização da clarificação de águas turvas com sementes de *Moringa oleifera*
- Dimensionamento ótimo de redes de distribuição de água com uso de métodos de otimização inspirados na natureza
- Avaliações de impactos da urbanização de pequenas bacias nas vazões de base do rio: o caso das bacias do ribeirão Jardim e do córrego da Cachoeira
- Dupla filtração para o tratamento de água eutrofizada na Região Norte do Brasil
- Efeito de secas prolongadas nos recursos hídricos de uma região semiárida: uma análise comparativa para o Ceará
- Validação do método analítico em CLAE com derivatização pós-coluna para a quantificação de carbamatos em água de abastecimento público
- Análise da eficiência do tratamento de efluentes em reatores UASB em Fortaleza-CE
- Caracterização física de resíduos sólidos domiciliares em diferentes formas de habitação
- Avaliação do impacto da implantação do sistema de esgotamento sanitário na qualidade da água da Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira, em Joinville, Santa Catarina.

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,

Buscando sempre beneficiar nossos colaboradores, estamos lançando esta edição especial, que tem por objetivo aumentar a velocidade do fluxo de artigos. Esta edição será disseminada em meio impresso na 29ª edição do Encontro Técnico da Associação dos Engenheiros, e em meio digital já está disponível para download no endereço eletrônico <http://revistadae.com.br/site/acervo-historico/>

Teremos artigos abrangendo temas bem variados, relacionados diretamente ao ciclo do saneamento, como escassez hídrica, qualidade e tratamento da água, otimização do dimensionamento de redes de distribuição e eficiência de tratamento em reatores UASB, além de temas que indiretamente têm uma importante interface com o saneamento, como drenagem e resíduos sólidos urbanos.

Programe-se para os cursos e treinamentos previstos para o terceiro trimestre de 2018, relacionados na seção Eventos, e leia nossas resenhas na seção Publicações.

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

Engenheira Cristina Knorich Zuffo

Editora Científica

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), Prof^a. Dr^a. Emilia Wanda Rutkowiski (Universidade Estadual de Campinas – Unicamp), Prof. Dr. Marcos Tadeu (USP), Prof^a. Dr^a. Dione Mari Morita (Escola Politécnica da USP), Prof^a. Dr^a. Angela Di Bernardo Dantas (Universidade de Ribeirão Preto/UNAERP). Coordenação da Eng. Cristina Knorich Zuffo (Sabesp).

Capa

Fotógrafo: Altair Nascimento. Cidade de Santos

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>

● Fotógrafo: Altair Nascimento
Cidade de Santos

nesta edição

ARTIGOS TÉCNICOS E REVISÃO DE LITERATURA

5

Otimização da clarificação de águas turvas com sementes de *Moringa oleifera*

Optimization of turbid water clarification with Moringa oleifera seeds

16

Dimensionamento ótimo de redes de distribuição de água com uso de métodos de otimização inspirados na natureza

Optimal water distribution network design using bio-inspired optimization algorithms

32

Avaliações de impactos da urbanização de pequenas bacias nas vazões de base do rio: o caso das bacias do ribeirão Jardim e do córrego da Cachoeira

Addressing the impacts of small watershed urbanization over river baseflows: the case of Jardim stream and Cachoeira creek's watersheds

41

Dupla filtração para o tratamento de água eutrofizada na Região Norte do Brasil

Double filtration for the treatment of eutrophic water in the north region of Brazil

61

Efeito de secas prolongadas nos recursos hídricos de uma região semiárida: uma análise comparativa para o Ceará

Extended drought effects in semi-arid water resources: a comparative analysis for Ceara state

80

Validação do método analítico em CLAE com derivatização pós-coluna para a quantificação de carbamatos em água de abastecimento público

Validation of the analytical method in HPLC with post-column derivatization for the quantification of carbamates in public water supply

95

Análise da eficiência do tratamento de efluentes em reatores UASB em Fortaleza-CE

Efficiency analysis of effluent treatment in UASB reactors in Fortaleza/CE

105

Caracterização física de resíduos sólidos domiciliares em diferentes formas de habitação

Physical characterization of household solid waste at different forms of housing

118

Avaliação do impacto da implantação do sistema de esgotamento sanitário na qualidade da água da Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira, em Joinville, Santa Catarina.

Evaluation of the impact of the implantation of the sewage system on the water quality of the Cachoeira River Basin, in Joinville, Santa Catarina.

132

PUBLICAÇÕES

134

EVENTOS

Otimização da clarificação de águas turvas com sementes de *Moringa oleifera*

Optimization of turbid water clarification with *Moringa oleifera* seeds

• **Data de entrada:**
21/02/2017

• **Data de aprovação:**
04/09/2017

Geraldo Luís Charles de Cangela / Antônio Domingues Benetti*

DOI: 10.4322/dae.2018.019

Resumo

O pó de sementes de *Moringa oleifera* possui a capacidade de coagular e flocular colóides presentes na água. A clarificação depende de fatores como pH inicial, concentração do pó da semente e os tempos de misturas rápida e lenta. Este trabalho objetivou otimizar esses fatores por meio de planejamento experimental pela técnica do Delineamento Central Composto Rotacional (DCCR) e análise pela Metodologia de Superfície de Resposta (MSR). Foram realizados 28 ensaios em Jarreste, sendo usados cor aparente e turbidez como variáveis respostas. Para as condições ótimas, as remoções de cor aparente e turbidez foram de 80% e 94%, respectivamente. A análise dos efeitos principais e das interações das variáveis independentes mostraram que, para a turbidez, os fatores mais significativos foram a concentração de *Moringa*, os tempos de mistura rápida e lenta e a interação entre esses tempos. A análise de variância mostrou que o modelo matemático que melhor se ajustou ao experimento foi o da remoção da turbidez. **Palavras-chave:** *Moringa oleifera*. Delineamento Central Composto Rotacional. Metodologia de Superfície de Resposta.

Abstract

The powder of *Moringa oleifera* seeds has the capability to coagulate and to flocculate colloids present in water. Clarification depends on factors such as pH, powder concentration and rapid and slow mixing times. This work aimed to optimize these factors using the Rotatable Central Composite Design (RCCD) and Surface Response Methodology (SRM). Twenty-eight jarrest assays were performed using apparent color and turbidity as response variables. Under optimal conditions, apparent color and turbidity removals were, respectively, 80% and 94%. Main component analysis and independent variable interactions showed that, for turbidity, the most important factors were the concentration of *Moringa*, the rapid and slow mixing times and the interaction between these times. Analysis of Variance showed that the turbidity removal mathematical model adjusted better to the experimental data. **Keywords:** *Moringa oleifera*. Rotatable Central Composite Design. Surface Response Methodology.

Geraldo Luís Charles de Cangela – Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas (Universidade Federal do Rio Grande do Sul). Environmental and Natural Resources Engineering, Zambeze University, Moçambique.

Antônio Domingues Benetti – Doutor em Engenharia Civil e Ambiental. Professor Titular do Instituto de Pesquisas Hidráulicas (Universidade Federal do Rio Grande do Sul).

***Endereço para correspondência:** Av. Bento Gonçalves, 9500, Caixa Postal 15029, Porto Alegre, RS. E-mail: benetti@iph.ufrgs.br

1 INTRODUÇÃO

O acesso à água potável é essencial à saúde, constituindo-se em uma ação prioritária na proteção à saúde da população (WHO, 2011a). Em 2012, 660 milhões de pessoas no mundo não tinham acesso à água potável (WHO; Unicef, 2014). A OMS estima que 94% das diarreias são causadas por água contaminada e falta de saneamento, provocando cerca de 1,5 milhão de mortes anuais de crianças menores de cinco anos (PRÜSS-USTIN; CORVALÁN, 2006).

Em locais onde não há abastecimento de água por rede de distribuição ou inexistem fontes melhoradas de água, é possível fazer o tratamento de água no ponto de uso para torná-la mais segura para o consumo humano. Vários autores têm descrito métodos de purificação da água em nível familiar ou descentralizado (SOBSEY et al., 2008; PETER-VERBANETS et al., 2009; WHO, 2011b; LOO et al., 2012; RAY; JAIN, 2014). Uma alternativa que pode ser utilizada, em determinadas situações, é a aplicação de pó de sementes de *Moringa oleifera* para clarificar águas turvas. Esse método tem sido estudado por vários autores, em geral, com resultados satisfatórios (NKURUNZIZA et al., 2009; PATERNIANI et al., 2009; LEA, 2010; CAMACHO et al., 2017). A água clarificada pode ser encaminhada para um processo de desinfecção complementar, por exemplo, o método SODIS (EAWAG, 2016). Essa sequência de métodos naturais de tratamento pode ser realizada em nível familiar.

As sementes da *Moringa oleifera* contêm proteínas solúveis em água, de baixo peso molecular, que carregam cargas positivas. Quando o pó das sementes é adicionado a uma água turva, as cargas positivas das proteínas neutralizam as cargas negativas dos colóides presentes (NDABIGENGESSE-RE et al., 1995; SCHWARTZ, 2000).

Uma forma de avaliar quais são os fatores que influenciam um determinado processo, assim como suas interações, é a otimização multivaria-

da (MONTGOMERY, 2009). Essa técnica permite a otimização simultânea dos fatores, diminuindo o número total de ensaios necessários. O método multivariado é comumente empregado na Metodologia de Superfície de Resposta (MSR), na qual a otimização é baseada em delineamento de fatoriais, por exemplo, o Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR) (MONTGOMERY; RUNGER, 2012). Essa metodologia tem tido aplicação em estudos ambientais (LI et al., 2010; MORAVIA, 2010; ZHANG et al., 2009).

2 OBJETIVO

O presente trabalho teve como objetivo otimizar os tempos de mistura rápida e lenta, pH e concentração de *Moringa oleifera* para a clarificação de uma água turva usando o Delineamento Composto Central Rotacional e a técnica de Metodologia de Superfície de Resposta.

3 METODOLOGIA

3.1 Água usada nos testes

A água bruta usada nos testes era proveniente do lago Guaíba, sendo coletada na entrada da estação de tratamento de água Moinhos de Vento (ETMV) em Porto Alegre, RS. Neste local, a água do lago Guaíba apresenta turbidez de aproximadamente 80 NTU e concentrações de *Escherichia coli* entre 10^3 - 10^4 NMP/100 mL.

3.2 Preparo do extrato das sementes de *Moringa oleifera*

As sementes foram obtidas a partir das vagens da planta *Moringa oleifera* coletadas na cidade de Maputo, Moçambique. As sementes foram descascadas e expostas ao sol durante 15 dias. Após a secagem, as sementes foram trituradas com almofariz e pilão. As sementes esmagadas passaram por uma peneira de 0,85 mm de abertura e armazenadas em garrafas de plástico. Doze gra-

mas do pó foram pesados em balança analítica e diluídos em 100 ml de água deionizada. A suspensão foi misturada em agitador magnético durante 30 minutos. Após agitação, o extrato foi filtrado sob vácuo usando um filtro com porosidade de 7,5 µm. O filtrado foi transferido para um balão de Erlenmeyer. A partir desse extrato, volumes compreendidos entre 10 e 30 ml foram usados para os testes de coagulação e floculação.

3.3 Condições de coagulação e floculação em jarrestes

Os experimentos de jarrestes foram realizados para otimizar os seguintes fatores: (1) pH inicial; (2) concentração do coagulante; (3) tempo de mistura rápida (TMR) e (4) tempo de mistura lenta (TML). Os testes foram realizados em um aparelho jarreste da marca Policontrol, modelo FlocControl III, equipado com seis frascos de dois litros. As velocidades de misturas rápida e lenta foram 120 e 20 rpm, respectivamente. Os tempos de MR e ML variaram de 1 a 5 minutos e de 10 a 30 minutos, respectivamente. Em todos os testes, o tempo de sedimentação foi fixado em 120 minutos.

3.4 Planejamento experimental com Delineamento Composto Central Rotacional – DCCR

O experimento foi realizado em DCCR aplicável à Metodologia de Superfície de Resposta para otimizar pH, concentração de *Moringa*, tempos de mistura rápida e lenta, que constituíram as variáveis independentes ($k = 4$). As variáveis respostas ou dependentes no planejamento foram cor aparente e turbidez. Com base no DCCR, houve 16

ensaios fatoriais completos (2^k), 8 ensaios axiais ($2k$) e 4 repetições em ponto central, somando 28 ensaios. O espaçamento axial α foi igual a $(2^k)^{1/4}$. A Tabela 1 apresenta os níveis fatoriais mínimo (-1) e máximo (+1), ponto central (0) e pontos axiais mínimo (-2) e máximo (+2), com os respectivos valores dos fatores controles.

Tabela 1 – Níveis de variação dos fatores no DCCR

Fator controle	Unidade	Símbolo	Níveis				
			-2	-1	0	1	2
pH	-	X1	5,5	6,5	7,5	8,5	9,5
TMR	min	X2	1	2	3	4	5
TML	min	X3	10	15	20	25	30
DOSE	mg/L	X4	650	950	1250	1550	1850

3.5 Determinação da concentração ótima de *Moringa oleifera*, pH, TMR e TML

A Tabela 2 mostra a matriz de tratamento usada na realização dos 28 ensaios de jarrestes. Cada teste consistiu de uma análise multivariada de dados resultantes de combinações de diferentes níveis (-2, -1, 0, 1, 2), cada um representando um valor para as variáveis pH, TMR, TML e dose de *Moringa* (Tabela 1). Os valores dos níveis foram distribuídos entre os pontos fatoriais (16), pontos axiais (8) e centrais (4), conforme mostrado na Tabela 2. Por exemplo, o primeiro ensaio tinha níveis de -1, -1, -1 e -1. A substituição desses números na Tabela 1 indica que os valores de pH, TMR, TML e concentração de *Moringa* foram, respectivamente 6,5, 2 min, 15 min e 950 mg/L. Em cada ensaio, os valores eram repetidos em 5 jarros, sendo o sexto formado pela amostra controle.

Tabela 2 - Matriz de tratamento para os experimentos com 16 ensaios fatoriais, 8 ensaios axiais e 4 repetições em ponto central

Delineamento composto central	Número do ensaio	Fatores controles				Variável resposta (%) [*]
		pH	TMR	TML	Dose	
Fatoriais completos	1	-1	-1	-1	-1	Y ₁
	2	1	-1	-1	-1	Y ₂
	3	-1	-1	1	-1	Y ₃
	4	1	-1	1	-1	Y ₄
	5	-1	1	-1	-1	Y ₅
	6	1	1	-1	-1	Y ₆
	7	-1	1	1	-1	Y ₇
	8	1	1	1	-1	Y ₈
	9	-1	-1	-1	1	Y ₉
	10	1	-1	-1	1	Y ₁₀
	11	-1	-1	1	1	Y ₁₁
	12	1	-1	1	1	Y ₁₂
	13	-1	1	-1	1	Y ₁₃
	14	1	1	-1	1	Y ₁₄
	15	-1	1	1	1	Y ₁₅
	16	1	1	1	1	Y ₁₆
Pontos axiais	17	-2	0	0	0	Y ₁₇
	18	2	0	0	0	Y ₁₈
	19	0	0	-2	0	Y ₁₉
	20	0	0	2	0	Y ₂₀
	21	0	-2	0	0	Y ₂₁
	22	0	2	0	0	Y ₂₂
	23	0	0	0	-2	Y ₂₃
	24	0	0	0	2	Y ₂₄
Pontos centrais	25	0	0	0	0	Y ₂₅
	26	0	0	0	0	Y ₂₆
	27	0	0	0	0	Y ₂₇
	28	0	0	0	0	Y ₂₈

* Representa a % da cor ou turbidez removida da água no ensaio

A cor aparente e a turbidez foram as variáveis respostas analisadas para avaliar a eficiência na clarificação com *Moringa*. Para o modelo matemático quadrático, expresso pela Equação 1, Y e β representam, respectivamente, as variáveis respostas (cor aparente ou turbidez) e os coeficientes da equação. Os pontos ótimos da superfície de resposta foram calculados por meio de um sistema com quatro equações lineares e quatro incógnitas.

$$Y(X) = \beta_0 + \sum_{j=1}^k \beta_j X_j + \sum_{i(j)} \beta_{ij} X_i X_j + \sum_{j=1}^k \beta_{jj} X_j^2 + \varepsilon \quad (1)$$

Sendo: Y(X) = variável resposta; X_i e X_j = variáveis independentes; β₀ = coeficiente do termo independente; β_j = coeficientes dos termos lineares ou fatores principais; β_{ij} = coeficientes das interações; β_{jj} = coeficientes dos termos quadráticos; ε = resíduo.

A análise de resíduos, análise de variância (ANOVA), determinação do coeficiente de determinação (R²) e teste F ou valor-p foram usados para avaliar a significância ou não dos efeitos principais e das interações das variáveis independentes. Análise de regressão e ANOVA foram usados para a validação do modelo matemático. Foi utilizado o software *Statistic 8* para essas análises e determinações (STATSOFT, 2004).

3.6 Remoção de coliformes totais e *Escherichia coli*

Para as condições ótimas de clarificação com *Moringa oleifera* foram medidas as remoções de coliformes totais e *Escherichia coli* em relação à água bruta. Adicionalmente, foram medidas as concentrações desses organismos após passar por um filtro constituído por tecido de algodão dobrado uma vez. O objetivo dessa filtração simples foi remover flocos leves que ficavam em suspensão após o período de sedimentação. O tecido de algodão foi usado para simular toalhas usadas em residências para secagem de louças.

3.7 Métodos analíticos

Turbidez, cor aparente e pH foram medidos, respectivamente, com turbidímetro Hach modelo 2100, colorímetro Digimed modelo DM-COR e pHmetro Digimed modelo DM-2. As concentrações de coliformes totais e *Escherichia coli* foram feitas com o método Colilert Quanti-Tray (IDEXX Laboratories, 2014).



4 RESULTADOS

4.1 Características da água usada nos testes de clarificação com *Moringa oleifera*

Na Tabela 3 são apresentadas as características da água bruta do lago Guaíba no ponto de captação para a estação de tratamento de água Moínhos de Vento. Essa foi a água usada nos testes de clarificação com *Moringa oleifera*.

Tabela 3 - Características da água bruta usada nos testes de clarificação com *Moringa*

Característica	Unidade	Valor
Cor aparente	Pt-Co	224
Turbidez	NTU	80
pH	-	6,6
Sólidos dissolvidos totais	mg/L	665
Alcalinidade	mg/L CaCO ₃	20

4.2 Resultados dos ensaios de jartestes

Os resultados dos 28 ensaios de jartestes planejados de acordo com o Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR) são apresentados na Tabela 4. São mostrados os percentuais de remoções de cor aparente e turbidez para as condições de pH, TMR, TML e concentração do pó das sementes de *Moringa oleifera*.

Tabela 4 - Remoções percentuais de cor aparente e turbidez nos ensaios de clarificação usando pó de semente de *Moringa oleifera* como coagulante

Nº de teste	pH	TMR (min)	TML (min)	Dose de <i>Moringa</i> (mg/L)	Remoção (%)	
					Cor	Turbidez
1	6,5	2	15	950	84	84
2	8,5	2	15	950	84	84
3	6,5	2	25	950	86	86
4	8,5	2	25	950	87	87
5	6,5	4	15	950	84	84
6	8,5	4	15	950	85	85
7	6,5	4	25	950	80	94
8	8,5	4	25	950	90	90
9	6,5	2	15	1550	66	66
10	8,5	2	15	1550	82	82
11	6,5	2	25	1550	75	75
12	8,5	2	25	1550	71	71
13	6,5	4	15	1550	70	70
14	8,5	4	15	1550	68	68
15	6,5	4	25	1550	76	76
16	8,5	4	25	1550	87	87
17	5,5	3	20	1250	80	80
18	9,5	3	20	1250	80	80
19	7,5	3	10	1250	78	78
20	7,5	3	30	1250	84	84
21	7,5	1	20	1250	71	71
22	7,5	5	20	1250	88	88
23	7,5	3	20	650	87	87
24	7,5	3	20	1850	70	70
25	7,5	3	20	1250	85	85
26	7,5	3	20	1250	84	84
27	7,5	3	20	1250	86	86
28	7,5	3	20	1250	84	84

Na Tabela 4, estão ressaltadas em negrito as condições das variáveis controles que proporcionaram a maior remoção de turbidez, que foi de 94% (teste no 7). Essas condições foram: pH = 6,5; TMR = 4 min; TML = 25 min e concentração = 950 mg/L. A remoção de cor aparente para esses valores das variáveis controles foi de 80%. Os valores remanescentes de cor aparente e turbidez, nessas condições, foram, respectivamente, 44,8 mg/L Pt-Co e 4,8 NTU. A máxima remoção de cor aparente, 90%, ocorreu para as mesmas condições das que ocorreram para turbidez, exceto pH inicial, que foi de 8,5. A Figura 1 ilustra visualmente as aparências das águas bruta e clarificadas com *Moringa*.

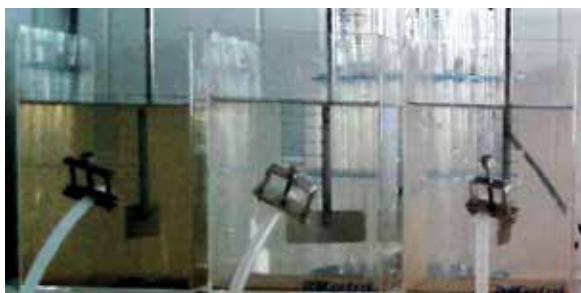


Figura 1 - Aparências das águas bruta (à esquerda) e clarificadas com *Moringa* (à direita). As amostras são do ensaio 7.

4.3 Identificação dos principais fatores responsáveis pela remoção de cor aparente e da turbidez

A Tabela 5 mostra os resultados da Análise de Variância para a variável turbidez. Os valores destacados em negrito mostram que as variáveis independentes que influenciaram a remoção da turbidez foram os tempos de misturas rápida (TMR) e lenta (TML), a concentração de *Moringa* (L) e a interação entre os tempos de misturas rápida e lenta (TMR*TML). Para o nível de significância de 95%, os valores de p foram menores que 0,05. Para cor aparente, os fatores concentração de *Moringa* e tempo de mistura lenta apresentaram efeitos significativos (tabela não mostrada).

A Figura 2 representa o gráfico de Pareto mostrando os efeitos principais e os das interações, sendo consideradas significativas as colunas horizontais que passaram a linha tracejada ($p = 0,05$). As variáveis dose ótima de *Moringa*, TMR e TML, TMR*TML, exerceram maior influência de forma direta a um grau de confiança de 95%.

4.4 Metodologia de Superfície de Resposta

A Metodologia de Superfície de Resposta (MSR) é uma técnica usada na modelagem e na análise em aplicações em que as respostas de interesse sejam influenciadas por muitas variáveis. A validação do modelo matemático é feita estatisticamente por meio da análise de variância, da estimativa dos efeitos principais e das interações das variáveis independentes nas respostas (MONTGOMERY; RUNGER, 2014).

As Equações 2 e 3 representam, respectivamente, as remoções de turbidez e cor aparente, de acordo com os dados experimentais. Os valores destacados em negrito são os estritamente significativos.

Tabela 5 - Análise de variância dos variáveis controles na remoção da turbidez

Fatores	SQ	GL	QM	F	p (0,05)
pH (L)	17,19	1	17,19	0,9	0,36
pH (Q)	22,68	1	22,68	1,18	0,29
TML (L)	127,4	1	127,36	6,63	0,02
TML (Q)	13,06	1	13,06	0,68	0,42
TMR (L)	112,2	1	112,18	5,84	0,03
TMR (Q)	32,79	1	32,79	1,71	0,21
Dose de <i>Moringa</i> (L)	734,7	1	734,69	38,25	0
Dose de <i>Moringa</i> (Q)	49,82	1	49,82	2,59	0,13
pH*TML	5,87	1	5,86	0,31	0,59
pH*TMR	2,02	1	2,02	0,11	0,75
pH*Dose de <i>Moringa</i>	32,88	1	32,88	1,71	0,21
TML*TMR	90,43	1	90,43	4,71	0,05
TML*Dose de <i>Moringa</i>	0,46	1	0,46	0,02	0,88
TMR*Dose de <i>Moringa</i>	1,75	1	1,75	0,091	0,77
Erro	249,7	13	19,21		
SST	1447				
R2	0,83				

Legenda: SQ - soma dos quadrados; GL - grau de liberdade; QM - Quadrados médios; F - teste F calculado; p - nível de significância; TMR - tempo de mistura rápida; TML - tempo de mistura lenta; Q - modelo quadrático; L - modelo linear; SST - soma dos quadrados dos totais; R2 - coeficiente de determinação

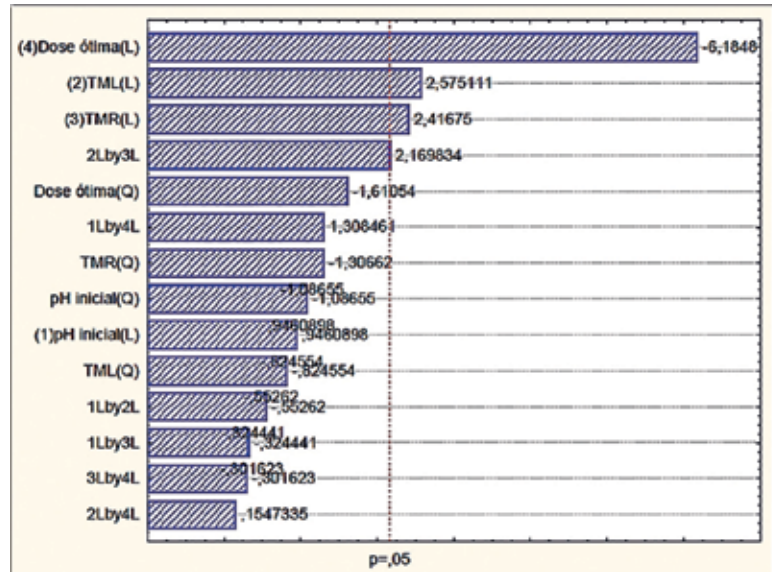


Figura 2 - Gráfico de Pareto para a remoção da turbidez

$$Y_1(X) = 84,59 + 1,69X_1 + 4,61X_2 + 4,32X_3 - 11,07X_4 - 1,94X_1^2 - 1,48X_2^2 - 2,34X_3^2 - 2,88X_4^2 - 1,21X_1X_2 - 0,71X_1X_3 + 2,87X_1X_3 + 4,75X_2X_3 + 0,34X_2X_4 - 0,66X_3X_4 \quad (2)$$

$$Y_2(X) = 71,67 + 0,004X_1 + 5,19X_2 + 2,27X_3 - 4,93X_4 + 1,84X_1^2 - 0,27X_2^2 + 1,20X_3^2 + 1,05X_4^2 - 0,06X_1X_3 - 1,18X_1X_3 + 1,79X_1X_4 + 2,91X_2X_3 + 2,59X_2X_4 + 0,59X_3X_4 \quad (3)$$

Sendo: $Y_1(X)$ e $Y_2(X)$ = remoção da turbidez e da cor aparente (%); X_1 = pH inicial; X_2 = tempo de mistu-

ra lenta; X_3 = tempo de mistura rápida; X_4 = concentração do pó da semente de *Moringa oleifera*

A Tabela 6 mostra a análise de variância (ANOVA) para validação do modelo matemático das variáveis turbidez e cor aparente para o nível de significância de 95%. Os coeficientes de determinação (R^2) do modelo ajustado para a turbidez e cor aparente foram, respectivamente, 0,828 e 0,665. A análise de variância foi significativa para a variável-resposta turbidez, pois o F calculado (4,51) é duas vezes superior ao F crítico (2,23). Para cor aparente, ao contrário, o F calculado (1,87) foi menor que o F crítico (2,23), indicando falta de ajuste do modelo.

Tabela 6 - Análise de variância da turbidez e cor aparente para o modelo quadrático

Fonte de variação	Turbidez					Cor aparente				
	SQ	GL	QM	F _{cal}	F _{cr}	SQ	GL	QM	F _{cal}	F _{cr}
Regressão (R)	1.197,41	17	70,44	4,51	2,32	450,25	17	26,49	1,87	2,32
Resíduos (r)	249,61	16	15,60			226,71	16	14,17		
Falta de ajuste (FA)	246,68	7	35,24	36,06	8,88	224,72	7	32,10	48,43	8,88
Erro puro (EP)	2,93	3	0,98			1,99	3	0,66		
Total	1.447,02	27				676,96	27			
R ²	0,828					0,665				
R ² _{adj}	0,982					0,974				

Legenda: SQ - soma dos quadrados; GL - graus de liberdade; QM - Quadrados médios; F_{cal} - teste F calculado; F_{cr} - teste F crítico

4.5 Superfícies de respostas para a remoção de turbidez

Com base nos modelos, foram elaboradas as superfícies de respostas para a remoção da turbidez, cujo modelo foi mais significativo. As Figuras 3, 4 e 5 mostram as interações entre as variáveis pH, TMR, TML e concentração de *Moringa*, respectivamente, na remoção de turbidez. Nas figuras, as regiões em vermelho mais fortes representam as zonas de maior remoção para turbidez, que foram pH de 6,5, TMR de 4 min, TML de 25 min e concentração de *Moringa* de 950 mg/L.

4.6 Remoção de coliformes totais e *Escherichia coli* em teste de clarificação com *Moringa oleifera*

Um teste usando as condições ótimas de clarificação determinadas nos jarrestes foi realizado para medir as concentrações de coliformes totais e *E. coli* na água clarificada. Esses parâmetros foram medidos, também, após a água clarificada passar por um filtro simples constituído por tecido de algodão dobrado. Os resultados são mostrados na Tabela 7. Nesse teste, os valores de turbidez nas águas bruta, clarificada e filtrada foram, respectivamente, 47,5 NTU, 7,3 NTU e 1,5 NTU.

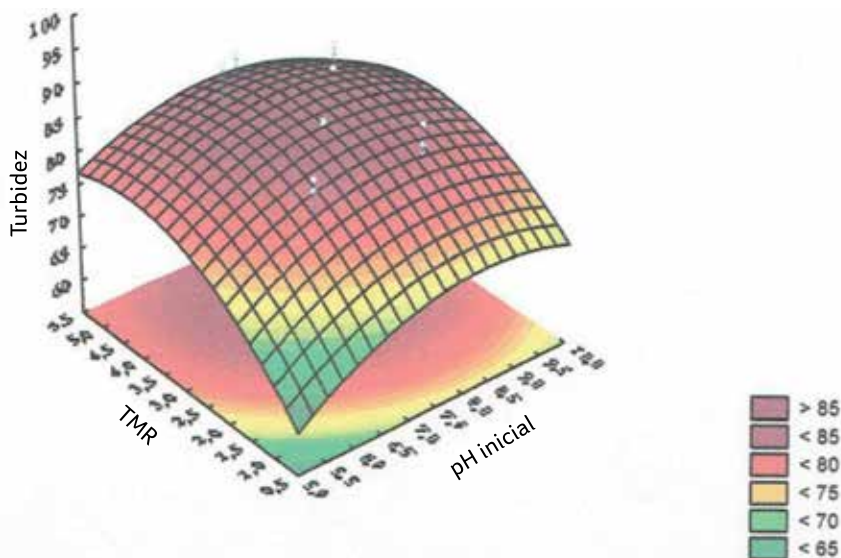


Figura 3 - Curva de superfície de resposta na remoção da turbidez: interação TMR e pH inicial

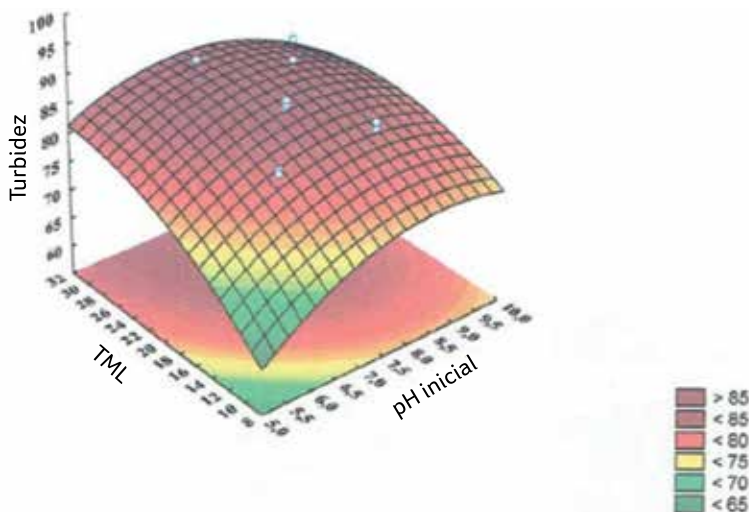


Figura 4 - Curva de superfície de resposta na remoção da turbidez: interação TML e pH

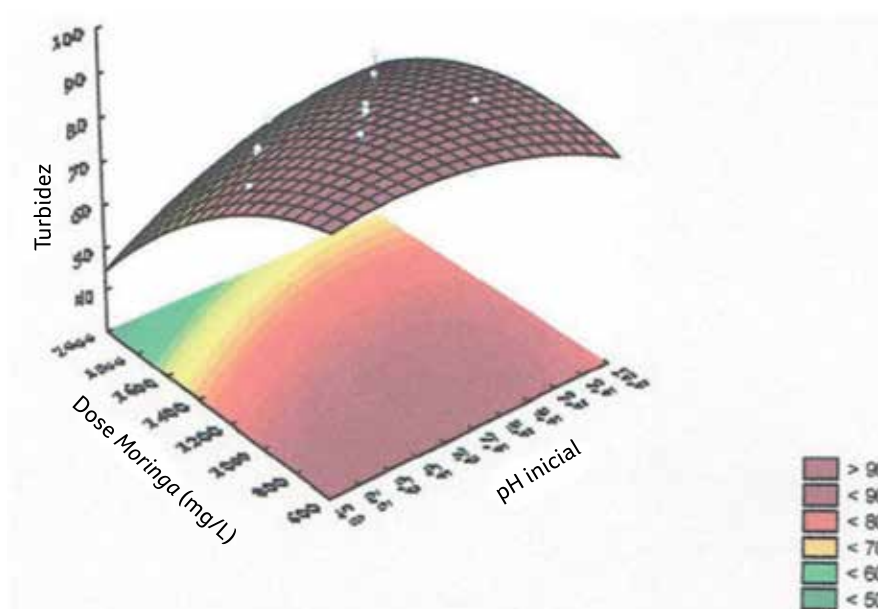


Figura 5 - Curva de superfície de resposta na remoção da turbidez: interação concentração e pH inicial

Tabela 7 - Concentrações de coliformes totais e *E. coli* nas águas bruta e clarificada com *Moringa*, com e sem filtração em tecido de algodão dobrado (concentrações em NMP/100 ml)

Organismos	Água Bruta	Água clarificada com <i>Moringa</i> oleifera			
		Sem filtração	% de remoção	Com filtração	% de remoção
C. Totais	$7,3 \times 10^5$	$2,7 \times 10^4$	96,3	$3,6 \times 10^3$	99,5
<i>E. coli</i>	$2,0 \times 10^3$	$3,1 \times 10^1$	98,5	$1,0 \times 10^1$	99,5

5 DISCUSSÃO

5.1 Resultados dos ensaios de jarrestes

De acordo com os resultados mostrados na Tabela 4, a máxima remoção de turbidez (94%) ocorreu para pH inicial de 6,5, tempos de mistura rápida e lenta de 4 e 25 min e concentração de *Moringa* de 950 mg/L. A máxima remoção de cor aparente, 90%, ocorreu para as mesmas condições das que ocorreram para turbidez, exceto pH inicial, que foi de 8,5. O pH ótimo de coagulação para turbidez, 6,5, foi bastante próximo do pH natural da água bruta, 6,6. Observou-se, nos testes de clarificação, que o pH final da água variava muito pouco em relação ao pH inicial. Por exemplo, o pH final após a clarificação com as condições ótimas foi de 6,3.

Outros autores, usando sementes de *Moringa* para clarificação da água, encontraram remoções similares para turbidez. Nkurunziza et al. (2009) observaram remoções entre 83,2% e 99,8% na clarificação de águas em rios de Ruanda, com turbidez iniciais de 50 e 450 UNT, respectivamente. Pateriani et al. (2009), para água bruta com 100 UNT de turbidez inicial, mediram 92% de remoção após tempo de sedimentação de 30 minutos. Amaral et al. (2006) observaram remoções de 90,8% e 98,1% para águas com turbidez iniciais de 39,9 e 290 NTU, respectivamente. Madrona et al. (2010) também observaram que a remoção de turbidez com *Moringa* é mais elevada para águas com maiores valores de turbidez.

5.2 Análise dos efeitos principais e das interações dos fatores nas variáveis respostas

De acordo com a Tabela 5 e a Figura 2 (diagrama de Pareto), para um nível de significância de 95%, as variáveis independentes que influenciaram a remoção da turbidez foram os tempos de mistura rápida e lenta, a concentração de *Moringa* e a interação entre os tempos de misturas rápida e lenta. A variável pH e as demais interações não apresentaram influência significativa. A concentração de *Moringa* e o tempo de mistura lenta também influenciaram significativamente os resultados de cor aparente.

5.3 Modelo matemático da Superfície Resposta

Após a análise de variância e a estimativa dos efeitos principais, foi possível determinar um modelo matemático polinomial de segunda ordem para as remoções de turbidez e cor (Equações 2 e 3). Os respectivos coeficientes de determinação (R^2) dos modelos ajustados foram 0,828 e 0,665, respectivamente. A análise de variância mostrada na Tabela 6 indicou que o modelo quadrático foi adequado para explicar os efeitos dos fatores independentes na variável-resposta turbidez. Entretanto, o modelo não se ajustou à cor aparente, indicando que outras variáveis omitidas no modelo influenciaram sua remoção.

5.4 Remoção de coliformes totais e *Escherichia coli* em teste de clarificação com *Moringa oleifera*

As concentrações iniciais de coliformes totais e *E. coli*, $7,3 \cdot 10^5$ NMP/100 mL e $2,0 \cdot 10^3$ NMP/100 mL, foram reduzidas para $2,7 \cdot 10^4$ NMP/100 mL e $3,1 \cdot 10^1$ NMP/100 mL, respectivamente, após a clarificação com *Moringa*. Após filtração em um tecido de algodão, as concentrações de coli totais e *E. coli* foram ainda mais reduzidas, para $3,6 \cdot 10^3$ NMP/100 mL e $1,0 \cdot 10^1$ NMP/100 mL, o que corresponde a mais de duas unidades logarítmicas de redução. Microrganismos dispersos na água não são removidos por filtração em tecido (WHO, 2011b); contudo, aque-

les associados a partículas maiores poderão ficar retidos no tecido (Colwell et al., 2003). A turbidez da água bruta, inicialmente de 47,5 NTU, reduziu-se para 7,3 NTU após a clarificação e para 1,5 NTU após a filtração. Com essas características de turbidez, é possível fazer uma etapa complementar de tratamento, por exemplo, por desinfecção solar da água por meio da técnica SODIS (EAWAG, 2016). Com isso seria possível alcançar um padrão microbiológico capaz de tornar a água segura para beber.

6 CONCLUSÕES

Extratos de sementes de *Moringa oleifera* foram usados como coagulante para clarificar água bruta que abastece uma estação de tratamento de água. Usando a técnica de análise fatorial de planejamento experimental, foram realizados 28 jartestes, variando-se as concentrações de pó de semente de *Moringa*, pH e tempos de mistura rápida e lenta. Sob as condições ótimas de concentração do coagulante, pH e tempos de mistura, houve uma remoção de 80% e 94%, respectivamente, para cor aparente e turbidez. A clarificação com *Moringa* permitiu, também, a redução de 99,5% de coliformes totais e *E. coli* após filtração do sobrenadante em tecido de algodão.

O uso do DCCR - MSR mostrou-se útil para a validação dos fatores que exerceram maior influência na remoção de turbidez da água bruta utilizada. A concentração de *Moringa*, os tempos de mistura rápida e lenta e a interação entre os tempos foram os fatores que se mostraram significativos na remoção da turbidez. Foi determinada uma equação quadrática de segunda-ordem para representar o processo, sendo considerada significativa a remoção da turbidez ao nível de confiança de 95%. O valor inicial de pH não afetou de forma significativa a remoção de turbidez.

Os ensaios realizados demonstraram o potencial do uso de *Moringa oleifera* para clarificar águas turvas. Embora a água clarificada não possa ser considerada potável, ela apresenta muito melhor qualidade em termos de turbidez, cor aparente,

coliformes totais e *E. coli* que a água bruta. Considerando que a água clarificada possui baixa turbidez, um tratamento adicional por desinfecção solar pode eliminar microrganismos tornando a água potável do ponto de vista microbiológico. A técnica pode ser usada em nível domiciliar ou ponto de uso em situações em que não haja água segura para abastecimento, e onde existam árvores de *Moringa oleifera* para coleta de sementes.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMARAL, L.A.; ROSSI Jr., O.D.; BARROS, L.S.; LORENZON, C.S.; NUNES, A.P. Tratamento alternativo da água utilizando extrato de sementes de *Moringa oleifera* e radiação solar. **Arquivos dos Instituto Biológico**, v. 73, n. 3, p. 287-293, 2006.
- CAMACHO, F.P.; SOUZA, V.S.; BERGAMASCO, R.; TEIXEIRA, M.R. The use of *Moringa oleifera* as a natural coagulant in surface water treatment. **Chemical Engineering Journal**, v. 303, p. 226-237, 2017.
- COLWELL, R.R.; HUG, A.; ISLAM, I.S.; AZIZ, K.M.A.; YUNUS, M.; KHAN, N.H.; MAHMUD, A.; SACK, R.B.; NAIR, G.B.; CHAKRABORTY, J.; SACK, D.A.; RUSSEK-COHEN, E. Reduction of cholera in Bangladesh villages by simple filtration. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States**, v. 100, p. 1051-1055, 2003.
- EAWAG. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology. Department of Water and Sanitation in Developing Countries (SANDEC). **SODIS Manual**. Guidance on Solar Water Disinfection. Dübendorf, 2016.
- IDEXX Laboratories, Inc. **Quant-Tray System**. Westbrook, Maine, 2014 Disponível em: <<http://www.idexx.com/water/water-testing-solutions.html>>. Acesso em: 10.nov.2015.
- LEA, M. Bioremediation of turbid surface water using seed extract from *Moringa oleifera* Lam. (Drumstick) Tree. **Current Protocols in Microbiology**, 16:G:1G.2:1G.2.1-1G.2.14., 2010.
- LI, H.; ZHOU, S.; SUN, Y.; LV, J. Application of response surface methodology to the advanced treatment of biologically stabilized landfill leachate using Fenton's reagent. **Waste Management**, v. 30, n. 11, p. 2122-2129, 2010.
- LOO, S.; FANE, A.G.; KRANTZ, W.B.; LIN, T. Emergency water supply: a review of potential technologies and selection criteria. **Water Research** v. 46, p. 2125-3151, 2012.
- MADRONA, G.S.; SERPELLONI, G.B.; VIEIRA, A.M.S.; NISHI, L.; CARDOSO, K.C.; BERGAMASCO, R. Study of the effect of saline solution on the extraction of the *Moringa oleifera* seed's active component for water treatment. **Water, Air and Soil Pollution**. v. 211, p. 409-415, 2010.
- MONTGOMERY, D.C. **Design and Analysis of Experiments**. 8th ed. Wiley: New Delhi, 2009.
- MONTGOMERY, D.C.; RUNGER, G. C. **Estatística Aplicada e Probabilidade para Engenheiros**. 5^a ed. LTC, Rio de Janeiro, 2012.
- MORAVIA, W. G. **Avaliação do tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de processo oxidativo avançado conjugado com sistema de separação por membranas**. 2010. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos), Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- NDABIGENGESERE, A.; NARASIAH, K.S.; TALBOT, B.G. Active agents and mechanism of coagulation of turbid waters using *Moringa oleifera*. **Water Research**, v. 29, n. 2, p. 703-710, 1995.
- NKURUNZIZA, T.; NDUWAYEZU, J. B.; BANADDA, E. N.; NHAPI, L. The effect of turbidity levels and *Moringa oleifera* concentration on the effectiveness of coagulation in water treatment. **Water Science and Technology**, v. 59, p. 1551-1558, 2009.
- PATERNIANI, J. E. S.; MANTOVANI, M. C.; SANTANA, M. R. Uso de sementes de *Moringa oleifera* para tratamento de águas superficiais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, p. 765-771, 2009.
- PETER-VARBANETS, M.; ZURBRÜGG, C.; SWARTZ, C.; PRONK, W. Decentralized systems for potable water and the potential for membrane technology. **Water Research**, v. 43, p. 245-265, 2009.
- PRÜSS-ÜSTÜN, A.; CORVALÁN, C. **Preventing Diseases through Healthy Environments: Towards an Estimate of the Environmental Burden of Disease**. Geneva: WHO press, 2006.
- RAY, C.; JAIN, R. **Low Cost Emergency Water Purification Technologies**. Oxford: IWA Publishing/Elsevier, 2014.
- SCHWARTZ, D. (2000). **Water Clarification Using *Moringa oleifera***. Disponível em: <http://www.deutsch-aethiopischerverein.de/Gate_Moringa.pdf>. Acesso em: 8.out.2016.
- SOBSEY, M.D.; STAUBER, C.E.; CASANOVA, L.M.; BROWN, J.M.; ELLIOT, M.A. Point of use household drinking water filtration: a practical, effective solution for providing sustained access to safe drinking water in the developing world. **Environmental Science and Technology**, v. 42, p. 4261-4267, 2008.
- STATSOFT, INC. **Statistica**, versão 8.0, 2004.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO); UNITED NATIONS CHILDREN'S FUND (UNICEF). **Progress on Drinking Water and Sanitation**. Geneva: WHO press, 2014.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO) **Guidelines for Drinking Water Quality**. 4th ed. GENEVA: WHO press, 2011a.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Evaluating Household Water Treatment Options: Health-Based Targets and Microbiological Performance Specifications**. Geneva: WHO press, 2011b.
- ZHANG, H.; CHOI, H.J.; CANAZO, P.; HUANG, C. P. Multivariate approach to the Fenton process for the treatment of landfill leachate. **Journal of Hazardous Materials**, v. 161, p. 1306-1312, 2009.

Dimensionamento ótimo de redes de distribuição de água com uso de métodos de otimização inspirados na natureza

Optimal water distribution network design using bio-inspired optimization algorithms

- **Data de entrada:**
19/01/2017
- **Data de aprovação:**
13/09/2017

Daniel Manzi^{*}/Thaís Dias de Castro Goulart/Bruno Melo Brentan/Gustavo Meirelles Lima/Edevar Luvizotto Junior DOI:10.4322/dae.2018.020

Resumo

O dimensionamento ótimo de redes de distribuição de água permite a concepção e a instalação dessas utilidades, que são o principal ativo das companhias de saneamento, com menores custos de implantação e atendendo a restrições operacionais como pressões nos pontos de consumo ou velocidades nos trechos. O presente trabalho apresenta metodologia e resultados de aplicação de oito métodos de otimização inspirados na natureza a três redes consagradas na literatura, propondo também três funções distintas de penalização. Os resultados obtidos revelam comportamentos distintos entre os métodos de otimização para as diversas tipologias de rede estudadas e funções de penalização, inclusive em termos de segurança da seleção do método, avaliada em termos da repetitividade das respostas. **Palavras-chave:** Dimensionamento ótimo de redes de distribuição de água. Métodos de otimização de inspiração natural. Otimização metaheurística.

Abstract

The optimal design of water distribution networks (WDN) allows the conception and the installation of these utilities with low costs for their implantation and attending the operational constraints, such as the minimal pressure at consumption nodes or velocity limits in the pipes. The present work presents the methodology and results for the application of eight bio-inspired optimization methods for three WDN benchmarks, testing three different penalty functions. The results reveal a different behavior among the optimization methods for each WDN topology and for each penalty function, also in terms of security of method selection, evaluated by result's repeatability. **Keywords:** Water distribution networks optimal design. Meta-heuristic optimization. Bio-inspired algorithms.

Daniel Manzi – Engenheiro Civil (EEP). Mestre em Hidráulica e Saneamento (EESC-USP). Doutor em Engenharia Civil (Unicamp).

Thaís Dias de Castro Goulart – Engenheira Hídrica (Unifei). Mestre em Meio Ambiente e Recursos Hídricos (Unifei).

Bruno Melo Brentan – Engenheiro Civil (Unicamp). Mestre e Doutor em Engenharia Civil (Unicamp). Pesquisador da Universidade de Lorraine (França).

Gustavo Meirelles Lima – Engenheiro Hídrico (Unifei). Mestre em Engenharia de Energia (Unifei). Doutor 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: dmanzi@gmail.com

1 INTRODUÇÃO

As redes de distribuição de água são responsáveis pelo transporte da água produzida pelas companhias de saneamento até os consumidores finais, constituindo seu principal ativo e centralizando de 80% a 85% de todos os custos empregados na distribuição de água (SWAMEE E SHARMA, 2008).

O dimensionamento de redes de distribuição, utilizando metodologias que permitam obter os menores custos possíveis de implantação e que satisfaçam restrições operacionais (normalmente pressões e velocidades limites), implica em reduções significativas dos custos desses investimentos pelas companhias de saneamento (SWAMEE E SHARMA, 2008).

Desde os primeiros métodos gráficos do início do século XIX, passando pelos métodos de decomposição e linearização em meados do século XX, a maior parte das redes de distribuição concebidas e em operação nos dias de hoje foi dimensionada pela aplicação de métodos práticos, combinando técnicas de tentativa e erro, simplificações e conhecimento pessoal dos projetistas (RAMALINGAM et al., 2002; WALSKI, 2006).

Hoje em dia, a evolução computacional permite resolver as equações de conservação de massa e energia, em sua maioria não lineares, com velocidade e precisão suficientes para que o problema da modelagem hidráulica não seja mais uma barreira ao dimensionamento ótimo de redes de distribuição.

A utilização de técnicas determinísticas no dimensionamento econômico de redes de distribuição de água teve início com Alperovits e Shamir (1977), com linearização do problema e solução por metodologia denominada pelos autores de *Linear Programming Gradient* (LPG).

Simpson et al. (1993) deram os primeiros passos no emprego de técnicas de inspiração natural

no dimensionamento de redes com o desenvolvimento e aplicação dos Algoritmos Genéticos (AG) na década de 1990, seguidos por Cunha e Souza (2001) com o método denominado *Simulated Annealing* (SA).

Desde então, o desenvolvimento e uso de técnicas metaheurísticas na otimização do projeto de redes de distribuição ganharam novos e importantes representantes, como o *Ant Colony Optimization* (ACO) em 2003 (Maier et al.; 2003), o *Harmony Search* (HS) em 2006 (GEEM; 2006) e *Particle Swarm Optimization* (PSO) em 2006 (SURIBABU E NEELAKANTAN; 2006).

O *Artificial Bee Colony* (ABC) (KARABOGA E BASTURK, 2007), o *Flower Pollination Algorithm* (FPA) (YANG, 2012), o *League Championship Algorithm* (LCA) (KASHAN, 2014) e o *Soccer League Competition* (SLC) (MOOSAVIAN E ROODSARI, 2014), estes dois últimos baseados na competição entre jogadores e times esportivos durante um campeonato, são exemplos recentes da diversidade do desenvolvimento de métodos metaheurísticos aplicados a problemas de dimensionamento ótimo em redes de abastecimento. Tais aplicações têm apresentado boas habilidades de convergência, com menores ocorrências de mínimos locais, mesmo com a característica dos métodos heurísticos de não garantir a ocorrência de um ótimo global (MORA-MELIA et al., 2015).

A seleção dos métodos mais adequados aos problemas de abastecimento de água dentre os diversos disponíveis na literatura, com avaliação do custo computacional envolvido e do adequado atendimento às restrições físicas, tem recebido atenção tanto da academia como das companhias enquanto fator estratégico para a universalização do abastecimento de água.

Van Dijk et al. (2008) compararam resultados obtidos na otimização de redes com uso de AG e o simulador hidráulico EPANET *toolkit* (ROSSMAN, 2000) para três redes de benchmarking,

concluindo pelo bom desempenho do simulador e do método de otimização selecionado para o problema.

Reca et al. (2008) avaliaram o desempenho de diferentes métodos metaheurísticos de otimização de redes de distribuição aplicados a duas redes de pequena e média dimensões (32 e 443 nós, respectivamente), com melhor desempenho do AG para as redes menores, mas com custos altos de implantação para todos os métodos avaliados para a rede com maior número de nós.

Mora-Melia et al. (2015) apresentaram resultados da aplicação de quatro métodos heurísticos de otimização aplicados ao dimensionamento ótimo de quatro redes de distribuição de água e propuseram um indicador de eficiência do processo de otimização que relaciona a qualidade da solução final com o esforço computacional necessário para obtê-la. Os autores puderam concluir por uma maior eficiência do HS para redes com menor número de trechos e do *Pseudo Genetic Algorithm* (PGA) para redes maiores, mas também puderam observar que a solução final atingida por cada método pode ser consideravelmente influenciada pela definição dos parâmetros de entrada de cada método, pelas características e dimensões de cada problema e pelas funções objetivo empregadas na otimização.

Assim, mesmo que destacadas as boas habilidades dos métodos de inspiração natural aplicados a problemas de otimização, as condições de eficiência computacional, repetitividade de resultados e diversidade de comportamentos dos métodos de otimização heurísticos diante de diferentes tipologias de rede e de funções de

penalização, necessárias pela natureza irrestrita dos métodos heurísticos, ainda não se apresentam completamente definidas. Ou seja, as vantagens e habilidades de cada método, comparado aos demais, ainda é um campo a ser explorado no dimensionamento ótimo de redes de água.

O presente trabalho apresenta abordagem do dimensionamento como um problema de otimização, uma breve discussão de cada um dos oito métodos que serão avaliados e os resultados de aplicação a três redes consagradas na literatura, propondo também três funções distintas de penalização (constante, linear e exponencial).

2 METODOLOGIA

2.1 Formulação do problema

O dimensionamento ótimo de redes de distribuição de água consiste na minimização de uma função objetivo (FO), normalmente ligada ao custo de implantação das tubulações, sujeita a restrições operacionais, como pressões nos nós de abastecimento ou velocidades nos trechos, em um problema típico de otimização não linear e restrito.

A metodologia empregada considerou oito métodos de otimização inspirados na natureza, dentre os quais quatro já consagrados na literatura (AG, PSO, AS e HS) e outros quatro mais recentes e cuja avaliação de desempenho ainda não foi completamente explorada (FPA, ABC, ACO e SLC), utilizando o EPANET *toolkit* como simulador hidráulico, conforme fluxograma geral apresentado na Figura 1.

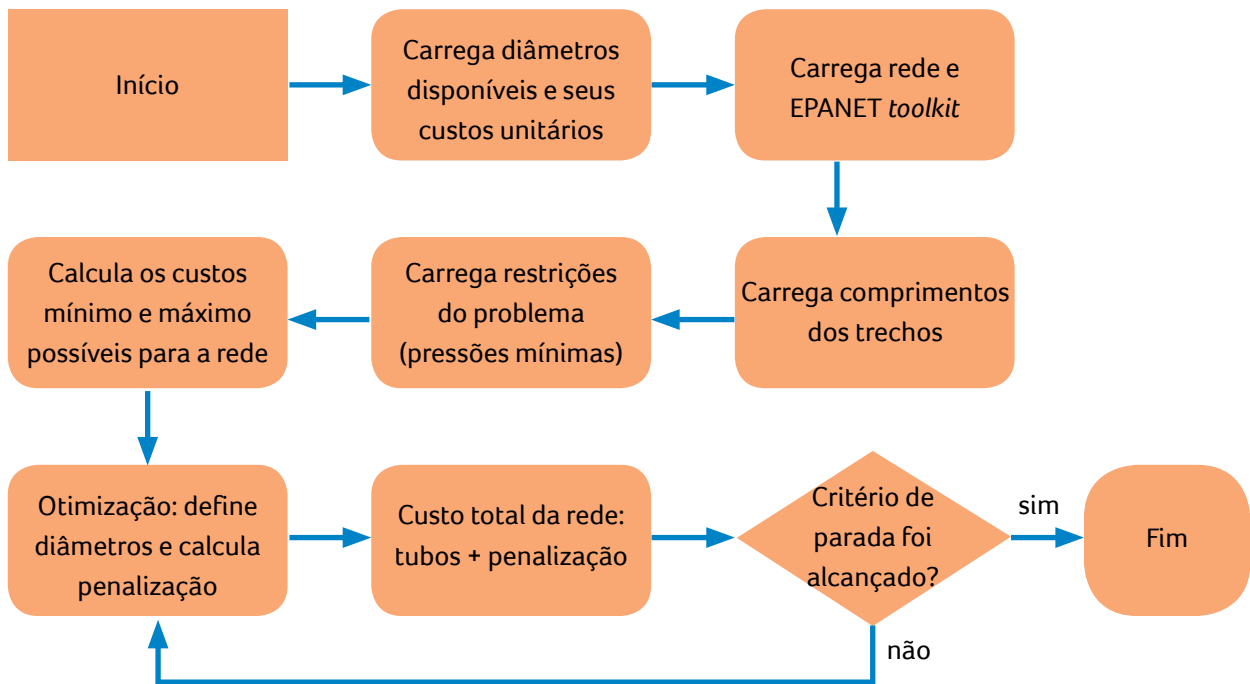


Figura 1 - Fluxograma geral do processo de otimização

A função objetivo empregada para determinação do custo total da rede considera os custos unitários de implantação de cada possível diâmetro da tubulação e os comprimentos de cada trecho da rede, acrescidos de parcela de penalização pelo não atendimento às restrições do problema, conforme Equação (1):

$$FO = f(D) = \sum_{i=1}^{NT} (CT_{D,i} \cdot L_i) + PEN \quad (1)$$

Onde NT é o número de tubos na rede; $CT_{D,i}$ é o custo unitário de cada tubo i ajustado com o diâmetro D ; L_i é o comprimento de cada trecho i ; PEN é o custo de penalização, aplicado sempre que a pressão em um dado nó j , P_j , não atinge o valor necessário $Pmin_j$,

O presente artigo propõe e avalia também três equacionamentos para a penalização PEN : (i) com custo fixo de penalização; (ii) com crescimento linear do custo de penalização ao longo do processo iterativo e; (iii) com crescimento exponencial

do custo de penalização durante a otimização, conforme as equações (2) a (4), respectivamente.

$$PEN1 = \sum_{j=1}^{NN} (C_{máx} * |Pmin_j - P_j|), \quad (2)$$

$$PEN2 = \sum_{k=1}^{N_{iter}} \sum_{j=1}^{NN} \left(\left(C_{min} + \left(\frac{C_{máx} - C_{min}}{N_{iter}} \right) * iter_k \right) * |Pmin_j - P_j| \right), \quad (3)$$

$$PEN3 : \sum_{j=1}^{NN} (C_{máx}^{|Pmin_j - P_j|}), \quad (4)$$

Onde NN é o número de nós da rede; C_{min} e $C_{máx}$ são os custos mínimos e máximos da rede, respectivamente; N_{iter} é o número de iterações do processo de otimização; P_j é a pressão no nó j , penalizada quando não atingida a carga de pressão necessária para o nó, $Pmin_j$,

Essas diferentes abordagens da aplicação de penalização, quando não há atendimento de restrições físicas, visam a avaliar a influência da variação da penalização no desempenho final dos

diferentes métodos de otimização avaliados dentro do processo de busca. Como alternativa à penalização clássica (Eq. (2)), foram propostas, além de uma variação linear da penalização (Eq. (3)), mais significativa ao longo do processo iterativo, também uma definição exponencial (Eq. (4)), com peso exponencial maior quanto maior a diferença entre a pressão mínima requerida e a atingida no nó. As pressões mínimas nos nós refletem a carga mínima para abastecimento, podendo assumir um valor uniforme para toda a rede ou valores variáveis conforme a exigência de cada nó.

