

Engenharia Hidráulica e Sanitária



Helenton Carlos da Silva
(Organizador)

Engenharia Hidráulica e Sanitária



Helenton Carlos da Silva
(Organizador)

2019 by Atena Editora
Copyright © Atena Editora
Copyright do Texto © 2019 Os Autores
Copyright da Edição © 2019 Atena Editora
Editora Chefe: Profª Drª Antonella Carvalho de Oliveira
Diagramação: Karine de Lima
Edição de Arte: Lorena Prestes
Revisão: Os Autores



Todo o conteúdo deste livro está licenciado sob uma Licença de Atribuição Creative Commons. Atribuição 4.0 Internacional (CC BY 4.0).

O conteúdo dos artigos e seus dados em sua forma, correção e confiabilidade são de responsabilidade exclusiva dos autores. Permitido o download da obra e o compartilhamento desde que sejam atribuídos créditos aos autores, mas sem a possibilidade de alterá-la de nenhuma forma ou utilizá-la para fins comerciais.

Conselho Editorial

Ciências Humanas e Sociais Aplicadas

Profª Drª Adriana Demite Stephani – Universidade Federal do Tocantins
Prof. Dr. Álvaro Augusto de Borba Barreto – Universidade Federal de Pelotas
Prof. Dr. Alexandre Jose Schumacher – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Mato Grosso
Prof. Dr. Antonio Carlos Frasson – Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Prof. Dr. Antonio Gasparetto Júnior – Instituto Federal do Sudeste de Minas Gerais
Prof. Dr. Antonio Isidro-Filho – Universidade de Brasília
Prof. Dr. Constantino Ribeiro de Oliveira Junior – Universidade Estadual de Ponta Grossa
Profª Drª Cristina Gaio – Universidade de Lisboa
Prof. Dr. Deyvison de Lima Oliveira – Universidade Federal de Rondônia
Prof. Dr. Edvaldo Antunes de Faria – Universidade Estácio de Sá
Prof. Dr. Eloi Martins Senhora – Universidade Federal de Roraima
Prof. Dr. Fabiano Tadeu Grazioli – Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões
Prof. Dr. Gilmei Fleck – Universidade Estadual do Oeste do Paraná
Profª Drª Ivone Goulart Lopes – Istituto Internazionele delle Figlie de Maria Ausiliatrice
Prof. Dr. Julio Candido de Meirelles Junior – Universidade Federal Fluminense
Profª Drª Keyla Christina Almeida Portela – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Mato Grosso
Profª Drª Lina Maria Gonçalves – Universidade Federal do Tocantins
Profª Drª Natiéli Piovesan – Instituto Federal do Rio Grande do Norte
Prof. Dr. Marcelo Pereira da Silva – Universidade Federal do Maranhão
Profª Drª Miranilde Oliveira Neves – Instituto de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará
Profª Drª Paola Andressa Scortegagna – Universidade Estadual de Ponta Grossa
Profª Drª Rita de Cássia da Silva Oliveira – Universidade Estadual de Ponta Grossa
Profª Drª Sandra Regina Gardacho Pietrobom – Universidade Estadual do Centro-Oeste
Profª Drª Sheila Marta Carregosa Rocha – Universidade do Estado da Bahia
Prof. Dr. Rui Maia Diamantino – Universidade Salvador
Prof. Dr. Urandi João Rodrigues Junior – Universidade Federal do Oeste do Pará
Profª Drª Vanessa Bordin Viera – Universidade Federal de Campina Grande
Prof. Dr. Willian Douglas Guilherme – Universidade Federal do Tocantins

Ciências Agrárias e Multidisciplinar

Prof. Dr. Alexandre Igor Azevedo Pereira – Instituto Federal Goiano
Prof. Dr. Antonio Pasqualetto – Pontifícia Universidade Católica de Goiás
Profª Drª Daiane Garabeli Trojan – Universidade Norte do Paraná
Profª Drª Diocléa Almeida Seabra Silva – Universidade Federal Rural da Amazônia
Prof. Dr. Écio Souza Diniz – Universidade Federal de Viçosa
Prof. Dr. Fábio Steiner – Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul
Profª Drª Girlene Santos de Souza – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia
Prof. Dr. Jorge González Aguilera – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul
Prof. Dr. Júlio César Ribeiro – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Profª Drª Raissa Rachel Salustriano da Silva Matos – Universidade Federal do Maranhão
Prof. Dr. Ronilson Freitas de Souza – Universidade do Estado do Pará
Prof. Dr. Valdemar Antonio Paffaro Junior – Universidade Federal de Alfenas

Ciências Biológicas e da Saúde

Prof. Dr. Benedito Rodrigues da Silva Neto – Universidade Federal de Goiás
Prof. Dr. Edson da Silva – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri
Profª Drª Elane Schwinden Prudêncio – Universidade Federal de Santa Catarina
Prof. Dr. Gianfábio Pimentel Franco – Universidade Federal de Santa Maria
Prof. Dr. José Max Barbosa de Oliveira Junior – Universidade Federal do Oeste do Pará
Profª Drª Magnólia de Araújo Campos – Universidade Federal de Campina Grande
Profª Drª Natiéli Piovesan – Instituto Federal do Rio Grande do Norte
Profª Drª Vanessa Lima Gonçalves – Universidade Estadual de Ponta Grossa
Profª Drª Vanessa Bordin Viera – Universidade Federal de Campina Grande

Ciências Exatas e da Terra e Engenharias

Prof. Dr. Adélio Alcino Sampaio Castro Machado – Universidade do Porto
Prof. Dr. Alexandre Leite dos Santos Silva – Universidade Federal do Piauí
Profª Drª Carmen Lúcia Voigt – Universidade Norte do Paraná
Prof. Dr. Eloi Rufato Junior – Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Prof. Dr. Fabrício Menezes Ramos – Instituto Federal do Pará
Prof. Dr. Juliano Carlo Rufino de Freitas – Universidade Federal de Campina Grande
Profª Drª Neiva Maria de Almeida – Universidade Federal da Paraíba
Profª Drª Natiéli Piovesan – Instituto Federal do Rio Grande do Norte
Prof. Dr. Takeshy Tachizawa – Faculdade de Campo Limpo Paulista

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) (eDOC BRASIL, Belo Horizonte/MG)	
E57	Engenharia hidráulica e sanitária [recurso eletrônico] / Organizador Helenton Carlos da Silva. – Ponta Grossa, PR: Atena Editora, 2019. Formato: PDF Requisitos de sistema: Adobe Acrobat Reader Modo de acesso: World Wide Web Inclui bibliografia ISBN 978-85-7247-895-3 DOI 10.22533/at.ed.953192312 1. Engenharia. 2. Engenharia sanitária I. Silva, Helenton Carlos da. CDD 628.362
Elaborado por Maurício Amormino Júnior – CRB6/2422	

Atena Editora
Ponta Grossa – Paraná - Brasil
www.atenaeditora.com.br
contato@atenaeditora.com.br

APRESENTAÇÃO

A obra “*Engenharia Hidráulica e Sanitária*” publicada pela Atena Editora apresenta, em seus 18 capítulos, discussões de diversas abordagens acerca da engenharia sanitária e hidráulica brasileira, destacando-se a área ambiental.

Neste contexto, o diagnóstico ambiental pode ser uma importante ferramenta no controle e preservação do meio ambiente, sendo uma caracterização da qualidade ambiental da área estudada, fornecendo informações para identificar e avaliar impactos nos meios físico, biológico e socioeconômico.

É importante que, para que sejam sustentáveis, as áreas urbanas necessitem manter um equilíbrio entre as atividades econômicas, crescimento populacional, infraestrutura e serviços, poluição, desperdício, barulho, entre outros; de modo que o sistema urbano e suas dinâmicas se desenvolvam em harmonia, limitando internamente, tanto quanto possível, os impactos negativos sobre o ambiente natural.

Nesta linha, o saneamento básico pode ser compreendido como um componente necessário para promoção da saúde, principalmente para as populações em condição de vulnerabilidade social, tal qual em bairros populares e periféricos do meio urbano ou comunidades tradicionais do campo brasileiro.

Em razão do crescimento de áreas urbanas, houve um aumento excessivo na geração de resíduos, gerando uma série de problemas de ordem ambiental, econômica e social.

Neste sentido, este livro é dedicado aos trabalhos relacionados à engenharia hidráulica e sanitária brasileira, compreendendo as questões acerca do meio ambiente, como a gestão dos resíduos sólidos gerados, formas de tratamento da água, bem como a análise de políticas de desenvolvimento visando à preocupação com as questões ambientais. A importância dos estudos dessa vertente é notada no cerne da produção do conhecimento, tendo em vista o volume de artigos publicados. Nota-se também uma preocupação dos profissionais de áreas afins em contribuir para o desenvolvimento e disseminação do conhecimento.

Os organizadores da Atena Editora agradecem especialmente os autores dos diversos capítulos apresentados, parabenizam a dedicação e esforço de cada um, os quais viabilizaram a construção dessa obra no viés da temática apresentada.

Por fim, desejamos que esta obra, fruto do esforço de muitos, seja seminal para todos que vierem a utilizá-la.

Helenton Carlos da Silva

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1	1
MEDIDA PROVISÓRIA NO 868/2018: TENTATIVA DE DESCONSTRUÇÃO DA POLÍTICA PÚBLICA DE SANEAMENTO BÁSICO VIGENTE NO BRASIL	
Luiz Roberto Santos Moraes Patrícia Campos Borja	
DOI 10.22533/at.ed.9531923121	
CAPÍTULO 2	14
TECNOLOGIA APROPRIADA SOB A ÓTICA DA LEI 11.445/2007. UMA APLICAÇÃO NA COMUNIDADE RURAL SERRA DO BRAGA I – PB	
Elissandra Cheu Pereira do Nascimento Katharine Taveira de Brito Medeiros Bruno de Medeiros Souza Aluisio José Pereira	
DOI 10.22533/at.ed.9531923122	
CAPÍTULO 3	27
POLÍTICA TARIFÁRIA E DESEMPENHO ECONÔMICO DAS EMPRESAS DE SANEAMENTO BÁSICO NO BRASIL: ESTIMATIVAS DOS IMPACTOS REGULATÓRIOS – 1995-2016	
Cristiano Ponzoni Ghinis Adelar Fochezatto	
DOI 10.22533/at.ed.9531923123	
CAPÍTULO 4	41
IMPORTÂNCIA DA COMPATIBILIZAÇÃO ENTRE OS TIPOS DE PRESTAÇÃO DE SERVIÇO PÚBLICO DE SANEAMENTO RURAL, A MATRIZ TECNOLÓGICA E O MODO DE VIDA CAMPONÊS	
Tássio Gabriel Ribeiro Lopes Luiz Roberto Santos Moraes	
DOI 10.22533/at.ed.9531923124	
CAPÍTULO 5	57
CONTRIBUIÇÕES PARA DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MANHUAÇU	
Gabriel Figueiredo Pantuzza Silva Juliana Leal Henriques Hubert Mathias Peter Roeser	
DOI 10.22533/at.ed.9531923125	
CAPÍTULO 6	69
DEMONSTRAÇÃO DO PROCESSO DE CÁLCULO DE VAZÃO DE ÁGUA E DIMENSIONAMENTO DE BOMBA CENTRÍFUGA PARA OPERAÇÃO DE TORRES DE RESFRIAMENTO	
Wictor Gomes de Oliveira Lucas Rodrigues Oliveira Marcos Cláudio Gondim Lucas de Sousa Camelo Daniel Gerard Araújo Pinheiro Ferdinando Cícero Pontes de Queiroz João Paulo Correia Teixeira Stepherson Lopes Alcântara	
DOI 10.22533/at.ed.9531923126	

CAPÍTULO 7	79
DIAGNÓSTICO DA BALNEABILIDADE NAS PRAIAS DE ALAGOAS ENTRE O ANO DE 2015 E 2018	
Thomás Correia Lins	
Camila Acioli Marinho	
Joabe Gomes de Melo	
DOI 10.22533/at.ed.9531923127	
CAPÍTULO 8	93
POTABILIDADE DA ÁGUA: A PERCEPÇÃO DO MORADOR EM VITÓRIA	
Cibele Esmeralda Biondi Ferreira	
Fátima Maria Silva	
DOI 10.22533/at.ed.9531923128	
CAPÍTULO 9	105
PROPOSTA DE GESTÃO DE RISCO APLICÁVEL ÀS ETAPAS DE COAGULAÇÃO E FLOCULAÇÃO DO PROCESSO DE TRATAMENTO DE ÁGUA CONVENCIONAL – INSTRUMENTO DE IDENTIFICAÇÃO, AVALIAÇÃO E RESPOSTAS AOS RISCOS	
Neusa Isabel Gomes dos Santos	
Arlindo Soares Räder	
Efraim Martins Araújo	
Elisabeth Ibi Frimm Krieger	
DOI 10.22533/at.ed.9531923129	
CAPÍTULO 10	119
OTIMIZAÇÃO DAS CONDIÇÕES DE COAGULAÇÃO E FLOCULAÇÃO DE ÁGUA BRUTA COM BAIXA TURBIDEZ UTILIZANDO TANINO E PAC	
Neusa Isabel Gomes dos Santos	
Arlindo Soares Räder	
DOI 10.22533/at.ed.95319231210	
CAPÍTULO 11	131
PERMEABILIDADE AO AR E A ÁGUA DE MISTURAS DE SOLO E COMPOSTO ORGÂNICO PARA CAMADAS DE COBERTURA OXIDATIVAS	
Alice Jadneiza Guilherme de Albuquerque Almeida	
Bruna Silveira Lira	
Guilherme José Correia Gomes	
Antônio Italcly de Oliveira Júnior	
Camila de Melo Tavares	
Maria Odete Holanda Mariano	
José Fernando Thomé Jucá	
DOI 10.22533/at.ed.95319231211	
CAPÍTULO 12	139
REMOÇÃO E CORRELAÇÃO DE MICROALGAS E SÓLIDOS EM SUSPENSOS DE EFLUENTES DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO UTILIZANDO BIOFILTRO	
Moisés Andrade de Farias Queiroz	
Jonatan Onis Pessoa	
Alex Pinheiro Feitosa	
Eduardo Cristiano Vieira Gurgel	
Layane Priscila de Azevedo Silva	
DOI 10.22533/at.ed.95319231212	

CAPÍTULO 13	147
MONITORAMENTO DO DESENVOLVIMENTO DE PLÂNTULAS DE <i>RHIZOPHORA MANGLE</i> L. EM VIVEIRO DE CRIAÇÃO NA LAGOA RODRIGO DE FREITAS, RIO DE JANEIRO – RJ	
Carlos Augusto Kinder Marcia Sena da Silva Anderson de Carvalho Borges Ricardo Finotti	
DOI 10.22533/at.ed.95319231213	
CAPÍTULO 14	160
GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DE UMA INDÚSTRIA GRÁFICA COM ENFOQUE EM PRODUÇÃO MAIS LIMPA (P+L): ESTUDO DE CASO NO ESPIRITO SANTO	
Paulo Vitor Reis Kaminice Gilson Silva Filho Rosane Hein de Campos Edison Thaddeu Pacheco	
DOI 10.22533/at.ed.95319231214	
CAPÍTULO 15	170
PLAN INTEGRAL DE MANEJO DE RESIDUOS SÓLIDOS DE LA PROYECCIÓN A LO APLICABLE	
Jessica Cecilia Chocho	
DOI 10.22533/at.ed.95319231215	
CAPÍTULO 16	177
POSSIBILIDADES NA GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS EM CONDOMÍNIO VERTICAL	
Manoel Thiago Nogueira da Silva Dantas Monica Maria Pereira da Silva Valderi Duarte Leite	
DOI 10.22533/at.ed.95319231216	
CAPÍTULO 17	190
COMPORTAMENTO DE EMPREENDEDORES DA FEIRA DOS GOIANOS QUANTO AO DESCARTE DE EQUIPAMENTOS DE INFORMÁTICA	
Graziela Ferreira Guarda Luiz Fernando Whitaker Kitajima Beatriz Rodrigues de Barcelos	
DOI 10.22533/at.ed.95319231217	
CAPÍTULO 18	200
MULTI-CRITERIA DECISION ANALYSIS (MCDA) FOR DAM'S RISK CLASSIFICATION	
Julierme Siriano da Silva Fernan Enrique Vergara Figueroa Rui da Silva Andrade Roberta Mara de Oliveira Bárbara Suelma Souza Costa Fabiano Fagundes	
DOI 10.22533/at.ed.95319231218	
SOBRE O ORGANIZADOR	217
ÍNDICE REMISSIVO	218

MEDIDA PROVISÓRIA NO 868/2018: TENTATIVA DE DESCONSTRUÇÃO DA POLÍTICA PÚBLICA DE SANEAMENTO BÁSICO VIGENTE NO BRASIL

Luiz Roberto Santos Moraes

Universidade Federal da Bahia, Departamento de Engenharia Ambiental
Salvador-Bahia

Patrícia Campos Borja

Universidade Federal da Bahia, Departamento de Engenharia Ambiental
Salvador-Bahia

RESUMO: O objetivo do trabalho é realizar uma descrição e análise crítica de Medidas Provisórias (MPV) e leis relacionadas ao saneamento básico, com ênfase na MPV 868/2018, mostrando o ideário neoliberal do novo ambiente político, bem como os impactos negativos para a política e para os serviços públicos de saneamento básico no Brasil. Levantamento e análise descritiva de alguns pontos/aspectos destacados como importantes para a área de saneamento básico de documentos e legislação foram realizados. A MPV 868/2018 desestrutura a política de saneamento básico vigente, ampliando a exclusão social e as desigualdades regionais – contribuindo para a privatização dos serviços rentáveis/superavitários, enquanto deixa aqueles deficitários para serem financiados/atendidos com recursos financeiros pelos estados e municípios. Além disso, desfigura e mutila os princípios da gestão associada de

serviços públicos e o Contrato de Programa (Lei nº 11.107/2005) apenas para a área de saneamento básico, destruindo o subsídio cruzado praticado pelas companhias estaduais de água e esgoto que possibilita que os municípios mais rentáveis financiem os menores e deficitários. Felizmente, a sociedade brasileira não permitiu que o Congresso Nacional aprovasse tal Medida Provisória.

PALAVRAS-CHAVE: saneamento básico, política pública de saneamento básico, MPV 868/2018, privatização.

PROVISIONAL MEASURE Nº 868/2018: ATTEMPT TO DECONSTRUCT THE PUBLIC POLICY OF BASIC SANITATION CURRENT IN BRAZIL

ABSTRACT: The objective of this chapter is to carry out a description and critical analysis of Provisional Measures (MPV) and laws related to basic sanitation, with emphasis on MPV 868/2018, showing the neoliberal ideas of the new political environment, as well as the negative impacts on politics and for public sanitation services in Brazil. Survey and descriptive analysis of some points / aspects highlighted as important for the area of basic sanitation of documents and legislation were performed. MPV 868/2018 undermines the current basic sanitation policy, widening social exclusion and regional inequalities - contributing to the

privatization of profitable / surplus services, while leaving those in deficit to be financed / serviced with financial resources by states and municipalities. In addition, it disfigures and mutilates the principles of associated utility management and the Program Contract (Law No. 11,107 / 2005) only for the area of basic sanitation, destroying the cross subsidy practiced by state water supply and sewage companies that enables most profitable municipalities finance the smallest and most deficient. Fortunately, Brazilian society did not allow the National Congress to approve such Provisional Measure.

KEYWORDS: basic sanitation, public policy of basic sanitation, MPV 868/2018, privatization.

INTRODUÇÃO

O Brasil passou a dispor, a partir de 2003, de endereço para o saneamento básico no País, com a criação do então Ministério das Cidades e de sua Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental e de mais recursos públicos (principalmente por meio dos Programas de Aceleração do Crescimento-PAC 1 e PAC 2 e no âmbito deles o PAC Saneamento). Em janeiro de 2007, o País passou a contar com um marco legal para o saneamento básico (a Lei nº 11.445/2007), que, finalmente, estabeleceu as diretrizes nacionais para o saneamento básico e para a política federal de saneamento básico, regulamentando o art. 21, inciso XX, da Constituição Federal de 1988, contemplando princípios fundamentais como a universalização, a integralidade, tecnologias apropriadas, controle social, dentre outros, bem como diretrizes e instrumentos. Em junho de 2010 passou a contar com o Decreto Regulamentador nº 7.217/2010 da referida Lei e em dezembro de 2013 com o Plano Nacional de Saneamento Básico-Plansab, elaborado por meio de processo participativo, com vigência de 2014 a 2033, contendo metas de curto, médio e longo prazos, três programas (dois com medidas estruturais-expansão de ativos e um com medidas estruturantes-gestão de ativos) e investimentos previstos de R\$ 508,45 bilhões, atualmente em processo de revisão para atender dispositivo da Lei. Torna-se importante frisar que a iniciativa privada, o capital, não se achou contemplado como gostaria, nem na Lei nº 11.445/2007 nem no Plansab, e vem, ao longo do tempo, realizando seguidas investidas para modificá-los.

Em outubro de 2015, o Partido do Movimento Democrático Brasileiro-PMDB (atual Movimento Democrático Brasileiro-MDB) apresentou à sociedade brasileira o documento “Ponte para o Futuro” que veio a se constituir nas bases do novo projeto político-social do Governo Temer. Na área de saneamento básico, o documento expôs um conjunto de estratégias para a construção de um novo marco legal, visando a formação de um ambiente para a ampliação da atuação da iniciativa privada na prestação dos serviços públicos.

Nessa direção diversas iniciativas foram adotadas: promulgação da Lei nº 13.303/2016 (BRASIL, 2016a), lançamento da Medida Provisória nº 727/2016, convertida na Lei nº 13.334/2016, que criou o Programa de Parcerias de Investimentos

(PPI) (BRASIL, 2016b); divulgação a um grupo seletivo de entidades/órgãos dos documentos “Diagnóstico Saneamento”, em 14/09/2016 (BRASIL, 2016c), e sua versão seguinte intitulada “Modernização do Marco Regulatório do Saneamento Básico”, em 07/11/2017 (BRASIL, 2017); e, por fim, lançamento da Medida Provisória nº 844, em 06/07/2018 (BRASIL, 2018a), com sua reedição, a MPV 868, em 27/12/2018 (BRASIL, 2018b), que altera a Lei Nacional de Saneamento Básico (Lei nº 11.445/2007) (BRASIL, 2007), e a Lei nº 9.984/2000, que cria a Agência Nacional de Águas (BRASIL, 2000).

Diante deste cenário, o objetivo do presente trabalho é realizar uma descrição e análise crítica dessas MPV e leis, com ênfase na MPV 868/2018, mostrando o ideário neoliberal do novo ambiente político, bem como os impactos negativos para a política e para os serviços públicos de saneamento básico no Brasil.

MATERIAL E MÉTODOS

O presente artigo se pautou no levantamento e análise descritiva de alguns pontos/aspectos destacados como importantes para a área de saneamento básico de documentos divulgados pela Casa Civil da Presidência da República e pela Fundação Ulisses Guimarães/Partido do Movimento Democrático Brasileiro (MDB), bem como Medidas Provisórias, principalmente as que propõe alterações no marco legal da área (Lei nº 11.445/2007), e leis na área de Administração Pública, políticas públicas e saneamento básico. A análise foi pautada em aspectos destacados dos referidos documentos que tem relação com as políticas públicas de saneamento básico e sua comparação com a política que vinha sendo implementada pelos governos anteriores (2003-2015) e com a Lei Nacional de Saneamento Básico.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A “Ponte para o Futuro”, após o golpe de Estado pela via institucional, prevê a reorientação da atuação do Estado no campo das políticas públicas e sociais, o que inclui o saneamento básico. O documento preconiza o que pode ser chamado de um neoliberalismo subalterno e subordinado ao rentismo e ao mercado. Dentre as propostas de tal documento, pode-se destacar:

executar uma política de desenvolvimento centrada na iniciativa privada, por meio de transferências de ativos que se fizerem necessárias, concessões amplas em todas as áreas de logística e infraestrutura, parcerias para complementar a oferta de serviços públicos e retorno a regime anterior de concessões na área de petróleo, dando-se a Petrobras o direito de preferência (FUNDAÇÃO ULYSSES GRUIMARÃES; PARTIDO DO MOVIMENTO DEMOCRÁTICO BRASILEIRO, 2015, p. 18).

Desde sua posse como presidente interino, Temer comandou apressadamente diversas iniciativas para fazer avançar o ideário contido no documento “Ponte para o

Futuro”. Na área de saneamento básico o cenário foi de realizar profundas mudanças no marco legal, no papel das instituições e no financiamento. No campo legal merecem destaque a:

1) Lei nº 13.303/2016 (BRASIL, 2016a) que estabelece o estatuto jurídico das empresas públicas, sociedades de economia mista e de suas subsidiárias (estatais), fortemente questionada por atropelar as competências dos entes federativos; por pretender disciplinar todos os tipos de empresas estatais (concorrência ou monopólio, sob o regime de direito privado ou de direito público), dentre outros.

2) MPV 727/2016 editada no mesmo dia da posse do presidente interino (12/05/2016) e convertida na Lei nº 13.334/2016 (BRASIL, 2016b), que cria o Programa de Parcerias de Investimentos-PPI, prevendo um conjunto de mecanismos para fortalecer a interação do Estado com a iniciativa privada, retomando o Programa Nacional de Desestatização-Lei nº 9.491/1997 (BRASIL, 1997)) do governo Fernando Henrique Cardoso, amplamente questionado pelos prejuízos que trouxe à Nação com a venda do patrimônio público à iniciativa privada. O art. 17 da Lei nº 13.334/2016 e seus parágrafos estabelecem que

Art. 17. Os órgãos, entidades e autoridades estatais, inclusive as autônomas e independentes, da União, dos Estados, do Distrito Federal e dos Municípios, com competências de cujo exercício dependa a viabilização de empreendimento do PPI, têm o dever de atuar, em conjunto e com eficiência, para que sejam concluídos, de forma uniforme, econômica e em prazo compatível com o caráter prioritário nacional do empreendimento, todos os processos e atos administrativos necessários à sua estruturação, **liberação** e execução.

§ 1º Entende-se por **liberação a obtenção de quaisquer licenças, autorizações, registros, permissões, direitos de uso ou exploração, regimes especiais, e títulos equivalentes, de natureza regulatória, ambiental, indígena, urbanística, de trânsito, patrimonial pública, hídrica, de proteção do patrimônio cultural, aduaneira, minerária, tributária, e quaisquer outras, necessárias à implantação e à operação do empreendimento.**

§ 2º Os órgãos, entidades e autoridades da administração pública da União com competências setoriais relacionadas aos empreendimentos do PPI **convocarão todos os órgãos, entidades e autoridades da União, dos Estados, do Distrito Federal ou dos Municípios, que tenham competência liberatória, para participar da estruturação e execução do projeto e consecução dos objetivos do PPI, inclusive para a definição conjunta do conteúdo dos termos de referência para o licenciamento ambiental** (BRASIL, 2016b, s.p., grifos nossos).

3) EC nº 95/2016 (BRASIL, 2016d), institui o Novo Regime Fiscal que congela por 20 anos os gastos públicos em saúde, educação e assistência social, com impacto negativo no saneamento básico. A Lei Complementar nº 141/2012 estabelece como os recursos da saúde podem ser utilizados em ações e serviços públicos de saneamento básico (saneamento básico de domicílios ou de pequenas comunidades e saneamento básico dos distritos sanitários

especiais indígenas e de comunidades remanescentes de quilombos) (BRASIL, 2012).

4) PEC nº 65/2012 (BRASIL, 2012), aprovada pela Comissão de Constituição e Justiça e Cidadania-CCJ do Senado Federal e a ser ainda apreciada pela Câmara dos Deputados, a qual define que, a partir da simples apresentação de um Estudo Impacto Ambiental- EIA pelo empreendedor, nenhuma obra poderá ser suspensa ou cancelada. Se aprovada, na prática, os procedimentos previstos na Lei da Política Nacional de Meio Ambiente e em toda a legislação ambiental aplicada atualmente serão duramente fragilizados. A refeida PEC foi arquivada e substituída pelo Projeto de Lei do Senado nº 168/2018 (BRASIL, 2018c), do mesmo autor, que encontra-se em tramitação (de conteúdo ainda pior que o Projeto de Lei nº 3.729/2004).

As iniciativas para a desconstrução das políticas públicas de saneamento básico foram detalhadas no “Diagnóstico Saneamento” (14/09/2016), da Casa Civil da Presidência da República (BRASIL, 2016c). Para dar legitimidade às propostas o documento informa que foram ouvidos representantes da Associação Brasileira das Empresas Estaduais de Saneamento-AESBE, da Associação Brasileira das Concessionárias Privadas de Água e Luz (sic)-ABCON, do Instituto Trata Brasil-ITB, do então Ministério das Cidades, da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo-SABESP e da Associação Brasileira de Engenheiros Sanitaristas (sic)-ABES (BRASIL, 2016d, p.3). Observa-se que a representação privilegiou os setores empresariais e as empresas estaduais de água e esgoto, deixando de fora a Associação Nacional dos Serviços Municipais de Saneamento- ASSEMAE, a Federação Nacional dos Urbanitários-FNU, a Frente Nacional pelo Saneamento Ambiental-FNSA, a Associação Brasileira de Agências de Regulação-ABAR, entidades atuantes na área de saneamento básico no Brasil, bem como entidades representativas dos municípios como a Frente Nacional de Prefeitos-FNP, a Associação Brasileira de Municípios-ABM e a Confederação Nacional de Municípios-CNM.

O “Diagnóstico Saneamento” apresentou treze propostas que em seu conjunto visam:

1. alterar o marco legal do saneamento básico (Lei nº 11.445/2007), a Lei nº 11.107/2005 dos Consórcio Públicos, – principalmente nos artigos que permitem a dispensa de licitação na celebração de contrato de programa entre entes federados para a prestação dos serviços públicos por meio de gestão associada – e a legislação ambiental, a exemplo da Lei de Crimes Ambientais e resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), visando introduzir novas diretrizes para possibilitar/facilitar a participação privada (BRASIL, 2005, 2007);
2. ampliar a participação privada na prestação dos serviços “no mercado de

saneamento” (BRASIL, 2016b, p. 7) por meio de concessões, abertura de capitais e Parcerias Público-Privadas-PPP’s;

3. atribuir funções relacionadas ao saneamento básico à Agência Nacional das Águas-ANA, para a regulação via diretrizes regulatórias federais, gerenciando sistemas de informação, capacitando as empresas de saneamento básico para gestão de contratos e orientando municípios na elaboração de planos municipais de saneamento básico. Tal estratégia dá centralidade à regulação e fragiliza o planejamento e o poder local;

4. revisar as competências das instituições do governo federal, com destaque para a Fundação Nacional de Saúde-FUNASA que deixará de atuar nos municípios de população menor que 50.000 habitantes e transferência da “maior parte das competências (e orçamento) para o Ministério das Cidades” (BRASIL, 2016b, p. 5).

5. revisar o Plano Nacional de Saneamento Básico-PLANSAB, considerado um “Plano Panfleto”, visando introduzir a participação privada nas diretrizes e propostas;

6. criar linhas de crédito especiais no Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social-BNDES e Caixa Econômica Federal para viabilizar as Parcerias Público-Privadas (PPP’s) e acordos com acionista para garantir interesses dos sócios minoritários;

7. assegurar segurança jurídica aos investimentos em áreas irregulares consolidadas e avaliar as soluções provisórias para as não consolidadas, demonstrando um tratamento econômico e normativo/legal para uma questão relacionada à problemática da segregação socioespacial das cidades brasileiras.

O conteúdo “Diagnóstico Saneamento” espelha não só as propostas expressas no documento “Ponte para o Futuro”, mas também o **modus operandi** do governo, ou seja, construir propostas que atendem aos interesses do setor privado, consolidando o mercado do saneamento básico no Brasil, e promover a desconstrução das políticas públicas de saneamento básico por meio da revisão açodada do marco legal, contando com a participação de segmentos sociais ligados ao setor privado e excluindo a participação social.

A reação da ABES, AESBE e ASSEMAE à minuta de Medida Provisória (que só deve ser utilizada, segundo a Constituição Federal de 1988, em matéria de relevância e urgência, o que não é o caso) em reunião convocada pelo ministro das Cidades, levou o governo federal, por meio da Casa Civil, a apresentar uma nova versão do documento intitulado “Modernização do Marco Regulatório do Saneamento Básico” (07/11/2017), com o seguinte Roteiro: “I – Motivação; II – Diagnóstico: pontos a serem enfrentados; e III – Modificações nas Leis nºs 9.984/2000 e 14.445/2007” (sic), ou seja,

Lei nº 11.445/2007 (BRASIL, 2017, s.p.), com poucas modificações em relação ao documento anterior e mantendo a mesma lógica de garantir segurança jurídica para subdelegações, concessões e PPP's, atendendo aos interesses do setor privado.

A partir daí travou-se uma disputa interna no governo federal com alguns ministérios defendendo que as modificações na Lei nº 11.445/2007 fossem realizadas por projeto de lei, enquanto outros defendiam que fosse por Medida Provisória, vencendo a ala liderada pelo então Ministério das Cidades e, assim, as modificações foram também incluídas na Medida Provisória-MPV nº 844, lançada pelo então presidente da República Michel Temer, em 06/07/2018, e publicada no Diário Oficial da União, em 09/07/2018 (BRASIL, 2018a).

Dentre as alterações propostas à Lei nº 11.445/2007 (BRASIL, 2007) a MPV 844/2018 (BRASIL, 2018a):

- Modifica o princípio da utilização de tecnologias apropriadas (art. 4º, “art. 3º, VIII”) para estímulo à pesquisa, desenvolvimento e utilização de tecnologias apropriadas, significando um recuo importante quanto à necessidade de adequar o padrão tecnológico às realidades locais e favorecendo o uso de tecnologias convencionais que beneficiam o setor privado (grifos nossos).
- Permite, no Art. 8º-B (Art. 8º-D na MPV 868), a privatização das empresas estaduais de água e esgoto sem a extinção do Contrato de Programa (alienação do controle acionário de companhia estatal prestadora de serviço público de saneamento básico, não sendo a referida alienação causa da extinção automática do contrato de programa constante no art. 13, § 6º, da Lei nº 11.107, de 2005 (Lei de Consórcios Públicos) (BRASIL, 2005, s.p.).
- Modifica, no Art. 10-A (Art. 10-C na MPV 868), as regras da gestão associada na celebração do Contrato de Programa, exigindo antes da sua assinatura, o chamamento público para verificar a existência de empresas interessadas. Havendo interesse, obriga-se o titular a fazer uma licitação para definir o novo prestador dos serviços.
- Obriga, no Art. 10-B (Art. 10-D na MPV 868), os titulares a reproduzirem nos Contratos de Programa, as cláusulas essenciais do Contrato de Concessão estabelecidas nos artigos 23 e 23-A da Lei nº 8.987/1995 (BRASIL, 1995).
- Permite, no Art. 11-A (Art. 11-B na MPV 868), a subdelegação do Contrato de Programa por ato do Poder Executivo municipal (autorização expressa do titular dos serviços na MPV 868).
- Retira a necessidade de os estudos de viabilidade técnica e econômica preverem o acesso universal e integral, bem como dispensa a exigência de Plano e do Estudo de Viabilidade Técnica e Econômica-EVTE como condição de validade dos contratos, que poderão ser substituídos por estudos contratados pelo titular. Também suprime a necessidade de aprovação legislativa dos planos.
- Redefine a competência dos serviços públicos de saneamento básico quando estabelece no “Art. 8º-A (Art. 8º-C na MPV 868) - Os Municípios e o Distrito Federal são os titulares dos serviços públicos de saneamento básico,

restritos as suas respectivas áreas geográficas. Na hipótese da existência de interesse comum, o exercício da titularidade dos serviços públicos de saneamento básico será realizado por meio: I - do colegiado interfederativo formado a partir da instituição de região metropolitana, aglomeração urbana ou microrregião; ou, II - de instrumentos de gestão associada, por meio de consórcios públicos ou convênios de cooperação, nos termos do art. 241 da Constituição Federal” (BRASIL, 2018a, s.p.; BRASIL, 1988).

- Flexibiliza a elaboração do plano municipal de saneamento básico-PMSB para a validade dos contratos de prestação dos serviços, visando atender aos interesses das empresas privadas. Em substituição ao Plano é prevista a aprovação pelo titular de um estudo que contenha apenas diagnóstico e a comprovação de viabilidade técnica e econômico-financeira da prestação dos serviços. Com isso, a necessidade de elaboração do PMSB fica fragilizada, assim como a participação e controle social no seu processo de elaboração. Tal previsão representa um retrocesso significativo, já que a dispensa do Plano participativo debilita os rumos da universalização, da fiscalização e do controle social da prestação dos serviços.

Além disso, a referida MPV traz em seu bojo diversos artigos que modificam a Lei de criação da Agência Nacional de Águas-ANA, Lei nº 9.984/2000 (BRASIL, 2000) e a LNSB (nº 11.445/2007), delegando competências à ANA para instituir normas nacionais de referência para a regulação da prestação dos serviços públicos de saneamento básico e a coordenação nacional das atividades de regulação. Condicionava o acesso a recursos públicos federais ou a financiamentos com recursos da União operados por órgãos ou entidades da Administração Pública Federal, quando destinados a serviços públicos de saneamento básico, ao cumprimento, pela entidade reguladora, das normas de referência nacionais estabelecidas pela ANA. A atuação da ANA (órgão gestor das águas) em área específica de um dos usuários das águas, no caso o saneamento básico, poderá causar privilégios, prejuízos e conflitos no âmbito do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos-SINGREH.

Todo o esforço da MPV 844/2018 (e de sua reedição, a MPV 868/2018) foi o de possibilitar a ampliação da participação privada na prestação dos serviços públicos de saneamento básico no Brasil. No entanto, no mundo inteiro está acontecendo um movimento de remunicipalização/reestatização dos serviços públicos de saneamento básico, e não apenas de água e esgoto, mas também de resíduos sólidos. Em um levantamento mundial, realizado entre 2000 e 2016, é mostrado que 267 municípios de diversos países, em diversos continentes, remunicipalizaram/reestatizaram seus serviços públicos de água e esgoto e 31 municípios fizeram o mesmo em relação aos serviços públicos de resíduos sólidos. Paris (França), Buenos Aires (Argentina), Atlanta (Estados Unidos), Budapeste (Hungria), Berlim (Alemanha) e Kuala Lumpur (Malásia) seguiram esse caminho. O estudo de Kishimoto e Petitjean (2017) mostra que as empresas privadas que assumiram os serviços públicos de saneamento básico não cumpriram o que estava estabelecido nos contratos, as tarifas muitas

vezes aumentaram de maneira descomedida, gerando uma reação muito grande dos usuários locais, bem como a qualidade do serviço prestado não melhorou.

Enquanto o movimento em nível mundial vai nessa direção, no Brasil o governo federal e o setor privado fazem vários esforços para ampliar a atuação da iniciativa privada na área de saneamento básico, mesmo com a existência de instrumentos no País que já garantem a segurança jurídica para as empresas privadas atuarem na área de saneamento básico, como a lei das concessões públicas, Lei nº 8.987/1995 (BRASIL, 1995), e da lei das parcerias público-privadas, Lei nº 11.079/2004 (BRASIL, 2004). Por outro lado, essas parcerias já se mostram inviáveis em diversos países do mundo, como afirmado no relatório do Tribunal de Contas Europeu de 2018 (TCE, 2018). Esse relatório apresenta o resultado de auditoria realizada em uma amostra de PPP de quatro países, mostrando as diversas mazelas das PPP e os prejuízos para os países e conclui que os países europeus não estão preparados, com quadros técnicos e jurídicos, para essa modelagem de concessão de serviços públicos à iniciativa privada. Se nos países da União Europeia as PPP apresentam graves problemas, no Brasil a situação é muito pior. O então governo Temer, bem como o atual governo federal e a iniciativa privada pretendem promover a apropriação de recursos e serviços públicos pelo setor privado de maneira açodada e sem debate com a sociedade. O principal discurso do governo federal para justificar tal projeto é que, em face da crise fiscal, a aplicação de recursos dos parceiros privados para viabilizar os empreendimentos na área de saneamento básico torna-se necessária, mas o que tem acontecido na prática é que até 90% dos recursos utilizados são viabilizados pelo Poder Público, via CAIXA ou BNDES, ou seja, recursos de bancos estatais a juros menores, enquanto a iniciativa privada não investe com recursos próprios praticamente nada ou muito pouco na área de saneamento básico.

A pressão das entidades da área de saneamento básico, de entidades municipais e de entidade de regulação fez com que o Congresso Nacional não aprovasse a MPV 844/2018 no prazo estabelecido (até 19/11/2018), mas o Governo Temer, quase na hora de acabar, mostrando o compromisso assumido com o capital, editou em 27/12/2018, nova Medida Provisória de nº 868, praticamente de igual teor à MPV 844/2018, publicada no Diário Oficial da União em 28/12/2018, sendo imediatamente rechaçada pelas entidades da área de saneamento básico, como a Associação Nacional dos Serviços Municipais de Saneamento -ASSEMAE, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental-ABES, Associação Brasileira das Empresas Estaduais de Saneamento-AESBE, Associação Brasileira de Agências de Regulação-ABAR, Federação Nacional dos Urbanitários-FNU, Frente Nacional pelo Saneamento Ambiental-FNSA e Frente Nacional de Prefeitos-FNP com nota pública conjunta divulgada/publicada em seus sites. Em fevereiro de 2019 as entidades ASSEMAE, AEASBE, ABAR e ABES apresentaram ao secretário da Secretaria Nacional de Saneamento do Ministério de Desenvolvimento Regional (que no governo federal que assumiu em janeiro de 2019 incorporou as atribuições do Ministério das Cidades) proposta conjunta sobre

a referida MPV com a inclusão da revogação do art. 8º-C (afeta a autonomia dos municípios, que não poderão decidir se se desejam ou não continuar delegando os seus serviços), do art. 10-C (dispositivo aumentaria as desigualdades entre os municípios, não oportunizando ganhos de escala e solidariedade social entre municípios ricos e pobres), dos parágrafos 5º-A ao 7º do art. 11 (não aceitando a substituição do plano municipal de saneamento básico como instrumento de planejamento participativo por um estudo com diagnóstico e viabilidade técnica e econômico-financeira da prestação dos serviços, elaborado pelo titular que fundamente a sua contratação) e do inciso IV-A do art. 50 (que estabelecia o cumprimento de índice de perdas de água na distribuição, definido em ato do ministro do então Ministério das Cidades, atual Ministério do Desenvolvimento Regional-MDR). A proposta também inclui a criação de um Conselho Nacional de Regulação do Saneamento-CONARES, composto por onze membros, seis do MDR e cinco de entidades de regulação e fiscalização de cada região geográfica brasileira, como pelos menos uma entidade estadual, uma intermunicipal e uma municipal, bem como a participação de cada entidade nacional de prestadores de serviços públicos de saneamento básico (ASSEMAE, AESBE e ABCON) na composição do Comitê Interministerial de Saneamento Básico-CISB a ser criado (ABAR *et al.*, 2019).

Em sua tramitação no Congresso Nacional, com prazo limite de 03 de junho de 2019, foram realizadas audiências para discutir a MPV 868/2018, sendo que o atual governo federal apresentou ao relator da Comissão Mista, que tem a atribuição de apreciar e dar parecer sobre a MPV 868/2018 antes de a matéria ser submetida aos Plenários da Câmara dos Deputados e do Senado Federal, algumas alterações, retirando o artigo que alterava as regras da gestão associada na celebração do Contrato de Programa e que exigia antes da sua assinatura o chamamento público para verificar a existência de empresas interessadas e em caso de interesse obrigava o titular a fazer uma licitação para definir o novo prestador dos serviços, e incluindo novo artigo com dezoito parágrafos estabelecendo/obrigando a organização dos municípios em microrregiões, com o discurso de que seria para fins de universalização dos serviços públicos de saneamento básico, sendo que o Estado Federado publicaria a lista de microrregiões, concedendo um prazo de noventa dias para o município se manifestar sobre a adequação de sua inclusão em determinada unidade e, caso ele opte por gerir o próprio sistema de saneamento básico, estaria, mesmo assim, obrigado a participar da microrregião, além de outras regras desfavoráveis aos municípios, mas de interesse da iniciativa privada. Também foi incluído pelo governo federal, segundo ele atendendo um pleito antigo da CNM, um novo artigo (penúltimo) propondo a alteração da Lei nº 12.305/2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010), estabelecendo novos prazos para a disposição ambientalmente adequada dos rejeitos, conforme o porte da população do município. Como não houve acordo para sua aprovação pelo Congresso Nacional a MPV 868/2018 caducou.

CONCLUSÃO

Nenhuma nação do mundo universalizou o saneamento básico sem que o Estado, como ente que deve assegurar o bem-estar coletivo, tivesse forte participação. Ainda hoje, avaliando os modelos de prestação dos serviços, constata-se que a matriz é pública. A “Ponte para o Futuro” e os demais atos do governo do ex-presidente Michel Temer (agosto 2016-dezembro 2018) ao propor a privatização dos serviços públicos de saneamento básico no Brasil se colocou na contramão da história já que há um movimento em todo o mundo de remunicipalização dos serviços, dado o reconhecimento dos limites da atuação privada em um segmento que se constitui em um monopólio natural, um serviço essencial, um direito social e humano que impõe investimentos significativos e não permite o diálogo com a lógica do capital, já que a sua lucratividade está condenada à cobrança de tarifas elevadas, qualidade dos serviços declinantes, exclusão das populações com baixa capacidade de pagamento, manutenção das desigualdades de acesso, problemas contratuais para fazer frente as situações de risco, quer seja econômico como ambientais e de obsolescência dos sistemas, dentre outros.

O principal objetivo da MPV 868/2018 (que representou a reedição da MPV 844/2018 com algumas alterações), é superar, de forma inconstitucional, os entraves jurídico-institucionais, para privatizar os serviços públicos de saneamento básico. Os artigos 8º-C, 8º-D, 10-C, 10-D, 11 e 11-C e todos os artigos que delegam à ANA a competência pela regulação parecem ser inconstitucionais porque ferem a autonomia e a organização dos municípios e do Distrito Federal. Além disso, a MPV 868/2018 desestrutura completamente a política de saneamento básico, ampliando a exclusão social e as desigualdades regionais – contribuindo para a privatização dos serviços rentáveis/superavitários, enquanto deixa aqueles deficitários para serem financiados/atendidos com recursos financeiros dos estados e municípios, penalizados pela distribuição tributária vigente. Além disso, desfigura e mutila os princípios da gestão associada de serviços públicos e o Contrato de Programa apenas para a área de saneamento básico, destruindo o subsídio cruzado praticado pelas companhias estaduais de água e esgoto que possibilita que os municípios mais rentáveis financiem os menores e os deficitários.

O que deveria ser prioridade para a área de saneamento básico no País seria a efetiva implementação da Lei nº 11.445/2007, do Plansab e a qualificação do gasto público e não a aprovação de Medida Provisória de cunho privatista. Diante do cenário de tentativa de desconstrução da política de saneamento básico no Brasil, a sociedade brasileira e os grupos organizados devem buscar pautar suas lutas, como fizeram agora, na defesa intransigente do saneamento público e no controle estatal e popular dos serviços, não permitindo que propostas de legislação, como a MPV 868/2018, sejam aprovadas.

REFERÊNCIAS

ABAR; ABES; AESBE; ASSEMAE. **Versão Final da Proposta Conjunta das Associações Nacionais sobre a MP 868/2018**. Brasília, 2019. Não publicado.

BRASIL. Medida Provisória nº 844, de 06 de julho de 2018a. **Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000, para atribuir à Agência Nacional de Águas competência para editar normas de referência nacionais sobre o serviço de saneamento, a Lei nº 10.768, de 19 de novembro de 2003, para alterar as atribuições do cargo de Especialista em Recursos Hídricos, e a Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, para aprimorar as condições estruturais do saneamento básico no País**. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2015-2018/2018/Mpv/mpv844.htm. Acesso em: 22 out. 2018.

BRASIL. Medida Provisória nº 868, de 27 de dezembro de 2018b. **Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000, para atribuir à Agência Nacional de Águas competência para editar normas de referência nacionais sobre o serviço de saneamento; a Lei nº 10.768, de 19 de novembro de 2003, para alterar as atribuições do cargo de Especialista em Recursos Hídricos; a Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, para aprimorar as condições estruturais do saneamento básico no País; e a Lei nº 13.529, de 4 de dezembro de 2017, para autorizar a União a participar de fundo com a finalidade exclusiva de financiar serviços técnicos especializados**. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2015-2018/2018/Mpv/mpv868.htm. Acesso em: 28 dez. 2018.

BRASIL. Projeto de Lei do Senado nº 168/2018c. **Regulamenta o licenciamento ambiental previsto no inciso IV do § 1º do art. 225 da Constituição Federal e dispõe sobre a avaliação ambiental estratégica**. Disponível em: <https://legis.senado.leg.br/sdleg-getter/documento?dm=7715983&ts=559270274189&disposition=inline>. Acesso em: 28 dez. 2018.

BRASIL. Casa Civil da Presidência da República. **Modernização do Marco Regulatório do Saneamento Básico**. Brasília. Apresentação de 07/11/2017. Não publicado.

BRASIL. Lei nº 13.303, de 30 de junho de 2016a. **Dispõe sobre o estatuto jurídico da empresa pública, da sociedade de economia mista e de suas subsidiárias, no âmbito da União, dos Estados, do Distrito Federal e dos Municípios**. Brasília, DOU de 1/07/2016. Disponível em: <http://www4.planalto.gov.br/legislacao/portal-legis/legislacao-1/leis-ordinarias-2016>. Acesso em: 17 dez. 2018.

BRASIL. Lei nº 13.334, de 13 de setembro de 2016b. **Cria o Programa de Parcerias de Investimentos - PPI; altera a Lei nº 10.683, de 28 de maio de 2003, e dá outras providências**. Brasília, DOU de 13/09/2016. Disponível em: <http://www4.planalto.gov.br/legislacao/portal-legis/legislacao-1/leis-ordinarias-2016>. Acesso em: 17 dez. 2018.

BRASIL. Casa Civil da Presidência da República. **Diagnóstico – Saneamento**. Brasília. Apresentação de 14/09/2016c. Não publicado.

BRASIL. Emenda Constitucional nº 95, de 15 de dezembro de 2016d. **Altera o Ato das Disposições Constitucionais Transitórias, para instituir o Novo Regime Fiscal, e dá outras providências**. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Constituicao/Emendas/Emc/emc95.htm. Acesso em: 17 dez. 2018.