A metodologia apresentada foi aplicada a três redes consagradas pela literatura (Two-loop, Hanoi e NY Tunnel), com 100 repetições de cada aplicação para verificação das condições de repetibilidade de cada um dos métodos empregados de otimização, característica importante a ser avaliada quando do emprego de métodos heurísticos, dada sua característica evolutiva a partir de uma população inicial aleatória ou pela presença de parâmetros também aleatórios próprios de alguns métodos de otimização (como o PSO e o FPA).

2.2 Métodos de otimização inspirados na natureza

Os métodos de otimização de inspiração natural são técnicas computacionais baseadas em metáforas físicas ou biológicas que se apresentam como importantes ferramentas na solução de problemas de engenharia. Participam, ao lado de técnicas estocásticas e de aprendizado artificial, do ramo da inteligência computacional baseada na exploração do espaço de busca de um problema de forma não determinística, também conhecido como metaheurística (BROWNLEE, 2011).

Dada a gama de possibilidades de imitação presentes na natureza e pelo aumento na capacidade de processamento computacional das últimas duas décadas, diversos algoritmos de otimização com inspiração natural foram propostos na litera-

tura (RECA et al., 2008; VAN DIJK et al., 2008; MORA-MELIA et al., 2015). Foram selecionados oito métodos de otimização inspirados pela natureza, já apreciados e discutidos pela literatura, considerados em sua formulação original, sem otimização dos algoritmos de implementação, possíveis como no caso do PSO, por exemplo.

2.2.1 Algoritmo Genético - AG

O AG foi uma das primeiras técnicas baseadas na natureza aplicadas em sistemas de abastecimento de água e é inspirado pela evolução, por processos de combinação e mutação, das características genéticas de uma população inicial que contribui com seu material genético (genótipo) proporcionalmente ao seu ajuste ao ambiente (fenótipo), constituindo em gerações sucessivamente mais aptas, até a obtenção de uma população final mais forte (BROWNLEE, 2011).

Simpson et al. (1993) apresentam o processo de otimização do projeto de redes de água com AG a partir de uma população de diâmetros disponíveis para cada trecho, com cada elemento representado de forma binária, que se combinam por processos de reprodução, cruzamento e mutação até uma solução final quase ótima, representada pela população final adaptada.

O AG possui vantagens sobre os métodos tradicionais de otimização ao trabalhar indistintamente problemas estacionários e transitórios, lineares e não lineares ou contínuos e descontínuos, além da possibilidade de paralelismo na sua implementação (KOZIEL E YANG, 2011).

2.2.2 Particle Swarm Optimization - PSO

A inspiração do PSO parte do comportamento social de agrupamento de alguns animais, como pássaros e peixes, cuja metáfora empresta ao problema de otimização a propriedade de percorrer o espaço de busca influenciado pelas característi-

cas das posições anteriores individuais ou em grupo, polarizando as melhores regiões do ambiente até definição de sua melhor área.

Hoje o PSO possui variantes e formulações híbridas a partir do modelo original proposto por Kennedy e Eberhart (1995), com aplicações na otimização e dimensionamento de sistemas (Koziel e Yang, 2011).

Suribabu e Neelakantan (2006) apresentam aplicação do PSO ao problema do dimensionamento de redes de água, onde cada uma das M partículas da população inicial é candidata à solução em um espaço de N dimensões.

A atualização das velocidades de cada partícula é realizada em função de três componentes principais:

- a) Velocidades anteriores da mesma partícula;
- b) Diferença entre a posição da melhor partícula do enxame e a posição de cada partícula (otimização local);
- c) Diferença entre a melhor posição já obtida e a posição de cada partícula (otimização global).

2.2.3 Simulated Annealing - SA

O método SA foi um dos primeiros métodos metaheurísticos desenvolvidos e aplicados em otimização (KIRKPATRICK et al, 1983). Mesmo com processamento relativamente mais lento, quando comparado a outros métodos de otimização, o SA possui boas propriedades de evitar ótimos locais, presentes em boa parte dos métodos tradicionais (KOZIEL E YANG, 2011).

O método é inspirado em processo empregado na metalurgia para aumento da dureza e durabilidade de materiais pelo aumento do número de cristais, mediante aquecimento e resfriamento controlados do material. No fenômeno físico, o aquecimento aumenta a energia entre átomos e os ajuda a se movimentar mais livremente dentro do material,

que se estabiliza em uma configuração mais adequada com o posterior resfriamento lento.

Na metáfora empregada pelo método, cada possível configuração representa a energia interna do sistema. O aquecimento do sistema resulta em uma relaxação do critério de aceitação dentro do espaço que busca que, uma vez resfriado, tem seus critérios de aceitação reduzidos e uma configuração final que representa uma solução global ou próximo a ela (BROWNLEE, 2011).

2.2.4 Harmony Search - HS

O método HS foi desenvolvido por Geem et al. (2001) e é inspirado em músicos que, mesmo que nunca tenham tocado juntos, rapidamente se adaptam por meio de improvisações e encontram harmonia entre os acordes produzidos em cada instrumento.

Na metáfora empregada pelo método, cada músico corresponde a um atributo de uma solução candidata dentro do espaço de busca, enquanto cada instrumento assume a função de limite e restrição das variáveis de decisão, em um processo de pequenas variações e improvisações, até um resultado harmônico (BROWNLEE, 2011).

Na busca da harmonia musical, um músico pode reproduzir um trecho harmônico e conhecido já existente em sua memória, reproduzir algo similar a algo já conhecido ou compor acordes novos ou randômicos. A combinação de ferramentas aleatórias e sucessos anteriores resulta em uma adequada exploração do espaço de busca (KOZIEL E YANG, 2011).

O método foi idealizado para variáveis discretas, sendo posteriormente adaptado para problemas contínuos. Geem et al. (2001) ressaltam, ainda, a boa performance do HS para problemas discretos e combinatórios, o que reforça sua aplicabilidade a problemas de dimensionamento.

2.2.5 Flower Pollination Algorithm - FPA

O FPA, ou simplesmente *Flower Algorithm* (FA), possui metáfora baseada na polinização de flores pela transferência de pólen por agentes polinizadores, como insetos, pássaros, morcegos, moscas e outros animais, tanto em curtas como em longas distâncias, permitindo a ampla exploração do espaço de busca sem prejuízo de pesquisas locais (YANG, 2012).

No método, o incremento de passo ocorre em função da similaridade ou diferença entre tipos de flores, valendo-se da metáfora de que certos polinizadores (como as abelhas) priorizam certas espécies de flores em detrimento de outras, característica definida por Yang (2012) como *Flower Constancy* e importante nos processo global e local de busca.

A polinização pode ocorrer de forma biótica (denominada *cross-pollination*), quando há necessidade de agente polinizador para percorrer longas distâncias, ou abiótica (*self-pollination*) quando a polinização ocorre na mesma planta. A primeira forma apresenta características de busca global enquanto a segunda é local.

2.2.6 Artificial Bee Colony - ABC

O método ABC é baseado no comportamento de abelhas que coletam néctar em longas distâncias, da ordem de quilômetros, em função da quantidade de néctar disponível em cada flor e conforme comunicação entre indivíduos da mesma colônia, informando direção, distância e quantidade de alimento em cada fonte em potencial.

A função de cada abelha é bem definida dentro da colônia, entre aquelas responsáveis pela localização de novas fontes, pela verificação da quantidade de néctar disponível e pela efetiva exploração da fonte de alimento (BROWNLEE, 2011).

Karaboga e Basturk (2007) ressaltam que no ABC a posição das fontes de alimento representa o conjunto de soluções do problema de otimização, enquanto o *fitness* é representado pela quantidade de alimento em cada fonte. Após inicialização aleatória das posições de cada abelha, operária ou inspetora, estas recebem uma modificação probabilística da sua posição em busca de nova fontes e com mais néctar.

2.2.7 Ant Colony Optimization - ACO

A metáfora empregada pelo método ACO é baseada nos feromônios de comunicação das formigas, que direcionam a locomoção antes aleatória de cada elemento da colônia às fontes disponíveis de alimento dentro do espaço de busca. Uma vez localizada a fonte de alimento, sucessivas viagens de transporte são realizadas pelas formigas entre a fonte e a colônia, liberando maior quantidade de feromônio neste caminho.

O inverso também ocorre com o decaimento do feromônio no ambiente após abandonada uma fonte de alimento já esgotada, fazendo com que a colônia escolha sempre o caminho mais produtivo (BROWNLEE, 2011).

Baseado no fato real de que as formigas sempre encontram o caminho mais curto entre seus ninhos e as fontes de alimento, Maier et al. (2003) apresentam aplicação do ACO ao dimensionamento da rede NY Tunnel, com resultados melhores que o AG tanto em termos do custo final da rede como no número de avaliações da função objetivo.

2.2.8 Soccer League Competition - SLC

A competição entre times e jogadores em campeonatos de futebol foi a metáfora empregada por Moosavian e Roodsari (2014) para desenvolvimento do SLC, no qual uma população inicial, composta pelos jogadores titulares e reservas de cada time, competem entre si em busca de uma

melhoria contínua – tanto de um time em relação aos demais no campeonato como entre os próprios jogadores de um mesmo time.

Para garantir a cobertura adequada do espaço de busca e convergência para uma solução global, o SLC possui quatro operadores:

- 1) Imitação: jogadores iniciantes do time vencedor utilizam atributos do melhor jogador do time e dos demais times do campeonato para melhorar seu desempenho;
- 2) Provocação: jogadores reservas que possuem melhor desempenho substituem, nas próximas partidas, jogadores que não apresentaram bons resultados;
- 3) Mutação: jogadores dos times perdedores são substituídos aleatoriamente para evitar novas derrotas;
- 4) Substituição: esse operador simula a função do técnico do time, que pode experimentar substitui-

ções para melhorar o desempenho do time ou manter jogadores que apresentaram bons resultados.

2.3 Benchmarking

Os métodos descritos de otimização inspirada na natureza foram aplicados a três redes consagradas na literatura para avaliação das suas condições de funcionalidade e eficiência, em termos da minimização da FO, avaliação da eficiência computacional e atendimento às restrições físicas do problema.

2.3.1 Rede Two-Loop

A rede conhecida como Two-loop foi proposta por Alperovits e Shamir (1977), seguida por diversos pesquisadores, consistindo em um importante benchmarking e composta por oito trechos em duas malhas, abastecidos por um reservatório de nível fixo, conforme ilustra a Figura 2.

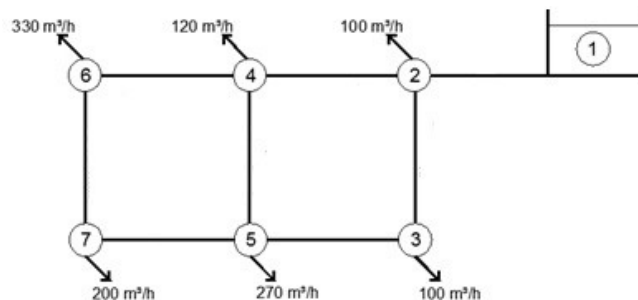


Figura 2 - Rede Two-loop

Todos os trechos da rede possuem 1.000 m de comprimento e coeficiente de perda de carga da Equa o de Hazen-Williams igual a 130, sendo a pressão necessária em cada não de 30 m. O conjunto de tubulações disponíveis para o processo de dimensionamento conta com 14 diâmetros possíveis, variando entre 1" e 16" (VAN DIJK et al., 2008).

2.3.2 Rede Hanoi

A rede denominada Hanoi tem referência no sistema de distribuição de água de cidade hom nima no Vietnã, sendo composta por 32 nós e 34 trechos abastecidos por um reservatório de nível fixo e igual a 100 m, conforme Figura 3.

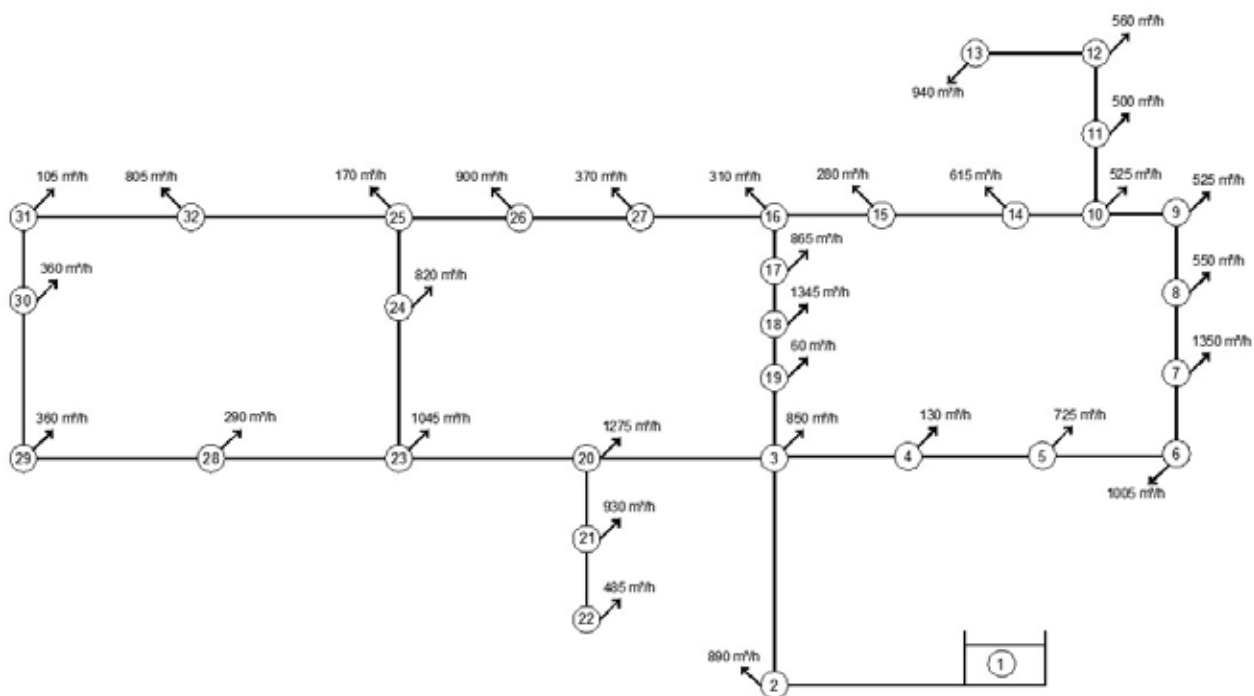


Figura 3 - Rede Hanoi

Para a rede Hanoi, são constantes para todos os nós as cotas de terreno (iguais a zero) e pressões requeridas (30 m), assim como os coeficientes de rugosidade são uniformes para todos os trechos ($C = 130$). Os comprimentos dos trechos, demandas nos nós e custos unitários dos 6 diâmetros possíveis para otimização de cada trecho são apresentados por Van Dijk et al. (2008).

2.3.3 Rede NY Tunnel

O sistema de distribuição de água da cidade norteamericana de Nova Iorque também consiste em importante rede de referência graças à dedicação

de diversos pesquisadores na avaliação de propostas de ampliação do sistema existente, cujo desempenho anterior à ampliação apresenta-se inadequado frente ao aumento da demanda, idade e pressões necessárias (Van Dijk et al., 2008).

A Figura 4 apresenta o sistema original, que é composto por 21 trechos e 20 nós, sendo que todas as tubulações possuem coeficiente de rugosidade de Hazen-Williams, C , constante e igual a 100. O processo de otimização de cada trecho conta com 16 possíveis diâmetros a serem empregados para reforço do sistema, em paralelo a cada trecho existente, inclusive a possibilidade de nenhum reforço (diâmetro nulo).

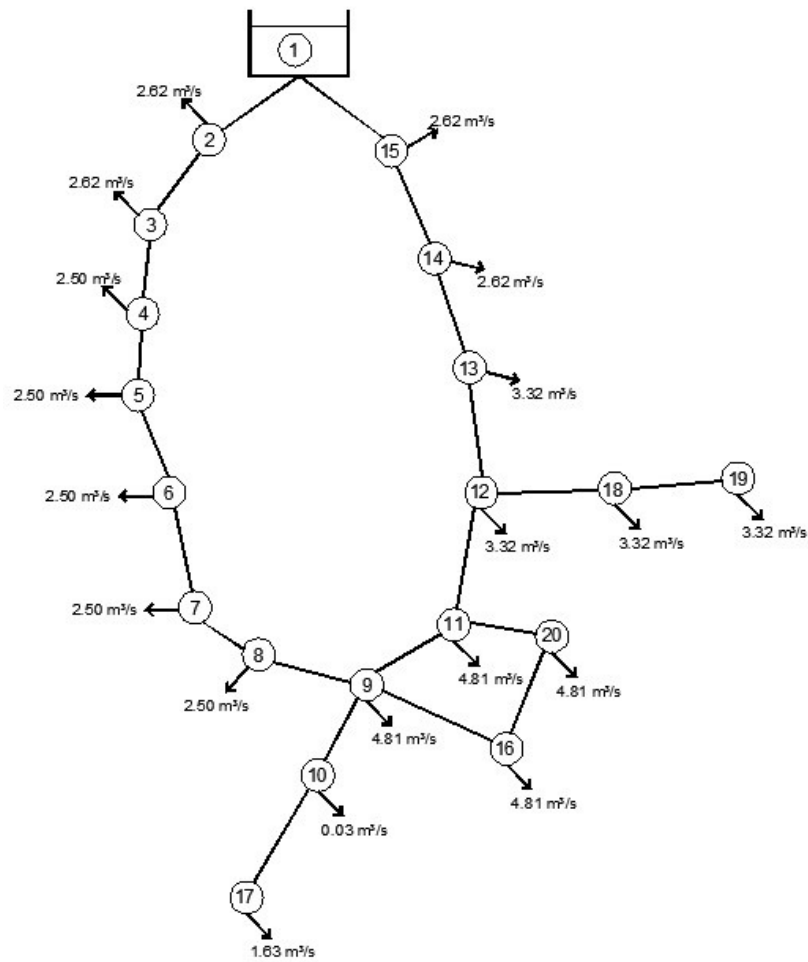


Figura 4 - Rede NY tunnel

2.3.4 Benchmarking para as redes selecionadas

Van Dijk et al. (2008) apresentam resultados de otimização com uso de AG, que empregou penalização em função do diâmetro, comprimento e vazão de cada trecho, em comparação com resultados de outros autores disponíveis na bibliografia,

para as três redes apresentadas, consolidando um importante *benchmarking* para análise dos resultados, conforme relacionado na Tabela 1.

Tabela 1 - Benchmarking para as redes analisadas

Rede	Melhor solução
Two-loop	419.000
Hanoi	6.110.000
NY tunnel	37.100.000

3 RESULTADOS

3.1 Rede Two-Loop

Os resultados da metodologia aplicada à rede Two-loop permitiram observar um melhor desempenho da penalização exponencial (PEN3) com os métodos AG e SLC, porém sem penalização com o AG e penalizando 64% das repetições com o SLC, conforme ilustra a Tabela 2.

Tabela 2 - Resultados obtidos para a rede Two-loop

Método	Função de penalização	Penalização média	Custo médio da rede (sem penalização)	Avaliações da Função Objetivo	Penalização (%)
AG	PEN1	0	420.000	11.701	0
	PEN2	0	420.080	11.474	0
	PEN3	0	419.000	9.901	0
PSO	PEN1	61	485.131	897	2
	PEN2	29.540	475.268	836	12
	PEN3	434	488.356	902	57
SA	PEN1	0	444.460	5.904	0
	PEN2	1.500	430.370	5.425	19
	PEN3	876	427.444	5.878	73
HS	PEN1	0	443.010	1.992	0
	PEN2	15	441.505	1.752	1
	PEN3	633	434.148	1.808	73
FPA	PEN1	0	673.000	46.400	0
	PEN2	0	458.000	54.080	0
	PEN3	0	716.000	78.560	0
ABC	PEN1	0	420.910	12.892	0
	PEN2	0	421.110	12.889	0
	PEN3	327	420.887	12.894	47
ACO	PEN1	0	436.480	1.683	0
	PEN2	0	433.890	1.660	0
	PEN3	665	432.622	1.711	55
SLC	PEN1	0	420.420	11.723	0
	PEN2	0	420.130	10.552	0
	PEN3	290	419.972	12.881	64

Considerando os resultados gerais entre as três funções de penalização empregadas, foi possível observar melhores comportamentos da função PEN1, sem penalizações aplicadas, exceto para o método PSO, com 2% das soluções penalizadas.

O método FPA apresentou valores distantes do benchmarking procurado nas funções PEN1 e PEN3, com fortes evidências de parada precoce do processo de otimização, mesmo diante de um número relativamente alto de avaliações da função objetivo.

O SLC apresentou melhor desempenho entre os métodos de otimização, penalizando em proporção razoável (64% das repetições) apenas na função de penalização PEN3.

3.2 Rede Hanoi

Os resultados obtidos com a rede Hanoi apontam para um melhor desempenho da função de penalização PEN3 em quatro dos métodos de otimização estudados: SA, HS, ABC e SLC, conforme apresentado na Tabela 3.

Tabela 3 - Resultados obtidos para a rede Hanoi

Método	Função de penalização	Penalização média	Custo médio da rede (sem penalização)	Avaliações da Função Objetivo	Penalização (%)
AG	PEN1	0	6.426.072	26.001	0
	PEN2	0	6.543.659	23.010	0
	PEN3	-	-	-	-
PSO	PEN1	0	6.531.268	5.688	0
	PEN2	178.931.179	6.509.020	5.957	5
	PEN3	-	-	-	-
SA	PEN1	0	6.332.893	62.450	0
	PEN2	212	6.339.297	61.156	7
	PEN3	4.203	6.303.962*	61.519	100
HS	PEN1	50	6.319.416	17.701	1
	PEN2	136	6.320.763	17.326	4
	PEN3	4.547	6.281.139*	17.481	100
FPA	PEN1	0	7.201.568	250.750	0
	PEN2	0	7.585.769	310.590	0
	PEN3	-	-	-	-
ABC	PEN1	0.25	6.201.839	217.736	99
	PEN2	0.25	6.200.783*	217.736	100
	PEN3	2.701	6.202.036*	217.736	100
ACO	PEN1	1.149	6.413.239	26.108	2
	PEN2	367	6.425.992	26.257	1
	PEN3	2.748	6.427.892	26.165	56
SLC	PEN1	0	6.208.779	53.166	0
	PEN2	37	6.203.371	55.089	1
	PEN3	1.240	6.171.427*	65.640	100

Nota: * custo médio com penalização

Assim como na rede Two-loop, foi observada parada precoce do FPA, mesmo com um número também excessivamente alto de avaliações da função objetivo.

Foram observados problemas de convergência com o PSO nas funções PEN2, com penalização excessivamente alta. A função de penalização PEN3 não pode ser resolvida com os métodos AG, PSO e FPA por problemas numéricos, dado que o custo de penalização aumentou excessivamente a ponto de impedir a convergência da solução.

Comparados à rede Two-loop, os resultados obtidos para a rede Hanoi mostram uma frequência maior de penalizações para a maioria dos métodos de otimização empregados, possivelmente pela complexidade da rede para o problema de otimização.

Em termos do custo total da rede, os melhores resultados também foram obtidos para a função de penalização PEN3, para os métodos SLC (6.171.427), ABC (6.202.036) e HS (6.281.139), porém com vantagem significativa do HS em termos do número de avaliações da função objetivo que, por sua vez, foi penalizada 100% em todas as situações. Todavia, os resultados obtidos ainda resultaram distantes do *benchmarking* disponível na literatura.

3.3 Rede NY Tunnel

Para a rede NY Tunnel foram observados resultados do custo total da rede muito baixos, principalmente para a função PEN3, como apresentado na Tabela 4, mesmo sem atribuição de nenhum tubo com diâmetro "zero" entre os selecionados.

Tabela 4 - Resultados obtidos para a rede NY tunnel

Método	Função de penalização	Penalização média	Custo médio da rede (sem penalização)	Avaliações da Função Objetivo	Penalização (%)
AG	PEN1	0	34.098.409	14.100	0
	PEN2	310.018	34.049.710	16.019	21
	PEN3	13.200	28.359.735*	17.101	100
PSO	PEN1	0	36.159.842	3.178	0
	PEN2	0	33.248.437	2.717	0
	PEN3	242.507	30.383.398*	44.310	100
SA	PEN1	7.855	48.574.678	47.742	6
	PEN2	4.194.133	96.825.739*	10.686	100
	PEN3	504.859	37.314.104*	47.923	100
HS	PEN1	36.375	43.469.108	9.735	13
	PEN2	40.399	41.334.452	7.925	22
	PEN3	518.467	34.267.613*	8.296	100
FPA	PEN1	0	189.484.352	145.110	0
	PEN2	0	78.550.389	209.370	0
	PEN3	0	83.964.523	169.260	0
ABC	PEN1	0	38.892.176	85.085	0
	PEN2	0	38.892.944	85.085	0
	PEN3	305.393	31.431.862*	85.085	100
ACO	PEN1	14.177	39.118.994	9.969	2
	PEN2	15.241	39.087.195	9.691	3
	PEN3	305.393	31.431.862*	5.985	100
SLC	PEN1	20.361	39.152.896	33.311	14
	PEN2	115.461	39.198.303	31.526	45
	PEN3	0	39.239.771	35.158	0

Nota: * custo médio com penalização

As mesmas características de repetitividade das penalizações observadas para a rede Hanoi estão presentes nos resultados obtidos para a rede NY Tunnel, com presença de penalização em 100% das repetições em ao menos uma das funções testadas para todos os métodos de otimização empregados, com exceção do FPA. Para a rede Hanói, todavia, o AG não produziu solução viável também em função de que o custo excessivo de penalização impediu a convergência da solução.

Os melhores resultados foram observados para a função PEN3 para os métodos ABC e ACO, com valores idênticos de penalização e custo total

da rede (31.431.862), porém com grande diferença entre o número de avaliações da função objetivo, com evidentes vantagens do ACO nesse quesito.

As características de repetitividade dos métodos e funções de penalização avaliados podem ser observadas na Tabela 5, que apresenta para cada situação o número de repetições do menor custo obtido. Os valores em negrito representam os valores obtidos abaixo dos valores de referência (*benchmarking*), com destaque a repetitividade dos baixos valores para os métodos ABC e ACO para a rede NY tunnel.

Tabela 5 - Repetições do menor custo total obtido em cada simulação

Método	Função de penalização	Two-loop		Hanoi		NY Tunnel	
		Menor custo total	Repetições do menor custo (%)	Menor custo total	Repetições do menor custo (%)	Menor custo total	Repetições do menor custo (%)
AG	PEN1	420.000	100%	6.426.072	100%	34.098.409	100%
	PEN2	420.000	99%	6.157.806	7%	33.728.976	33%
	PEN3	419.000	100%	-	-	28.359.735*	100%
PSO	PEN1	419.000	1%	6.135.992	1%	33.469.426	9%
	PEN2	420.000	5%	6.180.066	1%	31.376.620	1%
	PEN3	415.439	1%	-	-	28.359.735*	36%
SA	PEN1	419.000	4%	6.139.585	1%	40.044.609	1%
	PEN2	419.000	12%	6.139.585	1%	52.868.120*	1%
	PEN3	415.000	14%	6.068.701*	1%	31.126.469*	29%
HS	PEN1	419.000	3%	6.105.677	1%	39.432.194	1%
	PEN2	419.000	6%	6.191.774	1%	38.647.602*	2%
	PEN3	415.000	3%	6.143.561*	1%	31.126.469*	14%
FPA	PEN1	673.000	100%	7.201.568	100%	189.484.352	100%
	PEN2	458.000	100%	7.585.769	100%	78.550.389	100%
	PEN3	716.000	100%	-	-	83.964.523	100%
ABC	PEN1	419.000	39%	6.105.677*	1%	38.806.265	72%
	PEN2	419.000	35%	6.096.123*	1%	38.806.265	69%
	PEN3	415.000	53%	6.092.220*	1%	31.126.469*	100%
ACO	PEN1	419.000	6%	6.238.249	1%	38.806.265	2%
	PEN2	419.000	8%	6.272.833	1%	38.647.602	3%
	PEN3	415.000	3%	6.155.933	1%	31.126.469*	100%
SLC	PEN1	419.000	53%	6.081.151	45%	38.806.265	22%
	PEN2	419.000	40%	6.081.151	41%	38.806.265	28%
	PEN3	415.439	62%	6.056.809*	36%	38.806.265	22%

Nota: * custo médio com penalização

4 DISCUSSÕES

Considerando inicialmente a comparação entre métodos de otimização, pela capacidade de gerar uma solução que atenda às restrições de pressão de cada uma das redes, o AG apresenta-se como o melhor método, tendo gerado penalização apenas para a rede NY tunnel com as funções de penalização PEN2 e PEN3.

Tomando como base a rede Two loop, a mais simples nesse estudo, o AG foi o único algoritmo capaz de encontrar, na média das 100 avaliações, um valor próximo ao encontrado na literatura. O FPA foi o único método capaz de gerar soluções sem nenhuma penalização em todas os testes, embora com piores resultados. Esses dois métodos são computacionalmente os mais caros e, junto com ABC e SLC, fazem os maiores números de avaliação da função objetivo. Essa mesma análise de

eficiência segue para a aplicação nas outras redes, onde se nota também o grande número de avaliações feitas pelo ABC e SA. Em contrapartida, PSO, HS e ACO são os algoritmos que em todos os cenários realizam o menor número de avaliações.

Ainda que esses últimos métodos (PSO, HS e ACO) tenham sido computacionalmente mais baratos, eles são os métodos que apresentam menor repetitividade dentro dos 100 testes. É possível notar, a partir dos resultados da função de penalização, que a pior abordagem é exponencial (PEN3), que em grande parte dos casos não é capaz de gerar resultados fora da zona restrita, além de ser inaplicável a alguns métodos. A análise dos resultados permite avaliar que o uso da função PEN1 pode ser a mais adequada para o problema de dimensionamento ótimo, uma vez que é com essa

função que a maior parte de resultados sem restrição são encontrados.

Também em termos de repetitividade, a avaliação do número de repetições dos melhores resultados obtidos em cada simulação mostra vantagem considerável do ABC, com boa repetitividade para todas os métodos e funções de penalização avaliados, com exceção da rede Hanói. A repetitividade dos resultados obtidos para a rede NY tunnel, por sua vez, demonstra queda da repetitividade com o aumento da complexidade da tipologia da rede.

Por outro lado, pode-se notar que o ótimo utilizado como comparação nem sempre é encontrado para a função PEN1, como no caso da rede NY tunnel quando otimizada pelo SLC. Mesmo que as funções PEN2 e PEN3 gerem mais resultados que violem as restrições operacionais, quando comparados com a função PEN1, esses métodos são os responsáveis por encontrar o melhor valor da função objetivo na maioria dos casos.

5 CONCLUSÕES

Dada a natureza irrestrita dos métodos heurísticos, há necessidade de penalização da função objetivo para atendimento às restrições físicas do problema. Os resultados obtidos demonstram que há influência significativa da função de penalização para o resultado final, em termos de custo e convergência.

Em função da natureza aleatória dos métodos heurísticos, foram realizadas 100 repetições de cada simulação, e os resultados indicam comportamentos variados na repetição dos resultados obtidos entre métodos e funções de penalização empregadas, característica importante a ser considerada na seleção segura de método de otimização para fins práticos – quando a repetição não é factível ou viável.

Os resultados obtidos para diferentes tipologias de rede e métodos de otimização apontam para relativa vantagem da função de penalização exponencial (PEN3) que, todavia, mostrou-se de difícil aplicação em alguns casos, como para a rede Hanoi.

A mesma análise com relação aos métodos de otimização empregados revela desempenhos ora vantajosos, ora desvantajosos para cada método em função da tipologia de rede e função de penalização, porém com presença do ABC e do SLC entre os melhores resultados em todas as aplicações realizadas.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALPEROVITS, E.; SHAMIR, U. Design of optimal water distribution systems. **Water Resources Research**. 13:6, 885-900. 1977.
- BROWNLEE, J. Clever Algorithms. **Nature-Inspired Programming Recipes**. 2011.
- CUNHA, M.C.; SOUSA, J. Hydraulic infrastructures design using simulated annealing. **Journal of Infrastructure Systems**. 7(1): 32-39. 2001.
- GEEM, Z.W. Optimal cost design of water distribution networks using harmony search. **Engineering Optimization** 38:03, 259-277. 2006.
- GEEM, Z. W.; KIM, J. H.; LOGANATHAN, G. V. A New Heuristic Optimization Algorithm: Harmony Search, **Simulation**, vol. 76, no. 2, pp. 60-68. 2001.
- KARABOGA, D.; BASTURK, B. A powerful and efficient algorithm for numerical function optimization: artificial bee colony (ABC) algorithm. **J. Glob. Optim.** 39:459-471. 2007.
- KASHAN, A.H. League Championship Algorithm (LCA): An algorithm for global optimization inspired by sport championships. **Applied Soft Comp** 16 (2014) 171-200. 2014.
- KENNEDY, J., EBERHART, R.C.: Particle swarm optimization. In: **Proc. of IEEE International Conference on Neural Networks**, Piscataway, NJ, pp. 1942-1948. 1995.
- KIRKPATRICK, S.; GELETT, C. D.; VECCHI M. P. Optimization by Simulated Annealing. **Science**, vol. 220, no. 4598, pp. 621-630. 1983.
- KOZIEL, S.; YANG, X. S. **Computational Optimization, Methods and Algorithms: Studies in Computational Intelligence**. Vol. 356. Springer. 2011.
- MAIER, H.R.; SIMPSON, A.R.; ZECCHIN, A.C.; FOONG, W.K.; PHANG, K.Y.; SEAH, H.Y.; TAN, C.L. Ant colony optimization for design of

water distribution systems. **Journal of Water Resources Planning and Management**. ASCE. 139 (3): 200-209. 2003.

MOOSAVIAN, N.; ROODSARI, B. K. Soccer league competition algorithm: A novel meta-heuristic algorithm for optimal design of water distribution networks. **Swarm and Evolutionary Computation** 17 (2014) 14-24. 2014.

MORA-MELIA, D.; IGLESIAS-REY, P. L.; MARTINEZ-SOLANO, F. J.; BALLESTEROS-PÉREZ, P. Efficiency of evolutionary algorithms in water network pipe sizing. **Water Resources Management** 26:4817-4831. 2015.

RAMALINGAM, D.; LINGIREDDY, S.; ORMSBEE, L. E. History of water distribution network analysis: over 100 years of progress. **Environmental and Water Resources History**. ASCE 150th Anniversary Conference. 2002.

RECA, J.; MARTÍNEZ, J.; GIL, C.; BAÑOS, R. Application of several meta-heuristic techniques to the optimization of real looped water distribution networks. **Water Resources Management**, 22; 1367-1379. 2008.

ROSSMAN, A. L. (2000). **EPANET 2.0 User's Manual**. Drinking Water Research Division, Risk Reduction Engineering Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency.

SIMPSON, A.R.; MURPHY, L.J.; DANDY, G.C. **Pipe network optimization using Genetic Algorithms**. Proceedings, Specialty Conference of Water Resources Planning and Management Division, ASCE, Seattle, Washington, USA, May, 392-395. 1993.

SURIBABU, C. R.; NEELAKANTAN, T. R. Design of water distribution networks using particle swarm optimization. **Urban Water Journal** 3:2, 111-120. 2006.

SWAMEE, P. K.; SHARMA, A. K. **Design of water supply pipe networks**. John Wiley and Sons Inc. EUA, 2008.

VAN DIJK, M. VAN; VUUREN, S. J. VAN; ZYL, J. E. VAN. Optimizing water distribution systems using a weighted penalty in a genetic algorithm. **Water SA** Vol. 34 No. 5, 537-548. Outubro de 2008.

WALSKI, T. M. A history of water distribution. **Journal of America Water Works Association**. 98: 3, p.110-121. 2006.

YANG, X. Flower pollination algorithm for global optimization, IN: **Unconventional Computation and Natural Computation 2012, Lecture Notes in Computer Science**, Vol. 7445, pp. 240-249. 2012.

Avaliações de impactos da urbanização de pequenas bacias nas vazões de base do rio: o caso das bacias do ribeirão Jardim e do córrego da Cachoeira

Addressing the impacts of small watershed urbanization over river baseflows: the case of Jardim stream and Cachoeira creek's watersheds

- **Data de entrada:**
28/08/2017
- **Data de aprovação:**
14/09/2017

José Anderson do Nascimento Batista*/ Gré de Araújo Lobo/ Eliseu Dias da Silva

DOI: 10.4322/dae.2018.021

Resumo

Este estudo apresenta o comportamento da vazão superficial de duas pequenas bacias para a previsão de impactos de um cenário de urbanização da bacia do ribeirão Jardim, o qual reflete a ocupação da bacia do córrego Cachoeira no presente. O estudo é realizado em duas bacias localizadas entre Valinhos e Vinhedo, SP, sendo a do ribeirão Jardim produtora de água (23,5 km²) e a do córrego da Cachoeira urbanizada (15,0 km²). No segundo ano da implantação do monitoramento já foram observadas diferenças significativas na disponibilidade hídrica das duas bacias. A média da vazão específica de cada bacia não apresenta diferença significativa, devido aos elevados picos de vazão da bacia urbanizada, que compensam sua redução significativa nas vazões mínimas. Foram observadas, ainda, diferenças de 3 a 10 vezes entre as vazões terminais de estiagens máximas esperadas nas duas bacias, com vantagem para a bacia produtora em relação à urbanizada

Palavras-chave: Vazão de base. Monitoramento de pequenas bacias. Conservação ambiental.

Abstract

This study presents the comparison of flowrates in two small watersheds to predict the impacts of urbanization scenarios over the Jardim stream basin, which reflects the occupation of the Cachoeira creek in the present. The study has been developed over two watersheds between the cities of Valinhos and Vinhedo, state of São Paulo, where the Jardim stream is used as water source (23.5 km²) and the Cachoeira creek is predominantly urban (15.0 km²). In the second year of the monitoring program it was clear that there were significant differences in the water availability between those watersheds. The mean specific flowrate does not present significant difference, due to the highly elevated flow peaks in the urban watershed, which compensate its lower minimum flowrates on average. In addition, it has been found that there are differences ranging from 3 to 10 times between the ending flowrates for an expected dry period to both streams, with the higher flow rates found in the water supplier watershed over the urban watershed.

Keywords: Baseflow. Small watershed monitoring. Environmental conservation

José Anderson do Nascimento Batista – Doutor em Ciências da Engenharia Ambiental (USP). Mestre em Engenharia Sanitária (UFRN). Engenheiro Civil (UFRN). Professor Doutor do Departamento de Recursos Hídricos da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Unicamp.
Gré de Araújo Lobo – Doutor em Engenharia Hidráulica (EPUSP). Mestre em Engenharia Hidráulica (EPUSP). Engenheiro Civil (Mackenzie). Engenheiro VI do Departamento de Água e Energia Elétrica (DAEE).

Eliseu Dias da Silva – Engenheiro Civil (UniAnchieta). Tecnólogo (Unicamp). Diretor do Departamento de Operação e Manutenção do Departamento de Água e Esgoto de Valinhos (DAEV).

***Endereço para correspondência:** Rua Saturnino de Brito, 224, Cidade Universitária, Campinas, SP, CEP 13083-889. E-mail: nbatista@fec.unicamp.br.

1 INTRODUÇÃO

A hidrologia básica define pequenas bacias como aquelas em que não ocorre amortecimento significativo da propagação do escoamento de água ao longo do seu canal principal, e a chuva acontece aproximadamente constante ao longo de sua duração. A melhor qualidade da água nas pequenas bacias periurbanas, por sua vez, favorece a captação de água bruta para o abastecimento público. Pequenas bacias, no entanto, de maneira mais frequente, não dispõem de séries fluviométricas históricas, essenciais para uma avaliação apropriada do comportamento da oferta hídrica do sistema. Dois problemas frequentemente decorrentes da falta de conhecimento mais apurado do comportamento da oferta hídrica em captações são 1) o superdimensionamento das estações elevatórias e de tratamento e 2) a alta frequência de interrupções para a manutenção dos equipamentos, devido à falta de referência para identificar a sobrecarga do sistema ao longo da vida útil. Cordery e Cloke (1992) demonstram que estações de tratamento de água projetadas a partir de séries fluviométricas recuperam cinco vezes os investimentos feitos na implantação e operação de estações fluviométricas. Por outro lado, os apelos sociais no sentido de obter maior conhecimento e preservação do recurso hídrico e, ainda, a necessidade de redução dos custos operacionais no setor oferecem campo fértil para a informatização do saneamento. No Brasil a Rede Hidrometeorológica Nacional (ANA, 2009) possui 4.259 estações fluviométricas, das quais 3.577 estão ativas. A rede nacional, no entanto, ainda é pouco aproveitada pelo setor de saneamento, pelo fato de sua distribuição ter sido definida em torno da geração hidrelétrica (SILVEIRA E TUCCI, 1998).

As estratégias de operação e implantação de estações de captação de água para abastecimento são determinadas pelas próprias prestadoras, sujeitas à vazão outorgada pelo sistema

de gerenciamento de recursos hídricos. Neste trabalho, descreve-se o caso do projeto de monitoramento de córregos em Valinhos e Vinhedo, SP, realizado pelo Laboratório de Hidrologia da Unicamp, Departamento de Águas e Esgoto de Valinhos (DAEV) e Departamento de Água e Energia Elétrica do estado de São Paulo (DAEE). O objetivo deste trabalho é avaliar de forma indireta os impactos da urbanização de uma bacia hidrográfica a partir da comparação do comportamento hidrológico do ribeirão Jardim em relação ao comportamento do curso d'água principal de uma bacia hidrográfica circunvizinha em processo mais adiantado de urbanização, qual seja o córrego da Cachoeira.

2 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo localiza-se sobre os municípios de Valinhos (101 mil habitantes) e de Vinhedo (70 mil habitantes), no estado de São Paulo. A área é constituída pelas bacias hidrográficas do ribeirão Jardim e do córrego da Cachoeira, onde se encontram, respectivamente, as represas Moinho Velho e João Antunes dos Santos, do Departamento de Água e Esgoto de Valinhos (DAEV), e o Parque João Gasparini de Vinhedo (Figura 1).

A bacia da seção fluviométrica do ribeirão Jardim possui 23,5 km². A bacia da seção fluviométrica do córrego Cachoeira possui 15,0 km². A precipitação média anual na região é de 1.338 mm. O solo em toda a área é constituído de argissolos. Portanto, ambas as bacias apresentam características de clima e solo equivalentes. Por outro lado, as ocupações das áreas de ambas as bacias hidrográficas possuem características distintas. Ao passo que a área da bacia hidrográfica do ribeirão Jardim possui uma proporção de 18% de vegetação nativa e reflorestamento, a bacia do córrego da Cachoeira apresenta 40% de área urbana, pertencente ao município de Vinhedo.

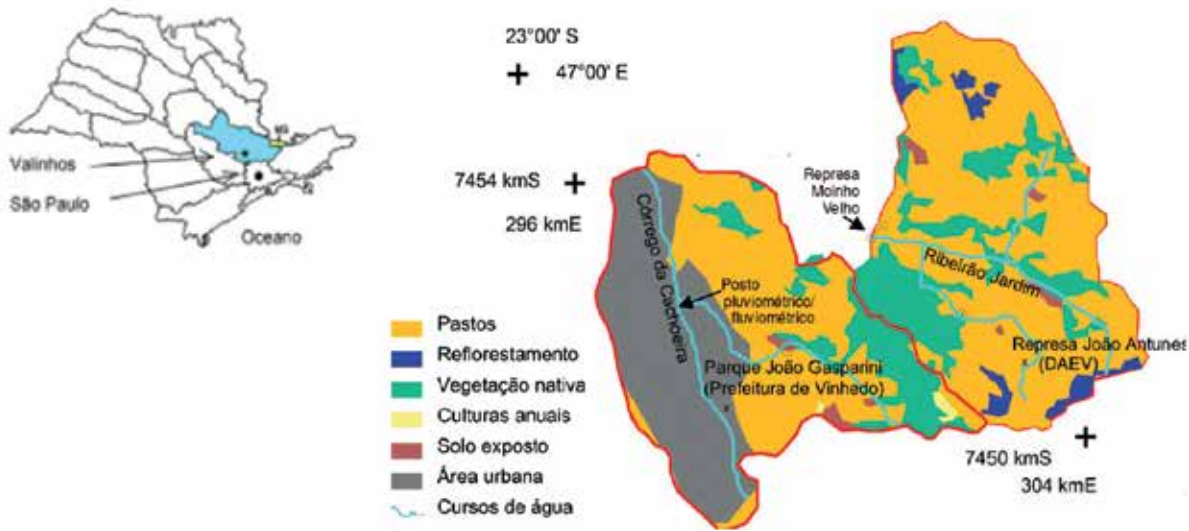


Figura 1 – Localização da área de estudo

3 MATERIAL E MÉTODO

A bacia do ribeirão Jardim possui um pluviômetro, localizado na área administrativa da represa João Antunes dos Santos, às coordenadas 23,0325° S e 46,9665° W, em funcionamento desde 20/02/14 (Figura 2a). O pluviógrafo é do tipo basculante, realiza leituras de 0,1 mm e está programado com resolução temporal de 10 min. O posto dispõe de leituras manuais por proveta em pluviômetro Helmann para dupla verificação das leituras do pluviógrafo. Na bacia do córrego da Cachoeira são encontrados dois pluviógrafos, sendo um localizado no canal do córrego, coordenadas 23.0117° S e 46.9841° W, junto ao posto fluviométrico (Figura 2b), e o segundo no parque João

Gasparini, coordenadas 23,0322° S e 46,969° W, em funcionamento desde 18/09/15 (Figura 2c).

Os postos encontram-se a no máximo 3,0 km do posto pluviométrico E3-017 (coordenadas 23,033° S e 46,967° W), mantido pelo DAEE, cuja série é compreendida de 1936 a 1995. Devido à localização suficientemente próxima entre os postos para desprezar a variabilidade espacial das precipitações e ao curto comprimento das séries estudadas, o posto pluviométrico E3-017 é adotado como referência histórica dos postos monitorados. Portanto as séries estudadas, permitem a análise do comportamento das precipitações mensais em relação às médias mensais históricas. A análise dos períodos de estiagem, por sua vez, foi realizada a partir das precipitações diárias.



Figura 2 – Postos pluviométricos represa João Antunes dos Santos (JAS), córrego da Cachoeira e parque João Gasparini.

A seção fluviométrica do ribeirão Jardim encontra-se em trecho retificado com declividade longitudinal constante e igual a 10,0 m/km. A profundidade do canal é de 2,0 m e a seção trapezoidal tem base 3,5 m e taludes 1,4:1. Não há remanso a jusante da seção e o vertedor opera livre. Devido às características da seção transversal do canal da estação, a seção foi equipada com um vertedor metálico de parede fina com seção composta instalado no fundo do canal e um limnígrafo de pressão (Figura 3). A seção encontra-se equipada e produzindo leituras a partir de 22/05/15, às coordenadas 22.9987° S e 46.9617° W. O local da seção foi definido a 50 m da barragem, onde o escoamento é encontrado fora da zona de perdas de carga localizada devido ao transbordamento do reservatório. O limnígrafo da seção encontra-se 3,0 m a montante do vertedor metálico, de modo a registrar a carga hidráulica de montante do vertedor (y) e evitar interferências na relação cota-descarga do vertedor. A lei do vertedor, por sua vez, é obtida somando-se a vazão por meio de cada setor do vertedor, cuja geometria é caracterizada de forma específica na literatura de Engenharia (PRONI, 1990). Sendo assim, tem-se a combinação de vertedores triangulares (Thomson) e vertedores de Bazin (fórmula de Francis), resultando na seção utilizada.

A Equação 1 expressa o comportamento da seção composta, sendo Q a vazão de escoamento (m^3/s), K uma constante multiplicadora obtida em função das propriedades geométricas da seção do vertedor à lâmina y (-) e y a lâmina de escoamento a montante do vertedor (m). A demonstração da Equação 1 foge do escopo desta nota técnica. O esboço geométrico do vertedor consta na Figura 3b.

$$Q = \sum_{i=1}^5 K_i \left[(y - H_{0_i})^{m_i} \right] \quad \text{Equação 1}$$

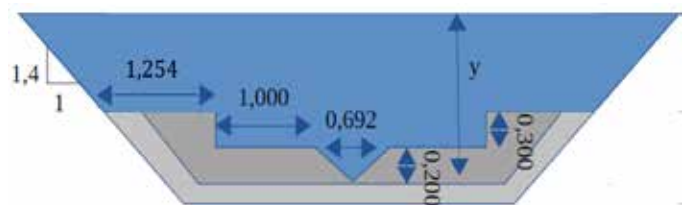
Cada termo i da Equação 1 é avaliado apenas na condição de $y > H_{0_i}$, sendo H_{0_i} a elevação do vertedor em relação ao fundo do canal (m). Os parâmetros K , H_0 e m encontram-se listados na Tabela 1. Esta seção monitora as vazões da bacia do ribeirão Jardim, a jusante da estação de represa Moinho Velho do DAEV.

Tabela 1 – Valores dos parâmetros geométricos e hidráulicos do vertedor do posto fluviométrico do ribeirão Jardim

i	H_0 (m)	K (-)	m (-)
1	0,00	2,40	2,5
2	0,20	-2,40	2,5
3	0,20	3,64	1,5
4	0,50	4,61	1,5
5	0,50	1,40	2,5



(a)



(b)

Figura 3 – Posto fluviométrico do ribeirão Jardim. a) Foto com vista para jusante. Abaixo na foto, régua limnimétrica (vertical) e limnígrafo (parede). Acima, vertedor de parede fina com seção composta. b) Esboço geométrico do vertedor (cotas em metros)

O posto fluviométrico do córrego da Cachoeira encontra-se às coordenadas 23.0117° S e 46.9841° W, instalado à margem de trecho retificado, com paredes e fundo revestidos com concreto. A seção encontra-se equipada e produzindo registros desde 30/01/14. O canal possui seção transversal retangular com largura $B=8,4$ m, altura de 2,95 m e declividade longitudinal, $S_0=0,0064$. O número de Manning foi estimado por intermédio de medição de vazão em regime permanente por flutuadores por $n=0,019+0,001$. O posto encontra-se equipado com limnógrafo de fundo e régua limnimétrica na parede do canal, conforme ilustrado na Figura 4. A relação cota-descarga para o canal em regime permanente corresponde à aplicação da fórmula de Manning no canal. Negligenciando-se a aceleração advectiva, em vista de o canal ser prismático e a aceleração local, pois a variação

da velocidade ao longo do tempo é desprezível devido à duração da onda, tem-se a vazão na seção, Q (m^3/s) dada pela fórmula de Jones (1915), conforme a Equação 2.

$$Q = Q_0 \left[1 - \frac{1}{S_0 c} \frac{\partial y}{\partial t} \right]^{\frac{1}{2}} \quad \text{Equação 2}$$

sendo Q_r a vazão de referência dada pelo regime permanente uniforme (m^3/s) correspondente à lâmina de escoamento y (m). O termo celeridade c (m/s) é dado por $c=bV$, sendo b a constante de proporcionalidade entre a velocidade média na seção (m/s) e a celeridade, $b=5/3$ (-). O gradiente $\partial y/\partial t$ é aproximado pela diferença de lâmina d'água no limnómetro dividido pelo intervalo de tempo entre as respectivas leituras limnimétricas.



Figura 4 – Posto fluviométrico do córrego da Cachoeira. Sentido do escoamento da direita para a esquerda da figura. À direita, régua limnimétrica. À esquerda, limnógrafo.

O critério mais utilizado para a segmentação de períodos de recessão em análises de séries de vazão mínima é adotar início e término do período de recessão de vazão mínima a cada par consecutivo de máxima e mínima, respectivamente (e.g. VOGEL E KROLL, 1992; STOELZLE et al.,2013). Por

outro lado, segundo Tallaksen (1995), os períodos de recessão da vazão mínima são definidos com menos interferências durante estiagens maiores que sete dias. A identificação de períodos de recessão da vazão mínima compreendido pelos respectivos períodos de estiagem permite

a triagem de recessões de maneira mais apropriada, diretamente relacionada às condições de ausência de chuvas e às propriedades hidráulicas do solo. A curva de recessão é determinada a partir da equação da continuidade para a recessão do armazenamento em função da vazão efluente do aquífero, $dS/dt = -Q(t)$ (e.g. BEAR, 1972). Logo, o coeficiente de recessão é obtido pela expressão:

$$k = -\frac{1}{t-t_0} \ln \frac{Q}{Q_0} \quad \text{Equação 3}$$

sendo $S = kQ$ a lei de armazenamento no aquífero, conforme a lei de Darcy; $t - t_0$ o intervalo de tempo em dias entre as leituras de vazão mínima diária, Q e Q_0 , e k é o coeficiente de recessão em dia^{-1} .

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

O período de monitoramento analisado para o córrego da Cachoeira corresponde ao início do monitoramento em 20/02/14 ao final do ano de 2015. O período de monitoramento analisado para o ribeirão Jardim compreende do início em 22/05/15 ao final do ano de 2015. Existem quatro períodos de interrupções no monitoramento no ribeirão Jardim que não foram levados em conta para a obtenção

das curvas de recessão, entre 15/07 e 06/08, 14/08 e 20/08, 07/11 e 26/11, 15/12 e 18/12. O monitoramento do córrego da Cachoeira possui dois períodos de interrupção, entre 19/06/14 a 02/07/14 e entre 16/05/15 e 01/10/15.

4.1 Vazões mensais

A vazão específica média mensal ($\text{m}^3/\text{s}.\text{km}^2$) apresenta valores próximos entre as bacias Jardim e Cachoeira, a despeito das ocupações diferenciadas (Figura 5). Essa proximidade entre as vazões médias deve-se aos elevados valores das vazões máximas na bacia do Cachoeira devido à urbanização, que eleva a vazão média a despeito de reduzir a vazão mínima. Por outro lado, a vazão mínima no ribeirão Jardim aproxima-se mais do valor médio, devido à menor flutuação das vazões na bacia. O desvio padrão entre as máximas e as mínimas em relação à vazão média mensal no ribeirão Jardim é observado em $0,0044 \text{ m}^3/\text{s}.\text{km}^2$, que representa um desvio quarenta vezes inferior ao obtido no córrego da Cachoeira, que é $0,203 \text{ m}^3/\text{s}.\text{km}^2$, 45 vezes superior ao ribeirão Jardim. As flutuações das vazões máximas em relação às vazões médias correspondem a coeficientes de correlação 60% e 37%, respectivamente para o ribeirão Jardim e o córrego da Cachoeira.

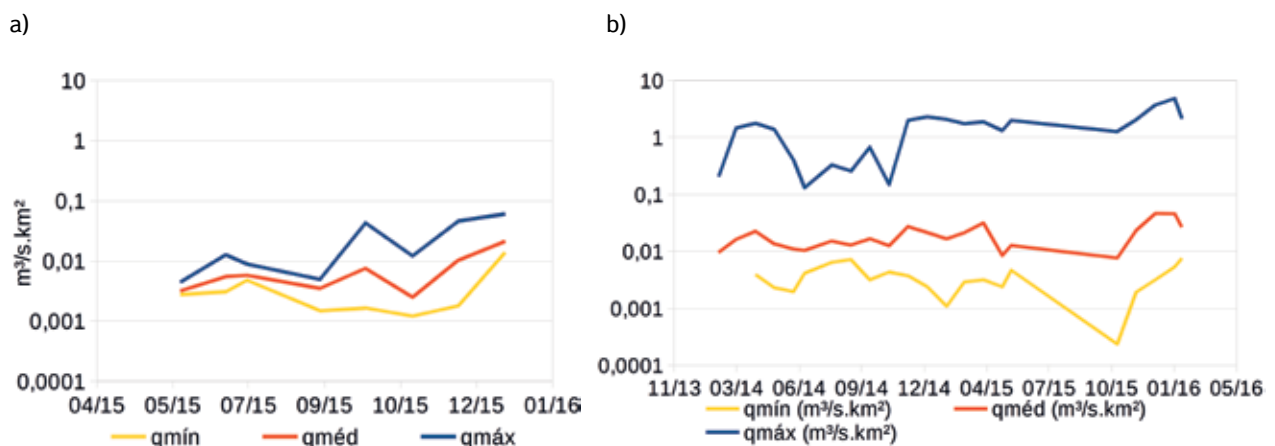


Figura 5 – Série de vazões mínimas, médias e máximas a) no ribeirão Jardim e b) no córrego da Cachoeira.

Os resultados demonstram que as áreas impermeabilizadas da bacia produzem maiores volumes e maiores velocidades de escoamento, as quais implicam diretamente em maiores vazões máximas. Por outro lado, a área urbana, que consiste em áreas de solos compactados e pavimentados, reduz a recarga das águas subterrâneas, as quais estabelecem as vazões mínimas.

4.2 Vazões diárias

Na Figura 6 observa-se a flutuação dos coeficientes de recessão linear, k , obtidos em ambos

os postos. A flutuação e o valor médio do coeficiente de recessão no posto do ribeirão Jardim ($k=0,09 \text{ dia}^{-1}$) observados estão levemente abaixo daqueles observados no posto da Cachoeira ($k=0,22 \text{ dia}^{-1}$). Estiagens superiores a sete dias filtram o número de períodos de recessão para o posto Jardim e o posto Cachoeira respectivamente para 4 e 11 períodos, cujos coeficientes de recessão, k , são avaliados com $0,19 \text{ dia}^{-1}$ e $0,26 \text{ dia}^{-1}$ respectivamente.

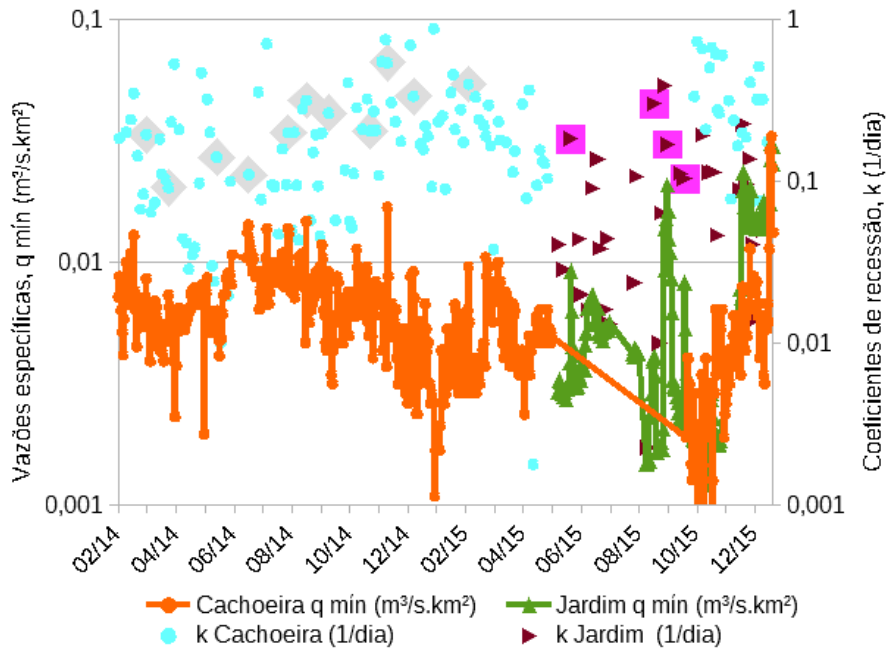


Figura 6 – Coeficientes de recessão linear das vazões mínimas diárias no ribeirão Jardim e no córrego da Cachoeira. Valores de coeficientes de recessão médios independentemente das precipitações, indicados pelos pontos azuis (Cachoeira) e marsala (Jardim). Coeficientes de recessão médios para estiagens superiores a sete dias, losangos cinzas (Cachoeira) e quadrados magenta (Jardim).