BRASIL. Lei Complementar nº 141, de 13 de janeiro de 2012. **Regulamenta o § 3º do art. 198 da Constituição Federal para dispor sobre os valores mínimos a serem aplicados anualmente pela União, Estados, Distrito Federal e Municípios em ações e serviços públicos de saúde; estabelece os critérios de rateio dos recursos de transferências para a saúde e as normas de fiscalização, avaliação e controle das despesas com saúde nas 3 (três) esferas de governo; revoga dispositivos das Leis nºs 8.080, de 19 de setembro de 1990, e 8.689, de 27 de julho de 1993; e dá outras providências**. Brasília, DOU de 16/01/2012. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/LCP/Lcp141.htm. Acesso em: 17 dez. 2018.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. **Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos**. Brasília: Gráfica do Senado, 2010.

BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. **Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nºs 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências**. Brasília, DOU de 08/01/2007. Disponível em: <http://www4.planalto.gov.br/legislacao/portal-legis/legislacao-1/leis-ordinarias/2007>. Acesso em: 17 dez. 2018.

BRASIL. Lei nº 11.107, de 6 de abril de 2005. **Dispõe sobre normas gerais de contratação de consórcios públicos e dá outras providências**. Brasília, DOU de 07/04/2005. Disponível em: <http://www4.planalto.gov.br/legislacao/portal-legis/legislacao-1/leis-ordinarias/2005>. Acesso em: 17 dez. 2018.

BRASIL. Lei nº 11.079, de 30 de dezembro de 2004. **Institui normas gerais para licitação e contratação de parceria público-privada no âmbito da administração pública**. Brasília, DOU de 31/12/2004. Disponível em: <http://www4.planalto.gov.br/legislacao/portal-legis/legislacao-1/leis-ordinarias/2004>. Acesso em: 17 dez. 2018.

BRASIL. Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000. **Dispõe sobre a criação da Agência Nacional de Águas - ANA, entidade federal de implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e de coordenação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos**. Brasília, DOU de 18/07/2000. Disponível em: <http://www4.planalto.gov.br/legislacao/portal-legis/legislacao-1/leis-ordinarias/2000>. Acesso em: 17 dez. 2018.

BRASIL. Lei nº 9.491, de 9 de setembro de 1997. **Altera procedimentos relativos ao Programa Nacional de Desestatização, revoga a Lei nº 8.031, de 12 de abril de 1990, e dá outras providências**. Brasília, DOU de 10/09/1997. Disponível em: <http://www4.planalto.gov.br/legislacao/portal-legis/legislacao-1/leis-ordinarias/1997-leis-ordinarias-1>. Acesso em: 17 dez. 2018.

BRASIL. Lei nº 8.987, de 13 de fevereiro de 1995. **Dispõe sobre o regime de concessão e permissão da prestação de serviços públicos previsto no art. 175 da Constituição Federal, e dá outras providências**. Brasília, DOU de 14/02/1995. Disponível em: <http://www4.planalto.gov.br/legislacao/portal-legis/legislacao-1/leis-ordinarias/1995>. Acesso em: 17 dez. 2018.

BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil 1988**. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Constituicao/Constituicao.htm. Acesso em: 17 dez. 2018.

FUNDAÇÃO ULISSES GUIMARÃES; PARTIDO DO MOVIMENTO DEMOCRÁTICO BRASILEIRO. **Ponte para o Futuro**. Brasília, 2015.

KISHIMOTO, S.; PETITJEAN, O. **Remunicipalización. Cómo ciudades y ciudadanía están escribiendo el futuro de los servicios públicos**. Amsterdam/París: Transnational Institute (TNI); Observatorio de las Multinationales; Cámara Federal del Trabajo de Austria (AK); Federación Sindical Europea de Servicios Públicos (FSESP-EPSU); Ingeniería Sin Fronteras Cataluña (ISF); Internacional de Servicios Públicos (ISP-PSI); Unidad de Investigación de la Internacional de Servicios Públicos (PSIRU); We Own It; Sindicato de Personal Municipal y General de Noruega (Fagforbundet); Proyecto Servicios Municipales (MSP); Sindicato Canadiense de la Función Pública (SCFP-CUPE), 2017.

TRIBUNAL DE CONTAS EUROPEU. **Parcerias Público Privadas na UE: insuficiências generalizadas e benefícios limitados**. Relatório Especial nº 09 PT. Luxembourg, 2018.

TECNOLOGIA APROPRIADA SOB A ÓTICA DA LEI 11.445/2007. UMA APLICAÇÃO NA COMUNIDADE RURAL SERRA DO BRAGA I – PB

Elissandra Cheu Pereira do Nascimento

Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)

Recife – Pernambuco

Katharine Taveira de Brito Medeiros

Instituto Federal de Educação, Ciência e
Tecnologia da Paraíba (IFPB)

Cajazeiras – Paraíba

Bruno de Medeiros Souza

Instituto Federal de Educação, Ciência e
Tecnologia da Paraíba (IFPB)

Cajazeiras – Paraíba

Aluisio José Pereira

Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)

Recife – Pernambuco

RESUMO: o presente trabalho teve como objetivo propor uma solução para o esgotamento sanitário na comunidade rural do Braga I, Monte Horebe - PB, sob a ótica da Lei nº. 11.445/2007, baseada em critérios técnicos e econômicos. A metodologia utilizada foi a análise quantitativa e qualitativa, envolvendo visitas in loco, registros fotográficos e aplicação de questionários. Com base nos dados coletados na região, foram realizados: o diagnóstico da situação de esgotamento sanitário local; o dimensionamento dos sistemas proposto para a solução desta problemática e as análises quanto à viabilidade técnica e econômica dos sistemas propostos. Através do presente estudo, constatou-se que

a comunidade rural é bastante deficitária com relação ao esgotamento sanitário. Nesse viés, foram concebidas duas soluções técnicas para a melhoria das condições socioambientais da referida comunidade: a primeira trata-se de uma solução individual (Tanque séptico e Sumidouro) e a segunda refere-se a um sistema coletivo (Rede coletora e Lagoa facultativa). Após analisar ambas as alternativas sob o ponto de vista técnico-econômico, apontou-se a tecnologia apropriada (solução adequada), dentre as elencadas, para a área de estudo.

PALAVRAS-CHAVE: Esgotamento sanitário. Lei 11.445/2007. Comunidade rural.

APPROPRIATE TECHNOLOGY UNDER LAW 11.445 / 2007. APPLICATION IN THE SERRA DO BRAGA I RURAL COMMUNITY - PB

ABSTRACT: The present work aimed to propose a solution for sanitary sewage in the rural community of Braga I, Monte Horebe - PB, from the perspective of Law no. 11,445 / 2007, based on technical and economic criteria. The methodology used was quantitative and qualitative analysis, involving on-site visits, photographic records and application of questionnaires. Based on the data collected in the region, the following were performed: the diagnosis of the local sanitation situation; the systems sizing proposed for the solution of this problem and the analyzes as to the technical

and economic viability of the proposed systems. Through the present study, it was found that the rural community is very deficient in relation to sanitary sewage. In this bias, two technical solutions were conceived to improve the social and environmental conditions of the community: the first one is an individual solution (Septic Tank) and the second one refers to a collective system (Collective Network and Optional Pond). After analyzing both alternatives from the technical-economic point of view, the appropriate technology (appropriate solution) was pointed out, among the listed ones, for the study area.

KEYWORDS: Sanitary sewage. Law 11.445 / 2007. Rural community.

1 | INTRODUÇÃO

No Brasil, apenas 22% da população rural brasileira possui acesso aos serviços de esgotamento sanitário. Esse valor representa menos de 20% na região nordeste (BRASIL, 2018). Conforme descreve o Instituto Trata Brasil (2018), a tendência é que o saneamento rural caminhe em uma velocidade menor do que nas áreas urbanas devido ao baixo adensamento populacional, tornando inviável a construção das tradicionais redes de coleta e tratamento de esgoto. A fossa rudimentar é uma das soluções encontradas pela população para o acolhimento de efluentes doméstico nessa região, representando cerca de 49,9 % dos domicílios rurais conforme dados do IBGE (2015). Este índice é de grande preocupação ambiental já que reflete de forma negativa no meio ambiente e na saúde pública.

Nesse contexto, a Lei Federal do Saneamento Básico (Lei nº. 11.445, de 05 de janeiro de 2007) aborda no seu artigo 2º incisos V e VIII, o conceito de tecnologia apropriada, entendida por esta, como as técnicas e os processos que levem em consideração na prestação de serviços de saneamento, as peculiaridades locais e regionais e a capacidade de pagamento dos usuários.

A escolha da tecnologia apropriada para a prestação de serviços de saneamento básico ambiental em pequenas localidades deve conciliar objetivos de simplicidade, baixo custo, eficiência técnica, facilidade operacional e compatibilidade das soluções com as características da área, proporcionando segurança e boa qualidade dos serviços, devendo, principalmente, ser aceita pela população usuária (MORAES, 1997).

Nesse sentido, o presente trabalho tem como objetivo propor uma solução para a coleta e tratamento dos esgotos domésticos da comunidade rural do Sítio Serra do Braga I, Monte Horebe – PB, sob a ótica da Lei 11.445/2007, considerando a eficiência técnica e econômica do sistema.

2 | METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

A área rural do Sítio Serra do Braga I, objeto deste estudo, está localizada no município de Monte Horebe, estado da Paraíba, conforme apresentado na Figura 1. O município possui uma área de aproximadamente 116 km² e uma população rural estimada em 2007 habitantes (IBGE, 2018).

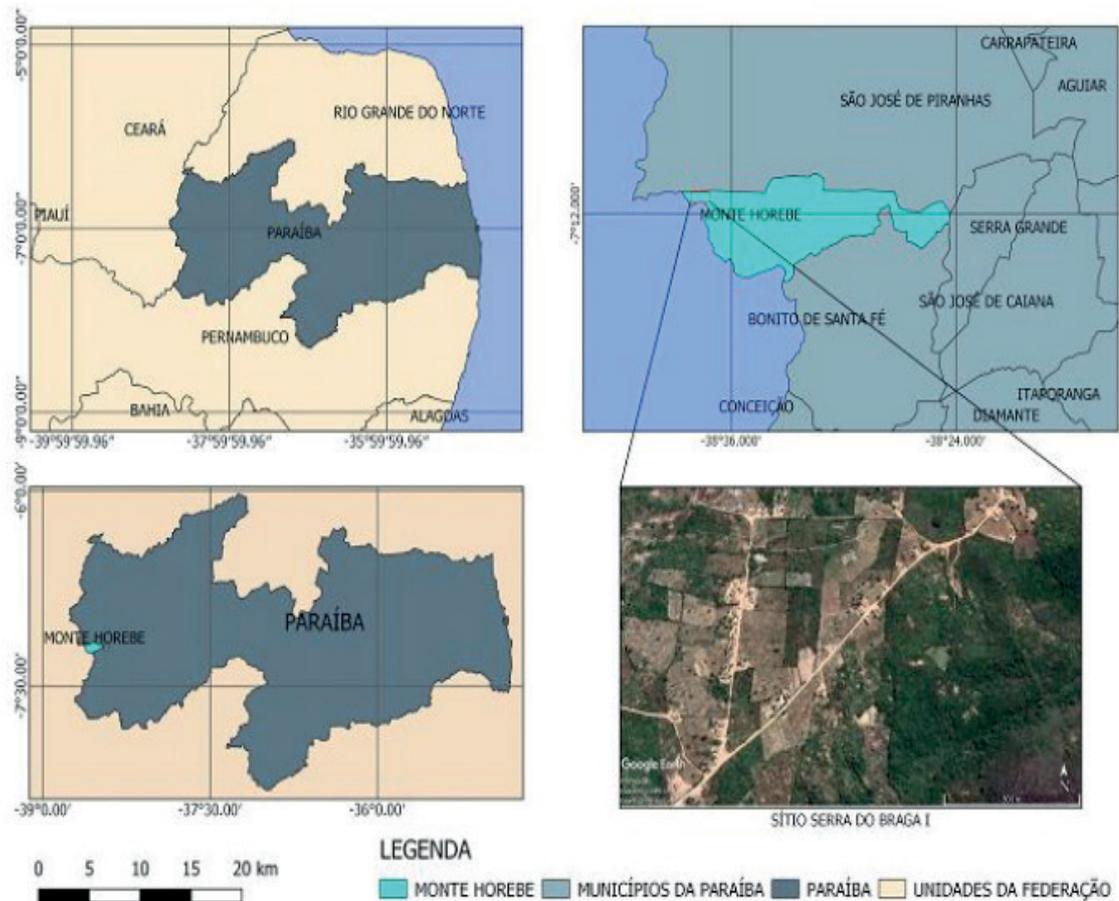


Figura 1 – Mapa de Localização do Sítio Serra do Braga I, Monte Horebe, PB, Brasil

Com relação aos serviços de saneamento básico, segundo dados divulgados pelo IBGE (2018), a cidade de Monte Horebe não apresenta Política/Plano Municipal de Saneamento Básico. Sendo os serviços de água e esgoto prestados pela companhia de Água e Esgotos da Paraíba - CAGEPA. Ainda segundo a pesquisa, o município tem conhecimento da ocorrência de endemia(s) ou epidemia(s) associada(s) ao saneamento básico apresentando quadros de diarreia, verminoses, dengue, zika, chikungunya, entre outras.

2.2 Procedimento metodológico

A realização deste estudo iniciou-se com levantamentos bibliográficos e de dados acerca do assunto tratado e da localidade de estudo. Dessa forma, efetuou-se uma pesquisa de campo através de aplicação de questionário, registro fotográfico e

observação *in loco* com o intuito de diagnosticar a situação de esgotamento sanitário na região.

O instrumento de coleta de dados é composto por 3 questões de múltipla escolha acerca de informações sobre esgotamento sanitário (Figura 2). A elaboração e aplicação deste questionário foi aprovada pelo Comitê de Ética em Pesquisa do IFPB (CEP-IFPB) pelo parecer nº 3.119.393. Esses dados foram coletados no mês de janeiro de 2019 e contou com a participação de 41 famílias residentes há mais de 6 (meses) na comunidade. A técnica utilizada para a escolha da amostra foi aleatória simples, considerando um erro de 5% e um nível de confiança de 95%.

QUESTIONÁRIO DE SANEAMENTO BÁSICO – ESGOTAMENTO SANITÁRIO			
Sua família tem acesso a banheiro?			
<input type="checkbox"/> Sim. Quantos? _____			
<input type="checkbox"/> Não. Onde defecam? _____			
Se sim, no seu banheiro possui quais aparelhos sanitários?			
<input type="checkbox"/> Bacia Sanitária.	<input type="checkbox"/> Lavatório.	<input type="checkbox"/> Chuveiro.	<input type="checkbox"/> Outro:

O esgoto gerado em sua residência é destinado a (ao):			
<input type="checkbox"/> Céu Aberto.	<input type="checkbox"/> Fossa negra.	<input type="checkbox"/> Fossa séptica e Sumidouro.	
<input type="checkbox"/> Outro: _____			

Figura 2 - Questionário

Após a pesquisa de campo foram analisadas duas possíveis soluções para a melhoria das condições sociais e ambientais da população, no que concerne ao esgotamento sanitário: a primeira trata-se de uma solução individual que consiste em sistema de tanque séptico seguido de sumidouro e a segunda refere-se a um sistema coletivo composto por rede coletora e tratamento de esgoto por lagoa facultativa.

Definidos os sistemas; os dimensionamentos foram executados seguindo às recomendações das normas técnicas NBR 7229/92 e NBR 13969/97 e de conceituadas literaturas, assim como a elaboração dos projetos básicos dos sistemas com o auxílio de Software consagrado no mercado. O orçamento das propostas foi elaborado com base nas tabelas de custos e insumos SINAPI (PB), ORSE (SE) e SEINFRA (CE). Por fim, foram realizadas as análises técnica e econômica das soluções.

3 | RESULTADOS/DISCUSSÃO

3.1 Diagnóstico da situação de esgotamento sanitário

De acordo com os dados levantados na pesquisa, 19,50% das residências não dispõe de instalações sanitárias (Figura 3) ocasionando, muitas das vezes, a construção de banheiros rudimentares, como apresentados na Figura 4 ou a defecação a céu aberto.

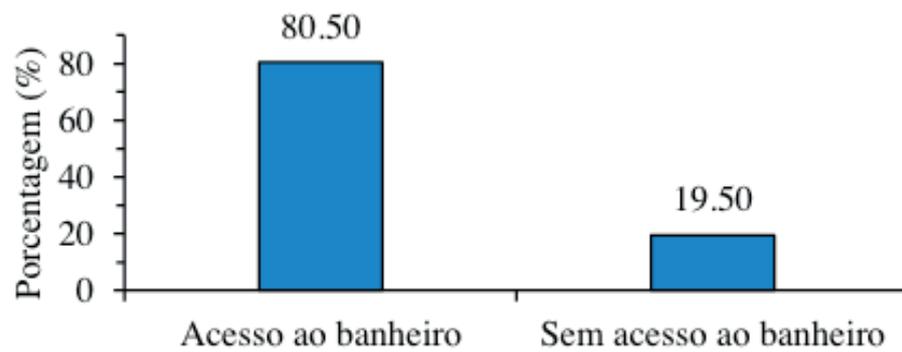


Figura 3 - Porcentagem de residência com/sem acesso ao banheiro

Essa situação assemelha-se a apresentada por Ferreira e Pantaleão (2016) em pesquisa com três comunidades quilombolas do município de Santana do Mundaú – Alagoas que lançavam seus “excrementos diretamente sobre o solo em banheiros “rústicos” situados geralmente na vegetação próximo às residências”. Segundo o autor supracitado, “há casos em que os habitantes urinam, defecam ou lançam seus dejetos diretamente no solo a céu aberto”. Ainda segundo o mesmo autor, os dejetos humanos quando dispostos em locais inapropriados para o fim, podem acarretar em potenciais veículos de germes patogênicos de várias doenças, entre as quais podem ser citadas: a febre tifoide e paratifoide, diarreias infecciosas, amebíase, esquistossomose, ascaridíase, entre outras (FUNASA, 2006 apud FERREIRA e PANTALEÃO, 2016).



Figura 4 - Banheiro de palha utilizado pelos moradores

Com relação a disposição final do esgoto doméstico na comunidade, 75,61% apresentaram como disposição final a fossa rudimentar, 21,95% a céu aberto e 2,44% o sistema de fossa séptica e sumidouro (Figura 5).

É importante destacar que a utilização de fossa negra na comunidade se dá para o acolhimento exclusivo de recebimento de esgoto de origem das bacias sanitárias. Os efluentes do chuveiro, lavatórios, máquinas de lavar e pias são destinados a céu aberto

no próprio terreno das residências. Os efluentes da pia da cozinha são recolhidos, geralmente, em baldes e depositados a pequenas distâncias das residências, conforme ilustrado na Figura 6.

Além do grande potencial de contaminação do solo e dos lençóis freáticos pela utilização da fossa negra na comunidade, foi possível observar riscos iminentes de desmoronamentos das fossas negras e contaminação das águas de cisternas.

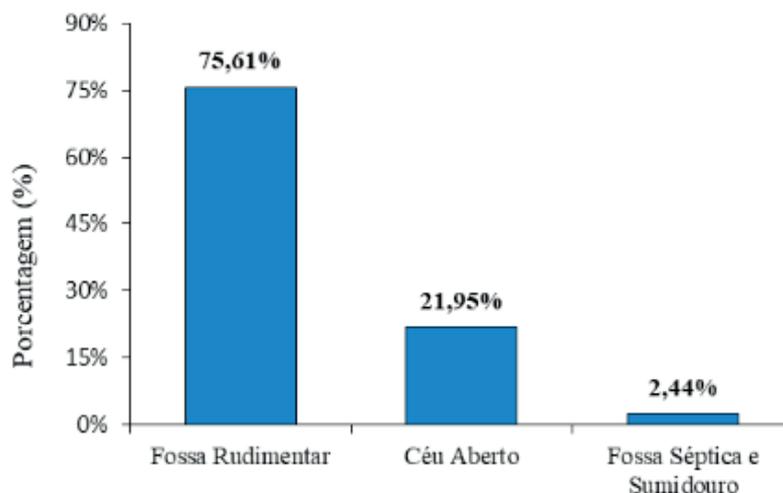


Figura 5 - Porcentagem do destino final dos efluentes gerados na comunidade do Braga I



Figura 6 - Destino final dos efluentes na comunidade: A) fossa negra e B) à céu aberto;

3.2 Estudo de alternativas para o tratamento de esgoto na comunidade

Cornelli (2014) levantou e identificou na literatura, utilizando um total de 274 artigos, os métodos mais utilizados no tratamento de esgotos domésticos e os classificou segundo critérios técnicos, econômicos, sociais e ambientais. Como resultado, o autor apontou as lagoas de estabilização como uma das melhores soluções no tratamento de esgoto doméstico em relação aos critérios apontados.

Nesse contexto, a lagoa facultativa (solução coletiva) foi uma das alternativas escolhidas para fins de análise técnica, econômica e ambiental com a finalidade de

solucionar a problemática de esgotamento sanitário da comunidade objeto neste estudo. Para fins de comparação, escolheu-se também, o conjunto tanque séptico e sumidouro (solução individual), um dos métodos mais utilizados para tratamento de efluentes domésticos em comunidades isoladas.

3.2.1 SISTEMA INDIVIDUAL (CONJUNTO TANQUE SÉPTICO E SUMIDOURO)

A tecnologia analisada nesta alternativa é composta por tratamento através de fossa séptica e disposição final no solo por infiltração através de sumidouro para cada residência (solução individual). O dimensionamento do sistema seguiu as disposições da NBR 7229 (ABNT, 1993) e NBR 13969 (ABNT, 1997) sendo que, para a determinação do número de pessoas a serem atendidas, foi considerada a média de 4 moradores por domicílio. A Tabela 1 apresenta os parâmetros utilizados no dimensionamento para o conjunto considerado. Em seguida, são apresentados na Tabela 2 e Tabela 3 as dimensões internas mínimas do tanque séptico e do sumidouro, respectivamente.

Parâmetro	Valor
Número de habitantes (N)	4 habitantes
Contribuição de despejos (C)	100 litros/pessoas x dia
Período de retenção de despejos (T)	1 dia
Taxa de acumulação do lodo (K)	105 dias
Contribuição de lodo fresco (Lf)	1 litro/pessoa x dia
Coefficiente de infiltração (Ci)	70 l/m ² .dia

Tabela 1 - Parâmetros de Projeto para dimensionamento do tanque séptico e sumidouro

Núm. de Habitantes	Dimensões			V _{útil} (m ³)	V _{atend.} (m ³)
	C (m)	L (m)	H (m)		
4	2,00	1,00	1,2	1,82	1,94

Tabela 2 - Dimensões Interna do Tanque Séptico Prismático

Núm. De Habitantes	Dimensões			
	D (m)	H (m)	A (m ²)	A _r (m ²)
4	1,20	1,30	5,71	6,03

Tabela 3 - Dimensões Internas do Sumidouro

Desta forma, para atender a população de 4 pessoas por residência, será necessária a construção de um tanque de 2,00 m de comprimento, 1,00 m de largura e 1,20 m de altura, com capacidade de 1,94 m³. Da mesma forma, com relação ao sumidouro, onde A é a área necessária para infiltrar todo o volume de efluente gerado e A_r é a área total real do sumidouro. Este deverá possuir dimensões internas mínimas de 1,30 m de altura e um diâmetro de 1,20 m, com área total de infiltração de no mínimo 5,71 m².

Após a obtenção das dimensões do sistema, foi elaborado o respectivo projeto básico representado na Figura 7.

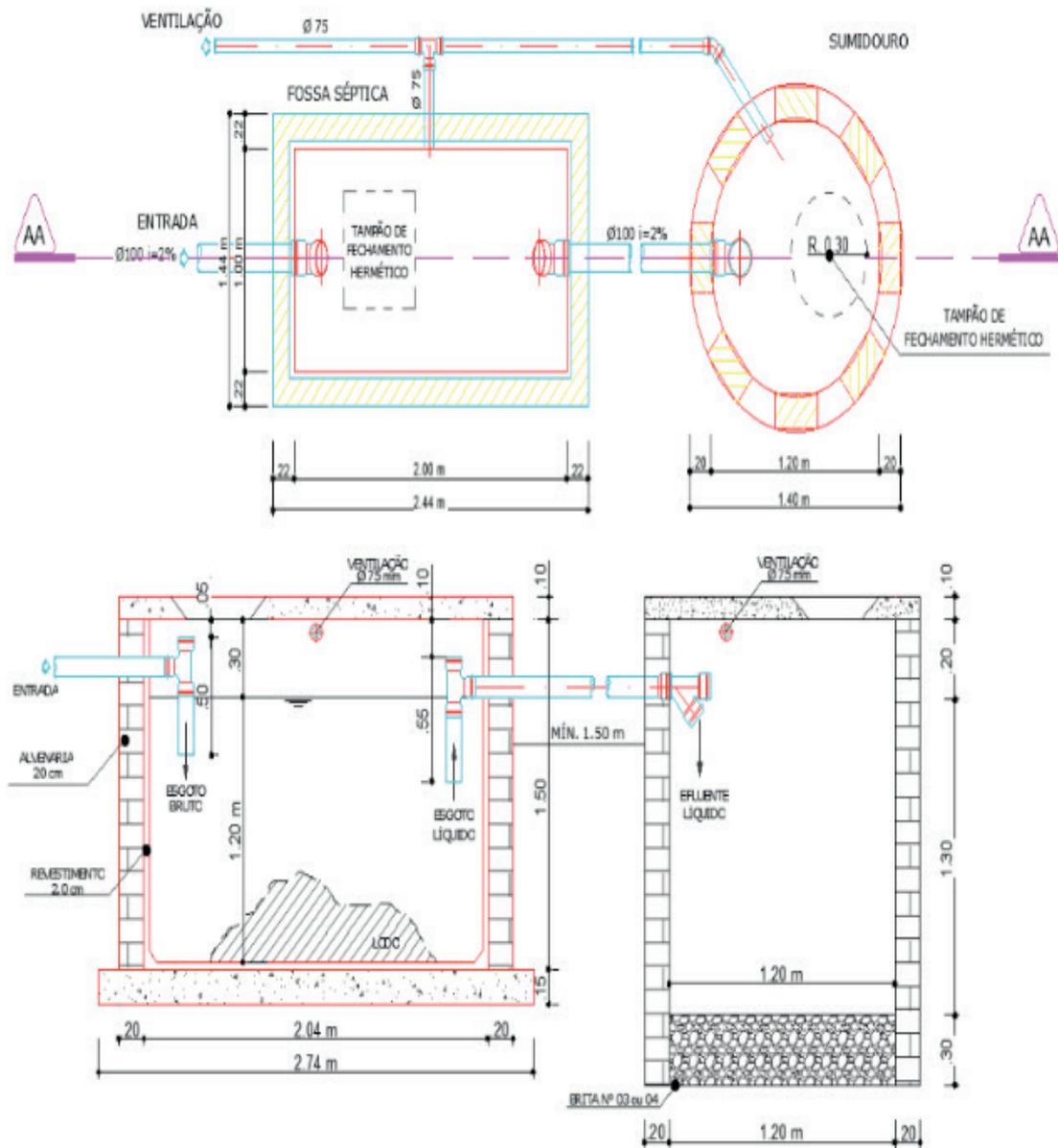


Figura 7 – Projeto Básico do conjunto tanque séptico e sumidouro

3.2.2 SISTEMA COLETIVO (REDE COLETORES E LAGOA FACULTATIVA)

Essa alternativa refere-se a uma solução coletiva. Cada residência estaria interligada a rede coletora que, por gravidade, enviaria o efluente para ser tratado biologicamente em lagoa de estabilização facultativa com disposição final no corpo receptor. O dimensionamento da lagoa foi elaborado conforme os parâmetros apresentados na Tabela 4. As Tabelas 5 e 6 apresentam os valores de eficiência e das dimensões da lagoa obtidos no dimensionamento, repetitivamente.

Parâmetro	Valor
População de projeto (P)	221 hab.
Vazão média de saturação (Q)	0,253 l/s
Carga orgânica superficial adotada (λ_s)	400 kg.DBO/hab.dia
Carga orgânica "per capita" (CO)	54 g/hab.dia
DBO afluente (Li)	562,5 mg/l
Tempo de detenção hidráulico (Td)	18,56 dias
DBO do Efluente (Le)	94,10 mg/l
Coeficiente de velocidade de redução de carga orgânica (K1)	0,268 dias-1
Número de coliformes fecais afluentes (Ni)	5.107 CF/100 ml
Remoção de coliformes fecais (Ne)	2,82.105 CF/100ml
Coeficientes de velocidade de redução de CF (Kb)	9,5 d-1
Área superficial à meia profundidade (A)	312,50 m ²
Volume da Lagoa Facultativa	406,25 m ³

Tabela 4 - Parâmetros de Projeto para dimensionamento da lagoa

Eficiência da Lagoa	Valor
Quanto a DBO (E)	83,27 %
Quanto a coliformes fecais (E)	99,44 %

Tabela 5 - Eficiência da lagoa

População de Projeto	Dimensões			A (m ²)	V _{atend.} (m ³)
	C (m)	L (m)	H (m)		
221	25,00	12,50	1,30	312,50	406,25

Tabela 6 - Dimensões da Lagoa Facultativa

Nesse sentido, uma lagoa com dimensões à meia profundidade de 25,00 m de comprimento, 12,50 m de largura e 1,30 m de altura seria o suficiente para atender uma população de 221 pessoas por 20 anos. Assim, elaborou-se o respectivo projeto básico, conforme Figura 8. O Traçado da rede está representado na Figura 9.

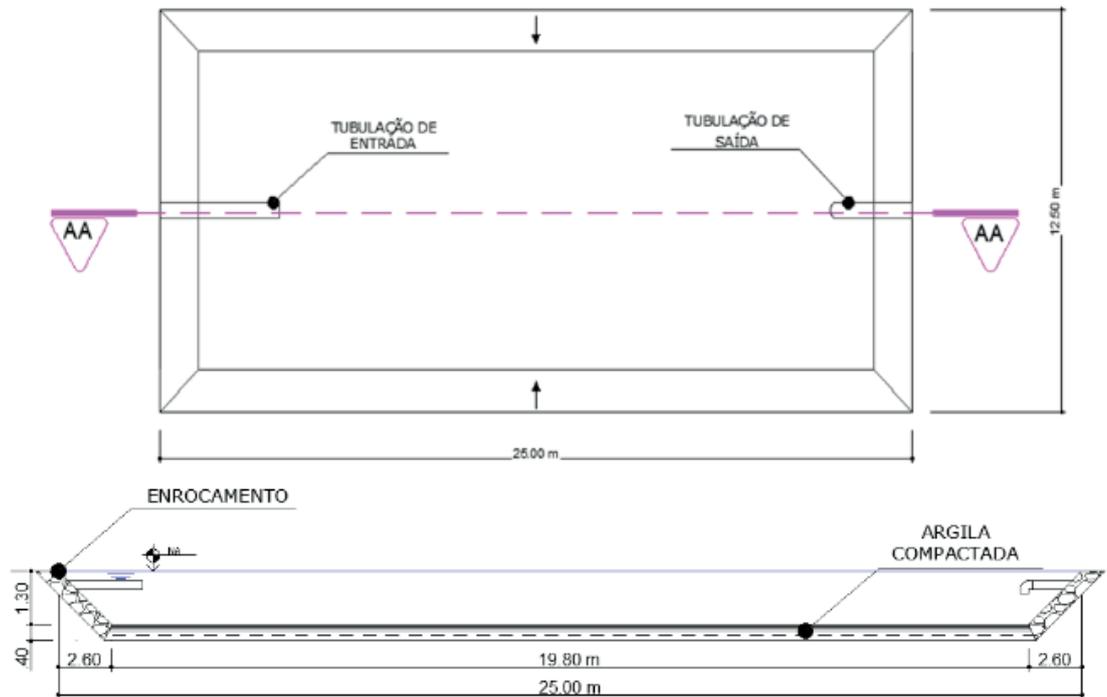


Figura 8 – Projeto Básico da Lagoa Facultativa Primária



Figura 9 – Traçado da rede coletora

3.3 Análise Técnica

De acordo com Brasil (2008), a remoção da matéria orgânica (DBO e DQO) é o principal objetivo do tratamento de esgotos visando preservar o meio ambiente. Ainda, a remoção de agentes patogênicos é de suma importância para evitar a contaminação dos corpos receptores e, conseqüentemente, para a redução dos impactos sobre a saúde pública. Nesse cenário, decidiu-se analisar os sistemas sob o aspecto da eficiência na remoção desses parâmetros. Como podemos observar nos dados apresentados na Tabela 7, a lagoa facultativa torna-se mais eficiente na remoção de matéria orgânica e coliformes totais em relação ao conjunto fossa séptica e sumidouro.

PROCESSO	REDUÇÃO DE DBO (%)	REDUÇÃO DE COLIFORMES (%)
Fossa Séptica e Sumidouro	40 – 60	20 – 60
Lagoa Facultativa	75 – 95	80 – 99

Tabela 7 - Eficiência dos sistemas

Fonte: Adaptado de Sousa (2008) e Nascimento Filho e Castro (2005)

Conforme Chernicharo (1997 apud PERES, 2010), a fossa séptica tem baixa eficiência na remoção da demanda química de oxigênio (DQO), nutrientes e patógenos. Segundo o autor, esse sistema representa um risco eminente para as águas subterrâneas devido a presença de compostos de nitrogênio residuais nos seus efluentes comprometendo extensas áreas.

Nesse sentido, a instalação do conjunto fossa séptica e sumidouro não seria a mais apropriada por apresentar baixa eficiência e grande risco de contaminação dos lenções freáticos. Logo, a lagoa facultativa apresenta-se como a mais indicada para o tratamento de esgoto na comunidade se levarmos em consideração apenas o aspecto técnico.

3.4 Análise Econômica

Para a concepção do estudo da viabilidade econômica, orçaram-se os seus custos de implantação dos sistemas aqui estudados. O orçamento das propostas foi elaborado com base nas tabelas de custos e insumos SINAPI (12/2018 - PB), ORSE (12/2018 - SE) e SEINFRA (026 - CE). A estimativa dos Benefícios e Despesas Indiretas – BDI obedeceu ao acórdão nº. 2622/2013 do Tribunal de Contas da União, aplicando um BDI de 24,18%.

À vista disso, estimou-se para o sistema de tanque séptico e sumidouro, um custo direto unitário (sem BDI) de R\$ 6.455,39 (seis mil e quatrocentos e cinquenta e cinco reais e trinta e nove centavos). Desta forma, o custo total de implementação desta solução para toda a comunidade (46 residências, atualmente) será de R\$ 296.947,94 (duzentos e noventa e seis mil e novecentos e quarenta e sete reais e noventa e quatro centavos). Com relação ao sistema de coleta e tratamento por lagoa facultativa (alternativa 2) estimou-se um custo direto (Sem BDI) de implantação de R\$ 275.639,36 (duzentos e setenta e cinco mil e seiscentos e trinta e nove reais e trinta e seis centavos), conforme Tabela 8.

PROCESSO	CUSTO DE IMPLANTAÇÃO Sem BDI (R\$)	CUSTO DE IMPLANTAÇÃO Com BDI (R\$)
Fossa Séptica e Sumidouro	296.947,94	368.749,80
Lagoa Facultativa	275.639,36	342.288,96

Tabela 8 - Custo de implantação dos sistemas

Com base no custo estimado de implantação dos sistemas, a proposta mais viável sob o ponto de vista econômico é o sistema de lagoa facultativa apresentando um custo total de implantação de 342.288,96 (trezentos e quarenta e dois mil e duzentos e oitenta e oito reais e noventa e seis centavos).

Dentre as vantagens da implantação desse sistema levando-se em consideração o aspecto econômico, conforme explica Cornelli (2014), pode-se destacar: baixo custo com energia; desnecessidade de mão de obra qualificada, podendo ser construído e mantido com materiais e mão-de-obra local; não precisa de equipamentos caros ou importados. Dentre as desvantagens, o mesmo autor aponta: Maior custo com área e necessita gastos com manutenção para evitar reprodução de mosquitos e outros insetos.

3.5 Escolha da Solução

Os estudos de viabilidade objetivaram eleger o sistema que melhor atenda às necessidades locais, sob os aspectos técnico e econômicos. Nesse contexto, levando-se em consideração apenas esses critérios, a lagoa facultativa primária apresenta-se como a melhor solução (tecnologia) para o atendimento do esgotamento sanitário da comunidade rural entre as elencadas neste estudo.

4 | CONCLUSÃO

Através do presente estudo constatou-se que a comunidade rural Serra do Braga I é bastante deficitária com relação aos serviços de esgotamento sanitário. Assim, foram concebidas 02 (duas) soluções técnicas para a referida comunidade. O processo de escolha da alternativa mais viável levou em consideração a aplicação do termo “tecnologia apropriada” que estimula a adoção de métodos, técnicas e processos que considerem as peculiaridades locais e regionais, principalmente com relação ao emprego de matéria prima encontrada na região para a construção do sistema, assim como, análises técnicas e econômicas.

Nesse contexto, a solução coletiva (rede coletora com tratamento por lagoa facultativa primária) resultou na tecnologia técnica e economicamente viável, de forma a possibilitar, para a população dessa localidade, a coleta, o tratamento e a destinação apropriada dos efluentes domésticos.

REFERÊNCIAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 13969**: Tanques sépticos –Unidades de tratamento complementar disposição final dos efluentes líquidos – Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, 1997.

_____. **NBR 7229**: Projeto, Construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro, 1993.

BRASIL. **Lei nº 11.445**, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei no 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências.

_____. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Esgotamento sanitário**: operação e manutenção de sistemas simplificados de tratamento de esgotos: guia do profissional em treinamento: nível 1. Belo Horizonte, ReCESA, 2008.

_____. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA. **Relatório de Avaliação Anual do Plano Nacional de Saneamento Básico – Ano 2016**. Brasília: SNSA/MCIDADES, 2018.

CORNELLI, R. et al. **Tratamento de Esgotos Domésticos: uma revisão Sistemática**. Revista de estudos ambientais, Porto Alegre, v.16, n. 2, p. 20 - 36, jul. 2014.

FERREIRA, E. P.; PANTALEÃO, F. de S. **Saneamento Básico em Comunidades Quilombolas no estado de Alagoas**. GEOTemas, Pau dos Ferros, Rio Grande do Norte, Brasil, v.6, n.2, p.71-82, 2016.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Perfil dos municípios brasileiros - Saneamento básico**: Aspectos gerais da gestão da política de saneamento básico - 2017. Rio de Janeiro: IBGE, 2018.

_____. **Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios – 2014**. Rio de Janeiro: IBGE, 2015.

INSTITUTO TRATA BRASIL. **Saneamento rural: um enorme desafio para o Brasil**. 2018.

MORAES, Luiz Roberto Santos. **Contribución para la formulación del Plan de Agua Potable y Saneamiento Básico Rural en Colombia**. Informe Final. Bogotá: OPS, 1997. 24p.

PERES, L. J. S.; HUSSAR, G. J.; BELI, E. **Eficiência do tratamento de esgoto doméstico de comunidades rurais por meio de fossa séptica biodigestor**. Engenharia Ambiental, Espírito Santo do Pinhal, v. 7, n. 1, p. 20-36, jan. 2010.

TRIBUNAL DE CONTAS DA UNIÃO. **Acórdão nº. 2622/2013**. 2013.

POLÍTICA TARIFÁRIA E DESEMPENHO ECONÔMICO DAS EMPRESAS DE SANEAMENTO BÁSICO NO BRASIL: ESTIMATIVAS DOS IMPACTOS REGULATÓRIOS – 1995-2016

Cristiano Ponzoni Ghinis

Mestre em Economia do Desenvolvimento.
Economista do DMAE/PMPA. E-mail: cristianop.
ghinis@dmae.prefpoa.com.br

Endereço: Rua Augusto Attílio Giordani, n. 87 –
São Sebastião - Porto Alegre – Rio Grande do Sul
- CEP: 91060-240 - País - Tel: +55 (51) 3289-9736
- e-mail: cristianop.ghinis@dmae.prefpoa.com.br

Adelar Fochezatto

Doutor em Economia. Professor Titular da
PUCRS. Pesquisador do CNPq. E-mail: adelar@
puhrs.br

RESUMO: Este trabalho busca analisar a hipótese de que a Lei 11.445/07 tem pressionado as empresas de saneamento básico no Brasil para a queda das tarifas médias praticadas nos últimos anos, exigindo cada vez mais ganhos de eficiência no processo de produção do setor. Para tanto, são utilizados dois métodos de mensuração da significância estatística nesta relação: a inclusão de uma variável dummy (binária) a partir de ano de 2008; e o teste de Chow, que busca testar as evidências de quebra estrutural no comportamento das variáveis. Os resultados indicam que há uma quebra no período posterior a criação da referida Lei. E os avanços regulatórios podem estar contribuindo para a queda das tarifas médias praticadas. Porém, observa-se também a piora dos

indicadores financeiros das prestadoras.

PALAVRAS-CHAVE: Regulação, Política Tarifária e Desempenho Econômico do Setor de Saneamento Básico

ABSTRACT: This paper seeks to analyze the hypothesis that Law 11,445 /07 has put pressure on basic sanitation companies in Brazil for the reduction in average tariffs practiced in recent years, increasingly demanding efficiency gains in the sector's production process. Therefore, two methods of measuring statistical significance are used in this relationship: the inclusion of a dummy variable (binary) from 2008; and the Chow test, which seeks to test the evidence of structural breakdown in the behavior of variables. The results indicate that there is a break in the period after the creation of the referred Law. And the regulatory advances may be contributing to the fall of the average tariffs practiced. However, there is also a worsening of the financial indicators of the providers.

KEYWORDS: Regulation, Tariff Policy and Economic Performance of the Basic Sanitation Sector

INTRODUÇÃO

Os serviços de saneamento básico, em geral, apresentam funções de custo que apontam para a existência de monopólios

naturais em alguma etapa da cadeia produtiva. Uma atividade é caracterizada como monopólio natural quando a produção concentrada de um determinado bem ou serviço por uma única empresa tende a minimizar o seu custo. E a atuação de mais de uma empresa no mercado torna-se pouco atrativa, uma vez que os custos médios são superiores aos do monopólio devido à perda de economias de escala, tornando-se mais eficiente uma única empresa suprir a demanda de mercado, inclusive sob a ótica do consumidor, desde que os preços dele cobrados reflitam tais ganhos (ARAÚJO e OLIVEIRA, 2005; ALBUQUERQUE e MAIA, 2008).

Dado o caráter monopolista dos serviços, o marco regulatório sobre o saneamento no Brasil tem avançado significativamente, principalmente nas duas últimas décadas. Em 1997, a Lei nº 9.433 instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), determinando que a cobrança pelo uso de recursos hídricos tem por objetivos o reconhecimento da água como um bem econômico, dando ao usuário uma indicação de seu real valor, a racionalização do uso da água e o financiamento dos programas e intervenções previstos nos planos de recursos hídricos (Artigo 19).

Em 05 de janeiro de 2007, foi criada no Brasil a Lei de Saneamento Básico Federal (LSB) nº 11.445, que intensificou a regulação do setor estabelecendo as diretrizes nacionais para o saneamento básico, além do Decreto nº 7.217, de 21 de junho de 2010, que a regulamenta. Nesta Lei, no que se refere aos aspectos econômicos e sociais na prestação dos serviços do setor, fica estabelecido que a instituição das tarifas, preços públicos e taxas para os serviços de saneamento básico deverá observar, dentre diversas outras diretrizes: os recursos necessários para realização dos investimentos, visando o cumprimento das metas e objetivos do planejamento dos serviços; a inibição do desperdício de recursos hídricos; a recuperação dos custos incorridos na prestação dos serviços, em regime de eficiência; e a remuneração adequada do capital investido pelas prestadoras.

Destarte, ao mesmo tempo em que o marco regulatório destaca a cobrança como instrumento da viabilidade econômica dos investimentos necessários para a universalização dos serviços, além da finalidade específica de inibir o consumo supérfluo, fica estabelecido que apenas os custos incorridos em regime de eficiência podem ser repassados aos usuários. Ou seja, além das necessidades internas de otimização dos processos de produção do setor, passa a ser instituída uma imposição legal externa às organizações, de modo que todo o custo gerado acima de um determinado nível de eficiência deverá ser absorvido pelas mesmas, sem repasse às tarifas cobradas aos clientes.

Assim, a Lei acaba por estabelecer uma regulação com os denominados mecanismos de Price Cap, nos quais se impõe um teto para as tarifas cobradas, estabelecido como forma de restrição legal às empresas para a busca constante de ganhos de eficiência (MADEIRA, 2010).

Este trabalho busca analisar a hipótese de que a LSB tem pressionado, desta forma, as empresas de saneamento básico no Brasil para a queda das tarifas médias

praticadas no setor nos últimos anos, principalmente a partir de 2008. E que o marco regulatório pode estar influenciado cada vez mais pela busca de ganhos de eficiência no processo de produção do setor, sem os quais pode estar havendo uma queda significativa do desempenho econômico das prestadoras. Para tanto, além desta primeira seção, na segunda analisa-se a contextualização da política tarifária no marco regulatório nacional. Observa-se o comportamento de alguns indicadores econômicos na terceira Seção. Nas duas Seções seguintes, apresenta-se a metodologia e os resultados do modelo estimado. E, por fim, são realizadas algumas considerações finais dos resultados.

Contextualização legal da política tarifária do setor no Brasil

O marco regulatório do saneamento básico no Brasil tem avançado substancialmente, dentre diversos outros aspectos, nas diretrizes da política de preços das prestadoras.

Em 1997, a Lei nº 9.433, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), determinou, no seu Artigo 19, que a cobrança pelo uso de recursos hídricos tem por objetivos: reconhecer a água como um bem econômico e dar ao usuário uma indicação de seu real valor, estimular a racionalização do uso da água e obter recursos financeiros para os programas previstos nos planos de recursos hídricos.

Seguindo tal tendência, em 05 de janeiro de 2007, a regulamentação da cobrança pelos serviços foi aprofundada, pois foi criada no Brasil a Lei de Saneamento Básico Federal (LSB) nº 11.445, que estabeleceu as diretrizes nacionais para o saneamento básico, além do Decreto nº 7.217, de 21 de junho de 2010, que a regulamenta. No Artigo 3 deste Decreto, fica estabelecido que, dentre os diversos princípios que norteiam a política de preços do setor, esta deve contemplar a necessidade da universalização do acesso da população aos serviços (Inciso I) e a sustentabilidade econômica das empresas (Inciso VII). Neste aspecto, a regulação visa definir tarifas, e outros preços públicos, que assegurem tanto o equilíbrio econômico-financeiro, quanto a modicidade tarifária das prestadoras (Artigo 27, Inciso IV).

O Artigo 39 da referida lei estabelece, também, que são condições da própria validade dos contratos de concessão dos serviços que tenham por objeto o saneamento básico, dentre outras: a existência de estudo comprovando a viabilidade técnica e econômico-financeira da prestação universal e integral dos serviços, nos termos do respectivo plano de saneamento básico (Inciso II); e a demonstração das condições de sustentabilidade e equilíbrio econômico-financeiro da prestação dos serviços, em regime de eficiência (Inciso V).

Tal condição é reforçada no Artigo 45, segundo o qual, os serviços públicos de saneamento básico terão sustentabilidade econômico-financeira assegurada, sempre que possível, mediante remuneração que permita a recuperação dos custos dos serviços prestados, em regime de eficiência. E a cobrança pelo abastecimento de

água e de esgotamento sanitário deve ser, preferencialmente, na forma de tarifas e outros preços públicos, as quais poderão ser estabelecidas para cada um dos serviços ou para ambos conjuntamente (Inciso I).

Ainda, conforme o Artigo 46, a instituição de preços públicos para o setor deverá observar a geração dos recursos necessários para a realização dos investimentos, visando o cumprimento das metas e objetivos do planejamento do setor.

Em síntese, todos estes aspectos legais definem que: de um lado, a prestação dos serviços públicos de saneamento básico deve ser universal; e, de outro, os serviços do setor devem ter sustentabilidade econômico-financeira. Tal equilíbrio, no entanto, não pode ser atingido com a transmissão tarifária aos usuários dos custos provenientes de ineficiências no processo de produção. Destarte, a Lei estabelece mecanismos do chamado Price Cap, nos quais os custos em regime de ineficiência devem ser absorvidos pelas empresas do setor. E estas são pressionadas, cada vez mais, pela busca de ganhos de produtividade e eficiência na cadeia produtiva, mesmo sendo um monopólio natural (MADEIRA, 2010). Porém, conforme Araújo e Bertussi (2018), de forma geral, a situação econômico-financeira das empresas de saneamento parece não estar de acordo com o princípio da eficiência e da sustentabilidade econômica previsto na Lei no 11.445/2007.

Indicadores de desempenho econômico das prestadoras no Brasil

Embora haja o respaldo legal e, na verdade, a própria exigência da sustentabilidade econômico-financeira dos serviços, o setor de saneamento básico no Brasil tem registrado piora de indicadores de desempenho financeiro nas últimas décadas, segundo informações do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS). De fato, conforme Silveira (et al, 2009), os dados do SNIS evidenciaram que a situação financeira de diversas empresas de saneamento básico no País piorou.

O Gráfico 1 abaixo demonstra a evolução das médias do índice de suficiência de caixa e do indicador de desempenho financeiro das empresas do setor ao longo do período 1995-2017, na média nacional. O primeiro é dado pela relação entre a arrecadação total e a despesa total dos serviços. Quando o indicador é maior do que 100%, isto significa que, em média, as prestadoras têm um nível de arrecadação mais do que suficiente para a cobertura da totalidade das despesas, tendo fluxos de caixa positivos. Quando igual a 100%, as receitas cobrem exatamente as despesas. E o inverso ocorre quando o índice é menor do que 100%, sendo que as empresas, em média, estão acumulando fluxos de caixa negativos, e estas podem estar financiando estes resultados com a captação de recursos de terceiros, aumentando o grau de endividamento.

O segundo indicador é análogo ao primeiro, mas considera apenas a receita operacional direta, ou seja, provenientes diretamente dos serviços de água e esgoto, mensurando o grau de esforço para a geração de receita com os mesmos.

A interpretação deste também é similar, porém em termos da arrecadação gerada pelos serviços. Demonstra-se, também, a evolução da tarifa média praticada no setor no Brasil, a preços constantes de 2017, considerando o IPCA (Índice de Preços ao Consumidor Amplo – IBGE) e, por conseguinte, refletindo as variações reais da política de preços ao longo do período em estudo. Além disso, como variável de controle conjuntural macroeconômica, o gráfico considera também a evolução real do Produto Interno Bruto (PIB) do País no mesmo período, deflacionado igualmente pelo IPCA.