As estimativas de coeficiente de recessão permitem que sejam estudados cenários de vazão mínima ao final de um período de estiagem. Na Figura 7, apresentam-se as quedas percentuais de vazão mínima

entre o início e o fim de acordo com diferentes períodos de estiagem, no ribeirão Jardim e no córrego da Cachoeira, estimadas a partir da média dos respectivos coeficientes de recessão superiores a sete dias.

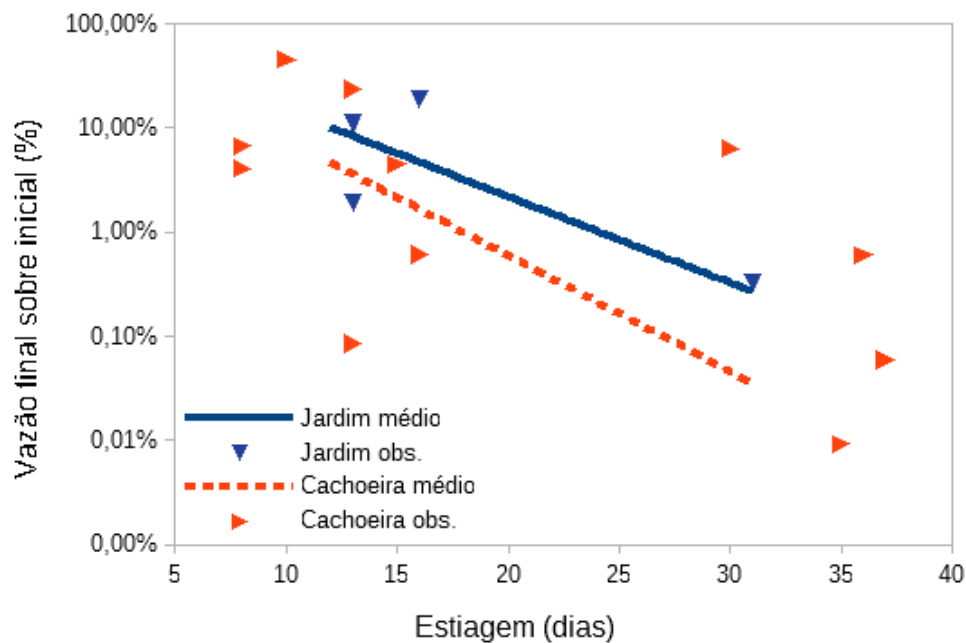


Figura 7 – Porcentagem da vazão final sobre a vazão inicial em períodos de estiagem para o ribeirão Jardim e o córrego da Cachoeira. Linhas contínuas indicam quedas estimadas a partir da média dos respectivos coeficientes de recessão. Pontos em triângulos indicam (para baixo) as quedas observadas no ribeirão Jardim e (para a direita) no córrego da Cachoeira para estiagens superiores a sete dias.

Observa-se na Figura 7 que as vazões mínimas do ribeirão Jardim possuem quedas sistematicamente inferiores às do córrego Cachoeira. Aos doze primeiros dias de estiagem, a vazão no ribeirão Jardim cai a 10%, enquanto no córrego da Cachoeira a vazão cai a 3,2% da inicial, que corresponde a uma vazão específica três vezes superior no ribeirão Jardim. Aos 19 dias de estiagem, a vazão no ribeirão Jardim cai a 2,7%, mantendo ainda uma vazão específica seis vezes superior à do córrego da Cachoeira. Assim, as vazões no ribeirão Jardim são relativamente mais preservadas ao longo do tempo, com razões entre as vazões neste e naquele posto variando entre os cenários de estiagem, entre 3 e 10 vezes as vazões da bacia urbanizada (Cachoeira).

5 CONCLUSÕES

Durante o período estudado, de fevereiro de 2014 a dezembro de 2015, a vazão mínima das bacias do ribeirão Jardim e do córrego da Cachoeira ob-

servou padrões significativamente diferenciados em relação à dispersão dos valores em torno da média. Enquanto as vazões específicas médias de ambas as bacias corresponderam a 0,0038 m³/s.km² e 0,0033 m³/s.km² respectivamente, o desvio médio entre as máximas e as mínimas em relação à vazão média mensal respondeu com 0,0044 m³/s.km² e 0,203 m³/s.km². Portanto, desvios aproximadamente 50 vezes superiores foram encontrados no córrego da Cachoeira. O estudo da curva de recessão entre as bacias demonstrou, ainda, que o coeficiente de recessão da bacia do córrego da Cachoeira (0,29 dia⁻¹) é 50% superior ao da bacia do ribeirão Jardim (0,19 dia⁻¹). Isso significa que, durante estiagens, o ribeirão Jardim possui vazões finais entre 3 a 10 vezes superiores às apresentadas no córrego da Cachoeira. Os resultados obtidos neste período inicial do monitoramento demonstram algumas das diferenças de comportamento na disponibilidade hídrica causadas por diferentes configurações de ocupações do solo.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANA, A.N. de Á., 2009. Sistema de Monitoramento Hidrológico.

Disponível em: <http://mapas-hidro.ana.gov.br/Usuario/mapa.aspx>

BEAR, J., 1972. **Dynamics of fluids in porous media**. American Elsevier, New York.

CORDERY, I., CLOKE, P.S., 1992. Economics of Streamflow Data Collection. **Water Int.** 17, 28–32. doi:10.1080/02508069208686125

JONES, B. E., 1915. A method of correcting river discharge for a changing stage, **U.S. Geological Survey Water Supply Paper**, 375-E, pp117–130.

PROGRAMA NACIONAL DE IRRIGAÇÃO (PRONI). **Estruturas de medição de vazão para pequenos cursos d'água São Paulo**. PRONI /FCTH, 1990. v1.

SILVEIRA, G.L., TUCCI, C.E.M., 1998. Quantificação de vazão em pequenas bacias sem dados. **Rev. Bras. Recur. Hídricos**, 3, 111–131.

STOELZLE, M., STAHL, K., WEILER, M., 2013. Are streamflow recession characteristics really characteristic? **Hydrol. Earth Syst. Sci.** 17, 817–828. doi:10.5194/hess-17-817-2013

TALLAKSEN, L.M., 1995. A review of baseflow recession analysis. **J. Hydrol.** 165, 349–370. doi:10.1016/0022-1694(94)02540-R

VOGEL, R.M., KROLL, C.N., 1992. Regional geohydrologic-geomorphic relationships for the estimation of low-flow statistics. **Water Resour. Res.** 28, 2451–2458. doi:10.1029/92WR01007

Dupla filtração para o tratamento de água eutrofizada na região norte do Brasil

Double filtration for the treatment of eutrophic water in the north region of Brazil

- **Data de entrada:**
23/05/2017
- **Data de aprovação:**
20/09/2017

Sérgio Carlos Bernardo Queiroz*/ Antônio Domingues Benetti/ Luiz Di Bernardo/
Angela Di Bernardo Dantas/ Giulliano Guimarães Silva

DOI: 10.4322/dae.2018.022

Resumo

Devido à crise hídrica atual e tendo em vista o desenvolvimento e a otimização de tecnologias de tratamento de águas para abastecimento público que estejam contaminadas com microrganismos, toxinas e microcontaminantes, o presente trabalho foi realizado com o objetivo de estudar a Dupla Filtração (DF) como alternativa de tratamento de água eutrofizada na região Norte do Brasil. Foi montada uma instalação piloto de dupla filtração composta pelas unidades de pré-cloração, adsorção em carvão ativado pulverizado, filtro ascendente de pedregulho e filtro rápido descendente de areia, os quais funcionaram com taxas de filtração de 120 e 180 m³.m⁻².d⁻¹, respectivamente. A água de estudo apresentou densidade de cianobactérias da ordem de 105 cel.mL⁻¹. Os resultados obtidos mostraram que o tratamento com pré-oxidação com cloro, adsorção em carvão ativado pulverizado, coagulação e dupla filtração produziu água com valores de COT abaixo de 2,0 mg.L⁻¹, turbidez inferior a 0,50 uT, e remoção de células de cianobactérias maior que 99%. As concentrações máximas de subprodutos orgânicos halogenados (SOH) encontrados na água tratada foram menores que os valores limites da Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde.

Palavras-chave: Tratamento de água. Dupla filtração. Carvão ativado pulverizado. Cianobactérias.

Abstract

Due to the water crisis observed during the last years in Brazil and the development and optimization of water treatment technologies for public supply of contaminated sources with microorganisms, toxins and microcontaminants, this research work was carried out aiming the study of double filtration technology as an alternative to the treatment of eutrophicated water in the north region of Brazil. A pilot plant was assembled, which consisted of units of pre chlorination, adsorption in powdered activated carbon, coagulation, upflow gravel prefiltration and downflow rapid sand filtration with filtration rates of 120 and

Sérgio Carlos Bernardo Queiroz – Engenheiro Ambiental pela Universidade Federal do Tocantins. Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (IPH/UFRGS). Doutorando em Tecnologia Ambiental pela Universidade de Ribeirão Preto (Unaerp) Ribeirão Preto - SP. Professor do curso de Engenharia Ambiental da Universidade do Tocantins - UFT.

Antônio Domingues Benetti – Engenheiro Civil. Mestre em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Doutor em Environmental Engineering pela Cornell University. Professor Titular do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Luiz Di Bernardo – Professor titular aposentado da Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (EESC-USP). Diretor da Hidrosan Engenharia.

Angela Di Bernardo Dantas – Engenheira Civil com mestrado, doutorado e pós-doutorado em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC-USP). Professora da Universidade de Ribeirão Preto (Unaerp) Ribeirão Preto - SP. Diretora da Hidrosan Engenharia.

Giulliano Guimarães Silva – Engenheiro Ambiental e Mestre em Ciências do Ambiente pela UFT. Doutorando em Tecnologia Ambiental pela Universidade de Ribeirão Preto (Unaerp) Ribeirão Preto - SP. Professor do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Tocantins (IFTO).

***Endereço para correspondência:** QD 406 N, Conjunto HM 01 LT 01 BL 03 APT. 104. Res. Vinícius de Moraes - Palmas - TO - CEP 77006-492. Telefone: (63) 8422-1664. E-mail: sergiocbq@gmail.com

180 m³.m⁻².d⁻¹, respectively. Concentration of cyanobacteria in the study water was up to 105 cells.mL⁻¹. The results showed the production of final water with total organic carbon concentration lower than 2.0 mg.L⁻¹, turbidity less than 0.5 TU, cyanobacteria removal higher than 99% and concentration of trihalomethanes below the standard limit shown in the Regulatory Ordinance no. 2914/2011 of the Ministry of Health of Brazil

Keywords: Water treatment. Double filtration. Powdered activated carbon. Cyanobacteria.

1 INTRODUÇÃO

Segundo a Agência Nacional de Águas (ANA, 2016), haverá redução na vazão de bacias hidrográficas no Norte e no Nordeste do Brasil, com sérios impactos sobre os diversos usos, como abastecimento humano e industrial, irrigação, produção de energia e serviços ecossistêmicos. As mudanças climáticas poderão acarretar redução de vazão em até 20% nos rios do leste da Amazônia e de 30% na bacia do Tocantins. Nesse cenário de escassez hídrica, reforçado pelas alterações climáticas, esperam-se, dentre outras consequências, mudanças nos padrões da precipitação (aumento da intensidade e da variabilidade da precipitação), o que poderá afetar significativamente a disponibilidade e a distribuição temporal da vazão nos rios.

Silva et al. (2015a) relatam que o abastecimento de água na cidade de Palmas-TO, localizada na Região Norte do Brasil, vem passando por sérios

problemas de ordem quantitativa desde 2005. Segundo dados do Censo (IBGE, 2010), a população da capital aumentou 61,5% na última década. Atualmente, três estações de tratamento de água produzem água tratada nesta cidade. Há dois sistemas supridos por mananciais superficiais (ETA3 e ETA6) e outro por água subterrânea (UTS2). Os dois mananciais superficiais encontram-se com sua vazão comprometida nos períodos de estiagem nos últimos anos. O Ribeirão Taquaruçu se destaca por ser responsável pelo abastecimento de aproximadamente 67% da demanda atual de Palmas e, segundo o monitoramento realizado nos últimos cinco anos pela BRK Ambiental/Saneatins, esse manancial apresentou um pico de vazão máxima de 6.647 L/s em maio de 2015, entretanto, em agosto de 2016 foi observado um valor crítico de 71 L/s, com redução de 81,7% da vazão comparada com o mesmo período de 2015 (ver Figura 1).



Ribeirão Taquaruçu (2016)



Lago a montante da barragem de elevação de nível (2005)

Figura 1: Ribeirão Taquaruçu em 2016 e 2005

Fonte: BRK Ambiental Saneatins/Sustentabilidade: Meio Ambiente e Silva (2005)

Uma das soluções para a cidade de Palmas será a construção de uma nova estação de tratamento de água a ser captada no reservatório da Usina Luiz Eduardo Magalhães (UHE Lajeado). O lago é a mais viável e potencial fonte de abastecimento de Palmas, pois além de possuir um volume da ordem de $5,5 \times 10^6$ bilhões de metros cúbicos, situa-se no perímetro urbano. Entretanto, a qualidade de sua água tem piorado devido às recorrentes florações de cianobactérias, o que exige um controle mais efetivo devido ao fato de alguns gêneros liberarem toxinas, flotarem em decantadores, colmatarem filtros, alterarem parâmetros organolépticos e aumentarem a carga orgânica afluyente à estação.

Dentre as espécies fitoplânctônicas, as cianobactérias merecem atenção especial por parte dos pesquisadores, gestores e usuários dos corpos d'água devido ao seu potencial de produção de substâncias tóxicas ao ser humano e aos animais expostos à água assim contaminada. Para Di Bernardo et al. (2010), a presença desses organismos provoca sérios problemas operacionais em estações de tratamento de água (ETAs) se estas não estiverem preparadas para inativá-los e ou removê-los.

Um dos principais desafios no tratamento da água do reservatório será a implementação de uma tecnologia viável para a remoção de cianobactérias e cianotoxinas, pois já é de conhecimento público a sua ocorrência em diferentes épocas do ano. Segundo Silva et al. (2015b), o primeiro registro de cianobactérias foi realizado por Pereira (2002) durante o enchimento do reservatório da usina hidroelétrica de Lajeado (cidade distante cerca de 52 km ao sul de Palmas) no estado do Tocantins, tendo sido observadas densidades de *Cylindrospermopsis raciborskii* acima de $1,8 \times 10^5$ ind.mL⁻¹. Em outubro de 2002, no mesmo reservatório, Silva et al. (2003) detectaram pela primeira vez a presença de *microcistina* LR produzida por *Microcystisa eruginosa* e *Radiocystis fernandoi* na fração solúvel, com va-

lores situados entre 0,5 e 3,0 µg.L⁻¹ e na fração particulada acima de 3,0 µg.L⁻¹. Outra floração de *C. raciborskii* foi detectada em local próximo à captação no Rio Tocantins cuja água é tratada na ETA da cidade de Tocantínia-TO por Silva et al. (2005). Posteriormente, Silva (2009) avaliou a qualidade da água do braço do ribeirão Taquaruçu nos anos de 2007 e 2008 e registrou florações de cianobactérias com densidade de 237.500 cél.mL⁻¹ em novembro de 2007; de 136.000 cel.mL⁻¹ em junho de 2008, de 126.243 cel.mL⁻¹ em julho de 2008 e de 175.000 cel.mL⁻¹ em novembro de 2008 com as espécies *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Planktothrix cf. planctônica* dominantes durante a avaliação.

Além das cianobactérias, a presença de substâncias húmicas em águas de abastecimento devido à decomposição da matéria orgânica natural (MON) tem recebido a atenção de diversos pesquisadores desde a década de 1970. Quando encontradas em mananciais para abastecimento público e industrial, apresentam aspectos negativos conferindo cor elevada, odor e sabor (TANGERINO & DI BERNARDO, 2005) e, quando o cloro é adicionado à água bruta, ele reage com a MON e pode produzir compostos orgânicos halogenados que podem ser tóxicos, cancerígenos, mutagênicos ou teratogênicos e, em elevadas concentrações e longos períodos de exposição, podem causar danos significativos ao ser humano. Da mesma forma que as substâncias húmicas, os organismos fitoplânctônicos constituem-se também em compostos precursores da formação de SPOs (MONDARDO et al. 2006; DANTAS et al. 2008; PASCHOALATO et al. 2013).

A grande preocupação sobre o funcionamento de ETAs se deve à adoção de tecnologias de tratamento sem o conhecimento da qualidade da água do manancial antes da elaboração do projeto, ou pela falta de proteção do manancial, possibilitando, assim, ações que modifiquem suas características (MONDARDO et al., 2006). Di Bernardo et

al. (2011) destacam ainda a importância da execução de ensaios de tratabilidade para definição das tecnologias de tratamento, sem deixar de lado a segurança na produção de água potável. Geralmente, para águas eutrofizadas e que também apresentam cor verdadeira relativamente alta, a dupla filtração, a floto-filtração e o tratamento em ciclo completo com flotação em lugar da decantação, têm sido considerados tecnologicamente viáveis. Entretanto, é preciso obter os parâmetros por meio da realização de estudos em instalações piloto ou de laboratório, pré-dimensionar as ETAs e quantificar os custos de implantação, de operação e de manutenção para a tomada de decisão.

A tecnologia de dupla filtração (DF) consiste na coagulação, filtração ascendente em pedregulho ou areia grossa, seguida da filtração descendente. Vários estudos sobre a DF com filtro ascendente em pedregulho e em areia grossa sob diferentes condições de qualidade da água bruta como turbidez elevada, ocorrência de picos de turbidez, presença de substâncias húmicas, e de condições operacionais tais como taxas de filtração, densidade algal, número de descargas de fundo intermediárias no filtro ascendente foram realizados nos últimos 30 anos com o intuito de melhor investigar suas reais potencialidades e limitações (DI BERNARDO et al. 2005). Esses autores apresentam com detalhes a tecnologia da DF, os parâmetros de projeto, seu funcionamento para a remoção de turbidez, cor verdadeira e microalgas e cianobactérias com base nos trabalhos realizados por Megda (1999), Gusmão (2001), Kuroda (2002), Saldanha (2002), De Paula (2003), Benini (2003), Dantas (2004), Wiecheteck (2005) e Kuroda (2006), dentre outros.

Vale ressaltar ainda a importância do PROSAB, em 2000, Edital 3 - Tema 1, enfocando o desempenho de sistemas de dupla filtração em escala real e otimização em escala piloto e a influência das condições de floculação no desempenho da filtração direta descendente e dupla filtração. No

Edital 4 - Tema 1, 2003, foi desenvolvido o projeto intitulado “Tratamento de águas superficiais visando à remoção de microalgas, cianobactérias e microcontaminantes orgânicos potencialmente prejudiciais à saúde” com a participação de diversas instituições. Especificamente sobre o emprego da dupla filtração para o tratamento de água eutrofizada, destacam-se os trabalhos realizados por Amaral et al. (2001), Cezar (2000), Sales (2005), Braga (2005), Kuroda (2006), Mondardo et al. (2006), Cerqueira (2008), Queiroz (2010) e Silva (2016).

Considerando que no âmbito do PROSAB (2000, 2003) foram estudados e obtidos resultados satisfatórios com uso de alguns oxidantes, tais como cloro, dióxido de cloro, permanganato de potássio e ferrato de potássio na pré e inter-oxidação no tratamento de água eutrofizada, e pela facilidade da aquisição do cloro na região norte do Brasil, o presente trabalho foi realizado com o objetivo de estudar a dupla filtração precedida pré-cloração e adsorção em carvão ativado pulverizado para água de estudo contendo cianobactérias com densidade superior a 105 cel.mL⁻¹.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Produtos químicos, equipamentos e métodos analíticos

Os produtos químicos utilizados nos ensaios foram: sulfato de alumínio líquido com 7,4% de Al₂O₃ como coagulante; hipoclorito de cálcio granular como oxidante e carvão ativado pulverizado (marca Guaramex, vegetal, umedecido, com número de iodo maior que 800 mg I/gcarvão) como adsorvente.

As análises e exames das amostras foram realizadas segundo os métodos indicados no *Standard Methods* (APHA et al., 2012). No Quadro 1 encontram-se os parâmetros, os equipamentos, os métodos de medição e os limites de detecção.

Quadro 1- Parâmetros, equipamentos, métodos e limites de medição.

Parâmetro	Equipamentos	Método	Limite de detecção	Referência
Cor aparente (uH)	Espectrofotômetro visível, modelo DR/6000, marca Hach	Espectrofotométrico	1	APHA, (2012)
Cor verdadeira (UH)	Espectrofotômetro visível, modelo DR/6000, marca Hach, com filtração a 0,45 µm	Espectrofotométrico	1	
Cianobactérias (cél.mL ⁻¹)	Microscópio invertido NIKON 100F	UTERMÖHL (1958)	1	
Clorofila-a (µg.L ⁻¹)	Espectrofotômetro HACH DR 5000	CETESB (1990)	1	
Carbono orgânico total(mg C.L ⁻¹)	Analizador de Carbono Orgânico Total TOC-L – marca SHIMADZU	Espectrofotométrico Infravermelho não Dispersivo – NPOC	0,001	
Cloro	Espectrofotométrico visível, modelo DR/2000, marca Hach	Espectrofotométrico	0,1 a 2,2	
pH	pHmetro (potenciômetro), modelo 230 - marca Orion	Potenciométrico	0,01	
N-nitrato (mg.L ⁻¹)	Espectrofotômetro HACH DR 5000	HACH (8039)	0,001	
N-nitrito (mg.L ⁻¹)	Espectrofotômetro HACH DR 5000	HACH (8507)	0,001	
N-amoniaco total (mg.L ⁻¹)	Espectrofotômetro HACH DR 5000	HACH (8155)	0,001	
Fósforo total (mg.L ⁻¹)	Espectrofotômetro HACH DR 5000	HACH (8190)	0,001	
Turbidez	Turbidímetro HACH 2100 N	Nefelométrico	0,001	

2.2 Preparação e caracterização da água de estudo

A água de estudo foi proveniente de um braço do lago da UHE Lajeado, local provável de captação

no futuro. Como pode ser observado na Figura 2, esse local encontra-se a jusante do lançamento do efluente de uma estação de tratamento de esgoto (ETE Aureny, composta por lagoas de estabilização).



Figura 2: Localização do ponto de coleta da água de estudo

A qualidade da água nesse braço do lago tem sido monitorada há mais de 10 anos por Silva (2009), que observou picos de florações de cianobactérias em densidade superior a 2×10^5 cel.mL⁻¹. Entretanto, como foram observadas densidades inferiores a 10^4 cel.mL⁻¹ na época de realização do trabalho experimental, a água de estudo foi preparada com a água coletada naquele local mencionado e con-

taminada com extrato de microalgas e cianobactérias de amostras do efluente da ETE Aureny até atingir a densidade da ordem de 10^5 cel.mL⁻¹.

Para cada ensaio, foram coletados 10.000 litros de água do reservatório da UHE Lajeado (ver Figura 2 com as seguintes coordenadas: S 10°17.304' W 48°19.968'), por meio de carro pipa e transferidos para o reservatório de água localizado ao lado da

instalação piloto de dupla filtração (IPDF), localizada junto à ETA 6 de Palmas. As amostras do efluente da ETE Aurenly foram concentradas com uso de rede de plâncton de 25 µm de abertura (ver Figura 3). Em seguida, o inóculo foi transferido e homogeneizado com a água do reservatório de armazena-

mento da água de estudo na instalação piloto de dupla filtração - IPDF (ver Figura 4). Para garantir maior uniformidade, a água de estudo (AE) foi recirculada por meio de um conjunto motor-bomba durante a realização dos ensaios I, II, III e IV.



Figura 3: Inóculo de cianobactérias durante a coleta do efluente da lagoa de estabilização.



(a)



(b)

Figura 4: Fotos ilustrando (a) descarga de água do lago no reservatório de da IPDF e (b) mistura do extrato de algas coletadas na lagoa de estabilização com a água do lago.

3 ENSAIOS DE BANCADA

Foram realizados ensaios de bancada com a água de estudo, utilizando-se equipamento de jarteste e conjunto de filtros de laboratório de areia - FLA. Os testes em bancada definiram as dosagens de sulfato de alumínio e pH de coagulação, de cloro e de carvão ativado pulverizado a serem aplicadas nos ensaios na IPDF conforme metodologia descrita por Di Bernardo et al. (2011).

3.1 Ensaios de coagulação e filtração em bancada

Os ensaios de filtração direta foram realizados com a água de estudo, variando-se a dosagem do sulfato de alumínio (produto comercial líquido com 7,5% Al_2O_3), objetivando-se a determinação do par de valores dosagem de *sulfato x pH de coagulação* que eliminasse a necessidade do uso de acidificante/alcalinizante e cuja turbidez do filtro resultasse inferior a 0,50 uT.

As características dos ensaios foram: mistura rápida: tempo = 30 s e gradiente de velocidade médio = 1.000 s^{-1} ; coletas dos efluentes dos filtros de laboratório de areia (FLA) efetuadas após 20 min e 30 min de filtração com taxa de filtração da ordem de 60 m.d^{-1} (areia dos FLA com grãos de 0,30 a 0,59 mm); leitura de cor aparente e de turbidez das amostras de água filtrada.

3.2 Ensaios da pré-oxidação em bancada para determinação das demandas de cloro

Os ensaios da pré-oxidação com cloro em equipamento de jarteste objetivaram a determinação das demandas de cloro das águas de estudo para posterior dosagem de cloro na IPDF. Foi utilizado hipoclorito de cálcio para a preparação da solução de cloro. As condições dos ensaios foram:

tempo de pré-oxidação (T_{ox}) = 30 min; Gradiente de velocidade (G_{ox}) = 100 s^{-1} . O parâmetro de controle da água após a pré-oxidação e o ajuste fino na dosagem de cloro foram feitos na IPDF até que resultasse residual de cloro de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$.

3.3 Ensaios de adsorção com carvão ativado pulverizado

Os ensaios de adsorção em CAP em equipamento de jarteste visaram à determinação da dosagem de CAP necessária para adsorção de compostos orgânicos presentes nas águas de estudo. Para a preparação da suspensão, adicionou-se 1 g do CAP em 1 L de água destilada em um frasco kitasato, e foi efetuado vácuo por 10 min. As condições dos ensaios foram: tempo de adsorção em CAP = 30 min; Gradiente de velocidade (G_{ox}) = 100 s^{-1} .

4 INSTALAÇÃO PILOTO DE DUPLA FILTRAÇÃO

4.1 Descrição da instalação piloto e montagem

O esquema da instalação piloto de dupla filtração - IPDF, montada nas dependências da ETA6 de Palmas (TO), consistia, basicamente, de: reservatório da água de estudo (1), recalque da AE (2), ajuste da vazão de AE afluente à câmara de nível constante - CNC (3), coluna de pré-oxidação (4), coluna de adsorção em carvão ativado em pó (5), mistura rápida - MR (6), filtração ascendente de pedregulho - FAP (7), filtração rápida descendente FRD (8), reservatório para armazenamento de água filtrada destinada à lavagem dos filtros (9), tanque de produtos químicos (10) e bomba de água para lavagem dos filtros (11).

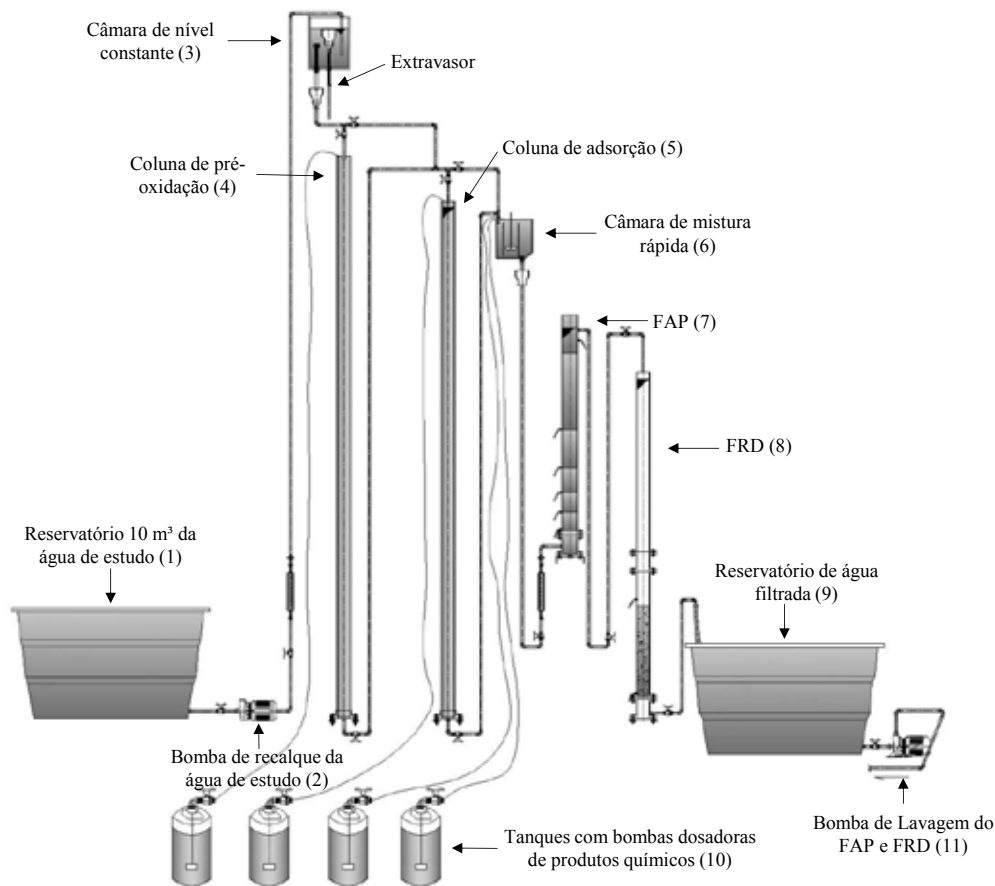


Figura 5 - Esquema geral da instalação piloto de dupla da IPDF

A água de estudo - AE foi bombeada com vazão constante de 90 L/h para a CNC, ajustada por meio de rotâmetro e registro instalados na tubulação de recalque. A AE chegava inicialmente na caixa de nível constante provida de extravasor. Da CNC, a AE podia ou não ser encaminhada à coluna de pré-oxidação (tubo de acrílico, de 110 mm), onde recebia a solução de cloro, resultando um tempo médio de contato de aproximadamente 30 min. Em seguida, a água pré-clorada (ou a água de estudo) podia ou não ser conduzida à coluna de adsorção, na qual era aplicada a suspensão de carvão ativado pulverizado (tubo de acrílico, de 110 mm), com tempo médio de contato da ordem de 32 min. O sistema foi projetado prevendo-se, também, o desvio da AE das unidades de pré-cloração e de adsorção e seu encaminhamento direto para a unidade de mistura rápida. A caixa de

mistura rápida foi feita em acrílico, sendo que na passagem da antecâmara para a câmara de mistura foi adicionada a solução de sulfato de alumínio. Como a paleta do agitador e a câmara de mistura da IPDF são idênticas às do frasco do jarteste, foi possível otimizar o gradiente de velocidade em bancada e aplicar o melhor resultado na IPDF. Uma parte da vazão da água coagulada (aproximadamente 2 L/h) extravasava continuamente, permitindo o controle da dosagem de coagulante e o respectivo pH de coagulação. Após a mistura rápida, a água coagulada era encaminhada ao FAP, e o efluente desta, conduzido para o FRD.

O FAP e o FRD foram montados pela superposição adequada de segmentos de tubos cilíndricos, sendo o FAP de acrílico com diâmetro interno de 113 mm e o FRD de acrílico com diâmetro interno

de 90 mm. O FAP possuía altura total de 1,97 m e foi apoiado sobre outro segmento de tubo de 1,5 m de altura. O seu material granular foi composto por quatro subcamadas de pedregulho de 30 cm de altura cada, com granulometria entre 2,0 e 25,4 mm, dispostas sobre uma placa perfurada, em ordem decrescente no sentido do escoamento. A distribuição da água para lavagem e coleta da água filtrada foi realizada por meio de uma placa com nove orifícios de 4,8 mm localizada na parte superior do fundo falso do filtro. O FRD também possuía uma tela de aço inoxidável com abertura de 0,30 mm, disposta sobre a placa perfurada, com o material filtrante disposto diretamente sobre a mesma. O meio filtrante do FRD foi constituído por areia com as seguintes características: espessura da camada = 0,70 m; tamanho do maior grão = 1,41 mm; tamanho do menor grão = 0,30 mm; coeficiente de esfericidade = 0,80; coeficiente de desuniformidade = 1,6 a 1,7; tamanho efetivo (D_{10}) = 0,42 a 0,45 mm; D_{60} = 0,71 mm; porosidade: 0,42 (conforme Kuroda, 2002).

A IPDF foi provida de derivações nas tubulações de veiculação da AE e de saída da câmara de pré-oxidação, do FAP e do FRD a fim de conduzir continuamente amostras da AE e dos efluentes das unidades com vazões ajustadas por meio de pinças. As vazões afluentes ao FRD foram medidas por meio de rotâmetros e ajustadas utilizando-se registros de agulha instalados nas tubulações de desvios. Os filtros ascendente e descendente possuíam piezômetros, para visualizar a penetração de impurezas no meio granular, visando programar o momento da execução de descargas de fundo intermediárias (DFIs) no FAP e lavagens no FRD.

4.2 Ensaios na IPDF

Após a obtenção dos dados nos ensaios de bancada, foram realizados quatro ensaios na IPDF. Em cada ensaio foi usada uma configuração de tratamento, conforme ilustração do Quadro 2. A duração dos ensaios foi fixada em 36 horas.

Quadro 2: Características dos ensaios realizados na IPDF

Identificação do ensaio	Identificação das fases utilizadas em cada estudo					
	Pré-cloração	CAP	Coagulação	FAP	FRD	Cloração
Ensaio I	-	-	x	x	x	x
Ensaio II	-	x	x	x	x	x
Ensaio III	x	-	x	x	x	x
Ensaio IV	x	x	x	x	x	x

4.3 Pré-operação da IPDF

Antes do início de cada ensaio foram efetuados testes em FLAs com água coagulada na IPDF. O FLA foi posicionado abaixo do ponto de amostragem de água coagulada e operado com taxa de filtração da ordem de 60 a 100 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (vazão ajustada por meio de pinça do tipo Hoffman). A dosagem de coagulante e respectivo pH de coagulação eram considerados satisfatórios se, após cerca de 20 minutos de filtração, fosse obtida turbidez no efluente do FLA menor que 0,50 uT. Nos ensaios em que ocorreu a pré-cloração,

houve um controle do residual de cloro na saída da coluna de pré-cloração, procurando-se manter um residual de 0,1 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Somente após ser constatada a condição desejável de pré-cloração, adsorção e coagulação, a água coagulada era encaminhada ao FAP, determinando o início do ensaio.

4.4 Operação dos filtros

Os filtros da IPDF trabalharam com as seguintes taxas de filtração: 120 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ no FAP e

180 m³.m⁻².d⁻¹ no FRD. O FAP foi operado com a execução de descargas de fundo intermediárias. DFI e uma final – DFF, realizadas com esvaziamento total do filtro com taxa inicial da ordem de 1.000 m³.m⁻².d⁻¹. A descarga de fundo final foi realizada no final da carreira de filtração, antes da execução da lavagem do FAP, enquanto as descargas de fundo intermediárias - DFIs foram efetuadas durante a carreira de filtração. Assim, as DFIs no FAP passaram a ser realizadas com esvaziamento total do filtro com duração de 1 a 1,5 min, a cada 6 h após o início da carreira de filtração, até as 36 h quando a instalação era desligada

A lavagem do FAP foi efetuada após a DFF com aplicação de água com velocidade ascensional de

0,5 m/min durante cerca de 10 minutos, enquanto a lavagem do FRD foi executada com água para promover expansão de 30% a 40% na camada de areia (velocidade ascensional de 0,8 m/min) durante de 15 min.

4.5 Parâmetros de controle e frequência da amostragem

O Quadro 3 mostra os parâmetros de controle com a frequência que foram analisados durante os ensaios. Ressalta-se que foram feitas leituras piezométricas para determinação da perda de carga nos meios granulares do FAP e no FRD a cada 3 h durante os ensaios.

Quadro 3: Parâmetros de qualidade da água de amostras coletadas durante os ensaios.

Ensaio	Água de estudo	Efluente da coluna de pré-oxidação	Efluente da coluna de CAP	Efluente do FAP	Efluente FRD
1	Turbidez, clorofila-a, cianobactérias e COT*	-	-	Turbidez, clorofila-a, COT, cianobactérias* e leitura piezométrica**	Turbidez, COT, clorofila-a, cianobactérias, SPO*** e leitura piezométrica**
2		-	COT****	Turbidez, clorofila-a, COT, cianobactérias, e leitura piezométrica**	Turbidez, COT, clorofila-a, cianobactérias SPO*** e leitura piezométrica**
3		Clorofila-a, COT e cianobactérias*SPO**	-	Turbidez, clorofila-a, COT, cianobactérias* e leitura piezométrica**	Turbidez, COT, clorofila-a, cianobactérias* SPO*** e leitura piezométrica**
4		Clorofila-a, COT, cianobactéria* SPO**	COT****	Turbidez, clorofila-a, COT, cianobactérias* e leitura piezométrica**	Turbidez, COT, clorofila-a, cianobactérias* SPO*** e leitura piezométrica**

SPO – subproduto da cloração com cloro (amostra única coletada após 18 h de carreira); (*) amostras coletadas 3h após o início de funcionamento; (***) amostras coletadas 18h após o início de funcionamento; (****) antes da realização da análise de COT, as amostras foram filtradas em membrana de vidro.

4.6 Pós-cloração e formação de subprodutos

A desinfecção final foi feita em amostras do efluente do FRD coletadas às 18 horas de funcionamento da IPDF para os quatro ensaios, visando verificar a formação de subprodutos orgânicos halogenados, segundo adaptação dos métodos 5710 A e B (APHA et al., 2012). Um volume conhecido da solução de cloro preparada para cada ensaio foi adicionado a cada frasco para resultar a dosagem de 5 mg.L⁻¹ de cloro. Os frascos foram fechados e lacrados com papel parafinado para evitar perdas de compostos voláteis por evaporação. A seguir, os frascos foram colocados em

câmara de DBO termostatizada a temperatura 25°C ± 1°C. Após 30 minutos e posteriormente 24 h, os frascos foram abertos e rapidamente coletados 100 mL da amostra e transferidos a um frasco contendo aproximadamente 1 g de ácido ascórbico (agente desclorante) com objetivo de paralisar a reação do cloro. Os frascos identificados foram imediatamente lacrados e acondicionados em geladeira à temperatura de 4°C. No final da carreira de filtração, as amostras foram enviadas para o laboratório da Unaerp em Ribeirão Preto-SP para extrações líquido-líquido e posterior análise por cromatografia a

gás (CG-DCE). Os SHOs foram determinados de acordo com a metodologia recomendada pelos métodos 551.1 e 552 da USEPA (2005), tendo sido investigados os seguintes subprodutos: (i) trihalometanos (TAM): clorofórmio, bromodiclorometano, dibromoclorometano, bromofórmio; (ii) haloacetoneitrilas (HAN): dicloroacetoneitrila, tricloroacetoneitrila, dibromoacetoneitrila, tribromoacetoneitrila, bromocloroacetoneitrila; (iii) halopirinas (HP): cloropirina; (iv) haloacetonas (HK): 1,1-dicloropropanona, 1,1,1-tricloropropanona; (v) tricloroacetaldeído (TCA); (vi) ácidos haloacéticos (AHA): monocloro ácido acético, monobromo ácido acético, dicloro ácido acético, tricloro ácido acético, bromocloro ácido acético, bromodicloro ácido acético, dibromo ácido acético, clorodibromo ácido acético, tribromo ácido acético. O Quadro 4 apresenta um resumo das condições dos ensaios de pós-cloração para quantificação dos SOH. O quadro 4 apresenta um resumo das condições dos ensaios de pós-cloração para quantificação dos SOH.

Quadro 4: Resumo das condições dos ensaios para verificar a formação de subprodutos da oxidação.

VARIÁVEL	CONDIÇÃO
Temperatura	25°C em estufa termostatizado
Dosagem na pós-cloração	5 mg.L ⁻¹ Cl ₂
Volume da amostra	500 mL em frasco escuro de vidro e fechado
Tempo de contato	30 min e 24 h
Inibidor (desclorante)	Ácido ascórbico

Quadro 5: Valores médios dos parâmetros de caracterização das águas de estudo.

Parâmetros	AE1	AE2	AE3	AE4	Coefficiente de variação (%)
Cor aparente (uH)	80	110	85	90	15,0%
Cor verdadeira (uH)	5	6	5	7	17,4%
Nitrato (mg.L ⁻¹)	0,3	0,3	0,8	0,5	59,0%
Nitrito (mg.L ⁻¹)	0,005	0,004	0,001	0,003	48,8%
Nitrogênio amoniacal (mg.L ⁻¹)	0,67	0,93	0,75	1,12	23,8%
Fósforo total (mg.L ⁻¹)	0,17	0,23	0,29	0,21	22,7%
Turbidez (uT)	9,8	15	10,2	13	21,1%
Carbono orgânico total (mg.L ⁻¹)	3,9	4,8	4,7	5,1	10,7%
Densidade de ianobactérias (cel.mL ⁻¹)	105.000	120.000	109.000	118.000	6,3%
Clorofila-a (µg.L ⁻¹)	24	30	26	25	10,31%

4.7 Análise estatística

Os resultados dos parâmetros de qualidade COT, cianobactérias, clorofila-a e turbidez obtidos nos ensaios realizados na IPDF foram submetidos a análise de variância (ANOVA), sendo as médias comparadas pelo teste de Tukey com nível de significância de 5%, para auxiliar a realização dos testes estatísticos por meio do software InfoStat.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Características da água de estudo

O Quadro 5 mostra as características das águas de estudo de amostra coletada no início de cada ensaio na IPDF. De maneira geral, embora não desejada, houve variação das características das AEs, cuja magnitude dos parâmetros deveu-se, principalmente, ao efluente coletado na saída da lagoa de estabilização, pois buscou-se sempre obter uma densidade de cianobactérias próxima de 10⁵ cel.mL⁻¹. Comparando-se os dados do Quadro 5, foram observadas as seguintes variações máximas: cor aparente (15%), cor verdadeira (17,4%), nitrato (59,1%), nitrito (48,8%), nitrogênio amoniacal (23,9%), fósforo total (22,7%), turbidez (21,2%), COT (10,8%), cianobactérias (6,3%) e clorofila-a (10,3%). Contudo, a análise estatística ANOVA mostrou que não houve diferenças significativas com probabilidade de confiança de 95% para nenhum parâmetro de qualidade analisado das quatro AEs.

Em relação às cianobactérias, a espécie *Planktothrix agardhii* foi predominante e com maior densidade nas quatro águas de estudo, sendo 52% no Ensaio I, 84% no Ensaio II, 62% no Ensaio 3 e 43% no Ensaio IV (ver porcentagens de ocorrências nos gráficos da Figura 6). Segundo Silva (2009), o gê-

nero *Planktothrix* pertence à ordem Oscillatoriales, família Phormidiaceae e subfamília Phormidioideae e é considerado um dos mais importantes nas florações, pois produz toxinas (microcistinas e saxitoxinas) e geosmina.

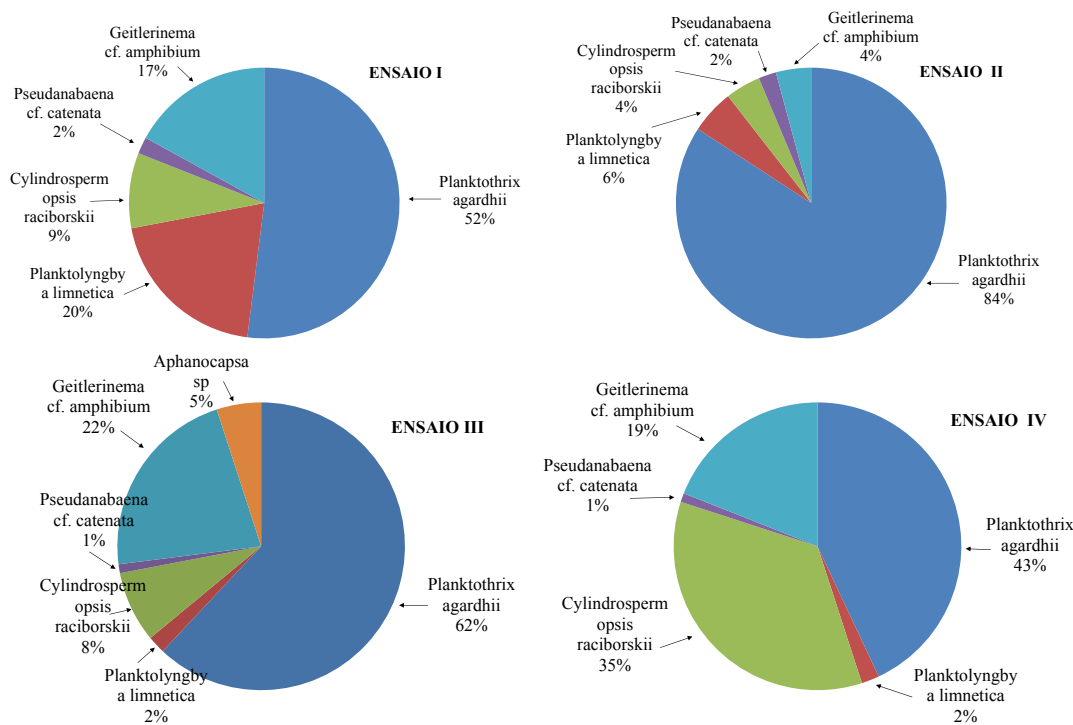


Figura 6: Ocorrências das principais espécies de cianobactérias nas águas de estudo.

5.2 Ensaios em Jarreste

As dosagens de sulfato de alumínio usadas nos ensaios I, II, III e IV foram, 2,2; 3,6; 2,9 e 3,1 mg Al/L, que equivalem a 30, 48, 39 e 42 mg.L⁻¹ do sulfato de alumínio líquido comercial (com 7,4% de Al₂O₃), respectivamente, foram obtidas nos ensaios de bancada. Essa variação se deve principalmente às diferentes características das águas de estudo. A água de estudo do ensaio II apresentou os maiores valores de turbidez, cianobactérias e cor aparente, e por isso resultou em uma dosagem maior de coagulante.

Com base nos resultados dos ensaios de bancada de pré-cloração, foram fixadas as dosagens de

cloro de 1,3 mg Cl₂.L⁻¹ para os ensaios III e IV. As dosagens foram ajustadas na IPDF de modo que o residual de cloro na saída das colunas de pré-oxidação e de inter-oxidação resultassem em no máximo 0,1 mg Cl₂.L⁻¹.

5.3 Ensaios na Instalação Piloto

As Figuras 7, 8, 9, 10 e 11 apresentam, respectivamente, os resultados dos ensaios referentes a perda de carga, turbidez, carbono orgânico dissolvido, densidade de cianobactérias e clorofila-a. Os quatro ensaios foram realizados na

IPDF para as condições obtidas nos ensaios de bancada em jarreste. Convém observar o Quadro 2 para facilitar a compreensão do tratamento em cada ensaio.

Observa-se na Figura 7 a recuperação de carga hidráulica após a realização de cada uma das cinco DFIs, cujos valores somados, totalizaram aproximadamente 35,1, 37,0, 29,1 e 31,5 cm, nos Ensaios I, II, III e IV, respectivamente. As vantagens da operação com DFIs em pré-filtros de pedregulho foram reportadas por vários autores, dentre eles, Kuroda (2002), Dantas e Di Bernardo (2006) e Silva et al. (2012), nos quais foram avaliados sistemas de dupla filtração com filtro ascendente de pedregulho. Além de evitar a ocorrência do transpasse de turbidez, microalgas e cianobactérias e não sobrecarregar o FRD, o método de operação com DFIs permite que seja adotada uma carga hidráulica menor para a retenção de impurezas, reduzindo a altura da unidade.

No Ensaio I, com tratamento da AE1, que apresentou a menor densidade de cianobactérias quando comparada às AEs dos outros ensaios (com densidade de $105.000 \text{ cel.mL}^{-1}$, cuja distribuição das espécies predominantes é mostrada na Figura 6), o efluente do FAP apresentou turbidez menor ou igual à dos demais ensaios, entretanto a densidade de cianobactérias do efluente do FAP foi maior. Observa-se também que a carreira de filtração do FRD não se estenderia além das 36h fixadas no ensaio.

A Figura 8 mostra os resultados de turbidez das AEs, efluente do FAP e do FRD das amostras coletadas durante o tempo de funcionamento da IPDF. No ensaio I, o FAP produziu efluente com valores de turbidez entre 0,51 a 0,90 uT, enquanto a turbidez do efluente da FRD foi consistentemente menor que 0,50 uT (0,29 a 0,45 uT). Tais resultados indicam que a Portaria 2914/2011 foi atendida em relação a esse parâmetro, que

estabelece um valor máximo de 0,5 uT para tratamento com filtração rápida. Pelos dados de turbidez no efluente do FAP, nota-se que não ocorreu transpasse de flocos nesse filtro. Esse fato deve-se principalmente à realização de descargas de fundo intermediárias (DFIs), que foram executadas a cada 6 h após o início de um ensaio, conforme mostrado na Figura 7.

A configuração de tratamento utilizada no Ensaio II foi: coagulação, adsorção com carvão ativado pulverizado, filtração ascendente em pedregulho e filtração rápida descendente em areia. Durante toda a carreira, o tratamento utilizado apresentou eficiência global de remoção de turbidez de 95%, tendo resultado valor médio de turbidez de 0,33 uT no efluente do FRD, resultados semelhantes aos encontrados por Silva (2015a). A perda de carga no meio granular do FAP variou entre 13,2 cm (às 6 h de funcionamento) e 19,1 cm (às 36 h de funcionamento), com a realização de 5 DFIs (a cada 6 h). Esses valores são cerca de 2 cm maiores que observados no Ensaio I (ver Figura 7), resultado provável da limpeza do meio granular após o Ensaio I. O aumento da perda de carga no meio filtrante do FRD foi mais significativo, atingindo o limite máximo previsto (181 cm) com 29 h de operação (ver Figura 7), o que requereu sua lavagem, pois houve aumento da taxa de crescimento de perda de carga no FRD, devido à densidade maior de cianobactérias filamentosas no efluente do FAP.

No Ensaio III foi adotada a seguinte configuração de tratamento: coagulação, pré-cloração, filtração ascendente em pedregulho e filtração rápida descendente em areia. A turbidez do efluente do FAP (ver Figura 8) variou entre 0,28 e 0,87 uT, valores mais baixos comparados aos Ensaios I, II e IV. O efluente do FRD também resultou em menores valores de turbidez, entre 0,12 e 0,37 uT, quando comparados aos ensaios I e II. O teste estatístico de Tukey para a turbidez da água filtrada (efluente do FRD) demonstrou que os valores

menores de turbidez no ensaio III foram diferentes estatisticamente em nível de significância de 5% em relação aos demais ensaios. Vale ressaltar que, neste ensaio, ocorreram os menores valores de perda de carga nos meios granulares, tanto do FAP quanto do FRD. As perdas de carga no FAP e FRD, após 36 h de operação, foram de 15,9 cm e 157 cm, respectivamente (ver Figura 7).

A configuração de tratamento utilizada no ensaio IV foi: coagulação, pré-cloração, adsorção com carvão ativado pulverizado, filtração ascendente em pedregulho e filtração rápida descendente em areia. Os valores de turbidez na água bruta estiveram entre 7,1 e 12,3 uT, enquanto,

no efluente do FAP, variaram de 0,3 a 1,4 uT (ver Figura 8). A remoção média de turbidez no FRD foi da ordem de 97%, com valores entre 0,20 e 0,51 uT. A perda de carga final no FAP após 36 h de operação foi de 16,2 cm e no FRD, de 168 cm, cerca de 11 cm a mais do que no Ensaio III (ver Figura 7). A AE4 apresentou densidade de cianobactérias próxima aos valores da AE2, com densidade de 118.000 cel.mL⁻¹, sendo que o diferencial foi a distribuição das espécies, com 43% de *Planktothrix agardhii*, 35% de *Cylindrospermopsis raciborskii*, 19% de *Geitlerinema cf. amphibium*, 2% de *Planktolyngbya alimnetica* e 1% de *Pseudonabaena cf. catenata*.

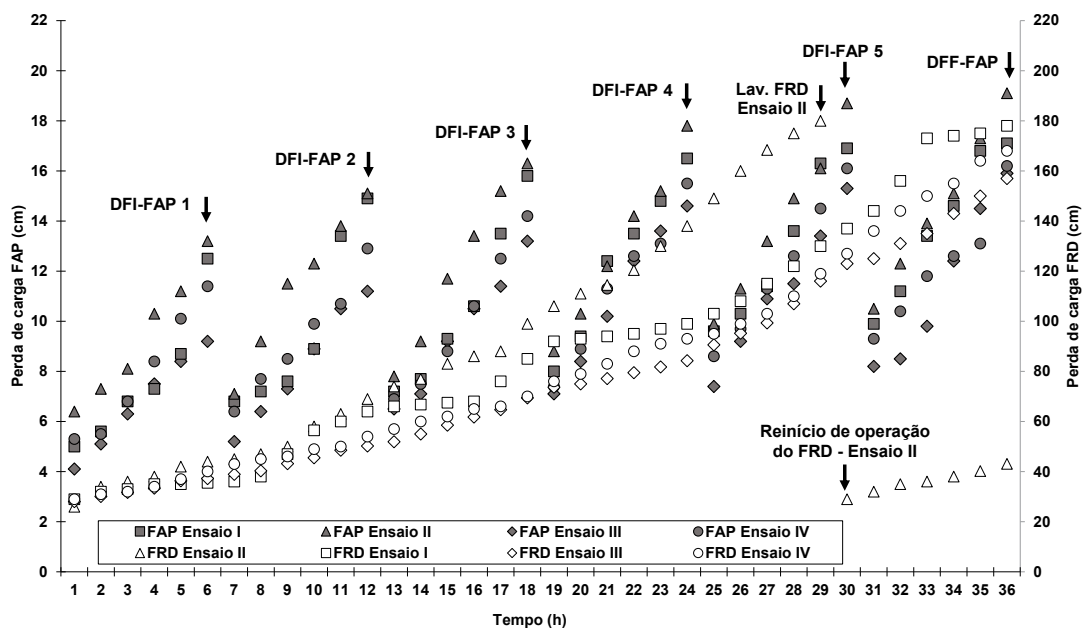


Figura 7: Variação da perda de carga nos meios granulares do FAP e do FRD e indicação das descargas de fundo intermediárias (DFI) no FAP.

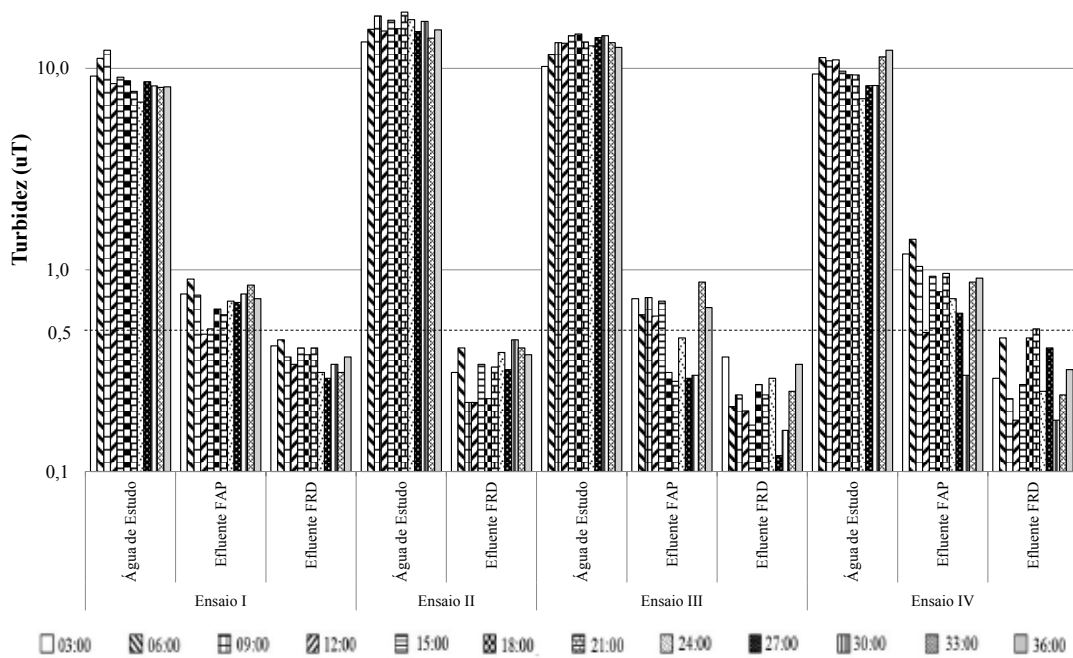


Figura 8: Valores de turbidez das águas de estudo, efluentes do filtro ascendente de pedregulho e efluente do filtro descendente de areia nos quatro ensaios.