Quanto aos indicadores econômico-financeiros, nota-se que estes permaneceram estáveis ao longo dos anos 1995-2007, estabelecendo-se, inclusive, acima do patamar de 100%. Neste período, o Indicador de Desempenho Financeiro e o Índice de Suficiência de Caixa mostraram um suave decréscimo anual de -0,17% e -0,45%, respectivamente, porém, no último ano, ainda permaneceram acima dos 100%. Contudo, a partir de então, é evidente a queda de desempenho das empresas, tanto em relação à arrecadação total quanto à receita operacional, frente às despesas totais com os serviços. Mais precisamente, no período 2008-2017, a queda dos indicadores acima referenciados se intensificou para -3,11 e -2,57% ao ano.

Ao mesmo tempo, verifica-se tendência semelhante no que diz respeito à tarifa média praticada do setor, a qual, em termos reais, apresentou certa estabilidade e até crescimento no ano de 2006. Porém, a partir de 2008, o comportamento real dos preços se inverteu, e estes seguiram a mesma tendência de queda. Especificamente, até então, o crescimento anual médio real das tarifas praticadas foi de 1,33%. Já, nos anos seguintes até 2017, tais taxas caíram para uma média anual de -2,24%¹.

Ademais, observa-se que, em parte, estes indicadores acabam por seguir a tendência nacional de estagnação econômica e, principalmente nos últimos anos, de queda real do Produto Interno Bruto (PIB) do País (Gráfico 1). Contudo, verifica-se também que, para as tarifas médias praticadas e os índices de comportamento financeiro do setor, tal queda foi mais acentuada, em particular entre os anos 2010 e 2017.

Justamente, foi neste período que o marco legal do setor foi intensificado pela Lei Federal 11.445/07, além do Decreto nº 7.217/10, que a regulamenta. Este contexto, como supracitado, caracterizou-se pela imposição legal de restrições ao abuso de poder de mercado, maior transparência na cobrança e no monitoramento dos custos dos serviços, além do estímulo à adoção de mecanismos de aumento da eficiência operacional e da alocação de recursos nos processos de produção das organizações.

Estes fatores podem explicar o comportamento de queda das tarifas praticadas no saneamento básico na maior parte do período após a regulamentação da lei. E podem estar indicando, também, que, em grande parte, o desempenho econômico

1 É importante frisar que, para todas as médias nacionais dos indicadores aqui utilizados, calculou-se a média ponderada pelo número de economias com abastecimento de água, de modo que, nas tarifas médias apresentadas, por exemplo, considera-se os diferentes pesos em função da escala das localidades. Caso contrário, a simples média aritmética daria a mesma importância para todas as cidades, sejam grandes ou menores, distorcendo os resultados gerais.

das prestadoras esteve relacionado com os níveis de cobrança pelos serviços, e não em função de ganhos de eficiência nos seus processos internos de produção. Isto é, estas variáveis levam a crer que, no Brasil, mesmo que passada mais de uma década da sua formulação, as empresas de saneamento ainda não conseguiram se adaptar a um arcabouço legal mais rígido, no qual as mesmas não podem repassar aos usuários dos serviços os seus custos provenientes da ineficiência na produção. E, com a pressão para a tendência de redução dos níveis de preços, o desempenho econômico tem sido significativamente prejudicado².

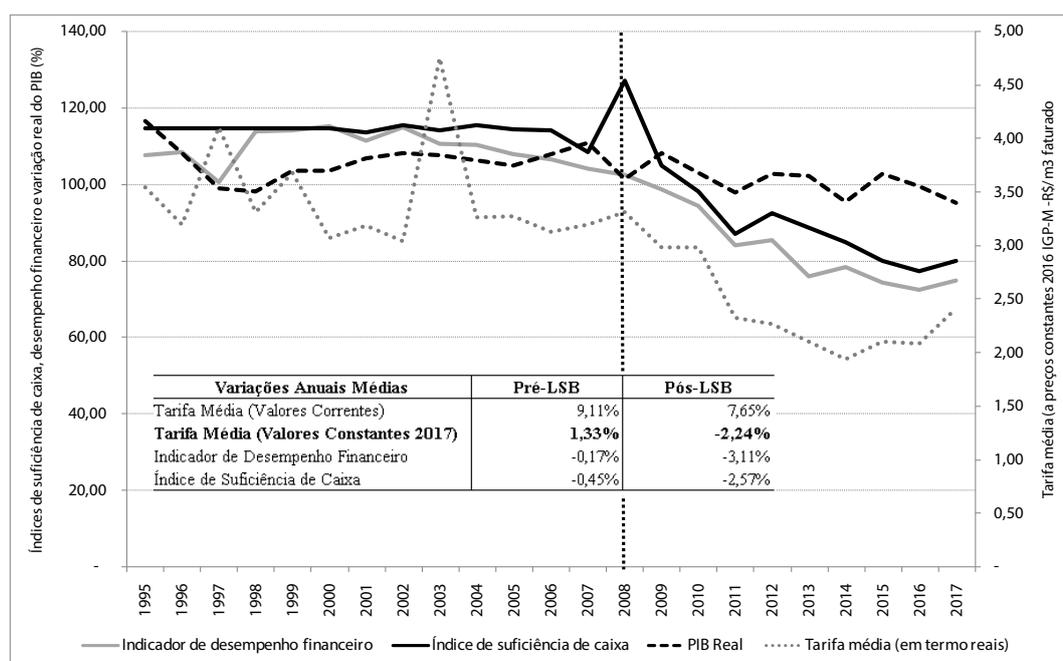


Gráfico 1 - Índice de suficiência de caixa, desempenho financeiro, variação real do PIB e tarifa média das empresas de saneamento básico no Brasil - 1995-2017

Fonte: Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS)

Disponível em: <http://www.snis.gov.br/aplicacao-web-serie-historica>

Acesso em: 01/03/2019

Como se observa no Gráfico 2, as prestadoras de saneamento básico no Brasil têm apresentado dificuldades de ganhos de eficiência e redução dos custos. Os índices de perdas na distribuição têm registrado, ao longo do período em estudo, relativa melhora de desempenho, principalmente entre os anos 1998-2008. Porém, permaneceram estáveis a partir de então, no período em que as tarifas médias praticadas das prestadoras no Brasil sofreram sucessivas quedas (Gráfico1). Em contraste, no que tange às perdas de faturamento, a tendência do indicador é mais preocupante, pois se manteve estável ao longo de todo o período, inclusive, com suave

² Cabe destacar que, conforme informações do SNIS, esta tendência tem ocorrido independentemente da natureza jurídica das prestadoras. Mais precisamente, houveram maiores quedas no indicador de desempenho financeiro tanto na administração pública direta, quanto nas empresas privadas, com variações de - 21,7% e -14,3%, respectivamente. E os melhores desempenhos neste período foram observados apenas nas autarquias e nas sociedades de economia mista, com variações positivas de 2,27% e 4,24%.

crescimento nos últimos anos.

Por conseguinte, observa-se que, em média, as despesas de exploração dos serviços de saneamento básico por metro cúbico faturado, apesar de leves flutuações, também permaneceram praticamente constantes ao longo do tempo, com suave crescimento, em termos reais. Tal indicador se refere aos custos operacionais dos serviços, contemplando os custos de pessoal próprio, energia elétrica, produtos químicos utilizados no tratamento, serviços de terceiros, despesas fiscais e tributárias, dentre outras. Em grande medida, deste modo, ele é composto por custos variáveis, isto é, que tendem a variar de acordo com alterações nos níveis de produção. Nota-se, portanto, que os custos médios variáveis de produção, grosso modo, têm apresentado certa rigidez real ao longo das últimas décadas. E, mesmo com os avanços legais, as empresas do setor têm apresentado sérias dificuldades de ganhos de eficiência operacional, mantendo-se dependentes da política de preços.

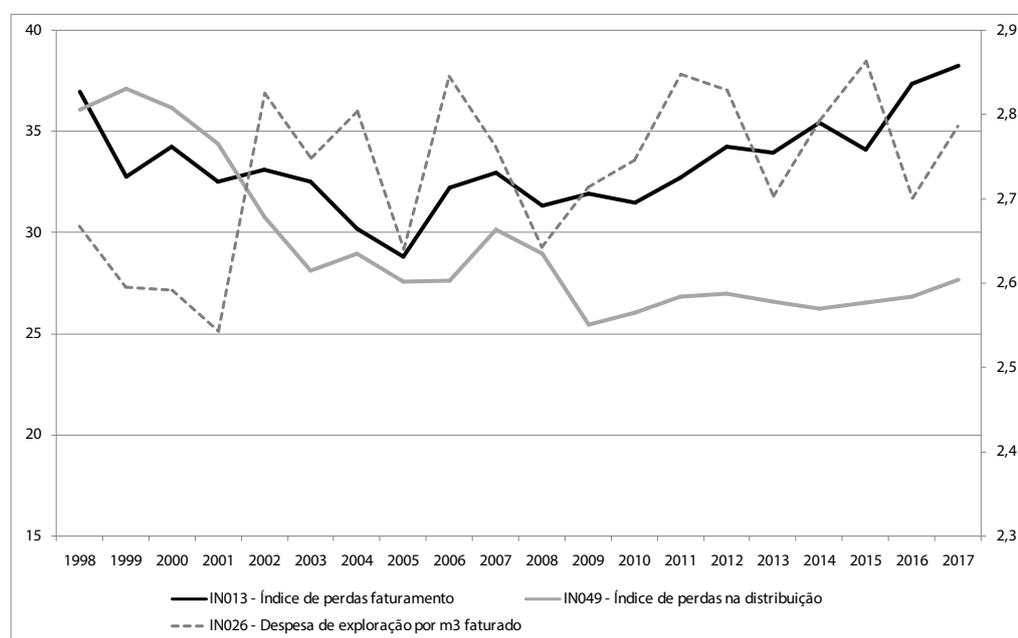


Gráfico 2 - Índice de perdas na distribuição e faturamento e despesa média de exploração (a preços constantes de 2016 - IPCA) - 1998-2017

Fonte: Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS)

Disponível em: <http://www.snis.gov.br/aplicacao-web-serie-historica>

Acesso em: 01/03/2019

METODOLOGIA

Para testar a hipótese de que a LSB pode estar influenciando a condução da política tarifária do setor, a qual, sem os ganhos de eficiência necessários por parte das prestadoras, tem contribuído para a piora dos indicadores de desempenho do setor, utiliza-se um modelo de séries temporais, cujos parâmetros são estimados pelo método de mínimos quadrados ordinários (MQO). Tal técnica busca o melhor ajuste para um conjunto de dados tentando minimizar a soma dos quadrados das diferenças

entre os valores estimados e os dados observados (HILL, GRIFFITHS E JUDGE, 1999).

Assim, são considerados dados do SNIS para o Brasil, em todo o período com informações disponíveis, a saber, os anos entre 1995 a 2017, totalizando para cada variável 23 observações.

Com esta amostra, aplica-se a especificação funcional a partir de uma função para a condição de determinação dos lucros, os quais dependem, fundamentalmente, das variáveis de quantidade, preço dos produtos e custos unitários dos fatores de produção (PINDYCK e RUBINFELD, 1999).

Ademais, para capturar os possíveis efeitos da regulação sobre as tarifas dos serviços e, por consequência, sobre o desempenho econômico das prestadoras, adiciona-se uma variável dummy binária ao modelo, que assume valor unitário a partir do ano de 2008. E, também, é realizado o teste de Chow para verificar se, efetivamente, há uma quebra estrutural de tendência do indicador analisado.

Nesta especificação funcional, o modelo pode ser linearizado a partir do logaritmo neperiano (natural) das variáveis, sendo que os resultados, desta forma, podem ser interpretados como elasticidades da variável dependente em relação às variáveis explicativas, conforme o modelo abaixo:

$$\text{Ln}(\text{Idft}) = C + \beta_1 \text{Ln}(\text{Cet}) + \beta_2 \text{Ln}(\text{Dext}) + \beta_3 \text{Ln}(\text{Tmt}) + \beta_4 \text{Ln}(\text{D2008Idft}) \quad (1)$$

Onde:

Idf = Indicador de desempenho financeiro ;

C = Intercepto estimado para o modelo;

Ce = Consumo médio por economia;

Dex = Despesas médias de exploração por metro cúbico faturado dos serviços;

Tm = Tarifa média praticada dos serviços (R\$/m³ faturado);

D2008Idf = variável dummy que assume valor 1 a partir do ano de 2008;

“t” = notação que indica que a variável está sendo observada no ano “t”.

Ln = notação que indica o logaritmo natural das variáveis.

RESULTADOS

Dummy temporal

A Tabela 1 abaixo mostra os resultados do modelo estimado. O resultado do R-quadrado ajustado indica que, cerca de 82,3% da variabilidade do indicador de desempenho financeiro no tempo pode ser explicada por variações conjuntas das variáveis utilizadas, o que representa, empiricamente, um poder explicativo alto do modelo especificado. A estatística F indica a significância conjunta das variáveis. A estatística de Durbin-Watson fica próxima de 2, o que indica a inexistência de autocorrelação dos resíduos.

Dentre as principais conclusões, pode-se observar que, para a amostra aqui

utilizada, as únicas variáveis significativas, ao nível de 5% de significância, foram às relacionadas ao comportamento das tarifas, quais sejam, “Tm” e “D2008ldf”³. Tais resultados podem estar comprovando a maior dependência do desempenho econômico das prestadoras em relação à política de preços no período, quando comparada aos ganhos de eficiência e redução de custos no processo produtivo. Especificamente, no caso de “Tm”, conforme a direção esperada nesta relação, a cada 1% de aumento na tarifa média praticada, esteve associada uma melhora no indicador de desempenho financeiro “ldf” em 0,26%, considerando tudo o mais constante (*coeteris paribus*).

Variáveis	Coeficiente	Erro Padrão	Razão-t	P-valor	
const	3,4730	0,6889	5,0417	0,0001	***
lnCe	0,2772	0,1994	1,3899	0,1815	
lnDex	-0,1425	0,2563	-0,5559	0,5851	
lnTm	0,2654	0,1227	2,1624	0,0443	**
D2008ldf	-0,1681	0,0575	-2,9232	0,0091	***
R-quadrado	0,8551		R-quadrado ajustado	0,8229	
F(2, 19)	26,5692		P-valor(F)	0,0000	

Tabela 1 – Resultados do modelo estimado a partir do método de mínimos quadrados ordinários: Variável dependente = Lnldf

Fonte dos dados brutos: Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS)

Disponível em: <http://www.snis.gov.br/aplicacao-web-serie-historica>

Acesso em: 01/03/2019

Nota: Após a data de entrega do resumo expandido à Assemae, foram publicados os dados do SNIS de 2017 e, assim, foram atualizados os dados para o modelo, o qual sofreu sensíveis alterações nos parâmetros, porém não no sentido das relações.

Entretanto, a partir de 2008, o coeficiente estimado para a variável *dummy* leva a inferir que, a cada ano posterior, houve quedas no desempenho econômico da ordem de 0,17%, ao nível de 1% de significância, *coeteris paribus*. Conforme supracitado, este foi o ano que sucedeu a criação da LSB, que aumentou a rigidez da política tarifária quanto ao repasse dos custos inerentes a ineficiências na produção do setor aos consumidores, adotando os chamados mecanismos de *price cap*. O resultado estimado leva a concluir que, de fato, os avanços no marco regulatório do setor têm motivado a redução das tarifas, porém, em média, as empresas ainda não têm conseguido se adaptar a tal realidade, aumentando os seus ganhos de eficiência, e isto tem levado a piora dos indicadores econômico- financeiros do setor no contexto nacional.

3 É importante frisar que, embora não significativas, as demais variáveis apresentaram os sinais esperados, a saber: quedas nas despesas de exploração poderiam estar relacionadas a aumentos do desempenho financeiro (sinal negativo) e aumentos do consumo por economia poderiam estar associados a elevação do referido desempenho (sinal positivo).

Teste de Chow

Outra forma de verificar tal hipótese é o teste de quebra estrutural de tendência de Chow, aplicada para as variáveis considerando a sua evolução no tempo, investigando a significância estatística da igualdade dos parâmetros de um modelo de regressão entre duas subamostras. Em outras palavras, o objetivo do teste é verificar a estabilidade dos parâmetros, de modo que não se incorra em viés na análise dos coeficientes estimados (CHOW, 1960).

O teste consiste então em estimar duas equações a partir de dois conjuntos de dados independentes, no caso em questão, a partir de:

$$\text{Antes de 2008: } \ln(\text{Idf}_{A08}) = C_{A08} + \beta_1 \ln(\text{Cpc}_{A08}) + \beta_2 \ln(\text{Dex}_{A08}) + \beta_3 \ln(\text{Tm}_{A08}) \quad (2)$$

$$\text{Depois de 2008: } \ln(\text{Idf}_{D08}) = C_{D08} + \beta_1 \ln(\text{Cpc}_{D08}) + \beta_2 \ln(\text{Dex}_{D08}) + \beta_3 \ln(\text{Tm}_{D08}) \quad (3)$$

O Gráfico 3 mostra o parâmetro estimado β_2 para a variável “Tm” nas três equações. Neste, fica clara a alteração de tendência no coeficiente entre os períodos. Especificamente, nos anos 1995-2007, o parâmetro estimado foi de 0,63, indicando, conforme o esperado, impacto positivo das tarifas sobre o desempenho econômico, o qual foi determinante para a relação de 0,26 estimada para todo o período em análise. Porém, entre os anos 2008 e 2017, observa-se uma alteração de tendência, com coeficiente estimado em -0,03, isto é, com impacto das tarifas praticamente nulo, tendendo a zero.

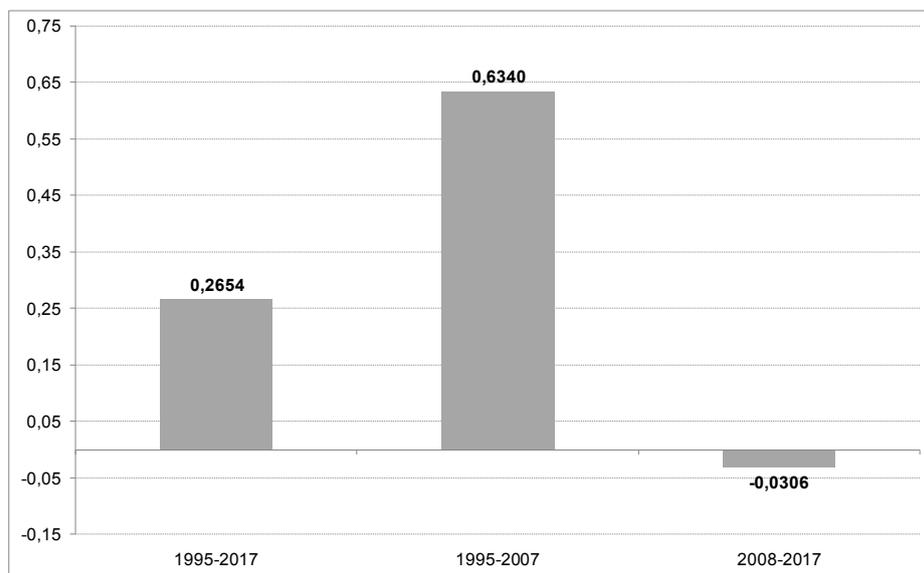


Gráfico 3 – Coeficientes estimados para a variável “Tm” nos períodos anterior e posterior à LSB no Brasil

Fonte dos dados brutos: Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS)

Disponível em: <http://www.snis.gov.br/aplicacao-web-serie-historica>. Acesso em: 01/03/2019

Para verificar a significância estatística desta ruptura, o teste de Chow consiste

em verificar a seguinte hipótese nula: $H_0: \beta_3(3) = \beta_3(2) = \beta_3(1)$.

E aplica-se a estatística F para os modelos restritos (2 e 3) e o modelo irrestrito (1).

A tabela 2 abaixo mostra os resultados para tal estatística.

Variável dependente: lnDF

Teste de Chow para a falha estrutural na observação 2008

F(3, 15) = 12,4062 com p-valor 0,0002

Tabela 2 - Resultado do Teste de Chow: Hipótese Nula: Sem Falha Estrutural.

Fonte dos dados brutos: Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS)

Ou seja, rejeita-se a hipótese nula, ao nível de 1% de significância, e, portanto, o teste confirma que há evidências significativas da existência de quebra estrutural no parâmetro em análise. Pode-se concluir, portanto, que o teste comprova que há uma mudança estrutural significativa no parâmetro estimado para as tarifas médias praticadas no período após a intensificação da regulação do saneamento básico no Brasil, a partir da criação da LSB.

Cabe salientar que estes efeitos podem estar ocorrendo de forma heterogênea entre os municípios e regiões do país. Entretanto, o Gráfico 4 abaixo traz, para as cidades brasileiras com maior número de economias ativas de água (as quais coincidem, em grande parte, com as capitais), as taxas de crescimento reais anuais das tarifas médias praticadas nos períodos anterior e posterior à criação da LSB. Como neste se observa, em 17 cidades as taxas de crescimento no período posterior à criação da LSB foram inferiores às registradas nos anos anteriores à mesma, sendo que, inclusive, em 8 casos as taxas apresentadas foram negativas. Nestes últimos, inclui-se a capital de São Paulo, com variação real negativa das tarifas nos anos 2008-17, sendo a cidade de maior peso em termos do número de economias atendidas. Além do Rio de Janeiro e Belo Horizonte, cujas tarifas apresentaram o mesmo comportamento. Ou seja, nota-se que na maioria dos casos houve uma desaceleração, ou mesmo, decréscimos, das tarifas cobradas, justificando a quebra estrutural observada. Em contraste, em menor medida, em 10 cidades de menor população tal tendência não se confirmou.

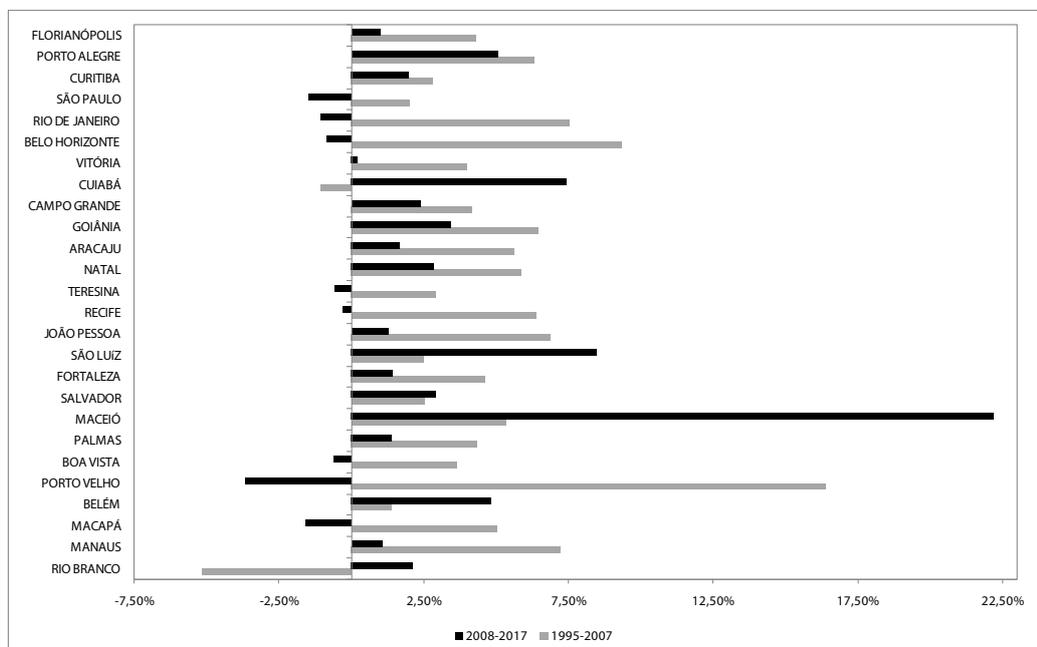


Gráfico 4 – Taxas de crescimento anual das tarifas médias praticadas, nas cidades brasileiras com maior número de economias ativas de água, nos períodos anterior e posterior à LSB

Fonte dos dados brutos: Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS)

Disponível em: <http://www.snis.gov.br/aplicacao-web-serie-historica>

Acesso em: 01/03/2019

Por fim, é importante frisar que, se por um lado a redução das tarifas tem impacto positivo para os usuários, por outro, as prestadoras parecem ter buscado, no curto prazo, como forma de manter o seu equilíbrio econômico financeiro, compensar tal absorção dos custos em detrimento da redução dos investimentos. Conforme dados do SNIS para o período pós-LSB, nos anos 2008-2017, o crescimento nominal médio dos investimentos totais realizados no setor foi de 9,0% ao ano. Contudo, em termos reais, considerando os investimentos a preços constantes de 2017 pelo IPCA, houve um decréscimo anual médio de 1,8%. Logo, apesar da queda dos preços, a persistência das ineficiências operacionais pode estar prejudicando a população sob a ótica dos investimentos necessários para reduzir o histórico déficit dos serviços de saneamento básico no Brasil.

Conforme Araújo e Bertussi (2018), a falta de investimentos pode estar relacionada, em parte, à falta de uma regulação efetiva neste aspecto, que tem conduzido a práticas tarifárias que deixam as principais empresas de saneamento em situação deficitária, ou, quando superavitária, com baixa capacidade para realização de investimentos. Uma das propostas apresentadas pelas autoras é o estabelecimento de uma entidade reguladora em âmbito nacional, para fortalecer a regulação desse setor. Neste contexto, podem ser desenvolvidos trabalhos para, além de outras análises quanto à eficácia da regulação em termos de impactos na política tarifária do setor, investigar se o marco regulatório está conduzindo as prestadoras à queda dos investimentos necessários para a universalização dos serviços.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os avanços no marco regulatório do setor de saneamento básico podem estar contribuindo, nos últimos 10 anos, para as quedas dos níveis tarifários do setor no Brasil. Isto porque acaba por adotar os chamados mecanismos de *Price Cap* (Preço Teto), nos quais as empresas só podem repassar aos usuários os custos provenientes do processo de produção, em regime de eficiência. Entretanto, a piora dos indicadores de desempenho financeiro leva a deduzir que as prestadoras não têm conseguido compensar a absorção destes custos com ganhos de eficiência no processo produtivo do setor.

Observando-se o índice de suficiência de caixa, de desempenho financeiro e a tarifa média praticada das empresas de saneamento básico no Brasil no período 1995-2017, pode-se notar um comportamento semelhante entre os indicadores, sendo que os mesmos mantiveram-se estáveis entre os anos 1995 e 2007, apresentando, inclusive, um determinado crescimento no final deste período. Entretanto, a partir de 2008, observa-se um movimento de queda dos preços, acompanhada pela diminuição dos indicadores econômico-financeiros. Este foi o ano que sucedeu a criação da Lei de Saneamento Básico Federal (LSB) nº 11.445, que estabeleceu as diretrizes nacionais para o saneamento básico, além do Decreto nº 7.217, de 21 de junho de 2010, que a regulamenta.

Para testar a hipótese da influência da LSB sobre os níveis tarifários e o desempenho econômico das empresas, estimou-se os parâmetros de uma função lucro (utilizando-se como variável *proxy* o Indicador de Desempenho Financeiro do SNIS), incluindo uma variável *dummy* temporal para o período pós-LSB, a partir de um modelo de séries temporais. Neste, considerou-se os dados de toda a série temporal do SNIS, nos anos 1995-2017, totalizando 23 observações para cada variável. Ademais, aplicou-se o Teste de Chow para verificar a estabilidade no tempo do parâmetro estimado para as tarifas médias praticadas, como forma de medir se há, de fato, uma quebra estrutural de tendência entre os preços e o desempenho.

Como principais conclusões, observa-se uma maior dependência do desempenho econômico das prestadoras em relação às tarifas médias praticadas, sendo que, a cada 1% de aumento nas tarifas, em média, houve uma elevação de 0,26% no indicador de desempenho financeiro. O modelo estimado mostra, também, que há uma diferença significativa para o indicador nos anos posteriores a LSB, sendo que, a cada ano a partir de 2008, houve quedas de 0,17% neste, ao nível de 1% de significância. O Teste de Chow aplicado mostra que isto se deve, em grande medida, pela quebra estrutural no parâmetro estimado para os preços, nos anos que sucederam a LSB. Entretanto, ao mesmo tempo em que se observa a queda significativa das tarifas, este movimento parece acontecer em detrimento da redução dos investimentos do setor, sendo necessário, além de avanços no modelo aqui estimado para medir os impactos regulatórios sobre os preços praticados, avaliar a influência da LSB sobre o nível de

investimentos.

REFERÊNCIAS

ALBUQUERQUE, A. P. M.; MAIA A. A.; O Reconhecimento da Água Bruta como Bem Econômico e a sua Cobrança como Instrumento para uma Efetiva Política Nacional de Recursos Hídricos. **Anais do XVII Congresso Nacional do CONPEDI**, Brasília, 2008.

ARAÚJO J. L. (ORG); OLIVERIA A. **Regulação de Monopólios e Mercados**: Questões Básicas in Diálogos da Energia: Reflexões sobre a Última Década; Pgs 68-114 Ed: Viveiros de Castro Editora Ltda, Rio de Janeiro, 2005.

ARAÚJO, F. C.; BERTUSSI, G. L. Saneamento Básico no Brasil: Estrutura Tarifária e Regulação. **Planejamento e Políticas Públicas**, n. 51, jul./dez. 2018.

CHOW, G. C. (1960), "Tests of Equality Between Sets of Coefficients in two Linear Regressions", **Econometrica**, Vol. 28, n. 3, pp. 591-605.

PINDYCK, R. S.; RUBINFELD. D.L. **Microeconomia**. 4^a.ed. São Paulo: MAKRON Books do Brasil Editora Ltda, 1999. 791p.

MADEIRA, 2010. **O setor de saneamento básico no Brasil e as implicações do marco regulatório para a universalização do acesso**. Revista do BNDES, n. 33, 123-154, junho/2010.

HANSEN, B. E. (2001), **The new econometrics of structural change: Dating breaks in U.S. labor productivity**. The Journal of Economic Perspectives 15(4), 117–128.

REBELO, E.; VALLE, P. O. **Testes à Estabilidade dos Parâmetros de um Modelo de Regressão: Uma Aplicação Especial dos Regressores Dummy**. Revista de Estatística, v. 3, 41-69, 2002.

SILVEIRA, J. S. T; MOREIRA, A. P.; PARRA, J. E. G.; BRUM, N. F. D. **Análise econométrica das fronteiras estocásticas de eficiência de custos dos prestadores de serviços de água e esgotos no Brasil no período 1998-2002**. Revista Brasileira de Economia de Empresas. n. 9, v. 1, 61-75, 2009.

SNIS - Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento (2016) **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos 2016**. Disponível em <http://www.snis.gov.br>. Acesso em fev/2018.

IMPORTÂNCIA DA COMPATIBILIZAÇÃO ENTRE OS TIPOS DE PRESTAÇÃO DE SERVIÇO PÚBLICO DE SANEAMENTO RURAL, A MATRIZ TECNOLÓGICA E O MODO DE VIDA CAMPONÊS

Tássio Gabriel Ribeiro Lopes

Universidade Federal da Bahia, Mestrado em Meio Ambiente, Água e Saneamento
Salvador-Bahia

Luiz Roberto Santos Moraes

Universidade Federal da Bahia, Departamento de Engenharia Ambiental
Salvador-Bahia

RESUMO: O capítulo tem como objetivo apresentar a importância de compatibilização entre os modelos de prestação de serviço público de saneamento rural com a matriz tecnológica adotada e o modo de vida camponês e para a sua elaboração utilizou-se levantamento bibliográfico nos bancos de dados Periódicos Capes, Research Gate e Google Scholar. Ao longo da história do saneamento rural a ausência de um projeto de desenvolvimento voltado para a promoção da saúde das populações do campo, da floresta e das águas e adoção do meio urbano enquanto baliza para fomento de políticas públicas e a desconsideração da diversidade de modos de vida e organização do trabalho do campesinato brasileiro, resultou na adoção de modelos de prestação de serviço e matrizes tecnológicas importadas, baseada na lógica de mercado e orientado pelo princípio da tarifação dos serviços, se mostrando sem efetividade e eficácia, que dificultaram e

continuam a dificultar a superação do deficit em saneamento rural. Por outro lado, a gestão comunitária apresenta elementos potenciais que podem ser adotados em modelos de prestação de serviços.

PALAVRAS-CHAVE: Saneamento Rural; Prestação de serviço; Gestão comunitária; Matriz Tecnológica; Modo de produção camponesa.

IMPORTANCE OF COMPATIBILIZATION BETWEEN TYPES OF PUBLIC SERVICE OF RURAL SANITATION, TECHNOLOGICAL MATRIX AND THE PEASANT WAY OF LIFE

ABSTRACT: The purpose of this chapter is to present the importance of making the models of rural sanitation public service compatible with the adopted technological matrix and the peasant way of life. For its elaboration, a bibliographic survey was used in the databases Capes Journals, Research Gate and Google Scholar. Throughout the history of rural sanitation, the absence of a development project aimed at promoting the health of the rural, forest and water populations and the adoption of the urban environment as a guide for the promotion of public policies and the disregard of the diversity of ways of life. life and work organization of the Brazilian peasantry, resulted in the adoption of models of service provision and imported technological matrices, based on the market

logic and guided by the principle of service pricing, proving to be without effectiveness and efficiency, which hindered and continue to hinder overcoming the deficit in rural sanitation. On the other hand, community management has potential elements that can be adopted in service delivery models.

KEYWORDS: Rural Sanitation; Provision of service; Community management; Technological Matrix; Peasant Production Mode

INTRODUÇÃO

O saneamento básico é compreendido enquanto um componente necessário para promoção da saúde, principalmente para as populações em condição de vulnerabilidade social, tal qual em bairros populares e periféricos do meio urbano ou comunidades tradicionais do campo brasileiro. A conservação das estruturas sociais, políticas e econômicas do campo ao longo da história do Brasil, da colonização até início do século 21 – concentração de terra, renda e poder – influenciam em grande medida o acesso às políticas públicas e a garantia dos direitos humanos. A promoção da saúde para a população do campo, da floresta e das águas não está nas prioridades político-econômicas do modelo de desenvolvimento rural no Brasil, o que significa a invisibilização das diversidades de povos, etnias, culturas, modos de relação social e de organização do trabalho. Nessa lógica de ausência de referência, se configura enquanto importado e colonizador o modelo de prestação de serviços públicos de saneamento rural e sua matriz tecnológica, o que representa mais uma barreira no sentido do desafio da universalização.

O saneamento rural não está inerte nesse cenário de antagonismo, não se encontra fora da história, sem intencionalidade ou responsabilidade de sua ação ou ausência de ação. Assumir a promoção do saneamento rural em sua perspectiva popular é sobretudo uma escolha de qual projeto de territorialização se deseja fortalecer, qual lado da história se deseja estar. Desse modo, a sua promoção para a população oprimida, explorada, invisibilizada e violentada historicamente, demanda atenção às particularidades não evidentes pela lógica capitalista. A quantidade de investimento não é suficiente para atender às demandas materiais. Poucos estudos se debruçam sobre a realidade do campo brasileiro e suas implicações na universalização do saneamento básico. São escassos os trabalhos que se questionam a respeito de sua matriz tecnológica, às exigências intrínsecas para a gestão e suas implicações nos modelos de prestação de serviço público.

A tendência de reprodução da lógica empresarial do meio urbano – que se concentra em pelo menos, duas etapas bem definidas: de instalação da tecnologia e tarifação do serviço público, sem (ou muito pouca) participação popular, diálogo, informação, capacitação, organização para manutenção e operação adequada. O que resulta em sistemas sem eficácia, baixa eficiência, subutilizados, com precariedade ou ausência da prestação. Compreendendo a tecnologia enquanto processo, e

não apenas a estrutura física instalada em uma única etapa, as fases anteriores à implantação e a fase posterior (de uso) vão solicitar uma quantidade de atividades, demanda de organização, material, energia etc., referente à sua gestão tecnológica, que rebata necessariamente nas limitações e potencialidades de cada modelo de prestação de serviço.

Desse modo, o capítulo tem como objetivo apresentar a potencialidade entre os modelos de prestação de serviço público de saneamento rural com a matriz tecnológica adotada e o modo de vida camponês.

METODOLOGIA

Para a elaboração do trabalho utilizou-se levantamento bibliográfico nos bancos de dados Periódicos Capes, Research Gate e Google Scholar à respeito dos temas: Saneamento Rural; Campesinato brasileiro; Prestação de serviço de saneamento básico; Tecnologia e sociedade, bem como revisão crítica da bibliografia levantada.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O desenvolvimento do presente trabalho parte do elemento central do saneamento rural, sem o qual nada faz sentido: o campesinato brasileiro, e segue de maneira genérica o tópico de Matriz tecnológica e, por fim, Saneamento rural e a gestão comunitária. O primeiro elemento para compreender um sujeito social é desvelar, entre outros elementos, a sua relação com o seu modo de produção. No caso da população que vive no campo, a relação de trabalho com a terra é um elemento fundante, de maneira que é pertinente compreender as questões que atravessam a terra no campo brasileiro com a finalidade de construir um entendimento sobre a aderência social dos modelos de prestação de serviço geralmente adotados.

Assim, a reflexão acerca do campesinato brasileiro se inicia ao centralizar a condição da estrutura agrária: grande parte das propriedades de terra pertencem a grupos econômicos com a função de reserva patrimonial a fim de acessar o sistema de financiamentos bancários ou políticas de incentivos governamentais. Por esse motivo, a maior parte das grandes propriedades de terra mantém-se improdutivas (TEIXEIRA, 2013). Como consequência do processo histórico de colonização e conservação da concentração de terra, a população do campo empobrecida e explorada é impelida a se somar aos indivíduos em condição de insalubridade, violências e miséria do meio urbano (OLIVEIRA, 2001).

Diante do extenso debate em torno das correntes teóricas que analisam a dinâmica do campesinato no mundo e no Brasil e, considerando o objetivo central da pesquisa, o presente trabalho estabelece o campesinato enquanto classe e modo de vida (SHANIN, 1979). Nesse sentido é válido apresentar o conceito de classe adotado na presente pesquisa, e algumas particularidades e potencialidades existentes no

modo de vida camponês.

Classe, de acordo com Thompson (1987), não se trata de um bloco monolítico da população, ao contrário, está ligada a relações humanas reais, pertencentes a um processo histórico dinâmico e que não surge da mesma forma em períodos e locais diferentes. Sua principal centralidade surge do pertencimento, reconhecimento e solidariedade com aqueles semelhantes que agem e cumprem, em princípio, o mesmo papel nas relações de produção capitalista, em outras palavras:

A experiência de classe é determinada, em grande medida, pelas relações de produção em que os homens nasceram – ou entraram involuntariamente. A consciência de classe é a forma como essas experiências são tratadas em termos culturais: encarnadas em tradições, sistemas de valores, ideias e formas institucionais (THOMPSON, 1987, p.10).

Logo o campesinato, mesmo com suas particularidades, está posicionado do mesmo lado da história que a maioria da classe trabalhadora, da classe operária urbana, da população negra, indígena/autóctone, oprimida, explorada e violentada e, dessa forma, abriga em sua natureza um potencial de questionamento da ordem vigente, a subversiva consciência de classe.

Ao tratar do aspecto de modo de vida, Shanin (1979) considera o campesinato enquanto autossuficiente, “una sociedad en sí misma” (SHANIN, 1979, p. 228). Marques (2008, p. 51) apresenta quatro características básicas, balizadas no trabalho e nas relações socioeconômicas: “o cultivo da terra; a unidade de produção familiar; a comunidade de aldeia como unidade básica de organização social; e sua posição como classe mais baixa da sociedade” e, a autora complementa, ao citar Shanin (1980, p. 51), que a raiz de sua natureza está assentada na produção rural familiar.

Com relação a função social do campesinato, Oliveira (2001) apresenta dados que ajudam a balizar a importância da trabalhadora e trabalhador rural, “18% da área agrícola gera quase a metade da riqueza oriunda do campo” e “produzem também, mais de 50% do rebanho suíno, das aves, dos ovos e do leite” (OLIVEIRA, 2001, p.189). Por outro lado, os estabelecimentos com mais de 1.000ha produziram apenas 21,2% do valor de produção, embora ocupem 45% da área total. Assim, é uma das funções sociais do camponês a produção de alimentos, tanto para alimentar a família quanto para abastecer as cidades. Além do mais o campesinato possui o papel de cultivador da agrobiodiversidade, preservando os solos, florestas, águas em uma relação antrópica construtiva e respeitosa com os ciclos naturais (CARVALHO, 2013).

Na construção da compreensão do campesinato é necessário também se afastar de uma perspectiva elitista e urbana que coloca a população do campo enquanto inferiores, ignorantes da própria potencialidade e de sua função social. Sem dúvidas existem diversas fragilidades no campo porém estas não são maiores ou mais graves que as existentes no meio urbano. Os aprendizados não são em apenas um sentido, ao contrário, a relação entre campo e cidade deve ser estreita e, sobretudo diante do

preconceito histórico, aceitar que o campo tem muito o que contribuir com os problemas estruturais das cidades, justamente por estar na borda e ao mesmo tempo no centro das relações econômicas, políticas e socioecológicas.

As comunidades camponesas possuem a habilidade e criatividade de se refazer, possui grande resiliência social, se adaptam às adversidades ecológicas bem como às alterações na conjuntura econômica e política – ação do governo, regimes políticos, políticas públicas, movimento de fronteira etc. – construindo novas formas de ganhar a vida, novos métodos de produção, a exemplo da combinação do trabalho camponês e do trabalho não-camponês, a ajuda mútua, a multiplicidades de soluções para garantir a mínima condição de bem-estar (SHANIN, 2008).

Assim, são desenvolvidas as novas ruralidades no sentido de adaptação e transformação em função das condições materiais estabelecidas. Como trata Shanin (2008), dentro da economia capitalista existe também diversas dinâmicas próprias que são fundamentais para o funcionamento do sistema capitalista enquanto um todo, ao passo que, contraditoriamente, possibilitam outros tipos de relações não capitalistas, orientadas pelo atendimento das demandas familiares, aglutinando os benefícios de seus trabalhos e evitando maiores perdas ao acessar outros campos da economia que possivelmente não seria capaz de equacionar o problema de maneira tão eficaz e pouco dispendiosa.

A respeito das ferramentas de desenvolvimento territorial, o saneamento básico é amplamente entendido enquanto componente fundamental para a promoção da saúde pública e elemento estruturante de todo e qualquer projeto de desenvolvimento territorial. De modo convergente, ao focar na condição dos serviços públicos de saneamento é fundamental refletir a respeito da dinâmica da tecnologia na sociedade.

A tecnologia na sociedade representa uma expressão de poder político, quase sempre conduzida pelos grupos sociais que dominam os sistemas técnicos: associação de profissionais, cientistas, empresários ou militares (FEENBERG, 1992). Em geral, ciência e tecnologia são compreendidas pelo senso comum da sociedade como um meio para se atingir fins; considerada politicamente neutra, atemporal, isenta de valores socioculturais, independente dos processos históricos e inerte à conjuntura política; sujeita à valores estritamente técnicos e, portanto, não influenciada pela luta de classes e interesses de setores da sociedade (NOVAES; DAGNINO, 2004). Alguns elementos a respeito das análises deterministas e instrumentalistas colaboram para o entendimento da tecnologia dentro da concepção da Teoria Crítica da Tecnologia.

O determinismo representa uma linha de pensamento que atribui a tecnologia uma lógica funcional autônoma, um desenvolvimento independente da condução de seus usuários e dos valores presentes na sociedade. Assume assim, um desenvolvimento etapista, unilinear e fixo para todas realidades e territórios, de forma que todas as civilizações tenderiam progressivamente a alcançar os padrões tecnológicos sempre mais avançados, em um cenário global. Como consequência gera uma referência de classe ou países mais evoluídos e de outro lado os subdesenvolvidos, na corrida pela

modernidade, além de criar a necessidade imperativa de adaptação das estruturas das instituições sociais à matriz tecnológica adotada (FEENBERG, 1992).

A neutralidade da tecnologia é apresentada por Feenberg (2010) pela ótica do instrumentalismo, a visão tecnológica mais reproduzida pelo senso comum. Essa análise atribui ao ser humano total domínio a respeito dos impactos da tecnologia na sociedade uma vez que esta é compreendida enquanto uma ferramenta neutra e que o seu uso é que vai definir se é benéfica ou nociva, podendo ser utilizado de maneira indiscriminada independente do contexto sociopolítico, ignorando assim, os riscos inerentes ao adotar determinadas tecnologias e acaba por responsabilizar exclusivamente o usuário, como por exemplo as empresas de agrotóxicos que defendem que os venenos não causam danos à saúde dos trabalhadores e nem ao agroecossistema, desde que sejam tomadas todas as medidas de proteção e segurança: informações e práticas que fogem da realidade da grande maioria dos usuários.

O autor da Teoria Crítica da Tecnologia considera que em um processo dialético – no qual “a tecnologia media e molda os grupos sociais que, por sua vez, mediam e moldam a tecnologia” (FEENBERG, 2009, p. 115) – a tecnologia absorve os valores das relações sociais de origem e os projeta na técnica, no desenho das máquinas e em outras atividades racionais, tais como os processos de manutenção e operação dos sistemas de abastecimento de água, esgotamento sanitário e manejo de resíduos sólidos. E, por consequência, essas condicionantes influenciam na dinâmica socioecológica da sociedade. Em outras palavras, a tecnologia se trata de um artefato cultural que torna possível um ou mais modos de vida. Assim, é possível compreender um desenvolvimento tecnológico a partir da análise política, econômica e socioecológica de vários grupos sociais implicados nesse processo (FEENBERG, 1992) (Figura 1).

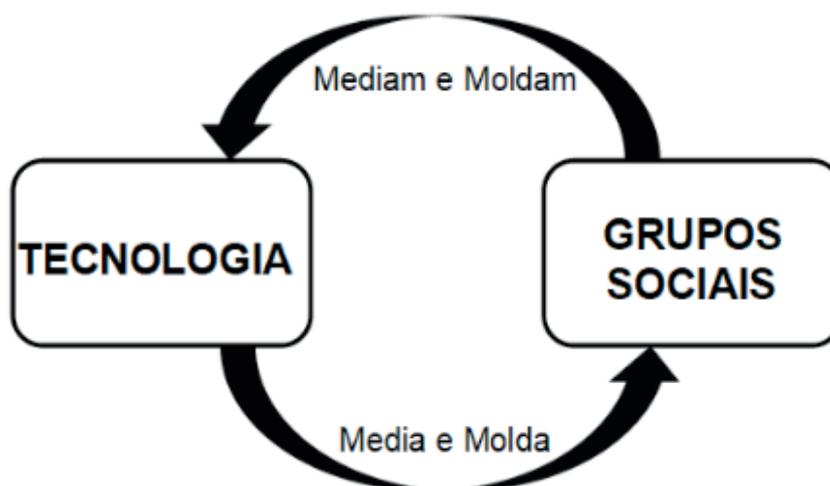


Figura 1. Relação entre Tecnologia e Grupos Sociais

Fonte: Autores, 2019 com base em Feenberg (2009).

Nesse sentido se encaixam as companhias estaduais de água e esgoto, condicionadas pelas fontes financiadoras como o Banco Interamericano de Desenvolvimento-BID, o Banco Mundial etc., que influenciaram a estrutura e modo empresarial de gestão. Feenberg (1992) defende que a reprodução de uma hierarquia autoritária na gestão tecnológica representa um retardo ao progresso técnico. Os entraves socioeconomicamente dispostos ao conhecimento sistematizado não são inexoráveis à ciência e tecnologia e nem são necessários ao seu desenvolvimento, de maneira que são possíveis outros modos democráticos e participativos para os usuários e sociedade se relacionarem com as tecnologias (FEENBERG, 1992).

Assim, a racionalidade técnica – expressa no design adotado, orçamento prescrito, critérios de dimensionamento, modo de implantação, procedimentos de operação e manutenção – estaria profundamente associada também à racionalidade política, que se configura como uma importante ferramenta social para exclusão ou inclusão, participação ou manipulação de seus usuários, concentração ou democratização do poder político-econômico, e ainda que essa não se conforme como uma ideologia, mas acompanhado da ideologia dominante, é capaz de materializar interesses particulares – conscientes ou não, evidentes ou não – da classe dominante (FEENBERG, 1992) (Figura 2).

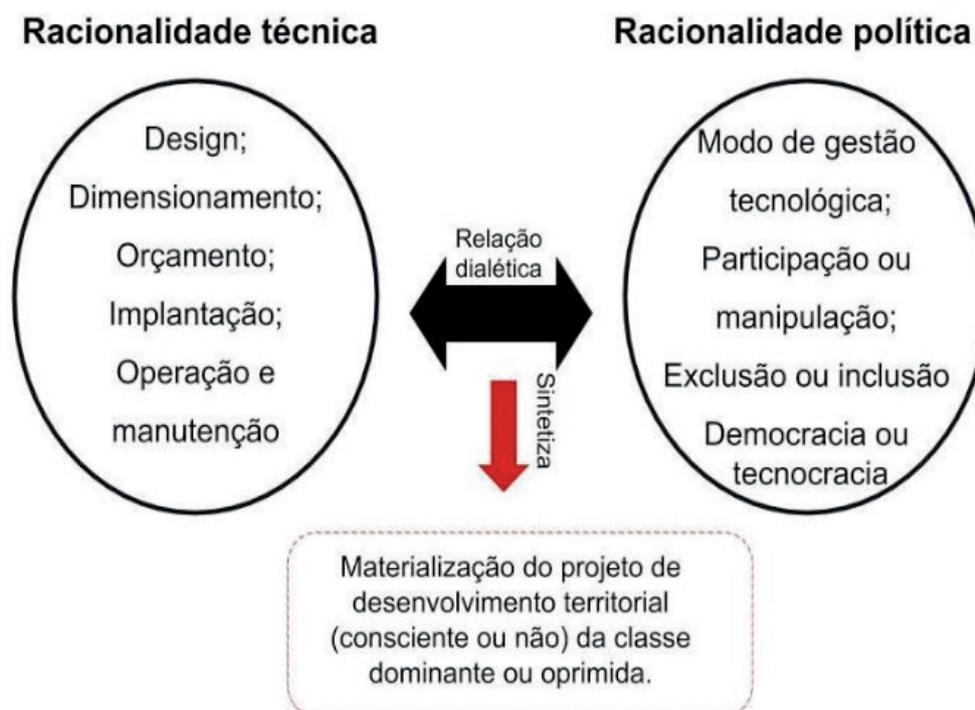


Figura 2. Relação entre Racionalidade Técnica e Política

Fonte: Autores, 2019 com base em Feenberg, 1992.