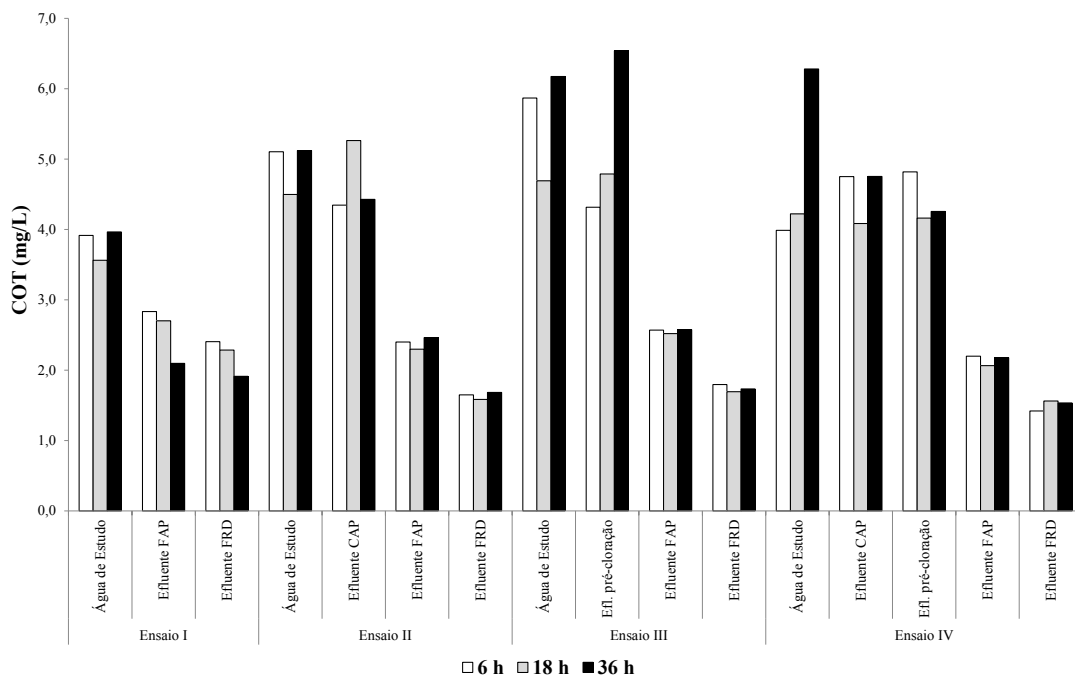


Figura 9: Valores de COT obtidos nos quatro ensaios (amostras coletadas às 6, 18 e 36 h de funcionamento)

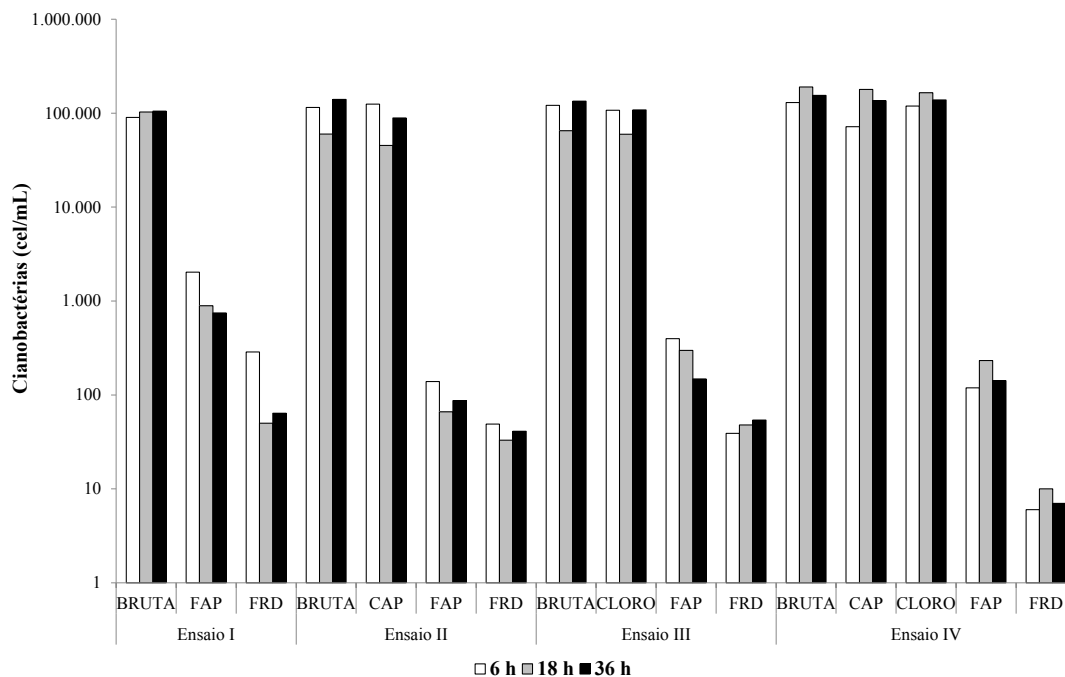


Figura 10: Valores das densidades de cianobactérias nos quatro ensaios (amostras coletadas às 6, 18 e 36 h de funcionamento)

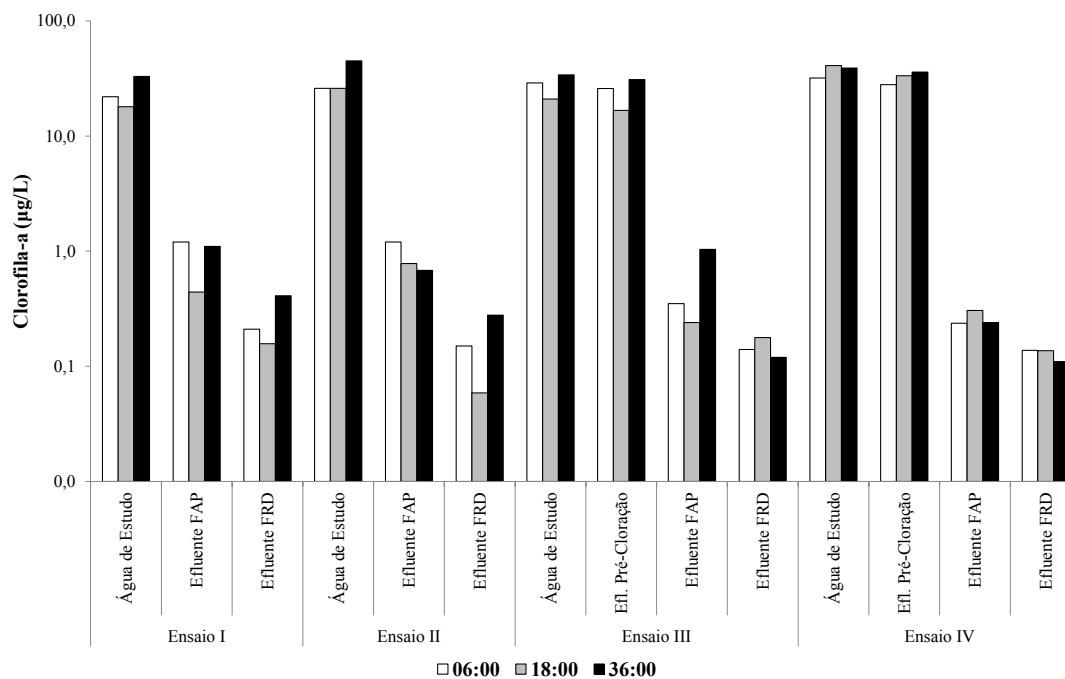


Figura 11: Variação da concentração de clorofila-a nos quatro ensaios (amostras coletadas às 6, 18 e 36 h de funcionamento)

Na Figura 9 são apresentados os resultados do COT obtidos nos quatro ensaios. A remoção de COT no FAP resultou em torno de 33%, enquanto a remoção no FRD foi de 42%, resultando em concentrações de COT no efluente do FRD entre 1,91 e 2,40 mg.L⁻¹. Ressalta-se que a diminuição de COT nas diferentes configurações de tratamento indica a remoção de possíveis microcontaminantes orgânicos e ou de subprodutos presentes na água e, ainda, que o padrão de potabilidade (Portaria 2914/2011) não estabeleça um limite desse parâmetro. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 2012) recomenda que a concentração de COT não supere 2,0 mg.L⁻¹ quando a desinfecção é efetuada com cloro, visando evitar a formação de subprodutos orgânicos halogenados. Observa-se, no Ensaio, que os valores de COT no efluente do FRD resultaram superiores a 2,0 mg.L⁻¹. Entretanto, a formação de SOHs não aconteceu de forma significativa. Praticamente só ocorreu a formação de ácidos haloacéticos, mesmo assim em concentrações baixas. Os outros SOH analisados nos quatro ensaios (cloro hidrato, cloropicrinas, haloacetoneitrilas e haloacetonas) resultaram com concentrações abaixo do limite de detecção dos métodos empregados nas análises (10 µg.L⁻¹).

No Ensaio II, o FAP apresentou remoção média de COT de 51% que, somada ao resultado do FRD, a remoção desse parâmetro aumentou para 67%. Os valores de COT na saída do FRD variaram entre 1,58 e 1,68 mg.L⁻¹, concentrações inferiores às do ensaio I. O trabalho de Silva et al. (2015a), realizado na mesma IPDF, porém com uso de filtro ascendente de areia grossa antecedendo a FRD; o sistema de DF (FAAG + FRD) neste caso removeu, em média, 84,7% de COT e 98,5% de clorofila-a.

No Ensaio III (ver Figura 9), a remoção global de COT foi de 68 %, eficiência praticamente igual à obtida no Ensaio II, este com configuração de tratamento em que foi usado carvão ativado pul-

verizado. As concentrações de COT na saída FRD variaram entre 1,73 e 1,79 mg.L⁻¹, ligeiramente maiores quando comparadas ao Ensaio II.

A remoção de COT no Ensaio IV (ver Figura 9) foi a maior obtida, embora próxima dos valores observados no Ensaio III. O FAP apresentou remoção de 56%; somada à eficiência do FRD, a eficiência global de remoção de COT foi de 69%. Os valores do COT no efluente do FRD variaram entre 1,41 e 1,56 mg.L⁻¹. Silva et al. (2015) relatam que as eficiências globais de remoção de COT e clorofila-a foram, em média, iguais a 86,4% e 97,3%. O teste de significância para a remoção de COT demonstrou que no Ensaio I, além de resultarem os menores valores médios de remoção, tais resultados foram estatisticamente diferentes em relação aos Ensaios II, III e IV, o que reforça a importância da utilização da pré-cloração e adsorção com CAP.

Conforme Figura 10, a remoção de cianobactérias no Ensaio I foi similar à da clorofila-a (ver Figura 11), com remoção global da ordem de 99,9%, sendo o FAP responsável por 98,8%. Silva et al (2012) relatam que foi obtida remoção de 96,5% de cianobactérias utilizando a mesma IPDF, porém com FAAG.

No ensaio II, o FAP foi responsável pela remoção 99,91% das cianobactérias; somada à eficiência do FRD, a remoção global aumentou para 99,97%. Os valores na saída do FRD resultaram entre 26 e 49 cel.mL⁻¹. Em seu trabalho, Silva et al. (2015a) obtiveram remoção global de 3,76 log, com valor máximo da densidade de cianobactérias no efluente do FRD igual a 101cel.mL⁻¹ o afluente à IPDF apresentava densidade de 446.525 cel.mL⁻¹.

Observa-se na Figura 11 que as remoções de clorofila-ano Ensaio III e as de cianobactérias (ver Figura 10) resultaram superiores a 95%. O FAP foi responsável por aproximadamente 98,2% para clorofila-a e 99,7% para cianobactérias, que, somadas às eficiências do FRD, resultaram

em remoções de 99,5% para clorofila-a e de 99,9% para cianobactérias.

A maior eficiência de remoção, tanto de clorofila-a (ver Figura 11) como de cianobactérias (ver Figura 10), foram superiores aos valores observados nos três ensaios anteriores. A remoção de cianobactérias no FAP foi de 99,90%, chegando a 99,99% após o FRD. A pré-cloração foi responsável pela remoção de 11% de cianobactérias. A análise estatística mostrou que as concentrações de clorofila-a no efluente do FRD foram influenciadas pela utilização da pré-cloração nos ensaios, pois houve diferença do parâmetro analisado com significância (5%) entre os Ensaios III e IV comparados com os Ensaios I e II.

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Com base no trabalho realizado, concluiu-se que:

- A tecnologia da dupla filtração foi eficiente para a remoção de turbidez, cianobactérias, clorofila-a e carbono orgânico total, conseguindo-se as seguintes eficiências: a) turbidez: 96,0% no Ensaio I; 98,0% no Ensaio II; 98,2% no Ensaio III e 97,0% no ensaio IV; cianobactérias: 99,87% no Ensaio I; 99,96% no Ensaio II; 99,97% no Ensaio III e 99,99% no ensaio IV; carbono orgânico total: 42% no Ensaio I; 65% no Ensaio II; 69% no Ensaio III e 69% no ensaio IV; clorofila-a: 98,9% no Ensaio I; 99,4% no Ensaio II; 99,6% no Ensaio III e 99,7% no ensaio IV;
- Dentre as configurações de processos de tratamento estudadas, a correspondente ao Ensaio IV, com pré-cloração, adsorção em carvão ativado pulverizado, coagulação, filtração ascendente em pedregulho e filtração rápida descendente em areia, foi a mais eficiente para a remoção dos parâmetros avaliados (turbidez, cianobactérias, carbono orgânico total e clorofila-a);
- As concentrações de subprodutos da pré-cloração e da pós-cloração em todos os ensaios resul-

taram muito baixas, e não ultrapassaram os limites preconizados pela Portaria 2914/2011, de 0,1 mg.L⁻¹ de TAM e de 0,08 mg/L⁻¹ de AHA;

- As cianobactérias presentes nas águas de estudo, com predominância dos gêneros *Planktothrix agardhii*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Geitlerinema cf. amphibium*, *Planktolyngbya alimnetica* e *Pseudanabaena cf. catenata*, foram eficientemente removidas em todas as configurações de tratamento estudadas.
- A execução das descargas de fundo intermediária (DFIs) no FAP mostrou-se vantajosa para aumentar a duração da carreira de filtração do FRD e eliminar a possibilidade de ocorrência de transpasse dos parâmetros monitorados (turbidez, cianobactérias, carbono orgânico total e clorofila-a);

É recomendável que:

- A tecnologia da Dupla Filtração seja considerada como uma das alternativas para o tratamento de águas eutrofizadas na região norte do Brasil.
- Em trabalhos futuros sobre remoção de cianobactérias na tecnologia de Dupla filtração sejam feitas análises de cianotoxinas, haja vista que os gêneros encontrados na pesquisa têm potencial de liberar tais toxinas.

7 REFERÊNCIAS

AMARAL, S.F., GALVÃO, E.M.O.B., BERTOLOSSI, V.M., VIANNA, R.F.M., CEZAR, M..C.M., BRANDÃO, C.C.S., (2001). Filtração Ascendente em Pedregulho seguida de Filtração Descendente em Areia (Dupla Filtração) aplicada ao Tratamento de Águas com presença de Algas. **21o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES**, João Pessoa, PB, Brasil.

ANA. Agência Nacional de Águas. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil**. 2016. Disponível em <http://www3.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/informe-conjuntura-2016.pdf>. Acesso em: 23 jan.2016.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22th ed. 2012.

BRASIL, Leis Decretos, etc. Ministério da Saúde. **Portaria MS 2914**. 12 de Dezembro de 2011, Brasília, Brasil.

BRAGA, F. M. G. (2005). **Dupla filtração em filtros ascendentes de pedregulho e filtros descendentes de areia aplicada à remoção de algas: influência da taxa de filtração e granulometria do filtro de areia**. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos). Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 174 p.

BENINI, B. D. S. **Remoção de Substâncias Húmicas na Dupla Filtração com Filtro Ascendente de Pedregulho**. 2003. 147 p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

CEZAR, M.C.M. **Aplicabilidade da (Pré) Filtração Ascendente em Pedregulho como Pré-Tratamento para a Filtração Rápida de Águas com Presença de Algas**. 2000. 129 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos). Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF.

CERQUEIRA, D.A. **Remoção de oocistos de Cryptosporidium e indicadores no tratamento de água por ciclo completo, filtração direta descendente e dupla filtração, em escala piloto**. 2008. 194 p. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais.

DANTAS, A. D.B. **Desempenho de Sistemas de Dupla Filtração no Tratamento de Água com Turbidez Elevada**. 2004. 301 p. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, USP.

DE PAULA, D. **Avaliação da Dupla Filtração para Tratamento de Água Superficial Utilizando Filtração Ascendente em Areia Grossa**. 2003. 110 p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

DANTAS, A.D.B; PASCHOALATO, C.F.P.R; MONTANHA, W.A.A; TRIMAILOVAS, M.R. Influência da pré-oxidação com cloro e dióxido de cloro de água contendo substâncias húmicas aquáticas na coagulação-filtração e na formação de subprodutos orgânicos halogenados. **Revista DAE**, v. 178, p. 22-32, 2008.

DIBERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B; VOLTAN, P. E. N. **Tratabilidade de Água e dos Resíduos Gerados em Estações de Tratamento de Água**. 1. ed. São Carlos: Editora LDiBe, 2011. v. 1. 454p .

DI BERNARDO, L.; MINILLO A.; DANTAS, A.D.B. **Florações de Algas e de Cianobactérias: Suas Influências na Qualidade da Água e nas Tecnologias de Tratamento**. 1. ed. São Carlos: Ed. LDiBe, v. 1. 513 p. 2010.

DANTAS, A.D.B; DI BERNARDO, L. **Performance of two-stage filtration system for treating high turbidity water**. Aqua (London. Print) (Cessouem 1999. Cont. ISSN 1606-9935 Journal of Water Supply: Research and Technology, AQUA (Print) , v. 55, p. 499, 2006.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 2 ed. São Carlos: Rima, 2005.

GUSMÃO, P. T. (2001). **Utilização de Filtração Direta Ascendente como Pré-Tratamento à Filtração Rápida Descendente para Tratamento de Água para Abastecimento**. São Carlos. 335 p. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Censo Demográfico**. Rio De Janeiro. 2010. Disponível em: www.ibge.gov.br. Acesso em: 02 de jan.de 2016.

KURODA, E. K. **Remoção de células e subprodutos de microcystispp. por dupla filtração, oxidação e adsorção**. 2006. 267f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

KURODA, E. K. (2002). **Avaliação da filtração direta ascendente em pedregulho como pré-tratamento em sistemas de dupla filtração**. São Carlos, 2005. 226 p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, USP.

MEGDA, C. R. **Filtração direta ascendente em pedregulho como pré-tratamento à filtração rápida descendente**. 1999. 170 p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

MONDARDO, R.I; SENS, M.L; MELO FILHO, L.C **Pré-tratamento com cloro e ozônio para remoção de cianobactérias**. **Engenharia Sanitária e Ambiental** (Online), JCR v. 11, No 4-, p. 337-342, Out/Dez 2006

PEREIRA, V.L.R. **Limnologia e o gerenciamento integrado do reservatório da Usina Hidroelétrica Luis Eduardo Magalhães - UHE - Lajeado / Tocantins**. 2002. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos.

PASCHOALATO, C.F.P.R; DANTAS, A.D B; Rosário, G; SILVA, B. M; DIAS, T. R.S.B. **Potencial de Formação de subprodutos do cloro em mananciais de abastecimento**. Hydro (São Paulo), v. VII, p. 30-35, 2013.

QUEIROZ, S.C.B. **Utilização da dupla filtração, oxidação e adsorção com carvão ativado pulverizado no tratamento de água eutrofizada**. 2010. Dissertação (Mestrado em Saneamento e Recursos Hídricos) - Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

SALES, M. V. **Tratamento de Água Eutrofizada Através de Dupla Filtração e Oxidação**. 2005. 259 p. Tese (Doutorado em Saneamento Ambiental) - Centro de Tecnologia. Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. UFC.

SALDANHA, J.R. (2002). **Avaliação do desempenho de uma Estação de Tratamento de Água com Sistema de Dupla Filtração, em escala real**. São Carlos, 2002. 214 p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

SILVA, T.F.G et al. Modelagem da Lagoa da Pampulha: uma ferramenta para avaliar o impacto da bacia hidrográfica na dinâmica do fitoplâncton. **Engenharia Sanitária e Ambiental** (Online), JCR v. 21, p. 241-250, 2016.

SILVA, D. **Revisão do gênero Planktothrix Anagnostidis & Komárek, 1988 (Cyanobacteria/ Oscillatoriales) no Brasil**. 2009. Tese (Doutorado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente) - Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo.

SILVA, G. G.; NAVAL, L. P.; DI BERNARDO; DANTAS, A. D. B. **Tratamento de água de reservatórios por dupla filtração, oxidação e adsorção em carvão ativado granular**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 17, p. 71-80, 2012.

SILVA-LINS J.R. **Dinâmica de cianobactérias e cianotoxinas em um braço do reservatório da Usina Hidroelétrica Luís Eduardo Magalhães e suas implicações para o abastecimento público de Palmas - TO**. 2009. Dissertação (Mestrado em Saneamento e Recursos Hídricos) - Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

SILVA, J. R. L. ; Queiroz, S. C. B. ; DANTAS, A. D. B. ; BERNARDO, Luiz Di; CONDO, C. R. P.; PIRES, M. A. F. Remoção de cianobactérias e outros compostos por meio de uma instalação piloto de dupla filtração. In: **Anais do XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, 2015a.

SILVA, J. R. L. et al.. Fatores condicionantes ao surgimento de floração de *dolychospermumsolitarium* (cyanobacteria, nostocaceae) no reservatório de lajeado, em Palmas-to. In: **Anais do XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, 2015b.

SILVA, J.R.L.; NOGUEIRA I.S.; SILVA N.M.; MARQUES J.A.V. Ocorrência de floração de *Cylindrospermopsis raciborskii* em águas do rio Tocantins. Estudo de caso: ETA Tocantínia. In: 23º CONGRESSO

BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, ABES. 2005. **Anais**. Campo Grande - MS

SILVA, J.R.L.; CUNHA, I.L.; WETTMAN, A. Caracterização do fitoplâncton nas amostras coletadas na orla do lago e concentração de microcistina na praia da Graciosa em Palmas -TO. In: III CONGRESSO CIENTÍFICO DO CEULP/ULBRA, 2003. **Anais**. Palmas – TO.

TANGERINO, E. P.; DI BERNARDO, L. Remoção de substâncias húmicas por meio da oxidação com ozônio e peróxido de hidrogênio e FIME. **Engenharia Sanitária e Ambiental** (Online), v.10, n 4, p. 290-298, Out/Dez 2005.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Method 551.1. **Determination of chlorination disinfection byproducts, chlorinated solvents, and halogenated pesticides/herbicides in drinking water by liquid-liquid extraction and gas chromatography with electron-capture detection**. CD-ROM Revisão 1. Set., Ohio, USA. 2005.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Method 552.2. **Determination of haloacetic acids and dalapon in, in drinking water by liquid-liquid extraction, derivatization and gas chromatography with electron-capture detection**. CD-ROM Revisão 1. Set., Ohio, USA. 2005.

USA, ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - EPA. **Drinking water guidance on disinfection by-products**. Advice note n. 4, version 2, Disinfection by-products in drinking water (2012). Disponível em https://www.epa.ie/pubs/advice/drinkingwater/DrinkingWaterGuide4_v8.pdf. Acessado em: fev. 2016.

WHO (2006). **World Health Organization. Guidelines for drinking water quality and health risk assessment of disinfectants and disinfection by-products**.

WIECHETECK, G.K. **Remoção de Substâncias Húmicas em Tratamento de Água Por Meio de Pré-Oxidação e Dupla Filtração**. 2005. 376 p. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, USP.

Efeito de secas prolongadas nos recursos hídricos de uma região semiárida: uma análise comparativa para o Ceará

Extended drought effects in semi-arid water resources: a comparative analysis for Ceara state

- **Data de entrada:**
19/05/2017
- **Data de aprovação:**
21/09/2017

Udinart Prata Rabelo/ Iran E. Lima Neto*

DOI: 10.4322/dae.2018.023

Resumo

Este trabalho apresenta uma metodologia de análise simplificada para avaliação dos efeitos da seca prolongada ocorrida entre os anos de 2012 e 2016 em uma região semiárida, mais especificamente no Estado do Ceará, a partir de dados fornecidos pela Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Estado (COGERH) e pela Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME). O estudo avaliou os impactos apresentados para o Estado em três pontos principais: no regime de precipitações durante a quadra chuvosa; nos reservatórios de regularização; na diminuição da oferta hídrica para irrigação e para consumo populacional. Procedeu-se também uma breve comparação entre o reservatório equivalente do Ceará e de outros Estados da região Nordeste no período, a partir de dados apresentados pela Agência Nacional de Águas (ANA), assim como uma comparação entre a evolução do percentual de acúmulo entre 2012 e 2016 do Açude Castanhão - CE e do Sistema Canteira - SP, que também sofreu os efeitos de uma crise hídrica no período entre 2014 e 2015. Os resultados mostraram que as precipitações totais das quadras chuvosas cearenses estiveram todas abaixo da média histórica no período, com destaque para o ano de 2012, com -50,7 % de diferença. Os anos de 2012, 2013 e 2016 estão entre os dez piores anos em termos de precipitação no Estado. A média de aporte dos reservatórios no período foi de 0,91 bilhões de m³/ano, com uma redução de 78,25% nos volumes acumulados nesses açudes entre 2012 e 2016. Os perímetros irrigados apresentaram queda de 84,4% na vazão ofertada, enquanto 74,4% dos municípios do Estado decretaram estado de emergência devido à seca ao final de 2016. Em termos de região Nordeste, Ceará, Paraíba, Pernambuco e Rio Grande do Norte foram os Estados em que os reservatórios mais sofreram os impactos da seca, enquanto Bahia e Piauí foram menos afetados. Na comparação Castanhão x Cantareira, mesmo com as causas e durações das secas sendo diferentes, os dois açudes atingiram níveis abaixo do mínimo operacional, chegando o Cantareira até mesmo a utilizar as reservas técnicas para abastecimento. Combinando-se os resultados do presente estudo com trabalhos anteriores sobre a seca, pode-se atestar que as mudanças climáticas não têm criado secas mais severas em termos de precipitações. Mesmo assim, situações de secas extremas e de secas prolongadas continuam a impactar de forma preocupante as populações. Por fim, a análise realizada pode servir como ferramenta preliminar para avaliação dos impactos de secas prolongadas no semiárido, possibilitando ações mais eficientes no gerenciamento dos recursos hídricos.

Palavras-chave: Seca prolongada. Semiárido. Recursos hídricos.

Udinart Prata Rabelo – Engenheiro Civil (UFC). Mestrando em Recursos Hídricos (DEHA/UFC).

Iran E. Lima Neto – Engenheiro Civil (UFC). Mestre em Hidráulica e Saneamento (EESC/USP). PhD em Engenharia Hidráulica (Universidade de Alberta/Canadá). Professor Adjunto (DEHA/UFC).

***Endereço para correspondência:** Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental/UFC - Campus do Pici - Bloco 713, 1º andar - CEP: 60451-970 - Fortaleza (CE), Brasil. E-mail: iran@deha.ufc.br

Abstract

This paper presents a simplified methodology to evaluate the effects of the extended drought that occurred between 2012 and 2016 in a semi-arid region in Ceara state, based on data provided by the Water Resources Management Company and the Meteorology and Water Resources Ceara Foundation. The study evaluated the impacts considering three main points: the rainfall regime during rainy season; the regularization reservoirs; the reduction of water supply for irrigation and popular consumption. A comparison was also made between the equivalent reservoir of Northeast states in the period, based on data presented by National Water Agency, as well as a comparison between the evolution of the accumulation percentage of Castanhão Reservoir - CE and Cantareira System - SP, which also suffered the effects of a water crisis in the period 2014-2015. The results showed that rainfall during rainy season was always below the historical average in the period, with highlight for 2012, with a -50.7% difference. The years of 2012, 2013 and 2016 are among the ten worst in terms of rainfall in the state. The average contribution of the reservoirs in the period was 0.91 billion m³/year, with a reduction of 78.25% in the accumulated volumes in these reservoirs between 2012 and 2016. The irrigated perimeters showed an 84.4% drop in the offered flow, while 74.4% of the cities decreed a state of emergency due to drought at the end of 2016. For the northeast, Ceara, Paraíba, Pernambuco and Rio Grande do Norte were the states where the reservoirs suffered the most from the extended drought, while Bahia and Piauí were less affected. In the comparison between Castanhão - CE x Cantareira - SP, even with the causes and effects of the droughts being different, the two reservoirs reached levels below the operational minimum, even using the dead volume for supply. Combining the results of the present study with previous works on drought, it has been shown that climate changes have not created more severe meteorological droughts. Even so, situations of extreme droughts and prolonged droughts continue to have a worrying effect on the populations. Finally, the analysis can serve as a preliminary tool to evaluate the impacts of extended droughts in the semi-arid, enabling more efficient actions in the management of water resources..

Keywords: Extended Drought. Semi-arid. Water resources.

1 INTRODUÇÃO

A água é um recurso essencial à vida em nosso planeta. Uma das partes do ciclo da água, a precipitação, possui uma natureza bastante aleatória, manifestada pela alternância de períodos chuvosos e períodos secos, trazendo preocupações aos seres humanos desde o início da humanidade. A escassez de chuvas em certas regiões do mundo, portanto, não é um problema atual. As mudanças climáticas ocorridas nos últimos anos ao redor do globo trouxeram a discussão com relação a um possível aumento do número de secas, em especial as prolongadas. Apesar disso, não é de hoje que o problema da ocorrên-

cia de grande número de anos consecutivos em que as precipitações são baixas em certos lugares preocupa a população. A própria região do semiárido no Nordeste do Brasil possui relatos de secas prolongadas desde o século XVI. Alguns fatores são preponderantes para a não ocorrência de chuvas: o relevo local da região, que naturalmente impede as massas de ar quente e úmida agir causando precipitações; além de fatores globais, como a variação da temperatura das águas dos oceanos, alterando os padrões de circulação dos ventos e dos deslocamentos de massas de ar, provocando fenômenos que podem intensificar a estiagem. Os longos períodos

em que as chuvas ocorrem abaixo da média geralmente são os maiores responsáveis pelos prejuízos às populações dessas regiões, como falta de água para consumo humano, para irrigação e para dessedentação animal (MONZONIS et al., 2005; TRENBERTH, 1997). Como esses eventos sempre ocorreram na história da humanidade, as mudanças climáticas não são o fator desencadeador de secas severas ou prolongadas, de forma que a busca para mitigar o problema deve ser constante, visto que períodos de escassez continuarão a ocorrer, prejudicando a sociedade caso soluções não sejam encontradas. Nesse ponto, o gerenciamento dos recursos hídricos de uma região é fundamental.

Os primeiros relatos de seca no Brasil ocorreram na região Nordeste, datando do século XVI, embora seja difícil precisar a quantidade de anos e os impactos dessas secas nesse século e nos dois séculos seguintes, XVII e XVIII, dada a falta de mecanismos de avaliação. Por exemplo, os relatos da época no Ceará estimam que um terço da população do sertão semiárido acabou morrendo no decurso de uma seca ocorrida em 1792 (ALVARGONZALEZ, 1984). A seca iniciada no ano de 1877 e que teve duração até 1879 é considerada um marco para a região Nordeste. Os três anos seguidos de ausência nas precipitações provocaram uma intensa migração da população, conseguindo repercussão nacional e motivando as autoridades das províncias a buscarem soluções para o problema (SOUZA, 2009).

A partir do início do século XX, com a construção dos primeiros açudes e a melhoria nos mecanismos de obtenção de valores das precipitações, o monitoramento das secas pode ser melhor avaliado. Palmer (1965) estabeleceu o Índice de Severidade de Secas de Palmer (ISSP), que define o grau de seca a partir de um balanço hídrico. Tal índice é considerado um parâmetro meteorológico, apesar de ser obtido por meio do cálculo em termos hidrológicos, tendo sido adaptado

por vários autores para suas respectivas regiões. Na região Nordeste, um Monitor de Secas é utilizado para monitoramento da severidade de secas, desenvolvido por um grupo de mais de 80 instituições federais e estaduais, destacando-se o apoio do Centro Nacional de Mitigação de Secas (NDMC) da Universidade de Nebraska/EUA e da Comissão Nacional de Águas do México (CONAGUA). Alguns estudos no Ceará, como o realizado por Alves et al. (1998), consideraram anos de seca extrema no Estado os anos em que os desvios anuais normalizados de precipitação entre os meses de fevereiro a maio (quadra chuvosa) apresentaram valores superiores ou iguais a -40% de precipitação.

Um evento de seca pode ser estudado em termos de algumas variáveis: déficit de água com base na precipitação, na vazão, na umidade do solo ou numa combinação dessas variáveis, além de déficits da demanda populacional ou de irrigação em relação à oferta dos recursos hídricos da região. Portanto, o objetivo dos estudos ou das pesquisas em questão pode considerar todos ou se restringir a apenas alguns desses aspectos, dependendo do tipo de seca que quer se analisar, seja ela meteorológica, hidrológica, agrícola ou socioeconômica (FREITAS, 2008).

A situação de cada região com relação aos recursos hídricos disponíveis pode ser classificada pelo nível de disponibilidade de água e pelo nível de utilização. Dessa forma, os países situados no Oriente Médio possuem a situação mais crítica com relação à oferta x uso de água, como Arábia Saudita, Líbia, Jordânia, Israel e Emirados Árabes, entre outros. Algumas regiões nos Estados Unidos, como em Colorado, na Califórnia, também possuem situação de escassez, mas devido principalmente ao alto consumo per capita da região. Brasil e Austrália são classificados como “ricos” em termos de disponibilidade hídrica, mas a má distribuição das precipitações faz com que algumas regiões desses países

sofram com escassez de água. Por exemplo, em termos médios, o Brasil possui oferta hídrica disponível de 35.732 m³/hab/ano, sendo a região Norte responsável por 89% da disponibilidade hídrica do país; em seguida temos a região Centro-Oeste com 8,4% da disponibilidade hídrica do país, a região Sul com 1,1%, a região Nordeste com 0,9% e a região Sudeste com 0,6%. Em termos de população, a distribuição é inversa à disponibilidade hídrica por região: 42% da população se encontra na região Sudeste, 28% na região Nordeste, 14% na região Sul, 8,5% na região Norte e 7,5% na região Centro-Oeste. Com isso percebe-se que, apesar de o Brasil possuir em seu território 12% da água doce do mundo, Sudeste e Nordeste, as duas regiões com maior concentração populacional do país, possuem apenas 1,5% da disponibilidade hídrica brasileira (REBOUÇAS et al., 2006).

Segundo Rebouças et al. (2006), tanto Ceará como São Paulo, dois Estados muito próximos em termos de disponibilidade hídrica, 2.279 m³/hab/ano e 2.209 m³/hab/ano respectivamente, são classificados como “suficientes” quanto a essa disponibilidade, tomando-se como referência os valores sugeridos pela Organização das Nações Unidas. Os Estados da região Nordeste encontram-se todos na classificação de “regulares” ou “suficientes” com disponibilidades entre 1000 m³/hab/ano e 3000 m³/hab/ano. No entanto, essas disponibilidades hídricas não foram suficientes para atravessar o período de baixas precipitações que se configurou entre os anos de 2012 e 2016. Tal fato, aliado à dificuldade de implementar uma política de uso racional e sustentável de seus recursos hídricos tornou as populações das regiões supracitadas altamente suscetíveis à falta de água (ANA, 2009; DNAEE, 2006; REBOUÇAS, 1973).

No Nordeste, o problema das secas, que já era causa de prejuízos, passou por mais um episódio recente, com a seca de 2012 a 2016 figurando

entre os piores períodos de escassez dos últimos 100 anos. Na região Sudeste, o Sistema Cantareira, maior sistema produtor de água da Região Metropolitana de São Paulo, cujo dimensionamento foi realizado com base na seca de 1953, teve seus níveis diminuídos desde o final de 2013, atingindo seu volume morto devido aos baixos níveis de precipitação do período 2014-2015 (JACOBI et al., 2015; PORTO et al., 2014).

Por fim, diversas regiões no mundo sofrem com as secas prolongadas, como a Califórnia: o período recente de 2012 a 2015 está entre os 5 mais secos dentre os últimos 95 anos. Alguns estudos estatísticos apontaram uma tendência de aquecimento na região e uma tendência de diminuição nos deflúvios, mas, apesar de apontarem que as mudanças climáticas podem ter contribuído para esses eventos extremos, o efeito na realidade é modesto, de forma que os eventos de seca são principalmente resultado da variabilidade na precipitação. Dessa forma, o aquecimento global não pode ser considerado a causa principal de secas prolongadas. (MAO et al., 2015).

Segundo Campos (1999), essas secas prolongadas são as responsáveis pelo colapso dos sistemas de abastecimento hídrico das regiões. Em muitas partes do mundo, segundo Thomson et al. (2005), os modelos climáticos globais (GCMs) não concordam com as mudanças projetadas nas precipitações regionais e na evaporação potencial, enquanto outros estudos apontam previsões de climas mais secos, como McFarlane et al. (2012) citam os GCMs do sudoeste australiano e de regiões em outros países. Qualquer conclusão em relação à causalidade entre mudanças climáticas e diminuição de precipitações ainda é muito precipitada, conforme Winstanley (2005) afirma que o clima em cada região muda naturalmente em todas as escalas de tempo e os dados climáticos do planeta estão disponíveis apenas para os últimos 50 ou 100 anos, o que torna impossível a documentação de alte-

rações climáticas em intervalos mais longos. Srinivasan et al. (2017) afirmam que nem todas as regiões serão afetadas da mesma forma e que as discussões sobre segurança hídrica devem ir além de análises de alterações climáticas e equilíbrios de oferta e demanda. O problema da falta de água para a população deve continuar sendo uma das maiores preocupações para a sobrevivência e o desenvolvimento humano e a gestão dos recursos hídricos deve ser cada vez mais eficiente, desde o seu monitoramento até a distribuição correta.

Nesse contexto, apresenta-se neste trabalho uma metodologia simplificada de estudo e comparação dos impactos da estiagem entre os anos de 2012 e 2016 no Brasil. O foco principal é o Estado do Ceará, um dos Estados brasileiros que mais sofre com secas, mesmo possuindo ampla estrutura e monitoramento dos seus recursos hídricos. É apresentado ainda um panorama geral dos efeitos em outros Estados do Nordeste e nas Regiões Metropolitanas de São Paulo e de Campinas, regiões que também sofreram bastante os efeitos da insegurança hídrica durante os últimos anos, mas de formas diferenciadas.

2 METODOLOGIA

O monitoramento dos recursos hídricos de uma região é fundamental para o gerenciamento e a distribuição da água entre as diversas demandas. No Brasil, desde o ano de 1997, com a instituição do Plano Nacional de Recursos Hídricos, Lei N° 9433, foram incorporados os princípios e instrumentos mais modernos para a gestão dos recursos hídricos brasileiros. Essa lei, conhecida como “*Lei das Águas*”, institui que a água no Brasil é um bem de domínio público, dotado de valor econômico e um recurso natural limitado; a lei afirma também que o uso prioritário é o abastecimento populacional e animal em situações de escassez; por fim, a gestão dos recursos

hídricos deve ser descentralizada, com a participação dos usuários, das comunidades e do Poder Público, proporcionando o uso múltiplo das águas disponíveis. Dessa forma, os órgãos públicos nacionais e estaduais são responsáveis pelo acompanhamento da disponibilidade de água para seus variados usos: em âmbito nacional, o Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) e a Agência Nacional de Águas (ANA); em âmbito regional, a Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (COGERH), a Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos do Estado do Ceará (FUNCEME) e a Secretaria dos Recursos Hídricos (SRH), no Estado do Ceará, e o Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos, no Estado de São Paulo, são alguns exemplos de órgãos que possuem estratégias para monitorar e acompanhar em tempo real os recursos hídricos de seus respectivos Estados (GOMES & BARBIERI, 2004; RÊGO, 2008).

Para análise desse trabalho foi realizada uma pesquisa em alguns desses órgãos para mostrar a evolução dos recursos hídricos, com foco nas precipitações no século e no período de estudo e nos acúmulos dos reservatórios, nas vazões liberadas para perenização de rios e para perímetros irrigados em termos das diferenças entre a situação inicial e final das regiões no período 2012 - 2016. O foco principal concentrou-se no Estado do Ceará, com levantamento de dados a partir da FUNCEME, da COGERH e da ANA, visto que é um dos Estados mais afetados pelas secas recorrentes e considerado referência em termos de estrutura e monitoramento de seus recursos hídricos. Inicialmente foi apresentada a evolução do Estado do Ceará no decorrer da seca, com a área de estudo delimitada na Figura 1, apresentando também a divisão do Estado em macrorregiões de precipitações homogêneas e a situação de inserção completa do Estado no perímetro delimitado pelo semiárido brasileiro.

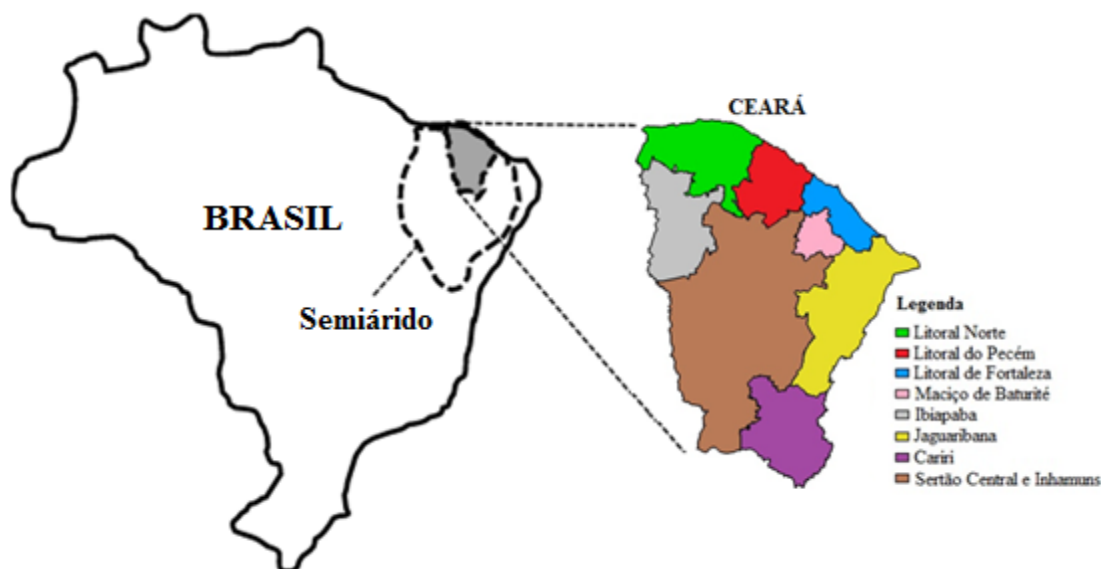


Figura 1 - Mapa de localização do Estado do Ceará, destacando a inserção completa no perímetro do semiárido brasileiro e a divisão em macrorregiões homogêneas de precipitações. (Adaptado de Funceme, 2017)

Os dados de monitoramento foram analisados na seguinte ordem: primeiramente estudou-se a distribuição de precipitações no período citado a partir dos relatórios da Funceme. Como a chuva é a principal fonte de água para o Estado, partiu-se da análise das precipitações médias anuais e das quadras chuvosas do Estado, consideradas entre os meses de fevereiro e maio de cada ano, encontrando-se assim um ranking dos anos com menores índices de precipitação e as diferenças entre total precipitado nas quadras chuvosas em relação à média histórica para os anos de 2012, 2013, 2014, 2015 e 2016.

Após o estudo das precipitações, procurou-se entender a evolução do aporte hídrico do Estado no período, visto que os reservatórios são as principais obras de infraestrutura responsáveis pela manutenção hídrica do Ceará. A partir de dados fornecidos pela COGERH, elaborou-se o gráfico de aporte total a partir de 2004, ano da conclusão do açude Castanhão, que elevou substancialmente a capacidade de armazenamento de água do Estado. Do aporte hídrico, seguiu-se para a análise da evolução do nível dos reservatórios no período, de modo a constatar o decréscimo esperado no percentual acumulado.

A combinação das análises de precipitações e de aporte e nível dos reservatórios foi compilada na situação final da distribuição de água nas bacias hidrográficas do Ceará no início do ano de 2017. Assim buscou-se demonstrar o impacto da seca prolongada e a situação de distribuição espacial da disponibilidade hídrica do Estado em termos de reservas de água.

Como o impacto direto da baixa nas reservas hídricas dos açudes é aplicado na oferta de água, analisou-se, a partir de dados da COGERH, a evolução da vazão liberada pelos sete maiores reservatórios do Estado, a quantidade e a extensão de rios perenizados e a vazão ofertada para os perímetros irrigados do Ceará. Para o impacto populacional, foram analisados os dados da Defesa Civil, com relação à quantidade de municípios que decretaram estado de emergência devido à seca até o final do ano de 2016 e os dados do Exército Brasileiro para a população atendida pela operação carro-pipa.

Com os dados compilados para o Ceará e a análise feita da evolução dos recursos hídricos no período de 2012 a 2016, comparou-se, a partir de dados da

ANA, a situação dos reservatórios em alguns Estados do Nordeste: Ceará, Bahia, Paraíba, Pernambuco, Piauí e Rio Grande do Norte, além da média geral da região, pelo conceito de reservatório equivalente; analisaram-se também os valores da precipitação total anual Ceará x Nordeste. Um breve estudo também foi realizado com o impacto da escassez de chuvas entre 2012-2016 no Ceará e 2014-2015 em São Paulo, mesmo sabendo que a região Sudeste possui condições climáticas e mecanismos responsáveis pelas precipitações diferentes da região Nordeste, sendo feita análise entre 2011 e 2016 da evolução do percentual de acúmulo do Sistema Cantareira, a partir de dados da SABESP e do Açude Castanhão, a partir de dados da COGERH / Funceme.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Diante da problemática da seca que atravessa os anos, o Ceará foi um dos que mais investiu em obras de infraestrutura hídrica no último século. Segundo os dados apresentados pela COGERH, durante o século XX, 92 açudes foram construídos, possibilitando armazenar 8,2 bilhões de metros cúbicos de água, implantaram-se 403,74 km de adutoras e 102 km em eixos de integração (canais e adutoras) para transporte de água entre regiões e instalaram-se 11.028 poços. Já neste início de século XXI, o ritmo de investimento continuou alto,

com 26 reservatórios com capacidade total de 8,4 bilhões de metros cúbicos para armazenamento de água, com destaque para o açude Castanhão, que sozinho tem potencial para acumular 6,7 bilhões de metros cúbicos, 825,83 km de adutoras, 321,31 km em eixos de integração (canais e adutoras) e 5.148 poços até o ano de 2016, além da principal obra de infraestrutura hídrica do país em andamento, a Transposição do rio São Francisco, com a integração regional ao Cinturão de Águas do Ceará. Apesar de todos os esforços, toda essa estrutura não se apresentou suficiente para superar os efeitos da seca iniciada no ano de 2012.

Os estudos apresentados pela Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (Funceme) com relação aos anos com menores precipitações durante a quadra chuvosa de fevereiro a maio no Ceará apontam três dos anos da seca mais recente entre os dez piores em termos de precipitação média observada: 2012, 2013 e 2016, todas entre 300 mm e 400 mm. Nota-se que a década de 1950 possui dois dos quatro piores anos em termos de precipitação, 1958 e 1951, com valores entre 200 mm e 300 mm nesses anos. Dessa forma pode-se concluir que a precipitação anual média nas quadras chuvosas do Ceará em anos de seca severa tem apresentado valores entre 200 mm e 400 mm. A Figura 2 apresenta a ordem completa dos dez piores anos.

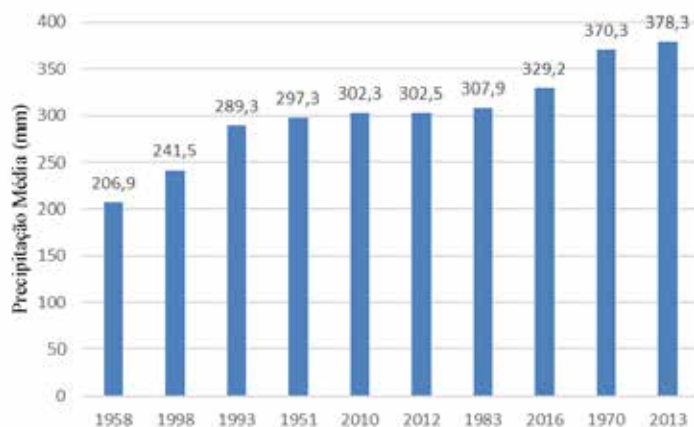


Figura 2 - Os 10 Anos com Menores Precipitações Médias na Quadra Chuvosa do Ceará

Dos relatórios de análise das precipitações das quadras chuvosas do Ceará, apresentados pela Funceme, apresenta-se na Figura 3 a consolidação das quantidades em mm precipitadas na quadra chuvosa em cada região homogênea de distribuição de chuvas. Nota-se a variabilidade das chuvas nas diversas regiões do Estado. Na região do Sertão Central e Inhamuns e em Jaguaribana, os resultados da quadra chuvosa apresentaram os menores valores de precipitação, enquanto o Litoral do Pecém e o Litoral de Fortaleza apresentaram os maiores valores de precipitação na quadra chuvosa. A variabilidade espacial das precipitações encontradas seguem o padrão identificado por Neto et al.

(2012), Santos et al. (2014) e Souza et al. (1996). Todas as regiões apresentaram valores de precipitação abaixo da média normal do Estado, de 600,7 mm, conforme boletim da quadra chuvosa atualizado com dados até o ano de 2016 pela Funceme, com exceções somente para Cariri em 2014 e Litoral Norte e Litoral de Fortaleza em 2015. O Ceará como um todo apresentou os seguintes resultados de desvio percentual em relação à média: -50,7 % no ano de 2012, -37,7% no ano de 2013, -24,0% no ano de 2014, -30,6% no ano de 2015 e -45,2% no ano de 2016. Tomando como base os estudos de Alves et al. (1998), os anos de 2012 e 2016 seriam considerados anos de seca extrema.

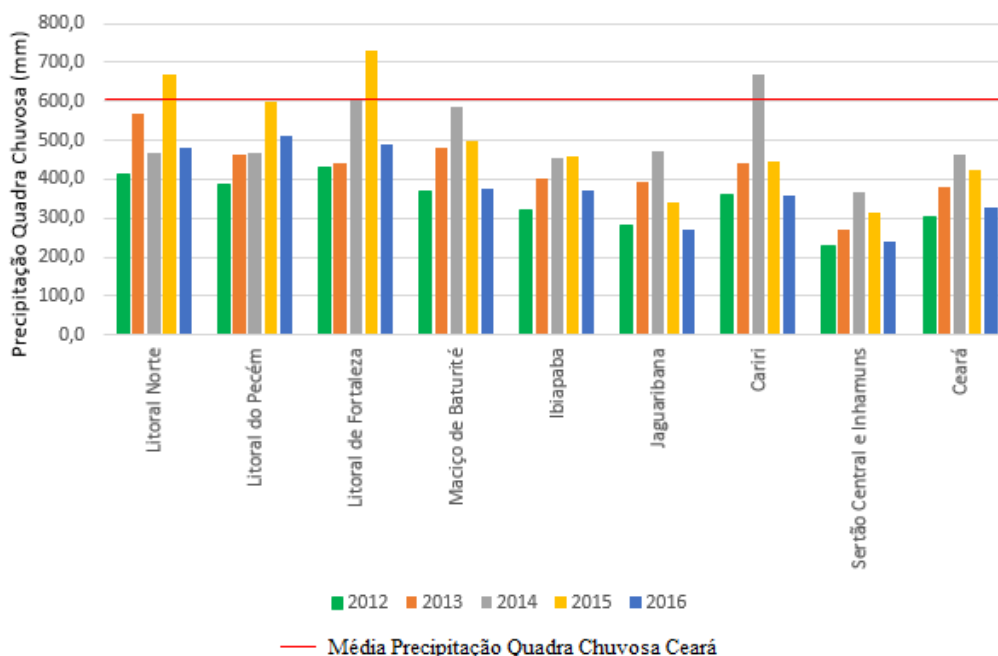


Figura 3 = Evolução do Aporte Hídrico dos Reservatórios Monitorados pela COGERH

Os reservatórios do Estado sofrem impacto direto da escassez de chuvas no Estado, sendo estes os principais responsáveis pelo abastecimento hídrico das regiões do Ceará, com capacidade de armazenamento total de 18,64 bilhões de m³. O aporte hídrico dos reservatórios monitorados pela COGERH nos últimos 5 anos teve média de 0,91 bilhões de m³/ano. A Figura 4 apresenta a evolução do aporte desde 2004

a 2016 dos reservatórios monitorados pela COGERH. Na seca mais recente, os aportes encontrados foram de 0,92 bilhões de m³ para o ano de 2012, 0,95 bilhões de m³ para o ano de 2013, 1,16 bilhões de m³ para o ano de 2014, 0,75 bilhões de m³ para o ano de 2015 e 0,77 bilhões de m³ para o ano de 2016. Todos esses valores muito distantes da média de 5 bilhões de m³ anuais do período.

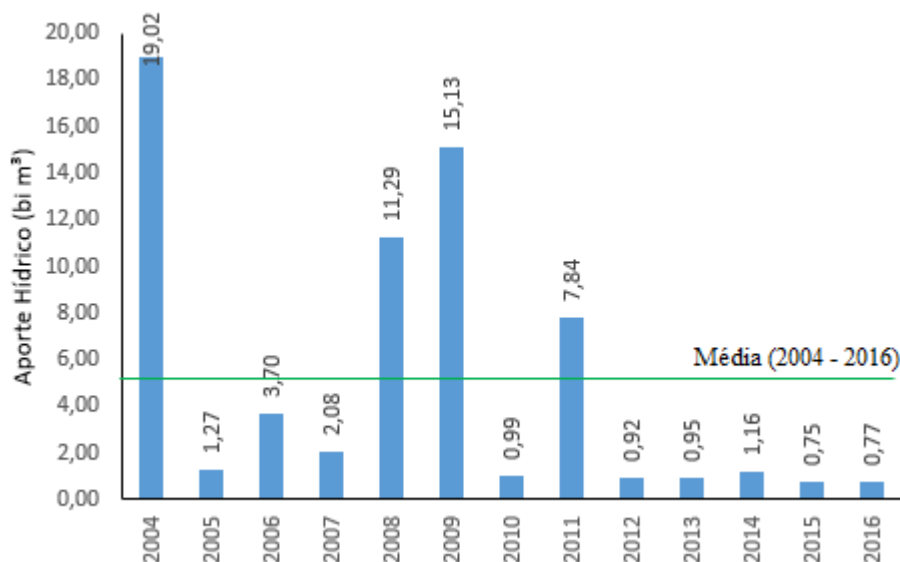


Figura 4 - Evolução do Aporte Hídrico dos Reservatórios Monitorados pela COGERH

Além das precipitações abaixo da média e do baixo aporte dos reservatórios, as grandes taxas de evaporação e as demandas do Estado (atendidas em grande parte pelas reservas dos açudes) também influenciaram na diminuição rápida dos percentuais acumulados e, conseqüentemente, no aumento dos efeitos da estiagem no Ceará. Dessa forma os reservatórios, além de não receberem recarga adequada, perdiam grande parte de sua ca-

pacidade por evaporação e para atendimento das demandas. A Figura 5 apresenta a evolução do percentual armazenado pelos reservatórios do Estado desde 2011, ano em que o Estado estava com relativa segurança hídrica. Os dados fornecidos pela COGERH mostram que os níveis dos reservatórios caíram de 85,15% para 6,90% do final de 2011 até o final do ano de 2016, ou seja, uma redução de armazenamento de 15,9 para 1,3 bilhões de m³.

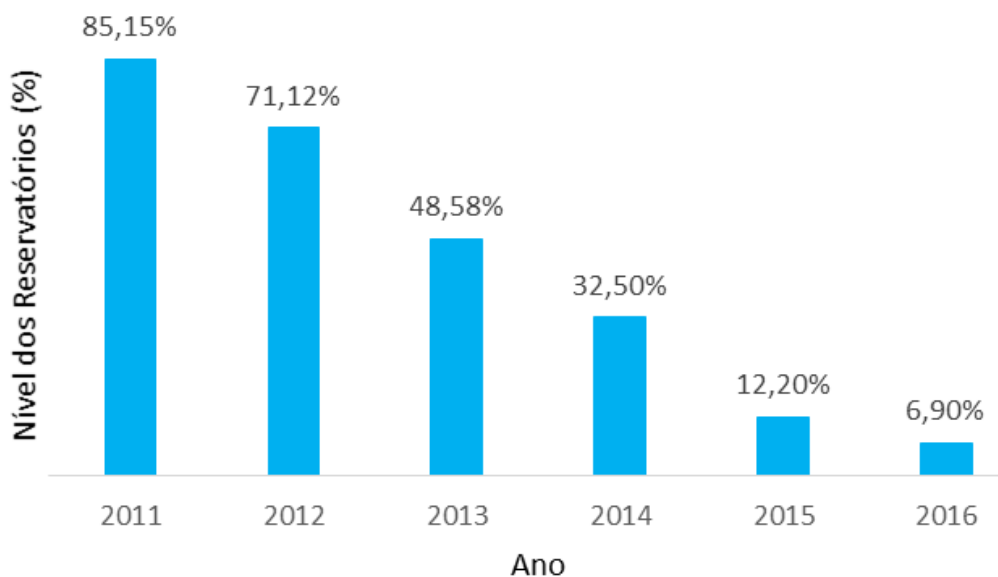


Figura 5 - Evolução do Nível Percentual de Acúmulo ao Final de cada Ano dos Açudes Monitorados pela COGERH

A distribuição espacial do percentual armazenado nos reservatórios do Ceará no início do ano de 2017 é apresentada na Figura 6, a partir do mapa de bacias hidrográficas do Estado. Observa-se que 136 açudes dos 153 monitorados pela CO-

GERH apresentavam volumes abaixo de 30%. Nota-se que a região central apresentava um volume de acúmulo praticamente nulo, enquanto a zona do litoral apresentava volume acumulado correspondente a 25% da capacidade.

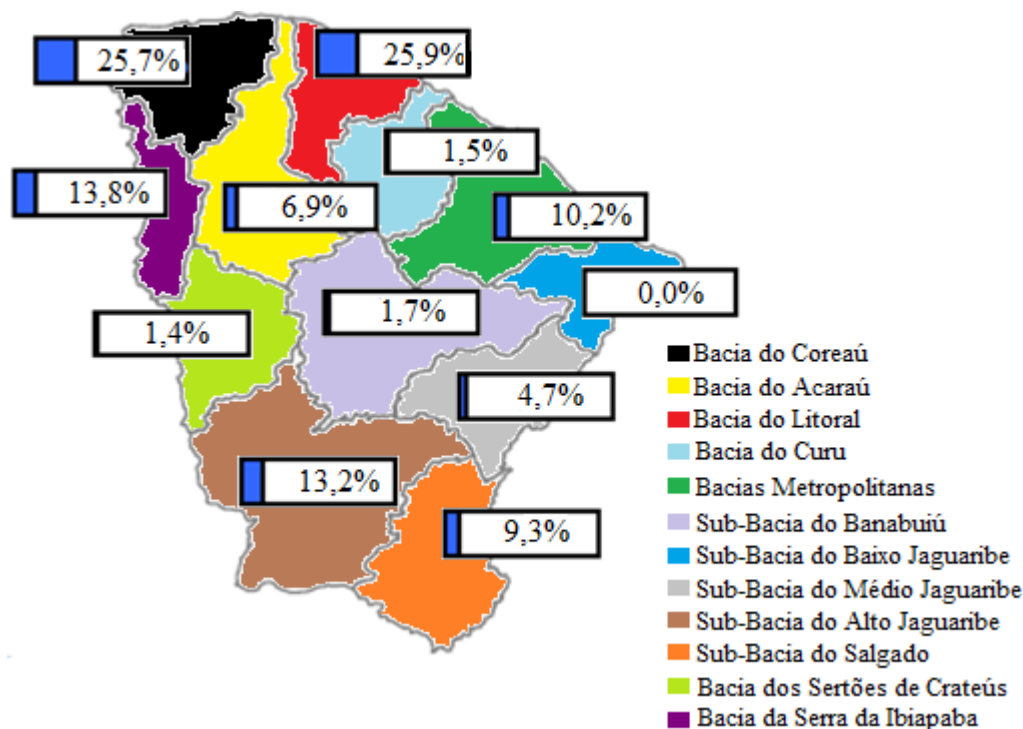


Figura 6 - Distribuição Espacial do Acúmulo de Água nos Reservatórios por Bacia Hidrográfica do Estado do Ceará no Início de 2017

Os sete maiores reservatórios, responsáveis pelo armazenamento de 65% da capacidade total do Estado, o equivalente a 12 bilhões de m³ de água, tiveram uma redução drástica na vazão liberada. De 2012 a 2016, a vazão liberada caiu de 1,91 bilhões de m³/ano (60,7 m³/s) para 0,50 bilhões de m³/ano (15,81 m³/s), uma redução de 74% na vazão liberada. Os dados fornecidos pela COGERH são apresentados na Figura 7. Nota-se

que nos dois primeiros anos há um aumento na vazão anual fornecida pelos reservatórios, visto que a demanda do Estado passa a ser atendida principalmente pelos mesmos, dada as baixas precipitações que ocorriam. Nos três últimos anos, a vazão liberada começa a cair por motivos de gestão e de ações de racionamento de água, que ocorreram devido aos riscos de esgotamento do sistema.