Desse modo, tecnocracia possui a função de perpetuar as estruturas de poder da classe dominante ao se auto-justificar e se fecha para diálogo externo, liberando os capitalistas para decidirem sem considerar os valores da comunidade, as necessidades dos trabalhadores e ignora as necessidades incompatíveis com a sua própria

reprodução (FEENBERG, 2010). Assim, Feenberg (1992) propõe a racionalização subversiva ou democrática, que se trata de tornar acessível o processo de concepção e desenvolvimento tecnológico, promover a apropriação tecnológica possibilitando outra racionalidade que inclua mais os aspectos humanos, as demandas da classe oprimida em sua dimensão socioecológica.

Nesse mesmo sentido surge a Tecnologia Social, se opondo as relações capitalistas de produção e sua organização do trabalho, ao propor outras referências possíveis para o desenvolvimento tecnológico, participação, modo de produção e gestão tecnológica que pode ser brevemente compreendida enquanto:

Fruto de seu arcabouço teórico, a TS tem como características diferenciadoras: inversão da posição do beneficiário da tecnologia de consumidor para ator central, o que rompe com a relação de dependência tecnológica; desenvolvimento mediante interação com a comunidade, respeitando a cultura local e promovendo seus valores; democratização do conhecimento, que é disponibilizado publicamente; orientação pela necessidade de seus beneficiários em vez da orientação ao mercado; projeção com o propósito de promover a transformação social, observadas as dimensões do desenvolvimento sustentável (FREITAS; SEGATTO, 2006, p. 312).

Nesse sentido, a respeito da matriz tecnológica adotada nos serviços público de saneamento rural, se torna urgente a necessidade de superar a padronização do modelo de prestação de serviço e a concepção de sistemas que são implantados em comunidades rurais que seguem os mesmos critérios, parâmetros e normas dos grandes sistemas, reduzindo-se apenas a escala e desconsiderando a dinâmica local e as dimensões ecológicas, sociopolítica e culturais (IPEA, 1990). As demandas da população do campo em saneamento básico são específicas pois estão “historicamente vinculadas às precárias condições de renda, de trabalho e de habitação” (IPEA, 1990, p. 63), além da concentração de terra. O território camponês é vasto e possui uma grande diversidade de povos, etnias, racionalidades, subjetividades, culturas, ciência e tecnologias, responsável pela garantia da democratização da terra e preservação de parcela das riquezas naturais ainda existentes, acolhe multiplicidades de modos de vida e, contraditoriamente, concentra maior parcela da população empobrecida e em condições de vulnerabilidade social (LEROY; MEIRELES, 2013).

O saneamento rural não se trata de um tipo de saneamento estrito a técnicas e tecnologias meramente aplicadas em um espaço rural, não é representado enquanto um transplante de um modelo de saneamento concebido pela dinâmica das relações sociais e políticas urbanas e reorientado para a realidade rural (TEIXEIRA, 2014). Assim, o saneamento rural é compreendido enquanto:

(...) um conjunto de atividades no qual se desenvolvem distintos processos sociais, que se complementam e superam a mera implantação física dos sistemas de saneamento. Neste sentido, as ações de saneamento derivam da própria concepção e dinâmica que a população tem desenvolvido sobre o meio ambiente e os elementos que o compõe. O fundamental, no desenvolvimento dessas atividades, é que tanto o processo de implantação dos sistemas de saneamento

Assim a rigidez tecnológica – em seus aspectos de dimensionamento, implantação, operação e manutenção – e o afixamento das normas técnicas, impedem a compatibilidade da prestação de serviços públicos de saneamento rural ao contexto das comunidades rurais, o que dificulta e eleva “os custos, por não se admitir nem mesmo a substituição de materiais por outros similares, facilmente encontrados nas localidades a custos reduzidos” (IPEA, 1990, p. 50).

As Companhias Estaduais de Água e Esgoto são entidades paraestatais, representadas pelas empresas públicas ou sociedades de economia mista, promovidas durante o período do Plano Nacional de Saneamento-Planasa, com grande influência da lógica empresarial de administração, herdada das instituições internacionais de financiamento como BID e Banco Mundial, baseada na autossustentação econômico-financeira (HELLER, 2010). O eixo central de suas ações é o subsídio cruzado, promovido pela arrecadação tarifária geral e redistribuição do montante – com parcela considerável advinda das cidades de grande porte, populosa, com alto consumo e capacidade de pagamento de tarifa – com objetivo de dispor o recurso coletado a partir das demandas estratégicas e viabilizar a prestação em municípios deficitários. A tática de mobilizar o recurso das regiões superavitárias é importante porém em função de sua estrutura robusta para atender o território estadual, possuem perfil centralizado e autoritário (HELLER *et al.*, 2013), o que significa que a escala de atuação dificulta intervenções planejadas em localidades distantes das sedes como a zona rural, com população marginalizada e que apesar de necessitar dos serviços públicos de saneamento básico não possuem o perfil orçamentário que garante o superavit da empresa, logo não se encontra nas prioridades de “investimento”. A visão empresarial deturpa a urgência e importância de realizar a função social de promoção da saúde pública pela prestação de serviços públicos de saneamento básico. O direito à vida está condicionado ao direito à água, de forma que se torna necessário avaliar as limitações do modelo implantado e abrir possibilidade de inovação nas brechas criadas.

Heller *et al.* (2013) consideram que a descentralização é uma tendência internacional que defende que o gerenciamento deve ser realizado na sua escala mais simples possível, apresentando maior capacidade analítica das demandas orçamentárias e adaptação às particularidades locais, evitando a rigidez operacional, a vulnerabilidade político-institucional, a burocratização administrativa, a complexificação dos sistemas tecnológicos adotados e suas demandas técnicas, operacionais e financeiras. Nesse contexto se insere a prestação comunitária dos serviços públicos de saneamento básico e a autogestão, experiências encontradas em algumas comunidades rurais na Bahia, Ceará, Pernambuco, Paraná, Piauí, Rio Grande do Norte, Minas Gerais, Argentina, Bolívia, Chile, Colômbia, Costa Rica, Equador, El Salvador, Guatemala, Honduras, México, Nicarágua, Paraguai e Peru (HELLER *et al.*, 2013; MEJÍA; CASTILLO; VERA,

2016).

Apesar de promover maior autonomia e segurança, o modelo descentralizado como a gestão comunitária, tem reduzido a responsabilidade e apoio financeiro dos governos locais pela América Latina (AMILPA, 2011). As relações entre as comunidades, Estado e instituições financeiras internacionais – estes últimos que se balizam pela visão de água como um bem econômico – aproximam as relações hegemônicas da água, enquanto um elemento fonte de conflitos e tensões na sociedade. Assim é fundamental delimitar o que é bem comum, coletivo, do bem privado:

lo común es inmediatamente contrario a lo privado, entendido como lo apropiado por alguno en detrimento de lo que es poseído por varios. Aquí vale la pena recalcar el hecho de que entendemos lo común no como aquello que es “de ninguno y de todo”, lo cual señala, más bien, rasgos que se asocian a la comprensión contemporánea de “lo público”. Lo común, más bien, es lo poseído —o compartido— colectivamente por varios (GUTIÉRREZ, 2017, p. 74).

Nesse sentido, para se estabelecer modelos de prestação de serviços públicos de saneamento rural é necessário analisar criticamente a matriz tecnológica adotada, bem como estar atento às características e potencialidades existentes nos usuários, em sua identidade e modo de vida dos povos do campo, da floresta e das águas, pois assim, como consideram Moraes *et al.* (1999), as relações socioecológicas e culturais devem ser consideradas nos projetos e, juntamente a participação com base no diálogo, são fundamentais para o desenvolvimento e sustentabilidade do sistema. De modo que:

As pequenas localidades no interior dos estados nordestinos geralmente não dispõem de sistemas de saneamento ambiental, ou quando dispõem, não atendem a toda a população e/ou não funcionam. Na maioria das vezes, não funcionam porque foram planejados, projetados e implantados sem a participação da comunidade, utilizando tecnologias não condizentes com a realidade sócio-econômica, cultural e ambiental local e/ou porque não dispõem de organização que garanta a sustentabilidade administrativa, financeira e operacional dos mesmos. E se não funcionam, não atendem os objetivos da alocação de recursos para implantá-los, que são: a promoção da saúde coletiva, a melhoria do conforto e bem-estar e o desenvolvimento econômico dos usuários (MORAES *et al.*, 1999, p. 3463).

A racionalidade empresarial da prestação de serviços públicos fundamentais para saúde da população, como os de saneamento básico, não apresenta aderência em uma população empobrecida. Historicamente, ainda que de forma precária, a população do campo, da floresta e das águas, quando não assistida pelo Estado, buscou soluções autônomas para satisfazer as necessidades relacionadas ao saneamento básico. Assim, com a devida atenção para não diminuir a responsabilidade do Estado, na forma do titular do serviço – o município – a autogestão, a gestão comunitária, a prestação de serviços públicos descentralizados, representam possíveis caminhos para a construção da universalização do saneamento rural. A respeito da gestão comunitária enquanto

contraproposta ao processo de mercantilização das riquezas naturais, o Fórum do Recursos Hídricos do Equador em seu documento “La gestión comunitaria del agua para consumo humano y el saneamiento en el Ecuador: diagnóstico y propuestas” expõe:

La gestión comunitaria del agua contrasta con esta visión, pues implica una visión de soberanía campesina sobre el territorio bajo una perspectiva integral y compleja, que precisamente supera la visión modernizante de la gestión pública institucional o empresarial. Las comunidades y los campesinos no asumen la forma ‘cliente’, sino del actor que decide desde una perspectiva colectiva y cultural la gestión de un elemento del ambiente (Foro de los Recursos Hídricos, 2013, p. 40).

De modo que parcela marginalizada e empobrecida da sociedade, principalmente as populações do campo, das florestas e das águas, tem construído seus próprios sistemas de abastecimento de água frente ao abandono do Estado, sem nenhum (ou quase nenhum) apoio financeiro ou organizativo. Tendo como exemplo:

las cooperativas de agua de Argentina, Chile, el Estado Plurinacional de Bolivia y Uruguay; las juntas administradoras de servicios de agua y saneamiento de Paraguay; las asociaciones administradoras de acueductos y alcantarillados comunales (ASADAS) de Costa Rica, y las experiencias en Ecuador, el Estado Plurinacional Bolivia y Perú, en donde las comunidades rurales organizan sus juntas administradoras para operar y mantener sus servicios (MEJÍA; CASTILLO; VERA, 2016, p. 453).

Na maioria dos países da América Latina, as comunidades rurais adotam modelos descentralizados de serviços. Há inúmeras experiências de gestão comunitária dos serviços de saneamento rural nos últimos 50 anos. Estas iniciativas possuem um grande potencial de auxiliar a construção de arranjos gestionários que colaborem com a superação de alguns problemas, tal qual: o manejo e cuidados dos mananciais, utilização estratégica da “economia de escala” para reduzir os custos com materiais e insumos, bem como acumular força social para se articular politicamente com outras instituições (MEJÍA; CASTILLO; VERA, 2016).

Com relação a operação e manutenção, Mejía, Castillo e Vera (2016) destaca a importância do protagonismo das pessoas da comunidade nestes processos, uma vez que “si no se organiza a la comunidad para hacerse cargo del servicio, la inversión y el esfuerzo realizado por el Estado habrá sido en vano, porque una infraestructura que no recibe un manejo adecuado y un mantenimiento permanente se deteriora y colapsa en un corto plazo” (MEJÍA; CASTILLO; VERA, 2016, p. 433). Os autores do referido trabalho apresentam resumidamente os componentes centrais para a promoção do saneamento rural:

- a comunidade deve elaborar sua estrutura organizativa – seguindo o formato apropriado para sua maturidade sociopolítica – alinhada com a matriz tecnológica e o modelo de gestão dos serviços públicos de saneamento rural

que deve atender as demandas e capacidades da população local;

- os beneficiários devem construir as articulações institucionais – definir a relação com o titular e organizações dos diferentes níveis do poder público, a fim de colaborar com a capacitação e assistência técnica – e elaborar referências regulatórias e organizativas – estatuto, regulamento, livro de atas, inventário etc.;
- e por fim, a comunidade deve dispor de, pelo menos, um técnico responsável pelos processos mais específicos e mais frequentes.

Nessa continuidade de aprendizagens a partir de experiências concretas, Mariela (2009 apud AMILPA, 2011, p. 28) apresenta os principais problemas da gestão comunitária na Colômbia, dividindo em três aspectos: administrativos, técnicos e participação. Considerando todas as particularidades territoriais, culturais, históricas etc. da Colômbia, os elementos supracitados provocam reflexões relevantes sobre os desafios da gestão comunitária dos serviços públicos de saneamento rural que podem ser aplicadas no Brasil. Principalmente por delinear a atenção com aspectos: escassez de recursos para intervenções no sistema; não há uma relação formalizada com o titular dos serviços; o custo da energia onera o sistema; ausência de sistema de tratamento de esgotamento sanitário; dificuldade de encontrar fontes de água seguras e com boa qualidade, demandando tratamento simplificado; dificuldades de mobilização, participação e manutenção da organização da comunidade; desconhecimento das instituições governamentais; direitos; e mecanismos legais.

O desafio da universalização exige uma organização e mobilização popular de grande magnitude por estar inserido na dinâmica socioecológica dos territórios e por representar um componente fundante para o desenvolvimento territorial, além estar sobre constante disputas de poder. Assim, enquanto síntese, é imprescindível que seus componentes basilares sejam orientados pela reflexão sobre a realidade, de forma que a triangulação entre o modelo de gestão dos serviços públicos de saneamento rural, o modo de vida camponês e a matriz tecnológica adotada estejam em consonância para possibilitar suporte consistente para a promoção do saneamento rural (Figura 3).

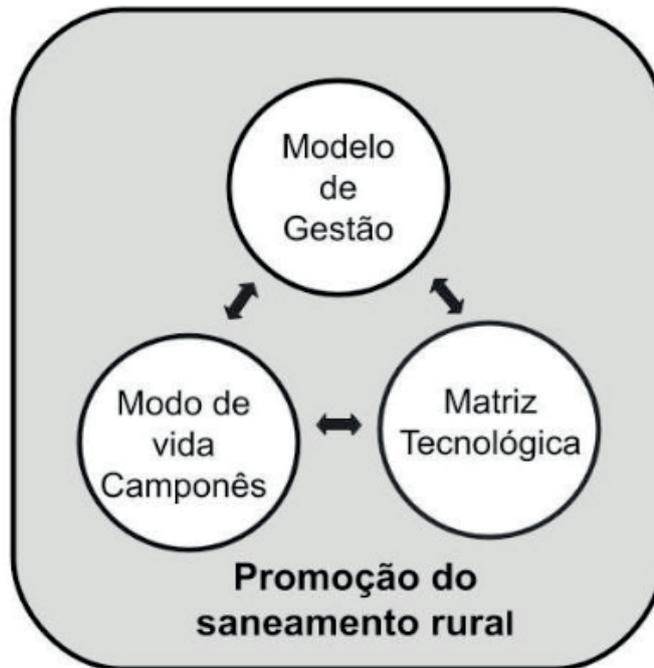


Figura 3. Triangulação para a Promoção do Saneamento Rural

Fonte: Autores, 2019.

O somatório de diversos componentes existentes na sociedade como a discriminação da pobreza, o racismo estruturante, a alta concentração de terra e ausência de reforma agrária, o baixo índice de escolas do campo, o agrohidronegócio enquanto projeto hegemônico de territorialização do campo brasileiro etc. resulta que as populações do campo são marginalizadas das políticas públicas e direitos básicos como o saneamento básico, sendo atendidas por caminhões-pipa com irregularidade em sua frequência e de qualidade duvidosa da água, ou por sistemas simplificados de abastecimento de água sem tratamento, ou açudes que fornecem água em quantidade insuficiente e oscilando ao longo do ano, ou soluções individuais etc. Na maior parte dos casos, a inexistência ou precariedade dos serviços são naturalizadas e justificadas pelas condições socioeconômicas dos próprios usuários.

A autogestão e a gestão comunitária devem ser pensadas não para adequar a uma realidade em que os serviços prestados de saneamento básico são deficitários devido à ausência ou descompromisso do Estado, mas para contribuir de maneira efetiva na melhoria das condições de vida das populações sob uma perspectiva autônoma e libertadora, favorecendo em seu processo de desenvolvimento e implantação, possibilitando condições para a difusão do conhecimento gerado, a fim de promover autogestão de sua manutenção, operação e readequação técnica dos serviços, com base nas decisões e participação efetiva da comunidade.

O modelo descentralizado se torna pertinente ao contexto rural pois além do deficit estrutural, com relação ao saneamento básico, o cenário varia, majoritariamente, entre a total inexistência e precariedade dos serviços prestados. Quanto ao abastecimento de água – quando existente – frequentemente o Poder Público transfere tacitamente (por

negligência) a operação e manutenção do sistema a indivíduos das comunidades sem a devida capacitação e remuneração, gerando potenciais conflitos internos e queda na qualidade da água de abastecimento. Nesse sentido, a organização coletiva, aliada a assistência e apoio do titular, fornece aos usuários autonomia tecnológica necessária, o que, na perspectiva da justiça social, demanda uma rigorosidade metodológica do processo pedagógico de sua implantação. Assim, a criticidade da Educação Popular se torna um componente fundamental para restauração da humanidade alienada da população empobrecida do campo, da floresta e das águas, fortalecendo a capacidade crítico-analítico, curiosidade, insubmissão e transformando os usuários em reais sujeitos da construção e da reconstrução do saber técnico, negando o paternalismo e em um processo de ação-avaliação-ação que promova a compreensão da realidade social e favoreça a organização popular necessária para cooperação e superação das opressões em outras dimensões que estão correlacionadas com os problemas de saneamento básico.

CONCLUSÃO

Ao longo da história do saneamento rural a ausência de um projeto de desenvolvimento voltado para a promoção da saúde da população do campo, da floresta e das águas e adoção do meio urbano enquanto baliza para fomento de políticas públicas e a desconsideração da diversidade de modos de vida e organização do trabalho do campesinato brasileiro, resultou na adoção de modelos de prestação de serviço e matriz tecnológicas importadas, baseadas na lógica de mercado e orientado pelo princípio da tarifação dos serviços, se mostrando sem efetividade e eficácia, que dificultaram e continuam a dificultar a superação do deficit em saneamento rural. Por outro lado, a relação interdependente com o espaço natural e a organização do trabalho com base na cooperação, autonomia e solidariedade representam elementos potenciais que podem ser adotados em modelos de prestação de serviços como autogestão e gestão comunitária, lançando mão da criatividade camponesa para desenvolver soluções tecnológicas adequadas às realidades sociais, econômicas, culturais e ambientais locais.

REFERÊNCIAS

AMILPA, E. A. **Gestión comunitaria de los servicios de agua y saneamiento: su posible aplicación en México**. México, D.F.: Naciones Unidas, 2011. Disponível em: <https://www.cepal.org/es/publicaciones/26079-gestion-comunitariaservicios-agua-saneamiento-su-posibleaplicacion-mexico>. Acesso em: 10 jan. 2019.

CARVALHO, H. M. **O Camponês, guardião da agrobiodiversidade**. Boletim DATALUTA, p. 01-17, 2013.

FEENBERG, A. Subversive rationalization: Technology, power and democracy. **Inquiry**. Oslo, v. 35, n. 3-4, p. 301-322, sep./dec. 1992.

_____. Cinco paradoxos da tecnologia e da política de desenvolvimento. In: OTERLOO, A. **Tecnologias Sociais: caminhos para a sustentabilidade**. Brasília: s.n., p.99-116, 2009.

_____. O que é filosofia da tecnologia?. In: NEDER, R. T. (Org.). **A teoria crítica de Andrew Feenberg: Racionalização democrática, poder e tecnologia**. Brasília, DF: UnB; CDS; Escola de Altos Estudos da CAPES, 2010.

Foro de los Recursos Hídricos. **La gestión comunitaria del agua para consumo humano y el saneamiento em Ecuador: diagnóstico y propuesta**. Quito, Ecuador: Foro de los Recursos Hídricos, 2013.

FREITAS, C. C. G.; SEGATTO, A. P. Ciência, tecnologia e sociedade pelo olhar da Tecnologia Social: um estudo a partir da Teoria Crítica da Tecnologia. **Cad. Ebape.br**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 2, p.309-310, jun. 2006.

GUTIERREZ, R. A. **Horizontes Comunitários-populares: producción de lo comun más allá de las políticas estado-centricas**. Madrid: Traficantes de Sueños, 2017.

HELLER, L. Gestão dos serviços. In: HELLER, L.; PÁDUA, V. L. (Org). **Abastecimento de água para consumo humano**. 2. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2v, cap. 18. p. 829-855, 2010.

HELLER, L.; BASTOS, R. K. X.; HELLER, P. G. B.; TEIXEIRA, J. C. A experiência brasileira na organização dos serviços de saneamento. In: HELLER, L.; CASTRO, J. E. **Política pública e gestão de serviços de saneamento**. Belo Horizonte: Ed. UFMG; Rio de Janeiro: Ed. Fiocruz, p.483-501, 2013.

Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada – IPEA. **Fundamentos conceituais e metodológicos da educação e participação em saneamento rural**. 2.ed. Brasília: IPEA, v. 2., 1990

LEROY, J. P.; MEIRELES, J. Povos indígenas e comunidades tradicionais: os visados territórios dos invisíveis. In: PORTO, M. F.; PACHECO, T.; LEROY, J. P. (Orgs.). **Injustiça ambiental e saúde no Brasil: o mapa de conflitos**. Rio de Janeiro: Fiocruz, 2013.

MARQUES, M. Agricultura e campesinato no mundo e no Brasil: um renovado desafio à reflexão teórica. In: PAULINO, E.; FABRINI, J. (Org.). **Campesinato e territórios em disputa**. São Paulo: Expressão Popular, p. 49-78, 2008.

MEJÍA, A.; CASTILLO, O.; VERA, R. **Agua potable y saneamiento en la nueva ruralidad de América Latina**. Bogotá: Panamericana Formas e Impresos, 2016.

MORAES, L. R. S.; LUZ, L. D.; ELBACHÁ, A. T.; LUZ, J. A. G.; REIS, M. G. C.; NEVES, V. S.; NEVES FILHO, U. N.; DIAS, M. C.; CASTRO, N. D. Projeto de Saneamento Ambiental com Sustentabilidade para Pequenas Localidades. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., 1999, Rio de Janeiro. **Anais**. Rio de Janeiro: ABES. 1 CD-ROM.

NOVAES, H. T.; DAGNINO, R. O fetiche da tecnologia. **Revista Organizações & Democracia**, Marília, v. 5, n. 2, p. 189-210, dez. 2004.

OLIVEIRA, A. U. A longa marcha do campesinato brasileiro: movimentos sociais, conflitos e Reforma Agrária. **Estudos Avançados**, v.15, n.43, p. 185-206, 2001.

SHANIN, T. **Campesinos y sociedades campesinas**. México: FCE, 1979.

_____. A definição de camponês: conceituação e desconceituação - o velho e o novo em uma discussão marxista. **Estudos Cebrap**, Petrópolis, n. 26, p. 43-79, 1980.

_____. Lições Camponesas. In: PAULINO, E.; FABRINI, J. (Org.). **Campesinato e territórios em disputa**. São Paulo: Expressão Popular, p. 23-47, 2008.

TEIXEIRA, G. Os indícios do agravamento da concentração da terra no Brasil no período recente. In: STEDILE, J. P.; ESTEVAM, D. **A questão agrária no Brasil: O debate na década de 2000**. 1. ed. São Paulo: Expressão Popular, p. 89-102, 2013.

TEIXEIRA, J. B. Saneamento rural no Brasil. In: REZENDE, S. C. (Org.). **Panorama do Saneamento Básico no Brasil: Volume 7: Cadernos temáticos para o panorama do saneamento básico no Brasil**. Brasília: Ministério das Cidades, p. 237-291, 2014.

THOMPSON, E. P. **A Formação da Classe Operária Inglesa: A Árvore da Liberdade**. Rio de Janeiro: Paz e Terra, 1987.

CONTRIBUIÇÕES PARA DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MANHUAÇU

Gabriel Figueiredo Pantuzza Silva

Instituto Politécnico de Bragança – Bragança – Portugal

Juliana Leal Henriques

Instituto Politécnico de Bragança – Bragança – Portugal

Hubert Mathias Peter Roeser

Universidade Federal de Ouro Preto – Ouro Preto – Minas Gerais – Brasil

RESUMO: O diagnóstico ambiental é uma importante ferramenta no controle e preservação do meio ambiente, sendo uma caracterização da qualidade ambiental da área estudada, fornecendo informações para identificar e avaliar impactos nos meios físico, biológico e socioeconômico. A bacia hidrográfica do rio Manhuaçu está localizada nos estados de Minas Gerais e Espírito Santo, contendo 9.186,06 km² de área de drenagem. O presente trabalho teve como objetivo contribuir para um diagnóstico ambiental da bacia do rio Manhuaçu, a partir da caracterização de parâmetros físicos e químicos e da determinação da presença e concentração de diversos elementos metálicos nas águas e sedimentos. O monitoramento hídrico e geoquímico foi realizado em 2016 em duas campanhas realizadas em períodos seco e chuvoso. Foram selecionados 30 pontos ao longo do rio Manhuaçu e seus principais

afluentes incluindo sua foz no rio Doce, onde foram coletadas amostras de água e sedimento. Avaliou-se que a água e sedimentos desta bacia estão impactados principalmente por poluição urbana e de atividades de plantio ou cultivos familiares de pequeno porte. Os parâmetros físico-químicos encontraram-se dentro dos limites estipulados pelo CONAMA. O potencial de oxi-redução e nitrato diminuíram no período chuvoso em todos os pontos, de acordo com o esperado com o aumento da vazão. Os metais foram encontrados em concentrações baixas que não apresentam riscos à saúde e não demonstraram impacto ambiental antrópico. Foi possível também avaliar o impacto pontual do desastre da barragem de rejeito de minério da Samarco mineração S.A. em 2015 que ocorreu a montante do ponto.

PALAVRAS-CHAVE: Diagnóstico ambiental; Bacia hidrográfica; Rio Manhuaçu; Rio Doce.

ABSTRACT: The environmental diagnosis is an important tool in the control and preservation of the environment, as it is a characterization of the environmental quality of the studied area and provide enough knowledge to support the evaluation of physical, biological and socioeconomic impacts. The Manhuaçu river basin is located in the states of Minas Gerais and Espírito Santo, Brazil, containing 9,186.06 km² of drainage area. The purpose of this work

was to contribute to the environmental diagnosis of the Manhuaçu River Basin, based on the characterization of physical and chemical parameters and the determination of the presence and concentration of metallic elements in waters and sediments. The water and geochemical monitoring were done in 2016 in two campaigns carried out during the dry and rainy season. Thirty points were selected along the Manhuaçu River and its main tributaries, including its mouth in the Doce River, and water and sediments were collected. According to the results, the water and sediments are impacted mainly by urban pollution and small-scale family planting activities. The physical-chemical parameters were within the limits stipulated by CONAMA. The oxy-reduction potential and nitrate decreased in the rainy season at all points, as expected due to the increasing flow. The metals in water and sediments were found in low concentrations that do not present any health risks and did not show any anthropic environmental impact. It was also possible to assess the specific impact of the mining Samarco S.A. dam disaster in 2015 that occurred upstream of the point.

KEYWORDS: Environmental diagnosis; Hydrografic basin; Manhuaçu river; Doce river.

1 | INTRODUÇÃO

O Brasil é um país ímpar no que diz respeito à quantidade de água, possuindo a maior reserva de água doce disponível do planeta, chegando a 14% do total mundial. Este recurso se encontra distribuído em bacias hidrográficas pelo país, entre elas a maior do mundo, a bacia amazônica. Ainda, parte destas águas se encontra distribuída em lençóis freáticos subterrâneos (ANA, 2015).

Os problemas hídricos e ambientais mais presentes na bacia do rio Manhuaçu são a falta de tratamento de esgoto, que capta cerca de 79,2% do esgoto produzido na bacia, porém somente 1% é adequadamente tratado antes de retornar aos cursos d'água; a poluição urbana, pois a bacia destina adequadamente somente cerca de 13,4% dos resíduos sólidos produzidos e conta com 17 lixões, 5 aterros controlados e um aterro sanitário; erosões, assoreamento; falta de proteção a matas ciliares, apesar desta bacia abrigar 11 unidades de conservação; e a diminuição das águas dos rios (IGAM, 2010).

Diante de tais problemas, o diagnóstico ambiental é uma importante ferramenta no controle e na preservação do meio ambiente, pois é a caracterização da qualidade ambiental atual da área estudada, de modo a fornecer conhecimento suficiente para embasar a identificação e a avaliação dos impactos nos meios físico, biológico e socioeconômico. A partir de tal conhecimento relacionado aos recursos da região, é possível planejar as devidas intervenções. Conforme informações coletadas no Instituto Mineiro de Gestão das Águas-IGAM:

O rio Manhuaçu nasce na Serra da Seritinga, divisa dos municípios de Divino e São João do Manhuaçu, e deságua no rio Doce, do qual é um dos principais afluentes pela margem direita, acima da cidade de Aimorés. A bacia apresenta

uma população estimada de 308.792 habitantes, abrange um total de 28 municípios, possui extensão de 347 km e área de drenagem de 8.826 km², tendo como principais afluentes pela margem direita os rios José Pedro e São Manuel. Localizada na margem direita do Rio Doce, na região denominada Zona da Mata, a bacia é inserida no Bioma da Mata Atlântica (IGAM, 2008).

Como resultado das inúmeras intervenções ocorridas durante o histórico de ocupação e utilização do solo para a agricultura, especialmente em função das culturas de café, principal atividade econômica da região, e das pastagens, a cobertura vegetal existente, via de regra, apresenta caráter secundário. (IGAM, 2007).

2 | CARACTERIZAÇÃO DA REGIÃO

A bacia do rio Manhuaçu recebe a sigla DO6 pela UPGRH (Unidade de Planejamento e Gestão dos Recursos Hídricos), e está localizada nos estados de Minas Gerais e Espírito Santo, possui 14 afluentes e contém 8.826,06 km² de área de drenagem, sendo 96% desta pertencente ao estado de Minas Gerais (PARH DO6, 2010).

Segundo a classificação Köppen, o clima predominante da região da bacia do rio Manhuaçu é o Cwb – clima temperado marítimo ou clima tropical de altitude, que apresenta verões brandos com estações chuvosas e estiagem no inverno (ALVARES et al., 2014). A geomorfologia da região, em sua maioria, é composta por litologia pré-cambrianas e a altitude máxima encontra-se na serra do Caparaó, com 2.897m no pico da Bandeira (IGAM, 2008).

Na bacia do rio Manhuaçu, as classes de solo predominante são os Latossolos, Argilossolos e Cambissolos, dentre estes o Argilossolo é o de maior erodibilidade e os Latossolos os de menor (IGAM, 2008). O solo predominante nesta bacia é o Latossolo Vermelho-Amarelo, caracterizado por ser fundo e bem drenado. Os Argilosos Vermelhos apresentam profundidade variável. Este solo, por ser de fácil erosão, seu uso se limita a pastagem ou plantio de culturas permanentes com ciclo longo, como exemplo o café, bastante cultivado na região. O Cambissolo Háplicos ocupa uma pequena parte da bacia e apresenta pouca profundidade, e solos minerais bem drenados (IGAM, 2008). Esta é uma área sujeita a fortes erosões (FARIA et al., 2010).

A bacia do rio Manhuaçu conta com 26 municípios, somando um total de aproximadamente 300 mil habitantes, segundo estimativa do IBGE de 2007. A maior parte dos municípios inseridos na DO6 são de pequeno porte, com população menor que 20 mil pessoas, sendo cerca de 39% da população total rural (IBGE, 2007).

O PIB da bacia do rio Manhuaçu revela que a principal atividade econômica da região é o setor de serviços, contando com uma parcela de 59% do total, seguida pelo setor agropecuário que representa 21% da produção econômica anual da região (IGAM, 2008). Segundo o IBGE, a bacia DO6 contava com uma área plantada de 104.664 hectares em 2006, sendo 65% desta área destinada a agropecuária. O destaque da produção agrária da região é do café, setor que teve um crescimento de 169% no período de 2000 – 2006. O extrativismo se resume ao carvão vegetal e

madeira, em sua maior parte para indústria de celulose e papel (IGAM,2008).

Segundo o IBGE, em 2007, 93,1% da população urbana contava com o abastecimento de água, sendo este serviço prestado pelas prefeituras, SAAE's (Serviço autônomo de água e esgoto) e COPASA (Companhia de saneamento de Minas Gerais). Os dados para as regiões rurais não são mencionados.

Cerca de 79,2% do esgoto sanitário produzido na bacia é coletado, o que corresponde a 5.963.085 m³/ano. Destes, somente 72.985 m³ são tratados, que corresponde a pouco mais de 1% do esgoto produzido. Esta questão reflete um dos maiores problemas de poluição dos recursos hídricos (IGAM, 2008).

A distribuição do uso da água superficial na UPGRH DO6 apresenta sua maior parcela destinada a irrigação, correspondendo a 59% do total outorgado. O abastecimento humano corresponde a 28%, sendo o abastecimento industrial e dessedentação de animais pouco dispendiosa para a região (IGAM, 2008).

3 | METODOLOGIA

3.1 Pontos de coleta de amostras

Foram selecionados 30 pontos de coleta de amostras ao longo do rio Manhuaçu e seus principais afluentes (Figura 1). Elegeu-se pontos a montante e a jusante das principais comunidades e cujo acesso é viável para coleta e medição dos materiais e parâmetros, e um ponto no rio Doce. Os pontos foram selecionados e marcados com base nas estações de referência do IGAM, pelos mapas cartográficos do IBGE e pela ferramenta de posicionamento global Google Earth®. A identificação dos pontos utiliza coordenadas planas Universal Transversa de Mercator – UTM, e para encontrar os locais especificados utilizou-se um aparelho Global Positioning System – GPS da marca Garmim.

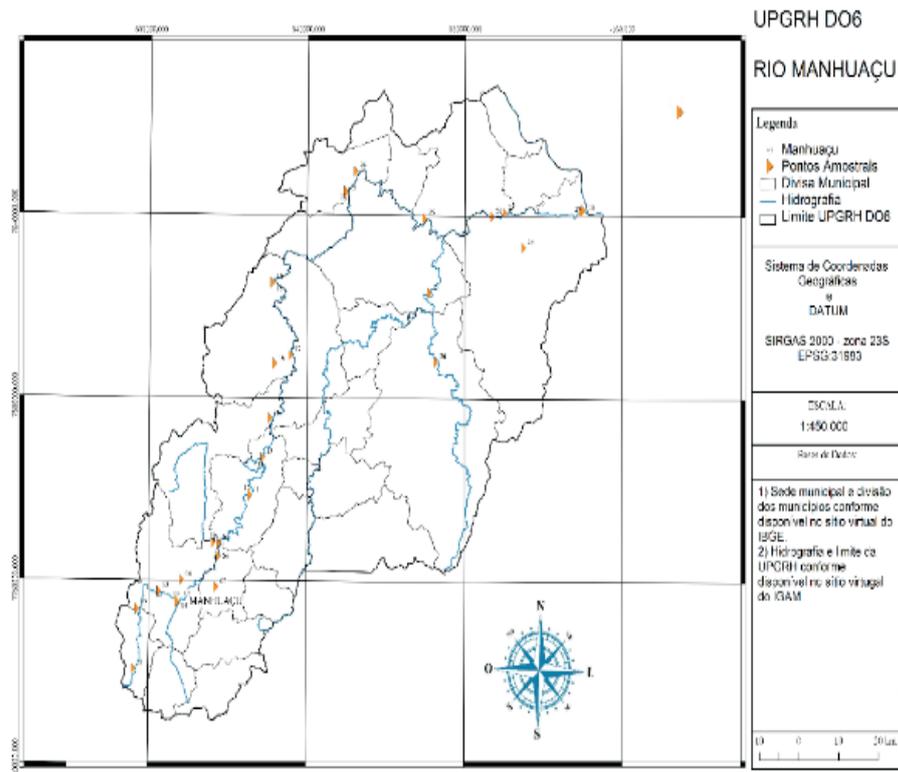


Figura 1. Pontos de coleta ao longo da DO6.

3.2 Amostragem

Para realização deste trabalho foram adquiridas amostras nos pontos pré-definidos ao longo da DO6, e os materiais coletados são água e sedimento. Foram realizadas duas campanhas de amostragem, durante a estação seca e durante a estação chuvosa, ao longo da bacia do rio Manhuaçu. A amostragem na estação seca foi realizada no mês de março de 2016, que apesar dos dados históricos indicarem ser um período chuvoso, apresentou baixo índice de chuva durante o ano. A amostragem durante a estação chuvosa ocorreu em novembro de 2016. Os pontos foram determinados ao longo da primeira campanha de coleta e definidos através de visita a área de estudo. As coordenadas destes pontos foram estabelecidas e em seguida marcadas no mapa da região, considerando a metodologia utilizada em pesquisas similares em outras sub-bacias do rio Doce. (ROESER et al, 2011).

No laboratório, os frascos plásticos de 60 ml e 1.000 ml utilizados para coleta de água foram lavados com água de torneira, água destilada e água deionizada, nesta ordem. A seguir, foram colocados para secar em estufa, bem como suas respectivas tampas. Depois de secos, foram cuidadosamente fechados, sendo abertos somente no momento da coleta. As amostras de água foram coletadas de acordo com a metodologia proposta por Agudo (1987). As coletas foram realizadas contra a corrente, fazendo-se ambiente três vezes com a água do rio. As amostras de água foram coletadas sempre antes da amostra de sedimento, para evitar excesso de sólidos em suspensão.

Dois tipos de amostradores foram utilizados, dependendo da facilidade de coleta da água. Nas áreas onde o acesso foi suspenso (caracterizado pela presença de

ponte) foi utilizado o amostrador vertical tipo Limnus com capacidade de 2,5 L. Onde o acesso foi possível pela margem do ribeirão, utilizou-se frasco com capacidade de 2,0 L, acoplado a uma haste (GREENBERG, et al., 1992).

Foram coletadas para cada ponto três amostras de água. A primeira amostra foi coletada em frascos de 1000 ml para a determinação de pH, temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, resistividade, TDS (sólidos totais dissolvidos) e ORP (Potencial de Oxirredução), que foram realizados no campo. A segunda amostra foi coletada em frascos de 1000 ml para a determinação de teor de sulfatos e de cloretos, que foram realizados no laboratório. A terceira amostra sofreu, já no campo, o processo de filtração por bomba a vácuo e membranas de filtro de 0,45µm de porosidade - a fim de separar o material particulado dos elementos solúveis, em seguida foi acidificada com ácido nítrico concentrado (HNO₃ 65%) para evitar troca iônica e precipitação dos hidróxidos, em pH menor do que 2. Estas amostras foram acondicionadas em frascos de 30 ml para a determinação de metais principais e traços (GREENBERG et al. 1992).

Os sacos plásticos utilizados para coleta de sedimento e solo não necessitaram de preparação prévia. O procedimento de coleta dos sedimentos variou de ponto para ponto, de acordo com as condições de acesso aos locais. Para alguns pontos as coletas foram realizadas com o auxílio de um tubo de policloreto de vinila (PVC) à aproximadamente 1 metro da margem do rio, fazendo-se a perfuração com inclinação de 45°. Outros pontos foram definidos utilizando-se das pontes, assim as amostras foram coletadas utilizando-se uma draga tipo Birge-Ekman, equipamento apropriado para o procedimento. O material coletado foi acondicionado em saco plástico, lacrado e identificado.

3.3 Medições in situ

Algumas medições puderam ser feitas diretamente no local. Estes aparelhos foram previamente limpos e calibrados, também se verificou a carga das baterias destes. A Tabela 1 indica os parâmetros de medição in situ e o respectivo equipamento utilizado para medição.

Parâmetro	Unidade de medida	Equipamento de medição
Oxigênio dissolvido - OD	mg/L	Medidor multiparâmetro portátil Hq40d da marca Hach
Pressão atmosférica	hPa	Medidor multiparâmetro portátil Hq40d da marca Hach
Temperatura da Água	°C	Medidor multiparâmetro portátil Hq40d da marca Hach
Condutividade elétrica	mS/cm	Multiparâmetros portátil da marca Myron L. Company
Potencial redox - ORP	mV	Multiparâmetros portátil da marca Myron L. Company
Sólidos totais dissolvidos - TDS	mg/L	Ultrameter II, 6P

Potencial Hidrogeniônico - pH	-	Ultrameter II, 6P
Resistividade	MΩ.cm	Ultrameter II, 6P
Turbidez	NTU	Turbidímetro da marca DIGMED
Temperatura do ar	°C	Termômetro digital da marca Incoterm

Tabela 1. Parâmetros de medição in situ.

Para a determinação da alcalinidade, foi utilizado o método titulométrico: foram pipetados 100mL das amostras em erlenmeyeres de 250mL, aos quais foram adicionadas 3 gotas de fenolftaleína e 3 gotas de metil-orange. A solução foi titulada com ácido sulfúrico 0,01mol/L. O ponto de viragem ocorreu na mudança de cores: de transparente para vermelho-laranja fraco.

3.4 Análises no laboratório

Análises que demandam outros equipamentos e mais tempo não podem ser feitas no próprio local, necessitando assim de um laboratório especializado, e estão especificados na Tabela 2.

Parâmetro	Unidade de medida	Método de análise	Equipamento utilizado	Laboratório de análise
Metais dissolvidos em água	µg/L	Espectrofotometria de emissão atômica com fonte de plasma individualmente acoplado (ICP-EOS)	BRUKER, S2 Picofox	Laboratório de Caracterização Molecular e Espectrometria de Massas (UFOP)
Metais em sedimentos	mg/kg	Espectrofotometria de emissão atômica com fonte de plasma individualmente acoplado (ICP-EOS)	Modelo Cirox CCD	Laboratório de Geoquímica Ambiental (UFOP)
Cloretos	mg/L	4500-Cl	-	LSA (UFOP)
Nitrato	mg/L	NitraVier 6	Hach 8192	LSA (UFOP)

Tabela 2. Análises no laboratório.

Para a análise da água, foram realizadas determinações de cloreto por titulometria e sulfato pelo método turbidimétrico, seguindo o Procedimento Operacional Padrão (POP) do LGQA, baseado nas metodologias propostas por Greenberg et al. (1992), no Standard methods for examination of water and wastewater. Para as determinações de cloreto, foram colocados 100mL de cada amostra em erlenmeyeres de 250mL, utilizando uma pipeta volumétrica, onde foi adicionado 1mL de cromato de potássio. A solução foi titulada com nitrato de prata. O ponto de viragem se deu na mudança de cor para castanho-avermelhado fraco. Para a determinação de sulfato foi utilizado o turbidímetro marca Micronal, modelo B250. Foram adicionados 100mL de cada

amostra em erlenmeyeres de 250mL utilizando uma pipeta volumétrica. Na sequência, foram pipetados 20mL da solução tampão de ácido sulfúrico 0,02 N e adicionados 2g de cloreto de bário. Após agitação durante 2 minutos as amostras foram levadas para leitura no turbidímetro (GREENBERG, et al. 1992). Teores de metais e metalóides foram determinados por Espectrofotômetro de Emissão Atômica com Fonte de Plasma Indutivamente Acoplado (ICP-EOS), marca SPECTRO, modelo Ciroc CCD.

Para análise dos sedimentos, as amostras foram colocadas em bacias plásticas, previamente descontaminadas, para secagem. Após a secagem natural, as amostras de sedimento foram peneiradas, utilizando-se peneiras com malhas 9 mesh, 16 mesh, 32 mesh, 60 mesh, 115 mesh, 250 mesh e > 250 mesh, de marca ABNT/ASTM 230. A fração menor que 63mm será utilizada para as análises químicas das amostras de sedimento, considerando que vários estudos indicam que os metais e metalóides estão preferencialmente associados às frações mais finas (FÖRSTNER, 2004; PARRA, 2006). A fração a ser utilizada para a análise química de digestão total foi levada à estufa por duas horas a fim de se garantir a sua secagem. Em seguida, realizou-se a digestão a fim de prepará-las para análise no ICP-IOs.

4 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Dados obtidos in situ

Os dados de altitude, temperatura da água, oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica, potencial redox (ORP), sólidos totais dissolvidos (TDS) e pH foram obtidos durante a campanha, nos pontos de coleta. A altitude da região possui grande amplitude, com pontos de coleta medidos desde 83 m até 875 m. A média da temperatura no período seco e chuvoso foi de 28,2 °C e 24,6 °C, respectivamente.

A maior parte dos pontos analisados no período seco apresentam OD acima de 6,0 mg/L, que é o mínimo estabelecido pela resolução CONAMA 357/2005 para enquadramento em padrão classe 1. Nos pontos 1 e 2 que, apresentaram OD abaixo de 2,0mg/L, foi observado regime de águas lentas e características de pântano sem água corrente. O ponto 6 com OD de 5,91 mg/L também apresentou água quase parada, o que dificulta a troca gasosa com a atmosfera. O ponto 20, com OD de 5,11 mg/L, apresentou regime de correnteza. No entanto, observou-se área de pastagem e fezes de animais bovinos próximo a margem, o que pode indicar despejo de material orgânico no leito do rio, diminuindo o oxigênio dissolvido. No período chuvoso, os únicos pontos que aparentam ser pobres em OD são os pontos 1 e 2, que como na primeira campanha continuaram a apresentar regime muito lento de escoamento. Os demais pontos apresentaram aumento, devido a maior agitação das águas.

A condutividade elétrica se manteve abaixo dos 200 mS/cm, com exceção do ponto 6, que é o ponto no rio Corredeiros. Esta discrepância pode indicar alta concentração de substâncias húmicas ou metais dissolvidos. No período chuvoso, a maior parte dos pontos apresentou valores baixos de ORP, abaixo de 100 mS/cm. O ponto com maior

valor é o 29, ultrapassando os 500 mS/cm, e representa a foz do rio Manhuaçu no rio Doce.

O ORP não é estipulado pela resolução CONAMA 357/2005 para classificar cursos d'água. Pode-se perceber que os valores de ORP diminuem na época chuvosa. Isto se dá principalmente pela diluição de ânions e agentes oxidantes ou redutores nos corpos d'água.

Todos os pontos no período seco e chuvoso apresentaram TDS menor que 350 mg/L, sendo a grande maioria menor que 150 mg/L. Pela resolução CONAMA 357/2005, 500 mg/l é o limite para classificação 1, logo todos os pontos se encontram em classe 1 em relação a este parametro.

Todos os pontos analisados, tanto no período seco como no chuvoso, se encontram com pH menor que 9 e maior que 6, o que é estipulado pela resolução CONAMA 357/2005 para serem classificados como classe 1.

4.2 Dados do laboratório

A análise dos sólidos totais, cloretos, alcalinidade, nitrato e turbidez foram realizadas em laboratório.

A resolução CONAMA 357/2005 não indica valores limites para os sólidos totais. Percebeu-se que os valores estão uniformes ao longo da bacia do rio Manhuaçu. No entanto, no ponto 30, referente ao rio Doce, este valor se encontra cerca de 6 vezes maior que a média da bacia (1,25 g/L). Isso se explica pelo desastre ambiental ocorrido nas barragens de rejeito da Samarco Mineradora S.A. em novembro de 2015, 5 meses antes da coleta. O teor de sólidos totais na segunda campanha está maior em todos os pontos de coleta, em relação ao período seco. Isto é o esperado no período chuvoso, uma vez que o maior volume de água carrega maior quantidade de material e sedimentos. O ponto 30, localizado no rio Doce, apresentou também nesta segunda campanha o maior valor dentre todos os pontos (3,50 g/L), o que mais uma vez mostra que os impactos do desastre ambiental da Samarco Mineradora S.A ainda são percebidos um ano após o ocorrido.

Todos os pontos apresentaram concentrações de cloreto dentro do estipulado pela CONAMA 357/2005, para classificação como classe 1, 2 e 3, que deve ser menor que 250mg/l. Os pontos 28 e 30 são localizados em áreas urbanas bem concentradas, o que leva a crer que os valores muito acima dos demais provém de esgoto doméstico.

A alcalinidade não é especificada pela CONAMA 357/2005, porém percebe-se que no rio Manhuaçu esta concentração apresenta certa uniformidade, apresentando maiores variações nos tributários. O mesmo padrão foi observado no período chuvoso, mas com uma redução da média dos valores nos diferentes períodos de 1408 mg/l para 22,17mg/L.

Todos os pontos analisados no período seco apresentaram concentração de nitrato abaixo de 3,5 mg/L, e a resolução CONAMA 357/2005 estipula valores abaixo

de 10 mg/L para enquadramento na classe 1, 2 e 3. O mesmo foi observado no período chuvoso, porém devido a maior vazão, os valores estão menores pela diluição natural.

A resolução CONAMA 357/2005 estipula turbidez menor que 100 NTU para classe 2 e 3. A maior parte dos pontos no período seco apresentaram turbidez menor que 100 NTU. O ponto 30, do rio Doce, apresentou uma turbidez muito alta comparada aos outros pontos (2553,3 NTU). Isto se explica pelo acidente com as barragens de rejeito a montante desta bacia, que derramou grandes quantidades de rejeitos no rio, que se propagaram até a data de coleta, 5 meses após o acidente e mais de 300 km rio abaixo. Nas amostras analisadas na segunda campanha, apesar de ter ocorrido um aumento na turbidez global da bacia, o que pode ser justificado pelo período chuvoso, nota-se que se encontram com valores menor que 100 NTU exigidos para classificação 1. Mais uma vez, notou-se uma turbidez maior no ponto 30 (rio Doce), de 3452,0 NTU. E, mais uma vez, se justifica pelo desastre ambiental após mais de um ano do acidente

O teor dos elementos metálicos encontrado foi baixo, não apresentando riscos significativos para o meio ambiente e indicando pouco impacto industrial na bacia.

4.3 Análise dos sedimentos

A concentração de alguns elementos metálicos nos sedimentos da Bacia do Rio Manhuaçu pode ser comparada com a de outros rios da Bacia do rio Doce, a partir de dados obtidos por estudos realizados previamente por outros autores, como apresentado na Tabela 3. Percebe-se que, em geral, a presença de metais no rio Manhuaçu é em uma concentração mais baixa, em alguns casos chegando a ser até mais de 300 vezes menor.

Rio	Referência	As	Cd	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn
Do Carmo	Costa et al. (2006)	14,0 – 1378,0	–	18,0 – 2119,0	28,0 – 291,0	16,0 – 141,0	–	25,0 – 966,0
Conceição	Parra et al. (2007)	4,2 – 89,0	3,9 – 125,0	0,1 – 344,0	6,9 – 626,0	5,3 – 88,1	3,5 – 75,9	36,6 – 378,0
Gualaxo do Norte	Rodrigues et al. (2013)	5,6 – 534,0	–	2,2 – 87,7	18,2 – 227,0	10,3 – 135,0	4,6 – 98,7	28,7 – 85,6
Oratórios	Lacerda e Roeser (2014)	–	0,5 – 0,8	27,5 – 553,0	72,8 – 962,0	16,6 – 303,0	12,5 – 71,8	51,5 – 173,0
Matipó	Reis et al. (2017)	–	–	28,7 – 5827,0	90,8 – 278,0	26,7 – 63,4	14,5 – 93,7	81,0 – 2623,0
Manhuaçu	Presente trabalho	–	–	1,2 – 17,1	1,9 – 72,0	3,2 – 13,2	7,6 – 81,9	3,8 – 116,9

Tabela 3. Concentração de metais e metaloides nos sedimentos de alguns rios da Bacia do Rio Doce (Adaptado de Reis et al, 2017).

A ocorrência de ferro e magnésio nas amostras aparentam ser litológicos, e não representam contaminação ao meio ambiente. Os valores mais elevados coincidem

com o curso principal do rio Manhuaçu, e em seus tributários percebe-se menor teor destes elementos. O ponto 30, referente ao rio Doce, apresenta o teor mais elevado destes metais, o que provém do escoamento de rejeitos de minas de extração de ferro e outros minerais no quadrilátero ferrífero.

Percebe-se que os valores de sódio no período seco estão elevados. Este metal alcalino é muito presente no esgoto doméstico, e apresenta uma mobilidade em água elevada. Os pontos onde encontram-se picos de potássio, cálcio e estrôncio são no curso principal do rio Manhuaçu, se destacando em relação aos tributários, o que leva a crer que estes elementos estão sendo carregados ao longo da bacia. Como a principal atividade desta bacia é a agricultura de café, acredita-se que estes nutrientes provenham destas lavouras.

5 | CONCLUSÕES

Foi realizada uma análise de parâmetros de importância ambiental da UGRH DO6 e pode-se perceber que a água e sedimentos desta bacia estão impactados principalmente por poluição urbana e de atividades de plantio ou cultivos de pequeno porte. Por ser uma bacia de atividade industrial ausente, apresentou indicadores de poluição menores quando comparados aos do ponto 30 no rio Doce, que indica que a bacia DO6 de certa forma está contribuindo para diluir os impactos mais fortes que vem de montante, uma região por sua vez mais populosa e industrializada.

Os parâmetros físico-químicos encontram-se dentro dos limites estipulados pelo CONAMA, o que indica que tais parâmetros não possuem efeito significativo de impacto nesta bacia. Os metais encontrados não demonstraram impacto ambiental antrópico uma vez que seguem a mesma tendência, indicando uma possível ocorrência ou derivação litológica quando comparados ao longo da bacia.

Feito o monitoramento da região durante um ano, pode-se verificar que a DO6 apresenta maior problema hídrico relacionado a falta de saneamento adequado na região. Viu-se assim necessário uma ação das autoridades para atenuar este problema e contribuir para a manutenção e preservação dos recursos hídricos desta região.

Sobretudo, foi possível verificar que, mesmo após 1 ano da ocorrência do desastre ambiental do rompimento das barragens de rejeito da Samarco SA, em novembro de 2015, os impactos são grandes na qualidade das águas e sedimentos. Principalmente nos parâmetros físicos de sólidos e turbidez.

REFERÊNCIAS

AGUDO, E. G. **Guia de coleta e preservação de amostra de água**. 1a ed. São Paulo: CETESB, 1987. 150 p.

ALVARES, C. A.; Stape, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. **Köppen's climate classification map for Brazil**. Meteorologische Zeitschrift, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2014.

ANA – Agência Nacional das Águas, **Indicadores do Índice de Qualidade da Água**. Disponível em: < <http://pnqa.ana.gov.br/indicadores-idade-aguas.aspx>>

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.

BRASIL, RESOLUÇÃO CONAMA nº430, de 13 de maio de 2011. **Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA**. Publicado no D.O.U.

FARIA, A. L. D; SANTOS, E. E; FILHO, F. I. E; CERQUEIRA, S. M.; SCHAEFER, R. G. E. C. **Relatório final do projeto de enchentes – Bacia Hidrográfica do Rio Manhuaçu – uma Análise das áreas susceptíveis à erosão dos solos**. Revista de Geografia UFPE, 2010.

FORSTNER, U. Traceability of sediment analysis. **Trends in analytical chemistry**. Amsterdam, v. 23 p. 217-236, 2004.

GREENBERG, A.E.; CLESCERI, L.S.; EATON A.D. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 18 ed. Washington: American Public Health Association, 1992.

IBGE- **Dimensão ambiental - água doce**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/recursosnaturais/ids/aguadoce.pdf>>

IGAM. **Mapas de Bacias Hidrográficas do rio Doce**, 2010. Disponível em: <www.igam.mg.gov.br/geoprocessamento/mapas/1258>

IGAM. **Monitoramento da Qualidade das Águas Superficiais na Bacia do Rio Doce em 2007**. Relatório Anual. Projeto “Águas de Minas”. Belo Horizonte. Instituto Mineiro de Gestão das Águas. 2008.

PARH DO6; IGAM – **Plano de Ação de Recursos Hídricos da Unidade de Planejamento e Gestão dos Recursos Hídricos Manhuaçu**, 2010.

PARRA, R.R. **Análise geoquímica de água e sedimentos afetados por minerações na bacia hidrográfica do Rio Conceição, Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais- Brasil**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Ouro Preto. Programa de Pós-Graduação em Evolução Crustal e Recursos Naturais. 2006.

REIS, D. A., SANTIAGO, A. F., NASCIMENTO, L. P., ROESER, H. M. P. **Influence of environmental and anthropogenic factors at the bottom sediments in a Doce River tributary in Brazil**. Environmental Science and Pollution Research, v. 24, n. 1, p. 7456-7467, 2017.

Roeser, H.M.P., Nalini Junior, H.A, de Lena, J.C., Tropia, A., Gontijo, E.S.J. Lacerda, F.M., Friese, K. **Classificação geoquímica das águas da bacia do Alto Rio Doce**. XIII CBGq, Resumos. Gramado, 2011.

DEMONSTRAÇÃO DO PROCESSO DE CÁLCULO DE VAZÃO DE ÁGUA E DIMENSIONAMENTO DE BOMBA CENTRÍFUGA PARA OPERAÇÃO DE TORRES DE RESFRIAMENTO

Wictor Gomes de Oliveira

Unifanor, Departamento de Engenharia Mecânica.
Fortaleza-CE.

Lucas Rodrigues Oliveira

Unifanor, Departamento de Engenharia Mecânica.
Fortaleza-CE.

Marcos Cláudio Gondim

Unifanor, Departamento de Engenharia Mecânica.
Fortaleza-CE.

Lucas de Sousa Camelo

Unifanor, Departamento de Engenharia Mecânica.
Fortaleza-CE.

Daniel Gerard Araújo Pinheiro

Unifanor, Departamento de Engenharia Mecânica.
Fortaleza-CE.

Ferdinando Cícero Pontes de Queiroz

Unifanor, Departamento de Engenharia Mecânica.
Fortaleza-CE.

João Paulo Correia Teixeira

Unifanor, Departamento de Engenharia Mecânica.
Fortaleza-CE.

Stepherson Lopes Alcântara

Unifanor, Departamento de Engenharia Mecânica.
Fortaleza-CE.

RESUMO: Altas quantidades de calor são geradas em máquinas e processos industriais, tornando-se necessária a dissipação deste calor para manter a eficiência dos processos. Sendo a torre de resfriamento um equipamento de importância notória no campo da refrigeração,

com base em investigações científicas, este trabalho visa abordar alguns tópicos que influenciam diretamente no seu projeto, sendo eles: a estimativa da vazão necessária para manter um sistema de refrigeração nas temperaturas requeridas e o dimensionamento de uma bomba centrífuga que atenda à vazão encontrada.

DEMONSTRATION OF THE WATER FLOW CALCULATION PROCESS AND CENTRIFUGAL PUMP SIZING FOR OPERATION OF COOLING TOWERS

ABSTRACT: High quantities of heat are generated in machines and industrial processes, being necessary the dissipation of this heat to keep the efficiency of the processes. As the cooling tower is an equipment of notorious importance in the refrigeration field, based on scientific investigations, this paper aims to approach some topics that directly influence its project, those are: the estimation of the necessary flow to keep a refrigeration system under the required temperatures and the sizing of a centrifugal pump that attend the estimated flow.

1 | INTRODUÇÃO

As máquinas e processos da indústria, assim como aquelas voltadas ao conforto humano, geram quantidades tremendas de calor que devem ser continuamente dissipadas se essas máquinas e processos continuarem a operar eficientemente (HENSLEY, 2006, p. 7, tradução nossa).

Existem diversos métodos e dispositivos utilizados nessas máquinas e processos para realizar tal resfriamento. Uma delas é a torre de resfriamento, que resfria constantemente água para realizar a troca de calor nessas máquinas e processos, retornando à torre para reiniciar novamente este ciclo, através de um sistema de recirculação de água.

Segundo WAKI (2009, p. 7), um sistema de recirculação de água consiste simplesmente em um sistema de refrigeração no qual a água resfriada, ao invés de ser devolvida ao ambiente de onde foi retirada, é reaproveitada no processo.

Tal sistema de recirculação é composto por tubulações, válvulas, tanques e bombas, que, juntos, mantêm o ciclo em sua operação corriqueira.

Para o correto dimensionamento e operação das torres de resfriamento, deve-se atentar a diversos fatores chave que influenciam diretamente na eficiência do processo, um deles é a vazão de água de resfriamento.

A vazão de água de resfriamento que recircula na torre, juntamente com o *range* e o *approach*, são variáveis de processo necessárias para o dimensionamento e análise de desempenho de uma torre de resfriamento (WAKI, 2009, p. 14 *apud* CORTINOVIS & SONG, 2005).

1.1 Objetivos Gerais

O objetivo geral deste trabalho é abordar um dos tópicos que influenciam diretamente na operação das torres de resfriamento, levantando perguntas e respostas relativas ao tema.

1.2 Objetivos Específicos

O presente trabalho tem como objetivos específicos avaliar as considerações levantadas para o cálculo da vazão de água de resfriamento e demonstrar o processo de seleção de bomba centrífuga capaz de atender à vazão encontrada de forma genérica.

2 | METODOLOGIA

Para a construção desse trabalho foi utilizado a investigação científica, sendo consultados livros, teses, catálogos de fabricantes e artigos científicos de notório destaque a respeito do tema.

Ademais, o conhecimento prévio dos autores foi introduzido de forma explicativa,

sendo fundamentado pelos referenciais teóricos consultados.

No tópico 3.0, ao demonstrar o cálculo da vazão de uma torre de resfriamento, foi-se utilizado artigos e dissertações.

No tópico 4.0, foi-se utilizado o catálogo da KSB (fabricante de bombas), que fornece todas as informações necessárias de eficiência de operação de suas bombas e da SCHNEIDER, também fabricante de bombas, que fornece informações importantes a respeito da seleção de bombas.

3 | CÁLCULO DE VAZÃO EM TORRES DE RESFRIAMENTO

Ao abordar o processo de funcionamento das torres de refrigeração, WAKI (2009, p. 32) argumenta que o calor é removido da água por transferência de calor sensível, devido a uma diferença de temperatura entre as fases líquida e gasosa, e por calor latente, equivalente à transferência de massa resultante da evaporação de parte da água que circula na torre.

Assim, para o cálculo da vazão de operação, é utilizado o balanço de massa e de energia. OLIVEIRA (2010, p. 36 a 39), expõe tal cálculo da forma apresentada abaixo.

$$m_{\text{água } 0} = m_{\text{ar}} \cdot (\omega_2 - \omega_1) \quad \text{Eq. 1}$$

Onde

$m_{\text{água } 0}$ é a vazão volumétrica da água [m³/h]

m_{ar} é a vazão mássica de ar [kg/h]

ω é a umidade específica [kg de água/kg de ar seco]

Representando assim o balanço de massa de água, considerando-se como volume de controle o sistema de resfriamento indicado na figura 1 e em regime permanente.

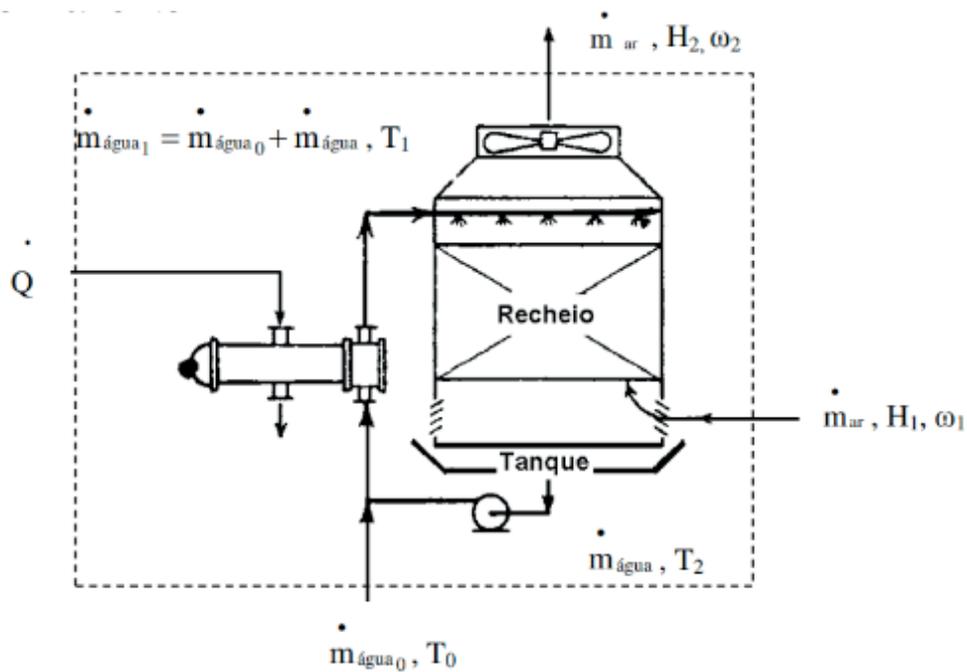


Figura 1. Volume de controle e as taxas de fluxos de ar e de água de uma torre de resfriamento de água.

FONTE: OLIVEIRA, 2010, p. 37 apud KERN, 1950, p. 452

OLIVEIRA (2010, p. 37) expõe que para o balanço de energia do volume de controle da torre de resfriamento e do trocador de calor indicado na figura, considera-se que estão submetidos a uma temperatura de referência igual a zero grau Celsius, tem-se:

$$\dot{Q} + \dot{m}_{\text{água } 0} \cdot c \cdot T_0 = \dot{m}_{\text{ar}} \cdot (H_2 - H_1) \quad \text{Eq. 2}$$

Onde

\dot{Q} é a taxa de fluxo de calor [J/m².s]

c é o calor específico da água de resfriamento

H é a entalpia específica do ar

As taxas de fluxo de ar e de água (\dot{M}_{ar} e $\dot{M}_{\text{água } 0}$) e as umidades específicas (ω_1 e ω_2) na entrada e saída da torre são consideradas constantes (OLIVEIRA, 2010, p. 37).

A Eq. 3 apresenta o balanço de energia que também pode ser expresso em termos da variação da temperatura da água.

$$\dot{Q} = \dot{m}_{\text{água}} \cdot c \cdot (T_1 - T_2) + \dot{m}_{\text{água } 0} \cdot c \cdot (T_2 - T_0) \quad \text{Eq. 3}$$

Por conveniência, supõe-se que a secção transversal da torre de resfriamento seja constante e igual a 1,0 m² (OLIVEIRA, 2010, p. 38).

Substituindo-se a Eq. 3 na Eq. 2, tem-se

$$\dot{m}_{ar} \cdot (H_2 - H_1) = \dot{m}_{\acute{a}gua} \cdot c \cdot (T_1 - T_2) + \dot{m}_{\acute{a}gua\ 0} \cdot c \cdot T_2 \quad \text{Eq. 4}$$

Dividindo a Eq. 4 pela Eq. 1, obtém-se

$$\dot{m}_{\acute{a}gua\ 0} \cdot \frac{H_2 - H_1}{\omega_2 - \omega_1} = \dot{m}_{\acute{a}gua} \cdot c \cdot (T_1 - T_2) + \dot{m}_{\acute{a}gua\ 0} \cdot c \cdot T_2 \quad \text{Eq. 5}$$

Combinando-se a Eq. 5 com a Eq. 3, tem-se

$$\dot{m}_{\acute{a}gua\ 0} = \frac{\dot{Q}}{(H_2 - H_1) / (\omega_2 - \omega_1) - c \cdot T_0} \quad \text{Eq. 6}$$

A Eq. 6 mostra a quantidade de água de reposição necessária para uma determinada condição de entrada (H_1 , ω_1) e condição de saída (H_2 , ω_2) para uma torre de resfriamento (OLIVEIRA, 2010, p. 38). Equação objetivo deste tópico.

4 | SELEÇÃO DE BOMBA CENTRÍFUGA PARA A VAZÃO ENCONTRADA

Neste tópico será utilizado o manual técnico da KSB e da SCHNEIDER, fabricante de bombas. O modelo de bomba recomendado pela KSB para aplicação em água, como no caso das torres de resfriamento, é a MEGABLOC, devido à sua geometria e materiais de fabricação.

Segundo KSB (20XX, p. 4), a bomba centrífuga modelo MEGABLOC possui as seguintes aplicações:

- Abastecimento de água
- Irrigação
- Ar condicionado
- Instalações prediais
- Sistema de combate a incêndio
- Serviços de Refrigeração
- Indústria em geral

Para a seleção da bomba centrífuga que atenda às condições de projeto da vazão encontrada, deve-se especificar junto ao fabricante os seguintes dados:

- Modelo da bomba (e.g. MEGABLOC 32-250.1)
- Diâmetro do rotor [mm]

- Potência [hp]
- Rotação [rpm]

4.1 Parâmetros de projeto

O primeiro passo então é listar os parâmetros do projeto, ou seja, os constraints. O primeiro deles é a vazão requerida, determinada segundo demonstra o tópico 3 deste trabalho.

Então, devem-se listar os parâmetros referentes à tubulação de recalque e sucção de acordo com o projeto, contendo o diâmetro da tubulação, o comprimento, altura do recalque e altura da sucção, quantidade de joelhos, curvas, válvulas e tipos de válvulas e conexões.

Então, pode-se desenvolver o memorial de cálculos referente.

4.2 Memorial de cálculos

Inicialmente, faz-se o cálculo da altura de carga a ser vencida pela bomba.

$$H = ha + Ja + \frac{V^2}{2g} + hr + Jr \quad \text{Eq. 7}$$

Onde

- ha altura da sucção [m]
- hr altura do recalque [m]
- Ja perda de carga na sucção [m]
- Jr perda de carga no recalque [m]
- V velocidade do fluido [m/s].
- g aceleração gravitacional [m/s²].

Para o cálculo de V, usa-se:

$$Q = V * A \quad \text{Eq. 8}$$

Onde

A área da seção da tubulação [m²].

As perdas de carga Jr e Ja são divididas em duas partes, perdas de carga localizada e perdas de carga distribuída, sendo que o método de cálculo é semelhante para Jr e Ja.

Uma vez calculado as perdas de cargas distribuída e localizada, soma-se as duas para obter o valor de J.

Segundo DUTRA (20XX, p. 7), para o cálculo de J distribuída, usa-se o método a seguir.

$$J = f * \frac{l}{d} * \frac{v^2}{2g} \quad \text{Eq. 9}$$

Onde

- f fator de atrito
- l comprimento da tubulação [m]
- d comprimento da tubulação [m]

O fator de atrito é encontrado pela utilizando o número de Reynolds, juntamente com o diagrama de moody.

$$Re = \frac{v*d}{\nu} \quad \text{Eq. 10}$$

Onde

- Re número de Reynolds
- ν viscosidade cinemática da água.

Para a utilização do diagrama de Moody, usa-se a rugosidade relativa

$$\text{rugosidade relativa} = \frac{\epsilon}{d} \quad \text{Eq. 11}$$

Onde

ϵ rugosidade [mm ou ft]

Então, retira-se o valor de f pelo diagrama de moody.

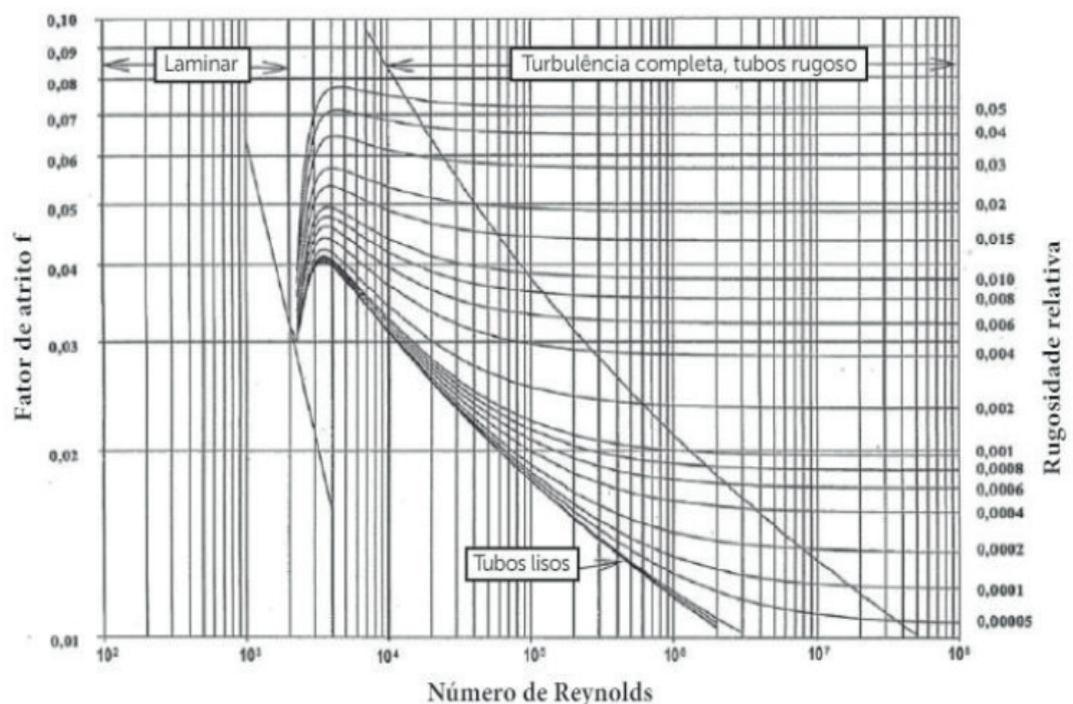


Figura 2. Diagrama de Moody.

FONTE: FERREIRA, 2017, p. 24 apud PORTO, 2006, p. 47.

Para a estimativa de J localizada, utilizam-se tabelas fornecidas pelos fabricantes. Cada tipo de joelho, curva, válvula e conexão, em função dos seus diâmetros e materiais, possui uma perda de carga (em metros) tabelada. Esses valores podem ser consultados a seguir. Alterando-se o material, deve-se utilizar diferentes tabelas.

COMPRIMENTOS EQUIVALENTES EM METROS DE TUBOS, PARA CONEXÕES PLÁSTICAS										
TIPO DE CONEXÃO	DIÂMETRO EM Pol E mm									
	¾"-25	1"-32	1.1/4"-40	1.1/2"-50	2"-60	2.1/2"-75	3"-85	4"-110	5"-140	6"-160
Curva 90° Raio longo	0,5	0,6	0,7	1,2	1,3	1,4	1,5	1,6	1,9	2,5
Curva 45°	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	0,8	0,9	1,0	1,1	1,9
Joelho 90°	1,2	1,5	2,0	3,2	3,4	3,7	3,9	4,3	4,9	6,0
Joelho 45°	0,5	0,7	1,0	1,3	1,5	1,7	1,8	1,9	2,5	3,2
Luva de Redução	0,15	0,2	0,3	0,4	0,7	0,78	0,85	0,95	1,2	2,1
Válvula de Pé c/crivo	9,5	13,3	15,5	18,3	23,7	25,0	26,8	28,8	37,4	45,3

(*) PVC rígido, polietileno e similares (exceção aos tubos específicos para irrigação, que possuem tabela própria).

- Valores de acordo com a NBR – 5626 / 82
- Para pressões até: 75 mca (PVC classe 15), 100 mca (PVC classe 20)
- Para tubos e conexões usados, acrescentar 2% aos valores acima, para cada ano de uso.

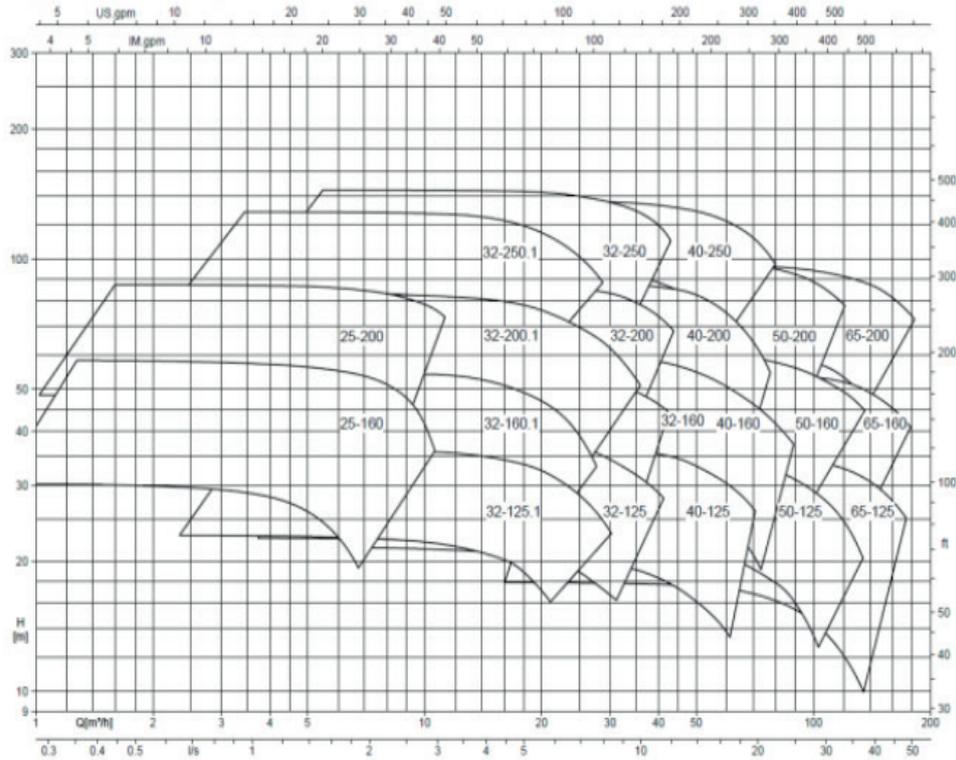
Tabela 1. Comprimentos equivalentes em metros de tubos, para conexões plásticas.

FONTE: SCHNEIDER, 2001, p. 42.

4.3 Seleção da bomba

Para selecionar o modelo da bomba, utilizam-se os gráficos fornecidos pelo fabricante KSB. Tendo em mãos a vazão requerida e a soma das perdas de carga distribuída e localizada da sucção e do recalque, como demonstrado ao longo deste trabalho, seleciona-se uma área em um dos gráficos a seguir. Cada área delimitada se refere a um modelo de bomba.

Megabloc, n = 3500 rpm



Megabloc, n = 1750 rpm

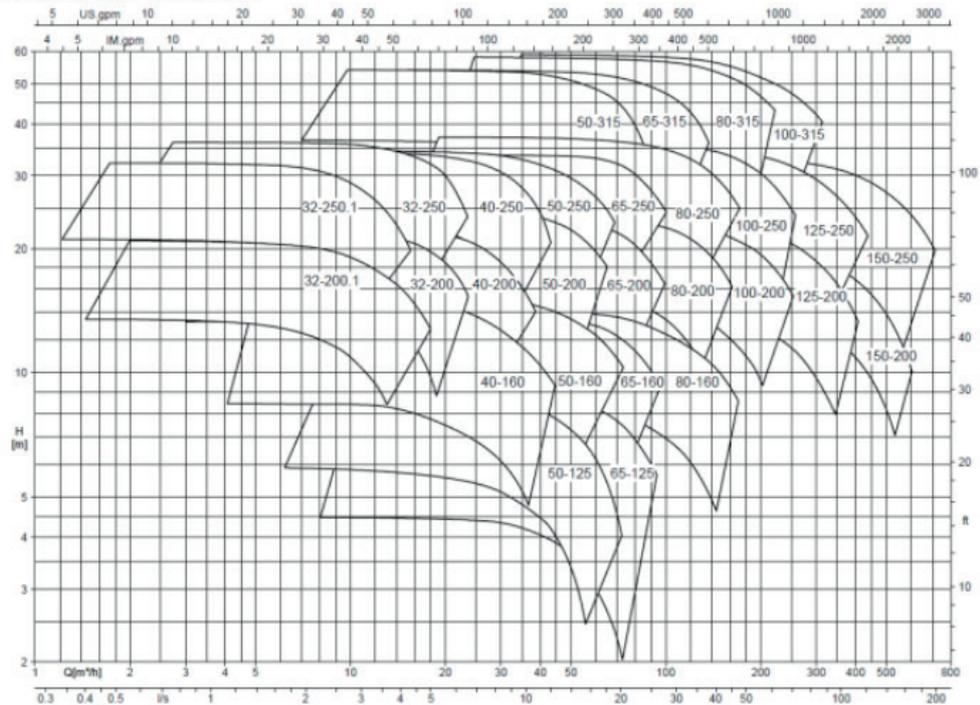


Figura 3. Diagramas de seleção de bomba centrífuga do tipo MEGABLOC para rotações de 3500 e 1750 rpm.

FONTE: KSB, p. 7.

Uma vez selecionado o modelo da bomba, deve-se consultar os gráficos referentes àquela bomba para que seja obtido o diâmetro do rotor. Pode-se também retirar dados referentes à potência necessária, rendimento e cavitação. O fabricante fornece todas as informações necessárias para que os projetistas tenham segurança na escolha.

REFERÊNCIAS

CORINOVIS, G.F.; SONG, T.W. **Funcionamento de uma torre de resfriamento de água**. Revista de graduação da engenharia química, [São Paulo], ano VI, n. 14, jul-dez. 2005.

DUTRA, K.H. **Perda de carga parte 1**. Disponível em <https://kaiohdutra.files.wordpress.com/2016/02/mh_aula-5_perda-de-carga-p1.pdf> Acesso em: 22 set. 2018.

FERREIRA, T.B.; MARQUES, J.C.G. **Fundamentos de hidráulica e hidrometria**. Londrina: Editora e distribuidora educacional S.A. 2017.

HENSLEY, J.C. **Cooling Tower Fundamentals**. 2nd. ed. Kansas: SPX Cooling Technologies, Inc., 2006. Disponível em <<https://spxcooling.com/pdf/Cooling-Tower-Fundamentals.pdf>> Acesso em: 19 set. 2018.

KERN, D.Q. **Process heat transfer**. New York: McGraw Hill, 1950.

KSB. **Manual técnico megabloc**. Disponível em <http://www.ksb.com.br/php/produtos/download.php?arquivo=mt_megabloc_a2744_0_3p_1.pdf&tipo=tecnicos> Acesso em: 22 set. 2018.

OLIVEIRA, V.F. de. **Diagnóstico de eficiência energética de uma torre de resfriamento de água da arcelormital inox brasil**. Belo Horizonte, MG: [s.n.], 2010.

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

SCHNEIDER. **Manual técnico**. Joinville, SC. 2001.

WAKI, R. **Montagem e avaliação de uma torre de resfriamento para uso em atividades de ensino de graduação**. Campinas, SP: [s.n.], 2009.

DIAGNÓSTICO DA BALNEABILIDADE NAS PRAIAS DE ALAGOAS ENTRE O ANO DE 2015 E 2018

Thomás Correia Lins

Engenheiro Sanitarista e Ambiental (pelo Centro Universitário Tiadentes – UNIT), mestrando em Tecnologias Ambientais (pelo Instituto Federal de Alagoas – IFAL campus Marechal)
Endereço(1): Condomínio Residencial Aldebaran Alfa, Quadra “C”, Lote “01” – Jardim Petrópolis - Maceió - Alagoas - CEP: 57080-547 - Brasil - Tel: +55 (82) 98851-1292 - e-mail: thomaslins92@gmail.com.

Camila Acioli Marinho

Bióloga (pela Universidade Federal de Alagoas – UFAL), especialista em Gestão Ambiental (pela Faculdade Figueiredo Costa - FIC/UNIFAL), e mestranda em Tecnologias Ambientais (pelo Instituto Federal de Alagoas – IFAL campus Maechal)

Joabe Gomes de Melo

Graduação em Licenciatura em Ciências Biológicas pela Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), mestrado em Botânica pela UFRPE e Doutorado em Biotecnologia pela UECE/UFRPE.

RESUMO: O estado de Alagoas tem como uma de suas atividades econômicas o turismo, explorado principalmente no litoral, devido as belezas naturais de suas praias. A avaliação da qualidade da água recreativa tem um papel essencial na saúde pública, e é comumente avaliada por indicadores microbianos, como

coliformes termotolerantes. Dessa forma, o presente estudo avalia a qualidade da água da Zona costeira de Alagoas, analisando dados de um período de três anos (2015 à 2018), divulgados pelo Instituto do Meio Ambiente (IMA) de Alagoas, e referentes as análises semanais de balneabilidade em 58 pontos distribuídos entre o Litoral Norte, Sul e da capital alagoana. Para definir a qualidade da praia foi criado atributos de acordo com a frequência que os pontos se encontravam próprios para o banho, variando em cinco tipos: péssima, ruim, regular, boa e ótima. Foi visto que as praias de Maceió apresentam os piores índices quando comparadas com as do Litoral Sul e do Litoral Norte, atingindo 58% do total de suas praias classificadas entre péssimas e regulares. Nas praias do Litoral Norte, foi observado que em Maragogi, cinco dos seus dez pontos de análise de balneabilidade possuíram uma média como imprópria. Já as praias do Litoral Sul são as que possuem uma melhor qualidade, estando classificadas como ruim apenas a praia de Feliz Deserto e a praia de Mui de Baixo.

PALAVRAS-CHAVE: Alagoas; Balneabilidade; Praia; Qualidade Ambiental; Saneamento; Saúde Pública.

WATER BATHING QUALITY DIAGNOSIS ON ALAGOAS BEACHES BETWEEN 2015 AND 2018

ABSTRACT: The tourism is one of the strongest economic activities in the state of Alagoas, mainly explored on the coast, due to the natural beauty of its beaches. Recreational water quality assessment plays an essential role in public health, and is commonly assessed by microbial indicators such as thermotolerant coliforms. Thus, the present study evaluates the water quality of Alagoas Coastal Zone, analyzing data from a three-year period (2015 to 2018), released by the Alagoas Environmental Institute (IMA), and referring to 58 points of weekly water bathing quality analysis, distributed between the north and south coasts and the capital of Alagoas. Defining the water quality of the beach, attributes were created according to how often the points were suitable for swimming, varying in five types: terrible, bad, fair, good and great. It was observed that the beaches of Maceió have the worst rates when compared to those of the south and the north coasts, reaching 58% of their total beaches classified among terrible and fair. On the beaches of the North Coast, it was observed that in Maragogi, five of its ten points of water bathing quality analysis have had an average as inappropriate. In the other hand, the beaches of the South Coast are the ones that have a better quality, being classified as bad only the Feliz Deserto beach and Miai de Baixo beach.

KEYWORDS: Alagoas; Water Bathing; Quality; Beach; Environmental Quality; Sanitation; Public Health.

INTRODUÇÃO/OBJETIVOS

O estado de Alagoas tem como uma de suas atividades econômicas principais o turismo, explorado principalmente no litoral, onde se encontram a região metropolitana de Maceió (capital do estado), considerada a mais importante para o turismo local, seguida por Maragogi, localizada no litoral norte do estado (Alagoas, 2015). Entretanto, essa busca massiva por praias pode desencadear problemas de saúde pública, pois doenças podem ser transmitidas caso as águas estejam expostas a patógenos microbianos.

De acordo com Von Sperling (2005), a detecção dos agentes patogênicos em uma amostra de água é extremamente difícil em razão de suas baixas concentrações, entretanto, as bactérias do grupo coliformes, apesar de não serem patogênicas, dão uma satisfatória indicação de quando a água possui contaminantes por fezes humanas ou de animais.

Ainda segundo Von Speling (2005), essa razão se dá porque esse grupo de bactérias se apresentam em grande quantidade nas fezes humanas, possuem resistência superior à maioria das bactérias patogênicas intestinais, apresentam mecanismos de remoção iguais aos de remoção de bactérias patogênicas, e tem técnicas rápidas e econômicas para sua detecção.

A balneabilidade é a capacidade em que um local tem de proporcionar atividades

recreativas de contato primário, como banho, natação, mergulho, esqui-aquático e outras atividades que venham a ter um contato direto e prolongado com a água. Essa medição da qualidade da água é feita através de análises biológicas para identificar se há bactérias do grupo coliforme segundo a resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) N° 274/2000.

O Instituto do Meio Ambiente (IMA) de Alagoas é uma Autarquia Estadual com jurisdição em todo o território alagoano, sendo responsável pela execução das políticas estaduais de Meio Ambiente, servindo como instrumentos de proteção ambiental (IMA). Esse instituto possui entre suas atribuições a realização de fiscalizações e de monitoramento ambiental, e realiza semanalmente análises de balneabilidade das águas do mar, seguindo os critérios de balneabilidade impostos pelo CONAMA N° 274/2000.

Dessa forma, o presente artigo visa avaliar o estado das praias de Alagoas, entre os anos de 2015 e 2018, a partir dos dados de balneabilidade realizados pelo IMA de acordo com o que preconiza a CONAMA N° 274 de 2000.

MATERIAL E MÉTODOS

I – COLETA DE DADOS DA BALNEABILIDADE DAS PRAIAS DE ALAGOAS

Inicialmente foram coletados os dados de Balneabilidade das praias de Alagoas, fornecidos pelo site do Instituto do Meio Ambiente (IMA) de Alagoas, que armazena as informações sobre balneabilidade analisadas semanalmente, classificando as praias como próprias ou impróprias para banho. Foram analisados dados de um período de três anos, coletados do dia 7 de agosto de 2015 ao dia 17 de agosto de 2018. Utilizou-se 58 pontos (**Tabela 1, 2 e 3**), sendo: 18 nas Praias do Litoral Sul; 19 nas Praias de Maceió; e 21 nas Praias do Litoral Norte.

Todos os dados foram organizados em planilhas no Excel e em seguida foram criados três gráficos dividindo os setores das praias em: Praias do Litoral Norte; Praias de Maceió; e Praias do Litoral Sul. Os gráficos foram do tipo Barra 2D 100% Empilhadas, para poder comparar a porcentagem de vezes que a praia ficou própria e imprópria ao longo dos três anos.

Dos 58 pontos analisados, apenas o ponto 7.1 não teve seus dados coletados desde o dia sete de agosto de 2015, pois o IMA começou a realizar análises dessa praia a partir do dia 26 de junho de 2018.

Foram coletados oito mil, cento e cinquenta e três (8153) dados de balneabilidade, porém, houveram ausências de quatrocentos e sessenta e uma (461) análises durante o período estudado, o que representou aproximadamente 5,65%. Essas ausências foram desconsideradas no presente trabalho.

Todos os dados foram organizados em planilhas no Excel e em seguida foram criados três gráficos dividindo os setores das praias em: Praias do Litoral Norte;

Praias de Maceió; e Praias do Litoral Sul. Os gráficos foram do tipo Barra 2D 100% Empilhadas, para poder comparar a porcentagem de vezes que a praia ficou própria e imprópria ao longo dos três anos.

	PONTOS	PRAIAS	COORDENADAS
PRAIS DO LITORAL SUL	1	Praia do Pontal do Peba/Frente à Rua de Acesso Principal	10°20'40,9"S e 036°18'03,6"W
	2	Praia de Feliz Deserto/Frente à Rua de Acesso Principal	10°17'57,5"S e 036°17'27,5"W
	3	Praia de Miai de Baixo/Frente à Rua Manoel da Cruz	10°13'13,6"S e 036°12'57,2"W
	4	Praia de Miai de Cima/Frente à Rua da Praia	10°12'07,3"S e 036°11'21,1"W
	5	Praia do Pontal do Coruripe/Frente ao Farol	10°09'40,7"S e 036°08'06,9"W
	6	Praia de Lagoa do Pau/Frente da Barraca Carraspana	10°07'44,1"S e 036°06'33,9"W
	7	Praia de Duas Barras/± 200m ao Sul da Foz do Rio Jequiá	10°03'04,7"S e 036°01'56,0"W
	7.1	Prainha da Laguna de Jequiá da Praia	10°00'24,3"S e 036°01'25,9"W
	8	Praia de Duas Barras/Foz do Rio Jequiá	10°02'58,0"S e 036°01'52,3"W
	9	Praia de Lagoa Azeda/Frente da Escola Municipal Eutíquio Quintela	09°58'14,8"S e 035°58'46,3"W
	10	Praia do Gunga/± 200m da Foz da Lagoa do Roteiro	09°51'38,0"S e 035°54'16,1"W
	11	Praia do Gunga/Estuário da Lagoa do Roteiro, ± 200m da foz	09°51'36,4"S e 035°54'19,1"W
	12	Praia de Atalaia/Barra de São Miguel/Frente à Rua Principal	09°50'39,9"S e 035°54'22,7"W
	13	Praia da Barra de São Miguel/Frente à Rua Edson Frazão	09°50'20,6"S e 035°53'20,2"W
	15	Praia do Francês/Av. Verdes Mares, interseção com a Rua Arrecifes	09°46'17,7"S e 035°50'30,2"W
	16	Praia do Francês/Av. Verdes Mares, interseção com a Rua Massunim	09°46'15,3"S e 035°50'24,8"W
	17	Praia do Francês, ± 100m da última Barraca	09°46'02,1"S e 035°50'14,3"W
	18	Praia do Saco/Frente à Rua principal	09°44'38,8"S e 035°49'12,9"W

Tabela 1: Localização dos Pontos de coleta nas praias do litoral Sul.

Fonte: Editado de IMA.

PRAIAS DE MACEIÓ	19	Praia do Pontal da Barra/Av. Assis Chateaubriand/Frente à entrada do DETRAN	09°41'49,9"S e 035°46'37,9"W
	20	Praia do Pontal da Barra/Av. Assis Chateaubriand, ± 200m ao Sul do Emissário da BRASKEM	09°41'20,9"S e 035°46'04,2"W
	21	Praia do Pontal da Barra/Av. Assis Chateaubriand, ± 500m ao Sul do Emissário da CASAL	09°40'37,3"S e 035°45'16,3"W
	22	Praia do Pontal da Barra/Av. Assis Chateaubriand, ± 500m ao Norte do Emissário da CASAL	09°40'24,6"S e 035°44'54,4"W
	23	Praia da Avenida/Av. Assis Chateaubriand, interseção com a Rua Dias Cabral	09°40'13,9"S e 035°44'22,0"W
	24	Praia da Avenida/Av. Assis Chateaubriand, interseção com a Rua Barão de Anadia	09°40'12,9"S e 035°44'08,9"W
	25	Praia de Pajuçara/Av. Dr. Antônio Gouveia, interseção com a Rua João Carneiro	09°40'23,1"S e 035°42'57,3"W
	26	Praia de Pajuçara/Av. Dr. Antônio Gouveia, interseção com a Rua Júlio Plech Filho	09°36'54,0"S e 035°42'31,4"W
	27	Praia de Ponta Verde/Av. Silvio Carlos Viana, interseção com a Rua Profª Hígia Vasconcelos	09°39'52,7"S e 035°41'53,6"W
	28	Praia de Ponta Verde/Av. Álvaro Otacílio, entre as Ruas General. Dr. João Saleiro Pitão e Dr. Rubens Canuto	09°39'42,3"S e 035°41'45,7"W
	29	Praia de Jatiúca/Av. Álvaro Otacílio, entre as Avenidas Antônio de Barros e Empresário Carlos da Silva Nogueira	09°38'59,6"S e 035°41'58,5"W
	30	Praia de Cruz das Almas/Av. Brigadeiro Eustáquio Gomes, entre as Ruas Mascarenhas de Brito e Padre Luiz Américo Galvão	09°38'19,6"S e 035°41'53,0"W
	31	Praia de Cruz das Almas/ Av. Brigadeiro Eustáquio Gomes, entre as Ruas Padre Luiz Américo Galvão e Mauro Machado Costa	09°37'57,9"S e 035°41'47,7"W
	32	Praia de Cruz das Almas/Av. Brigadeiro Eustáquio Gomes, entre as Ruas Mauro Machado Costa e Senador Ezequias da Rocha	09°37'36,0"S e 035°41'39,3"W
	33	Praia de Jacarecica/Frente à Rua "A"	09°36'26,1"S e 035°41'17,0"W
	34	Praia de Guaxuma/Frente à entrada principal de acesso	09°35'31,8"S e 035°40'04,9"
	35	Praia de Garça Torta/Frente à Rua principal, perpendicular à Rua São Pedro	09°35'00,2"S e 035°36'35,1"W
	37	Praia do Mirante/Frente à Rua de principal acesso	09°33'55,6"S e 035°38'42,6"W
38	Praia de Ipioca/Frente à Rua de principal acesso	09°31'52,0"S e 035°36'17,8"W	

Tabela 2: Localização dos Pontos de coleta nas praias de Maceió.

Fonte: Editado de IMA.

PRAIAS DO LITORAL NORTE	39	Praia de Paripueira/Av. Beira Mar, lado direito, ± 250 m da rua principal de acesso	09°28'15,5"S e 035°32'56,3"W
	40	Praia de Paripueira/Av. Beira Mar, lado esquerdo, ± 900 m da rua principal de acesso	09°28'07,0"S e 035°32'47,8"W
	41	Praia de Sonho Verde/Frente à Av. Principal	09°27'06,5"S e 035°31'46,0"W
	42	Praia de Barra de Santo Antônio/Frente à entrada do Loteamento Tabuba	09°26'24,8"S e 035°31'06,8"W
	43	Praia de Maré Mansa/Barra de Santo Antônio	09°25'27,8"S e 035°30'13,6"W
	44	Praia de Barra de Camaragibe/Início da Rua Beira Mar	09°18'47,7"S e 035°24'56,0"W
	45	Praia S. Miguel dos Milagres/Frente à Rua Principal	09°16'01,6"S e 035°21'54,8" W
	46	Praia de Porto da Rua/Frente à Rua Principal	09°14'38,1"S e 035°20'52,8"W
	48	Praia de Porto de Pedras/Frente à Rua Principal	09°09'44,6"S e 035°17'43,6"W
	49	Praia de Japaratinga/Frente à Av. Principal	09°05'39,4"S e 035°15'30,5"W
	50	Praia de Japaratinga/Frente à Rua Amaro Calaça Wanderley	09°05'19,2"S e 035°15'24,2"W
	51	Praia de Maragogi/Frente à Foz do Rio Salgado	09°03'54,4"S e 035°14'30,8"W
	52	Praia de Maragogi/Frente à Escola Manoel M. Costa	09°03'09,6"S e 035°14'23,1"W
	53	Praia de Maragogi/Foz do Rio Maragogi	09°01'35,9"S e 035°13'47,2"W
	54	Praia de Maragogi/Av. Beira Mar, ± 500m do início da orla	09°01'02,4"S e 035°13'23,5"W
	55	Praia de Maragogi/Frente à Praça Multieventos	09°00'37,3"S e 035°13'07,3"W
	56	Praia de Maragogi/Frente à Rua N.S ^a .da Guia – Barra Grande	08°59'15,7"S e 035°11'36,1"W
	57	Praia de Burgalhau/Frente ao restaurante	08°59' 51,5"S e 035°12' 24,1"W
	58	Praia de Antunes/Área de frequência de banhistas	08°58'12,1"S e 035°10' 41,0"W
	59	Praia de Ponta de Mangue/ Área de frequência de banhistas	08°57'10,6"S e 035°10'17,8"W
60	Praia de Maragogi/Frente à Foz do Rio Persinunga	08°54'48,4"S e 035°09'13,9"W	

Tabela 3: Localização dos Pontos de coleta nas praias do litoral Norte.

Fonte: Editado de IMA.

II – AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DAS PRAIAS

Para definir a qualidade da praia, foi criado atributos de acordo com a frequência que os pontos se encontravam próprios para o banho variando em cinco tipos: péssima, ruim, regular, boa e ótimo (Tabela 4).

QUALIDADE	
ÓTIMA	Praias Classificadas como PRÓPRIAS em 100% do tempo
BOA	Praias classificadas como PRÓPRIAS entre 85% à 99% do tempo
REGULAR	Praias classificadas como PRÓPRIAS entre 75% à 84% do tempo
RUIM	Praias classificadas como PRÓPRIAS entre 51% à 74% do tempo
PÉSSIMA	Praias classificadas como PRÓPRIAS entre 0% à 50% do tempo

Tabela 4: Classificação da balneabilidade

Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

Foi efetuada a qualidade de todos os pontos, e através de gráficos pizza o levantamento geral das praias de Maceió, do Litoral Sul e do Litoral Norte.

III – REVISÃO DE LITERATURA

A revisão de literatura foi realizada através de livros, legislações e periódicos. Serviram de bases para os periódicos a Scielo, Science (AAAS), Scopus (Elsevier) e Web of Science - Coleção Principal (Clarivate Analytics). Foram utilizadas as palavras Alagoas e beach como palavras chaves, e uma margem de busca de dez anos (2008 a 2018).