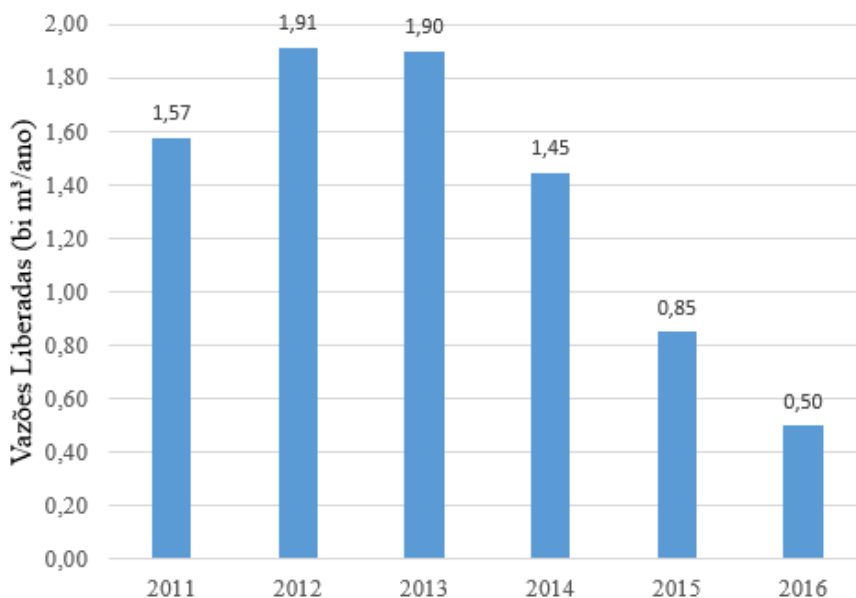


Figura 7 - Evolução da Vazão Anual Liberada pelos 7 Maiores Açudes do Estado do Ceará

A diminuição da vazão liberada pelos açudes teve impacto direto na quantidade de rios perenizados no Estado do Ceará. Entre os anos de 2012 e 2016 houve uma queda acentuada na quantidade de rios perenizados, de 89 para 28, com a extensão de perenização reduzida de 2479 km de rios pere-

nizados em 2012 para 557 km de rios perenizados em 2016, representando uma diminuição de 78%. Os dados fornecidos pela COGERH são apresentados na Tabela 1, que mostra a evolução da quantidade de rios e a distância perenizada entre 2011 e 2016.

Tabela 1 - Evolução dos Rios e da Extensão Perenizada no Ceará.

Situação Hídrica	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Nº de Açudes Monitorados	138	142	147	150	154	153
Nº de Rios Perenizados	88	89	71	52	29	28
Extensão da Perenização (km)	2535	2479	2166	1460	680	557
Redução da Extensão (%)	-	-2%	-15%	-42%	-73%	-78%

Juntando-se os resultados encontrados para a diminuição dos níveis dos reservatórios, da distribuição de água nas bacias hidrográficas e na vazão liberada pelos açudes, atesta-se o defendido por Campos (1999), visto que os reservatórios de grande porte foram alternativas para alívio de secas interanuais, suportando baixas precipitações durante cinco anos seguidos, com três deles entre os dez piores em termos de precipitação histórica no Estado e dois considerados anos de extrema seca meteorológica segundo Alves et al. (1998).

Os reservatórios, porém, não podem ser a única alternativa de oferta de água para a mitigação da seca no semiárido. A transposição de águas de outras bacias, como do Rio São Francisco, já em curso, e do Rio Tocantins, a dessalinização da água do mar e das águas subterrâneas, a diminuição das perdas nas redes de abastecimento humano, o aumento da eficiência na irrigação e o reúso de água são alternativas que devem ser estudadas e melhor desenvolvidas na região, com a gestão dos recursos hídricos sendo feita de forma integrada.

A agricultura, sendo responsável por 62% da demanda de água do Estado do Ceará, é a principal responsável tanto pelo sustento da população do campo como pelas altas taxas de exportação de produtos irrigados no Estado. O efeito direto da estiagem entre 2012 e 2016 é mostrado na Figura 8, que apresenta a evolução da vazão liberada para os perímetros irrigados do Ceará nesses últimos cinco anos. Os dados fornecidos pela COGERH mostram que as vazões liberadas para os oito maiores perímetros irrigados do Estado caiu de 0,72 bilhões de m³/ano (22,95 m³/s) para 0,11 bilhões de m³/ano (3,58 m³/s), de 2012 a 2016, representando uma diminuição de 84,4% no volume de água disponibilizado para irrigação, de tal

forma que desde 2015 a vazão liberada para seis dos oito principais perímetros irrigados do Estado é nula ou praticamente nula. Em situações de secas prolongadas, é natural a diminuição da oferta para a agricultura em termos de gestão dos recursos hídricos, mas segundo Coelho et al. (2005) o aumento da eficiência da irrigação a partir do manejo adequado e da otimização da tecnologia é fundamental para melhorar o cenário do sistema durante as secas. Segundo Saraiva et al. (2012), o Ceará possui quase 85% dos seus sistemas de irrigação do tipo menos eficiente, pelos métodos de aspersão e de superfície, que possuem rendimentos entre 50% e 75%.

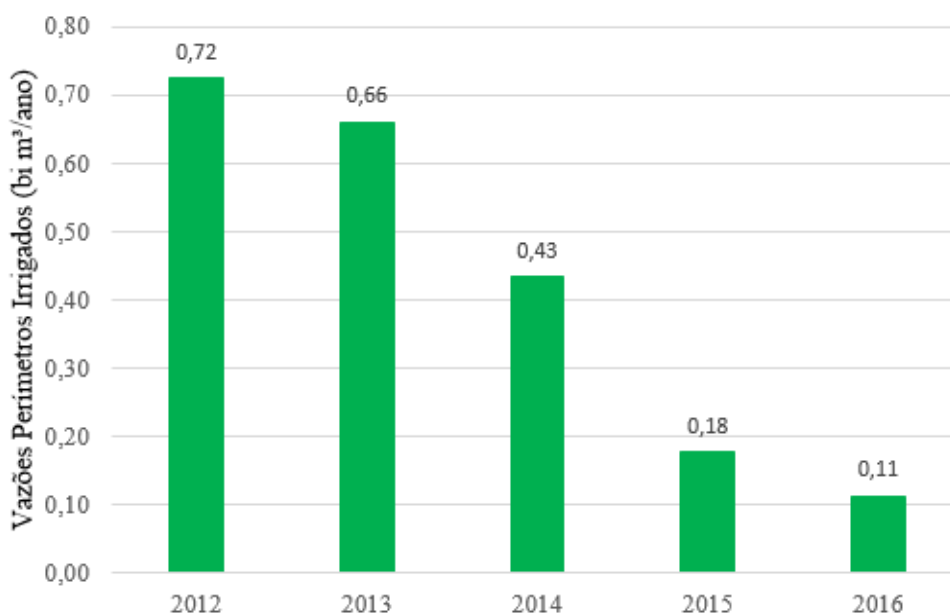


Figura 8 - Evolução da Vazão Anual Liberada para Perímetros Irrigados no Ceará

O consumo populacional também apresentou situação crítica no período de 2012 a 2016. A Defesa Civil apresentou no início de 2017 uma atualização para os municípios que se encontravam em estado de emergência devido à estiagem. Verifica-se que 137 municípios possuíam situação reconhecida, enquanto apenas 47 apresentavam normalidade em relação à falta de água. A solução

mais utilizada para os casos em que os municípios decretam estado de emergência devido à seca foi a transferência de água de uma região para outra em regime de urgência por meio de adutoras de montagem rápida ou por meio de carros-pipa. Os dados levantados pelo exército brasileiro, da evolução da quantidade de pessoas atendidas pela operação carro-pipa de 2012 a 2016, mostram

que esse número subiu de 648.162 para 957.464 pessoas atendidas. Esse número indica que 20% da população do interior do Estado estava sendo atendida pelos carros-pipa do exército no início do ano de 2017. Tal número mostra que as secas continuam a impactar um alto percentual da população, como relatado por Alvargonzalez (1984), onde, na seca de 1792, 33% da população foi a

órbito devido aos efeitos da severa seca. A Tabela 2 apresenta a evolução da quantidade de pessoas atendidas, os pontos de abastecimento e a quantidade de veículos disponibilizada pelo exército entre os anos de 2012 e 2016. Vale ressaltar que o exército brasileiro atua em distritos e comunidades rurais, enquanto a defesa civil estadual apenas em sedes municipais.

Tabela 2 - Evolução da População Atendida pela Operação Carro-Pipa do Exército Brasileiro no Estado do Ceará

Situação	2012	2013	2014	2015	2016	2016
População Atendida	648.162	810.877	858.636	874.147	957.464	153
Pontos de Abastecimento	7.744	9.682	11.290	14.510	15.997	28
Quantidade de Veículos	726	1.010	1.166	1.550	1.708	557

A situação do Estado apresentou-se extremamente preocupante no início do ano de 2017, com os recursos hídricos praticamente esgotados e os prognósticos de precipitações nada animadores. Tais fatos ligam o alerta para uma gestão cada vez mais eficiente dos recursos hídricos, para as diminuições das perdas nos sistemas de abastecimento da população e da irrigação e para a procura de novas fontes de abastecimento, visto que a demanda de água tende a aumentar com o passar do tempo, seja pelo aumento populacional, seja pelo desenvolvimento tecnológico da região. O exemplo do Estado do Ceará serve de alerta para outras regiões que sofrem ou venham a sofrer com secas prolongadas.

Comparando-se os Estados do Nordeste pode-se perceber um panorama médio dos impactos da seca prolongada nos recursos hídricos da região. A Figura 9 apresenta uma comparação entre o reservatório equivalente da região como um todo e de alguns dos seus respectivos Estados. Dos dados apresentados pela Agência Nacional de Águas (ANA), a região Nordeste apresentou uma diminuição nas águas armazenadas no reservatório equivalente de 44,9% para 17,3% entre 2012 e 2016. Conforme Marengo et al. (2016), era esperado que a seca não impactasse os reservatórios dos Estados de maneira igual. O Estado do Ceará foi o que apresentou a queda mais acentuada, saindo de um percentual de acúmulo de

53,4% em 2012 para 7,7% em 2016. Paraíba, Pernambuco e Rio Grande do Norte foram bastante afetados pelo período de estiagem, enquanto Bahia e Piauí não sofreram impactos tão grandes. Tal resultado corresponde aos Estados mais impactados dentro do Polígono das Secas conforme Duque (1980). O conceito de reservatório equivalente considera apenas os reservatórios com capacidade de acúmulo acima de 10 hm³. Os dados de precipitação fornecidos pela ANA, apresentados na Figura 10, mostram a evolução de precipitação média anual comparando-se Nordeste e Ceará, entre os anos de 2007 e 2016. Apesar desse resultado, vale lembrar que outras variáveis impactam diferentemente os níveis dos reservatórios para cada Estado, por exemplo as taxas de evaporação e as políticas de gerenciamento das águas.

O total anual precipitado no Estado do Ceará foi sempre menor que a média encontrada para a região Nordeste. Conclui-se também que sete dos últimos dez anos apresentaram chuvas anuais abaixo da média histórica no Estado, com apenas os anos de 2008, 2009 e 2011 apresentando chuvas acima dessa média anual histórica. A média considerada no presente artigo foi de 874,9 mm, conforme estudos realizados por Barreto et al. (2012) a partir dos dados de 342 postos pluviométricos de 1911 a 1990, assim apresentada na Figura 10.

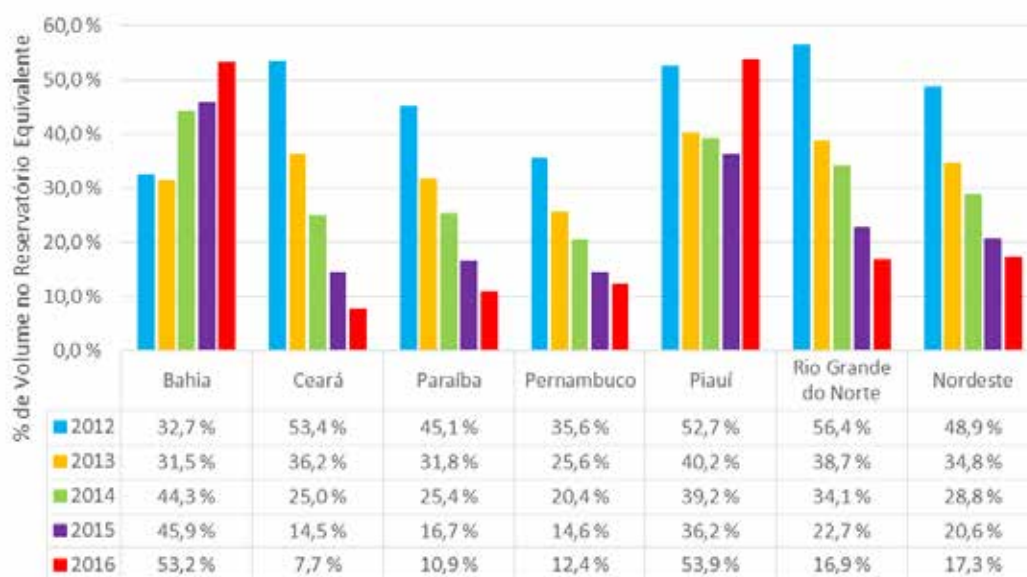


Figura 9 - Evolução do Reservatório Equivalente na Região Nordeste

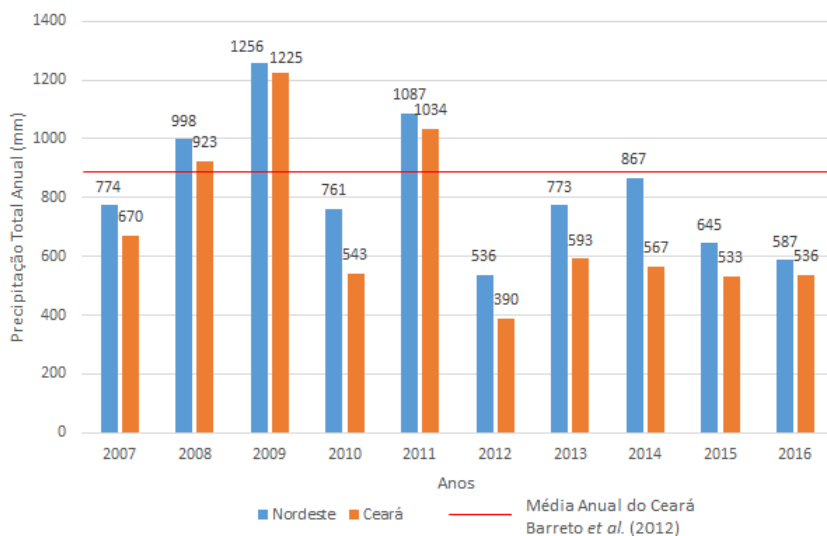


Figura 10 - Evolução da Precipitação Anual Nordeste x Ceará

Enquanto o Estado do Ceará vivia uma das piores secas prolongadas de sua história, a Região Metropolitana de São Paulo atravessava no período 2014-2015 sua pior crise hídrica dos últimos 60 anos. Segundo Coutinho et al. (2015), o principal impacto da seca foi sentido no Sistema Cantareira, chegando a registrar um percentual de acúmulo abaixo do seu volume útil e utilizando-se dos volumes mortos do sistema a partir de maio de 2014. O Sistema Cantareira foi concluído na década de 1980 com a função de abastecer 8,8 milhões de pessoas na

Região Metropolitana de São Paulo a partir da captação e do tratamento de água, com produção de 33 m³/s, sendo composto por seis barragens interligadas e uma estação de bombeamento para transportar a Serra da Cantareira. Caso ocorram eventos que levem a crises hídricas severas, pode-se fazer o uso da chamada reserva técnica do Sistema Cantareira, conhecido como “volume morto”, localizado abaixo das estruturas operacionais dos reservatórios e sendo acessível apenas por bombeamento. Tal “volume morto” tem potencial para adicionar

cerca de 480 bilhões de litros de água no sistema (NETO, 2016; SORIANO et al., 2016).

De forma a ilustrar os fenômenos ocorridos nos dois Estados, a Figura 11 apresenta a evolução do percentual de acúmulo do sistema Cantareira e do açude Castanhão, ao final de cada ano, entre os anos de 2011 e 2016. Nota-se que entre os anos de 2013 e 2014 o acúmulo do Sistema Cantareira decaiu de 45,2% no final de 2013 para 5,3% no final de 2014, recuperando-se a partir de então para 58,3% no final de 2016, com esses valores já considerando os volumes das reservas técnicas utilizadas. Para o açude Castanhão, o nível de acúmulo só diminuiu durante o período, decaindo de 73,7% no final do ano de 2011 para 5,1% no final de 2016.

Diferentemente do Ceará, a estiagem em São Paulo ocorreu em um período de tempo menor, concentrada durante dois anos. Segundo Marengo et al. (2015), o mês de janeiro de 2014 foi considerado o mais seco dos últimos 42 anos na região do Sistema Cantareira, com uma precipitação medida em 87,9 mm, quando a média histórica, considerada entre 1983-2014, era de 268 mm. As bacias que contribuíam para os reservatórios também apresentaram afluentes inferiores à média, com a vazão medida em 2014 de 11,3 m³/s, com a média entre 1930 e 2013 atingindo o valor de 44,1 m³/s.

O Cantareira e o Castanhão são reservatórios plurianuais, ou seja, são dimensionados para suportar alguns anos de baixas precipitações. A capacidade do Açude Castanhão é de 6,7 bilhões de m³, com 250 milhões de m³ de volume morto, e a do Sistema Cantareira é de 1,462 bilhões de m³, sendo 480 milhões de m³ referentes às três reservas técnicas. Em São Paulo, o Sistema Cantareira utilizou duas das três reservas técnicas dimensionadas, a primeira em maio de 2014, adicionando 182,5 milhões de m³ de água ao sistema, ou 18,5% sobre o volume total e a segunda em novembro de 2014, adicionando 105 milhões de m³ de água, ou 10,6% sobre o volume total. Além do acionamento das reservas técnicas, neces-

sitando de bombeamento e aumentando os custos com energia, foram realizadas obras emergenciais de captação e incentivos à redução de consumo da população por meio de bônus para quem reduziu voluntariamente seu consumo e ônus para quem aumentou o mesmo, em relação à média do período prévio à crise. No Ceará, a Região Metropolitana de Fortaleza, capital do Estado, sentiu a crise hídrica por meio da tarifa de contingência na cobrança da água, o que buscou incentivar a redução do consumo, embora não tenha ocorrido racionamento, diferentemente da população do interior, em especial no sertão central, que sofreu de forma mais acentuada com a escassez de água.

Os impactos das secas recentes não foram exclusividade das regiões brasileiras. Na Califórnia, nos Estados Unidos, o período 2012 a 2014 está entre os cinco piores da região, segundo Mao et al. (2015). Na Austrália, na região Sudeste, entre os anos de 2001 e 2009 ocorreu a chamada seca milenar, considerada a pior seca já registrada na história do país, segundo van Dijk et al. (2013), causando prejuízos extremos aos recursos hídricos e consequentemente à população. Os resultados obtidos para o Brasil, considerando Ceará, Nordeste e São Paulo, aqui descritos, e os já obtidos em outros países, corroboram que os eventos de seca ocorrem sistematicamente em todo o mundo, com variabilidade em termos de severidade em todas as épocas. Os prognósticos de piora do quadro de secas devido às mudanças climáticas não devem ser uma preocupação maior em relação às que naturalmente deve-se ter com relação à segurança hídrica, até pelo fato de a confiabilidade nos dados de temperatura e de precipitações ter uma história bastante recente em comparação à idade do nosso planeta. Variações climáticas já ocorreram e continuarão a ocorrer, de forma que o real problema deve estar focado na gestão integrada dos nossos recursos hídricos, principalmente com o aumento da eficiência dos sistemas e a diminuição das perdas, de forma que se possa atender um número maior de usos e usuários de acordo com seus reais crescimentos.

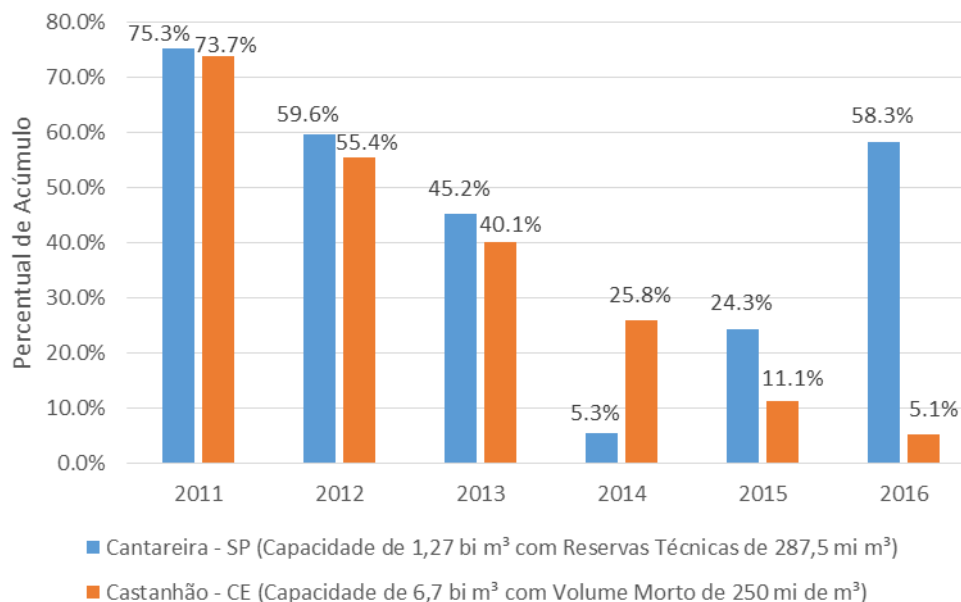


Figura 11 - Comparação dos Percentuais Acumulados entre 2012 e 2016 (Sistema Cantareira - São Paulo x Açude Castanhão - CE)

4 CONCLUSÕES

A pesquisa apresentou uma breve análise dos efeitos de uma seca prolongada em uma região semiárida, no caso para o Estado do Ceará, durante cinco anos ininterruptos. Além disso, pôde-se comparar os efeitos com outros Estados situados na mesma região climática e com essa região como um todo; também ilustrou-se os efeitos das crises hídricas nos níveis dos principais reservatórios responsáveis pelo abastecimento entre o Ceará e São Paulo, Estado pertencente a outra região climática. Os principais resultados do estudo são apresentados a seguir:

- Em termos de precipitações, o Estado do Ceará apresentou todos os cinco anos do período 2012 - 2016 com chuvas abaixo da média durante sua quadra chuvosa. Os desvios percentuais em relação à média histórica do Estado são compilados a seguir: -50,7 % no ano de 2012, -37,7% no ano de 2013, -24,0% no ano de 2014, -30,6% no ano de 2015 e -45,2% no ano de 2016.

- Durante o período 2012 - 2016, três anos estão entre os dez piores em termos de precipitação na

quadra chuvosa no Estado: 2012, 2013 e 2016, com valores entre 300 mm e 400 mm. Apesar de não serem os anos com menores níveis de chuva registrados na história, estando os menores na faixa entre 200 mm e 300 mm, percebe-se a grande diferença em relação à média histórica, essa em torno de 600 mm na quadra chuvosa cearense.

- De 2004 a 2011, a média de aporte dos reservatórios monitorados pela COGERH era de 7,67 bilhões de metros cúbicos por ano. No período de 2012 a 2016, a média de aporte dos reservatórios foi de 0,91 bilhão de metros cúbicos por ano. O volume armazenado nesses açudes caiu de 85,15% para 6,90%, representando uma queda de 78,25% nos níveis volumétricos dos reservatórios.

- Apesar do baixo aporte e da grande queda no nível dos açudes, o percentual acumulado por bacia hidrográfica foi bastante variável ao final de 2016: as bacias da região central, como a do sertão de Crateús, do médio e do baixo Jaguaribe apresentaram percentuais praticamente nulos. Já as bacias litorâneas, como a do Coreaú e a do Litoral apresentaram percentuais próximos a 25%. Isso

evidencia a variabilidade da oferta de água dentro do próprio Estado.

- Com a diminuição dos níveis de acumulação dos reservatórios do Estado, o número de rios perenizados caiu de 88 para 28 no período. A extensão desses rios perenizados caiu de 2535 km para 557 km, representando uma redução de 78%. A vazão ofertada pelos sete maiores reservatórios decresceu de 60,70 m³/s para 15,81 m³/s, uma redução de 74%.

- Os efeitos diretos na irrigação e no consumo populacional, as duas maiores demandas do Estado, foram sentidos da seguinte forma: a vazão ofertada para os principais perímetros irrigados caiu de 22,95 m³/s para 3,58 m³/s, uma diminuição de 84,4%; no final do ano de 2016, 137 dos 184 municípios do Estado declararam situação de emergência populacional devido à seca.

- Todas essas reduções são esperadas em termos dos conceitos de gestão dos recursos hídricos em situações de seca prolongada. A conclusão final é que investimentos em infraestrutura hídrica, aumento de eficiência dos sistemas de abastecimento e redução de consumo devem continuar sendo feitos para garantia da segurança hídrica, visto que a projeção é de aumento das demandas devido ao crescimento populacional e tecnológico.

- Na comparação com a região Nordeste, concluiu-se que o Ceará apresentou o maior decréscimo de percentual acumulado (-45,7%) em termos de reservatório equivalente. Paraíba, Pernambuco e Rio Grande do Norte apresentam reduções parecidas às do Ceará, -34,2%, -23,2% e -39,5% respectivamente, sofrendo os efeitos da seca prolongada de forma similar. Bahia e Piauí não apresentaram o mesmo perfil de decréscimo do reservatório equivalente, sofrendo de forma menos intensa os efeitos dessa estiagem recente. Vale destacar que as precipitações não são as únicas a explicarem os efeitos sentidos pelos níveis dos reservatórios, mas a evaporação local e

as diferentes políticas de gerenciamento de cada Estado contribuem para isso.

- Na comparação entre os principais sistemas de abastecimento com o Estado de São Paulo, verificou-se que tanto o Sistema Cantareira quanto o Açude Castanhão apresentaram diminuições no percentual acumulado em valores semelhantes, porém em durações diferentes: o Cantareira decresceu seu percentual para atingir o volume morto em apenas dois anos, 2014-2015, enquanto o Castanhão atingiu percentuais de acúmulo muito próximos somente no período 2015-2016, ou seja, nos dois últimos anos da seca prolongada de cinco anos.

Por fim, cabe salientar que problemas relacionados a baixas precipitações voltarão a ocorrer, dada a natureza cíclica dos eventos meteorológicos, e a tendência é que as crises sejam maiores devido ao crescimento populacional, caso novas alternativas não sejam encontradas. Dessa forma, uma gestão cada vez mais eficiente dos recursos hídricos será fundamental para atravessarmos as futuras crises.

5 REFERÊNCIAS

ALVARGONZALEZ, R. **O desenvolvimento do Nordeste árido**. Ministério do Interior / DNOCS: Fortaleza, 539 p., 1984.

ALVES, J. M. B., SOUZA, E. B., REPELLI, C. A. **Principais Secas Ocorridas Neste Século no Estado do Ceará: Uma Avaliação Pluviométrica**. Anais do X Congresso Brasileiro de Meteorologia e VIII Congresso da FLISMET. Brasília, DF, 1998.

ANA. **Agência Nacional de Águas**. Disponível em: <<http://www2.ana.gov.br/Paginas/default.aspx>>. Acesso em: 16 jan. 2017.

ANA – Agência Nacional de Águas. **Fatos e Tendências: Água**. Brasília, 2009.

ANA – Agência Nacional de Águas. **Monitor de Secas do Nordeste do Brasil**. Disponível em: <<http://monitordesecas.ana.gov.br/>>. Acesso em: 15 fev. 2017.

BARRETO, H.B.F.; SANTOS, W.O.; CRUZ, C.M. Análise da distribuição da precipitação pluviométrica média anual no Estado do Ceará. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**. v. 7, n. 2, p. 122 – 128, 2012.

CAMPOS, J.N.B. **A água e a vida: textos e contextos** / José Nilson B. Campos. - Fortaleza: ABC Fortaleza, 142 p., 1999.

COELHO, E.F., COELHO FILHO, M.A., OLIVEIRA, S.L. Agricultura Irrigada: Eficiência de Irrigação e de Uso de Água. **Revista Bahia Agrícola**. v. 7, n. 1, set. 2005.

COGERH. **Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos**. Disponível em: <<http://www.hidro.ce.gov.br/>>. Acesso em: 7 jan. 2017.

COUTINHO, R.M.; KRAENKEL, R.A.; PRADO, P.I. Catastrophic Regime Shift in Water Reservoirs and São Paulo Water Supply Crisis. **Journal PLOS ONE**, 10 (9), 2015.

DNAEE – Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica. **Plano nacional de recursos hídricos**. Brasília, 2006.

DUQUE, J.G. **Solo e água no polígono das secas**. 5. ed. Mossoró: Fundação Guimarães Duque, 1980.

FREITAS, M.A.S. **O Fenômeno das Secas no Nordeste do Brasil: Uma Abordagem Conceitual**. Anais do IX Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste. Bahia, 2008.

FUNCEME. **Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos**. Disponível em: <<http://www.funceme.br/>>. Acesso em: 10 set. 2016.

GOMES, J.L.; BARBIERI, J.C. **Gerenciamento de recursos hídricos no Brasil e no Estado de São Paulo: um novo modelo de política pública**. Cadernos EBAPE.BR, v. II, n. 3, p. 1 – 21, 2004.

JACOBI, P.R. CIBIM; J. LEÃO, R.S. Crise hídrica na Macrometrópole Paulista e respostas da sociedade civil. **Estudos avançados**. São Paulo. v. 29, n. 84, 2015.

LEI DAS ÁGUAS. **Lei N° 9.433, de 8 de Janeiro de 1997: Da Política Nacional de Recursos Hídricos**. Presidência da República, Casa Civil, Subchefia para Assuntos Jurídicos. 1997. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9433.htm>. Acesso em: 25 nov. 2016.

MAO, Y.; NIJSSSEN, B.; LETTENMAIER, D.P. Is climate change implicated in the 2013 –2014 California drought? A hydrologic perspective. **Geophysical Research Letters**. n. 42, p. 2805 – 2813, 2015.

MARENGO, J.A.; CUNHA, A.P.; ALVES, L.M. A seca de 2012-15 no semiárido do Nordeste do Brasil no contexto histórico. **Revista Climática – Edição Comemorativa de 30 anos**, 2016.

MARENGO, J.A.; NOBRE, C.A.; SELUCHI, M.E.; CUARTAS, A.; ALVES, L.M.; MENDIONDO, E.M.; OBREGÓN, G.; SAMPAIO, G. A seca e a crise hídrica de 2014-2015 em São Paulo. **Revista USP**. n. 106, p. 31-44, 2015.

MCFARLANE, D.; STONE, R.; MERTENS, S.; THOMAS, J.; SILBERSTEIN, R.; ALI, R.; HODGSON, G. Climate change impacts on water yields and demands in south-western Australia. **Journal of Hydrology**. 475, p. 488 – 498, 2012.

MONZONIS, M.P.; SOLERA, A.; FERRER, J.; ESTRELA, T.; ARQUIOLA, J.P. A Review of Water Scarcity and Drought Indexes in Water Resources Planning and Management. **Journal of Hydrology**. 527, p. 482 – 493, 2015.

NETO, J. C. C. A crise hídrica no Estado de São Paulo. **Geosp – Espaço e Tempo (Online)**, v. 19, n. 3, p. 479-484, 2016.

NETO, S.J.S.; BARRETO, H.B.F.; SANTOS, W.O.; AMARAL JUNIOR, V.P.; MAIA, P.M.; FREIRE, F.G.C. **Variabilidade Espacial Pluviométrica do Estado do Ceará para o Mês de Fevereiro**. Anais do IV Workshop Internacional de Inovações Tecnológicas na Irrigação. Ceará, 2012.

PALMER, W.C. **Meteorological Drought**. Office of Climatology. Weather Bureau, Research Paper n. 45, 58p. Washington, 1965.

PORTO, R.L.; PORTO, M.F.A.; PALERMO, M. A ressurreição do volume morto do Sistema Cantareira na Quaresma. **Revista DAE**. n. 197, p. 18 – 25, 2014.

REBOUÇAS, A.C., BRAGA, B., TUNDISI, J.G. **Águas Doces no Brasil: Capital Ecológico, Uso e Conservação**. 3° ed. São Paulo: Escrituras, 2006. 748 p.

REBOUÇAS, A. C. **Le problème de l'eau dans la zone semi-aride du Brésil**. Evaluation des ressources, orientation pour la mise en valeur: Strasbourg, 1973. Thèse (doctorat D'État), Université de Strasbourg, France, 1973. 285 p.

RÊGO, T.C.C.C. **Proposta Metodológica para Gestão de Secas: O Caso da Bacia do Alto Jaguaribe, Ceará**. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2008. 193 f.

SABESP. **Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo**. Disponível em: <<https://www.nivelaguasaopaulo.com/cantareira>>. Acesso em: 15 mai. 2017.

SANTOS, D.C.; MEDEIROS, R.M.; BRITO, J.I.B. **Padrão Espacial Pluviométrico no Estado do Ceará**. I Workshop Internacional Sobre Água no Semiárido Brasileiro, Paraíba, 2014.

SARAIVA, K.R., SOUZA, F. de, SANTOS, E.M. dos, LIMA, A.D. **Cenário da Irrigação no Nordeste do Brasil Segundo o Censo Agropecuário 2005-2006**. IV WINOTEC - Workshop Internacional de Inovações Tecnológicas na Irrigação. Fortaleza : CE, 2012.

SORIANO, E.; LONDE, L.R.; GREGORIO, L.D.; COUTINHO, M.P.; SANTOS, L.B.L. Crise hídrica em São Paulo sob o ponto de vista dos desastres. **Revista Ambiente & Sociedade**. v. XIX, n. 41, p. 21 – 42, 2016.

SOUZA, J.W.F. **Política e Seca no Ceará. Um Projeto de Desenvolvimento para o Norte (1869 – 1905)**. Tese (Doutorado em História Econômica), Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009. 265 f.

SOUZA, E.B.; ALVES, J.M.B.; REPELLI, C.A. **A Variabilidade Espacial da Precipitação sobre o Estado do Ceará**. Anais do IX Congresso Brasileiro de Meteorologia. Campos do Jordão, 1996.

SRH. **Secretaria dos Recursos Hídricos – Governo do Estado do Ceará**. Disponível em: <<http://www.srh.ce.gov.br/>>. Acesso em: 11 jan. 2017.

SRINIVASAN, V.; KONAR, M.; SIVAPALAN, M. A dynamic framework for water security. **Water Security Journal**. v. 1, p. 12 – 20, 2017.

THOMSON, A.M.; BROWN, R.A.; ROSENBERG, N.J.; IZAURRALDE, R.C.; SRINIVASAN, R. Climate change impacts for the conterminous USA: An integrated assessment. Part 4: Water resources. **Climatic Change**. 69, p. 67 – 88, 2005.

TRENBERTH, K.E. The Definition of El Niño. **Bulletin of the American Meteorological Society**. v. 78, n. 12, p. 2771 – 2777, 1997.

VAN DIJK, A.I.J.M.; BECK, H.E.; CROSBIE, R.S.; JEU, R.A.M.; LIU, Y.Y.; PODGER, G.M.; TIMBAL, B.; VINEY, N.R. The Millennium Drought in southeast Australia (2001–2009): Natural and human causes and implications for water resources, ecosystems, economy, and society. **Water Resources Research – AGU Journal**. v. 29, i. 2, p. 1040 – 1057, 2013.

WINSTANLEY, D. **Climate Aspects of Water Supply Planning**. World Water and Environmental Resources Congress 2005. Anchorage, Alaska, United States. May 15–19, 2005.

Validação do método analítico em CLAE com derivatização pós-coluna para a quantificação de carbamatos em água de abastecimento público

Validation of the analytical method in HPLC with post-column derivatization for the quantification of carbamates in public water supply

• **Data de entrada:**
23/08/2017

• **Data de aprovação:**
02/10/2017

Alcione Aparecida de Almeida Alves* / Giselle Louise de Oliveira Ruiz / Maurício Luiz Sens / Thyara Campos Martins Nonato DOI: 10.4322/dae.2018.024

Resumo

O objetivo deste estudo foi validar o método analítico em cromatografia líquida de alta eficiência com detector de fluorescência e derivatização pós-coluna para quantificar os carbamatos carbaril, metomil e carbofurano em água de abastecimento público. Os resultados de validação do método garantiram o atendimento às exigências das aplicações analíticas quanto a seletividade, linearidade, intervalo, precisão, exatidão, limite de detecção e limite de quantificação. A aplicação de duas fases móveis e o decréscimo no tempo de detecção dos picos cromatográficos foram considerados aspectos relevantes e positivos, pois auxiliaram na redução de reagentes e no tempo de execução da análise, respectivamente.

Palavras-chave: Validação de método. Agrotóxicos. Água de abastecimento.

Abstract

The objective of this study was to validate the analytical method in high performance liquid chromatography with fluorescence detector and post-column derivatization to quantify the carbamates carbaryl, methomyl and carbofuran in public water supply. The validation results of the method ensured the requirements of the analytical applications regarding the selectivity, linearity, interval, precision, accuracy, detection limit and quantification limit. The application of two mobile phases and the decrease in the detection time of the chromatographic peaks were considered relevant and positive aspects, as they aided in the reduction of reagents and in the execution time of the analysis, respectively.

Keywords: Validation of analytical method. Pesticides. Water supply.

Alcione Aparecida de Almeida Alves – Professora da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS).Doutoranda no Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

Giselle Louise de Oliveira Ruiz – Técnica em Saneamento pelo Instituto Federal de Santa Catarina (IFSC).Graduanda em Engenharia Civil da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

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 (ENSCR).

Thyara Campos Martins Nonato – Doutora em Engenharia Sanitária e Ambiental (UFSC).Pós-doutoranda em Engenharia Ambiental (UFSC).

***Endereço para correspondência:** Laboratório de Potabilização de Águas, ENS, CTC, UFSC -Campus Reitor João David Ferreira Lima, s/n -Bairro Trindade, CEP: 88040-970, Florianópolis/Santa Catarina. E-mail: alcione.almeida@uffs.edu.br.

1 INTRODUÇÃO

Os carbamatos representam um grupo químico importante de compostos orgânicos que possuem ampla utilidade agrícola e são encontrados nas diferentes subclasses de agrotóxicos, tais como herbicidas, inseticidas e fungicidas (CHATURVEDI, 2012). Dentre os carbamatos, o carbaril, o metomil e o carbofurano pertencem à classe de compostos instáveis derivados do ácido carbâmico ($\text{H}_2\text{N}-\text{COOH}$) (ANVISA, 2017), são classificados como termicamente lábeis e polares e identificados pela presença das ligações $\text{O}-\text{CO}-\text{NH}$ (ADAMS; BARON, 1965).

Esses compostos possuem como principais rotas de contato com ser humano o solo após a sua aplicação nas culturas de algodão, trigo, milho, soja, arroz, feijão, tomate, sorgo, dentre outros (ANVISA, 2017; SALIH et al., 2017), os mananciais hídricos por processo de lixiviação e escoamento superficial (SAXENA et al., 2014; KENNEDY et al., 2015) e as águas de abastecimento público devido à captação de águas superficiais contaminadas por estes agrotóxicos (DORES; FREIRE, 2001; MARQUES et al., 2006).

Quando a população é exposta a carbamatos por contato dérmico, inalação ou ingestão, os principais efeitos colaterais estão vinculados ao aumento das secreções corporais, broncoconstrição, hipotensão, contração muscular espasmódica, paralisia muscular e convulsão seguida de depressão do sistema nervoso central (RANG et al., 2004).

Desta forma, quantificar esses compostos, especialmente nas águas de abastecimento público, é primordial, pois o contato direto com solos, plantas ou mananciais hídricos superficiais contaminados pode ser uma opção, diferentemente da ingestão da água, que é a fonte vital de sobrevivência da população humana.

Dentre as técnicas comumente utilizadas nas análises de determinação e quantificação de car-

bamatos, a Cromatografia Líquida de Alta Eficiência (CLAE) tem apresentado resultados promissores (OUERTANI et al., 2016; TALEBIANPOOR et al., 2017). Além disso, destaca-se pela alta sensibilidade e seletividade quando acoplada a detectores, como, por exemplo, o detector de fluorescência (KOK et al., 1992; JARDIM et al., 2014).

Para quantificar os carbamatos por CLAE com detector de fluorescência, comumente se realiza o pré-condicionamento da amostra, por meio da extração da fase sólida, a qual visa remover seletivamente resíduos de agrotóxicos em amostras de água e pré-concentrá-los (TANKIEWICZ et al., 2011). Entretanto, esse procedimento pode resultar na degradação térmica de grande parte dos agrotóxicos mais polares, dentre eles, os carbamatos (BERNAL et al. 1992); além disso, essa técnica pode ser considerada uma das etapas mais demoradas e complexas da análise.

Portanto, para evitar a degradação desses compostos, reduzir o tempo de realização da análise e quantificar os carbamatos em baixas concentrações (de ng L^{-1} a $\mu\text{g L}^{-1}$), a derivatização pós-coluna tem sido empregada junto à CLAE com detector de fluorescência (USEPA, 2001).

Nesse método analítico, o derivatizador pós-coluna precedido por um cromatógrafo a líquido hidrolisa os analitos (carbamatos) e, por meio de uma reação com NaOH , forma a metilamina, que ao reagir com o-ftaldeído (OPA) e o 2-mercaptoetanol forma um composto fluorescente, o l-hidroxi-etil-tiol-2-metilisoindole, que pode ser identificado no detector de fluorescência do cromatógrafo (CHIRON; BARCELÓ, 1993; USEPA, 2001).

Durante a realização desta análise, usualmente ocorre a aplicação de três fases móveis no cromatógrafo a líquido, as quais são responsáveis por detectar seletivamente os carbamatos metomil, carbofurano e carbaril em aproximadamente 7, 15 e 18 min. de reação e evitar a sobreposição dos picos cromatográficos (USEPA, 2001).

Para Neto (2010), a existência de picos sobrepostos num cromatograma indica nitidamente a coeluição de um interferente que compartilha a mesma massa/carga ou a mesma transição do composto de interesse. Ou, em se tratando de compostos distintos, a sobreposição dos picos cromatográficos poderá ser ocasionada pela relação número de analitos ↑ *versus* tempo de análise ↓.

Desta forma, se o número de carbamatos a serem quantificados for reduzido, a sobreposição dos picos cromatográficos poderá ser evitada, apesar da redução do tempo de análise e de uma fase móvel junto ao cromatógrafo.

Sendo assim, os grandes desafios para o aprimoramento desse método analítico consistem em reduzir a utilização de reagente aplicado à fase móvel e otimizar o tempo de análise, evitando a sobreposição de picos cromatográficos. E, para garantir a qualidade e a confiabilidade dos resultados obtidos, bem como superar esses desafios, torna-se imprescindível a validação do método cromatográfico.

No Brasil, os órgãos que regulamentam a validação de métodos analíticos são a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (Anvisa, 2003) e o Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Instrumental (Inmetro, 2010).

De acordo com a Resolução N° 899/2003 da Anvisa, a validação do procedimento de medição (VPM) deverá garantir por meio de estudos experimentais que o método atenda às exigências das aplicações analíticas, assegurando dessa forma a confiabilidade dos resultados obtidos.

Os parâmetros de validação de métodos analíticos deverão contemplar a seletividade, linearidade, intervalo, precisão, exatidão, limite de detecção

(LD) e limite de quantificação (LQ) (ANVISA, 2003). Esses parâmetros deverão ser aplicados durante o desenvolvimento de um método ou após a realização de modificações de metodologias reconhecidas e/ou aceitas internacionalmente.

Nesse sentido, o objetivo principal deste estudo foi validar o método analítico em CLAE com derivatização pós-coluna para quantificar os carbamatos carbaril, metomil e carbofurano em água de abastecimento.

2 METODOLOGIA

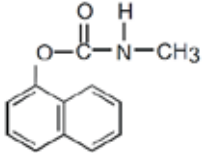
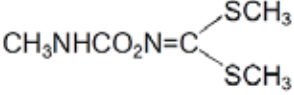
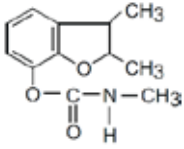
2.1 Reagentes e solventes

Os reagentes e solventes de grau analítico utilizados neste estudo foram os carbamatos carbaril, metomil e carbofurano (Sigma-Aldrich®); a água ultrapura (MilliQ®) e a acetoneitrila (J.T.Baker®) empregadas na fase móvel; o metanol (Merck®), o 2-mercaptoetanol (Merck®), o ácido bórico (Sigma-Aldrich®), o OPA (Sigma-Aldrich®) e o hidróxido de sódio (Synth®) aplicados junto ao derivatizador na reação pós-coluna para formação do composto fluorescente a ser detectado no detector de fluorescência do cromatógrafo a líquido (Thermo Scientific - Dionex UltiMate 3000).

As soluções contendo carbaril, metomil e carbofurano em concentrações de 0,5 e 100 µg L⁻¹ foram preparadas imediatamente antes do uso, por meio de diluição da solução padrão desses carbamatos em acetoneitrila.

Na Tabela 1 estão descritas informações acerca das propriedades físico-químicas e toxicológicas, bem como os principais produtos de degradação dos agrotóxicos analisados neste estudo.

Tabela 1 - Propriedades físico-químicas dos carbamatos carbaril, metomil e carbofurano.

Carbamatos	Estrutura química	Massa Molar (g mol ⁻¹)	DL _{50 ratos} (mg kg ⁻¹)	Principal produto de degradação
Carbaril	 1-naphthyl methylcarbamate	201,2	1	1-naftol
Metomil	 S-methyl N-(methylcarbamoyloxy) thioacetimidate	162,2	21	Metomil metiol Sulfoxide oxime
Carbofurano	 2,3-dihydro-2,2-dimethylbenzofuran-7-yl	221,3	8	3-Cetocarbofuran 3-Hidroxicarbofuran

Nota: (DL) Dose letal. Fonte: Agência Nacional de Vigilância Sanitária (2003).

2.2 Matriz Aquosa

A água de abastecimento público, denominada “água tratada por sistema convencional” (ATSC) utilizada na validação do método analítico proposto por este estudo, foi proveniente da mistura de águas dos rios Cubatão Sul e Vargem do Braço, localizados no Estado de Santa Catarina. Na sequência, a água foi potabilizada por meio do tratamento convencional realizado na Estação de Tratamento de Água (ETA) José Pedro Horstmann (Morro dos Quadros), administrada pela Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN) e localizada no município de Palhoça-SC.

O tratamento convencional contemplou as etapas de coagulação com Policloreto de Alumínio (PAC), filtração rápida por meio de filtros ascendentes (areia), correção de pH com óxido de cálcio (CaO), desinfecção por cloro gasoso (Cl₂), fluoretação por meio da adição de fluorsilicato de sódio (NaSiF₆) e reservação (CASAN, 2013).

Após a reservação, a ATSC foi coletada no Laboratório de Potabilização de Água (LAPOÁ) na

Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) e fortificada com os carbamatos carbaril, metomil e carbofurano.

2.3 Instrumentação e procedimentos

Os procedimentos realizados para a quantificação de carbamatos foram descritos no Método 531.2 (USEPA, 2001). Entretanto, fez-se a remoção da fase móvel composta por metanol.

Todas as amostras de ATSC, bem como os reagentes aplicados à fase móvel foram previamente filtradas em membranas em Fluoreto Polivinidileno (PVDF) de 0,22 µm de poro.

Após a filtração, fez-se a injeção de 1000 µL de carbaril, metomil e carbofurano, por meio de um amostrador automático no cromatógrafo a líquido (Thermo Scientific - Dionex UltiMate 3000), equipado com coluna de fase reversa (cartuchos de octadecil - C18). As reações ocorreram sob 30 °C de temperatura e fluxo de 1,0 mL min⁻¹.

Após a passagem pela coluna de fase reversa C18, os analitos foram hidrolisados em uma reação de derivatização pós-coluna (Pickering PCX 5200®), com 0,075 N de NaOH a 80 °C para formar-se a metilamina, que ao reagir com o OPA e mercaptaetanol produziu o l-hidroxiethyltiol-2-metilisoindole, sendo este composto fluorescente e, portanto, identificável no detector de fluorescência do cromatógrafo (emissão a 340 nm/465 nm).

Na fase móvel, empregada para separação dos picos de absorção, foram utilizados água ultrapura e acetonitrila. Esses sistemas de gradientes de solventes foram mantidos entre 30% e 100%, durante aproximadamente 16 minutos de análise.

Para a construção da curva de calibração (CC), utilizou-se o procedimento de padronização externa, o qual tem por característica comparar a área da substância quantificada na amostra com as áreas obtidas em análises de soluções com concentrações conhecidas e preparadas a partir de um padrão.

E, a fim de possibilitar a validação do método analítico em CLAE com derivatização pós-coluna para a quantificação de carbamatos em água de abastecimento público, os procedimentos descritos na Resolução N° 899/2003 da ANVISA, respectivos a seletividade, linearidade, intervalo, precisão, LD, LQ e exatidão, foram realizados.

2.4 Seletividade

A seletividade se refere à capacidade que um método possui em medir exatamente um composto na presença de outros elementos, tais como impurezas, produtos de degradação e componentes inerentes à matriz (Anvisa, 2003).

Para prever a seletividade do método, realizou-se a análise de quantificação de carbamatos na ATSC e fortificada com 25 µg L⁻¹ de carbaril, metomil e carbofurano, seguido da análise da ATSC sem a presença de carbamatos para, dessa forma, identificar a presença ou ausência de sobreposição de

picos cromatográficos por quaisquer outros compostos existentes na ATSC, bem como demonstrar não haver sobreposição entre os picos cromatográficos dos carbamatos analisados.

2.5 Linearidade e Intervalo

A capacidade de uma metodologia analítica de demonstrar que os resultados obtidos são diretamente proporcionais à concentração do analito na amostra dentro de um intervalo especificado corresponde à linearidade (Anvisa, 2003).

Sendo assim, a linearidade foi averiguada por meio de três CC com seis concentrações, correspondentes a 0,5, 1, 5, 10, 25, 50 e 100 µg L⁻¹ de carbaril, metomil e carbofurano e atestou-se como linearmente aceita a CC com o coeficiente de correlação ($r^2 \geq 0,99$).

O intervalo, que remete à faixa entre os limites de quantificação superior e inferior do método analítico, também foi definido pela CC.

2.6 Precisão

A precisão expressa a proximidade dos resultados obtidos em uma série de medições referente a uma mesma amostra (Anvisa, 2003).

A precisão foi considerada sob duas formas: (i) a precisão intra-corrída por meio da injeção dos padrões de carbaril, metomil e carbofurano em três níveis de concentração, baixo (0,5 µg L⁻¹), médio (50 µg L⁻¹) e alto (100 µg L⁻¹) e; (ii) a precisão inter-corrídas, correspondente a três injeções consecutivas de cada nível de concentração (baixo, médio e alto), com repetição durante dois dias distintos.

A precisão desse método analítico foi expressa considerando o desvio padrão relativo (DPR), conforme apresentado na Equação 1:

$$D_{RP} = \left(\frac{D_P}{C_{MD}} \right) 100 \quad (1)$$

Em que: (D_{RP}) desvio padrão relativo (%); (D_p) desvio padrão ($\mu\text{g L}^{-1}$); (C_{MD}) concentração média determinada ($\mu\text{g L}^{-1}$).

Para a validação do método analítico quanto à precisão, foram admitidos valores < 15 %, conforme determinação prevista na Resolução N° 899/2003 da Anvisa.

2.7 Limite de detecção (LD)

O LD representa a menor quantidade do analito presente em uma amostra que pode ser detectado, entretanto não necessariamente quantificado sob as condições experimentais estabelecidas (Anvisa, 2003). O LD foi calculado considerando os parâmetros da CC e expresso de acordo com a Equação 2.

$$LD = \frac{(DP_a)3}{IC} \quad (2)$$

Em que: (LD) limite de detecção ($\mu\text{g L}^{-1}$); (DPa) desvio padrão do intercepto com o eixo do Y de, no mínimo, 3 curvas de calibração construídas, contendo concentrações do analito próximas ao suposto limite de quantificação ($\mu\text{g L}^{-1}$); (IC) inclinação da curva de calibração.

2.8 Limite de quantificação (LQ)

O LQ corresponde à menor quantidade do analito em uma amostra que pode ser determinada com precisão e exatidão aceitáveis sob as condições experimentais estabelecidas (ANVISA, 2003). Assim como o LD, o LQ foi calculado considerando os parâmetros da CC, sendo expresso de acordo com a Equação 3.

$$LQ = \frac{(DP_a)10}{IC} \quad (3)$$

Em que: (LQ) limite de quantificação ($\mu\text{g L}^{-1}$); (DPa) desvio padrão do intercepto com o eixo do Y de, no mínimo, três curvas de calibração con-

tendo concentrações do analito próximas ao suposto limite de quantificação ($\mu\text{g L}^{-1}$); (IC) inclinação da curva de calibração.

2.9 Exatidão

A exatidão consiste no grau de concordância entre um valor medido e um valor verdadeiro de um mensurando (Inmetro, 2012).

Assim, para a validação do método analítico proposto neste estudo, a exatidão foi expressa pela relação entre a concentração média determinada experimentalmente e a concentração teórica, sendo verificada a partir de nove determinações, com três concentrações (baixa, média e alta) e três réplicas cada.

A exatidão foi considerada dentro dos limites de averiguação da CC, associada aos valores de precisão e descrita por meio da Equação 4.

$$E = \left(\frac{C_{me}}{C_T} \right) 100 \quad (4)$$

Em que: (E) exatidão; (C_{me}) concentração média experimental ($\mu\text{g L}^{-1}$), (C_T) concentração teórica ($\mu\text{g L}^{-1}$).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Figura 1a, referente ao cromatograma da ATSC e fortificada com carbamatos à $25 \mu\text{g L}^{-1}$, pode-se observar a detecção dos picos cromatográficos em 4,763 min (carbaril), 9,983 min (metomil) e 10,613 min (carbofurano).

Segundo a USEPA (2001), por meio da CLAE com detecção de fluorescência e derivatização pós-coluna obtêm-se os picos cromatográficos em 7,323 min (metomil), 15,842 min (carbaril) e 18,402 min (carbofurano).

Logo, o tempo de detecção desses carbamatos foi inferior ao descrito pela USEPA (2001); consequentemente houve a redução do tempo total de realização da análise.

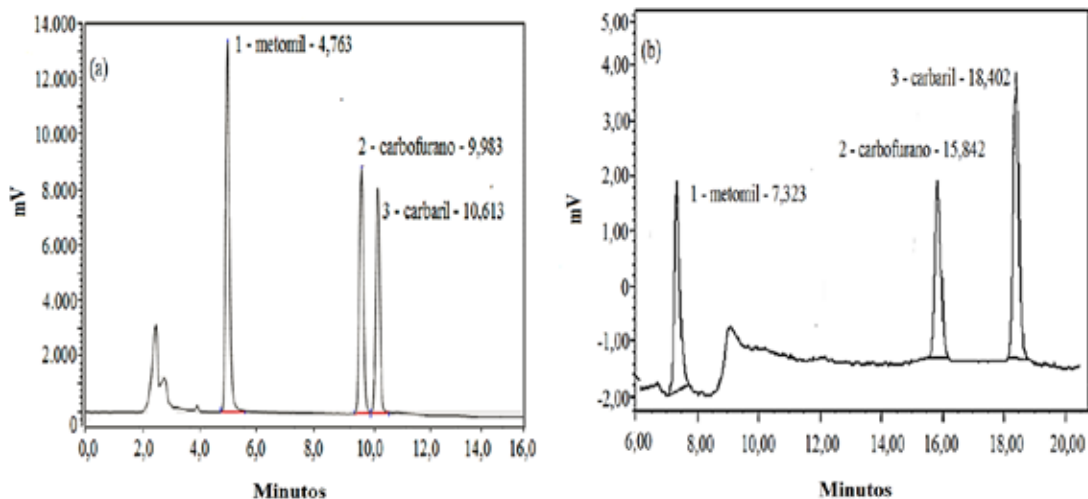


Figura 1 - Detecção dos picos cromatográficos correspondentes ao carbaril, metomil e carbofurano. (a) cromatograma obtido por este estudo; (b) cromatograma obtido pela USEPA (2001).

Constatou-se ainda, por meio dos cromatogramas apresentados nas Figuras 2a ($250 \mu\text{g L}^{-1}$) e 2b ($500 \mu\text{g L}^{-1}$), que o aumento da concentração dos carbamatos na ATSC, considerando o menor tempo de detecção se comparado à USEPA (2001), não ocasionou a sobreposição dos picos cromatográficos.

Entretanto, o metomil (Figura 1d), apesar de detectado, não foi quantificado, pois a altura do

pico cromatográfico foi superior ao valor máximo do eixo y. Sendo assim, a detecção dos picos cromatográficos foi limitada pela concentração desses compostos na ATSC, mas não foi identificada qualquer relação entre a concentração dos carbamatos e a sobreposição dos picos cromatográficos, mesmo após o aumento da concentração de carbaril, metomil e carbofurano em 1.000 e 2.000 %, Figuras 1c e 1d, respetivamente.

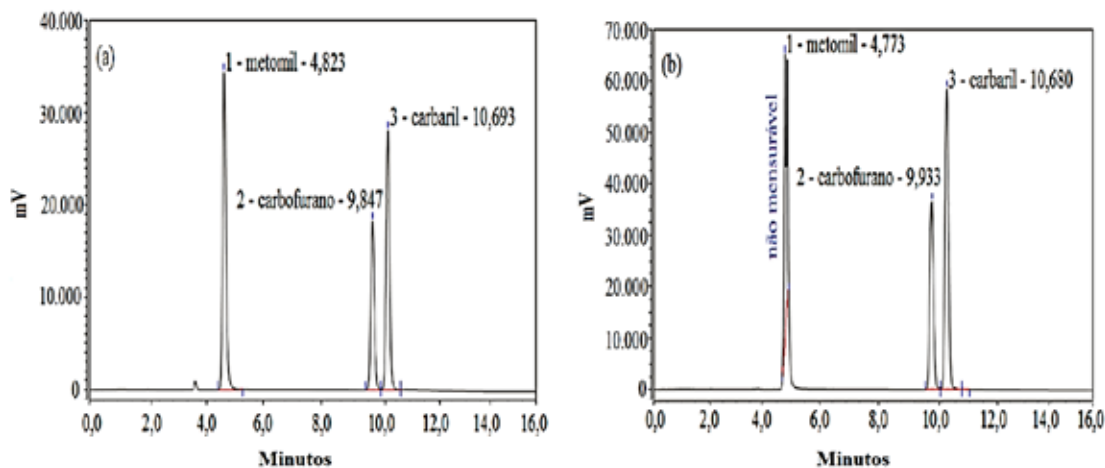


Figura 2 - Detecção dos picos cromatográficos correspondentes ao carbaril, metomil e carbofurano. (a) concentração de $250 \mu\text{g L}^{-1}$; (b) concentração de $500 \mu\text{g L}^{-1}$.