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

O IMA segue a CONAMA 274 de 2000 quando se refere a balneabilidade das praias, e essa resolução informa que as águas serão consideradas impróprias quando no trecho avaliado for verificada cada uma das seguintes exigências:

- Não atendimento aos critérios estabelecidos para as águas próprias;
- Valor obtido na última amostragem for superior a 2500 coliformes termotolerantes ou 2000 *Escherichia coli* ou 400 enterococos por 100 mililitros;
- Incidência elevada ou anormal, na Região, de enfermidades transmissíveis por via hídrica, indicada pelas autoridades sanitárias;
- Presença de resíduos ou despejos, sólidos ou líquidos, inclusive esgotos sanitários, óleos, graxas e outras substâncias, capazes de oferecer riscos à saúde ou tornar desagradável a recreação;
- pH < 6,0 ou pH > 9,0 (águas doces), à exceção das condições naturais;
- Floração de algas ou outros organismos, até que se comprove que não oferecem riscos à saúde humana;
- Outros fatores que contra-indiquem, temporária ou permanentemente, o exercício da recreação de contato primário.

Os resultados coletados das análises realizadas pelo IMA entre o período de 7 de agosto de 2015 à 17 de agosto de 2018 para as praias do Litoral Sul (**Gráfico 1**), praias de Maceió (**Gráfico 2**) e as praias do Litoral Norte (**Gráfico 3**), mostram a quantidade de vezes (em percentual) que cada ponto esteve impróprio e próprio para banho.

Davino (2015) analisando a concentração de coliformes termotolerantes de 2006 a 2012 constata que a praia de Jatiúca (situada na capital alagoana – Maceió) encontrou-se em pior estado quando comparada com as praias vizinhas (cruz das almas e ponta verde).

Fontenelle (2015) fez um estudo analisando a balneabilidade das praias de Alagoas entre o período de 2007 a 2011. O autor relata que o Litoral Norte (entre os pontos da praia de Japaratinga e da praia de Maragogi) havia alta incidência de amostras impróprias, com a qualidade da água variando de regular e ruim/crítico, sendo crítico ou ruim em três pontos por cinco anos.

Em Maceió, Fontenelle (2015) informou que a situação se encontrava ainda mais crítica, entre a praia do Pontal da Barra a praia de Jacarecica existiam 14 pontos, em que muitos encontraram-se com qualidade ruins ou críticas, e cinco desses pontos sempre estavam ruins ou críticas no período de 2007 a 2011 (> 50% de indevido, atingindo 100% de impropriedade).

Fontenelle (2015) ainda cita que o Litoral Sul se encontrou como as praias de melhor índice para banho. O autor destacou a melhora significativa da praia do Pontal de Coruripe, que começou com más condições em 2007, tornando-se regular em 2008 e 2009 e vindo a atingir boa qualidade nos últimos anos da pesquisa. O autor ainda comenta sobre a melhora da Barra de São Miguel devido ao progresso do seu saneamento, o que a fez passar de regular (2007-2009) para bom em 2010 e 2011.

Souza e Silva (2015) mostram que alta e baixa estação contribuem com a balneabilidade do mar. As baixas estações coincidem com o período de chuvas, que elevam os poluentes pela contaminação com esgoto doméstico nas águas de escoamento superficiais em cidades pouco saneadas (nitrito, coliformes termotolerantes e totais). Entre fevereiro de 2007 e dezembro de 2011, Fontenelle (2015) mostrou que os menores índices de inadequação das praias de Alagoas coincidiram com o ano de 2010, o de menos chuva no estado (precipitação inferior a 10-20% em comparação com o período de 2007-2011).

Além disso Souza e Silva (2015) viram que as coletas de resíduos sólidos (proveniente dos banhistas) no período de alta estação é cerca de 4 vezes maior que o da baixa estação. Esses resíduos favorecem a sobrevivência e a proliferação dos microrganismos na areia.

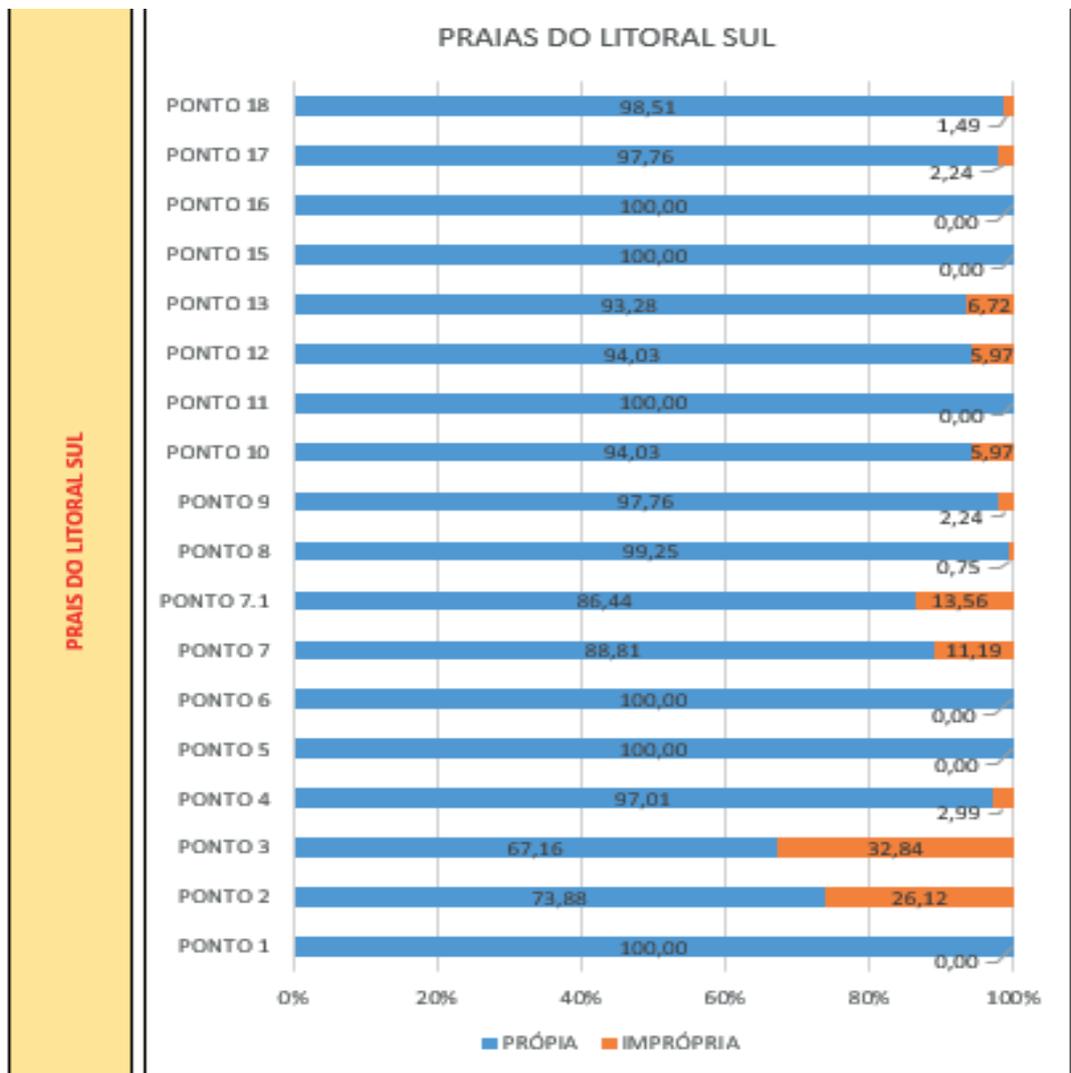


Gráfico 1: Classificação ao longo dos três anos (agosto de 2015 a 2018) da balneabilidade das praias do Litoral Sul nos pontos em que o IMA realizou as análises.

Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

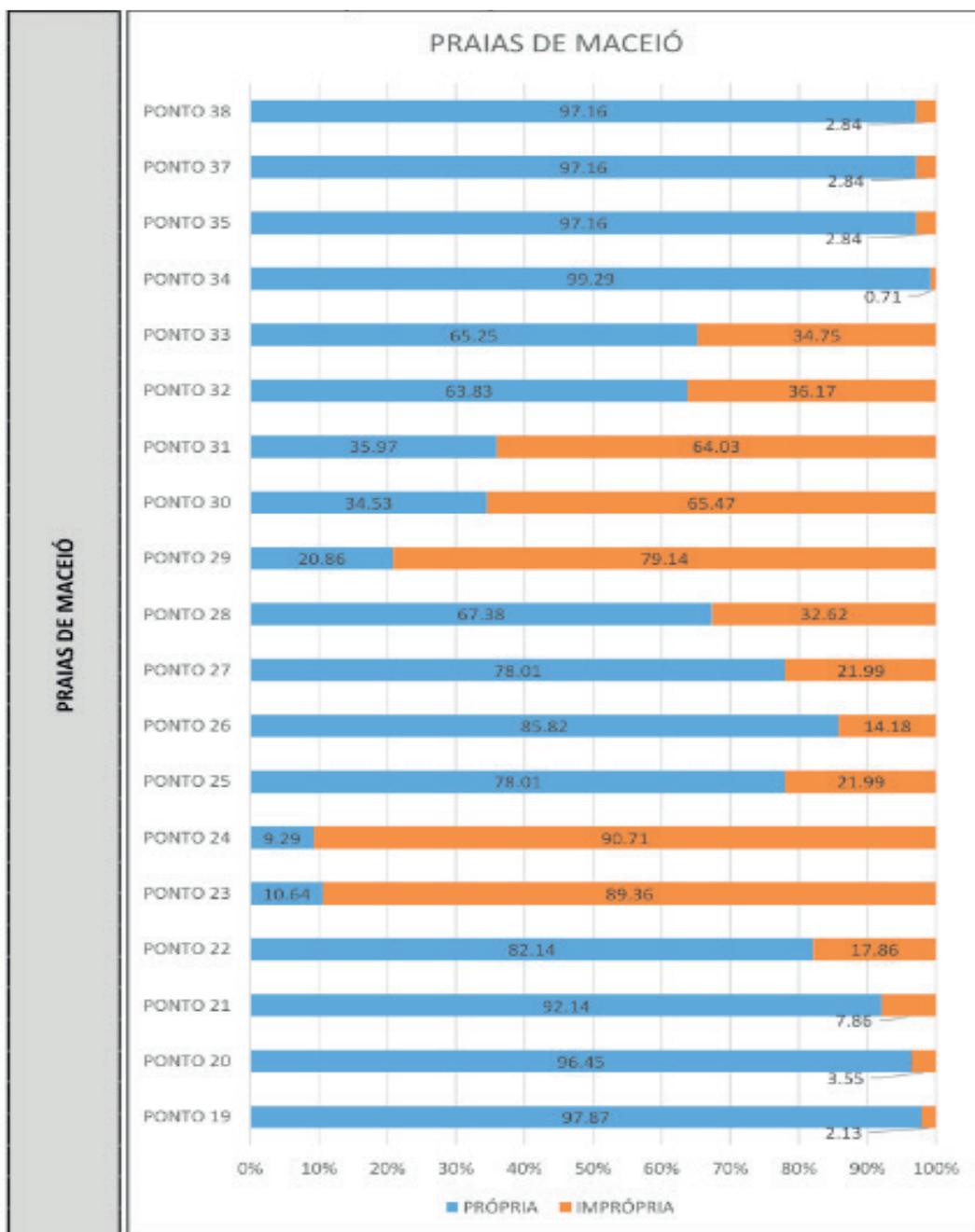


Gráfico 2: Classificação ao longo dos três anos (agosto de 2015 a 2018) da balneabilidade de Maceió nos pontos em que o IMA realizou as análises.

Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

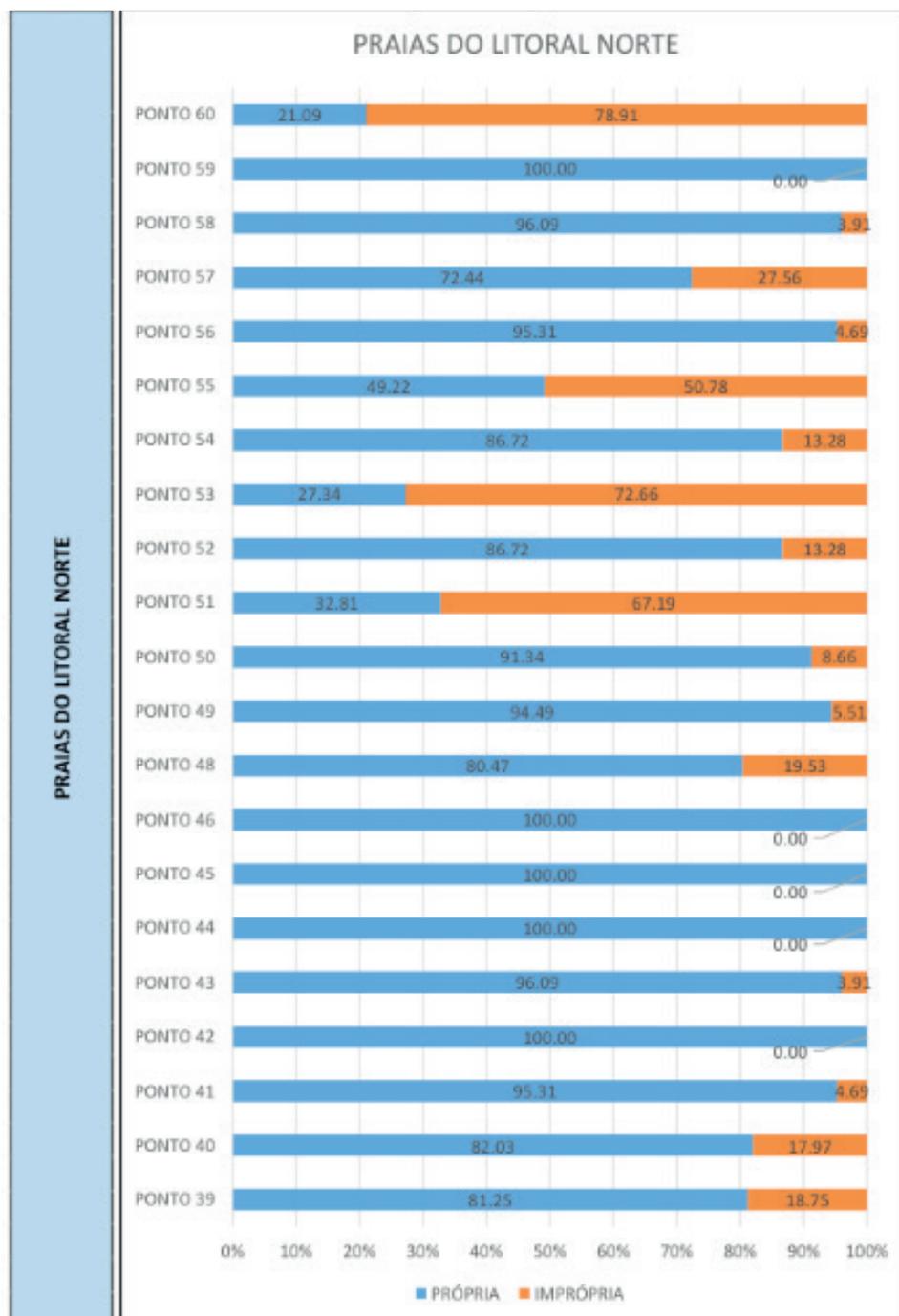


Gráfico 3: Classificação ao longo dos três anos (agosto de 2015 a 2018) da balneabilidade das praias do Litoral Norte nos pontos em que o IMA realizou as análises.

Fonte: Elaborado pelos próprios autores.

RESULTADOS/DISCUSSÃO

Analisando os Gráfico 1, 2 e 3 vemos que as praias de Maceió são as que estão em pior estado. Contribuem para essa classificação as praias da Avenida (Pontos 23 e 24), Ponta Verde e Jatiúca (Pontos 28 e 29, respectivamente), Cruz das Almas (Pontos 30, 31 e 32) e a praia de Jacarecica (Ponto 33). Todas essas praias estão em sua maior parte do tempo classificadas como péssimas ou ruim em todos os seus pontos de coleta, com exceção da Ponta Verde, que possui o Ponto 27 com qualidade regular (Gráfico 4).

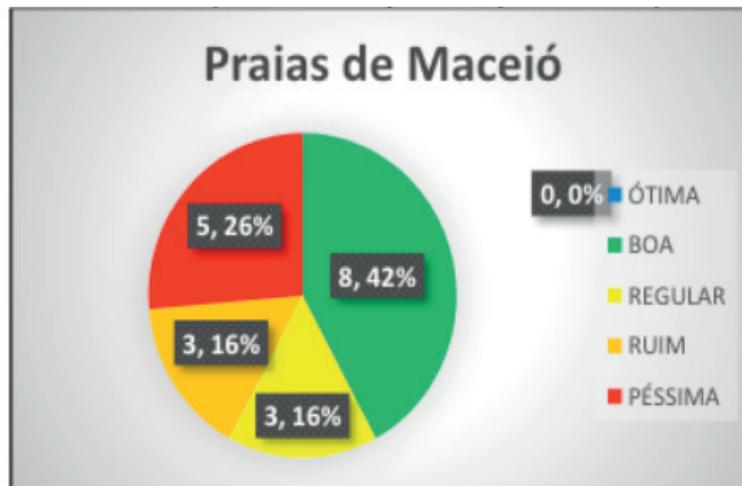


Gráfico 4: Classificação da qualidade das águas nas praias de Maceió (número de praias; percentual).

Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

As praias do Litoral Norte encontram-se em melhor estado que as de Maceió, entretanto, possuem apenas 62% do total de suas praias variando ente ótima e boa. As praias que se encontram em pior estado são todas de Maragogi (Ponto 51, 53, 55, 57 e 60), representando 50% dos pontos em que o IMA avalia a balneabilidade de Maragogi (ver **Gráfico 5**).

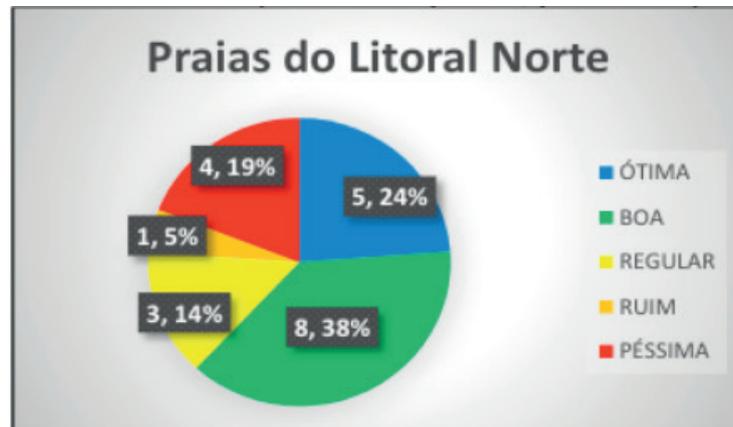


Gráfico 5: Classificação da qualidade das águas nas praias do Litoral Norte (número de praias; percentual).

Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

As praias do Litoral Sul são as que tiveram a melhor qualidade, com cerca de 89% de suas praias variando de ótima a boa, e com apenas as praias de Feliz Deserto (Ponto 2) e Miai de Baixo (Ponto 3) classificadas como ruim durante os três anos analisados (ver Gráfico 6).

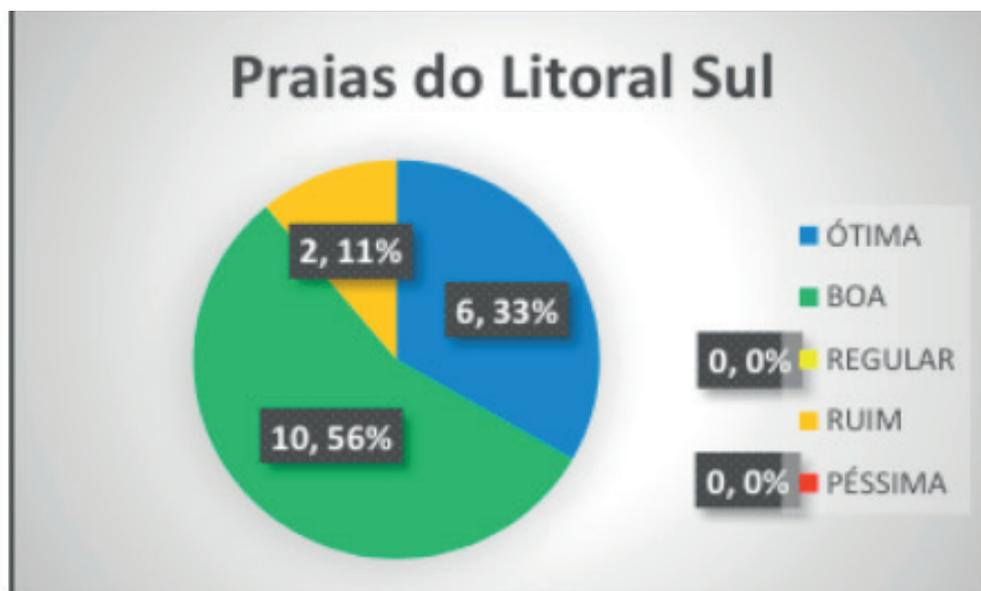


Gráfico 6: Classificação da qualidade das águas nas praias do Litoral Sul (número de praias; percentual).

Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

Comparando os dados obtidos pelas análises do IMA com os das pesquisas, podemos observar que:

- Na região metropolitana, a Praia da Jatiúca continua em uma situação crítica, classificada como péssima, e outras várias praias (ver **Gráfico 2**) continuam com balneabilidades desfavoráveis;
- As Praias de Japaratinga possuíram uma melhora, já as de Maragogi continuam possuindo vários pontos com qualidade péssima (pontos 51, 53, 55 e 60) e ruim (ponto 57);
- A Praia do Pontal do Coruripe (Ponto 5) e da Barra de São Miguel (13), que haviam tido uma melhora destacável, mantiveram favoráveis qualidades da água, respectivamente ótima e boa.

CONCLUSÃO

Foi visto que as praias de Maceió apresentam os piores índices quando comparadas com as do Litoral Sul e do Litoral Norte, atingindo 58% do total de suas praias classificadas entre péssimas e regulares. Nas praias do Litoral Norte, foi observado que em Maragogi, cinco dos seus dez pontos de análise de balneabilidade possuíram uma média como imprópria. Já as praias do Litoral Sul são as que possuem uma melhor qualidade, estando classificadas como ruim apenas a praia de Feliz Deserto e a praia de Miai de Baixo.

Pode-se concluir que os índices que apontam águas mais poluídas estão em pontos de maior urbanização e ligados ao saneamento básico precário dessas regiões. Além disso, é importante observar que praias com menor frequência de banhistas aparecem nas análises com melhores classificações. Pode-se inferir que a maior presença de

peças pode influenciar na qualidade da água também, mas para uma melhor análise da situação é sugerido que sejam realizados estudos mais profundos ligados às taxas de urbanização e saneamento básico da região, frequência de banhistas e políticas e projetos de educação ambiental junto à comunidade do entorno.

REFERÊNCIAS

ALAGOAS. Secretaria de Estado do Planejamento, Gestão e Patrimônio. Estudo para o desenvolvimento de um turismo sustentável no litoral Alagoano. Maceió: SEPLAG, 2015. 41p. Disponível em: <<http://dados.al.gov.br/dataset/nucleo-de-estudos-e-projetos-da-seplag/resource/1609ca65-18fb-40b5-9088-750c127fee0a>>. Acesso em 30 de agosto de 2018.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras. Resolução CONAMA nº 274, de 29 de novembro de 2000. Diário Oficial da União nº 18, de 25 de janeiro de 2001, seção 1, páginas 70-71.

DAVINO, A. M. C.; MELO, M. B.; FILHO, R. A. C. Assessing the sources of high fecal coliform levels at an urban tropical beach. *Brazilian Journal of Microbiology*, v. 46, n. 4, p. 1019-1026, 2015.

FONTENELLE, T. H.; BAPTISTA NETO, J. A.; FONSECA, E. M. Water quality along the Alagoas State Coast, Northeast Brazil: advocacy for the coastal management. *Revista de Gestão Costeira Integrada / Journal of Integrated Coastal Zone Management* v. 15, n. 4, p.559-567, 2015.

INSTITUTO DO MEIO AMBIENTE – IMA. Apresentação Institucional. Retirado de: <<http://www.ima.al.gov.br/institucional/>>. Acesso em: 29 de agosto de 2018.

INSTITUTO DO MEIO AMBIENTE – IMA. Categoria de arquivo para 'balneabilidade'. Retirado de: <<http://www.ima.al.gov.br/category/balneabilidade/>>. Acesso em: 21 à 22 de agosto de 2018.

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

POTABILIDADE DA ÁGUA: A PERCEPÇÃO DO MORADOR EM VITÓRIA

Cibele Esmeralda Biondi Ferreira

Universidade Federal do Espírito Santo

Vitória – Espírito Santo

Fátima Maria Silva

Universidade Federal do Espírito Santo

Vitória – Espírito Santo

RESUMO: Este estudo se propõe a investigar as percepções de moradores em relação à responsabilidade no uso da água e na manutenção dos reservatórios visando garantir a potabilidade após a reserva domiciliar nas residências abastecidas pela concessionária do município de Vitória, Espírito Santo. O universo da pesquisa foi constituído de residências unifamiliares apresentadas segundo as tipologias padrões para edificações definidas pela norma brasileira. A análise dos dados foi realizada seguindo as etapas da análise de conteúdo proposta por Bardin. Destaca a importância da revisão de como as informações estão sendo veiculadas, de tal forma que o morador conheça o funcionamento do reservatório, sinta-se responsável pela garantia da potabilidade dentro de sua residência, e amplie o exercício da sua cidadania, sendo protagonista e contribuindo para a proteção da saúde coletiva e urbana.

PALAVRAS-CHAVE: Qualidade da água; Potabilidade da Água; Reservatório; Reservação

Domiciliar; Morador.

WATER POTABILITY: THE VITÓRIA'S RESIDENT PERCEPTION

ABSTRACT: This study intends to investigate the residents' perceptions regarding the responsibility for water use and the maintenance of the reservoirs in order to guarantee the potability of the water after domestic reservation inside the residences supplied by the concessionaire in the city of Vitória, Espírito Santo. The research universe consisted of single family dwellings presented according to the standard typologies for buildings defined by Brazilian norm. The analysis of the data was performed following the steps of the content analysis proposed by Bardin. Emphasizes the importance of the review of how the information is being conveyed in such a way that the resident knows the operation of the reservoir, feels responsible for guaranteeing the potability inside your residence, and broadens the exercise of your citizenship, being a protagonist and contributing to the protection of public and urban health.

KEYWORDS: Water Quality; Water Potability; Water Tank; Home Reservation; Dweller.

1 | INTRODUÇÃO

Trata-se este estudo de investigar as percepções de moradores em relação à responsabilidade no uso da água e na manutenção dos reservatórios visando garantir a potabilidade da água após a reserva domiciliar no interior das residências. A água é um bem fundamental à vida sendo inegável sua relação direta com a promoção da saúde humana. Além das ações de prevenção e assistência, considera-se cada vez mais importante atuar sobre os fatores determinantes da saúde. Estudos mostram o risco que a população está exposta devido à presença do reservatório domiciliar e a falta dos cuidados necessários, e que o problema é encontrado dentro das residências, pois a água coletada dos reservatórios domiciliares muitas vezes não se encontra em conformidade com os padrões de potabilidade (FREIRE, 2012; ZORZAL; SILVA, 2008; CAMIOTTI; GONÇALVES, 2003).

É notório que o saneamento básico, com medidas em relação à água, saneamento e higiene é relevante para saúde pública mundial, especialmente entre as crianças em países pobres, que estão em maior risco de infecções entéricas e seus sintomas associados, complicações e sequelas (BROWN; CAIRNCROSS; ENSINK, 2013). É preciso haver um abrangente programa de educação sobre higiene para que as pessoas com abastecimento de água e saneamento adequados possam saber como usá-los para maximizar os benefícios para a sua saúde (MARA, 2003).

Neste contexto, o conceito de saúde da OMS vem sendo criticado devido à impossibilidade de ser plenamente atingido, no campo do “dever ser” ainda tem vigência como meta: a saúde não implica apenas a ausência de doença, mas é uma situação de bem-estar físico, mental e social. Consequentemente, a saúde transcende a questão da doença, incluindo a promoção da saúde, a prevenção da doença e o próprio acesso aos cuidados de saúde que pode ser entendido como o produto da interação de três fatores: direito/informação; disponibilidade; e aceitação/qualidade (PADILLA et al., 2013).

As dinâmicas econômicas recentes têm desafiado as cidades a absorver o crescimento, melhorando suas condições de urbanização de modo a sustentá-lo do ponto de vista territorial. Os desafios não são poucos, já que não se trata apenas de expandir a infraestrutura das cidades para absorver um crescimento futuro, uma vez que a base financeira, política e de gestão sobre a qual se constituiu o processo de urbanização consolidou um modelo marcado por disparidades socioespaciais, ineficiência e grande degradação ambiental. Porém, apesar dos sucessos da política econômica, entre eles, o aumento espetacular do gasto público no setor de desenvolvimento urbano; as promessas da descentralização; e do Estatuto das Cidades em 2001 (o novo marco regulatório do ponto de vista da gestão territorial); as marcas desse modelo continuam presentes em várias dimensões do processo de urbanização (ROLNIK; KLINK, 2011).

É preponderante que, para que sejam sustentáveis, as áreas urbanas necessitem

manter um equilíbrio entre as atividades econômicas, crescimento populacional, infraestrutura e serviços, poluição, desperdício, barulho, entre outros; de modo que o sistema urbano e suas dinâmicas se desenvolvam em harmonia, limitando internamente, tanto quanto possível, os impactos negativos sobre o ambiente natural. Apresentam-se sustentáveis quando atendem as necessidades urbanas básicas da população, tais como as de infraestrutura urbana e, desta forma, devem ser observadas em sua organização e sua dinâmica, as diversas dimensões (ARAÚJO; CÂNDIDO, 2014).

A deterioração da qualidade da água em sistemas de distribuição causada, principalmente, pelo mau planejamento, projeto e construção ou operação inadequada e manutenção e controle de qualidade tem sido associada a uma proporção significativa de doenças relacionadas à água (WHO, 2004), sendo que esta, principalmente, pelas atividades antrópicas é um dos recursos mais deteriorados e está mais difícil utilizá-la em condições ótimas (NAVIA; TORRES, 2011).

2 | REVISÃO

2.1 A vigilância da qualidade da água – Desafios e perspectivas

Realizar um projeto articulado das políticas sociais e desenvolvimento urbano demanda a mudança de práticas, padrões, valores, enfim, da cultura organizacional das instituições públicas gestoras das políticas públicas, ou ainda a incorporação de organizações autônomas, voltadas para os interesses coletivos capazes de dar maior eficácia à gestão das políticas (NASCIMENTO, 2010). Cabe ressaltar a necessidade de mudança cultural dos moradores e não somente das instituições em relação a esta temática.

Políticas e estratégias de requalificação urbana orientadas para o território da moradia que contribuam para a melhoria da saúde e redução das iniquidades, ainda são escassas, especialmente no Brasil. Há também lacunas no que se refere aos efeitos de longo prazo da requalificação e renovação urbana sobre a saúde e as desigualdades sociais, nesse sentido, dimensões interligadas de habitação, laços na comunidade e meio ambiente físico e social têm a capacidade de afetar o estado de saúde individual, por meio de mecanismos físicos, mentais ou sociais (FRICHE et al., 2015).

A China, por exemplo, experimentou um excelente crescimento econômico nas últimas três décadas através da urbanização. Mas, ao mesmo tempo, muitas questões ecológicas e sociais foram marginalizadas, levando a problemas de segurança pública, saúde e equidade social, o que sinaliza ser improvável que tal padrão de desenvolvimento seja sustentável (XIANG; STUBER; MENG, 2011).

As condições de vida moldam a saúde (VLAHOV, 2007), sendo que a responsabilidade pessoal e comunitária está posta, mas encontra-se em situação crítica. Abordagens tanto individual, como familiar e da comunidade para o acesso

sustentado e uso adequado das fontes de água mais seguras e instalações sanitárias melhoradas dependerá de mudança de comportamento eficaz e estratégias de comunicação. Em alguns lugares, enraizadas práticas culturais e a falta de educação podem ser impedimentos. A vontade política das autoridades internacionais, regionais, nacionais e locais terá que ser desenvolvida, exercida e mantida. Não há solução rápida para melhorar a água e o saneamento; alcançar a equidade será um caminho longo e difícil, mas o ser humano e os resultados econômicos da sociedade certamente justificam o investimento e o esforço (WALDMAN; MINTZ; PAPOWITZ, 2013).

2.2 Aspectos legais

No Brasil, de acordo com a legislação vigente, a água para consumo humano é a água considerada potável destinada à ingestão, preparação e produção de alimentos e à higiene pessoal, independentemente da sua origem. A água potável é aquela que atende ao padrão de potabilidade estabelecido pela Portaria nº 2.914/2011 do Ministério da Saúde e que não ofereça riscos à saúde (BRASIL, 2011). A garantia do consumo humano de água potável, livre de microrganismos patogênicos, de substâncias e elementos químicos prejudiciais à saúde constitui-se em ação eficaz de prevenção das doenças de veiculação hídrica (ARAÚJO et al., 2011).

A água é um bem dotado de valor econômico e importante atributo para a saúde coletiva, e, para consumo humano, deve atender ao disposto na legislação e portarias do Ministério da Saúde. Os procedimentos e responsabilidades têm como limite os hidrômetros (medidor no ponto de entrada) das edificações, sendo que a partir desse ponto, a responsabilidade passa a ser do usuário (cidadão/sujeito/morador); desta forma, os reservatórios de água domiciliares podem representar risco à saúde dos moradores. A garantia da potabilidade da água nos pontos de consumo dentro das residências cabe ao morador e o padrão de potabilidade com que a água chega nesses pontos é desconhecido.

É necessário ter a segurança que a qualidade da água, garantida por legislação, que passa pelo hidrômetro é a mesma que é consumida na torneira do consumidor (ZORZAL; SILVA, 2008) e a cidade é um mosaico de lugares e locais onde a água é desigualmente armazenada, processada, transportada, utilizada, desperdiçada e recolhida de acordo com uma série de relações socioeconômicas e interações políticas (IORIS, 2012).

A norma técnica brasileira NBR 5626/1998 (ABNT, 1998) orienta nas questões de projeto, construção e manutenção dos reservatórios domiciliares. Esses cuidados visam não conferir cor, odor, toxidade à água e a não proliferação de micro-organismos. A vulnerabilidade das instalações prediais está ligada, sobretudo, as condições específicas de projeto dos reservatórios e suas instalações tanto estruturais como hidrossanitárias, porém é imprescindível que se tenha água de boa qualidade, desde a distribuição, para que essa possa ser preservada no seu percurso pelas instalações

prediais. Este fato explica a preocupação com as evidências do crescimento de colônias de bactérias na rede, ratificada, inclusive, pelo controle de qualidade estabelecido pela Portaria nº 2.914/2011 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011).

Esta mesma portaria regulamenta os padrões de potabilidade da água e os procedimentos de controle e de vigilância para consumo humano e define os conceitos de água potável como sendo aquela que atenda ao padrão de potabilidade e não ofereça riscos à saúde, e como padrão de potabilidade o conjunto de valores permitidos como parâmetro da qualidade para consumo humano. Com relação aos deveres da sociedade quanto à água de consumo humano estabelece procedimentos que buscam garantir a qualidade até a chegada à residência do usuário. O cliente tem, portanto, papel de suma importância na garantia da continuidade dessa qualidade no interior do domicílio.

Não se sabe a qualidade da água nos reservatórios domiciliares, nos quais o produto é realmente consumido pela população. A manutenção dessa qualidade a ser distribuída exige recursos de pessoal especializado para chegar potável ao consumidor; no entanto, pessoas sem conhecimento básico no assunto administram, no dia-a-dia, a maioria das residências. Estes, por sua vez, não são corretamente orientados para a necessidade de cuidados especiais de manutenção dos reservatórios. Deve-se dar especial atenção às tubulações, reservatórios e equipamentos de tratamento de água que são vendidos no comércio, bem como às práticas de higiene domiciliares (FREIRE, 2012).

A relação entre a água e os humanos é universal na vida social, sem água não há vida e a humanidade não sobrevive sem ela. Estas são premissas do senso comum e das ciências biológicas. A forma como esta relação é estabelecida e o sentido particular que lhe é atribuído em cada contexto geográfico, etnográfico e histórico são já objetos de atenção antropológica (TEIXEIRA; QUINTELA, 2011).

No estado do Espírito Santo, principalmente o Norte, registra-se problemas de abastecimento, e em abril de 2016, já existiam catorze municípios em situação crítica, segundo a Agência Estadual de Recursos Hídricos (AGERH). No final de setembro de 2016, os problemas causados pela pior crise hídrica da história do Espírito Santo já afetavam mais de 2,8 milhões de pessoas. Mais de 82% da população do estado estavam sofrendo os efeitos da falta de água, somando as localidades que decretaram situação de emergência e estado crítico por causa da estiagem. Mais de 46 municípios foram afetados e possuíam problemas de abastecimento de água tratada naquele momento. Vitória e Vila Velha já passaram por racionamento pela CESAN. As vazões do Rio Jucu e do Rio Santa Maria da Vitória, que abastecem a Grande Vitória, estão cada vez mais baixas de acordo com a AGERH (GOMES, 2016).

Após observação na Região Metropolitana da Grande Vitória (RMGV) que congrega juntamente com a capital, Vitória, mais seis municípios: Cariacica, Fundão, Guarapari, Serra, Vila Velha e Viana, optou-se por realizar a pesquisa em Vitória por ser a cidade que mais disponibiliza dados oficiais recentes no site do município.

Neste cenário, foram pesquisadas as percepções de moradores quanto à manutenção da qualidade da água após reservação domiciliar em dois bairros do município de Vitória, Espírito Santo: Maria Ortiz e Enseada do Suá. Especificamente, se propôs a identificar as características; captar percepções de moradores em relação à responsabilidade no uso da água e na limpeza dos reservatórios visando garantir a potabilidade no interior das residências abastecidas pela concessionária CESAN; e analisar os dados obtidos após aplicação de um instrumento de pesquisa.

3 | MÉTODOS

Tratou-se de uma análise quali-quantitativa, cujo instrumento de coleta de dados foi aplicado, tendo como roteiro um questionário semiestruturado. Os dados foram analisados seguindo as etapas da análise de conteúdo proposta por Bardin (2000): pré-análise; exploração do material; e tratamento dos resultados, inferência e interpretação.

O universo da pesquisa foi constituído de residências unifamiliares apresentadas segundo os critérios e as tipologias padrões para edificações urbanas definidas pela ABNT em sua norma técnica NBR 12.721 (ABNT, 2006) e conforme os indicativos do Custo Unitário Básico (CUB) médio da construção civil utilizados pelo Sindicato da Indústria da Construção Civil no Estado do Espírito Santo (SINDUSCON-ES, 2014) já disponibilizados conforme a padronização ABNT. As residências pesquisadas foram definidas aleatoriamente dentro dos dois bairros e foram analisadas as edificações de cada padrão para a tipologia definida como residência unifamiliar contemplando os seguintes projetos-padrão:

- a) Padrão Baixo (R1B): 2 quartos, sala, banheiro, cozinha, área de tanque. Área aproximada 58,64 m²;
- b) Padrão Normal (R1N): 2 quartos, 1 suíte, banheiro social, sala, circulação, cozinha, área de serviço com banheiro, varanda. Área aproximada 106,44 m²;
- c) Padrão Alto (R1A): 2 quartos, 1 suíte com closet, 1 suíte, 1 banheiro social, sala de estar, sala de jantar, sala íntima, circulação, cozinha, área de serviço completa, varanda. Área aproximada 224,82 m²;
- d) Padrão Residência Popular (RP1Q): 1 quarto, sala, banheiro, cozinha. Área aproximada 39,56 m².

Para aplicação da metodologia foi necessária definição de bairros com características heterogêneas onde fossem encontradas as residências unifamiliares conforme as tipologias desejadas para a pesquisa. Foi feita busca nos dados oficiais do município de Vitória, a visita em vários bairros para identificação e seleção dos bairros a serem pesquisados, a aplicação do estudo piloto e aplicação do instrumento

nos bairros 1 e 2.

Para a obtenção das respostas à pesquisa nos bairros Maria Ortiz e Enseada do Suá, os moradores foram abordados em suas residências e as mesmas selecionadas segundo a tipologia da ABNT. Durante a conversa para apresentação da pesquisadora e nas respostas com a aplicação do questionário, foi possível captar informações como a quantidade de banheiros, área aproximada e acabamentos de forma a definir o tipo da residência. Após o levantamento dos dados, foi feita a transcrição de áudios das entrevistas e elaboração de quadros e tabelas para análise. Por fim, foram elaborados os gráficos e identificados e analisados os subtemas das entrevistas, ou seja, a análise das respostas mais recorrentes nas falas dos moradores para perguntas abertas.

4 | RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os dados obtidos nas perguntas abertas depois de transcritos foram analisados com base nos objetivos deste estudo para entender as percepções dos moradores em relação ao uso da água e à manutenção dos reservatórios, e como ocorre a garantia da potabilidade no interior das residências abastecidas pela concessionária CESAN. Para Maria Ortiz e Enseada do Suá foram obtidos os seguintes resultados para adesão à pesquisa como se pode observar na Tabela 1 para volume de respostas aos questionários.

	BAIRRO 1	BAIRRO 2	TOTAL
RESPONDENTES	21	20	41
NÃO RESPONDENTES	9	9	18

Tabela 1. Quantidade de respostas ao questionário por bairro e total

Fonte: Autor, 2017

Dentre os respondentes, a maioria (78%), morava há mais de 11 anos na residência. Já em relação à renda, 34% dos moradores questionados informaram ganhar de 1,1 a 2,0 salários mínimos. As perguntas abertas foram transcritas e tabuladas e a partir disso foram definidos os subtemas mais recorrentes nos dois bairros como seguem nos **Quadros 1 e 2**. Foram descartados os subtemas com apenas uma resposta para as duas perguntas e, desta forma, foram obtidos os 24 subtemas, sendo 12 para pergunta aberta 1 e 12 para pergunta aberta 2, a serem analisados.

Seis moradores responderam ser a limpeza da caixa d'água a ação mais importante para garantir a qualidade da sua água, o que representa 14,63 % da amostra, e deixa claro que a limpeza periódica dos reservatórios ainda é um ponto bastante distante do cotidiano e da vivência dos moradores quando relacionada à garantia da qualidade da água dentro das suas residências. Pode-se ainda considerar dentro dos 14,63% da amostra que alguns responderam o que sabem ser a resposta correta e não o que fazem de fato.

Nº	Qual a importância da água para o Senhor (a)? Bairros 1 e 2 - Maria Ortiz e Enseada do Suá	Quantidade
1	Sem água a gente não vive. *(5) **(5)	10
2	Água é vida. *(4) **(4)	8
3	Água é tudo. *(1) **(7)	8
4	A importância da água é fundamental. *(1) **(3)	4
5	A água é importante pra tudo. **(4)	4
6	A falta da água é pior do que a falta de energia. *(2) **(1)	3
7	Água é questão de sobrevivência. **(3)	3
8	Com água a gente faz tudo. *(1) **(1)	2
9	A água é importante pra todo mundo. **(2)	2
10	A gente não consegue ficar sem água. *(2)	2
11	A gente precisa de água. **(2)	2
12	Sem água eu não vivo. *(2)	2

Quadro 1. Bairros 1 e 2. Pergunta 1: Qual a importância da água para o Senhor (a)?

*Bairro 1: Maria Ortiz **Bairro 2: Enseada do Suá

Fonte: Autor, 2017

Nº	O que o Senhor(a) considera mais importante para garantir a qualidade da sua água? Bairros 1 e 2 - Maria Ortiz e Enseada do Suá	Quantidade
1	A CESAN tem que fazer a limpeza. *(7) **(3)	10
2	Manutenção da caixa d'água. *(4) **(2)	6
3	Economizar a água. *(2) **(4)	6
4	Limpeza da caixa d'água. *(3) **(3)	6
5	Cuidado. **(3)	3
6	Sempre tampa fechada. **(3)	3
7	A empresa de água fazer o trabalho direito. **(2)	2
8	A água ser tratada. **(2)	2
9	Com cloro. **(2)	2
10	A água está boa. **(2)	2
11	Água filtrada. *(2)	2
12	Não sei responder. **(2)	2

Quadro 2. Bairros 1 e 2. Pergunta 2: O que o Senhor(a) considera mais importante para garantir a qualidade da sua água?

*Bairro 1: Maria Ortiz **Bairro 2: Enseada do Suá

Fonte: Autor, 2017

Dois moradores literalmente disseram não sei responder, o que evidencia ainda mais que o morador não se sente com essa responsabilidade, não abarca para si esse encargo de garantir a qualidade da sua água. Logo, pode-se inferir a necessidade de os órgãos competentes informarem com clareza por meio de campanhas no sentido de esclarecimento: É o morador quem tem o dever de efetuar a limpeza periódica do

seu reservatório de água potável para que a qualidade e a potabilidade da água não sejam perdidas dentro de sua residência.

O valor investido para o tratamento da água para torná-la potável é cada vez mais dispendioso visto que a água coletada pela concessionária para abastecimento está cada vez mais contaminada e poluída. O tratamento da água envolve consumo de energia elétrica, utilização de produtos químicos e técnicos especializados que trabalham 24h, o ano inteiro.

Nem toda a água presente na natureza está em condições para consumo imediato, a água deve passar por um tratamento até que se encontre em condições de consumo e seja classificada como água potável de acordo a Portaria nº 2.914/2011 (BRASIL, 2011) do Ministério da Saúde, que determina os padrões de qualidade da água para abastecimento humano. Na CESAN, a água antes de ser tratada (água bruta) possui um aspecto barrento, turvo e com coloração que vai do amarelo ou marrom claro ao marrom escuro. Quem proporciona turbidez à água são partículas de material que ficam em suspensão (argila, areia, microalgas etc.). A coloração da água é provocada por substâncias orgânicas dissolvidas ou finamente divididas.

Na estação de tratamento da água essas substâncias são removidas de maneira a torná-la própria para o consumo humano. A mesma portaria estabelece que a companhia de saneamento deve entregar ao consumidor a água tratada com um teor mínimo de cloro residual livre de 0,2 mg/L, porém, para que o cloro continue mantendo seu poder de desinfecção, “o morador deve lavar a caixa d’água da sua residência pelo menos duas vezes ao ano e mantê-la sempre tampada” (CESAN, 2013, p. 13). Tendo em vista a importância da garantia da potabilidade da água até seu ponto final (do consumo), sem risco para a saúde humana, faz-se necessário repensar de que modo às informações devem ser proporcionadas à população, já que a forma como têm sido prestadas não vêm facilitando o exercício da cidadania (BROWN; CAIRNCROSS; ENSINK, 2013; FREIRE, 2012; ZORZAL; SILVA, 2008; CAMIOTTI; GONÇALVES, 2003).

5 | COMENTÁRIOS FINAIS

A maioria dos moradores entende que é a concessionária a responsável em garantir qualidade, e não tem a percepção de que após o hidrômetro cessa a responsabilidade da concessionária e começa a responsabilidade do morador. A pesquisa destaca como pontos relevantes, a percepção do morador respondente valorizar a água para viver, mas não sinalizar para si a responsabilidade de manter a qualidade da água dentro de seus reservatórios de água potável.

O morador não percebe claramente a limpeza e proteção dos reservatórios, instalados dentro de sua residência como exigências para garantir a qualidade da água recebida, ser um dever do morador. Não possui um acesso fácil ao seu reservatório, não costuma vistoriá-lo, não conhecendo suas instalações e funcionamento.

Na saúde pública, são comuns as ações de intervenção social para promover a saúde e prevenir doenças. Essas ações oferecem informação sobre saúde às comunidades, de maneira clara e acessível para gerar mudança de comportamento e para proporcionar a transferência da informação. Pesquisas bibliográficas, realizadas na área da Saúde e na Ciência da Informação, mostraram que o uso da informação de forma estratégica tem base no poder, no saber e na ética (MORAES, 2008).

Faz-se necessária a mudança dessa percepção do morador, o que pode se dar pela informação relacionada à saúde. O morador saber fazer a limpeza e abarcar essa responsabilidade de realizar a limpeza periódica como ação simples e valorar essa ação, trazendo esse valor para si: ser seu dever garantir a continuidade da qualidade da água potável que a concessionária lhe entrega no ponto do hidrômetro. No contexto atual de escassez de água de abastecimento, perpassa pelo cidadão o dever de não somente economizar a água, como também executar a limpeza periódica de seus reservatórios garantindo a potabilidade da água no ponto do consumo.

A partir deste estudo foram elaboradas as seguintes recomendações direcionadas às boas práticas relativas à limpeza periódica nos reservatórios de água potável dentro das residências:

a) Instituir campanha continuada no estado do Espírito Santo para levar ao conhecimento dos moradores a necessidade do hábito sistemático de limpar e desinfetar os reservatórios domiciliares;

b) Tornar mais efetiva a atuação dos Conselhos de classe Conselho Regional de Engenharia e Agronomia (CREA) e Conselho de Arquitetura e Urbanismo (CAU) dos profissionais engenheiros e arquitetos, visando exigência dos quesitos localização e acesso aos reservatórios de água potável;

c) Incluir no Programa Minha Casa Minha Vida medidas para levar ao conhecimento dos moradores a necessidade do hábito sistemático de limpar e desinfetar os reservatórios domiciliares.

REFERÊNCIAS

ARAÚJO, Glauco Fernando Ribeiro et al. **Qualidade físico-química e microbiológica da água para o consumo humano e a relação com a saúde: estudo em uma comunidade rural no estado de São Paulo**. Revista O Mundo da Saúde, São Paulo, v. 35, n. 1, p. 98-104, 2011.

ARAÚJO, Maria Cristina Cavalcanti; CÂNDIDO, Gesinaldo Ataíde. **Qualidade de vida e sustentabilidade urbana**. Revista Holos, Natal, RN, ano 30, v. 1, p. 3-19, jan. 2014.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 12.721: avaliação de custos unitários de construção para incorporação imobiliária e outras disposições para condomínios edifícios - Procedimento. Rio de Janeiro, 2006.

_____. NBR 5.626: Instalação predial de água fria. Rio de Janeiro, 1998.

BARDIN, Laurence. **Análise de Conteúdo**. Tradução de Luís Antero Reto e Augusto Pinheiro. São Paulo: Edições 70, 2000.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 2.914, de **12 de dezembro de 2011**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília, DF: MS, 2011.

BROWN, Joe; CAIRNCROSS, Sandy; ENSINK, Jeroen H. J. **Water, sanitation, hygiene and enteric infections in children**. Archives of Disease in Childhood, London, n. 98, p. 629-634, 2013.

CAMILOTTI, Fernanda Eberle Gewehr; GONÇALVES, Mônica Lopes. **Saúde pública e a qualidade da água em edificações na cidade de Joinville**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville, SC. Anais... Joinville, SC: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), 2003.

COMPANHIA ESPÍRITO SANTENSE DE SANEAMENTO (CESAN). **Tratamento de Água**. Apostila. Vitória, ES: CESAN, 2013. Disponível em: <http://www.cesan.com.br/wp-content/uploads/2013/08/APOSTILA_DE_TRATAMENTO_DE_AGUA-.pdf>. Acesso em: 11 jul. 2017.

FREIRE, Romero Correia. **Qualidade da água nos reservatórios domiciliares na região metropolitana da cidade do Recife, Pernambuco**. Journal of Management & Primary Health Care, Recife, PE, v. 3, n. 2, p. 102-105, 2012.

FRICHE, Amélia Augusta de Lima et al. **Intervenções de requalificação urbana e o impacto na saúde: protocolo de estudo “quasi-experimental” com métodos mistos – Projeto BH-Viva**. Cadernos de Saúde Pública, Rio de Janeiro, v. 31, supl. 1, p. 1-14, 2015.

GOMES, Rafael. **Falta de água afeta 2,8 milhões de pessoas no Espírito Santo**. Gazeta On line, Espírito Santo, 28 set. 2016. Disponível em: <<http://www.gazetaonline.com.br/noticias/cidades/2016/09/falta-de-agua-afeta-2-8-milhoes-de-pessoas-no-espírito-santo-1013980843.html>>. Acesso em: 20 jul. 2017.

IORIS, Antonio Augusto Rossoto. **The geography of multiple scarcities: urban development and water problems in Lima, Peru**. Geoforum Journal, Oxford, v. 43, n. 3, p. 612-622, maio 2012.

MARA, David Duncan. **Water, sanitation and hygiene for the health of developing nations**. Public Health Journal, London, v. 117, n. 6, p. 452-456, nov. 2003.

MORAES, Alice Ferry de. **Informação estratégica para as ações de intervenção social na saúde**. Revista Ciência & Saúde Coletiva, Rio de Janeiro, v. 13, n. 2, dez. 2008.

NASCIMENTO, Sueli do. **Reflexões sobre a intersectorialidade entre as políticas públicas**. Serviço Social & Sociedade, São Paulo, n. 101, p. 95-120, jan./mar. 2010.

NAVIA, Sara Lilia Ávila de; TORRES, Sandra Mónica **Estupiñán. Calidad bacteriológica del agua de consumo humano de la zona urbana y rural del municipio de Guatavita, Cundinamarca, Colombia**. Revista Cubana de Higiene y Epidemiología, Habana, v. 50, n. 2, p. 162-168, 2011.

PADILLA, Beatriz et al. **Cidadania e diversidade em saúde: necessidades e estratégias de promoção de equidade nos cuidados**. Revista Saúde & Tecnologia. 2013 jun; e57-e64.

ROLNIK, Raquel; KLINK, Jeroen. **Crescimento econômico e desenvolvimento urbano. Por que nossas cidades continuam tão precárias?** Novos estudos - CEBRAP, São Paulo, n. 89, p. 89-109, mar. 2011.

SINDICATO DA INDÚSTRIA DA CONSTRUÇÃO CIVIL NO ESTADO DO ESPÍRITO SANTO (SINDUSCON-ES). **Custo Unitário Básico (CUB)**. Vitória, ES: SINDUSCON-ES, 2014. Disponível em: <<http://www.sinduscon-es.com.br/v2/cgi-bin/conteudo.asp?menu2=22>>. Acesso em: 23 de jul. 2014.

TEIXEIRA, Carla; QUINTELA, Maria Manuel. **Antropologia e água: perspectivas plurais**. In: Anuário Antropológico 2010 / II - dezembro 2011. Dossiê antropologia e água. Políticas públicas e vida cotidiana. Pesca, corpo e gestão das águas. Termalismo, saúde, simbolismo e ambiente. Brasília, DF: UnB, 2011.

VLAHOV, David et al. **Urban as a determinant of health**. Journal of Urban Health, San Francisco, California, v. 84, supl. 1, p. 16-26, 2007.

WALDMAN, Ronald J.; MINTZ, Eric D.; PAPOWITZ, Heather E. **The cure for Cholera - improving access to safe water and sanitation**. New England Journal of Medicine, Massachusetts, v. 368, n. 7, p. 592-594, fev. 2013.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Water Sanitation and Health (WSH)**. Genebra: WSH, 2004. Disponível em: <www.who.int/water_sanitation_health/en/>. Acesso em: 21 out. 2014.

XIANG, Wei-Ning; STUBER, Robyn M. B.; MENG, Xuchu. **Meeting critical challenges and striving for urban sustainability in China**. Landscape and Urban Planning, Shangai, China, v. 100, n. 4, p. 418-420, 2011.

ZORZAL, Soraya; SILVA, Sara Ramos da. **O uso do reservatório de água domiciliar: um estudo no bairro Ilha das Caieiras, em Vitória - ES**. In: JORNADA DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA DO CEFETES, 3., e JORNADA DE INICIAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO TECNOLÓGICO E INOVAÇÃO, 1., 2008, Vitória, ES. Anais eletrônicos... Vitória, ES, 2008.

PROPOSTA DE GESTÃO DE RISCO APLICÁVEL ÀS ETAPAS DE COAGULAÇÃO E FLOCULAÇÃO DO PROCESSO DE TRATAMENTO DE ÁGUA CONVENCIONAL – INSTRUMENTO DE IDENTIFICAÇÃO, AVALIAÇÃO E RESPOSTAS AOS RISCOS

Neusa Isabel Gomes dos Santos

Universidade Luterana do Brasil (ULBRA),
Química, Canoas - RS.

Arlindo Soares Räder

Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Porto Alegre - RS.

Efraim Martins Araújo

Universidade Federal do Ceará, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Fortaleza - CE.

Elisabeth Ibi Frimm Krieger

Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Porto Alegre - RS.

RESUMO: A gestão de risco quando implantada numa instituição, pode assegurar que os objetivos dessa organização sejam alcançados. No caso dos prestadores de serviços de água, o objetivo principal é o de produzir água potável de qualidade e em quantidade suficiente para a população de determinada região. O objetivo geral desta pesquisa é sistematizar uma proposta de gestão de riscos externos às etapas de coagulação/floculação do processo a fim de se obter um plano adequado de identificação, avaliação e respostas aos riscos externos envolvidos nas operações unitárias de uma ETA. Por meio de um mapa de riscos, foram identificados os riscos externos:

escoamento, secas, inundações e lançamentos de efluentes na Bacia Hidrográfica em questão. Foi avaliado que esses eventos de riscos podem ser elevados e críticos para as etapas de coagulação/floculação do processo de tratamento de água convencional. A principal resposta para esses riscos foi a realização dos ensaios de tratabilidade, em escala laboratorial, a fim de se reduzir os seus efeitos nas etapas de coagulação/floculação do processo. Os resultados dos testes foram satisfatórios e os riscos foram reduzidos de críticos para baixos, para os dois tipos de água abordados: dos períodos de secas e de inundações.

PALAVRAS-CHAVE: Gestão de Riscos; ETA; Riscos Inerentes Externos; Plano de Segurança da Água.

RISK MANAGEMENT PROPOSAL APPLICABLE TO THE COAGULATION AND FLOCCULATION STEPS OF THE CONVENTIONAL WATER TREATMENT PROCESS - RISK IDENTIFICATION, ASSESSMENT AND RESPONSE INSTRUMENT

ABSTRACT: Risk management when deployed in an institution can ensure that the organization's objectives are met. In the case of water service providers, the main objective is to produce sufficient quality drinking water for the population of a given region. The general

objective of this research is to systematize a risk management proposal external to the coagulation / flocculation stages of the process in order to obtain an adequate plan of identification, assessment and responses to external risks involved in the unitary operations of an ETA. Through a risk map, external risks were identified: runoff, droughts, floods and effluent discharges into the relevant River Basin. It has been evaluated that these risk events may be high and critical for the coagulation / flocculation steps of the conventional water treatment process. The main response to these risks was the performance of laboratory scale treatability assays to reduce their effects on the coagulation / flocculation stages of the process. The test results were satisfactory and the risks were reduced from critical to low for the two types of water addressed: drought and flood periods.

KEYWORDS: Risk Management; ETA; External Inherent Risks; Impact; Probability of Occurrence, Water Safety Plan.

1 | INTRODUÇÃO/OBJETIVOS

O risco é peculiar a praticamente todas as atividades humanas e como as instituições estão cercadas por uma infinidade de incertezas, sejam de ordem econômica, social, legal, tecnológica ou operacional, torna-se necessária a implantação de um sistema de gestão de risco para avaliar e melhorar processos. A principal função da gestão de risco é assegurar que um objetivo seja alcançado, neste caso, o de produzir água potável em quantidade e qualidade suficientes para a população de uma determinada região, considerando as condições de qualidade dos recursos hídricos locais, as especificações técnicas aplicadas em uma Estação de Tratamento de Água (ETA), a gestão de pessoas e a gestão de processo. A justificativa apresentada para a elaboração desse trabalho consta nas Normas Brasileiras NBR 24.512 (ABNT, 2012) e NBR 31.000 (ABNT, 2009), as quais tratam sobre: “Atividades relacionadas aos serviços de água potável e esgoto – Diretrizes para a gestão dos prestadores de serviços de água e para a avaliação dos serviços de água potável” e “Gestão de Riscos: Princípios e diretrizes”, respectivamente. Outro documento que também justifica a realização deste trabalho é o Plano de Segurança da Água (PSA) que trata sobre o desenvolvimento e a adaptação de ferramentas metodológicas de avaliação e gerenciamento de riscos à saúde, associados aos sistemas de abastecimento de água, desde a captação até o consumidor, de acordo com as diretrizes do Ministério da Saúde (BRASIL, 2012). O objetivo geral dessa pesquisa é sistematizar uma proposta de gestão de riscos externos às etapas de coagulação/floculação do processo a fim de se obter um plano adequado de identificação, avaliação e resposta aos riscos externos envolvidos nas operações unitárias de uma ETA. Os objetivos específicos são: elaborar um mapa de risco dos fatores externos a uma ETA que estão relacionados às etapas de coagulação/floculação do processo e calcular o risco inerente e o risco residual de cada evento de risco abordado nessa pesquisa.

2 | MATERIAL E MÉTODOS

Conforme Miranda (2018), o setor público é composto por instituições que prestam serviços para a sociedade. As ações realizadas por entidades públicas devem estar embasadas em instrumentos que atuam de forma sinérgica para garantir uma governança eficaz. Esses instrumentos são: a integridade, a gestão de risco, o controle interno e a conformidade (compliance). A metodologia desse trabalho segue as diretrizes de gestão de riscos corporativos adotada pelo Ministério do Planejamento, Desenvolvimento e Gestão, disponibilizada por meio do Manual de Integridade, Riscos e Controles Internos da Gestão que foi estabelecido pela Assessoria Especial de Controles Internos (BRASIL, 2017). A Figura 1 mostra uma representação esquemática simplificada do gerenciamento de riscos:



Figura 1: Representação esquemática simplificada do gerenciamento de riscos (Cubo do COSO)

Fonte: Adaptado de Miranda (2018).

A Figura 1, elaborada na forma de um cubo apresenta em suas três faces visíveis a estrutura do modelo COSO (*Committee of Sponsoring Organizations*) - Comitê das Organizações Patrocinadoras da Comissão Nacional sobre Fraudes em Relatórios Financeiros - para o gerenciamento de riscos corporativos. A sinergia entre essas três faces do cubo sintetiza a gestão de riscos que pode ser implantada em uma entidade (MIRANDA, 2018). A Figura 2 representa um modelo de formulário sobre o ambiente interno e a fixação de objetivos de uma instituição.

Formulário de Levantamento de Informações sobre Ambiente e sobre a Fixação de Objetivos			
Órgão / Unidade	SEGES		
Diretoria / Coordenação	Departamento de Transferências Voluntárias - DETRV		
informações sobre o Ambiente Interno - existência de:	Sim	Não	
Código de Ética / Normas de Conduta	()	()	
Estrutura Organizacional	()	()	
Política de Recursos Humanos (compromisso com a competência e desenvolvimento)	()	()	
Atribuição de Alçadas e Responsabilidades	()	()	
Normas internas	()	()	
informações sobre a Fixação de Objetivos - existência de:	Sim	Não	
Missão	()	()	
Visão	()	()	
Objetivos	()	()	
Este formulário tem a finalidade de avaliar aspectos dos dois primeiros componentes do COSO GRC (Ambiente Interno e Fixação de Objetivos) e contribuir para identificar também a existência de aspectos relacionados à integridade.			

Figura 2: Modelo de formulário de levantamento de informações sobre ambiente e sobre a fixação de objetivos

Fonte: Adaptado de Miranda (2018).

A Figura 2 exemplifica um modelo de formulário para o levantamento de informações sobre o ambiente de controle interno de uma organização. Este formulário faz parte da planilha documentadora do Ministério do Planejamento, Desenvolvimento e Gestão (BRASIL, 2017) que poderá ser utilizada para o mapeamento e cálculo de riscos de um processo. A Figura 3 explicita uma representação esquemática simplificada dos componentes de um evento de risco.

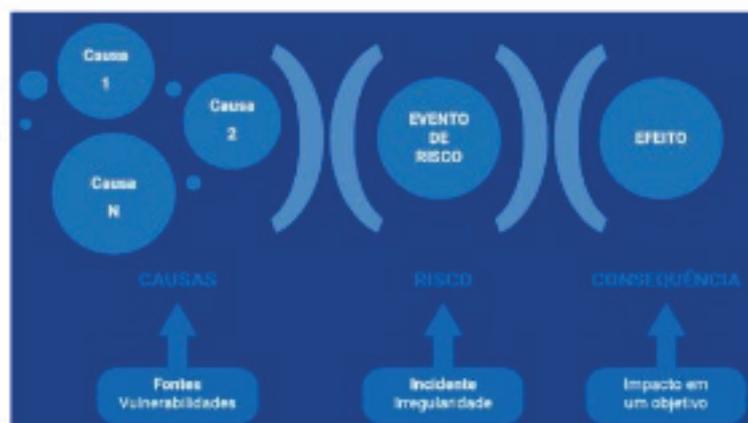


Figura 3: Representação dos componentes de um evento de risco

Fonte: Adaptado de Miranda (2018).

A Figura 3 demonstra uma maneira de se identificar um evento de risco atribuindo a ele a sua causa e o efeito que pode ter sobre um processo. A causa se caracteriza como sendo a condição que dá origem à possibilidade de um evento acontecer. O efeito pode ser definido como o resultado do evento de risco sobre os objetivos do processo (MIRANDA, 2018). A Figura 4 mostra a representação esquemática simplificada do mapa de riscos.

Subprocesso / Atividade	Eventos de Risco	Causas	Efeitos / Consequências	Categoria do Risco	Natureza do Risco orçamentário/financeiro
Subprocesso/ Atividade 1	Evento 1	1. 2. n.	1. 2. n.	Orçamentário +	Sim
	Evento 2	1. 2. n.	1. 2. n.	Fiscal +	Sim
	Evento 3	1. 2. n.	1. 2. n.	Estratégico +	Não
Subprocesso/ Atividade 2	Evento 1	1. 2. n.	1. 2. n.	-	Não
	Evento 2	1. 2. n.	1. 2. n.	-	Não
		1.	1.		

Figura 4: Representação esquemática simplificada do mapa de riscos

Fonte: Adaptado de Miranda (2018).

Na Figura 4, é possível visualizar uma parte da planilha documentadora que possibilita a construção do mapa de riscos de um processo. Nessa parte são descritos os processos que estão sendo mapeados, os eventos de riscos desse processo, as causas de riscos e os efeitos desses eventos sobre os objetivos. A planilha também indica a categoria do risco e a natureza do risco (MIRANDA, 2018). A Figura 5 indica uma representação esquemática simplificada da probabilidade de ocorrência de um evento.

Probabilidade - Frequência Observada/Esperada						
Frequência Previstas	Aspectos Avaliativos					Peso
	Evento pode ocorrer apenas em circunstâncias excepcionais	Evento pode ocorrer em algum momento	Evento deve ocorrer em algum momento	Evento provavelmente ocorre na maioria das circunstâncias	Evento esperado que ocorra na maioria das circunstâncias	
	< 10%	>=10% <= 30%	>=30% <= 50%	>=50% <= 90%	>90%	
	1	2	3	4	5	
	Muito baixa	Baixa	Média	Alta	Muito Alta	

Figura 5: Representação esquemática simplificada da probabilidade de ocorrência de um evento

Fonte: Adaptado de Miranda (2018).

A Figura 5 possibilita verificar que um evento seja avaliado quanto a sua

probabilidade de ocorrência. O peso atribuído ao evento que ocorre com maior frequência é cinco. Este evento é esperado que ocorra na maioria das vezes. Já um evento com peso um pode ocorrer apenas em circunstâncias excepcionais (MIRANDA, 2018). A Figura 6 exibe a representação esquemática simplificada do impacto de um evento.

Impacto - Fatores de Análise						
Aspectos Avaliativos						Peso
Estratégico-Operacional					Econômico-Financeiro	
Esforço de Gestão	Regulação	Reputação	Negócios/Serviços à Sociedade	Intervenção Hierárquica	Valor Orçamentário	
15%	17%	12%	18%	13%	25%	
Pesos Atribuídos ao Impacto (Análise Hierárquica de Processo - AHP)						100%

Figura 6: Representação esquemática simplificada do impacto de um evento

Fonte: Adaptado de Miranda (2018).

A Figura 6 explicita os percentuais estabelecidos para cada área que pode sofrer o impacto de um evento de risco. Por meio da planilha documentadora, esse impacto pode ser calculado atribuindo-se notas de um a cinco para cada uma dessas áreas e de acordo com o grau de comprometimento que elas têm em minimizar o evento de risco sobre o processo. Por exemplo, se o esforço de gestão for menor que 25% para diminuir o impacto de um evento, a nota para esta área deve ser cinco (catastrófico) e representa que o evento tem potencial para levar o serviço ao colapso (MIRANDA, 2018). A Figura 7 ilustra a representação esquemática simplificada das respostas aos riscos.

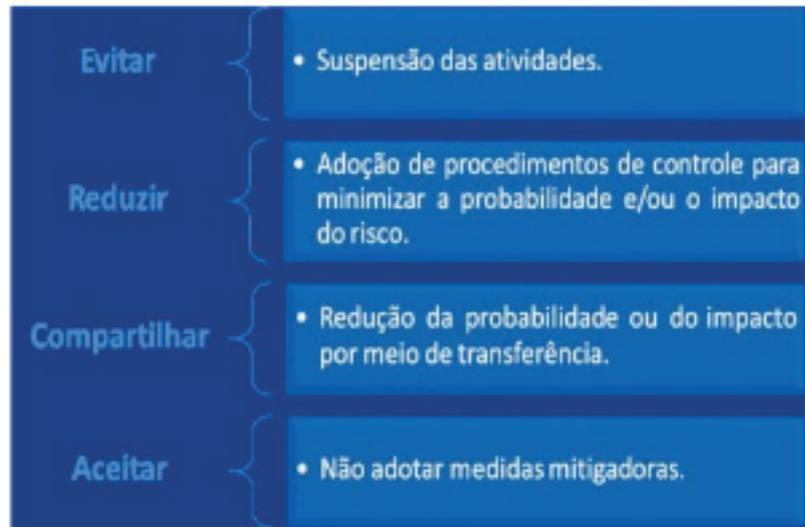


Figura 7: Representação esquemática simplificada das respostas aos riscos

Fonte: Adaptado de Miranda (2018).

A Figura 7 propõe que cada risco identificado e avaliado poderá ter uma das seguintes respostas: evitar, aceitar, compartilhar ou reduzir. O risco deve ser evitado quando for identificado que as respostas para a minimização do impacto e da probabilidade de ocorrência desse risco não foram adequadas para que o mesmo fosse reduzido a um nível aceitável. A redução do risco pode ser alcançada quando são adotadas ações para minimizar a probabilidade e/ou o impacto do risco sobre o objetivo. O risco pode ser compartilhado com toda a organização ou com partes externas a ela por meio de ações de transferência de risco, por exemplo, pode ser realizada a contratação de empresas terceirizadas para solucionar o problema ou parte dele. O risco pode ser aceito quando estiver dentro do limite aceitável, ou seja, não causa impacto significativo sobre o processo (MIRANDA, 2018).

A Figura 8 mostra uma representação esquemática simplificada dessa metodologia, explicitando a identificação dos riscos externos, a avaliação dos riscos e as respostas aos riscos.

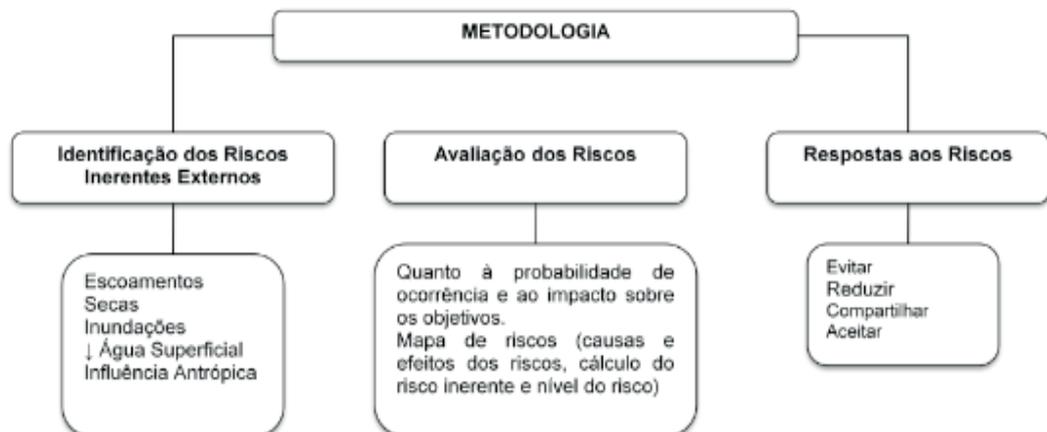


Figura 8: Representação esquemática simplificada da metodologia

Fonte: Adaptado do Ministério do Planejamento, Desenvolvimento e Gestão (BRASIL, 2017).

A Figura 8 explicita a identificação dos eventos de riscos externos abordados nesse estudo, a avaliação dos riscos quanto à probabilidade de ocorrência e ao impacto sobre os objetivos (por meio do mapa de riscos) e as respostas aos riscos identificados. A partir dos dados expostos neste método, foi realizado o mapa de riscos externos referente às etapas de coagulação e floculação do processo de tratamento de água convencional elaborado com a utilização da planilha documentadora do Ministério do Planejamento, Desenvolvimento e Gestão (BRASIL, 2017). Por meio dessa planilha documentadora, se atribuiu um valor para a probabilidade de ocorrência de cada evento e um valor para o impacto que este evento causou no alcance do objetivo da instituição, que é o de produzir água potável de qualidade e dentro dos padrões estabelecidos pela legislação. Ao multiplicar os dois valores agregados a cada evento, foi obtido o risco inerente de cada evento e a sua caracterização quanto ao nível de risco. Para níveis de riscos altos e críticos, foi proposta uma ação para minimizar o risco sobre o objetivo. Neste caso, foram realizados ensaios de tratabilidade, em escala laboratorial, considerando os eventos de riscos externos. Para esse estudo, foram realizados ensaios de tratabilidade com dois tipos de água bruta: proveniente de períodos de secas e de períodos de inundações. O tipo de água bruta dos períodos de secas abrange os eventos de riscos relacionados à influência antrópica e à redução da água superficial. O tipo de água bruta dos períodos de inundações está relacionado com o evento de risco de escoamento superficial. Os ensaios de tratabilidade foram realizados com o equipamento de jar test, considerando as seguintes especificações técnicas: na mistura rápida foi aplicado um tempo de um minuto e velocidade de agitação de 150rpm; na mistura lenta utilizou-se um tempo igual a 20 minutos e velocidade de floculação de 50rpm e na etapa de decantação, o tempo aplicado foi de 20 minutos. Após a execução da ação proposta (realização dos ensaios de tratabilidade em escala laboratorial) avaliou-se os resultados obtidos e calculou-se novamente o nível de risco obtendo-se, assim, o risco residual. Essa metodologia está estruturada de acordo com as diretrizes de gestão de risco de um processo caracterizando-se como um método que contextualiza todos os fatores que podem influenciar na otimização de dosagens de produtos químicos nas etapas de coagulação/floculação do processo, sejam eles externos (chuvas, inundações, secas, estiagens, lançamento de efluentes nos corpos hídricos, etc.) ou internos (dosagens de produtos químicos, turbidez), agregando valor ao produto final água potável, protegendo a saúde da população, atendendo aos requisitos legais, garantindo o desempenho das operações, a eficiência da gerência e protegendo a reputação do prestador de serviço de água. Adicionalmente, salienta-se que o Plano de Segurança da Água (PSA), conforme preconizado pelo Ministério da Saúde (BRASIL, 2012) é um instrumento para a identificação de possíveis deficiências no sistema de abastecimento de água e que também estabelece planos de contingência para responder a falhas no sistema ou eventos imprevistos que podem ter um impacto na qualidade da água, como severas secas, chuvas fortes e inundações.

3 | RESULTADOS/DISCUSSÃO

Nesta seção estão disponibilizados os resultados dos cálculos dos riscos externos, as respostas aos riscos, os resultados das análises da água bruta, os resultados dos ensaios e os resultados dos cálculos dos riscos residuais. A Tabela 1 exibe os cálculos dos riscos inerentes externos às etapas de coagulação/floculação do processo de tratamento de água convencional desse trabalho.

Evento de Risco	Causa	Efeito	Probabilidade	Impacto	Risco Inerente.	Nível Risco
Escoamento	↑ Chuvas	↑ Turbidez	4	5	20	Crítico
Secas	↑ Temperatura	↑ Solubilidade	4	5	20	Crítico
Inundações	↑ Chuvas	↑ Turbidez	4	5	20	Crítico
↓ Água Bruta	Usos Múltiplos	↑ Solubilidade	4	5	20	Crítico
Lanç. Efluentes	Antrópica	↑ Condutividade	4	5	20	Crítico

Tabela 1 – Cálculo dos Riscos Inerentes Externos

A Tabela 2 apresenta as respostas aos riscos identificados nesta pesquisa.

Evento Risco	Resposta	O quê?	Onde?	Quem?	Como?	Quando?	Horário
Eventos Externos							
Escoamento	Reduzir	Ensaio de Tratabilidade	Lab.	Técnico	Procedimento específico	Alteração água bruta	Imediato
Secas	Reduzir	Ensaio de Tratabilidade	Lab.	Técnico	Procedimento específico	Alteração água bruta	Imediato
Inundações	Reduzir	Ensaio de Tratabilidade	Lab.	Técnico	Procedimento específico	Alteração água bruta	Imediato
↓ Água Bruta	Reduzir	↓ consumo de água tratada pelos usuários	Cidade	Socioambiental	Educ. Ambiental	↓ Nível do Rio	Imediato
Lanç. Efluentes	Reduzir	Ensaio de Tratabilidade	Lab.	Técnico	Procedimento específico	Alteração água bruta	Imediato

Tabela 2 – Respostas aos Riscos

Na Tabela 3 estão disponíveis os resultados das análises físico-químicas da água bruta utilizada para a realização do ensaio de tratabilidade nos períodos de secas.

Natureza da Análise	Parâmetro	Unidade	Resultado
Físico-Química	Turbidez	uT	10,80
Físico-Química	Cor aparente	uH	47,00
Físico-Química	Condutividade elétrica	µs/cm	91,50
Físico-Química	pH	-	6,92

Tabelas 3 – Resultados das Análises da Água Bruta - Secas

A Tabela 4 explicita os resultados do ensaio de tratabilidade com água bruta dos períodos de secas.

Copos	01	02	03	04	05	06
Dosagem de Coagulante/Pac (ppm)	16	18	20	22	24	26
Dosagem de Floculante/Tanino (ppm)	4	4	4	4	4	4
Turbidez de Água Decantada (uT)	1,63	1,16	0,93	0,45	0,35	0,44
Cor Aparente de Água Decantada (uH)	5	9	1	3	0	0
Turbidez de Água Filtrada (uT)	0,33	0,22	0,12	0,09	0,08	0,07

Tabela 4 – Resultados do Ensaio de Tratabilidade – Secas

Na Tabela 5 estão disponíveis os resultados das análises físico-químicas da água bruta utilizada para a realização do ensaio de tratabilidade dos períodos de inundações.

Natureza da Análise	Parâmetro	Unidade	Resultado
Físico-Química	Turbidez	uT	109,0
Físico-Química	Cor aparente	uH	254,0
Físico-Química	Condutividade elétrica	$\mu\text{s/cm}$	61,7
Físico-Química	pH	-	6,72

Tabela 5 – Resultados das Análises da Água Bruta - Inundações

A Tabela 6 explicita os resultados do ensaio de tratabilidade dos períodos de inundações.

Copos	01	02	03	04	05	06
Dosagem de Coagulante/Pac (ppm)	38	40	42	44	46	48
Dosagem de Floculante/Tanino (ppm)	10	10	10	10	10	10
Turbidez de Água Decantada (uT)	24,2	3,90	3,99	1,24	0,72	1,19
Cor de Água Decantada (uH)	73	13	8	1	0	0
Turbidez de Água Filtrada (uT)	16,2	2,04	1,81	0,48	0,12	0,25

Tabela 6 – Resultados do Ensaio de Tratabilidade - Inundações

A Tabela 7 mostra o cálculo dos riscos residuais desta pesquisa.

Evento de Risco	Causa	Efeito	Prob.	Impacto	(Pxl)	Nível Risco
Eventos Externos						
Escoamento	↑ Chuvas	↑ Turbidez	4	1	4	Baixo
Secas	↑ Temperatura	↑ Solubilidade	4	1	4	Baixo
Inundações	↑ Chuvas	↑ Turbidez	4	1	4	Baixo
↓ Água Bruta	Usos Múltiplos	↑ Solubilidade	4	1	4	Baixo
Lanç. Efluentes	Antrópica	↑ Condutividade	4	1	4	Baixo

Conforme a Tabela 1, os eventos de riscos externos identificados neste trabalho foram: o escoamento, as secas, as inundações, a redução da água bruta no Rio dos Sinos e o lançamento de efluentes industriais e domésticos na Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos. Segundo Bazzan (2011), na Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos, foi identificada uma série histórica de inundações no município de São Leopoldo, entre os períodos de 1980 a 2009. Ao todo foram contabilizadas 37 inundações provocadas pelo Rio dos Sinos, no período abordado. As principais causas dos riscos externos avaliados nesta pesquisa são os eventos extremos do clima (chuvas intensas e temperaturas elevadas), os usos múltiplos da água superficial e a influência antrópica. Os efeitos desses eventos de riscos identificados sobre a água bruta foram o aumento da turbidez, da solubilidade e da condutividade e também a redução da água superficial (em períodos de verão). Todos esses eventos de riscos apresentaram probabilidade de ocorrência e impacto elevado sobre a qualidade da água superficial, gerando um nível de risco crítico às etapas de coagulação e floculação do processo de tratamento de água para consumo humano. O valor igual a 4 aplicado à probabilidade de ocorrência e igual 5 para impacto, gerando o nível de risco 20, foram empregados conforme cálculo da planilha documentadora do Ministério do Planejamento, Desenvolvimento e Gestão (BRSIL, 2018) e considerando os resultados negativos sobre a turbidez da água filtrada quando não são aplicadas ações efetivas que minimizem esses efeitos sobre os resultados a serem alcançados por uma estação de tratamento de água do tipo convencional.

Os dados da Tabela 2 explicitam as respostas aos eventos de riscos identificados e avaliados neste estudo sobre otimização de dosagens de produtos químicos nas etapas de coagulação/floculação do processo de tratamento de água. Todos os eventos de riscos externos apresentaram níveis de riscos elevados, caracterizados como críticos, conforme dados da Tabela 1. A resposta para esses riscos é a de reduzir os seus impactos sobre as etapas de coagulação/floculação do tratamento por meio da realização de ensaios de tratabilidade, em escala laboratorial. Para o evento de diminuição da água bruta (superficial), sugere-se que o setor socioambiental atue junto à cidade solicitando aos usuários a racionalização da água tratada durante o período de escassez. Outra ação proposta é que o Comitê da Bacia Hidrográfica negocie junto aos agricultores a diminuição do consumo de água superficial para o uso na irrigação nos períodos de secas.

As Tabelas 3 e 5 mostram os resultados das análises físico-químicas da água bruta coletada para a realização dos ensaios de tratabilidade referentes aos períodos de secas e inundações, respectivamente. A amostra de água bruta ilustrada na Tabela 3 apresentou uma turbidez baixa e uma condutividade elétrica relativamente elevada, quando comparada com a condutividade da amostra de água bruta proveniente dos períodos de inundações (Tabela 5).

A Tabela 4 explicita os resultados do ensaio de tratabilidade referente aos períodos de secas, apresentando como melhor resultado de dosagem de coagulante o valor de 20 ppm, evidenciado pelos resultados de turbidez da água decantada em 0,93 uT, cor aparente da água decantada em 1uH e turbidez da água filtrada em 0,12 uT, conforme dados do copo 3.

A Tabela 6 mostra os resultados do ensaio de tratabilidade referentes aos períodos de inundações, apresentando como melhor resultado de dosagem de coagulante o valor de 46 ppm, evidenciado pelos resultados de turbidez da água decantada em 0,72 uT, cor aparente da água decantada em zero e turbidez da água filtrada em 0,12 uT, conforme dados do copo 5. A dosagem de 46 ppm é considerada elevada, tendo em vista que a turbidez da água bruta também foi elevada (conforme Tabela 5). A aplicação de 10ppm de tanino (auxiliar de floculação) mostrou-se necessária e suficiente para assegurar resultados de turbidez da água decantada e filtrada baixos, contribuindo para a remoção do material em suspensão presente na amostra, uma vez que é preferível a atuação de mais de um mecanismo de coagulação para a eficiência do processo de remoção de turbidez elevada da água bruta.

De acordo com Libânio (2016), recomenda-se turbidez máxima de água decantada de 1,0 uT para água bruta com turbidez inferior a 10 uT e 2,0 uT para água bruta com turbidez superior a 10 uT. Para ambos os testes, os resultados de turbidez de água decantada foram coerentes.

Os resultados da turbidez da água filtrada abaixo de 0,5 uT estão em conformidade com o Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 05 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017).

Também, de acordo com Richter (2017), na etapa de desinfecção, a inativação de vírus é mais eficaz quanto menor for a turbidez da água filtrada, sendo que esta tenha, preferencialmente, turbidez abaixo de 0,2 uT. Além disso, a etapa de clarificação em uma ETA convencional é a principal responsável pela remoção microbiológica da água, conforme (LACERDA et al., 2018).

A Tabela 7 apresenta o cálculo dos riscos residuais que se referem aos níveis de riscos após a aplicação das ações que minimizaram os impactos dos riscos inerentes externos sobre as etapas de coagulação e floculação do tratamento de água convencional. Por meio das ações propostas nesta pesquisa, especificamente os ensaios de tratabilidade (em escala laboratorial), observou-se que os riscos inerentes externos tiveram seus níveis reduzidos de crítico para nível baixo. A probabilidade de ocorrência dos eventos de riscos externos permaneceu inalterada, entretanto, como os resultados dos ensaios de tratabilidade realizados nesta pesquisa (Tabelas 4 e 6) foram satisfatórios para remoção de turbidez da água decantada e filtrada, constatou-se que esse procedimento é adequado para otimizar as dosagens de produtos químicos nas etapas de coagulação e floculação para as alterações causadas na água bruta pelos eventos externos a uma ETA. Salienta-se que, para situações adversas, tais como o rompimento de barragens, pode ser necessária a interrupção temporária do

tratamento em um ETA.

De acordo com RAMOS, et al, (2010), a implantação da gestão de riscos depende da cultura e dos valores da empresa, deve ser feita pelos próprios responsáveis pelos processos, pelas habilidades que possuem na execução das atividades e que esse tipo de proposta desenvolva uma política de comunicação entre os gestores por meio da criação de um banco de dados referentes aos eventos envolvidos nesse sistema de gestão.

4 | CONCLUSÃO

Conclui-se que a metodologia de gestão de risco é eficaz como proposta de identificação, avaliação e resposta aos riscos inerentes às etapas de coagulação/floculação do processo de tratamento de água convencional para consumo humano. Por meio das ações propostas nessa pesquisa, especificamente os ensaios de tratabilidade (em escala laboratorial), observou-se que os riscos inerentes externos tiveram seus níveis reduzidos de altos e críticos para níveis considerados baixos. A probabilidade de ocorrência dos eventos de riscos externos permaneceu inalterada. Ainda, pode-se citar que os ensaios de tratabilidade, em escala laboratorial, quando bem planejados e conduzidos de forma sistemática são muito efetivos na redução dos impactos dos eventos de riscos externos a uma ETA sobre os resultados da qualidade da água para consumo humano.

REFERÊNCIAS

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 12.216**. Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público. Rio de Janeiro, RJ: ABNT, 1992.

_____. **ABNT NBR 24.512**. Atividades relacionadas aos serviços de água e de esgoto – Diretrizes para a gestão dos prestadores de serviços de água e para a avaliação dos serviços de água potável. Rio de Janeiro, RJ: ABNT, 2012.

_____. **ABNT NBR ISO 31000**. Gestão de Riscos: Princípios e Diretrizes. São Paulo: ABNT, 2009.

BAZZAN, T. **Mapeamento das áreas com risco de inundação do Rio dos Sinos no Município de São Leopoldo/RS**. Dissertação (Mestrado), UFRGS, Porto Alegre, 2011.

BRASIL. Ministério do Planejamento, Desenvolvimento e Gestão. **Manual de Integridade, Riscos e Controles Internos da Gestão**. Assessoria Especial de Controles Internos – AECI. Brasília, DF, 2017.

_____. Ministério do Planejamento, Desenvolvimento e Gestão. **Planilha Documentadora**. Disponível em: <www.planejamento.gov.br> Assuntos > Gestão > Controle Interno >. Acesso em: 17 de maio 2018.

_____. Ministério da Saúde. **Anexo XX da Portaria de Consolidação N° 05/2017**. Brasília, DF, 2017.

_____. Ministério da Saúde. **Plano de Segurança da Água - Garantindo a Qualidade e Promovendo a Saúde - Um olhar do SUS**. Brasília, DF, 2012.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução 357**, de 17 de março de 2005. Brasília: Conama, 2005.

LACERDA, A. B.; RÄDER, A. S.; LOPES, E. S. **A eficiência de remoção de coliformes em uma estação de tratamento de água convencional**. Apresentação de Trabalho. In: 48º CONGRESSO NACIONAL DA ASSEMAE, Fortaleza, CE. **Anais...** Fortaleza: ASSEMAE, 2018.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 4. ed. rev. ampl. Campinas, SP: Átomo, 2016.

MIRANDA, R. F. A. **Implementando a gestão de risco no setor público**. Enap – Escola Nacional de Administração Pública. Brasília, DF, 2018.

RAMOS, V. S.; RIBEIRO, R. Y.; ORSATI, W. A. **Gestão de riscos, uma experiência no setor de saneamento – estudo de caso SABESP**. Apresentação de Trabalho. In: XVI Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, São Luís, MA, 2010.

RICHTER, C. A.; NETTO, J. M. A. **Tratamento de água: tecnologia atualizada**. São Paulo: Edgard Blücher, 2017.

SANTOS, N. I. G. **Projeto de otimização de dosagens de produtos químicos nas etapas de coagulação e floculação do processo de tratamento de água convencional e uma proposta de gestão de risco destas etapas do processo**. Porto Alegre, RS, 2018. Trabalho de Conclusão de Curso de Especialização. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – IFCE – Campus Fortaleza. Disponível em: https://drive.google.com/drive/folders/1Yv_QAy7VLdw3yjh-6geN0rFMGo-pllqM?usp=sharing

OTIMIZAÇÃO DAS CONDIÇÕES DE COAGULAÇÃO E FLOCULAÇÃO DE ÁGUA BRUTA COM BAIXA TURBIDEZ UTILIZANDO TANINO E PAC

Neusa Isabel Gomes dos Santos

Universidade Luterana do Brasil (ULBRA),
Química, Canoas - RS.

Arlindo Soares Räder

Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Porto Alegre - RS.

RESUMO: Os prestadores de serviços de água devem considerar os desafios locais existentes em uma região (Bacia Hidrográfica) e que associados às especificações técnicas das operações unitárias do processo podem afetar os indicadores de desempenho da qualidade da água tratada de uma ETA. O objetivo do presente trabalho é realizar uma proposta de otimização das condições de coagulação/floculação do processo de tratamento de água convencional, com a aplicação de tanino e PAC em amostras de água bruta com turbidez baixa. Os resultados identificados em todos os ensaios, para turbidez da água filtrada, estão abaixo de 0,5 uT e em conformidade com o Anexo XX da Portaria de Consolidação N° 05 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017). Adicionalmente, os testes demonstraram um percentual de remoção médio da turbidez da água filtrada em 99,38%, com a aplicação do tanino como coagulante principal e um percentual médio de remoção de 99,42% quando foi utilizado o PAC

como coagulante principal. A remoção média da turbidez da água decantada foi de 95,44% para ambos os produtos. Conclui-se que os ensaios de tratabilidade, em escala laboratorial, realizados nesse estudo contribuem para a melhoria contínua de um processo de tratamento de água convencional possibilitando a distribuição de água potável de qualidade para a população de uma determinada região.

PALAVRAS-CHAVE: Ensaios de Tratabilidade; ETA; Tratamento de Água Convencional; Otimização.

OPTIMIZATION OF RAW WATER COAGULATION AND FLOCCULATION CONDITIONS WITH LOW TURBIDITY USING TANINO AND PAC

ABSTRACT: Water service providers should consider the local challenges that exist in a region (Watershed) and that associated with the technical specifications of unit process operations may affect the treated water quality performance indicators of an ETA. The objective of the present work is to make a proposal to optimize the coagulation / flocculation conditions of the conventional water treatment process, with the application of tannin and PAC in low turbidity raw water samples. The results identified in all tests for filtered water turbidity are below 0.5uT and in accordance with Annex XX of the Ministry of Health Consolidation Ordinance No.

05 (BRAZIL, 2017). In addition, the tests showed an average removal rate of 99.38% turbidity from filtered water, with the application of tannin as the main coagulant and an average removal rate of 99.42% when PAC was used as the primary coagulant. The average removal of decanted water turbidity was 95.44% for both products. It can be concluded that the laboratory scale treatability tests performed in this study contribute to the continuous improvement of a conventional water treatment process, enabling the distribution of quality drinking water to the population of a given region.

KEYWORDS: Treatability Tests; ETA; Conventional Water Treatment; Optimization.

1 | INTRODUÇÃO/OBJETIVOS

A problemática da água atinge níveis globais, destacando-se como desafio mundial a gestão dos recursos hídricos, a distribuição de água potável e o esgotamento sanitário para que a população possa ter acesso ao saneamento básico de forma universal e integral. Para esta pesquisa, é necessário verificar os desafios locais existentes para que a prestação dos serviços de água potável, que é um dos componentes do conjunto de serviços de saneamento básico, seja eficiente, seguro e suficiente para os habitantes de uma determinada região. A área de estudo desta pesquisa é a Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos, situada no Estado do Rio Grande do Sul, especificamente o trecho pertencente ao Baixo Sinos. Porção essa do Rio dos Sinos que serve, simultaneamente, de manancial abastecedor de autarquias e companhias de saneamento e indústrias em geral, bem como de corpo hídrico receptor de efluentes (domésticos e industriais) para uma grande variedade de municípios. Considerando estudo publicado pela Fundação Estadual de Proteção Ambiental (FEPAM, 2010), o trecho do Rio dos Sinos localizado na região metropolitana de Porto Alegre reúne características que permite classificá-lo como pertencente à classe 3 e 4 de acordo com a Resolução n.º 357 (CONAMA, 2005), dependendo do parâmetro de qualidade da água a ser considerado e analisado. Adicionalmente ao impacto antrópico causado pelo despejo de efluentes sanitários e industriais em suas águas sem o tratamento adequado, conforme supramencionado, esta região está sujeita às influências de eventos extremos do clima, tais como secas e inundações. Esses fatores, considerando os usos múltiplos da água, conforme a Lei n.º 9.433 (BRASIL, 1997), quando não devidamente avaliados e planejados, podem se tornar problemáticos para os recursos hídricos deste trecho da bacia. Ressalta-se que, de acordo a Lei n.º 9.433 (BRASIL, 1997), em situações de escassez, o uso prioritário dos recursos hídricos é o consumo humano e a dessedentação de animais e que a gestão dos recursos hídricos deve sempre proporcionar o uso múltiplo das águas. Todos esses fatores mencionados (impacto antrópico, eventos extremos do clima – secas e inundações) fazem parte das informações de contexto externas a uma Estação de Tratamento de Água (ETA), que agregados às variáveis específicas inerentes às operações e processos unitários de coagulação e floculação de uma ETA podem apresentar influências, muitas vezes adversas, sobre o indicador de desempenho de

qualidade da água tratada nesta ETA. Dentro desse panorama, percebe-se claramente quão complexa é a tarefa de otimização de um processo, especificamente otimizar as dosagens de produtos químicos utilizados nas etapas de coagulação e floculação de uma ETA, responsável por produzir água potável com qualidade, segurança e em quantidade suficiente para o consumo humano. O objetivo do presente trabalho é realizar uma proposta de otimização do processo de tratamento de água, em termos de dosagens de produtos químicos, nas etapas de coagulação/floculação, destinado ao consumo humano. Para a realização dos ensaios de tratabilidade desta pesquisa, em escala laboratorial, foram utilizados dois produtos químicos: tanino e PAC, considerando uma amostra de água bruta com turbidez baixa. Os resultados serão analisados por meio do parâmetro turbidez das águas decantada e filtrada.

2 | MATERIAL E MÉTODOS

A Estação de Tratamento de Água (ETA) de Novo Hamburgo, cidade pertencente ao Estado do Rio Grande do Sul, é do tipo convencional completa, sendo composta pelas etapas de coagulação/floculação, decantação, filtração, desinfecção e fluoretação. Após o tratamento, a água tratada é reservada e distribuída à população da cidade pela rede de distribuição e reservatórios. A metodologia empregada para a realização desta pesquisa está baseada nos ensaios de tratabilidade realizados em reatores estáticos que possibilitam a simulação do processo de tratamento de água convencional, em escala laboratorial. O equipamento utilizado para a realização destes ensaios é denominado de testes dos jarros ou jar test. Esta metodologia contemplou uma série de testes, onde foram alterados os seguintes fatores: concentração do coagulante, concentração do auxiliar de floculação, o tempo de mistura lenta, a velocidade de floculação e o tempo de adição do auxiliar de floculação, considerando uma amostra de água bruta com turbidez baixa. Para a realização do procedimento foi utilizado o equipamento denominado teste dos jarros mantendo, na mistura rápida, um tempo de 1 minuto e velocidade de 150 rpm (para todos os testes). Na etapa de floculação, foram testados os tempos de 20, 30 e 40 minutos, bem como as velocidades de 30, 50 e 70 rpm. Esses parâmetros estão em conformidade com a Norma NBR 12.216 (ABNT, 1992). Os tempos de adição do floculante avaliados foram de 1, 5 e 10 minutos. Os testes alterando tempo, velocidade e tempo de adição do floculante foram realizados em duplicata. Em relação aos parâmetros químicos (concentração do coagulante e concentração do auxiliar de floculação), foram aplicados dosagens diferenciadas, variando entre 20 a 45 ppm e 0 a 10 ppm, respectivamente. Para todos os testes, o tempo de decantação empregado foi de 20 minutos. Os ensaios foram realizados utilizando-se o tanino como coagulante principal e PAC como auxiliar de floculação e, posteriormente, foram feitos ensaios invertendo-se essa ordem, ou seja, aplicando-se PAC como coagulante principal e tanino como auxiliar de floculação. Formalmente, foram realizados cinco ensaios com o tanino como coagulante principal e cinco ensaios

com PAC como coagulante principal, totalizando dez ensaios para serem analisados. A hipótese é que se obtenham resultados satisfatórios para a turbidez das águas decantada e filtrada ao final das simulações realizadas.

2.1 Programação do Equipamento de Jar Test

A programação do equipamento de jar test contemplou: o tempo de agitação e velocidade de mistura rápida, o tempo de detenção e a velocidade de floculação (mistura lenta) e o tempo de decantação. Essa programação foi realizada conforme as instruções do manual do equipamento e considerou a conversão do gradiente de velocidade em velocidade de rotação (RPM), de acordo com a curva de gradiente de velocidade versus velocidade de rotação, para evitar erros de velocidade de floculação durante o ensaio e que podem afetar os resultados, caso sejam aplicados na planta posteriormente.

2.2 Concentração das Soluções dos Produtos Químicos

Para a realização dos ensaios de tratabilidade, em escala laboratorial, foi preparada uma solução de policloreto de alumínio a 2% e uma solução de tanino a 2%.

2.3 Coleta das Amostras

As amostras de água bruta utilizadas nesta pesquisa foram coletadas diretamente nos copos do equipamento denominado jar test, em ponto de coleta de amostras existente dentro do laboratório da ETA. Os dados dos parâmetros das amostras de água bruta para cada teste estão disponibilizados nos resultados desta pesquisa (Tabelas 2 e 10).

2.4 Realização dos Ensaios de Tratabilidade

Os ensaios de tratabilidade, em escala laboratorial, foram realizados com a utilização do equipamento denominado teste dos jarros, composto por seis copos de geometria quadrada com capacidade para dois litros cada e dotado de agitador individual por copo. Os ensaios foram realizados conforme segue:

- a) foi realizada a coleta da amostra de água bruta diretamente para dentro de cada copo do aparelho, no ponto de coleta existente dentro do laboratório;
- b) na sequência, ajustou-se o volume da amostra no recipiente, de acordo com o volume de 2 litros;
- c) realizaram-se as análises da água bruta com uma amostra coletada no mesmo horário da coleta das amostras dos copos;
- d) verificou-se a programação do equipamento para o teste, que deve ter especificações para tempo e velocidade de agitação para a mistura rápida, tempo de mistura lenta e velocidade de floculação e tempo de decantação;

- e) mediu-se o volume especificado de solução de coagulante, conforme a concentração definida para cada copo do aparelho e foi feita a adição destas concentrações nos copos, antes do início do teste. Para cada 1ppm de concentração de coagulante, mediu-se 0,1mL da solução do respectivo coagulante a ser dosado;
- f) iniciou-se o teste, primeiramente, por 1 minuto com velocidade de 150 rpm (mistura rápida). Em seguida, a velocidade foi reduzida para 50 rpm para se efetuar o processo de floculação. Adicionou-se o volume adequado de auxiliar de floculação, de acordo com o tempo especificado para cada ensaio;
- g) ao término do período de floculação, as amostras permaneceram em repouso para decantar por 20 minutos;
- h) ao final da decantação foi realizada uma coleta de amostra de cada copo da água decantada para análise de turbidez e cor aparente da água decantada;
- i) foram realizadas novas coletas das amostra da água decantada de cada copo para a realização da filtração (em funil com algodão) e posterior análise de turbidez da água filtrada;
- j) todos os resultados foram registrados em planilha específica;
- k) ao final dos ensaios, os copos do equipamento foram lavados e o aparelho desligado.