Essa redução em relação ao tempo de detecção dos picos cromatográficos também pode ser constatada por meio da comparação dos resultados obtidos em alguns dos principais estudos de quantificação de carbaril, metomil e carbofurano, por meio do método analítico em CLAE com derivatização pós-coluna, conforme apresentado na Tabela 2.

Tabela 2 - Algumas das principais pesquisas de determinação de carbamatos por meio da CLAE com detector de fluorescência e derivatização pós-coluna.

Tempo de detecção (min)			Autores
Metomil	Carbofurano	Carbaril	
10,67	21,75	22,82	KOK et al. (1990) KOK et al. (1992)
NA	≈ 48	≈ 55	Chiron; Barceló (1993)
6,197	11,325	12,038	McGarvey (1994)
7,323	15,842	18,402	USEPA (2001)
≈ 9	≈ 11	≈ 12	Nogueira et al. (2003)
NA	≈ 19	≈ 21	KOC et al. (2008)
4,763	9,983	10,613	EP

Nota: (NA) não analisado; (EP) esta pesquisa.

Considerando a Tabela 2 e as Figuras 1ab e 2ab, pode-se afirmar que a boa resolução dos picos cromatográficos no menor intervalo de tempo é considerada neste estudo um fator positivo, porque propiciou a redução do tempo total da análise. Consequentemente, obtém-se redução de custos, pois o reagente OPA aplicado junto ao derivatizador pós-coluna é considerado estável durante um período de 36 horas (USEPA, 2001), ou seja, quanto menor o tempo de realização de uma análise, maior o número de amostras analisadas num intervalo de 1,5 dia.

A obtenção de resolução suficiente para que ocorresse a separação de todos os picos cromatográficos no menor tempo de análise, a inexistência de sobreposição destes e o tempo de

detecção do primeiro analito próximo ao eixo y, mas sem o comprometimento quanto a sua quantificação, está relacionado à não saturação da coluna C18 de fase reversa, bem como à força cromatográfica e a seletividade das fases móveis aplicadas à CLAE (SILVA; COLLINS, 2011).

Dessa forma, considera-se que a retirada de uma fase móvel (metanol) não influenciou negativamente quanto à detecção dos picos cromatográficos dos carbamatos carbaril, metomil e carbofurano, possibilitando ainda a eliminação de uso deste reagente durante a análise.

Entretanto, deve-se ressaltar que, quanto maior o número de analitos a serem detectados em uma amostra, mais facilmente ocorre a sobreposição dos picos cromatográficos, fazendo-se necessário, por vezes que todas as fases móveis sugeridas por uma metodologia sejam aplicadas.

3.1 Seletividade

Os cromatogramas respectivos à ATSC sem carbamatos (Figura 3a), após a fortificação ($25 \mu\text{g L}^{-1}$) com carbaril, metomil e carbofurano (Figura 3b), demonstraram a seletividade do método, ou seja, a sua capacidade de medir exatamente os carbamatos na presença de outros possíveis componentes existentes na água de abastecimento público.

Tal constatação demonstrou que as características intrínsecas da ATSC, tais como cor, turbidez e a presença de matéria orgânica natural, não influenciaram a definição dos picos cromatográficos. Assim, a seletividade do método foi comprovada, pois este foi capaz determinar os analitos de maneira inequívoca na presença de outras substâncias susceptíveis de interferirem nessa determinação (LANÇAS, 2004).

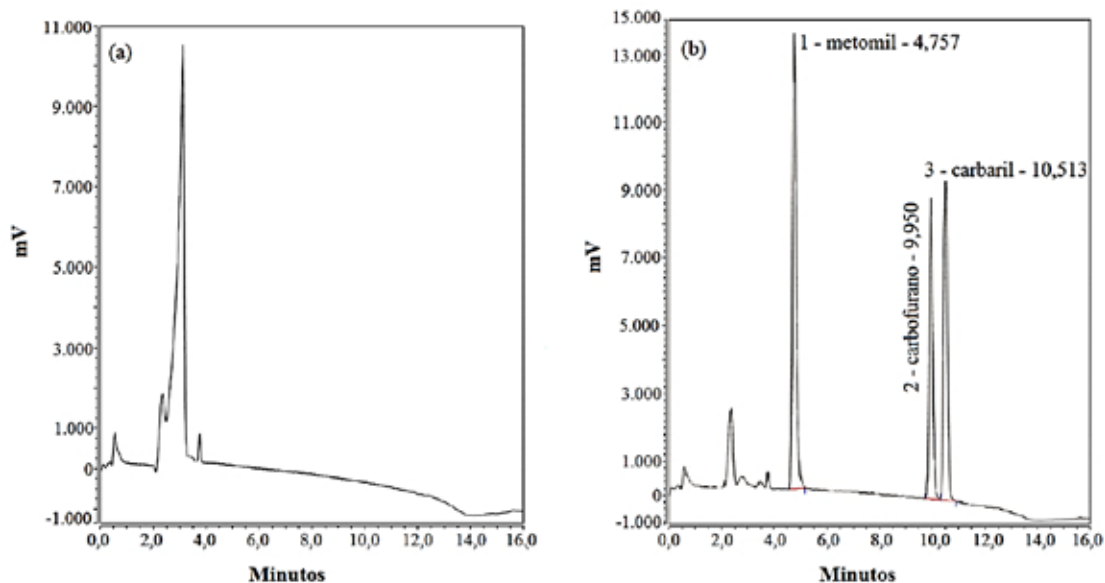


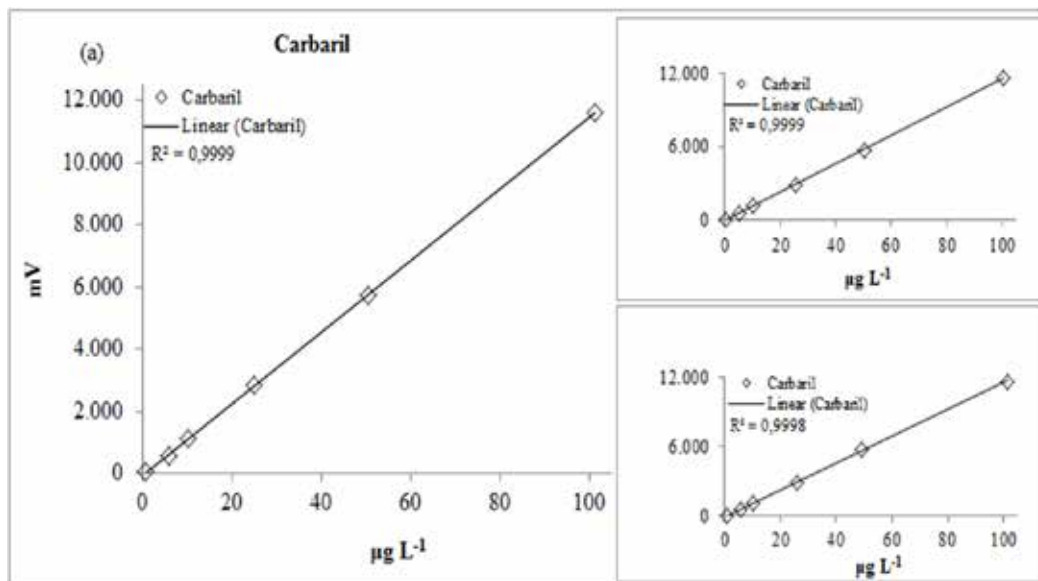
Figura 3 - Cromatograma da água tratada por sistema convencional (a) ATSC sem carbamatos; (b) ATSC fortificada com carbaril, metomil e carbofurano.

Os diferentes tempos de detecção dos picos cromatográficos (Figura 3b) referentes ao metomil, carbofurano e carbaril atestaram não haver sobreposição entre os analitos de interesse, estando, portanto separados entre si e dos demais compostos presentes na amostra.

Nas Figuras 3a e 3b, pode-se constatar ainda, a presença de um composto desconhecido (tempo < 4 minutos), no entanto tal substância inerente à ATSC não influenciou nem se sobrepôs aos picos cromatográficos referentes aos carbamatos.

3.2 Linearidade e intervalo

A linearidade do método foi comprovada por meio dos valores dos coeficientes de correlação linear (CCL) de três curvas de calibração (Figuras 4a, 4b e 4c), referentes aos carbamatos carbaril, metomil e carbofurano, respectivamente. A faixa linear de trabalho, também denominada intervalos da CC, foi de 0,5 µg L⁻¹ a 100 µg L⁻¹.



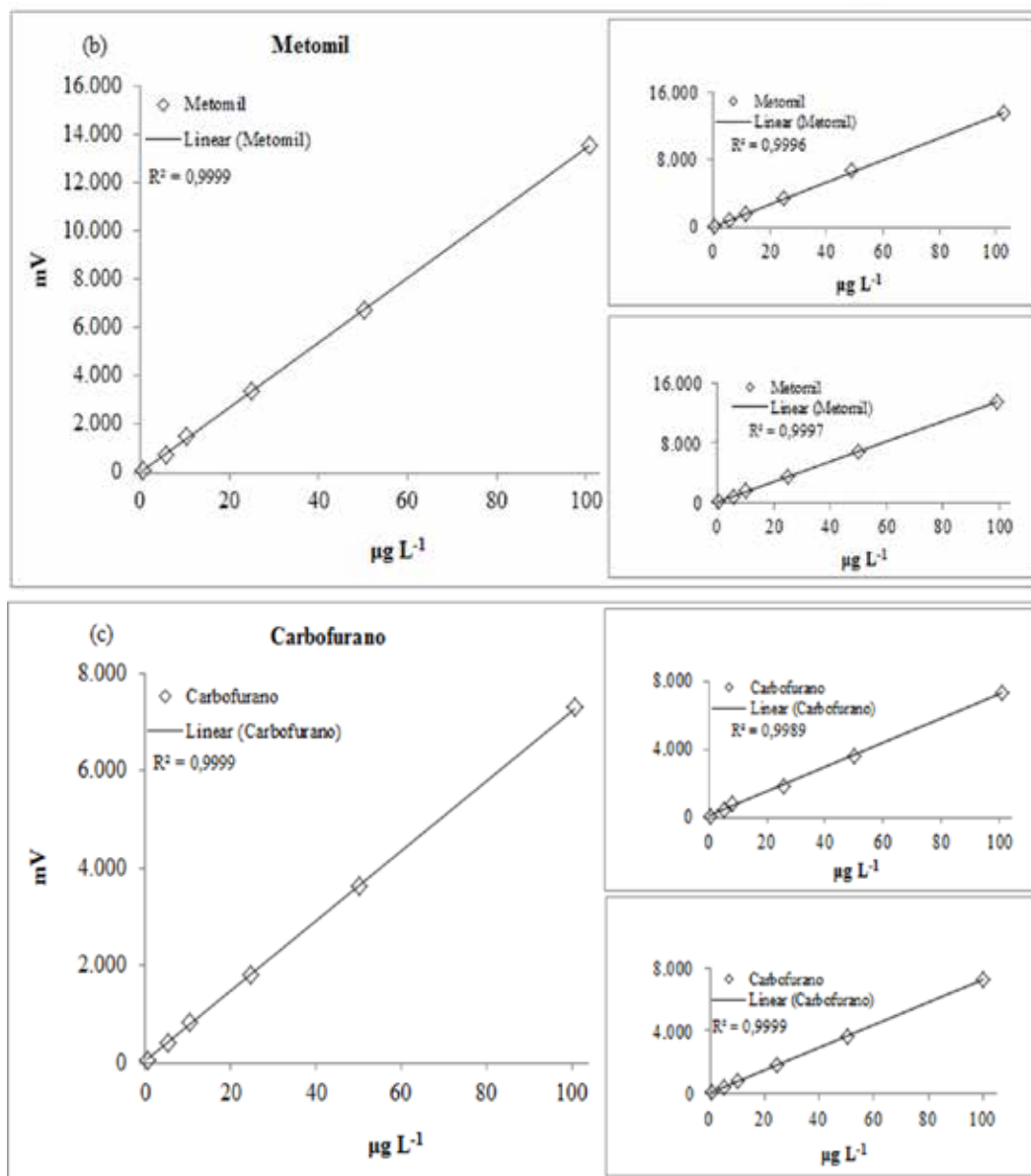


Figura 4 - Curvas de calibração dos carbamatos [0,5 a 100 $\mu\text{g L}^{-1}$], com seus respectivos coeficientes de correlação linear; (a) carbaril; (b) metomil; (c) carbofurano.

A Anvisa (2003) recomenda um CCL igual a 0,99 e o Inmetro (2010), um valor acima de 0,90. De acordo com a Figura 4a-c, o CCL das CC respectivas aos carbamatos atendeu aos valores mínimos estabelecidos pelos órgãos supracitados, sendo todos superiores a 0,99.

Somente a segunda CC, referente ao carbofurano, o CCL foi inferior a 0,999 (0,9989); todos os demais foram superiores, atestando desta forma a linearidade do método.

Segundo Shabir (2003), um CCL maior que 0,999 é entendido como uma evidência de um ajuste ideal dos dados, e quanto mais próximo de 1,0, menor a dispersão do conjunto de pontos experimentais.

Os resultados obtidos em relação à linearidade do método analítico em CLAE com derivatização pós-coluna corroboram o descrito por Kok et al. (1992). Naquele estudo, a linearidade foi considerada satisfatória, pois apresentou CCL entre 0,995

e 1,0 para a determinação de carbamatos, dentre eles o carbaril e o carbofurano.

Resultados similares de linearidade e intervalo foram descritos por Parreira et al. (2001), os quais realizaram a validação de método analítico para a determinação simultânea de carbaril, carbofurano e metomil, dentre outros agrotóxicos, em amostras de águas natural e potável e obtiveram um CCL igual a 0,9999 para o intervalo de concentrações entre 0,50 e 100,00 µg L⁻¹.

3.3 Precisão e exatidão

A precisão inter-corridas e intra-corridas, expressas por meio do DPR, e a exatidão do método analítico podem ser averiguados na Tabela 3. Nesta encontram-se descritos os resultados das médias de nove medições, realizadas em um dia e replicadas no dia seguinte, considerando três níveis de concentração: baixa (0,5 µg L⁻¹), média (50 µg L⁻¹) e alta (100 µg L⁻¹) referentes à ATSC e fortificada com os carbamatos carbaril, metomil e carbofurano.

Tabela 3 - Avaliação da precisão e exatidão do método para análise de carbaril, metomil e carbofurano por CLAE com detector de fluorescência e derivatização pós-coluna.

Analito	Medições*	Primeiro dia			Segundo dia		
		Baixa	Média	Alta	Baixa	Média	Alta
Carbaril	1	0,5219	48,4982	100,4955	0,5104	50,1057	100,4910
	2	0,5019	48,4982	100,2940	0,5116	50,1082	100,3980
	3	0,5104	49,8839	100,4955	0,5295	50,1129	100,3988
	4	0,4968	49,8982	101,2020	0,5295	52,1038	100,3988
	5	0,5103	49,8839	101,3045	0,5295	52,1038	100,9039
	6	0,4930	49,2949	101,2020	0,5367	51,9583	101,3918
	7	0,5034	49,2850	100,4392	0,5367	51,4820	101,4243
	8	0,5029	49,2850	100,0593	0,5268	51,4820	101,4243
	9	0,5103	50,2945	99,5920	0,4968	51,4820	100,7857
	σ (µg L ⁻¹)	0,5034	49,2949	100,4955	0,5295	51,4820	100,7857
	(µg L ⁻¹)	0,0086	0,6300	0,5766	0,0137	0,8672	0,4610
	DPR (%)	1,7129	1,2780	0,5738	2,5789	1,6845	0,4574
	Exatidão	100,68	98,58974	100,4955	105,9	102,964	100,7857
Metomil	1	0,5028	49,8969	102,8408	0,5190	49,9133	99,5939
	2	0,4928	49,8969	102,8408	0,5111	50,1980	99,5939
	3	0,5158	50,3920	100,6938	0,5111	50,3949	99,5939
	4	0,5076	50,3942	100,5939	0,5185	50,8556	99,7967
	5	0,5008	50,3942	100,6938	0,5185	50,8556	99,8093
	6	0,5193	49,5591	101,9786	0,4928	50,0293	99,8977
	7	0,5204	49,5485	101,9785	0,4928	50,0293	99,9600
	8	0,5013	49,5485	101,9335	0,5006	49,6954	99,9600
	9	0,5239	50,2058	100,4069	0,5104	49,6927	100,0284
	σ (µg L ⁻¹)	0,5076	49,8969	101,9335	0,5111	50,0293	99,8093
	(µg L ⁻¹)	0,0108	0,3754	0,9704	0,0105	0,4399	0,1733
	DPR (%)	2,1266	0,7523	0,9520	2,0549	0,8793	0,1736
	Exatidão	101,52	99,7938	101,9335	102,22	100,0586	99,8093
Carbofurano	1	0,5167	50,2957	98,6563	0,4970	50,8597	100,0573
	2	0,5021	50,2957	98,6563	0,4970	50,8597	100,5028
	3	0,5148	51,0394	99,4928	0,5122	50,5341	101,3028
	4	0,5157	51,3029	99,7264	0,5178	50,3829	101,3927
	5	0,5204	51,3029	99,7264	0,5186	50,1430	101,3028
	6	0,4976	49,5029	99,5650	0,5188	49,9008	101,3927
	7	0,5068	49,5029	99,5628	0,5189	49,8948	101,2872
	8	0,5186	49,5543	99,5628	0,5189	49,9008	101,2472
	9	0,4975	50,2095	100,4927	0,5034	51,4835	99,5937
	σ (µg L ⁻¹)	0,5148	50,2957	99,5628	0,5178	50,3829	101,2872
	(µg L ⁻¹)	0,0091	0,7402	0,5616	0,0096	0,5500	0,6759
	DPR (%)	1,7713	1,4717	0,5641	1,8567	1,0917	0,6673
	Exatidão	102,96	100,5914	99,5628	103,56	100,7658	101,2872

Nota: (*) média de triplicadas; (DPR) desvio padrão relativo; os níveis baixo, médio e alto correspondem às concentrações 0,5, 50 e 100 µg L⁻¹, respectivamente.

De acordo com os resultados apresentados na Tabela 3, a precisão intra-corrída, também denominada repetitividade (Inmetro, 2012) ou repetibilidade (Anvisa, 2003) apresentou concordância entre os resultados de medições sucessivas, ou seja, houve similaridades nos resultados obtidos a partir das nove medições de cada carbamato com triplicada durante um mesmo dia. Esses resultados estão relacionados às práticas similares de execução da análise, pois se mantiveram as mesmas condições de medição, equipamento, local e analista.

A precisão inter-corrída demonstrou que as médias referentes às concentrações, baixa, média e alta, identificadas por meio da realização do procedimento de medição em dois dias distintos, foram próximas entre si. E, apesar de pertinente, não foi possível realizar a reprodutibilidade (precisão inter-laboratorial).

O método foi considerado preciso, pois de acordo com a Equação 1 o maior DPR foi 3,1381 % referente ao carbamato carbaril, e a Anvisa (2003) atesta a precisão do método quando o DPR for ≥ 5 %.

Segundo Huber (2007), comumente métodos de análise que quantificam elementos traços, impurezas ou micro quantidades de um composto são aceitos DPR de até 20 %, enquanto métodos que quantificam compostos em macro quantidades requerem um DPR de 1 a 2 %.

Na Tabela 3 estão apresentados os resultados em % respectivos à exatidão do método Anvisa (2003), também denominado pelo Inmetro (2012) como recuperação ou tendência.

A exatidão foi obtida por meio da CC e situa-se num intervalo de 98,6 % (carbaril) a 103,6 % (carbofurano), portanto os valores de exatidão expressaram a concordância entre o valor real e a concentração dos carbamatos nas amostras. Em geral, são aceitos intervalos de exatidão/recuperação entre 70% e 120% (Inmetro, 2010; EPA, 1996) e de 70% a 110% (WHO, 2009).

Esses resultados corroboram os estudos realizados por Chiarello et al. (2017), os quais obtiveram valores de exatidão entre 78% e 117% na validação do método analítico em CLAE para a quantificação de carbaril, metomil e carbofurano, dentre outros agrotóxicos. Os autores constaram ainda que o método analítico, além de exato, era preciso, pois o DPR foi inferior a 20%.

3.4 Limites de detecção e quantificação

Os resultados dos LD e LQ foram obtidos por meio das Equações 2 e 3 aplicadas a CC e estão descritos na Tabela 4.

Tabela 5 - Valores de LD e LQ dos carbamatos.

Analito	Limite de detecção ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Limite de quantificação ($\mu\text{g L}^{-1}$)
Carbaril	0,0082	0,0273
Metomil	0,0472	0,0157
Carbofurano	0,0042	0,0140

Os LD e LQ são considerados promissores, pois os valores são inferiores à concentração mínima aceita para o carbofurano ($7 \mu\text{g L}^{-1}$) em água de abastecimento público; conforme descrito pela Portaria N° 2914/2011 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011), os demais carbamatos não estão contemplados na Legislação Federal, quando considerado a potabilidade da água no Brasil.

A sensibilidade (LQ e LD) demonstrou-se adequada também aos padrões exigidos em relação aos carbamatos carbaril, metomil e carbofurano pelas legislações de países como Austrália $\leq 30 \mu\text{g L}^{-1}$ (NR-MMC, 2011), Canadá $\leq 90 \mu\text{g L}^{-1}$ (HEALTH, 2003), China $\leq 10 \mu\text{g L}^{-1}$ (AQSIQ, 2006) e a Comunidade Europeia Econômica $\leq 0,1 \mu\text{g L}^{-1}$ (CEE, 1983).

Parreira et al. (2001), por meio da CLAE com extração de fase sólida e detector de ultravioleta obtiveram 0,07, 0,38 e 0,07 $\mu\text{g L}^{-1}$ de LD e 0,18, 0,96

e 0,18 $\mu\text{g L}^{-1}$ de LQ para os carbamatos carbaril, metomil e carbofurano, respectivamente.

Nunes et al. (2001) obtiveram o LD para o carbamato carbaril igual a 0,6 ng L^{-1} quando utilizado a CLAE acoplada a um espectrômetro de massas e 0,4 ng L^{-1} por CLAE acoplada a detector por fluorescência.

Tais resultados demonstram a importância da validação do método analítico, pois para a determinação de um mesmo composto, mas por métodos diferentes, obtêm-se valores de LD e LQ discrepantes.

4 CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES

O estudo da metodologia analítica empregando CLAE com detector de fluorescência e seguida de derivatização pós-coluna apresentou resultados em níveis aceitáveis para a validação do método de detecção e quantificação dos agrotóxicos carbaril, metomil e carbofurano em água de abastecimento público tratada por sistema convencional, quando considerados os parâmetros descritos pela Resolução N° 899/2003 da Anvisa.

A metodologia apresentou-se linear na faixa de concentração de trabalho, precisa, exata, específica e seletiva, o que garantiu resultados analíticos confiáveis que podem ser aplicados rotineiramente para detectar e quantificar esses carbamatos em águas de abastecimento público.

A retirada de uma fase móvel (metanol) no cromatógrafo a líquido demonstrou não interferir nos resultados de detecção e quantificação dos carbamatos. A boa resolução dos picos cromatográficos no menor intervalo de tempo pode ser considerada neste estudo um fator positivo, porque propiciou a redução do tempo total da análise.

Após a realização deste estudo, em que se fez a utilização de duas fases móveis em detrimento de três, recomenda-se o avanço em pesquisas referentes à otimização do uso de acetonitrila na fase

móvel, a fim de possibilitar a minimização de seu uso, em níveis que não interfiram na qualidade dos resultados das análises. Tal recomendação se faz necessária, pois recentemente houve um aumento considerável no preço deste reagente no mercado internacional, junto com a imposição de racionamento de compra.

Sugere-se ainda, que outros laboratórios realizem a etapa de precisão do método analítico em CLAE com derivatização pós-coluna para a quantificação de carbamatos em água de abastecimento público conforme os procedimentos descritos neste estudo, para que a reprodutibilidade, ou seja, a precisão entre dois laboratórios, também seja atestada.

Por fim, a validação do método analítico em CLAE com derivatização pós-coluna para a quantificação de carbamatos, realizada neste estudo, contribuiu para a otimização das formas de detecção de agrotóxicos na água utilizada para o consumo humano.

5 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Financiadora de Estudos e Projetos (Finep) e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) pelo apoio financeiro.

6 REFERÊNCIAS

ADAMS, P.; BARON, F. A. Esters of carbamic acid. **Chemical Reviews**, v. 65, n. 5, p. 567-602, 1965.

AQSIQ. Chinese National. **Standard examination methods for drinking water - Pesticides parameters**. GB/T 5750.9, 2006.

ANVISA. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Monografia de agrotóxicos**. Disponível: <<http://portal.anvisa.gov.br/registros-e-autorizacoes/agrotoxicos/produtos/monografia-de-agrotoxicos/autorizadas>>. Acesso em: 10 de Julho de 2017.

ANVISA. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Resolução-RE N° 899 de 29 de maio de 2003. **Diário Oficial [da] União Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília-DF, 02 de Junho de 2003.

BERNAL, J. L.; DEL NOZAL, M. L.; JIMÉNEZ, J. J. Use of a high-pressure Soxhlet extractor for the determination of organochlorine re-

sidues by gas chromatography. **Chromatographia**, v. 34, n. 9-10, p. 468-474, 1992.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria No 2914. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial [da] União Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília-DF, Brasil, 12 de Dezembro de 2011.

CASAN. Companhia Catarinense de Águas e Saneamento. Plano de emergência para o sistema de abastecimento de água de Florianópolis - SIA Integrado da Grande Florianópolis. Florianópolis-SC, 2013.

CEE. Comunidade Econômica Europeia. Diretiva 98 de 1983/CE. **Jornal Oficial da Comunidade Europeia**, n. L330, p. 32-23, 1998. Disponível em <<http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:1998:330:0032:0054:PT:PDF>>. Acesso em: 20 de Junho de 2017.

CHATURVEDI, D.; CHATURVEDI, A. K.; MISHRA, V. Carbon dioxide: Versatile, cheap and safe alternative in the syntheses of organic carbamates. **Current Organic Chemistry**, v. 16, n. 13, p. 1609-1635, 2012.

CHIARELLO, M.; GRAEFF, R. N.; MINETTO, L.; CEMIN, G.; SCHNEIDER, V. E.; MOURA, S. Determinação de agrotóxicos na água e sedimentos por HPLC-HRMS e sua relação com o uso e ocupação do solo. **Química Nova**, v. 40, n. 2, p. 158-165, 2017.

CHIRON, S.; BARCELÓ, D. Determination of pesticides in drinking water by online solid-phase disk extraction followed by various liquid chromatographic systems. **Journal of Chromatography A**, v. 645, p. 125-134, 1993.

DORES, E. F. G. C.; FREIRE, E. M. L. Contaminação do ambiente aquático por pesticidas. Estudo de caso: águas usadas para consumo humano em primavera do leste, mato grosso – análise preliminar. **Química Nova**, v. 24, n. 27-36, 2001.

EPA. Environmental Protection Agency. **Prevention, Pesticides and Toxic Substances. Residue chemistry test guidelines**. Washington-USA, 1996.

HEALTH CANADA, 2003. **Summary of guidelines for Canadian drinking water**. Disponível em: <<http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/water-eau/drink-potab/guide/index-eng.php>>. Acesso em: 10 março de 2017.

HUBER, L. **Validation and Qualification in Analytical Laboratories**, Interpharm, Informa Healthcare, 2th ed, New York-USA, 2007.

INMETRO. Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial. VIM. **Vocabulário Internacional de Metrologia: Conceitos Fundamentais e Gerais e Termos Associados**. 1 ed. Luso-Brasileira. Rio de Janeiro-RJ, 2012.

INMETRO. Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial. **Orientação sobre Validação de Métodos Analíticos: DOQ-CGCRE-008**. Revisão 03. Rio de Janeiro-RJ, 2010.

JARDIM, A. N. O.; MELLO, D. C.; GOES, F. C. S.; JUNIOR, E. F. F.; CALDAS, E. D. Pesticide residues in cashew apple, guava, kaki and peach: GC- μ ECD, GC-FPD and LC-MS/MS multiresidue method validation, analysis and cumulative acute risk assessment. **Food Chemistry**, v. 164, p. 195-204, 2014.

KENNEDY, A. M.; REINERT, A. M.; KNAPPE, D. R. U.; FERRER, I.; SUMMERS, R. S. Full and pilot-scale GAC adsorption of organic micropollutants. **Water Research**, v. 68, n. 1, p. 238-248, 2015.

KOC, F.; YIGIT, Y.; DAS, Y. K.; GUREL, Y.; YARALI, C. Determination of Aldicarb, Propoxur, Carbofuran, Carbaryl and Methiocarb Residues in Honey by HPLC with Post-column Derivatization and Fluorescence Detection after Elution from a Florisil Column. **Journal of Food and Drug Analysis**, v. 16, n. 3, p. 39-45, 2008.

KOK, A.; HIEMSTRA, M.; BRINKMAN, U. A. Th. Low ng/l-level determination of twenty Nmethylcarbamate pesticides and twelve of their polar metabolites in surface water via off-line solid-phase extraction and high-performance liquid chromatography with post-column reaction and fluorescence detection. **Journal of Chromatography**, v. 623, p. 265-276, 1992.

KOK, A.; HIEMSTRA, M.; VREEKER, C. P. Optimization of the post-column hydrolysis reaction on solid phases for the routine high-performance liquid chromatographic determination of N-methylcarbamate pesticides in food products. **Journal of Chromatography**, v. 507, p. 459-472, 1990.

LANÇAS, F. M. Validação de métodos cromatográficos de análise. São Carlos: Editora RiMa, 2004.

MARQUES, C. V. V. C.; MARQUES, P. R. B.; NUNES, G. S. Biossensor amperométrico para detecção screening de inseticidas carbamatos em águas de abastecimento. **Pesticidas (UFPR)**, v. 16, p. 81-92, 2006.

MCGARVEY, B. D. Derivatization reactions applicable to pesticide determination by high-performance liquid chromatography. **Journal of Chromatography B**, v. 659, p. 243-257, 1994.

NETO, A. J. S. Uma visão técnica para a compreensão e resolução de problemas em sistemas de cromatografia líquida. **Scientia Chromatographica**, v. 1, n. 2, p.83-96, 2009.

NOGUEIRA, J. M. F.; SANDRA, T.; SANDRA, P. Considerations on ultra trace analysis of carbamates in water samples. **Journal of Chromatography A**, v. 996, p. 133-140, 2003.

NRMMC. Natural Resource Management Ministerial Council. **National Water Quality Management Strategy**. 6th ed, Australian Drinking Water, Guidelines, 2011.

NUNES, G. S.; ANTOS, T. C. R.; BARCELÓ, D.; PIMENTA, A. L.; RIBEIRO, M. L. Extração por fluido supercrítico de alguns inseticidas carbamatos em amostras de batata, com determinação por HPLC/fluorescência e confirmação por HPLC/espectrometria de massas. **Química Nova**, v. 25, n. 2, p. 214-220, 2002.

OUERTANI, R.; EL ATRACHE, L. L.; HAMIDA, N. B. Chemometrically assisted optimization and validation of reversed phase liquid chromatography method for the analysis of carbamates pesticides. **Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems**, v. 154, p. 38-44, 2016.

PARREIRA, F. V.; PANIAGO, E. B.; DE CARVALHO, C. R.; AFONSO, R. J. C. Avaliação da presença de pesticidas n-metilcarbamatos e seus produtos de degradação nas águas da região de Pará de Minas (MG) Brasil. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v. 11, p. 77-92, 2001.

RANG, H. P.; DALE, M.; RITTER, J. M.; FLOWER, R. J.; HENDERSON, G. **Farmacologia**. 5a ed. Elsevier, Rio de Janeiro-RJ, 2004.

SALIH, F. E.; ACHIOU, B.; OUAMMOU, M.; BENNAZHA, J.; OUARZANE, A.; YOUNSSI, S. A.; EL RHAZI, M. Electrochemical Sensor Based On Low Silica X Zeolite Modified Carbon Paste For Carbaryl Determination. **Journal of Advanced Research**. In Press, 2017.

SHABIR, G. A. Validation of high-performance liquid chromatography methods for pharmaceutical analysis Understanding the differences and similarities between validation requirements of the US Food and Drug Administration, the US Pharmacopeia and the International Conference on Harmonization. **Journal of Chromatography A**, v. 987, p. 57-66, 2003.

SILVA, C. G. A.; COLLINS, C. H. Aplicações de cromatografia líquida de alta eficiência para o estudo de poluentes orgânicos emergentes. **Química Nova**, v. 34, n. 4, p. 665-676, 2011.

SAXENA, P. N.; GUPTA, S. K.; MURTHY, R. C. Comparative toxicity of carbaryl, carbofuran, cypermethrin and fenvalerate in *Metaphire posthuma* and *Eisenia fetida*—A possible mechanism. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 100, p. 218-225, 2014.

TALEBIANPOOR, M. S.; KHODADOUST, S.; MOUSAVI, A.; MAHMOUDI, R.; NIKBAKHT, J.; MOHAMMADI, J. Preconcentration of carbamate insecticides in water samples by using modified stir bar with ZnS nanoparticles loaded on activated carbon and their HPLC determination: Response surface methodology. **Microchemical Journal**, v. 130, p. 64-70, 2017.

TANKIEWICZ, M.; FENIK, J.; BIZIUK, M. Solventless and solvent-minimized sample preparation techniques for determining currently used pesticides in water samples: a review. **Talanta**, v. 86, p. 8-22, 2011.

USEPA. United State Environmental Protection Agency. **Method 531.2: Measurement of n-methylcarbamoyloximes and n-methylcarbamates in water by direct aqueous injection HPLC with postcolumn derivatization**. Cincinnati-USA, 2001.

WHO. World Health Organization. **The WHO Recommended Classification of Pesticides by Hazard and Guidelines to Classification**. Disponível em: < http://www.who.int/ipcs/publications/pesticides_hazard_2009.pdf>. Acesso em: 05 de agosto de 2017.

Análise da eficiência do tratamento de efluentes em reatores UASB em Fortaleza/CE

Efficiency analysis of effluent treatment in UASB reactors in Fortaleza/CE

• **Data de entrada:**
18/09/2017

• **Data de aprovação:**
02/10/2017

Leonardo da Cunha Marques*/ Ana Bárbara de Araújo Nunes

DOI:10.4322/dae.2018.025

Resumo

O município de Fortaleza-CE é atendido por diversas estações de tratamento de esgotos. Essas estações apresentam problemas operacionais que representam riscos de poluição aos corpos hídricos, necessitando, assim, de uma fiscalização constante para avaliar o atendimento à legislação ambiental. Foram avaliados a eficiência e o atendimento à legislação de 19 estações que operam com a tecnologia UASB. Para tal, foram analisados 1.770 dados mensais de qualidade obtidos junto à concessionária responsável, referentes ao período de janeiro de 2013 a julho de 2015. Foram analisados os seguintes parâmetros: Demanda Química de Oxigênio (afluente e efluente), Sólidos Suspensos Totais (efluente), pH (efluente) e *E. coli* (efluente). Foi observado que o atendimento à legislação ambiental está deficitário, com as seguintes porcentagens de amostras dentro dos padrões: 21% para DQO, 11% para SST, 100% para pH e 52% para *E. coli*. Por fim, foram sugeridas melhorias a serem implantadas pela concessionária.

Palavras-chave: UASB. Eficiência. Estação de Tratamento de Esgotos.

Abstract

*The city of Fortaleza-CE is serviced by many wastewater treatment plants. These plants present operational problems that represent pollution risks to water bodies, therefore, needing a constant inspection to evaluate compliance with environmental legislation. Efficiency and compliance with environmental legislation were evaluated of 19 plants that operate with UASB technology. For that, 1770 monthly quality data were analyzed, obtained from the responsible concessionaire, for the period from January 2013 to July 2015. The following parameters were analyzed: Chemical Oxygen Demand (affluent and effluent), Total Suspended Solids (effluent), pH (effluent) and *E. coli* (effluent). It was observed that compliance with environmental legislation is deficient, with the following percentages of samples within the standards: 21% for COD, 11% for SST, 100% for pH and 52% for *E. coli*. Finally, improvements were suggested to be implemented by the concessionaire.*

Keywords: UASB. Efficiency. Wastewater Treatment Plant.

Leonardo da Cunha Marques – Engenheiro Ambiental pela Universidade Federal do Ceará (UFC). Mestrando em Engenharia Civil - Saneamento Ambiental pela Universidade Federal do Ceará (UFC).

Ana Bárbara de Araújo Nunes – Engenheira Sanitarista pela Universidade Federal do Pará (UFPA). Mestre em Engenharia Civil pela Universidade Federal da Paraíba (UFPB). Doutorado em Engenharia Civil - Recursos Hídricos pela Universidade do Ceará (UFC).

***Endereço para correspondência:** Rua Dr. Márlio Fernandes, 81, apto 1002 D - Guararapes - Fortaleza - CE - CEP: 60810-025. Telefone: (85) 98817-5221. E-mail: leo.marques@live.com.

1 INTRODUÇÃO

O despejo de esgoto não tratado em corpos d'água ocasiona aumento na concentração de nutrientes, tais como nitrogênio e fósforo, que levam ao crescimento excessivo das plantas aquáticas, causando um desequilíbrio no ecossistema aquático e uma degradação da qualidade da água, fenômeno conhecido como eutrofização (FIGUEIRÊDO et al., 2007). Segundo Von Sperling (2005), mortandade de peixes, redução da capacidade de recreação e altos custos para o tratamento da água estão entre algumas consequências diretas da eutrofização.

Uma das opções de tratamento para os efluentes é a tecnologia UASB (do inglês *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*). Essa tecnologia de tratamento de efluentes emprega microrganismos anaeróbios que se encontram em suspensão formando flocos biológicos conhecidos como manta de lodo. O substrato presente no efluente se difunde no lodo em fluxo ascendente, onde é biodegradado pelo processo anaeróbio (MAHMOOD, 2004).

O sistema de esgotamento sanitário do município de Fortaleza possui 19 Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) do tipo reatores UASB sob a responsabilidade da Companhia de Água e Esgoto do Ceará (Cagece), concessionária responsável pelos sistemas de abastecimento de água e de esgotamento sanitário de Fortaleza.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar a eficiência e o atendimento à legislação vigente das Estações de Tratamento de Esgoto que compõem o Sistema de Esgotamento Sanitário do município de Fortaleza-CE e que operam com a tecnologia UASB.

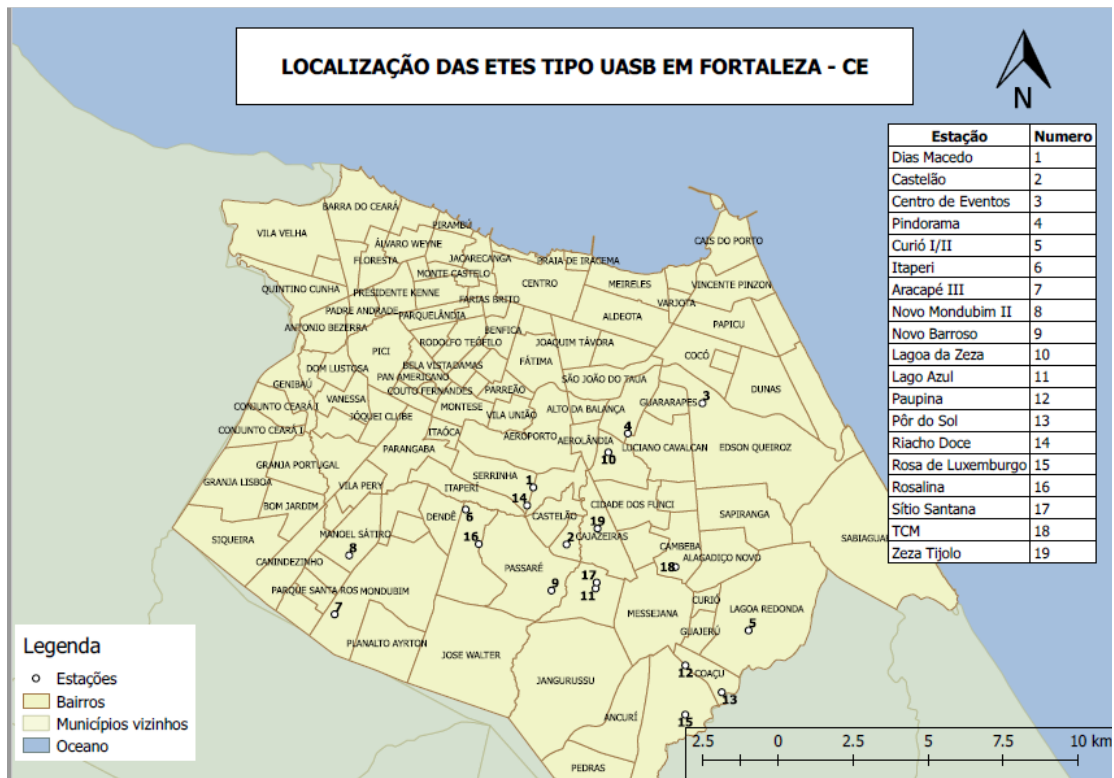
2.2 Objetivos específicos

- Apresentar as características dos sistemas de tratamento estudados;
- Analisar os dados de qualidade dos efluentes das estações de tratamento de efluentes estudadas;
- Identificar problemas operacionais que possam ocorrer nessas estações de tratamento de esgoto;
- Propor medidas operacionais para a melhoria na eficiência do tratamento anaeróbio destes efluentes.

3 METODOLOGIA

A área de estudo para esse trabalho resume-se a todas as estações de tratamento que utilizam reatores UASB em operação pela Cagece localizadas dentro dos limites do município de Fortaleza. Segundo o Plano Municipal de Saneamento Básico de Fortaleza (2014), existem 97 estações de tratamento de esgoto em operação, sendo 19 destas do tipo UASB, que podem ser identificadas na figura 1:

Figura 1 – Localização geográfica dos reatores UASB em Fortaleza.



Fonte: Elaborado pelo autor (2016).

As ETEs apresentadas na Figura 1, assim como a grande maioria dos sistemas isolados, estão sob a responsabilidade da Unidade de Negócio de Macrocoleta e Tratamento de Esgotos (UNMTE). Essa é uma das seis Unidades de Negócios (UN) que a Cagece possui em sua estrutura organizacional, e cada uma delas possui atribuições es-

pecíficas em relação ao saneamento básico da cidade de Fortaleza.

Todos os 19 reatores são operados pela Cagece e estão descritos na tabela 1, apresentando sua denominação, endereço e bacia hidrográfica de contribuição:

Tabela 1 - Descrição dos reatores UASB em operação pela Cagece.

Nome	Endereço	Bacia de Contribuição
Aracapé III	Rua Ferdinandes A. Sousa, 1001, Jardim Violeta	Siqueira
Castelão	Av. do Contorno, s/n, Castelão	Cocó
Centro de Eventos	Av. Paisagística, 2011, Edson Queiroz	Cocó
Curió I/II	Rua Lucimar de Oliveira, s/n, Curió	Miriú
Dias Macedo	Rua Marechal Bittencourt, 540, Dias Macedo	Cocó
Itaperi	Rua João de França, s/n, Itaperi	Cocó
Lago Azul	Rua Waldemar Lima, 700, Barroso	Cocó
Lagoa da Zeza	Rua 03, s/n, Tancredo Neves	Cocó
Novo Barroso	Rua Emiliano de Almeida Braga, 980, Novo Barroso	Cocó
Novo Mondubim II	Rua Melquides, 264	Siqueira
Paupina	Estrada Barão de Aquiraz, s/n, Paupina	Miriú
Pindorama	Rua Pindorama, 245, Luciano Cavalcante	Cocó
Pôr do Sol	Rua Nelson Mandela, s/n, Messejana	Miriú
Riacho Doce	Rua 15, 32, Passaré	Cocó
Rosa de Luxemburgo	Rua 14, 333, Paupina	Miriú
Rosalina	Rua Luciano de Queirós, s/n, Rosalina	Cocó
Sítio Santana	Rua Icaçaru, s/n, Barroso	Cocó
TCM	Av. Afonso Albuquerque Lima, s/n, Cambéba	Miriú
Zeza Tijolo	Rua Tainá Pires, s/n, Cajazeiras	Cocó

Fonte: ACFOR, 2015.

Para realizar a análise proposta neste trabalho, foram avaliados os dados de qualidade das estações do município de Fortaleza-CE com a tecnologia UASB. Esses dados foram obtidos junto à ACFOR (2015), órgão municipal responsável pela fiscalização dos serviços de Saneamento Ambiental de Fortaleza, e à Cagece.

Foram obtidos relatórios mensais de janeiro/2013 até junho/2015, totalizando 30 meses. Esses dados de qualidade do esgoto foram compilados em uma planilha eletrônica para melhor manuseio, análise e geração de gráficos. Os parâmetros pH, Demanda Química de Oxigênio (DQO), Sólidos Suspensos Totais (SST) e *E. coli* são analisados mensalmente pela Cagece, enquanto os outros parâmetros listados na Portaria nº 154/2002 da Semace são analisados com menor frequência. Portanto, devido ao grande número de dados dis-

poníveis, foram utilizados apenas os quatro parâmetros citados. Segue abaixo a tabela 2, estabelecendo os parâmetros analisados mensalmente:

Tabela 2 – Parâmetros estudados mensalmente e os métodos utilizados para sua

Poluentes do esgoto	Parâmetros	Métodos
Ácidos e álcalis	pH	Potenciométrico
Sólidos em suspensão	SST	Gravimétrico
Matéria orgânica	DQO total	Refluxo fechado
Microrganismos patogênicos	<i>E. coli</i>	Substrato cromogênico

Fonte: Cagece (Informação verbal), 2016.

Em relação à estatística dos dados, será feita uma análise descritiva simples dos dados, apresentando valores de médios, máximos e mínimos. A partir desses valores, foi feita uma comparação com os valores observados na literatura e também com os exigidos pela legislação estadual. Para os valores de DQO e SST, foram feitas médias aritméticas dos valores, enquanto para *E. coli* foram feitas média geométricas.

A eficiência representa o quanto de um determinado parâmetro (DQO, coliformes, nutrientes etc.) foi removido durante o processo de tratamento do efluente e é dada pela equação 1:

$$E = \frac{C_e - C_s}{C_e} * 100 \quad \text{Equação (1)}$$

Onde:

E: Eficiência de remoção (%);

C_e : Concentração do parâmetro na entrada do sistema;

C_s : Concentração do parâmetro na saída do sistema.

Por meio da eficiência de remoção e da análise qualitativa dos dados obtidos junto à Cagece, é possível estudar o atendimento aos padrões de lançamento de efluente segundo as legislações vigentes. Em relação aos padrões de lançamentos,

existem duas legislações aplicáveis: a resolução Conama nº 430, de 13 de maio de 2011, e a portaria da Semace nº 154, de 22 de julho de 2002. Por existir uma legislação no âmbito estadual, esta será a utilizada para analisar o atendimento dos padrões de lançamento.

Segundo a portaria 154/2002 da Semace, em seu Artigo 4º, os valores para lançamento devem se enquadrar segundo os limites abaixo:

Tabela 3 – Valores limites para lançamento de efluentes líquidos.

Parâmetros	Valores
pH	Entre 5,0 e 9,0
SST	50,0 mg/L
DQO total	200,0 mg/L
<i>E. coli</i>	5000 NMP/100 mL

Fonte: Portaria SEMACE nº 154/2002.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste estudo foram analisados os dados de qualidade de 19 ETEs do município de Fortaleza, estações que utilizam a tecnologia UASB. Antes de ser iniciada a discussão de resultados, alguns pontos observados durante a análise de dados devem ser apresentados.

Primeiramente, os parâmetros analisados mensalmente em todas as estações (pH, DQO, SST e *E. coli*) não possuíam dados de qualidade em determinados meses para algumas estações. A pior situação foi na estação TCM, onde 11 dos 30 meses estudados não apresentavam dados de nenhum parâmetro.

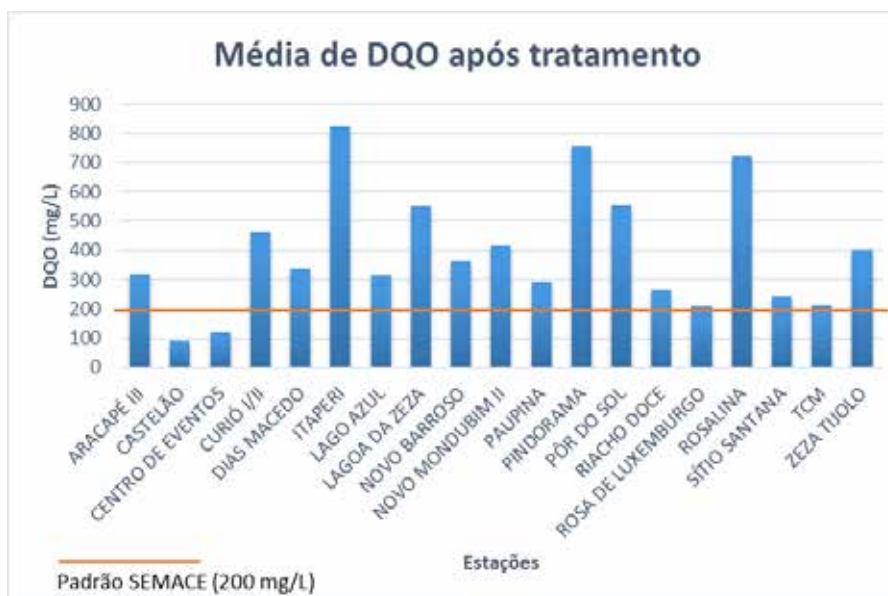
Outro fato a ser destacado foi que o único parâmetro analisado no esgoto bruto foi a DQO, per-

mitindo fazer uma análise de eficiência somente desse parâmetro. Entretanto, foi feita uma estimativa para valores brutos de SST a partir dos valores brutos de DQO. Deve-se destacar que essa escassez de análises realizadas impede um melhor estudo da situação operacional das ETEs operadas pela Cagece.

Por fim, ainda sobre a DQO, algumas amostras apresentaram valores de entrada menores do que os valores de saída. Sobre este assunto, pode-se levantar duas hipóteses: erros durante a análise ou perda de biomassa no reator. Como os valores elevados de DQO de saída foram recorrentes durante vários meses somente em algumas estações, descartou-se a possibilidade de erro laboratorial durante as análises. Assumiu-se então que a hipótese mais provável é que o reator esteja perdendo biomassa por problemas operacionais.

Para a DQO, foram analisados os valores de entrada e saída do efluente na ETE, possibilitando analisar tanto a eficiência como o atendimento à legislação ambiental vigente. A figura 2 apresenta os valores médios de DQO para as 19 estações na forma de gráfico. Pode-se inferir a partir deste gráfico que somente as estações Castelão e Centro de Eventos apresentam média de DQO abaixo do padrão exigido pela Semace (200 mg/L) e que as estações Rosa de Luxemburgo e TCM apresentam valores médios de DQO muito próximos do exigido. Por outro lado, as estações Itaperi, Pindorama e Rosalina apresentaram valores médios de DQO acima de 700 mg/L, valores mais de três vezes que o permitido pela Semace. Observou-se um valor máximo de eficiência na estação Centro de Eventos, com 88%, e um valor mínimo na estação Lagoa da Zeza, com 2%.

Figura 2 – Média de DQO após tratamento.



Fonte: Elaborado pelo autor (2016).

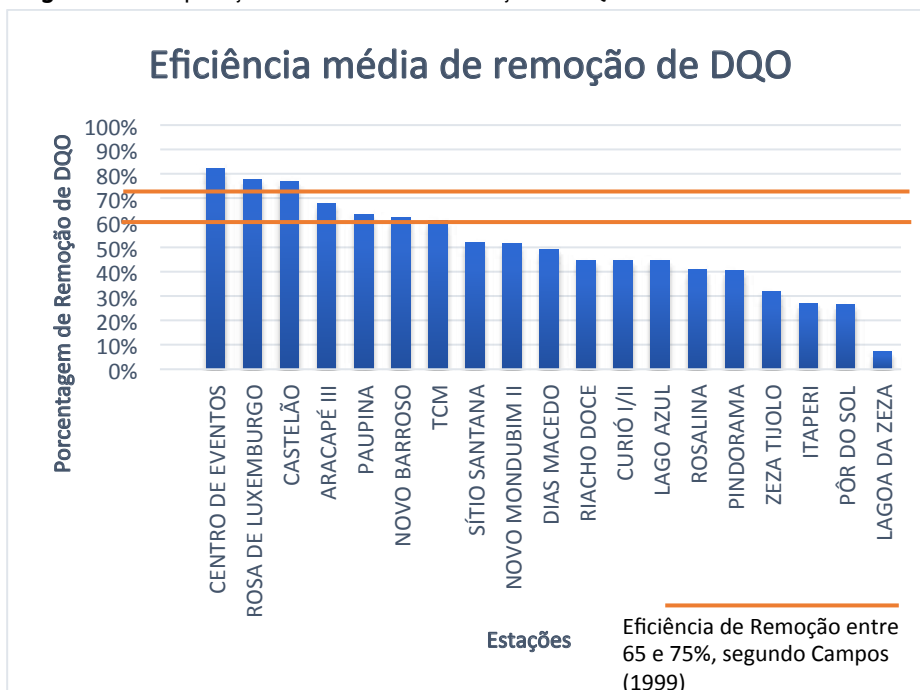
Ao analisar a porcentagem de amostras dentro dos padrões em relação ao parâmetro DQO, percebe-se que somente quatro estações possuem mais de 50% das amostras dentro dos padrões da legislação. Por outro lado, oito estações apresentaram menos de 5% de amostras dentro dos padrões exigidos. No panorama geral, de um total de 489 amostras analisadas das 19 estações durante os 30 meses referentes ao estudo, somente 104 apresentaram valores adequados, representando 21% do total.

Foi observado que em algumas situações a DQO de saída era maior que a DQO entrada. Esse fato pode indicar que o reator está perdendo biomassa devido a problemas operacionais. Esse fenômeno reduz a capacidade de estabilização de matéria

orgânica e pode ocorrer por valores de carga orgânica volumétrica muito elevados. A eficiência nesses casos foi considerada nula, tendo em vista que não existe eficiência negativa.

Segundo Campos (1999), reatores UASB apresentam remoção de DQO entre 65% a 75%. Foi observado que as estações Centro de Eventos, Rosa de Luxemburgo e Castelão apresentaram remoção de DQO maior que a esperada. As demais estações não atingiram a eficiência de remoção esperada, sendo a pior situação a da estação Lagoa da Zeza, com eficiência de remoção de menos de 5%. A figura 3 apresenta uma comparação da eficiência média de remoção de DQO com os valores citados por Campos (1999).

Figura 3 – Comparação da eficiência de remoção de DQO observada com a literatura.

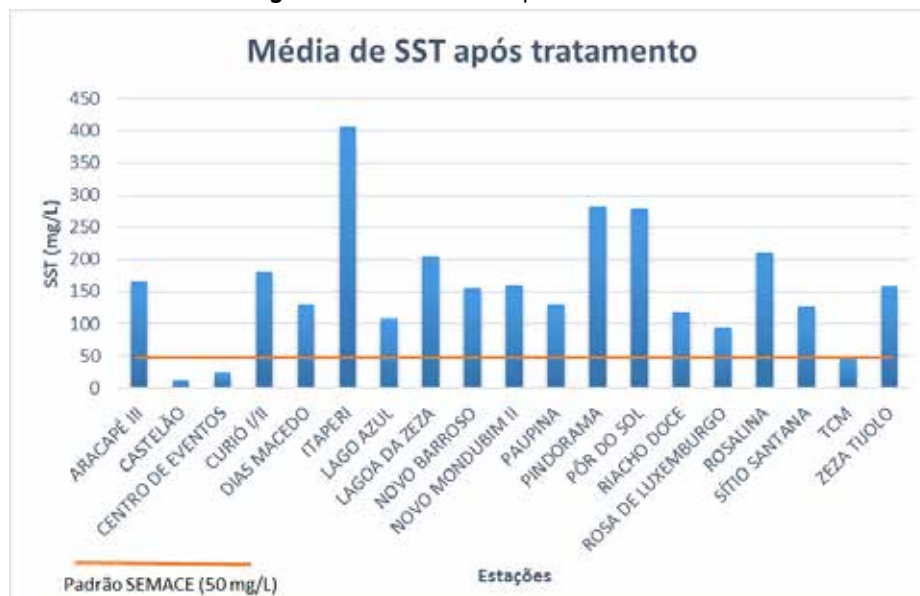


Fonte: Elaborado pelo autor (2016).

Em relação aos sólidos suspensos totais, foi feita uma estimativa para valores de entrada de acordo com valores usuais encontrados na literatura a partir dos dados de entrada de DQO. Segundo Von Sperling (2005), estima-se que 35% da DQO total corresponda à DQO suspensa. Estima-se

também que essa DQO suspensa corresponda a 150% de sólidos suspensos voláteis, que por sua vez correspondem a 80% dos SST. Portanto, compilando todas essas estimativas em uma só, pode-se estimar que os SST correspondem a 29,1% da DQO total.

Figura 4 – Média de SST após tratamento.



Fonte: Elaborado pelo autor (2016).

A figura 4 apresenta as médias de SST após o tratamento para cada estação e traça um comparativo com o padrão exigido pela Semace. Foi observado que somente as estações Castelhão, Centro de Eventos e TCM apresentaram valores médios de SST menores que o exigido pela legislação estadual. Por outro lado, a pior situação foi a da estação Itaperi, com valores maiores que 400 mg/L., oito vezes a mais do que o valor permitido. As estações Pindorama, Pôr do Sol, Rosalina e Lagoa da Zeza apresentaram valores médios quatro vezes acima do permitido. Esses valores elevados de SST podem ser explicados por falhas no descarte de lodo no reator para os leitos de secagem.

Em relação às amostras estudadas, somente 55 estavam dentro dos padrões, de um total de 487 amostras analisadas, representando somente 11% do total. Somente as estações Centro de Eventos, Castelhão e TCM apresentaram mais de 60% das amostras dentro dos padrões. Entretanto, 15 das 19 estações apresentaram menos de 10% das amostras dentro dos padrões, sendo que

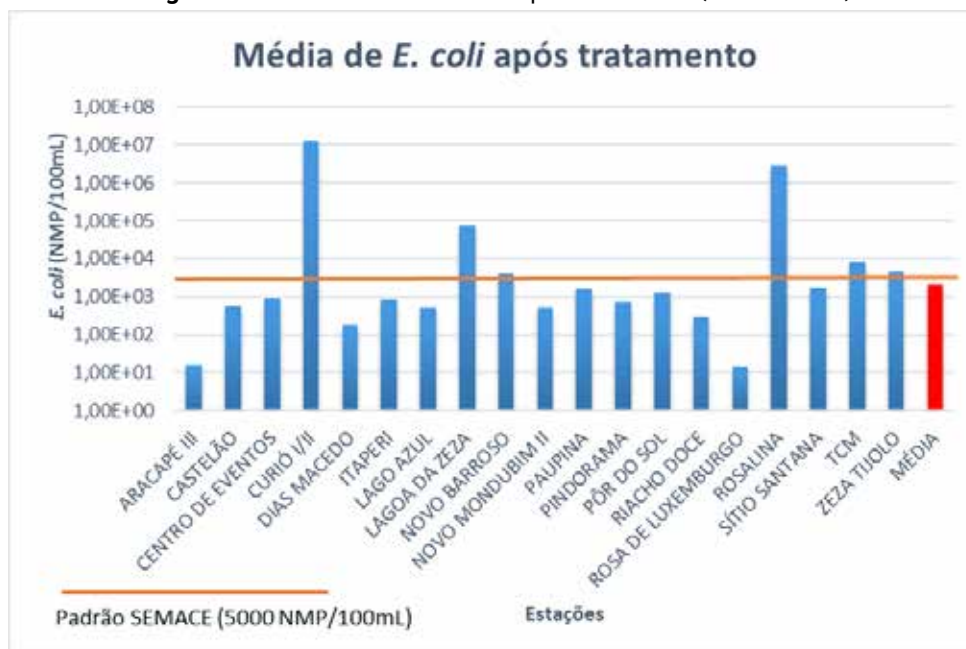
9 destas não apresentaram nenhuma amostra adequada nos 30 meses estudados.

Foi observado que, a partir das estimativas feitas, as estações Itaperi, Lagoa da Zeza e Pôr do Sol apresentaram eficiências de remoção nulas.

Para o parâmetro pH não foi observado nenhuma amostra fora dos padrões estabelecidos pela Semace (valores entre 5,0 e 9,0). O pH médio foi de 7,11. O valor mínimo de pH observado foi de 5,86, na estação Rosa de Luxemburgo e o valor máximo observado foi de 8,50 na estação Curió I/II.

Em relação ao parâmetro *E. coli*, a figura 5 apresenta os valores médios após tratamento. Percebe-se que, embora não se tenha dados de entrada, a remoção está adequada para a maioria das estações, com exceção das ETEs Curió I/II, Lagoa da Zeza, Rosalina e TCM que apresentaram valores acima do padrão da Semace de 5000 NMP/100 mL. As melhores situações se encontram nas estações Aracapé III e Rosa de Luxemburgo, onde a média de *E. coli* é de 158 e 151 NMP/100 mL, respectivamente.

Figura 5 – Valores médios de *E. coli* após tratamento (NMP/100 mL).



Fonte: Elaborado pelo autor (2016).

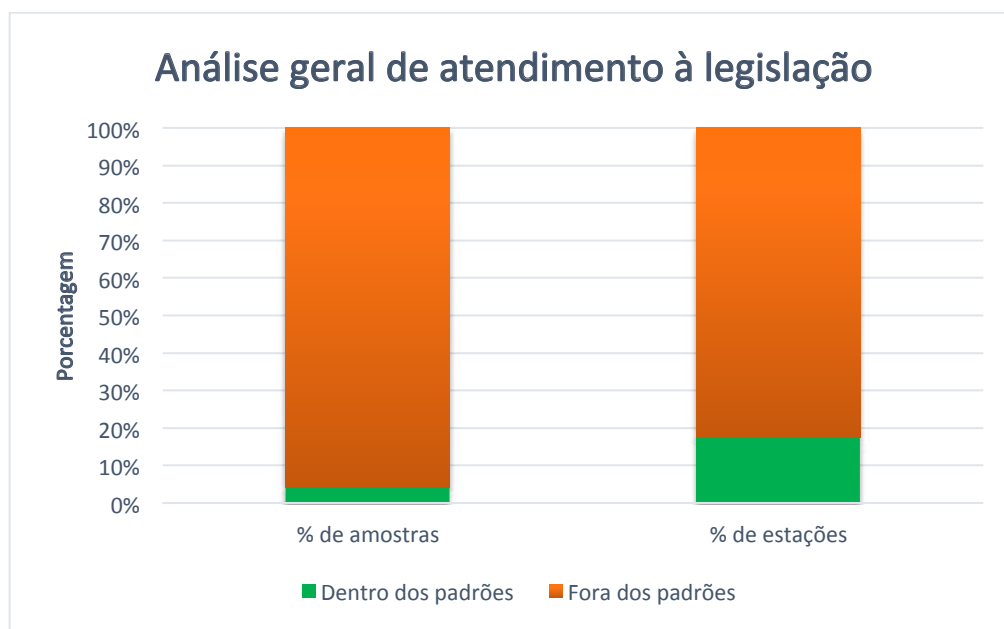
Foi observado que as estações Aracapé III, Castellão e Rosa de Luxemburgo apresentaram amostras adequadas em mais de 80% das vezes. Por outro lado, a estação Curió I/II não apresentou amostras dentro dos padrões no período de estudo. Segundo Chernicharo (2007), reatores anaeróbios apresentam baixas eficiências de remoção de coliformes fecais, usualmente na ordem de apenas uma unidade logarítmica. Entretanto, por não dispormos de dados de *E. coli* para o esgoto bruto, não foi possível fazer uma análise da eficiência destas estações.

Fazendo um panorama geral do tratamento realizados nas ETEs, foi contabilizado que somente em 24 meses uma estação conseguiu atingir os padrões exigidos dos quatro parâmetros estudados

(DQO, SST, pH e *E. coli*), de um total de 544 amostras estudadas. Isto significa que somente 4,4% das análises realizadas entre janeiro de 2013 a junho de 2015 estavam adequadas para todos esses quatro parâmetros.

Realizando uma distinção por estação, foi observado que somente quatro estações (Centro de Eventos, Lago Azul, Rosa de Luxemburgo e TCM) apresentaram amostras adequadas dos quatro parâmetros simultaneamente em um mês, indicando que 21% das estações apresentaram amostras adequadas dos quatro parâmetros simultaneamente dentro do período do estudo. A figura 6 apresenta este panorama geral para as estações de tratamento.

Figura 6 – Análise geral de atendimento à legislação.



Fonte: Elaborado pelo autor (2016).

Estes números indicam que o tratamento realizado não está sendo eficiente para atingir os níveis desejados.

Percebe-se, por exemplo, que a eficiência de remoção de DQO está coerente com a literatura na maioria das estações. Entretanto, os valores

de DQO no esgoto bruto são bastante elevados, fazendo com que mesmo com remoções da ordem de 70% não sejam suficientes para atingir o padrão exigido de 200 mg/L. Esse fato indica que o modelo reator UASB + cloração, utilizado na grande maioria das estações estudadas, não

é suficiente para atingir o nível desejado, sendo necessária a adição de unidades de tratamento.

É importante ressaltar que valores muito elevados de parâmetros como DQO e SST poderiam ser evitados com uma melhor operação da estação. Valores elevados de DQO e SST no esgoto tratado podem indicar problemas no descarte de lodo para os leitos de secagens ou de altas cargas hidráulicas aplicadas no reator.

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Em relação ao tratamento de esgotos em ETEs com reatores UASB, este trabalho pôde mostrar algumas deficiências tanto na operação como na manutenção desses equipamentos. Observou-se que mais de 95% das amostras estudadas encontravam-se fora dos padrões de lançamento de efluentes exigidos pela legislação vigente. Esse é um número bastante elevado, o que evidencia que a qualidade ambiental dos corpos receptores destes efluentes está sendo comprometida.

Também pode-se destacar que algumas das estações analisadas não conseguiram apresentar nenhuma amostra dentro dos padrões, eventualmente até apresentando dados de saída para parâmetros como DQO maior que os de entrada, evidenciando que o tratamento não estaria sendo realizado de forma adequada.

Observou-se também que a grande maioria das amostras dentro dos níveis desejados pertenciam às estações Centro de Eventos, TCM e Castelão. Essas estações operam com baixas vazões de esgoto, já que atendem somente locais que realizam eventos periodicamente (sem contribuições de esgoto durante a maior parte do tempo) ou com uma pequena população contribuinte (somente funcionários, visitantes etc.). As demais estações, que atendem bairros de Fortaleza (recebendo contribuições de esgoto durante todo o dia), não apresentaram dados satisfatórios para praticamente nenhum parâmetro analisado.

A ausência de valores de vazão impossibilitou traçar um paralelo com problemas de tratamento decorrentes da vazão. Após a apresentação dos dados citados, espera-se que os mesmos possam ser úteis para os gestores como auxílio na tomada de decisões.

Por fim, segue as principais recomendações:

- Realizar testes para os principais parâmetros (SST, pH, *E. coli*) na entrada do efluente na estação, mesmo que em menor frequência;
- Criar uma equipe técnica para analisar e propor soluções caso a caso para cada estação com problemas crônicos no tratamento;
- Instalação de medidores de vazão digitais;
- Realizar cursos de reciclagem para os operadores;
- Analisar a possibilidade de instalação de unidades de pós-tratamento.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACFOR – Autarquia de Regulação, Fiscalização e Controle de Serviços Públicos de Saneamento Ambiental de Fortaleza. **Lista de endereços de ETEs da Cagece**. Documento Eletrônico. Fortaleza, 2015.

CAMPOS, J. R. **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

CEARÁ, Superintendência Estadual do Meio Ambiente. **Portaria nº 154 de 22 de julho de 2002**. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras. Publicada no Diário Oficial do Estado em 1 de outubro de 2002.

CHERNICHARO, C. A. D. L. **Reatores Anaeróbios**. 2ª. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2007.

FIGUEIRÊDO, M. C. B. et al. Avaliação da Vulnerabilidade Ambiental de Reservatórios à Eutrofização. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, p. 399-499, 2007.

FORTALEZA. **Plano Municipal de Saneamento Básico do Município de Fortaleza**. Fortaleza, 2014.

MAHMOOD, A. **CO2 capture and bioconversion to biogas in an Anaerobic System using an UASB reator**. Montreal: Dissertação (Mestrado) - Concordia University, 2004.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. 4ª. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2005.

Caracterização física de resíduos sólidos domiciliares em diferentes formas de habitação

Physical characterization of household solid waste at different forms of housing

• **Data de entrada:**
30/09/2016

• **Data de aprovação:**
19/10/2017

Noelle Santos Salsa*, Bruno de Oliveira Freitas, Monica Hirata Bertachi, Tatiane Cristina Dal Bosco.

DOI:10.4322/dae.2018.026

Resumo

O estudo analisou os resíduos sólidos domiciliares em diferentes formas de habitação: na cidade de Londrina-PR estudaram-se um condomínio vertical e um horizontal, e em Balneário Camboriú-SC um condomínio vertical. As características físicas analisadas foram: geração *per capita*, massa específica e composição gravimétrica. Os resultados demonstraram a variação na geração *per capita* dos diferentes condomínios estudados: em Londrina o condomínio vertical apresentou uma geração de $0,757 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$, enquanto no condomínio horizontal foi de $0,480 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$. Essa diferença pode estar relacionada ao poder aquisitivo dos moradores e seus hábitos de consumo. Por outro lado, no condomínio vertical de Balneário Camboriú obteve-se a geração de $0,916 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$. As massas específicas dos materiais recicláveis apresentaram grandes diferenças, entre $46,35\text{--}87,50 \text{ kg.m}^{-3}$ para o papel, $18,75\text{--}34,72 \text{ kg.m}^{-3}$ para o plástico, $20,84\text{--}28,47 \text{ kg.m}^{-3}$ para o metal e $12,50\text{--}358,33 \text{ kg.m}^{-3}$ para o vidro. Com isso, fica evidente a importância da determinação dessas características para fins de projeção de acondicionadores, áreas de transbordo temporário e sistema de coleta de resíduos.

Palavras-chave: Composição gravimétrica. Geração per capita. Gerenciamento de resíduos sólidos.

Abstract

The study determined the physical characteristics of household solid waste at different forms of housing: in Londrina-PR, it were analyzed a vertical and a horizontal condominium, and in Balneário Camboriú-SC it was a vertical condominium. The physical characteristics studied were: per capita generation, specific masses and gravimetric composition. The results showed that there was a variation in per capita generation of different condos. In Londrina, the vertical condominium showed a generation of $0.757 \text{ kg. hab}^{-1} \text{ day}^{-1}$, while the horizontal condominium presented $0.480 \text{ kg. hab}^{-1}.\text{day}^{-1}$. This difference may be related to residents' purchasing power and their consumption habits. On the other hand, in Balneário Camboriú, the condo presented $0.916 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{day}^{-1}$. The specific masses of recyclable materials also showed large differences, $46.35\text{--}87.50 \text{ kg.m}^{-3}$ the density of the paper; $18.75\text{--}34.72 \text{ kg.m}^{-3}$ plastic, $20.84\text{--}28.47 \text{ kg.m}^{-3}$ metal and between $12.50\text{--}358.33 \text{ kg.m}^{-3}$ glasses. In conclusion, it is evident the importance of determination of these parameters for the purpose of conditioning projection and waste collection system.

Keywords: IDF equations. Probabilistic distributions. Adherence test. Visual analysis.

Noelle Santos Salsa – Engenheira Ambiental pela UTFPR e Especialista em *Lean Manufacturing* pela PUCPR.

Bruno de Oliveira Freitas – Engenheiro Sanitarista, Mestre em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos pela UNB e doutorando em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela EESC – USP. Professor do Departamento de Ambiental da UTFPR – Londrina.

Monica Hirata Bertachi – Engenheira Ambiental pela UTFPR. Mestre em Engenharia Ambiental pela *Rutgers University*. MBA em Administração e Gestão da Qualidade pela Uninter.

Tatiane Cristina Dal Bosco – Tecnóloga Ambiental, Mestre e Doutora em Engenharia Agrícola – Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pela UNIOESTE, Cascavel. Professora do Departamento de Ambiental da UTFPR – Londrina.

***Endereço para correspondência:** Av. dos Pioneiros, 3131 - Jardim Morumbi, Londrina - PR, CEP 86036-370.

1 INTRODUÇÃO

A Lei Federal no 12.305 de 02 de agosto de 2010 (BRASIL, 2010) é um marco histórico na legislação ambiental brasileira, pois estabelece a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), que traz diretrizes para o gerenciamento adequado dos resíduos em todo o território nacional.

Segundo o Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2011), a elaboração de um plano de gerenciamento de resíduos sólidos deve compreender dados referentes à geração, caracterização dos resíduos (quanto à sua origem e periculosidade), forma de acondicionamento, armazenamento, coleta, destinação e disposição final.

Tabalipa e Fiori (2006) defendem que antes de qualquer iniciativa de gestão dos resíduos é primordial que se estude a composição dos resíduos sólidos, tanto em termos qualitativos como quantitativos.

A geração *per capita* é a característica física que relaciona a quantidade de resíduos sólidos gerados diariamente e o número de habitantes de determinado local, que podem variar de 0,5 a 0,8 kg.hab.dia⁻¹ (MONTEIRO et al., 2001). No Brasil, conforme Campos (2012), existem fatores que podem contribuir para o aumento da geração *per capita* dos resíduos sólidos, como: aumento do emprego e elevação da massa salarial, redução do número de pessoas por domicílio, maior participação da mulher no mercado de trabalho, maior facilidade na obtenção de crédito para o consumo e o crescente uso de produtos descartáveis.

A geração de resíduos também pode ser relacionada aos padrões culturais e à renda de uma população: quanto mais se desenvolve economicamente uma sociedade, de forma a aumentar o seu padrão de vida, conseqüentemente se aumenta o consumo e a geração de resíduos (ROTH e GARCIAS, 2008). Neste sentido, Campos (2012) reafirma que famílias de classe com maior poder aquisitivo, de cidades maiores e países desenvolvidos apresentam indicadores de geração *per capita* de resíduos sólidos

superiores às famílias mais pobres, de cidades menores e países em desenvolvimento.

Mattos (2006) afirma que o perfil socioeconômico da população e o desenvolvimento de comércios diversificados são fatores que podem influenciar a variação da quantidade de matéria orgânica e do percentual de descartáveis. Em relação à quantidade de resíduo produzido nas residências, Braga et al. (2008) destacam que há variação de acordo com o dia da semana e do mês, condições climáticas, datas comemorativas, o desempenho da economia do país, o poder de compra da população, entre outros.

Neste sentido, o objetivo deste trabalho foi determinar as características físicas dos resíduos sólidos domiciliares em diferentes formas de habitação e em cidades com vocação econômica distinta, uma vez que se observa nas cidades uma tendência à expansão de moradias na forma de condomínios, quer seja verticais ou horizontais.

2 OBJETIVO

2.1 Caracterização da área de estudo

O município de Londrina-PR, segundo o IBGE (2010), possui 506.701 mil habitantes, residindo em 164.917 domicílios permanentes, dos quais 77% são habitações tipo casa, 1,42% representam moradias em casas de vila ou condomínio e aproximadamente 21% são moradias do tipo apartamento.

Em Santa Catarina, o município de Balneário Camboriú, segundo os dados do IBGE (2010), apresenta população de 108.089 mil habitantes. A cidade possui um total de 39.265 domicílios particulares permanentes, sendo que 22.249 domicílios são apartamentos, que representam mais da metade do total de domicílios do município. As moradias em casas totalizam 43% e as casas de vila ou condomínio representam 0,39%.

Para o presente trabalho foram selecionados três condomínios, sendo dois na cidade de Londrina-PR e um condomínio em Balneário Camboriú-SC, denominados de A, B e C (Tabela 1).

Tabela 1 – Características principais dos condomínios

Características	Condomínio A	Condomínio B	Condomínio C
Cidade	Londrina-PR	Balneário Camboriú-SC	Londrina-PR
Região	Central	Central	Zona Sul
Vertical/Horizontal	Vertical	Vertical	Horizontal
Número de residências	20	30	300
Valor do condomínio (R\$)	500,00–700,00	300,00–400,00	400,00–600,00

O condomínio A está localizado no centro da cidade de Londrina-PR. É caracterizado como um condomínio vertical, de 10 andares, com dois apartamentos por andar. O prédio é dividido em apartamentos com três quartos e outros com apenas dois quartos. Dessa forma, cada andar possui dois tipos de apartamentos e tamanhos de famílias. O valor do condomínio varia entre R\$ 500,00 e R\$ 700,00, de acordo com o tipo do apartamento e o número de garagens. O aluguel do apartamento de dois quartos é em média R\$ 900,00 e o de três quartos é alugado por R\$ 1.600,00. O condomínio A não possui área comum para festas e a maioria dos moradores são aposentados(as). Diariamente, no período da tarde, os resíduos orgânicos e recicláveis são recolhidos nos andares por um funcionário que então os coloca na via pública para serem coletados.

O condomínio B (vertical) está localizado no centro do município de Balneário Camboriú-SC, com 10 andares e 3 apartamentos por andar. Cada andar apresenta duas unidades de apartamentos de três quartos e uma unidade de apartamento com dois quartos. Dessa forma, existem dois perfis de apartamentos e valores de condomínios diferenciados. O condomínio B possui churrasqueiras pri-

vativas em cada apartamento e um salão de festas coletivo na área de lazer. Como o condomínio se localiza em uma cidade turística, nem todos os proprietários são moradores. Nos meses de março a dezembro, o número de habitantes do prédio diminui, em função da baixa temporada. O valor do condomínio varia entre R\$ 300,00 e R\$ 400,00 por mês. A coleta dos resíduos sólidos no condomínio B é feita individualmente pelos moradores, que devem se deslocar até o térreo com os sacos de resíduos e armazená-los na lixeira, que fica localizada fora do prédio.

O condomínio C está localizado na zona sul de Londrina-PR. É um condomínio horizontal que possui 300 residências, totalizando aproximadamente 1.200 moradores. O valor do condomínio varia entre R\$ 400,00 a R\$ 600,00. Para o gerenciamento interno dos resíduos é realizada a coleta do material orgânico e rejeito nas segundas, quartas e sextas-feiras. Já o material reciclável é coletado nas terças e quintas-feiras. Essa coleta é realizada por um funcionário que, com auxílio de um veículo motorizado, transporta os sacos plásticos na caçamba e então os armazena em uma área de transbordo temporário.

2.2 Amostragem

A análise do condomínio A ocorreu no período de uma semana, pois a coleta neste condomínio é diária. As análises foram feitas no período da tarde, sempre no mesmo horário e antes do funcionário disponibilizar os resíduos para a coleta na via pública. Todos os dias, fez-se o acompanhamento do responsável pela coleta interna do prédio durante a coleta dos resíduos nos andares. Ao longo da coleta, fez-se uma análise para pré-selecionar os sacos de orgânico/rejeito e os sacos de recicláveis. Após coletar todo o resíduo domiciliar, realizou-se a caracterização de seus componentes. Para os resíduos orgânicos e rejeitos pesou-se todo o resíduo gerado em uma balança digital de

capacidade de 150 kg. Além disso, alguns sacos, escolhidos aleatoriamente, eram abertos para uma análise descritiva e avaliação qualitativa da eficiência de segregação dos resíduos. Os resíduos recicláveis do prédio foram avaliados de forma quantitativa e qualitativa. Depois de pesados, os sacos foram abertos e fez-se a separação dos materiais em: papel/papelão, vidro, metal, plástico, isopor, remédio, orgânico e outros, de forma a obter a composição gravimétrica. Neste condomínio, o método de quarteamento (ABNT, 2004a) para a obtenção das amostras não foi realizado, uma vez que não resultaria em uma amostra significativa. Por isso, para a análise e caracterização foram utilizados todos os sacos plásticos de resíduos disponibilizados pelos moradores para coleta diariamente.

No condomínio B, assim como no condomínio A, a análise foi feita no período de uma semana. Essa análise foi realizada no período da tarde, antes de os resíduos serem disponibilizados para a coleta pública. Em função do pequeno volume gerado diariamente, utilizou-se o total de resíduos para a caracterização. A análise dos resíduos orgânicos e rejeitos ocorreu de forma quantitativa, e para os recicláveis de forma quantitativa e qualitativa.

No Condomínio C, a caracterização dos resíduos sólidos foi realizada em duas semanas. Em função do grande volume de resíduos gerados neste condomínio, houve a necessidade de realizar o quarteamento (ABNT, 2004a) para a obtenção de uma amostra representativa. Nos dias de análise dos resíduos orgânicos e rejeitos, era realizado o método do quarteamento para a obtenção da amostra. O primeiro quarteamento era feito na própria carreta do veículo coletor dos resíduos. Essa carreta tinha 1,90 m x 3,20 m x 0,80 m. Depois de selecionadas as duas partes opostas, aleatoriamente, os resíduos eram dispostos sobre uma lona para a realização da segunda etapa do quarteamento e a obtenção da amostra final. Após a obtenção da amostra, os sacos eram colocados em

um recipiente de 48L e pesados em uma balança digital, e o procedimento era repetido em todos os dias de coleta dos resíduos orgânicos e rejeitos. Nas terças e quintas-feiras, como os resíduos recicláveis ocupam um volume muito maior, eram necessárias duas viagens do veículo para a coleta. Dessa forma, o quarteamento era realizado duas vezes sobre uma lona onde os funcionários despejavam os resíduos recicláveis. Esse procedimento foi realizado em duas terças-feiras e duas quintas-feiras, e as dimensões da amostra variaram, conforme apresentado na Tabela 2.

Tabela 2 - Dimensões dos quarteamentos realizados no Condomínio C

DIMENSÕES DA QUANTIDADE TOTAL DE RESÍDUOS POR CARRETA		
Data	1ª Carga	2ª Carga
26/jun	3,85 m X 5,10 m X 1,65 m	3,00 m X 3,80 m X 1,40 m
28/jun	3,60 m X 2,00 m X 1,20 m	3,00 m X 1,80 m X 1,00 m
03/jul	2,71 m X 2,68 m X 0,88 m	3,66 m X 2,58 m X 1,30 m
05/jul	3,00 m X 2,70 m X 1,20 m	2,60 m X 1,80 m X 1,00 m

Nota: as medidas referem-se ao comprimento, largura e altura do quarteamento, respectivamente.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Em relação à geração per capita de cada condomínio (Tabela 3) observa-se que existem diferenças da geração per capita conforme o tipo de moradia e sua localização.

Tabela 3 - Geração per capita média (kg.hab⁻¹.dia⁻¹) dos condomínios

Condomínio	Geração per capita média (kg.hab ⁻¹ .dia ⁻¹)
Condomínio A	0,757
Condomínio B	0,916
Condomínio C	0,480

No estudo realizado por Rae (2010), a geração *per capita* de um condomínio horizontal localizado em Florianópolis-SC foi de 0,720 kg.hab⁻¹.dia⁻¹ e para Braga et al. (2000), que realizaram um estudo da composição dos resíduos sólidos do-

miciliares em Vitória-ES, foi obtida uma geração *per capita* de 0,467 kg.hab⁻¹.dia⁻¹. Apesar de tratarem-se tratar de duas cidades litorâneas, observa-se que tanto Florianópolis como Vitória apresentaram uma geração *per capita* bem inferior à do condomínio localizado em Balneário Camboriú. Isso infere novamente que além da geração de resíduos sólidos estar interligada às condições climáticas, também se relaciona com a renda da população e o desempenho da economia do local (BRAGA et al., 2008).

Conforme se observa na Figura 1, existe diferença expressiva na geração de resíduos sólidos domiciliares: a composição dos resíduos no Condomínio B pressupõe que o resíduo orgânico assim classificado pelos condôminos contém resíduos recicláveis em grandes proporções. Essa evidência pode ser explicada devido à logística de coleta dos resíduos nos condomínios, pois no Condomínio B os moradores devem se deslocar e armazenar seus resíduos nos locais indicados. Portanto, observa-se que a sinalização/orientação para que os moradores façam a separação dos resíduos está sendo ineficiente.

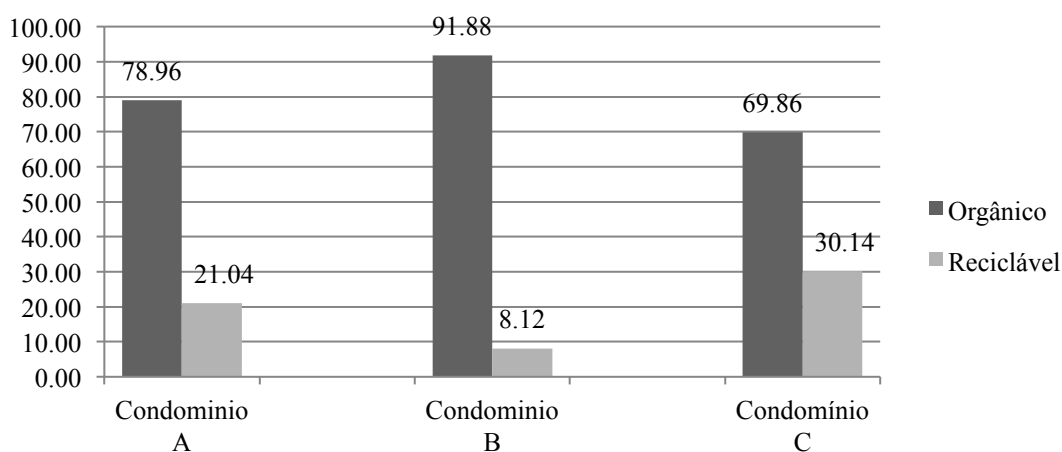


Figura 1 – Porcentagem dos resíduos sólidos domiciliares do Condomínio A, Condomínio B e Condomínio C.

Observa-se na Figura 1 que existe uma pequena diferença em relação ao comportamento da geração de resíduos do condomínio vertical e do condomínio horizontal em Londrina. O resíduo orgânico é mais frequente no Condomínio A, porque, por se tratar de residências no centro do município, seus moradores tendem a fazer suas refeições em casa. Em relação ao material reciclável produzido, percebe-se que o Condomínio C apresenta 9,1% a mais que o Condomínio A, o que se explica pelo hábito de consumo desses moradores, que tendem a passar a maior parte do dia fora de suas residências e, por consequência, quando em casa, consumirem mais alimentos industrializados e pré-preparados, aumentando a representatividade de recicláveis em

relação a orgânicos. Esse comportamento se correlaciona com os dados de geração *per capita* (Tabela 3), em que se observa menor geração de resíduos (em massa) pelos moradores do Condomínio C.

Com relação à geração dos resíduos sólidos domiciliares em cada dia da semana no Condomínio A (Figura 2), pode-se observar que a produção de resíduos recicláveis é mais alta na segunda-feira, devido às práticas e hábitos do final de semana, que resultam no aumento do consumo de produtos com embalagens (MONTEIRO et al., 2001). Além disso, destaca-se que na segunda-feira tem-se o acúmulo dos resíduos gerados no domingo.

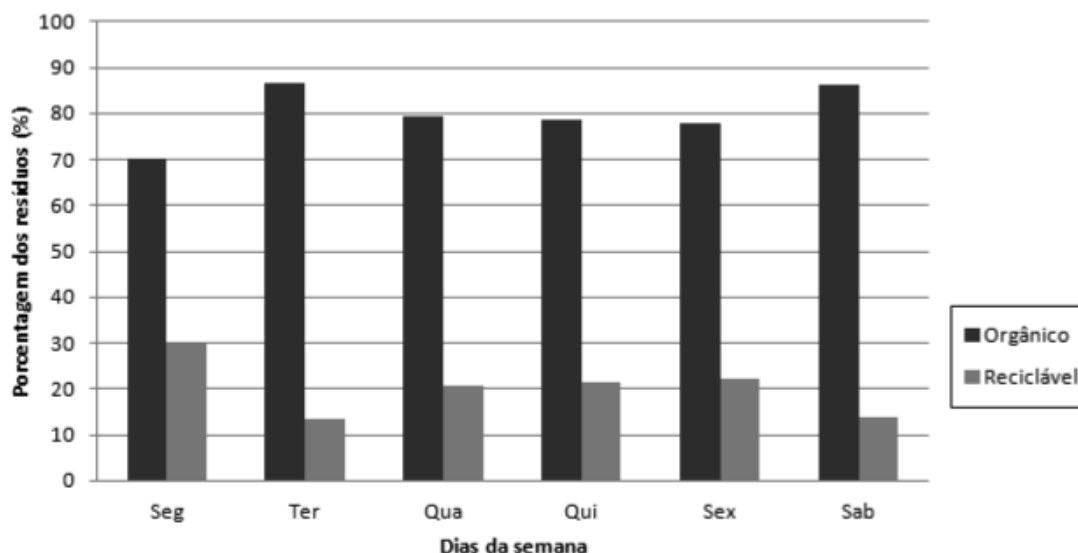


Figura 2 - Geração de resíduos sólidos domiciliares no Condomínio A.

No que se refere à composição gravimétrica dos resíduos recicláveis nos condomínios (Tabela 4) observa-se que a porcentagem de papel, papelão e embalagens cartonadas são bem próximas, assim como a participação do plástico e do vidro. A diferença mais expressiva é do metal, pois observa-se que no Condomínio B, localizado em cidade litorânea, existem mais embalagens metálicas presentes nos resíduos recicláveis. Isso pode ser explicado pelo maior consumo de bebidas enlatadas.

O Condomínio A e o Condomínio C apresentaram porcentagens próximas de matéria orgânica nos recicláveis. Por outro lado, o Condomínio B não apresentou matéria orgânica nos recicláveis. Isso não infere a consciência dos moradores, porque a maioria dos resíduos produzidos estavam sendo descartados como resíduo orgânico (Figura 2).

O condomínio A e o condomínio B apresentaram o mesmo comportamento em relação ao papel/papelão, plástico e vidro. E diferiram na composição de metais, remédios, orgânicos e “outros”. Dessa forma, pode-se verificar que a geração de alguns materiais é semelhante para os condomínios verticais, por outro lado, sofrem interferência de sua

localização e hábitos da população. Roth e Garcias (2008) afirmam que os padrões culturais e a renda da população interferem na produção de resíduos, como também Monteiro et al. (2001) mostram que a geração de resíduos pode ser influenciada por fatores demográficos e climáticos.

Tabela 4 - Composição gravimétrica dos resíduos sólidos recicláveis do Condomínio A, Condomínio B e Condomínio C.

Material	Condomínio A	Condomínio B	Condomínio C
Papel (%)	54,83	54,44	49,69
Vidro (%)	12,73	12,43	15,08
Metal (%)	5,54	13,61	3,75
Plástico (%)	14,17	14,79	17,23
Isopor (%)	0,62	0,00	1,55
Remédio (%)	0,21	2,37	0,00
Orgânico (%)*	4,11	0,00	4,87
Outros (%)	7,80	2,37	7,83

Nota: os orgânicos apontados na tabela referem-se aos resíduos desta natureza encontrados junto aos resíduos recicláveis dos condomínios.

A composição gravimétrica da Tabela 4 pode ser relacionada com a evolução do consumo de embalagens no Brasil, conforme dados apresentados na proposta do Plano Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2012), em que se relata o consumo apa-

rente, em peso, das embalagens dos diferentes materiais. Nota-se que o consumo de papel/papelão no ano de 2008 (4.154 mil toneladas) se destaca em relação as outras embalagens, assim como na composição gravimétrica de todos os condomínios (Tabela 4). Em seguida, as embalagens mais produzidas são de vidro (1.041 mil toneladas), diferentemente do comportamento do percentual gravimétrico nos condomínios, em que o segundo colocado em participação é o plástico. O plástico, na evolução do consumo das embalagens por ano Brasil aparece na quarta posição (782 mil toneladas), atrás do aço (886 mil toneladas). Por último, o alumínio apresenta uma participação menor (347 mil toneladas) (BRASIL, 2012).

A geração dos resíduos sólidos recicláveis no condomínio A variou em cada dia da semana, como observado na Figura 3, com a presença de diferentes tipos e quantidades de materiais recicláveis. O papel e o plástico são descartados todos os dias da semana, ao contrário de materiais como isopor, vidro e remédios. Segundo a Associação Brasileira de Embalagem (ABRE, 2015), materiais plásticos, de papelão ondulado, embalagens cartonadas e papel representam a maior participação no mercado de produção de embalagens, por isso é explicada a presença desse tipo de material descartado todos os dias.

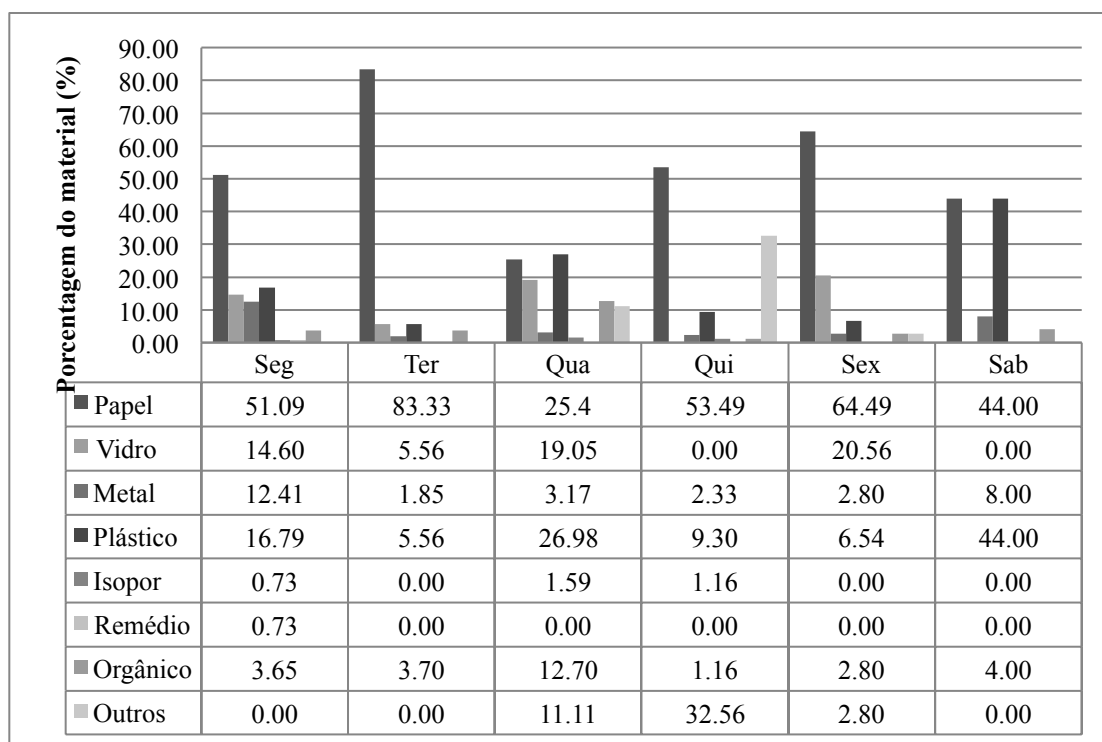


Figura 3 - Composição gravimétrica de resíduos recicláveis no Condomínio A.

A presença de um percentual de remédio no condomínio A pode ser explicada pelo grande número de pessoas idosas residentes no prédio e indica a necessidade de orientação quanto à forma adequada de descarte desse tipo de resíduo. Ressal-

ta-se que a classe “Remédio” consistiu em medicamentos descartados de todos os tipos, assim como embalagens de cremes e pomadas. Caixas e bulas foram consideradas como papel/papelão,

respectivamente. Ueda et al. (2009) afirmam que os medicamentos podem contaminar o solo e a água e com isso apresentar um risco potencial à saúde pública. Apesar de não existir legislações específicas para o descarte de medicamentos pelo consumidor, existem iniciativas de redes farmacêuticas que coletam esses medicamentos. Bellan et al. (2012) afirmam que o Brasil já tem uma boa legislação na área da gestão de resíduos, porém ainda é necessário complementar e atualizar essas leis e normas vigentes em relação à logística reversa de medicamentos, de forma a se tornar operacional um sistema de coleta, levando em conta a grande extensão do território brasileiro.

Em três dias da semana, no condomínio A, foram descartadas embalagens de poliestireno expandido (isopor), embora em pequena quantidade quando comparada aos outros materiais, mas não menos importante, pois o isopor é um material inerte quimicamente, não é biodegradável e não se desintegra, ou seja, não apresenta risco de contaminação ao solo e à água. Mesmo assim, é um problema ambiental quando não reciclado, pois ocupa espaço nos aterros sanitários. Para Grote e Silveira (2001), os rejeitos de isopor podem ser processados e novamente moldados em forma de blocos, podendo também ser reutilizados na construção civil. Segundo Castilho (2010), são muitas as vantagens do isopor, pois podem embalar qualquer produto, tanto bens de consumo e alimentos como eletroeletrônicos e eletrodomésticos; seus custos são baixos e a produção é grande, em torno de 83 mil toneladas por ano.

Na Figura 3 ainda é possível observar que em todos os dias há uma pequena porcentagem de matéria orgânica no condomínio A. Meira et al. (2010) explicam que a parte orgânica dos resíduos apresenta nutrientes e umidade que, em temperaturas favoráveis, desenvolvem microrganismos, como bactérias e fungos nos resíduos em que se

encontram misturados. Isso dificulta o trabalho dos catadores de materiais recicláveis na segregação dos resíduos, atrai vetores e, em muitos casos, diminui o valor de comercialização desses resíduos para a indústria recicladora.

Na categoria “outros”, na quarta-feira e quinta-feira, foram encontradas lâmpadas fluorescentes e pilhas. Esses materiais são classificados como resíduos perigosos pela NBR 10.004 (ABNT, 2004b), em função das características de toxicidade, reatividade e corrosividade (no caso de algumas pilhas e baterias) e toxicidade (no caso das lâmpadas fluorescentes), e devem ter um destino adequado. O risco desses resíduos, segundo Perbiche (2004), está relacionado aos metais pesados que compõem pilhas e baterias, que quando são dispostos na natureza podem atingir zonas mais profundas do solo e em volume e tempo considerável poluem a água subterrânea. Da mesma forma, lâmpadas fluorescentes contêm vapor de mercúrio, podendo contaminar as águas superficiais e também atingir diretamente a cadeia alimentar (BRASIL, 2012).

Para esses resíduos perigosos, a PNRS (BRASIL, 2010) obriga os fabricantes a implementar sistemas de logística reversa e disponibilizar postos de coleta desses resíduos. Segundo o Instituto de Logística e Supply Chain (ILOS, 2013), 69% das principais empresas fabricantes gerenciam a logística reversa pós-venda, porém, nem todas fazem um trabalho de coleta de resíduos que envolva a participação do consumidor brasileiro.

Na Figura 4 é apresentada a produção diária dos resíduos recicláveis e a participação de cada material no condomínio B. Pode-se constatar que no condomínio B não houve descarte de remédios como resíduo reciclável, porém não se pode afirmar que os moradores têm consciência quanto ao descarte correto, pois esse tipo de resíduo pode

estar misturado nos resíduos orgânicos, embora nos sacos de resíduos orgânicos observados qualitativamente no período da amostragem não foram identificados.

Outra análise que pode ser feita é que, apesar de o material papel/papelão ser o mais significativo na composição gravimétrica (Figura 4), não está presente em todos os dias da amostragem, pois na quarta-feira não houve descarte do material. Na segunda-feira esperava-se encontrar uma maior

variedade de resíduos recicláveis devido à influência de um maior consumo de supérfluos nos finais de semana (MONTEIRO et. al., 2001), mas foi identificado apenas papel/papelão; por outro lado, foram observadas garrafas de vidro misturadas aos resíduos orgânicos e capa de óculos bem como caixa de sapato junto com os resíduos recicláveis, demonstrando a falta de atenção/comprometimento dos moradores na segregação e armazenamento adequado dos resíduos.

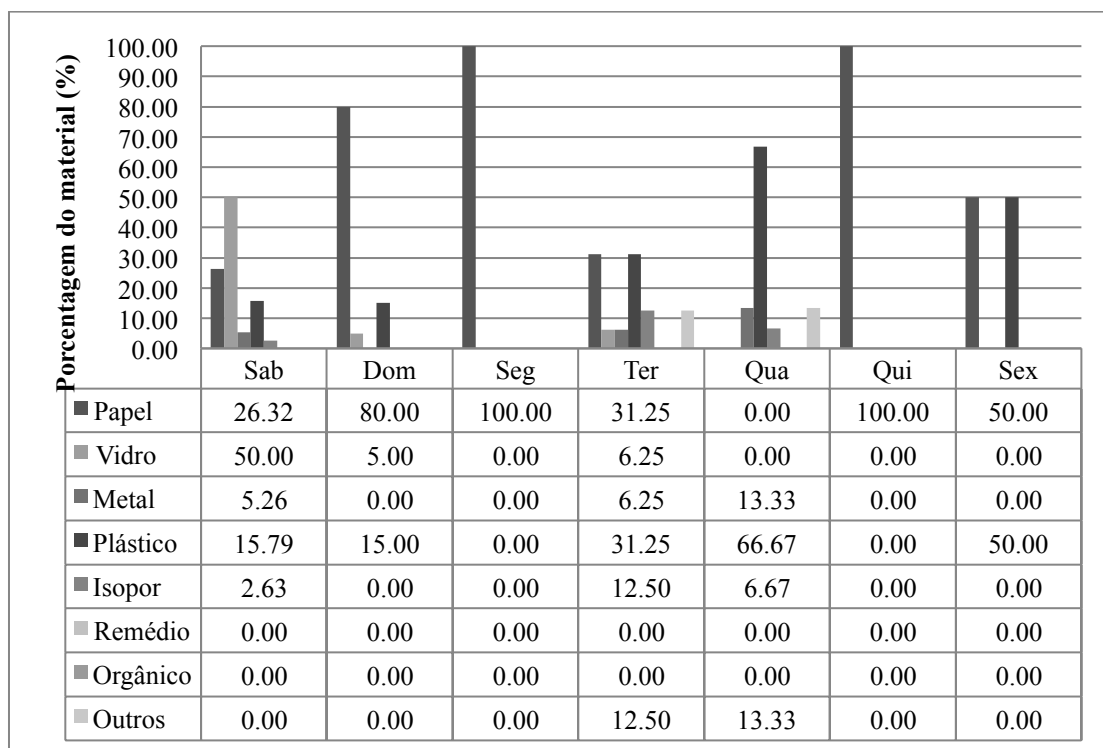


Figura 4 - Composição gravimétrica de resíduos recicláveis no Condomínio B.

Nas Figuras 5 e 6 são representadas as quantidades de resíduos sólidos domiciliares coletados por dia durante as duas semanas de análise no Condomínio C. Apesar das terças e quintas-feiras serem os dias de coleta dos resíduos da coleta seletiva, mesmo assim eram encontradas pequenas

quantidades de matéria orgânica misturada. Na segunda-feira houve a maior quantidade de resíduos orgânicos gerados, o que pode ser explicado pelo fato de esses resíduos representarem a geração do final de sexta-feira, sábado, domingo e o começo da segunda-feira.

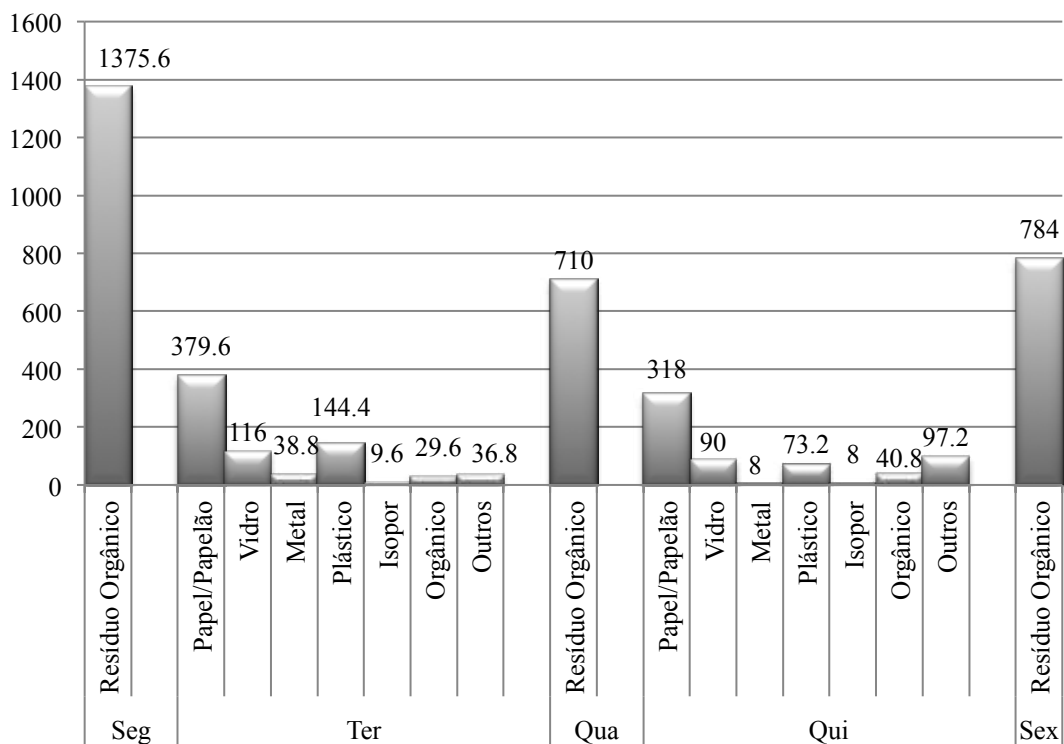


Figura 5 - Quantidade (kg) de resíduos sólidos domiciliares coletados na primeira semana de análise no Condomínio C.

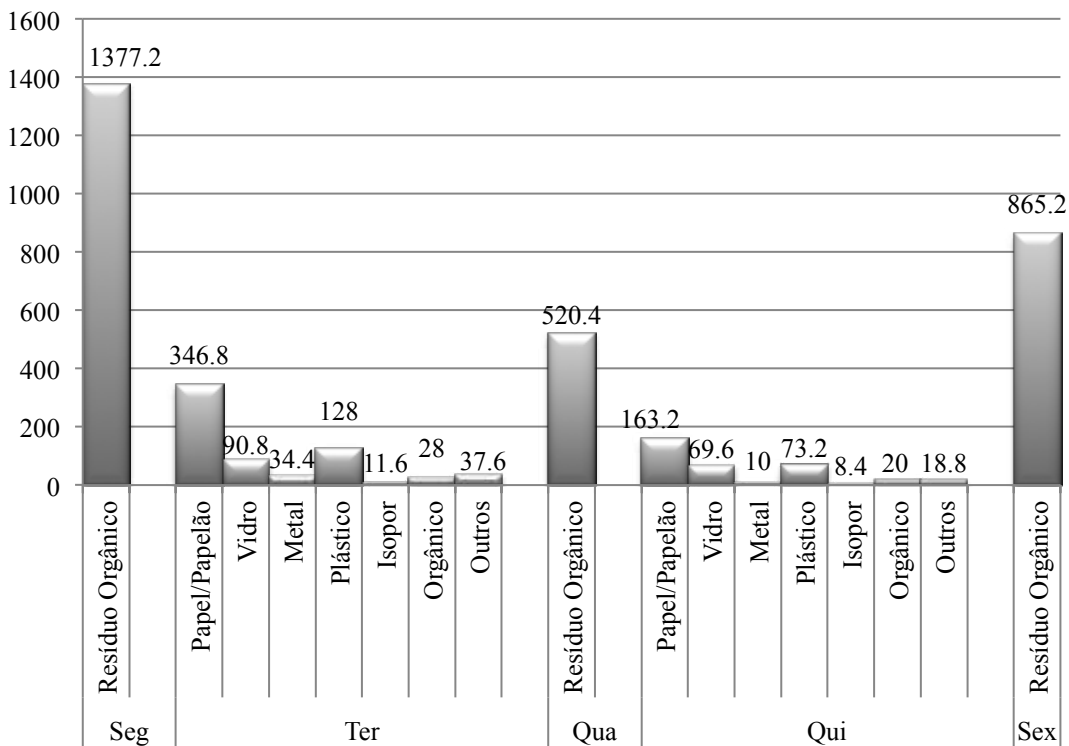


Figura 6 - Quantidade (kg) de resíduos sólidos domiciliares coletados na segunda semana de análise no Condomínio C.

O papel e papelão foram os materiais mais coletados nas duas semanas de análise do condomínio C, seguido do plástico, vidro, “outros”, orgânico, metal e isopor. Com isso, observa-se que o material orgânico, que não deveria ser encontrado junto aos resíduos recicláveis, está presente em quantidade superior ao metal e ao isopor. Na primeira semana, a geração de resíduos foi maior em todos os materiais, exceto o isopor. Esse mesmo comportamento, em relação aos materiais recicláveis foi observado por Rae (2010), pois no período de seu estudo houve mudança de comportamento dos condôminos, que resultou na re-

dução da quantidade de recicláveis sendo descartados junto aos resíduos da coleta convencional.

Na Figura 7 apresenta-se a massa dos resíduos recicláveis coletados nas duas semanas de análise no condomínio C. Esse gráfico permite afirmar que existe variação na geração dos materiais coletados. Observa-se também que o comportamento da primeira semana em relação à segunda semana difere quanto à composição gravimétrica. Isso demonstra a importância de períodos longos de amostragem para a utilização de dados a serem utilizados em projetos de gerenciamento de resíduos sólidos.

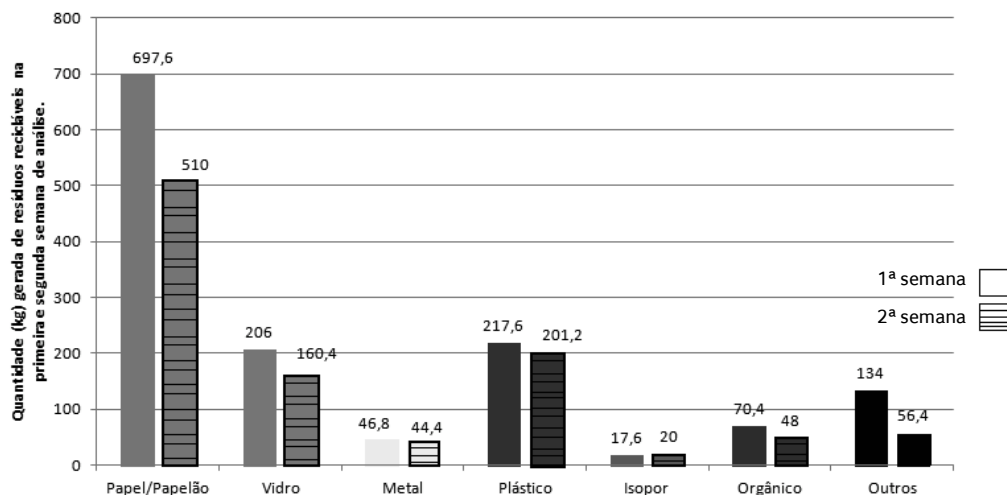


Figura 7 - Massa (kg) dos resíduos recicláveis coletados na primeira e segunda semana de análise do Condomínio C.

Como a quantidade de resíduos gerados varia de semana para semana, é importante conhecer a massa específica de cada material para dimensionar veículos de coleta, contêineres, caçambas ou abrigo de resíduos (MONTEIRO et al., 2001).

As massas específicas resultantes das análises dos três condomínios foram divergentes entre si (Tabela 5). A maior diferença observada está na massa específica do vidro no Condomínio C, o que pode ser explicado por existir uma variedade maior de tipos de vidros para a obtenção da massa específica; diferentemente do Condomínio A, em que para esse cálculo a maioria dos resíduos eram

garrafas de vinho, e do Condomínio B, onde eram vidros de embalagens de alimentos.

Para Poças e Freitas (2003), a utilização de menos embalagens é normalmente obtida por meio da redução da espessura das embalagens e/ou de otimização do seu formato. Dessa forma, o uso de embalagens mais leves pode também ser considerado uma forma de redução na origem e diminuição da massa específica de um mesmo material.

Em todos os condomínios o dado que mais se aproximou foi do metal, por se tratar de latas de bebidas que foram encontradas em todos os condomínios.

Tabela 5 - Massa específica (kg.m^{-3}) dos resíduos dos Condomínios e valores típicos

Material	Massa específica (kg.m^{-3})			
	Condomínio A	Condomínio B	Condomínio C	Valores típicos*
Orgânico	--	179,17	220,49	131-481
Papel	66,59	87,50	46,35	42-131
Plástico	26,25	34,72	18,75	42-131
Metal	28,47	20,84	25,00	50 - 240
Vidro	129,15	12,50	358,33	160-481
Outros	53,70	33,33	Não realizado	-
Isopor	16,67	29,17	20,83	-
Remédio	16,67	Não encontrado	Não encontrado	-

* Fonte: Tchobanoglous e Vigil (1993)

Ao comparar os valores de massa específica dos condomínios estudados (Tabela 5) com referências da literatura normalmente utilizadas para fins de projetos, observa-se que os resíduos orgânicos e os resíduos de papel/papelão de todos os condomínios estão em conformidade com a faixa de valores das massas específicas propostas por Tchobanoglous e Vigil (1993).

Por outro lado, os materiais do tipo plástico, metal e vidro (com exceção do condomínio C) não são semelhantes aos valores de literatura, apresentando em sua maioria diferenças expressivas, como é o caso da massa específica do vidro no condomínio B, que apresenta uma diferença de 148 kg.m^{-3} do menor valor para o intervalo que pode variar a massa específica. Conforme afirmam Braga et al. (2008), com o desenvolvimento de novas tecnologias é possível a diminuição de peso de uma nova embalagem de um mesmo produto, e ainda, segundo Campos (2012), a forma como é comercializado o produto, por exemplo, alimentos semiprocessados, pode implicar na geração de resíduos sólidos com massa específica menor.

4 CONCLUSÕES

Com esse estudo foi possível concluir que existe variação na composição dos resíduos sólidos domiciliares das diferentes formas de habitação e localização das cidades.

Observou-se que o percentual de resíduo orgânico e reciclável divergiu em todos os condomínios

do estudo, o que pode ser relacionado ao número de moradores, nível educacional, condições climáticas das cidades estudadas e costumes da população da amostra; essa diferença também pode estar relacionada à maneira como são coletados os resíduos em cada forma de habitação.

Dentre os recicláveis foi predominante, em todos os condomínios, o papel (54,83% no condomínio A; 54,44% no condomínio B e 49,69% no condomínio C), seguido do plástico (14,17% no condomínio A; 14,79% no condomínio B e 17,23% no condomínio C) e do vidro (12,73% no condomínio A; 12,43% no condomínio B e 15,08% no condomínio C).

Em relação à massa específica dos resíduos sólidos domiciliares, conclui-se que esse parâmetro apresentou expressivas diferenças entre os condomínios estudados, com exceção do metal; comparando os resultados obtidos com a literatura, percebeu-se a necessidade de verificação desses dados *in loco* para dimensionar de forma correta um sistema de coleta e acondicionamento.

A geração *per capita* foi díspar entre os condomínios ($0,757 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ no condomínio A, $0,916 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ no condomínio B e $0,480 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ no condomínio C), o que permitiu concluir que o tipo de moradia e sua localização interfere nesse parâmetro, ressaltando também a importância do levantamento desta informação *in loco* para fins de projeto de gerenciamento de resíduos sólidos.

5 REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMBALAGEM. **Estudo macroeconômico da embalagem ABRE/FGV**. São Paulo, 2015. Disponível em: < <http://www.abre.org.br/setor/dados-de-mercado/> >. Acesso em: 13 set. 2016.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.004: resíduos sólidos - classificação**. Rio de Janeiro, 2004b.
- _____. **NBR 10.007: Amostragem de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro, 2004a.
- BRAGA; Florindo dos S.; NÓBREGA, Claudia C.; HENRIQUES, Vicente M.. Estudo da composição dos resíduos sólidos domiciliares em Vitória – ES. **Revista Limpeza Pública**, São Paulo, n. 55, p. 11-24, abr. 2000.
- BRAGA, José O. N.; COSTA, Lizit A. da; GUIMARÃES, André L.; TELLO, Júlio C. R.. O uso do geoprocessamento no diagnóstico dos roteiros de coleta de lixo na cidade de Manaus. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 4, p. 387-394, out/dez 2008.
- BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Brasília, 3 ago. 2010.
- _____. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos – Versão Pós Audiências e Consulta Pública para Conselhos Nacionais**. Brasília, fev. 2012.
- CAMPOS, Heliana K. T.. Renda e evolução da geração per capita de resíduos sólidos no Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 17, n. 2, p. 171-180, abr/jun 2012.
- CASTILHO, Tais. Isopor para o que der e vier. **Visão Ambiental**, São Paulo, ano I, n. 4, p. 48-51, jan/fev. 2010.
- GROTE; Zilmara V.; SILVEIRA, José L.. Análise energética e exérgica de um processo de reciclagem de poliestireno expandido (isopor). **Revista Mackenzie de Engenharia e Computação**, São Paulo, ano III, n. 3, p. 9-27, 2001.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo 2010**. Rio de Janeiro: IBGE, 2010.
- INSTITUTO DE LOGÍSTICA E SUPPLY CHAIN. **Logística reversa: práticas nas empresas no Brasil**. Rio de Janeiro, 2013.
- MATTOS, Julio C. P. **Poluição ambiental por resíduos sólidos em ecossistemas urbanos: estudo de caso do aterro controlado de Rio Branco – AC**. 2006. 104f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Manejo dos Recursos Naturais) – Departamento de Ciências da Natureza, Universidade Federal do Acre, Rio Branco-Acre, 2006.
- MEIRA; Ana Maria et al. **Guia para o gerenciamento de resíduos – Câmpus Luiz de Queiroz: saiba o que fazer para reduzir, reutilizar e encaminhar resíduos**. Piracicaba: Serviço de Produções Gráficas, 2010.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. **Guia para elaboração dos Planos de Gestão de Resíduos Sólidos**. Brasília: MMA, 2011.
- MONTEIRO, José H. P.; FIGUEIREDO, Carlos E. M.; MAGALHÃES, Antônio F.; MELO, Marco A. F. de; BRITO, João C. X.; ALMEIDA, Tarquínio P. F. de; MANSUR, Gilson L.. **Manual de Gerenciamento Integrado de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro: IBAM, 2001.
- POÇAS; Maria de F. F.; FREITAS, Ana C.. **Embalagem & Ambiente**. Porto: ESP/UCP, 2003.
- RAE, Mark J. **Elaboração de um Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos em um condomínio residencial do bairro Campeche / Florianópolis – SC**. 2010. 111 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis, 2010.
- ROTH, Caroline das G.; GARCIAS, Carlos M. A influência dos padrões de consumo na geração de resíduos sólidos dentro do sistema urbano. **REDES**, Santa Cruz do Sul, v. 13, n. 3, p. 5-13, set/dez. 2008.
- TABALIPA; Ney L.; FIORI, Alberto P.. Tratamento e disposição final de resíduos. Caracterização e classificação dos resíduos sólidos urbanos do município de Pato Branco, PR. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n. 4, p. 23-33, ag. 2006.
- TCHOBANOGLIOUS, George T.H.; VIGIL, S. **Integrated Solid Waste Management Engineering Principles and Management Issues**. McGraw-Hill, Inc., New York, 1993.
- UEDA, Joe; TAVERNARO, Roger; MAROSTEGA, Victor; PAVAN, Wesley. Impacto ambiental do descarte de fármacos e estudo da conscientização da população a respeito do problema. **Revista Ciências do Ambiente On-line**, v. 5, n. 1, p. 1-6, jul. 2009.

Avaliação do impacto da implantação do sistema de esgotamento sanitário na qualidade da água da Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira, em Joinville, Santa Catarina.

Evaluation of the impact of the implantation of the sewage system on the water quality of the Cachoeira River Basin, in Joinville, Santa Catarina.

- **Data de entrada:**
29/11/2016
- **Data de aprovação:**
23/10/2017

Thiago Zschornack/ Therezinha Maria Novais de Oliveira*

DOI:10.4322/dae.2018.027

Resumo

A compreensão das relações entre saneamento, saúde pública e meio ambiente é essencial para o planejamento dos sistemas de saneamento nas cidades. Desta forma, o objetivo deste trabalho foi realizar uma avaliação do impacto da implantação do sistema público de esgotamento sanitário na qualidade da água da Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira, em Joinville, que abrange quase metade da população da cidade. Foram realizadas análises da qualidade da água em 10 pontos ao longo dos anos de 2011 a 2015, período em que foram incrementadas mais de 31.000 economias de esgoto nas sub-bacias do rio. Para cálculo da qualidade da água, utilizou-se o IQA - Índice de Qualidade da Água, padrão Cetesb. De forma geral, o IQA médio do rio evoluiu de ruim para regular, fruto de uma redução estimada no lançamento de esgoto de mais de cinco milhões de litros ao dia.

Palavras-chave: Rio Cachoeira. Poluição. IQA. Qualidade.

Abstract

Understanding the relationships between sanitation, public health and the environment is essential for planning sanitation systems in cities. Thus, the objective of this study was to evaluate the impact of the implantation of the public sewage system on the water quality of the Cachoeira River Basin in Joinville, which covers almost half of the population of the city. Water quality analyzes were carried out in 10 points over the years 2011 to 2015, during which time more than 31,000 sewage economies were increased in the Cachoeira River sub-basins. In order to calculate the water quality, was used the WQI - Water Quality Index, Cetesb standard. In general, the average IQA of the river has developed from bad to regular, due to a reduction in the discharge of sewage of more than five million liters per day.

Keywords: Cachoeira River. Pollution. WQI. Quality.

Thiago Zschornack – Mestrado em Saúde e Meio Ambiente. Especialista em Engenharia de Produção, Suprimentos e Segurança do Trabalho, MBA em Gestão Ambiental e MBA em Gestão de Projetos. Graduado em Administração, Sistemas de Informação e Ciências Contábeis. Graduando em Engenharia de Produção. Professor universitário e analista na Companhia Águas de Joinville.

Therezinha Maria Novais de Oliveira – Pós-doutorado em Engenharia Sanitária. Mestrado e Doutorado em Engenharia de Produção. Graduação em Engenharia Sanitária. Professora titular e coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Saúde e Meio Ambiente da Univille.

***Endereço para correspondência:** Universidade da Região de Joinville, Programa de Pós-Graduação em Saúde e Meio Ambiente. Rua Paulo Malschitzki N-10. Zona Industrial Norte. 89.219710 - Joinville, SC.

1 INTRODUÇÃO

No Brasil, informações do SNIS-Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (2014) indicam elevados índices de internações hospitalares por diarreia, uma doença claramente relacionada ao inadequado saneamento ambiental. Diversas doenças infecciosas e parasitárias têm no meio ambiente uma fase de seu ciclo de transmissão, como por exemplo, as de veiculação hídrica, com transmissão feco-oral.

Um dos mecanismos de combate à poluição dos cursos d'água é a implantação de ações de saneamento básico, com a correta gestão dos resíduos sólidos, da drenagem urbana, do abastecimento de água e, principalmente, do sistema de coleta e tratamento de esgoto, proporcionando, assim, a eliminação de condições deletérias à saúde (IBGE, 2008).

O município de Joinville, situado na região nordeste do Estado de Santa Catarina, é considerado o terceiro polo industrial da Região Sul do Brasil. Segundo dados da Fundação Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano de Joinville (IPPUJ, 2015), o produto interno bruto per capita de Joinville figura entre os 15 maiores do país. Da mesma forma que outras regiões, Joinville possui um dos seus principais rios bastante poluído, seja por efluentes domésticos e industriais ou por resíduos sólidos. Pelos dados divulgados pelo SNIS em 2015, base 2014, nos quais se consideravam as cidades com mais de 100 mil habitantes, Joinville aparecia entre as 10 piores do Brasil em cobertura de esgoto, com um pouco mais de 18% de cobertura.

A Bacia do Rio Cachoeira, alvo de estudo deste trabalho, está inserida na região central da cidade de Joinville. Sua nascente localiza-se no bairro Costa e Silva, a 40 metros de altura do nível do mar, e sua foz é caracterizada por estuário sob influência de marés e onde se encontram áreas com remanescentes de manguezais.

No início do século XX, o Rio Cachoeira, principal rio dessa bacia, ainda possuía águas limpas e

era possível tirar dele várias espécies de peixes. No entanto, com o rápido aumento da população na década de 70, motivado pela imigração em função do “boom” industrial, houve um aumento significativo na quantidade de resíduos domésticos lançados no rio.

Infelizmente, os primeiros investimentos em esgotamento sanitário na cidade ocorreram apenas no final da década de 80. Ainda assim, pararam por ali. Do final da década de 80 até a metade dos anos 2000, não houve mais nenhum incremento de coleta e tratamento de esgoto na cidade. A cidade ficou quase três décadas com pífos 14% de cobertura.

Despoluir o Rio Cachoeira tem sido um desejo antigo da população joinvilense, por isso, quase sempre, esteve presente em planos de governo das várias gestões da cidade, embora nenhuma iniciativa tenha trazido resultados concretos. A partir de 2005, essa situação começou a mudar. De 2005 até 2015, foram realizados em Joinville diversos investimentos na expansão do sistema de esgotamento sanitário. A maior parte das obras se concentrou justamente na Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira, que abrange quase metade da população do município.

A importância deste estudo consiste no pressuposto de que, identificando a melhoria da qualidade da água do Rio Cachoeira após as obras de ampliação da cobertura de esgoto, podem-se inferir alguns benefícios, tais como: a melhoria da condição ambiental do rio e de seu ecossistema, a melhoria na condição sanitária no município, com impactos diretos na saúde e no bem-estar social das pessoas que residem nessa bacia e nos respectivos gastos públicos destinados para este fim e, acima de tudo, uma rica base de informações para subsídio em pleitos para novos investimentos em coleta e tratamento de esgoto na cidade, fato que possibilitará a universalização do acesso ao sistema de esgotamento sanitário.

2 METODOLOGIA

Este trabalho segue uma abordagem qualitativo-quantitativa. Segundo Cherobim et al (2003), quando a realidade pesquisada permite evidências qualitativas e quantitativas, o principal argumento para desenvolver uma pesquisa a partir da abordagem combinada é consubstanciar a análise, explorando ao máximo a realidade pesquisada e extraíndo a maior quantidade possível de informações do banco de dados obtido.

No caso em questão, utilizou-se majoritariamente a abordagem quantitativa, intercalada com alguns recursos da abordagem qualitativa.

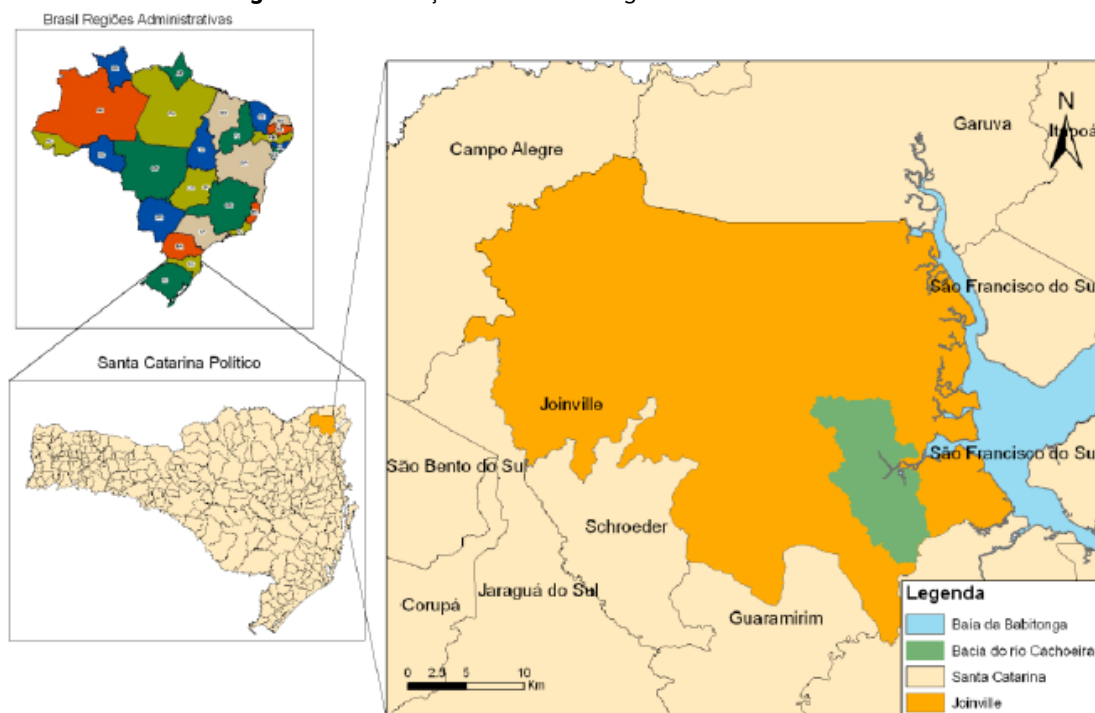
A abordagem quantitativa foi utilizada para análise estatística dos dados de qualidade da água, incremento de ligações de esgoto e fiscalização de ligações, todos obtidos do Laboratório de Controle de Qualidade da Companhia Águas de Joinville, concessionária dos serviços de água e esgoto na cidade de Joinville.

Visando a uma análise e interpretação mais aprofundadas do comportamento do IQA - Índice de Qualidade de Água, foram realizadas conversas com os técnicos de vários setores da Companhia Águas de Joinville - CAJ, da Secretaria de Meio Ambiente do município e do Comitê de Gerenciamento das Bacias Hidrográficas dos Rios Cubatão e Cachoeira. O objetivo dessas conversas foi buscar evidências que permitissem fundamentar os resultados obtidos.

2.1 Área de estudo

A Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira faz parte do complexo Hídrico da Baía Babitonga, estando totalmente inserida na área urbana de Joinville, conforme se visualiza na figura 1. Drena uma área de 83,12 km², que representa 7,3% da área do município ao longo de seu curso, de 14,9 km de extensão. Aproximadamente 49% da população reside dentro do perímetro da bacia que é de 59,31 km.

Figura 1 - Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira



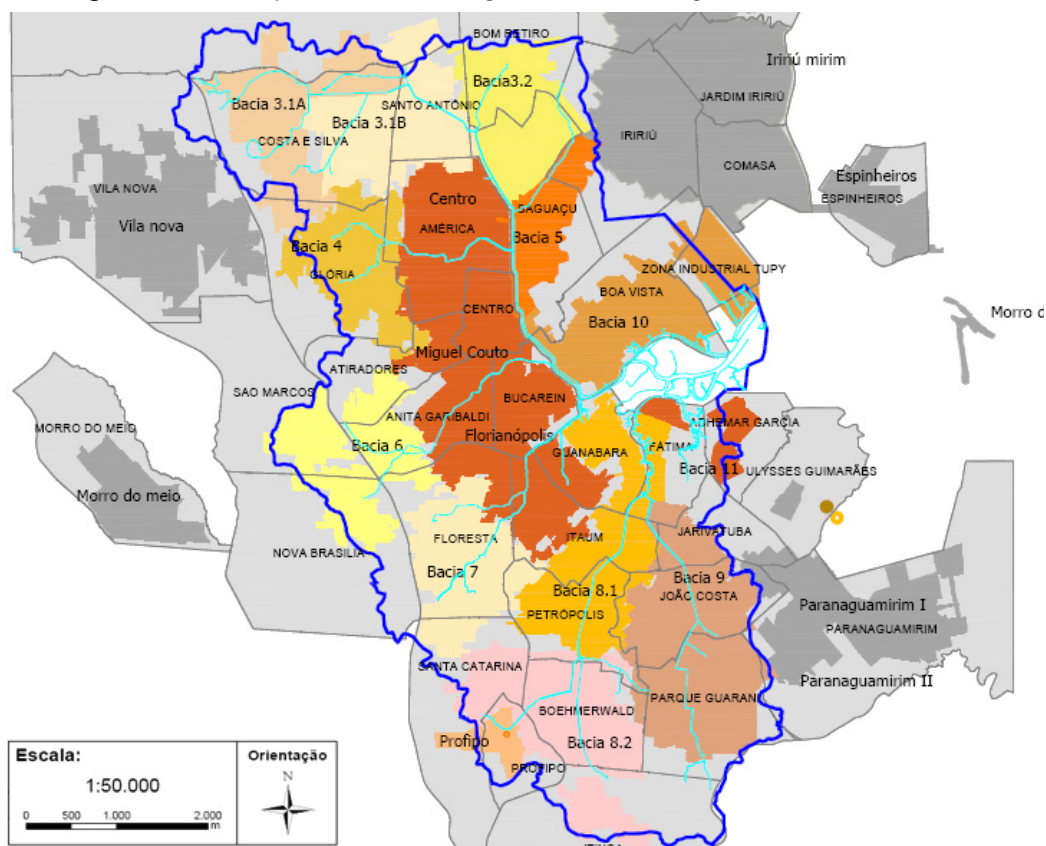
Fonte: Centro de Cartografia Digital - Univille (2011)

Como a Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira ainda não possui plano diretor de recursos hídricos, adota-se a classificação estabelecida pela Resolução nº 357/2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente - Conama, que em seu art. 42 estabelece que “enquanto não aprovados os respectivos

enquadramentos, as águas doces serão consideradas classe 2”.

Na figura 2, apresenta-se a subdivisão das bacias do Rio Cachoeira em “sub-bacias de esgoto”. Essa divisão e numeração é uma prática adotada pela Companhia Águas de Joinville para auxiliar no planejamento das obras de expansão do município.

Figura 2 - Distribuição das bacias de esgoto na Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira



Fonte: Arquivo interno da CAJ - Plano de Expansão de Esgoto (2015)

2.2 O Rio Cachoeira

O rio Cachoeira é o principal rio da Bacia Hidrográfica do rio Cachoeira. Sua nascente fica no bairro Costa e Silva, no Morro da Tromba, na junção das ruas Rui Barbosa e Estrada dos Suíços, logo após a Rodovia Federal BR-101. Ao longo

de seus quase catorze quilômetros de extensão, recebe diversos afluentes, entre eles os rios Morro Alto, Mathias, Jaquarão; Bucarein, Bom Retiro e o Boa Vista. O Rio Cachoeira e seus afluentes pertencem exclusivamente a Joinville, ocupando uma área de cerca de noventa e dois quilômetros quadrados, o que envolve nove bairros da cidade.

Desde a chegada dos primeiros colonizadores até hoje, seu leito sofreu uma série de interferências, sempre visando evitar enchentes ou para adaptá-lo a navegação.

Como o rio deságua na Lagoa do Saguacú, que liga à Baía da Babitonga, a foz é caracterizada por estuário sob a influência de marés. Assim, numa maré alta, na lua cheia, há uma inversão do fluxo de água em mais da metade de seu percurso, causando entrada de água salgada (MAIA et al, 2014).

2.3 Pontos de coleta das amostras de água

Os pontos de coletas foram definidos pela Companhia Águas de Joinville. A escolha dos pontos levou em consideração os seguintes critérios: cronograma-físico de ativação das ligações de esgoto da empresa (para comparação do antes e depois da implantação do esgoto) e acessibilidade para a coleta.

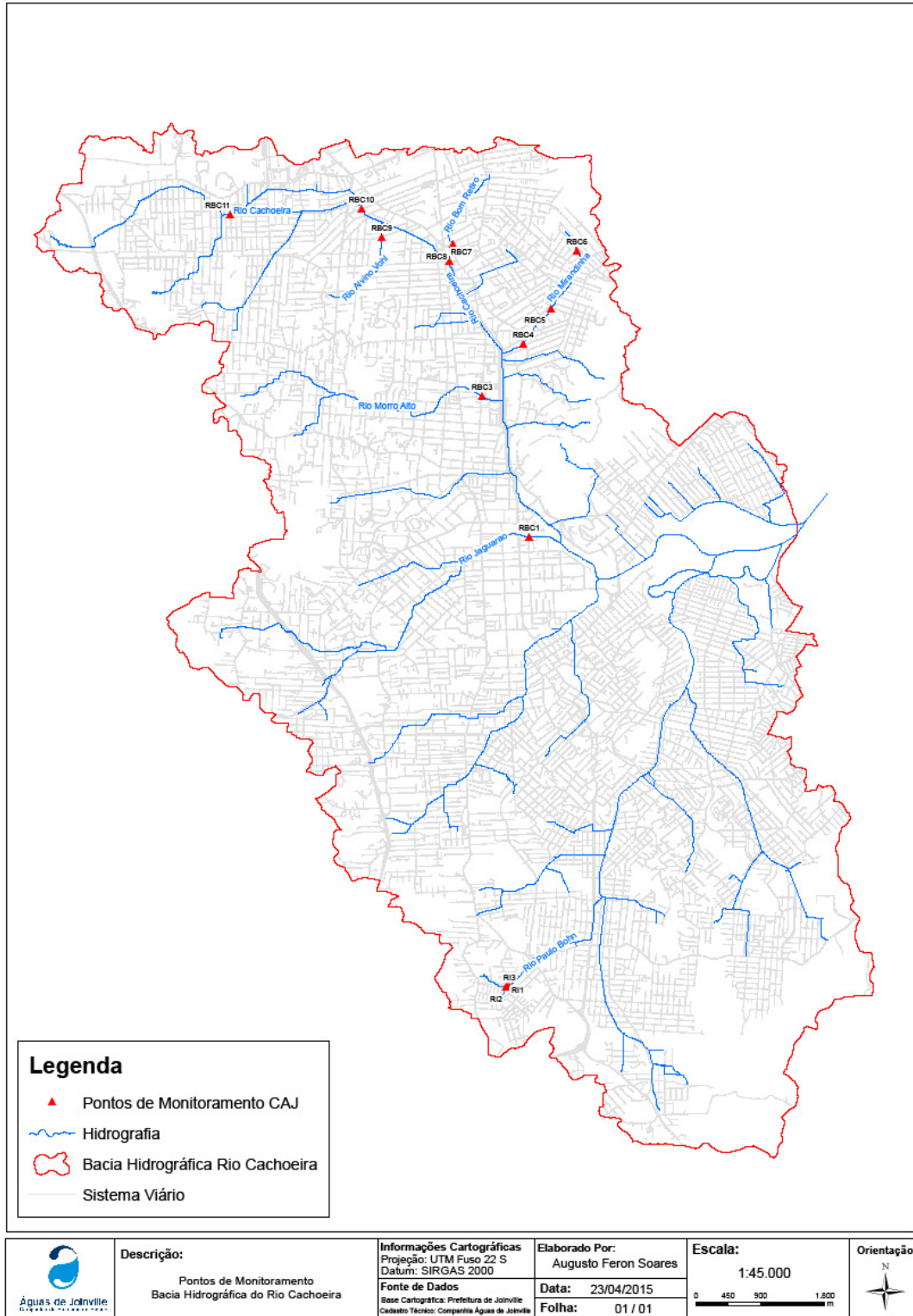
Os pontos de coleta, as bacias e sub-bacias abrangidas, as bacias à montante e a data de liberação das ligações das bacias à montante seguem apresentadas na tabela 1 e na figura 3.

Tabela 1 – Pontos de coleta e sub-bacias de abrangência

Ponto de coleta	Bacia abrangida	Sub-bacia abrangida	Bacia(s) a montante	Liberação conexão
RBC1 – Rio Jaguarão, Pontilhão na Rua Urussanga (Fundos Havan);	Bacia Centro (Casan)	Centro/ Bucarein	Bacia 6	01/01/1980
RBC3 – Rio Morro Alto, Pontilhão na Rua Orestes Guimarães (Centreventos);	Bacia Centro (Casan)	América / Atiradores	Bacia 4	01/01/1980
RBC4 – Rio Mirandinha, Pontilhão Rua Dona Francisca;	Bacia 5	A	Bacia 3.2	31/01/2012
RBC5 – Rio Mirandinha, Pontilhão Rua Rio Negrinho;	Bacia 5	A	Bacia 3.2	31/01/2012
RBC6 – Rio Mirandinha, Pontilhão Rua da Américas;	3.2	1(C)	-	22/09/2014
RBC7 – Rio Cachoeira, Pontilhão na Rua Prudente de Moraes (Flotflux);	3.1B	27	Bacia 3.1A	21/09/2012
RBC8 – Rio Bom Retiro, Pontilhão na Rua Gen. Camara;	3.2	2 (G)	-	22/09/2014
RBC9 – Rio Cachoeira/Alvino Vohl, Pontilhão na Rua João Vogelsanger;	3.1B	20	-	17/03/2016
RBC10 – Rio Cachoeira, Pontilhão na Rua Felix Heinzmann;	3.1B	11	Bacia 3.1A	20/02/2014
RBC11 – Rio Cachoeira, Pontilhão na Rua Alicia Bittencourt Ferreira.	3.1A	32	-	26/09/2014

Fonte: O autor (2016)

Figura 3 – Pontos de coleta e sub-bacias de abrangência



Fonte: Arquivo interno da CAJ (2015)

2.4 Índice de Qualidade da Água - IQA

O índice escolhido para medição da qualidade da água foi o IQA - Índice de Qualidade da Água. Este índice foi adaptado pela Cetesb - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo a partir do NSF-WQI da *National Sanitation Foundation* - NSF. A NSF, com sede nos EUA, desenvolveu esse indicador na década 70. O trabalho contou com a participação de diversos pesquisadores e tinha como objetivo principal criar um indicador padrão para medição e comparação da qualidade da água entre os vários países.

Segundo Piasentin et al (2009), esse índice foi desenvolvido visando avaliar o impacto dos esgotos domésticos nas águas utilizadas para abastecimento público, não representando efeitos originários de outras fontes poluentes.

O IQA traz dados de qualidade de água inter-relacionados, aglutinando as variáveis em um indicador único (DERÍSIO, 2000).

Ele é definido pelo produto ponderado das qualidades de água correspondentes aos parâmetros: temperatura da amostra, pH, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio (5 dias, 20°C), coliformes termotolerantes, nitrogênio total, fósforo total, resíduo total e turbidez, conforme apresentado no Quadro 10.

Tabela 2 – Parâmetros e pesos utilizados no IQA

Variáveis	Unidades	Peso (W)
Coliformes fecais	NMP/ 100 mL	0,15
pH	-	0,12
DBO5	mg/L	0,10
Nitrogênio Total	mg/L	0,10
Fósforo Total	mg/L	0,10
Temperatura	°C	0,10
Turbidez	UNT	0,08
Sólidos Totais	mg/L	0,08
Oxigênio Dissolvido	% saturação	0,17

A equação utilizada para cálculo do IQA segue apresentada na equação 1:

Equação 1 – Fórmula de cálculo do IQA

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i}$$

Fonte: Cetesb (2011)

Onde:

IQA = Índice de Qualidade de Água, representado por um número em escala contínua de 0 a 100.

q_i = qualidade individual (sub-índice de qualidade) do i -ésimo parâmetro, um valor de 0 a 100.

w_i = é o peso atribuído ao parâmetro i .

i = número de parâmetros

Além de seu peso (w), cada parâmetro possui um valor de qualidade (q), obtido do respectivo gráfico de qualidade em função de sua concentração ou medida. Esse gráfico pode ser obtido no site da Cetesb ou da ANA - Agência Nacional de Águas.

Depois de realizados os cálculos, o IQA classifica a água de acordo com o valor atribuído à mesma, conforme se verifica na figura 4.

Figura 04 - Faixas de classificação do IQA

Valor	Qualificação
80-100	Ótima
52-79	Boa
37-51	Razoável
20-36	Ruim
0-19	Péssima

Fonte: Cetesb (2011)

2.5 Coleta de dados

Os dados de qualidade da água do Rio Cachoeira foram coletados do banco de dados da Companhia Águas de Joinville e compreenderam o período de 2011 a 2015.

Os dados da variação da maré foram obtidos do site da Defesa Civil de Joinville. Esses valores refe-

rem-se à maré astronômica e são calculados pela Marinha do Brasil.

Os dados de precipitação pluviométrica foram coletados do site do Comitê de Gerenciamento das Bacias Hidrográficas do Rio Cubatão e Rio Cachoeira - CCJ, e a fonte dos mesmos é a Estação Meteorológica da Universidade da Região de Joinville.

Os dados de vazão foram obtidos do Comitê de Gerenciamento das Bacias Hidrográficas do Rio Cubatão e Rio Cachoeira - CCJ, e referem-se ao ponto CA1, localizado no Bairro América, no encontro das ruas João Pessoa e Marcos Welmut, cujas medições são realizadas mensalmente desde 2010. Esse ponto fica localizado entre os pontos RBC1 e RBC3.

Os dados das ligações de esgoto foram coletados do banco de dados da Companhia Águas de Joinville e referem-se ao período de 2011 a 2015. Os dados sobre as fiscalizações das ligações domiciliares de esgoto também foram coletados do banco de dados da empresa e referem-se ao período de 2015, ano em que a concessionária iniciou a fiscalização na Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira. A concessionária apenas considera ativas as ligações de esgoto que foram liberadas para a conexão há mais de 90 dias.

2.6 Análise dos Resultados

Para efeito das análises deste trabalho, em especial da evolução do IQA e dos nove parâmetros que o compõem, foi utilizada a estatística descritiva: média, desvio-padrão e coeficiente de variação, bem como foi feita a comparação do resultado de cada parâmetro com os padrões estabelecidos na Resolução Conama 357/2005. O coeficiente de variação foi utilizado para possibilitar a comparação entre parâmetros com unidades de medida diferentes.

Para apuração dos valores do IQA foi utilizado o programa gratuito QualiGraf - versão 2014, dispo-

nível para download no site da Funceme - Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos.

Adicionalmente foi utilizada análise de correlação (Pearson e Spearman) para medir a correlação entre:

- a) Altura da maré e o IQA obtido
- b) Altura da maré e os parâmetros: DBO, OD e Coliformes Termotolerantes.

Em estatística descritiva, o coeficiente de correlação de Pearson mede o grau da correlação (e a direção dessa correlação; se positiva ou negativa) entre duas variáveis de escala métrica (intervalar ou de razão). Interpretando:

- 0,9 para mais ou para menos indica uma correlação muito forte.
- 0,7 a 0,9 positivo ou negativo indica uma correlação forte.
- 0,5 a 0,7 positivo ou negativo indica uma correlação moderada.
- 0,3 a 0,5 positivo ou negativo indica uma correlação fraca.
- 0 a 0,3 positivo ou negativo indica uma correlação desprezível.

Contudo, a utilização do coeficiente de correlação de Pearson pode ser questionada, uma vez que a maioria dos parâmetros não segue uma distribuição normal e que em vários casos existe a presença de valores extremos. Em função de a maioria dos dados não possuir uma distribuição normal, foi utilizado adicionalmente a Correlação de Spearman, que em vez de trabalhar com os valores originais das variáveis, trabalha com seus postos (número de ordem daquele valor), eliminando a influência dos valores extremos.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Ativação das ligações de esgoto

Na tabela 3 é apresentada a distribuição das economias ativadas na Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira no período de 2011 a 2015.

Tabela 3 – Economias ativadas na Bacia do Rio Cachoeira (2011-2015)

Regiões	Economias Existentes	2011	2012	2013	2014	2015	Total
Bacia 3.1A	-	0	0	0	1.920	3.811	5.731
Bacia 3.1B	-	0	875	2.167	3.472	1.398	7.912
Bacia 3.2	-	0	0	0	390	6.110	6.500
Bacia 4	-	0	850	547	1388	1189	3.974
Bacia 5	-	2.535	473	41	196	-40	3.205
Bacia 6	-	0	0	0	1702	85	1.787
Centro	24.607	332*	1933*	-313*	958*	-936***	26.581
Fátima	841	10*	32*	-94*	-3*	36*	822
Ulisses Guimarães	-	0	0	0	0	581	581
Adhemar Garcia	420	3*	4*	5*	1*	1*	434
Profipo**	539	0	0	200	0	0	739
Total	26.407	2.880	4.167	2.553	10.024	12.235	58.266

Fonte: O autor (2016)

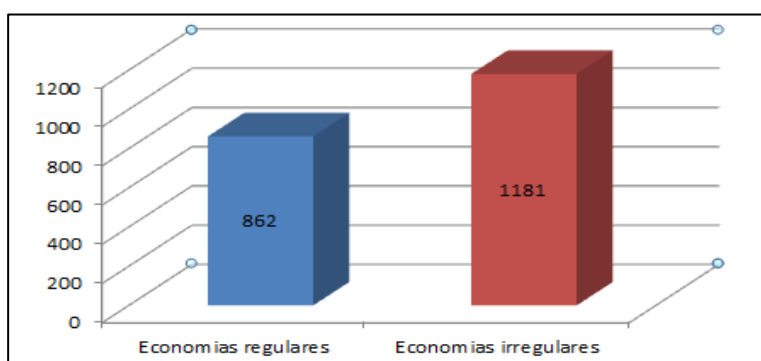
* Refere-se exclusivamente ao crescimento vegetativo ou a pequenas extensões de rede.

**Refere-se a economias ativas, porém não faturadas devido a problemas de acesso às redes.

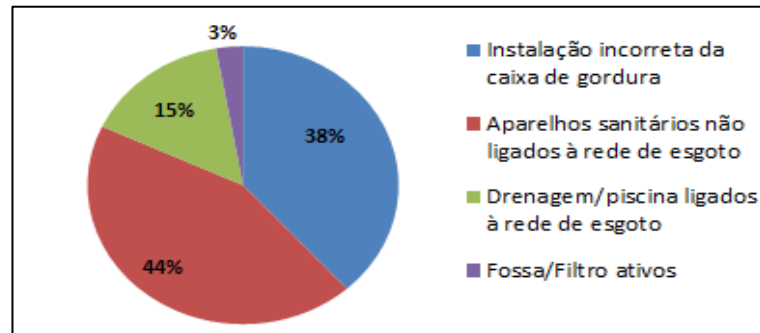
*** Reflexo da alteração na resolução 52/2015 da AMAE - Agência Reguladora Municipal de Joinville no que diz respeito à categoria comercial.

Os resultados apresentados nas Figuras 5 e 6 mostram a situação das ligações domiciliares nas Bacias de Esgotamento Sanitário 3.1A e 3.1B, no período compreendido entre julho de 2015 e março de 2016.

Figura 5 - Situação das ligações domiciliares



Fonte: Arquivo interno da CAJ (2016)

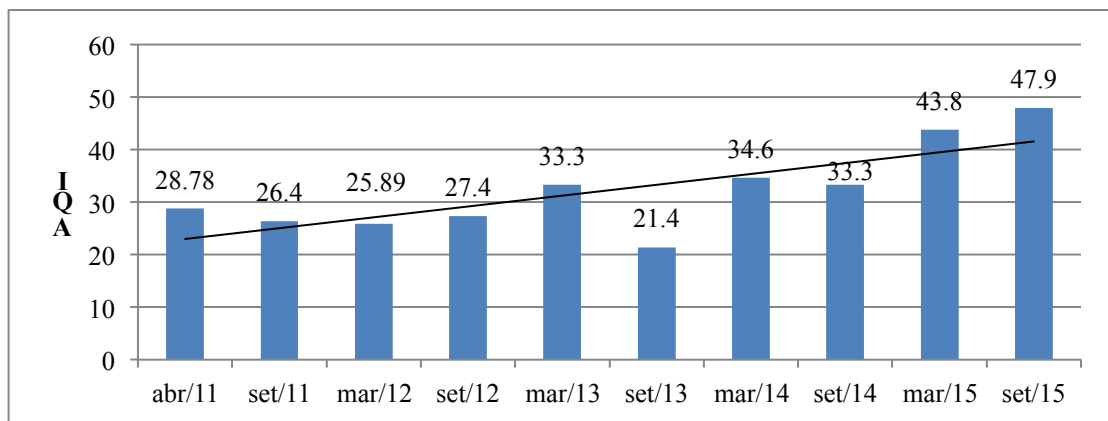
Figura 6 - Tipo de irregularidade das ligações

Fonte: Arquivo interno da CAJ (2016)

Os resultados encontrados mostram um percentual significativo de ligações irregulares na rede coletora de esgoto – quase 60%. No tocante aos tipos de irregularidades, verifica-se que o de maior ocorrência é o de “aparelhos sanitários não ligados à rede de esgoto” – 44% do total.

3.2 Análise da Qualidade da Água

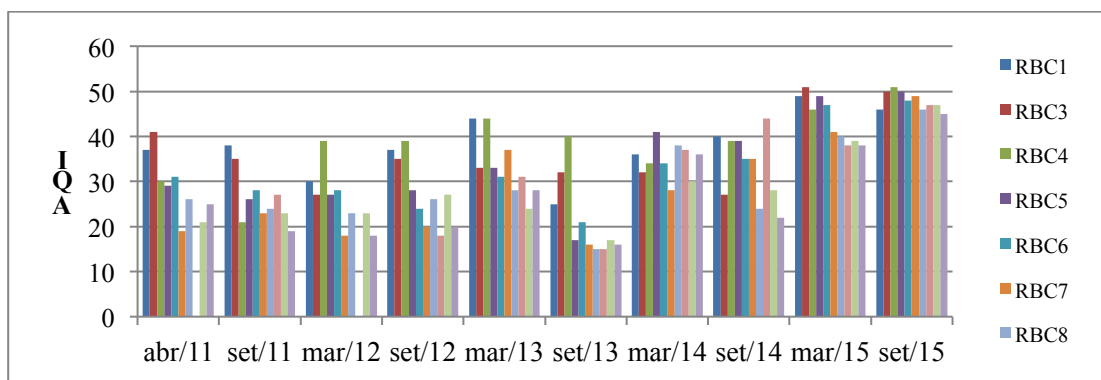
Considerando a média aritmética dos Índices de Qualidade de Água dos 10 pontos avaliados neste estudo, apresenta-se na figura 7 a evolução do IQA Geral de 2011 a 2015. Se consideradas apenas as médias dos anos 2011 e 2015, o IQA Geral evoluiu de 27,5 para 45,8.

Figura 7 – IQA Geral

Fonte: O autor (2016)

Se a apresentação dos dados for feita considerando os 10 pontos em um único gráfico, conforme apresentado na figura 8, é possível observar que a evolução do IQA tem ocorrido em todos os pontos, de forma bastante distribuída.

Figura 8 – IQA por ponto monitorado



Fonte: O autor (2016)

3.2.1 Análise por ponto e parâmetro

Analisando a variação dos nove parâmetros considerados ao longo do período de 2011 a 2015, percebeu-se que, desconsiderando os parâmetros de pH e temperatura, que não apresentaram variação significativa e sempre atenderam aos limites estabelecidos pela Resolução Conama 357/2005, todos os demais parâmetros apresentaram uma melhora considerável. O destaque maior ficou por conta dos parâmetros com maior peso na composição do IQA, que são: OD - Oxigênio Dissolvido, DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio e CT - Coliformes Termotolerantes. Avaliando esses três parâmetros em termos de atendimento aos limites estabelecidos pela Resolução Conama 357/2005 - para rios Classe 2 - água doce, observou-se um salto de 2,5% de atendimento no período 2011/2012 para 50% de atendimento no período 2014/2015.

Apesar do parâmetro Coliformes Termotolerantes não atender em nenhum momento os limites estabelecidos pela Resolução Conama 357/2005, dos dez pontos analisados, em seis houve melhora na comparação de 2011 para 2015.

3.3 Estudos correlativos

3.3.1 Maré e qualidade da água

Na análise correlativa entre a altura das marés e o IQA, conforme apresentado na tabela 4, nota-se que há uma correlação negativa em todos os pontos¹. Ou seja, nos dias de maré mais baixa, o índice de qualidade da água tem se apresentado melhor, independentemente do sentido do fluxo (enchente ou vazante). Com relação à intensidade desta correlação, ela é moderada na maioria dos pontos, sendo desprezível em apenas uma ocasião.

¹ Este estudo não considerou nenhum modelo conceitual de circulação de água do Rio Cachoeira, apenas utilizou-se de informações existentes de maré para inferir algumas hipóteses quanto ao comportamento do fluxo do Rio em relação a alguns parâmetros de qualidade da água.

Tabela 4 - Correlação entre maré e IQA

Ponto	Coef. de Pearson / Spearman	Intensidade	Situação da maré
RBC1	-0,48 / -0,52	Moderada	Enchente
RBC3	-0,12 / 0,02	Desprezível	Enchente
RBC4	-0,73 / -0,67	Mod. / Forte	Vazante
RBC5	-0,62 / -0,65	Moderada	Enchente
RBC6	-0,54 / -0,50	Moderada	Enchente
RBC7	-0,65 / -0,68	Moderada	Enchente
RBC8	-0,56 / -0,47	Moderada	Enchente
RBC9	-0,68 / -0,66	Moderada	Vazante
RBC10	-0,61 / -0,63	Moderada	Vazante
RBC11	-0,42 / -0,34	Fraca	Enchente

Fonte: O autor (2016)

Considerando apenas os parâmetros que representam quase 50% do peso do IQA (OD, DBO e Coliformes Termotolerantes), os resultados da correlação com a maré foram os seguintes:

Tabela 5 - Correlação entre maré e DBO, OD e CT

Ponto	Coef. de Pearson / Spearman		
	DBO	OD	CT
RBC1	0,45 / 0,32	-0,54 / -0,51	0,09 / 0,13
RBC3	-0,29 / -0,13	-0,40 / -0,47	-0,16 / 0,13
RBC4	0,80 / 0,71	-0,77 / -0,74	0,11 / 0,24
RBC5	0,77 / 0,53	-0,53 / -0,55	0,45 / 0,59
RBC6	0,72 / 0,60	-0,44 / -0,31	0,07 / 0,27
RBC7	0,43 / 0,50	-0,68 / -0,74	-0,09 / 0,04
RBC8	0,85 / 0,52	-0,60 / -0,73	0,37 / 0,17
RBC9	0,38 / 0,37	-0,62 / -0,54	0,18 / 0,05
RBC10	0,61 / 0,40	-0,65 / -0,70	-0,05 / -0,08
RBC11	0,48 / 0,41	-0,27 / -0,19	-0,15 / -0,08

Fonte: O autor (2016)

3.4 Remoção de carga orgânica e estimativa de vazão

Considerando os dados utilizados pela CAJ para dimensionamento dos projetos de esgoto², estima-se que as novas Bacias 3, 4 e 5 ativadas até 2015, somadas, correspondem a uma contribuição de aproximadamente 5,8 toneladas de carga orgânica por dia. A fórmula utilizada levou em consideração uma eficiência de remoção de DBO de 80%, calculada conforme a equação II:

Equação II - Remoção de DBO

$$E = \frac{C_e - C_s}{C_e} \times 100$$

em que:

E = eficiência de remoção (%);

C_e = concentração na entrada;

C_s = concentração na saída;

Se considerarmos que todos os imóveis existentes nessas regiões da Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira possuíam o sistema de fossa e filtro com manutenção adequada (o que na prática não ocorria), ainda sim ter-se-ia uma contribuição aproximada³ de 2,9 toneladas de carga orgânica sendo lançadas diretamente na bacia do rio Cachoeira todos os dias.

Se calcularmos a contribuição *per capita* potencial de DBO/dia⁴ e o volume potencial de esgoto/dia que têm sido deixados de ser lançado no Rio Cachoeira em função da ativação das novas economias de esgoto, chegaremos a valores parecidos. Estima-se que de 2011 a 2015 entre 2.300 Kg e 4.645 Kg de carga orgânica (DBO) deixaram de ser lançados diariamente no rio Cachoeira.

No que tange ao volume de esgoto que deixa de ser lançado no rio Cachoeira diariamente, estima-se que esse valor seja próximo de 5,7 milhões de litros/dia. Neste caso, considerou-se que 42% das ligações estavam regulares, conforme dados obtidos na 1ª fiscalização realizada pela Companhia Águas de Joinville em 2015 (Bacia 3).

Quanto aos níveis de vazão do Rio Cachoeira, monitoraram-se os mesmos no ponto CA1, localizado entre os pontos RBC1 e RBC3. Os dados são apresentados na Tabela 6.

² Foi utilizado o valor de 385 mg/L para DBO de entrada na ETE Jarivatuba.

³ A NBR 13969:97 considera uma eficiência teórica de 40 a 75% de remoção de carga orgânica para sistemas fossa e filtro. Utilizou-se o valor de 50% de eficiência para o cálculo.

⁴ Foi considerado 54 gramas/usuário/dia para DBO e 160 litros/usuário/dia para esgoto, conforme referenciado pela literatura (PIVELI, 2001).

Tabela 6 – Análise estatística descritiva de vazão – Ponto CA1

Períodos e economias ativas	Média (m³/s)	Desvio Padrão (m³/s)	Mínimo (m³/s)	Máximo (m³/s)
2010-2013 – 9.600 economias ativas	0,59	0,48	0,13	3,26
2014 – 19.624 economias ativas	0,41	0,19	0,12	0,86
2015 – 31.859 economias ativas	0,52	0,29	0,22	1,38

Fonte: Adaptado de CAGNETI (2016)

A partir das vazões medidas, estimou-se pelas diferenças das mesmas o volume potencialmente reduzido entre os períodos de 2010 e 2015. O volume médio calculado foi de 6.048.000 litros/dia.

4 DISCUSSÃO

A média anual do IQA, considerando os 10 pontos analisados, passou de 27,53 em 2011 para 45,85 em 2015, saindo de uma classificação ruim para regular. De 2011 a 2013, o IQA variou pouco, influenciado pelo menor volume de ligações liberadas para uso e pela elevada quantidade de usuários não conectados ou conectados irregularmente à rede. A partir de 2014, quando a liberação de ligações se intensificou e deu-se início às fiscalizações nas áreas com cobertura de esgoto, o IQA apresentou a maior evolução.

Todos os dez pontos analisados apresentaram melhora. De forma geral, os pontos localizados nas áreas que receberam as primeiras obras de esgoto (bacias 3.1B, bacia 4 e 5) apresentaram as maiores evoluções no IQA. A explicação está no sentido das obras nascente-foz e na influência da maré, que é menor próximo da nascente.

Os parâmetros que apresentaram maior evolução no período analisado foram: Demanda Bioquímica de Oxigênio, Oxigênio Dissolvido, Coliformes Termotolerantes, Nitrogênio e Fósforo. Todos os pontos apresentaram variação positiva em seus parâmetros, porém, nem todos conseguiram atender aos limites estabelecidos pela Resolução Conama 357.

A matéria orgânica gerada nas novas bacias de esgoto (3, 4 e 5) e não mais lançada no Rio Cachoeira, somada, corresponde a um volume entre 2,3 e 4,7 toneladas por dia. Já a contribuição de esgoto por pessoa foi estimada em 5,7 milhões de litros/dia. Os dois valores são compatíveis com a redução de vazão calculada entre os anos de 2010 e 2015, que foi de seis milhões de litros/dia, o que evidencia a redução no lançamento de esgoto neste trecho da Bacia Hidrográfica.

Existe relação entre o IQA e o nível da maré na Bacia Hidrográfica do Cachoeira. Quanto mais alta a maré, pior se apresenta o IQA. Essa situação também ficou evidenciada na correlação dos parâmetros DBO e OD com o IQA. Quanto mais alta a maré, maior a DBO e menor a concentração de OD. A hipótese considerada é a de que o elevado grau de contaminação das águas do Rio Cachoeira, decorrente de décadas de lançamento de resíduos, aliado a um perfil de declividade pouco acentuado, possibilita que um grande volume de água poluída seja movimentado junto ao fluxo da maré. Assim, a poluição é levada até a Baía da Babilonga e depois trazida de volta para o centro e norte da cidade, num movimento que, infelizmente, dificultará a despoluição do rio.

Infelizmente ainda é grande o número de pessoas que não se ligam à rede de esgoto ou se ligam incorretamente no município de Joinville. Os prejuízos decorrentes dessa situação têm afetado diretamente o Rio Cachoeira e seus afluentes, assim como todo o sistema público de tratamento de esgoto.

5 CONCLUSÕES

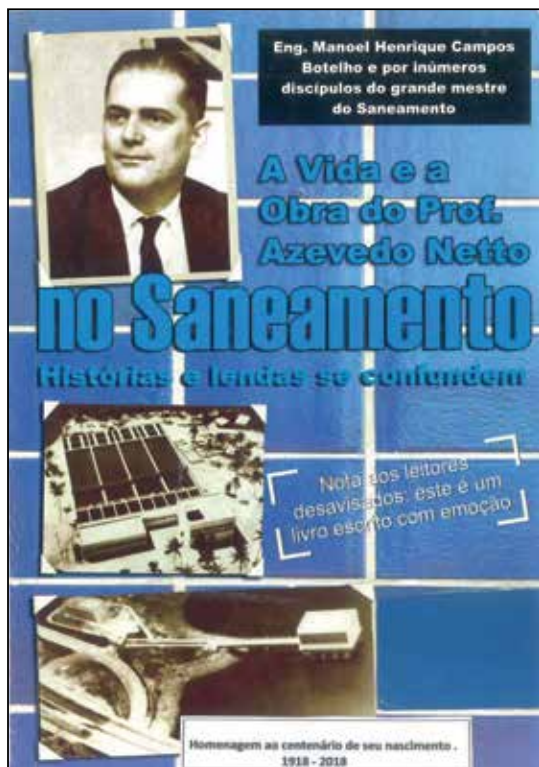
A compreensão das relações entre saneamento, saúde e meio ambiente constitui uma das etapas mais importantes no planejamento de qualquer política pública. Todo investimento requer um retorno, seja ele mensurável ou não. No caso do investimento em saneamento, especificamente no componente de esgotamento sanitário, o maior retorno reside na melhoria das condições ambientais, sociais e de saúde pública.

A partir deste estudo realizado na Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira, em Joinville, foi possível constatar que as obras de expansão do sistema de esgotamento sanitário realizadas no município vêm apresentando impacto positivo na qualidade da água dos rios que a compõem. Fato que ajuda a confirmar que os investimentos em esgotamento sanitário representam a principal solução para a despoluição de qualquer rio urbano.

Embora ainda falte bastante para a universalização do atendimento público de esgoto no município, já foi possível evidenciar diversos benefícios para a população. Dentre estes benefícios, destacam-se: a redução da exposição das pessoas aos agentes nocivos presentes no esgoto, redução do desconforto decorrente do mau cheiro antes frequente, mudança da paisagem da cidade (hoje já é possível ver pessoas pescando no rio) e, talvez o mais importante, o sentimento despertado de que o Rio Cachoeira pode se tornar novamente uma fonte de lazer e de ganhos econômicos para a sociedade joinvilense.

6 REFERÊNCIAS

- BRASIL, **Resolução CONAMA nº357**, de 17 de março de 2005. Classificação de águas, doces, salobras e salinas do Território Nacional. Publicado no D.O.U.
- CAGNETI, C. **Análise da variação de parâmetros de qualidade de água na Bacia do Rio Cachoeira no período de 2010 a 2015**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Civil). Universidade do Estado de Santa Catarina. 2006.
- CHEROBIM, A., P, M., S; MARTINS, G. A.; SILVEIRA, J. A. G., **Abordagem metodológica qualitativo-quantitativa em pesquisas na área de administração**. Disponível em: http://www.anpad.org.br/diversos/trabalhos/EnANPAD/enanpad_2003/EPA/2003_EPA249.pdf. Acesso em: 20/08/2016.
- DERÍSIO, J. C. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. 2. ed. São Paulo: Signus, 2000.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008**. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Diretoria de Pesquisas. Coordenação de População e Indicadores Sociais. Rio de Janeiro, 2010.
- IPPUJ – Fundação Instituto de Pesquisa e Planejamento para o Desenvolvimento Sustentável de Joinville. **Joinville, cidade em dados 2015**. Joinville, 2015.
- MAIA, B. G. de O; KLOSTERMANN, D.; RIBEIRO, J. M. G.; SIMM, M.; OLIVEIRA, T. M. N.; BARROS, V. G. **Bacias Hidrográficas da Região de Joinville**. Gráfica e Editora 3 de Maio LTDA. Blumenau, Abril de 2014.
- PIASENTIN, A.M.; SEMENSATTO JUNIOR, D.L.; SAAD, A.R.; MONTEIRO JUNIOR, A.J.; RACZKA, M.F. **Índice de Qualidade da Água (IQA) do Reservatório Tanque Grande, Guarulhos (SP): Análise Sazonal e Efeitos do Uso e Ocupação do Solo**. Geociências, São Paulo, v. 28, n. 3, p. 305–317, 2009.
- PIVELI, R. P. **Tratamento de esgotos sanitários**. Apostila técnica. 2001. Disponível em: www.ctec.ufal.br/.../APOSTILA%20-%20TRATAMENTO%20DE... Acesso em: 15/06/2016.



A Vida e a Obra do Prof. José de Azevedo Netto no Saneamento - Histórias e Lendas Se Confundem

Manoel Henrique Campos Botelho

Neste ano de 2018, comemora-se o centenário de nascimento do professor José Martiniano de Azevedo Netto, e o ilustre professor e engenheiro Manoel Henrique Campos Botelho nos presenteia com essa obra cheia de carinho, técnica e emoção, como todas as obras desse querido escritor. Autor de inúmeras obras didáticas como Concreto Armado Eu Te Amo, Manual de Primeiros Socorros do Engenheiro e do Arquiteto, Águas de Chuva - Engenharia das Águas Pluviais nas Cidades, entre tantas outras obras maravilhosas de sua autoria.

Mais informações:
http://www.eniopadilha.com.br/MHCBotelho_download.php
Distribuição gratuita: Peça diretamente ao autor no e-mail manoelbotelho@terra.com.br.



12 Feridas Ambientais do Planeta

Gustavo Siqueira e Joel Dias da Silva

Em 2015, os países tiveram a oportunidade de adotar a nova agenda de desenvolvimento sustentável e chegar a um acordo global sobre a mudança climática. As ações tomadas em 2015 resultaram nos tão divulgados novos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), baseados nos Objetivos de Desenvolvimento do Milênio (ODM), que buscavam garantir uma vida com dignidade para todos por meio da implementação de ações globais para acabar com a pobreza, promover a prosperidade e o bem-estar, proteger o meio ambiente e enfrentar as mudanças climáticas.

Esse novo olhar, em conjunto com as pressões por formas de produção ambientalmente corretas, fez com que a indústria, que por muito tempo tem sido considerada a vilã na questão ambiental, se adaptasse. Essa adaptação tem sido positiva, como muitos dos estudos de caso apresentados neste livro mostrarão. Programas, projetos e empreendimentos hoje valorizam o consumo consciente, preocupam-se em minimizar a produção de resíduos sólidos, buscam o consumo racional da água e também o uso eficiente da energia.

O Instituto Gigantes da Ecologia o convida para conhecer não somente os grandes problemas que assolam ambientalmente a humanidade como também iniciativas meritórias de proteção, preservação, melhoramento e conservação ambiental, e de personalidades que as incentivam e adotam como premissas em suas vidas.

Mais informações: <http://online.pubhml5.com/zkka/prga/#p=1>

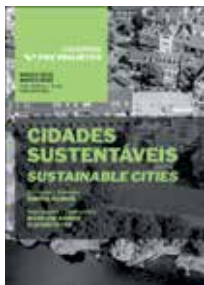


Direito Ambiental, Recursos Hídricos e Saneamento

Guilherme Purvin; Comissão organizadora: Regina Helena Piccolo Cardia, Elida Seguin e Luciana Cordeiro de Souza

O livro Direito Ambiental, Recursos Hídricos e Saneamento é publicado sob os auspícios da Academia Latino Americana de Direito Ambiental (Alada), do Instituto Brasileiro de Advocacia Pública (IBAP), da Associação dos Professores de Direito Ambiental do Brasil (APRODAB) e da Associação Brasileira de Recursos Hídricos (ABRH), organizada por Elida Séguin, Luciana Cordeiro de Souza e Regina Helena Piccolo Cardia, sob a coordenação geral de Guilherme Purvin. A obra constitui, em seu conjunto, valiosa contribuição acadêmica e prática para o estudo das implicações que as Políticas de Recursos Hídricos e Saneamento trazem para a efetivação dos direitos humanos em suas múltiplas dimensões, partindo de uma perspectiva universal, enfrentando questões de direito comparado, direito estadual e, por fim, debatendo o papel dos municípios na proteção do bem ambiental maior da e para a vida – a água.

Mais informações: <http://abes-sp.org.br/livrariaabes/br/home/326-direito-ambiental-recursos-hidricos-e-saneamento.html>



Cidades Sustentáveis

Editora FGV

Em versão bilíngue, a 30ª edição do Cadernos FGV Projetos aborda o tema Cidades Sustentáveis. O caderno apresenta artigos de especialistas e gestores urbanos, como a pesquisadora e líder de projetos do Instituto de Desenvolvimento Alemão (DIE), Clara Brandi (“O papel das cidades: Implementação da Agenda 2030 e do Acordo de Paris”); o subsecretário de Urbanismo e Mobilidade Urbana da Prefeitura Municipal de Niterói, Rogério Gutierrez (“Sustentabilidade e resiliência urbana: dados, informações e tecnologia como ferramentas para gestão territorial”); os integrantes do ITS Rio Ronaldo Lemos, Fabro Steibel e Víctor Vicente (“Participação cidadã e a crise ambiental nas cidades”), além de textos da professora da FGV Rossana Pavanelli (“Modelos de negócio em economia colaborativa”), dos coordenadores da FGV Projetos Carlos Augusto Costa (“Cidades inteligentes: o desafio do planejamento sustentável”), Marco Contardi e Marco Saverio Ristuccia (“Cidades inteligentes e sustentáveis: inovações para transformação urbana no Brasil”) e de outros importantes profissionais da área de planejamento e desenvolvimento urbano.

Mais informações: http://fgvprojetos.fgv.br/sites/fgvprojetos.fgv.br/files/caderno_cidades_sustentaveis_digital_0.pdf



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>



Urbanização e Desastres Naturais - Abrangência América do Sul

Luci Hidalgo Nunes

Com a crescente urbanização, as atividades de planejamento e prevenção requerem esforços financeiros e intelectuais cada vez mais intensos. Por sua consistência de pesquisa e interesse público na solução de problemas, este livro surge já como marco para uma nova abordagem sobre o assunto, que no futuro pode evitar imensos prejuízos e, acima de tudo, contribuir para que vidas humanas sejam poupadas de tragédias evitáveis.

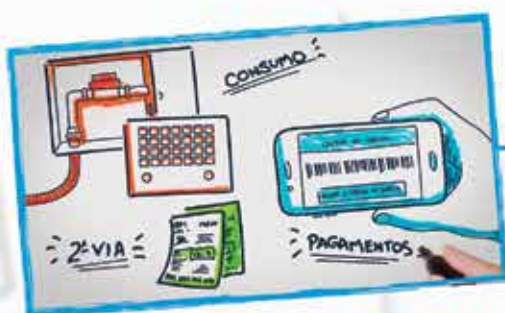
Mais informações: <http://wio.iwaponline.com/content/ppiwawio/16/9781780409146.full.pdf>

Mês	Dias	Evento	Local
Setembro	18 a 20	WASTE EXPO BRASIL 2018	Local: Pavilhão Branco - Expo Center Norte São Paulo - SP Mais informações: www.wasteexpo.com.br/
	18 a 20	29º ENCONTRO TÉCNICO AESABESP/29ª FENASAN 2018	Local: Pavilhão Branco - Expo Center Norte São Paulo - SP Mais informações: www.fenasan.com.br/
	24 a 28	XIII ENES - ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE SEDIMENTOS	Local: Vitória - ES Mais informações: http://www.abrh.org.br/xiiienes_en/
	29 de setembro a 03 de outubro	WEFTEC New Orleans	Local: New Orleans - Estados Unidos Mais informações: www.wef.org
Outubro	3 a 5	ECOPROCURA 2018	Local: Nijmegen/Holanda Mais informações: http://www.ecoprocura.eu/
	10 a 12	18º ENASB/SILUBESA	Local: Fundação Dr. António Cupertino Miranda, Cidade do Porto, Portugal Mais informações: www.18enasb-silubesa.apesb.org/
	21 a 24	XIII Latin American Workshop and Symposium on Anaerobic Digestion (DAALXIII)	Local: Medellín, Colômbia Mais informações: http://www.iwa-network.org/events/xiii-latin-american-workshop-and-symposium-on-anaerobic-digestion-daalxiii/
	22 a 26	Ontario Water Innovation Week	Local: Canadá Mais informações: https://waterinnovationweek.com/
	23 a 25	XII Congreso Internacional AEDyR	Local: Toledo, Espanha Mais informações: http://congresoaedyr.com
Novembro	4 a 7	National Water & Wastewater Conference 2018	Local: Hotel Bonaventure Montréal Montreal, Canadá Mais informações: www.wcowma-bc.com/event/national-water-wastewater-conference-2018/
	6 a 8	XX Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas - FENAGUA 2018	Local: Expo D. Pedro, Av. Guilherme Campos, 500 - Bloco II Campinas - SP Mais informações: http://abas.org/xxcabas/
	6 a 9	ECOMONDO 2018 Green Technology Expo +++ 3 rd European Nutrient Event at ECOMONDO	Local: Rimini, Itália Mais informações: https://en.ecomondo.com/
	20 a 24	XIVSRHNE e XII ENAU	Local: Maceió - AL Mais informações: https://eventos.abrh.org.br/xivsrhne/
	26 a 30	15 th International Conference on urban Health: managing Urbanization for Health	Local: Kampala, Uganda Mais informações: http://www.isuhconference.org/
Dezembro	4 a 7	10º IPWE - International Perspective on Water Resources and the Environment	Local: Cartagena, Colômbia Mais informações: https://ipwe2018.uniandes.academy/index.php/en/
Janeiro 2019	16 a 18	18 th International Electronics Recycling Congress Ierc 2019	Local: Salzburg, Áustria Mais informações: https://www.icm.ch/ierc-2019

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.