3 | RESULTADOS/DISCUSSÃO

Nesta seção estão disponibilizados os dados de identificação, os resultados das análises físico-químicas da água bruta e os resultados dos ensaios de tratabilidade realizados com os coagulantes tanino e PAC.

3.1 Ensaio realizados com o uso do tanino como coagulante principal

A Tabela 1 explicita a identificação dos ensaios de 1 a 5, realizados com o coagulante tanino.

Identificação do Ensaio	Data	Horário/Coleta	Objetivo do Ensaio
Ensaio de Tratabilidade1	22/12/18	19h30min.	Definir dosagem de coagulante
Ensaio de Tratabilidade2	23/12/18	01h45min.	Definir dosagem de floculante
Ensaio de Tratabilidade3	24/12/18	20h45min.	Definir tempo de adição do floculante
Ensaio de Tratabilidade4	27/12/18	01 hora	Definir tempo de mistura lenta
Ensaio de Tratabilidade5	28/12/18	19h45min.	Definir velocidade de floculação

Tabela 1: Identificação dos Dados dos Ensaio de Tratabilidade – 1 a 5 – Coagulante tanino.

A Tabela 2 mostra os resultados das análises da água bruta para os ensaios de 1 a 5.

Natureza da Análise	Parâmetro	Unidade	Resultados				
			Ensaio 1	Ensaio 2	Ensaio 3	Ensaio 4	Ensaio 5
Físico-Química	Turbidez	uT	33,4	35,1	29,0	17,2	16,6
Físico-Química	Cor aparente	uH	107	111	104	67	64
Físico-Química	Condutividade elétrica	$\mu\text{s/cm}$	73,1	70,5	70,0	75,0	73,8
Físico-Química	pH	-	6,82	6,88	6,85	6,90	6,68

Tabela 2: Resultados das Análises Físico-Químicas da Água Bruta – Ensaio de 1 a 5.

A Tabela 3 exibe os resultados do ensaio de tratabilidade 1.

Copos	01	02	03	04	05	06
Tempo de Mistura Lenta (minutos)	20	20	20	20	20	20
Velocidade de Floculação (RPM)	50	50	50	50	50	50
Tempo de Adição/ Floculante (minutos)	5	5	5	5	5	5
Concentração de Coagulante/tanino (ppm)	20	25	30	35	40	45
Concentração de Floculante/PAC (ppm)	6	6	6	6	6	6
Turbidez da Água Decantada (uT)	26,4	13,7	5,98	2,16	1,25	1,19
Cor Aparente da Água Decantada (uH)	85	44	21	13	7	8
Turbidez da Água Filtrada (uT)	13,1	5,79	1,80	0,44	0,12	0,10

Tabela 3 – Resultados do Ensaio de Tratabilidade 1:

A Tabela 4 explicita os resultados do ensaio de tratabilidade 2.

Copos	01	02	03	04	05	06
Tempo de Mistura Lenta (minutos)	20	20	20	20	20	20
Velocidade de Floculação (RPM)	50	50	50	50	50	50
Tempo de Adição/ Floculante (minutos)	5	5	5	5	5	5
Concentração de Coagulante/tanino (ppm)	40	40	40	40	40	40
Concentração de Floculante/PAC (ppm)	0	2	4	6	8	10
Turbidez da Água Decantada (uT)	4,82	3,14	1,90	1,26	1,35	1,71
Cor Aparente da Água Decantada (uH)	20	17	9	8	6	3
Turbidez da Água Filtrada (uT)	2,03	0,57	0,22	0,13	0,15	0,17

Tabela 4 – Resultados do Ensaio de Tratabilidade 2:

A Tabela 5 disponibiliza os resultados do ensaio de tratabilidade 3.

Copos	01	02	03	04	05	06
Tempo de Mistura Lenta (minutos)	20	20	20	20	20	20
Velocidade de Floculação (RPM)	50	50	50	50	50	50
Tempo de Adição/ Floculante (minutos)	1	1	5	5	10	10
Concentração de Coagulante/tanino (ppm)	40	40	40	40	40	40
Concentração de Floculante/PAC (ppm)	6	6	6	6	6	6
Turbidez da Água Decantada (uT)	1,48	1,69	1,26	1,12	1,46	1,35
Cor Aparente da Água Decantada (uH)	7	8	6	7	4	7
Turbidez da Água Filtrada (uT)	0,20	0,22	0,17	0,16	0,15	0,13

Tabela 5 – Resultados do Ensaio de Tratabilidade 3:

A Tabela 6 mostra os resultados do ensaio de tratabilidade 4.

Copos	01	02	03	04	05	06
Tempo de Mistura Lenta (minutos)	20	20	30	30	40	40
Velocidade de Floculação (RPM)	50	50	50	50	50	50
Tempo de Adição/ Floculante (minutos)	5	5	5	5	5	5
Concentração de Coagulante/tanino (ppm)		40	40		40	40
	40			40		
Concentração de Floculante/PAC (ppm)	6	6	6	6	6	6
Turbidez da Água Decantada (uT)	1,52	1,71	1,08	1,15	0,79	1,11
Cor Aparente da Água Decantada (uH)	8	7	4	3	5	6
Turbidez da Água Filtrada (uT)	0,13	0,10	0,12	0,12	0,13	0,13

Tabela 6 – Resultados do Ensaio de Tratabilidade 4:

A Tabela 7 exhibe os resultados do ensaio de tratabilidade 5.

Copos	01	02	03	04	05	06
Tempo de Mistura Lenta (minutos)	20	20	20	20	20	20
Velocidade de Floculação (RPM)	30	30	50	50	70	70
Tempo de Adição/ Floculante (minutos)	5	5	5	5	5	5
Concentração de Coagulante/tanino (ppm)	40	40	40	40	40	40
Concentração de Floculante/PAC (ppm)	6	6	6	6	6	6
Turbidez da Água Decantada (uT)	1,22	1,18	0,87	0,97	1,21	1,14
Cor Aparente da Água Decantada (uH)	7	6	8	7	7	5
Turbidez da Água Filtrada (uT)	0,13	0,12	0,15	0,15	0,14	0,18

Tabela 7 – Resultados do Ensaio de Tratabilidade 5:

A Tabela 8 indica o percentual de remoção da turbidez das águas decantada e filtrada obtido nos ensaios de 1 a 5.

Ensaio	Turbidez Água bruta (uT)	Conc. Tanino (ppm)	Conc. PAC (ppm)	Turbidez Água Decantada (uT)	% de Remoção (Turbidez Decantada)	Turbidez da Água Filtrada (uT)	% de Remoção (Turbidez Filtrada)
1	33,4	40	6	1,25	96,3%	0,12	99,6%
2	35,1	40	6	1,26	96,4%	0,13	99,6%
3	29,0	40	6	1,12	96,1%	0,16	99,4%
4	17,2	40	6	1,08	93,7%	0,12	99,3%
5	16,6	40	6	0,87	94,7%	0,15	99,0%

Tabela 8: Percentual de Remoção da Turbidez das Águas Decantada e Filtrada – Ensaio de 1 a 5:

3.2 Ensaio realizado com o uso do PAC como coagulante principal

A Tabela 9 explicita a identificação dos ensaios de 6 a 10, realizados com o coagulante PAC.

Identificação do Ensaio	Data	Horário/Coleta	Objetivo do Ensaio
Ensaio de Tratabilidade 6	23/12/18	00h30min.	Definir dosagem de coagulante
Ensaio de Tratabilidade 7	23/12/18	03horas	Definir dosagem de floculante
Ensaio de Tratabilidade 8	26/12/18	19h45min.	Definir tempo de adição do floculante
Ensaio de Tratabilidade 9	27/12/18	01h30min.	Definir tempo de mistura lenta
Ensaio de Tratabilidade 10	29/12/18	00h45min.	Definir velocidade de floculação

Tabela 9: Identificação dos Dados dos Ensaio de Tratabilidade – 6 a 10 – Coagulante PAC.

A Tabela 10 mostra os resultados das análises da água bruta para os ensaios de 6 a 10.

Natureza da Análise	Parâmetro	Unidade	Resultados				
			Ensaio 6	Ensaio 7	Ensaio 8	Ensaio 9	Ensaio 10
Físico-Química	Turbidez	uT	31,7	39,8	18,4	16,9	17,0
Físico-Química	Cor aparente	uH	106	121	67	67	67
Físico-Química	Condutividade elétrica	$\mu\text{s/cm}$	70,8	70,3	74,2	75,1	73
Físico-Química	pH	-	6,85	6,80	6,83	6,88	6,70

Tabela 10: Resultados das Análises Físico-Químicas da Água Bruta - Ensaio de 6 a 10

A Tabela 11 exibe os resultados do ensaio de tratabilidade 6.

Copos	01	02	03	04	05	06
Tempo de Mistura Lenta (minutos)	20	20	20	20	20	20
Velocidade de Floculação (RPM)	50	50	50	50	50	50

Tempo de Adição/ Floculante (minutos)	5	5	5	5	5	5
Concentração de Coagulante/PAC (ppm)	20	25	30	35	40	45
Concentração de Floculante/tanino (ppm)	6	6	6	6	6	6
Turbidez da Água Decantada (uT)	3,71	1,47	1,31	1,23	1,14	1,05
Cor Aparente da Água Decantada (uH)	14	7	6	5	5	7
Turbidez da Água Filtrada (uT)	0,56	0,10	0,17	0,11	0,10	0,12

Tabela 11 – Resultados do Ensaio de Tratabilidade 6:

A Tabela 12 explicita os resultados do ensaio de tratabilidade 7.

Copos	01	02	03	04	05	06
Tempo de Mistura Lenta (minutos)	20	20	20	20	20	20
Velocidade de Floculação (RPM)	50	50	50	50	50	50
Tempo de Adição/ Floculante (minutos)	5	5	5	5	5	5
Concentração de Coagulante/PAC (ppm)	25	25	25	25	25	25
Concentração de Floculante/tanino (ppm)	0	2	4	6	8	10
Turbidez da Água Decantada (uT)	3,68	2,55	3,09	1,32	0,86	0,88
Cor aparente da Água Decantada (uH)	14	11	11	8	4	7
Turbidez da Água Filtrada (uT)	0,51	0,26	0,22	0,11	0,11	0,09

Tabela 12 – Resultados do Ensaio de Tratabilidade 7:

A Tabela 13 disponibiliza os resultados do ensaio de tratabilidade 8.

Copos	01	02	03	04	05	06
Tempo de Mistura Lenta (minutos)	20	20	20	20	20	20
Velocidade de Floculação (RPM)	50	50	50	50	50	50
Tempo de Adição/ Floculante (minutos)	1	1	5	5	10	10
Concentração de Coagulante/PAC (ppm)	25	25	25	25	25	25
Concentração de Floculante/tanino (ppm)	6	6	6	6	6	6
Turbidez da Água Decantada (uT)	1,32	1,51	1,45	1,20	1,56	1,47
Cor Aparente da Água Decantada (uH)	10	7	5	6	10	10
Turbidez da Água Filtrada (uT)	0,17	0,15	0,14	0,17	0,24	0,19

Tabela 13 – Resultados do Ensaio de Tratabilidade 8:

A Tabela 14 mostra os resultados do ensaio de tratabilidade 9.

Copos	01	02	03	04	05	06
Tempo de Mistura Lenta (minutos)	20	20	30	30	40	40
Velocidade de Floculação (RPM)	50	50	50	50	50	50
Tempo de Adição/ Floculante (minutos)	5	5	5	5	5	5
Concentração de Coagulante/PAC (ppm)	25	25	25	25	25	25
Concentração de Floculante/tanino (ppm)	6	6	6	6	6	6
Turbidez da Água Decantada (uT)	0,99	1,09	0,90	0,96	0,63	0,60
Cor Aparente da Água Decantada (uH)	4	3	7	7	4	3
Turbidez da Água Filtrada (uT)	0,10	0,15	0,11	0,09	0,11	0,12

Tabela 14 – Resultados do Ensaio de Tratabilidade 9:

A Tabela 15 exibe os resultados do ensaio de tratabilidade 10.

Copos	01	02	03	04	05	06
Tempo de Mistura Lenta (minutos)	20	20	20	20	20	20
Velocidade de Flocculação (RPM)	30	30	50	50	70	70
Tempo de Adição/ Floculante (minutos)	5	5	5	5	5	5
Concentração de Coagulante/PAC (ppm)	25	25	25	25	25	25
Concentração de Floculante/tanino (ppm)	6	6	6	6	6	6
Turbidez da Água Decantada (uT)	1,20	1,32	0,80	0,82	1,48	1,18
Cor Aparente da Água Decantada (uH)	7	10	6	6	5	3
Turbidez da Água Filtrada (uT)	0,17	0,17	0,14	0,11	0,29	0,13

Tabela 15 – Resultados do Ensaio de Tratabilidade 10:

A Tabela 16 demonstra o percentual de remoção da turbidez das águas decantada e filtrada dos ensaios de 6 a 10.

Ensaio	Turbidez Água bruta (uT)	Conc. Tanino (ppm)	Conc. PAC (ppm)	Turbidez Água Decantada (uT)	% de Remoção (Turbidez Decantada)	Turbidez da Água Filtrada (uT)	% de Remoção (Turbidez Filtrada)
6	31,7	25	6	1,47	95,4%	0,10	99,7%
7	39,8	25	6	1,32	96,7%	0,11	99,7%
8	18,4	25	6	1,20	93,5%	0,14	99,0%
9	16,9	25	6	0,60	96,4%	0,12	99,3%
10	17,0	25	6	0,82	95,2%	0,11	99,4%

Tabela 16: Percentual de Remoção da Turbidez das Águas Decantada e Filtrada – Ensaio de 6 a 10:

Os resultados para turbidez da água filtrada, identificados em todos os ensaios, estão em conformidade com o Anexo XX da Portaria de Consolidação N° 05 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017) por estarem abaixo de 0,5 uT. Os testes demonstraram um percentual de remoção médio da turbidez da água filtrada em 99,38%, quando foi aplicado tanino como coagulante principal e um percentual médio de remoção de 99,42% quando foi utilizado o PAC como coagulante principal. A remoção média da turbidez da água decantada foi de 95,44% para ambos os produtos. De acordo com Libânio (2016), recomenda-se turbidez máxima de água decantada de 2,0 uT para água bruta com turbidez superior a 10 uT. Conforme Richter (2017), na etapa de desinfecção, a inativação de vírus é mais eficaz quanto menor for a turbidez da água filtrada, sendo que esta tenha, preferencialmente, turbidez abaixo de 0,2 uT. Outro estudo realizado por Lacerda et., al (2018) com a aplicação de PAC como coagulante principal e tanino como auxiliar de flocculação em uma ETA, indicou que a etapa de clarificação em uma ETA convencional é a principal responsável pela remoção microbiológica da água.

Segundo Räder (2015), a utilização de tanino como coagulante numa ETA de ciclo completo também resultou em uma remoção de cor e turbidez da água bruta em um percentual de 98,8%, o que mostra que o tanino é um coagulante viável para o tratamento de água. Também de acordo com Rôla et., al (2016), o estudo realizado com o uso de tanino e PAC indicou uma remoção de turbidez da água bruta superior a 90%.

A concentração adequada de tanino como coagulante principal, neste trabalho, foi de 40 ppm, enquanto que para o PAC como coagulante principal a concentração adequada foi de 25 ppm. A concentração ideal de auxiliar de floculação foi de 6 ppm para ambos os produtos. Em relação ao tempo de adição do floculante, identificou-se que os melhores resultados foram obtidos quando o auxiliar de floculação foi adicionado após 5 minutos para ambos os produtos (tanino e PAC). A melhor velocidade de floculação foi de 50 rpm tanto para o PAC quanto para o tanino e o tempo de mistura lenta foi de 30 minutos quando foi aplicado tanino como coagulante principal e de 40 minutos quando foi utilizado PAC como coagulante principal.

De acordo com Rôla et., al (2016), os ensaios de tratabilidade, em escala laboratorial, são ferramentas válidas e de fundamental importância para se definir os parâmetros de coagulação, floculação e decantação de um processo de tratamento de água convencional, conforme demonstrado também nos resultados desse estudo.

4 | CONCLUSÃO

Conclui-se que a otimização das condições de coagulação e floculação com os produtos químicos tanino e PAC aplicados como coagulantes principais é eficiente, pois apresentou resultados satisfatórios tanto para a remoção da turbidez da água decantada quanto para a remoção da turbidez da água filtrada, demonstrando que os dois produtos químicos utilizados como coagulantes principais (tanino e PAC) reproduzem resultados em conformidade com o Anexo XX da Portaria de Consolidação N° 05 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017). Adicionalmente, observou-se que para se obter os mesmos resultados (otimizados), utilizando-se os dois produtos diferentes, deve-se considerar que o coagulante tanino requer uma maior concentração, quando comparado com os resultados obtidos com a aplicação do coagulante PAC, nesse caso para água bruta com turbidez baixa. Outra diferença observada entre a aplicação dos dois produtos como coagulantes principais foi no tempo de mistura lenta, que indicou que o tanino requer um tempo de mistura lenta menor quando comparado com o PAC. Os ensaios de tratabilidade, em escala laboratorial, realizados nesse estudo contribuem para a melhoria contínua de um processo de tratamento de água convencional possibilitando a distribuição de água potável de qualidade para a população, pois essa metodologia considerou os parâmetros hidráulicos abordados na Norma NBR 12.216 (ABNT, 1992) associados aos parâmetros químicos de concentração de coagulante e de auxiliar de floculação.

REFERÊNCIAS

- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 12.216**. Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público. Rio de Janeiro, RJ: ABNT, 1992.
- BRASIL. Ministério da Saúde. **Anexo XX da Portaria de Consolidação N° 05/2017**. Brasília, 2017.
- CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução 357**, de 17 de março de 2005. Brasília: Conama, 2005.
- FEPAM - FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DO ESTADO DO RIO GRANDE SUL, RS, 2010. **Qualidade das águas da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos**. Disponível em: <http://www.fepam.rs.gov.br/qualidade/qualidade_sinos/sinos.asp>.
- LACERDA, A. B.; RÄDER, A. S.; LOPES, E. S. **A eficiência de remoção de coliformes em uma estação de tratamento de água convencional**. Apresentação de Trabalho. In: 48° CONGRESSO NACIONAL DA ASSEMAE, Fortaleza, CE, 2018.
- LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 4. ed. rev. ampl. Campinas, SP: Átomo, 2016.
- POLICONTROL. **Manual Floc Control IV – 10 a 300rpm**. São Paulo, 2009.
- RÄDER, A. S. **Avaliação do uso de coagulante orgânico no tratamento de água potável para abastecimento público**. Apresentação de Trabalho. In: 28° CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Rio de Janeiro, RJ, 2015.
- RICHTER, C. A.; NETTO, J. M. A. **Tratamento de água: tecnologia atualizada**. São Paulo: Edgard Blücher, 2017.
- RÔLA, A. K. K.; CASTRO, G. M.; SANTANA, H. F.; SOUZA, J. J. L. L.; SILVA, D. J. **Avaliação da eficiência de coagulantes comerciais para aplicação em sistemas de tratamento de água**. Revista de Engenharia Química e Química. Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, MG, 2016. ISSN 2446-9416. Vol. 02 N. 03 (2016) 014–033.
- SANTOS, N. I. G. **Projeto de otimização de dosagens de produtos químicos nas etapas de coagulação e floculação do processo de tratamento de água convencional e uma proposta de gestão de risco destas etapas do processo**. Porto Alegre, RS, 2018. Trabalho de Conclusão de Curso de Especialização. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – IFCE – Campus Fortaleza. Disponível em: https://drive.google.com/drive/folders/1Yv_QAy7VLdw3yjh-6geN0rFMGo-p1lqM?usp=sharing

PERMEABILIDADE AO AR E A ÁGUA DE MISTURAS DE SOLO E COMPOSTO ORGÂNICO PARA CAMADAS DE COBERTURA OXIDATIVAS

Alice Jadneiza Guilherme de Albuquerque Almeida

GRS - Grupo de Resíduos Sólidos / UFPE
Recife – Pernambuco

Bruna Silveira Lira

GRS - Grupo de Resíduos Sólidos / UFPE
Recife – Pernambuco

Guilherme José Correia Gomes

GRS - Grupo de Resíduos Sólidos / UFPE
Recife – Pernambuco

Antônio Italcy de Oliveira Júnior

GRS - Grupo de Resíduos Sólidos / UFPE
Recife – Pernambuco

Camila de Melo Tavares

GRS - Grupo de Resíduos Sólidos / UFPE
Recife – Pernambuco

Maria Odete Holanda Mariano

GRS - Grupo de Resíduos Sólidos / UFPE
Recife – Pernambuco

José Fernando Thomé Jucá

GRS - Grupo de Resíduos Sólidos / UFPE
Recife – Pernambuco

RESUMO: A emissão descontrolada dos gases produzidos em aterros sanitários é uma das maiores problemáticas de poluição local e global. A fim de minimizar tais impactos, torna-se necessário que aterros disponham de uma camada de cobertura eficiente, capaz de impossibilitar a passagem dos gases produzidos

no local para a atmosfera, além de garantir que líquidos provenientes das precipitações não percolem no aterro e, conseqüentemente, gerem mais lixiviados para serem tratados. Atualmente o uso de camadas de cobertura alternativas em aterros sanitários vem se intensificando. Entre as camadas utilizadas existem as camadas oxidativas, que utilizam uma mistura de solo com composto orgânico para melhorar a oxidação dos gases gerados, bem como auxiliar na retenção dos líquidos provenientes das chuvas. O principal objetivo deste trabalho é o estudo da permeabilidade ao ar e a água das misturas de solo com composto orgânico em diferentes proporções de forma a determinar os fluxos de gases e líquidos. A permeabilidade ao ar e à água determinada em permeâmetro de parede flexível modelo Tri-flex 2 da Soil Test – ELE, foram usadas misturas na proporções de 2:1 (solo:composto) e 1:1 (solo:composto). Com base nos resultados, a permeabilidade ao ar e à água permaneceu na magnitude de 10^{-8} a 10^{-9} m s⁻¹, o que é ideal para assegurar que a percolação seja baixa impedindo a infiltração de água, bem como a emissão de gases.

PALAVRAS-CHAVE: Camadas de cobertura, camada oxidativa, permeabilidade.

AIR AND WATER PERMEABILITY OF SOIL AND ORGANIC COMPOUND MIXTURES FOR OXIDATIVE COVER LAYERS

ABSTRACT: The uncontrolled emissions of gases produced by landfills are one of the major local and global pollution problems. In order to minimize the impacts caused by the gas emissions, it is necessary that the landfills are provided with an efficient cover layer, in addition to hampering the escape of the gases produced in the location to the atmosphere, it will also guarantee that the liquids originated from the precipitations do not percolate in the landfill, and consequently generate more leachate to be treated. Nowadays the use of alternative cover layers in landfills has been intensifying. Among the cover layers used, there are the oxidative layers, which use a mixture of soil and organic compound to improve the oxidation of the generated gases, as well as assist in the retention of the liquids originated from the rain. The aim of this work will be the study of the air and water permeability of soil and organic compound mixtures in different proportions in order to determinate the gas and liquid flux in oxidative cover layers. The air and water permeability were determined in a flexible-wall permeameter model Tri-flex 2 from Soil Test – ELE, the proportions used in the mixtures were 2:1(soil:compound) and 1:1(soil:compound). Based on the results the air and water permeability remained in the 10^{-8} to 10^{-9} m s⁻¹ magnitude, which is ideal to ensure that percolation is low preventing the infiltration of water as well as the emission of gases.

KEYWORDS: Cover layers, oxidative layer, permeability.

1 | INTRODUÇÃO

Devido ao crescimento de áreas urbanas, houve um aumento excessivo na geração de resíduos, gerando uma série de problemas de ordem ambiental, econômica e social. Uma das ações tomadas com o objetivo de diminuir os problemas é a instalação de aterros sanitários. Nos aterros sanitários existe uma grande emissão de gases poluentes e pessoas que vivem próximas às instalações dos aterros são as mais afetadas, pois são continuamente expostas a maus odores e componentes tóxicos presentes no biogás, podendo até ocasionar o desenvolvimento de doenças.

No âmbito global, o lançamento de biogás na atmosfera é uma das formas de maior causa e contribuição para o aquecimento global. A fim de minimizar tais impactos, torna-se necessário que aterros disponham de uma camada de cobertura eficiente, capaz de impossibilitar a passagem dos gases produzidos no local para a atmosfera, além de garantir que líquidos provenientes das precipitações não percolem no aterro e, conseqüentemente, gerem mais lixiviados para serem tratados.

Atualmente o uso de camadas de cobertura alternativas em aterros sanitários vem se intensificando. Entre as camadas utilizadas destacam-se as camadas oxidativas, que utilizam uma mistura de solo com composto orgânico para melhorar a oxidação dos gases gerados, bem como auxiliar na retenção dos líquidos provenientes das chuvas. O composto orgânico utilizado é derivado de material estabilizado de leiras

de compostagem (que geralmente se destinam a adubos ou mesmo ao descarte em aterros). De forma a simular os fluxos de gases e líquidos nas camadas de cobertura de aterros sanitários este trabalho visa o estudo da permeabilidade ao ar e a água das misturas de solo com composto orgânico proveniente da compostagem em diferentes proporções. A permeabilidade ao ar e à água foi determinada em permeâmetro de parede flexível modelo Tri-flex 2 da Soil Test – ELE, foram usadas misturas na proporções de 2:1 (solo:composto) e 1:1 (solo:composto).

2 | OBJETIVO

O principal objetivo deste trabalho é o estudo da permeabilidade ao ar e à água das misturas de solo com composto orgânico em diferentes proporções de forma a simular os fluxos de gases e líquidos nas camadas de cobertura de aterros sanitários.

3 | METODOLOGIA

3.1 Ensaio de Permeabilidade Vertical

Para execução dos ensaios de permeabilidade vertical à água e ao ar foram moldados corpos de prova com o solo que será utilizado nas camadas de cobertura, nas proporções de 1:1 e 2:1 de solo composto. Ambos os corpos de prova foram compactados com energia de um Proctor Normal, com massa específica seca máxima, umidade ótima e formato cilíndrico com as seguintes dimensões: $H = 12,7$ cm; $D = 10$ cm e $A = 78,54$ cm². Para realização do ensaio de permeabilidade à água foi tida como base a norma ASTM D5084-10 (ASTM, 2010) e foi utilizado o permeâmetro de parede flexível modelo Tri-flex 2 da Soil Test – ELE com algumas adaptações feitas por Maciel (2003), Mariano (2008) e Costa (2015). A figura 1 ilustra o equipamento utilizado neste ensaio.



Figura 1 - Tri-flex 2 da Soil Test – ELE

Para o ensaio de permeabilidade ao ar também foi utilizado o modelo Tri-flex 2 da Soil Test – ELE com as adaptações propostas por Maciel (2003), que dentre elas, inclui a colocação de um rotâmetro na saída do corpo de prova, Figura 2, a fim de fazer a medição da vazão do fluido percolado, que neste caso é ar comprimido. Os corpos de prova utilizados e a metodologia aplicada foram os mesmos utilizados no ensaio de permeabilidade à água, diferindo apenas no tipo de fluido utilizado no processo, que neste caso foi ar comprimido.

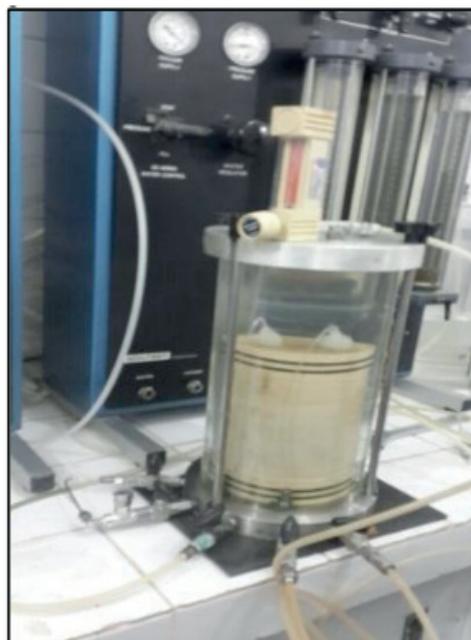


Figura 2 - Câmara de Fluxo com rotâmetro

3.2 Ensaio de Permeabilidade Horizontal

A metodologia aplicada para a realização do ensaio de permeabilidade horizontal é semelhante ao método aplicado para os ensaios de permeabilidade vertical, deferindo apenas no modo como o corpo de prova é executado. Neste tipo de ensaio o corpo de prova que foi obtido através do ensaio de Proctor Normal é moldado de forma que o fluxo que estará passando de forma vertical na verdade é a parte horizontal do solo. Por ter esta característica a amostra possui as seguintes dimensões: H= 10 cm; D=10 cm. Este ensaio foi realizado apenas para a proporção de 1:1 de solo composto.

4 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Ensaio de Permeabilidade Vertical

4.1.1 Permeabilidade ao ar

Para determinar a permeabilidade ao ar da mistura utilizada para fazer a camada de cobertura, foram moldados dois corpos de prova nas proporções de 1:1 e de 2:1 de solo composto, ambas as amostras foram moldadas com energia de um Proctor Normal na umidade ótima. A trajetória dos ensaios se deu por meio do processo de secagem das amostras e a verificação do coeficiente de permeabilidade correspondente à umidade da amostra. Tendo a validação da Lei de Darcy para fluxos compressíveis foi possível calcular a permeabilidade ao ar das misturas por meio da Equação 1.

$$K_{ar} = \frac{q L}{A \Delta p} \quad \text{Equação (1)}$$

Onde:

K_{ar} = permeabilidade ao ar (m h⁻¹) q = vazão (N m³ s⁻¹)

A = área (m²)

L = comprimento da amostra (m)

Δp = gradiente de pressão (m), considerando $\gamma_{ar} = 0,012 \text{ kN m}^{-3}$

A Figura 3 apresenta os resultados dos ensaios através da variação da permeabilidade em função do teor de umidade do corpo de prova.

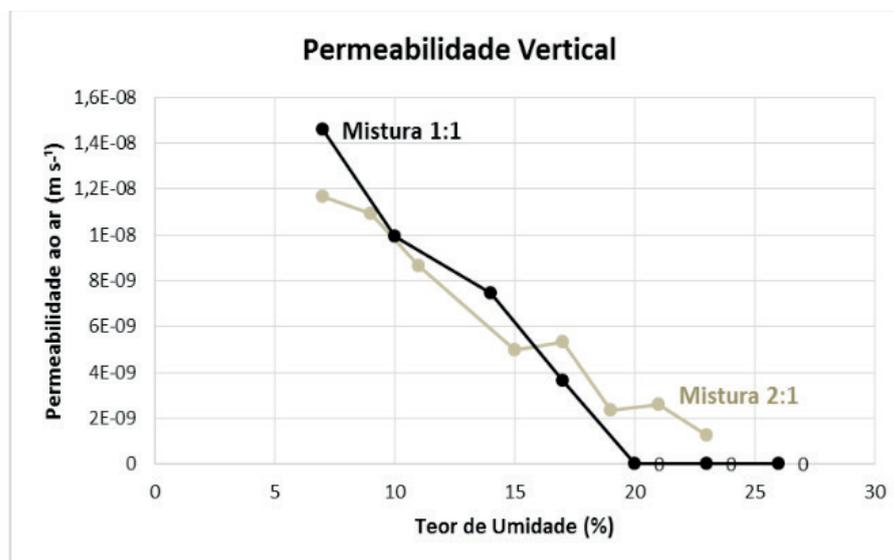


Figura 3 - Resultados dos ensaios de permeabilidade vertical ao ar para um mesmo corpo de prova nas misturas 2:1 e 1:1

É possível observar no gráfico da Figura 3 que na existência de altos teores de umidade não há valores para permeabilidade, isso ocorre pelo fato de que a presença de água em solos de alta umidade dificulta a passagem do ar injetado pelo equipamento. A Figura 3 mostra que a Mistura 2:1, que possui 23% de umidade ótima e a mistura 1:1, com 26% de umidade ótima apresentaram valores de permeabilidade na mesma grandeza de 10^{-9} e 10^{-8} m s⁻¹. O intuito de fazer este processo de secagem e determinar a permeabilidade ao ar em cada umidade é caracterizar o comportamento do solo e a sua eficiência em reter os gases gerados no aterro durante períodos de seca e chuva.

4.1.2 Permeabilidade à água

A determinação da permeabilidade a água das misturas 1:1 e 2:1 é obtida por meio da equação 2.

$$K_w = \frac{VL}{ATP} \text{ (cm/s)} \quad \text{Equação (2)}$$

Onde:

V= volume percolado (cm³)

L= altura da amostra (cm)

A= área da base do corpo de prova (cm²)

T= tempo médio para percolação de 5 cm³ (s) P= gradiente psi x 70,37 cm/psi (cm - H₂O)

Os resultados encontrados para a permeabilidade à água foram de $2,77 \times 10^{-9}$ m s⁻¹ para a Mistura 1:1 (solo:composto) e $5,6 \times 10^{-9}$ m s⁻¹ para a Mistura 2:1

(solo:composto). Apesar de possuírem diferentes proporções de material compostado foi observado que ambas as misturas obtiveram valores para a condutividade hidráulica na mesma ordem de grandeza.

De acordo com a USEPA (2003) para camadas de cobertura em aterros sanitários é indicado que os valores de permeabilidade à água sejam inferiores a ordem de grandeza de 10^{-7} m s^{-1} , para garantir assim que não haja alta percolação de água proveniente das chuvas. Tanto a mistura 1:1 (solo:composto) como a mistura 2:1 (solo:composto) apresentaram valores compatíveis com os valores também encontrados por Maciel (2003), Lopes (2011) e Costa (2015).

4.2 Ensaio de Permeabilidade Horizontal

Segundo Pinto (2000) a permeabilidade horizontal tende a ser maior que a permeabilidade vertical devido à anisotropia das camadas do solo. Ter conhecimento sobre este quesito é de fundamental importância para o dimensionamento dos drenos verticais presentes no aterro sanitário bem como para possíveis fluxos horizontais dos gases gerados durante o processo de biodegradação.

4.2.1 Permeabilidade ao ar

Para o ensaio de permeabilidade horizontal foi moldado um corpo de prova na energia de um Proctor Normal com a mistura de 1:1 de solo composto. O experimento foi realizado para diferentes umidades do corpo de prova e verificada a permeabilidade ao ar horizontal quando a amostra era submetida a diferentes valores de pressão. Inicialmente aplicou-se uma pressão confinante de 10 kPa, crescendo-se esta pressão até que a mesma atingisse o valor de 50 kPa. O gráfico da Figura 4 mostra o desempenho do corpo de prova durante a realização do experimento.

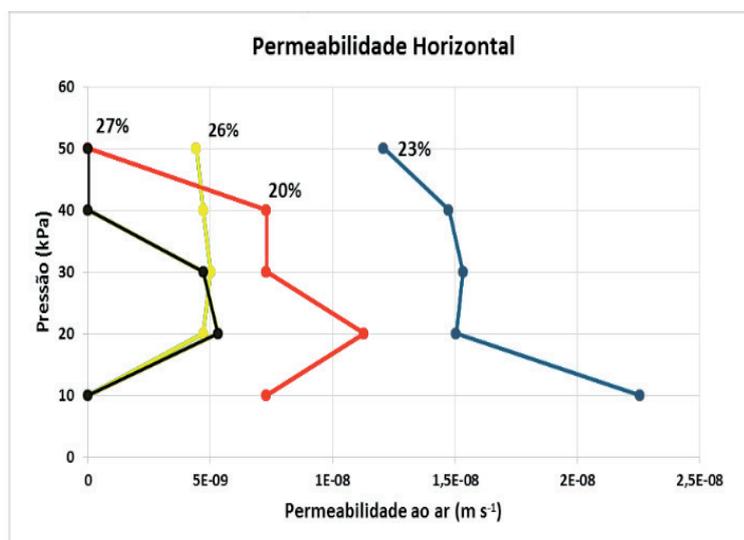


Figura 4. Resultados dos ensaios de permeabilidade horizontal ao ar para um mesmo corpo de prova de Mistura 1:1

Pelo gráfico da Figura 4 é possível observar que independentemente da umidade da amostra, para altos valores de pressão aplicados há uma deformação na amostra a ponto de diminuir o coeficiente de permeabilidade ao ar. Em campo este aumento de pressão poderia ser caracterizado por um sobrepeso presente na camada de cobertura.

4.2.2 Permeabilidade à água

Para o ensaio de permeabilidade horizontal também foi verificado a permeabilidade à água da Mistura 1:1, a fim de analisar o seu comportamento quando submetida a um fluxo de água no sentido horizontal. Assim sendo, para a Mistura 1:1 foi constatado um coeficiente de permeabilidade à água de $5,33 \times 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$, que apresentou a mesma ordem de grandeza do coeficiente de permeabilidade vertical encontrado para as Misturas 1:1 e 2:1 de solo composto.

5 | CONCLUSÃO

Com base nos resultados obtidos é possível concluir que as misturas apresentam permeabilidades ao ar e a água variando entre 10^{-8} e 10^{-9} m s^{-1} estando de acordo com os padrões indicados pela USEPA (2003) para camadas de cobertura em aterros sanitários, garantindo assim que não haja percolação em excesso de água proveniente das chuvas, como também a emissão de gases poluentes a atmosfera.

REFERÊNCIAS

ASTM, D5084-10. 2010. **Standard Test Methods for Measurement of Hydraulic Conductivity of Saturated Porous Materials Using a Flexible Wall Permeameter**. American Society for Testing and Materials. Volume 04.08. Soil and Rock (I): D420 - D5876.

COSTA, M. D. **Estudos de camadas de cobertura de aterros sanitários em colunas de solos**. Recife. 2015. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Pernambuco.

LOPES, R. L. **Infiltração de água e emissão de metano em camadas de cobertura de aterros de resíduos sólidos**. Recife, 274p., 2011. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco.

MACIEL, F. J. **Estudo da geração, percolação e emissão de gases no aterro de resíduos sólidos da Muribeca/PE**. Recife. 173 p., 2003. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco.

MARIANO, M. O. H. **Avaliação da retenção de gases em camadas de cobertura de aterro de resíduos sólido**. Recife. 243p., 2008. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Pernambuco.

SILVA, A. M. **Banco de dados de curvas de retenção de água de solos brasileiros**. São Paulo. 2005. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo.

PINTO, S. Carlos. **Curso Básico de Mecânica dos Solos**, São Paulo: Oficina de Textos, 2000.
UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Evaporation landfill cover system. Fact sheet. 12 p. 2003.

REMOÇÃO E CORRELAÇÃO DE MICROALGAS E SÓLIDOS EM SUSPENSOS DE EFLUENTES DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO UTILIZANDO BIOFILTRO

Moisés Andrade de Farias Queiroz

Graduado em Engenharia Sanitária e Ambiental (UEPB), Graduado em Engenharia Civil (UNP), Mestre em Engenharia Sanitária (UFRN). Sócio proprietário da Melo & Andrade Engenharia e Consultoria Ambiental. Natal – Rio Grande do Norte, Brasil. eng.moisesandrade@gmail.com.

Jonatan Onis Pessoa

Graduado em Engenharia Ambiental (UFAM), Mestre em Engenharia Civil e Ambiental (UFFS/BA) e Professor do IFMA. Itacoatiara, Amazonas, Brasil. jonatan.pessoa@ifam.edu.br.

Alex Pinheiro Feitosa

Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental (UFERSA), Mestrado em Engenharia Sanitária (UFRN) e Doutorado em Manejo de Solo e Água (UFERSA), Professor da UFERSA campus Pau dos Ferros. alex.feitosa@ufersa.edu.br.

Eduardo Cristiano Vieira Gurgel

Graduado Engenharia Sanitária e Ambiental (UNP), Especialista em meio ambiente e gestão de recursos hídricos (UNP) e Mestrando em Ciências Ambientais (IFRN). Natal – Rio Grande do Norte, Brasil. eduardocvurgel@gmail.com.

Layane Priscila de Azevedo Silva

Bióloga, Mestre em Engenharia Sanitária (UFRN) e analista de saneamento na a&e Equipamentos e Serviços LTDA. Natal – Rio Grande do Norte, Brasil. layane@aeequipamentos.com.br

*Autor Correspondente: eng.moisesandrade@gmail.com

RESUMO: A presente pesquisa propôs avaliar a remoção de microalgas de um sistema de lagoas de estabilização utilizando biofiltros como pós-tratamento, além de tentar correlacionar os Sólidos Suspensos Totais com a clorofila “a”. Para tanto, utilizou-se dois biofiltros, o filtro 1 alimentado com efluente da lagoa facultativa e o filtro 2 alimentado com efluente da lagoa de maturação. O material de enchimento de ambos os filtros foi predominantemente brita nº 2, apesar de conter porções de brita nº 1 e 3. As concentrações médias finais de SST nos filtros 1 e 2 foram de 128 e 109 mg/L e as eficiências de remoção de 37 e 20%, respectivamente. Quanto à remoção de clorofila “a”, a eficiência do filtro 1 foi de 44% e no filtro 2 foi de 33%. A correlação mais significativa e representativa entre todos os parâmetros foi entre SST x Clorofila “a”, pôde-se observar que a correlação entre Clorofila “a” e o SST foram maiores e mais significativas nos efluentes dos filtros do que nos afluentes. Foram obtidos resultados satisfatórios em relação à remoção de SST e de clorofila “a” em ambos os filtros, em nível de pós-tratamento.

PALAVRAS-CHAVE: Lagoa de estabilização, remoção de microalgas, biofiltros, correlação clorofila “a” x sólidos suspensos totais.

MICROALGAE AND SOLIDS REMOVAL AND CORRELATION IN STABILIZING POND EFFLUENT SUSPENSES USING BIOFILTER

ABSTRACT: This research aimed to evaluate the removal of microalgae from a stabilization pond system using biofilters as a post-treatment, and to try to correlate Total Suspended Solids with chlorophyll “a”. For this, two biofilters were used, filter 1 fed with optional pond effluent and filter 2 fed with maturation pond effluent. The filler material of both filters was predominantly nº 2 gravel, although it contained portions of nº 1 and 3 gravel. The final average TSS concentrations in filters 1 and 2 were 128 and 109 mg / L and the removal efficiencies of 37 and 20%, respectively. As for the removal of chlorophyll “a”, the efficiency of filter 1 was 44% and in filter 2 was 33%. The most significant and representative correlation between all parameters was between TSS x Chlorophyll “a”, it was observed that the correlation between Chlorophyll “a” and TSS were larger and more significant in the effluents than in the tributaries. Satisfactory results were obtained regarding the removal of TSS and chlorophyll “a” in both filters at the post-treatment level.

KEYWORDS: Stabilization pond, removal of microalgae, biofilters, chlorophyll correlation “a” x total suspended solids.

1 | INTRODUÇÃO

No Brasil, um país tropical, por serem processos biológicos naturais de tratamento de esgotos, as lagoas de estabilização se beneficiam de fatores bióticos e abióticos, como: as altas radiações solares, temperaturas elevadas, forte ação dos ventos e a luminosidade durante todo o ano, especialmente na região do Nordeste, estas condições favorecem a utilização dos sistemas de lagoas de estabilização. Somando as condições favoráveis com a disponibilidade de nutrientes advindos dos próprios esgotos, as lagoas de estabilização, tornam-se um ambiente ideal para o desenvolvimento e proliferação das microalgas, microrganismos fundamentais para o processo de tratamento neste tipo de sistema.

As lagoas de estabilização constituem uma das tecnologias mais simples e barata empregada no tratamento de esgotos, embora seus efluentes apresentem elevadas concentrações de sólidos suspensos na forma de microalgas, que fazem com que esse tipo de tratamento não se adeque aos padrões restritivos de lançamento. A presença significativa de algas nos efluentes de lagoas de estabilização torna-se um inconveniente nos corpos receptores e, até mesmo, inviabiliza diversos usos que se pretende dar à água a jusante do lançamento. As microalgas podem alterar o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos, criando um biofilme superficial de cor verde, alterando a transparência da água e conduzindo a desoxigenação de lagos e rios. Caso o efluente seja usado para irrigação, concentrações excessivas de SS e algas podem afetar a porosidade do solo.

Buscou-se um sistema de pós-tratamento com características similares às lagoas

de estabilização, quanto à simplicidade operacional e ao baixo custo. O sistema de pós-tratamento usado foram biofiltros submersos, utilizando como material de enchimento brita. Nos biofiltros acontecem os processos de sedimentação, assimilação biológica e retenção física devido ao efeito de filtração e a biodegradação.

O objetivo da pesquisa foi avaliar a eficiência da remoção de microalgas e de sólidos em suspensão e sua correlação em efluentes de lagoas de estabilização, utilizando como pós-tratamento biofiltros submersos.

2 | MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa foi realizada na Estação de Tratamento de Esgoto de Ponta Negra, localizada no município de Natal, do tipo lagoa de estabilização, constituída por três lagoas, sendo uma lagoa facultativa primária (LFP) e duas de maturação (LM1 e LM2). O sistema piloto de pós-tratamento estava instalado nas dependências da ETE Ponta Negra. A pesquisa utilizou dois biofiltros submersos em escala piloto (Figura 2), que foram alimentados com efluentes do sistema de lagoas de estabilização, um alimentado pelo efluente da lagoa facultativa, o outro alimentado com efluente da segunda lagoa de maturação.

Os filtros foram construídos em alvenaria de tijolos, ambos apresentando as seguintes características físicas e hidráulicas: 4,10 m de comprimento; 1,00 m de largura; cada filtro possui 1,70 m de altura de brita, entretanto, a altura da lâmina d'água dos filtros era de 1,75 metros, trabalhavam afogados, com uma borda livre de 0,05 m (5 cm), tendo uma altura total 1,80 m. Os filtros tinham o fluxo descendente e horizontal, com vazão em cada filtro regulada para um tempo de detenção hidráulico de 6 h cada (vazão unitária de 14,4 m³/dia).

Ressalta-se que as condições operacionais dos filtros eram péssimas, para realização desta pesquisa, passaram por manutenção na parte superior, não tendo conhecimento da sua estrutura na sua profundidade, já que os mesmos eram enterrados. Os filtros foram instalados há quase 10 anos, o material de enchimento nunca foi retirado desde a época da construção, nunca foi limpo, podendo estar colmatado parte do seu material de enchimento. Os biofiltros da pesquisa são apresentados nas figuras 1 e 2:



Figura 1: Biofiltos Submersos na época da construção



Figura 2: Biofiltos Submersos em situação operacional no período da pesquisa

Os filtros foram cobertos com tijolos para diminuir a influência da luminosidade e radiação sobre a lâmina d'água. Foi realizado um teste de distribuição granulometria utilizando a metodologia da ABNT NBR 7211/2009, para caracterizar a brita pré-existente no sistema de filtros. Conclui-se que a brita utilizada na pesquisa era predominantemente nº 2, apesar de conter porções de brita nº 1 e 3.

Foram realizadas coletas em quatro pontos de amostragem (entradas e saídas dos filtros) e posteriormente encaminhadas aos laboratórios para as análises de sólidos suspensos totais, seguindo metodologias padronizadas pelo “Standard Methods” (APHA et al., 2005); quanto ao parâmetro da clorofila “a”, a metodologia utilizada foi a determinada por Jones (1979), extração por metanol. As análises foram realizadas no Laboratório de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental – LARHISA da Universidade Federal do Rio Grande do Norte – UFRN.

Foram realizados dois perfis (20/11/2012 e 18/01/2013), entre as 6 e às 18h. Com a finalidade de observar a variação da clorofila “a” durante o dia, se as amostras pontuais representavam fielmente a qualidade do efluente no horário da coleta da pesquisa. As coletas ocorreram a cada 2h, também foi realizada uma coleta às 7h para representar a coleta normalmente realizada durante o período da pesquisa, totalizando 7 coletas para cada perfil.

Para facilitar a coleta e análise de dados, os pontos de coleta foram identificados da seguinte forma: FLF-E a entrada do filtro com efluente da Lagoa Facultativa, FLF-S saída do filtro com o efluente da Lagoa Facultativa, FLM-E a entrada do filtro com efluente da Lagoa de Maturação e FLM-S a saída do filtro com o efluente da Lagoa de Maturação.

A análise estatística verificou se a remoção foi significativa entre as entradas e as saídas dos filtros, esta análise foi realizada através do Teste t, ao nível de 5% de significância. Foi aplicada a correlação de Pearson (r) para conferir a relação Clorofila “a” x SST.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Em termos de discussão de resultados, o Filtro – FLF corresponde ao filtro alimentado pelo efluente da Lagoa facultativa e o Filtro – FLM faz referência ao filtro alimentado pelo efluente da Lagoa de Maturação.

As concentrações de SST nos efluentes dos filtros foram 128 e 109 mg/L no FLF e FLM, respectivamente. Estas concentrações de SST nos efluentes dos filtros foram maiores do que as apresentadas nos estudos Oliveira e Gonçalves (1999) e Luduvic et al. (2001), que obtiveram 37 e 12,5 mg/L, respectivamente. Vale salientar, no entanto, que esses autores trabalharam sob condições operacionais diferentes, como por exemplo: TDH maior e o controle da concentração afluente de sólidos suspensos menores do que a utilizada nesta pesquisa.

Com relação ao desempenho dos filtros, houve remoção de 37% no FLF e de 20% no FLM. Estas eficiências foram menores que as observadas por Neder, Queiroz e Souza (2001) obtiveram 95% e Araújo et al. (2005) alcançaram 44%. Já Gomes (2010), em seu experimento com o filtro de pedras obteve remoção de 48% de sólidos suspensos e uma concentração final de 188mg/L, e no outro piloto de lagoa-filtro obteve 13% de remoção de sólidos suspensos e uma concentração final de 131mg/L na saída. A Figura 3 ilustra as variações das concentrações de sólidos suspensos totais.

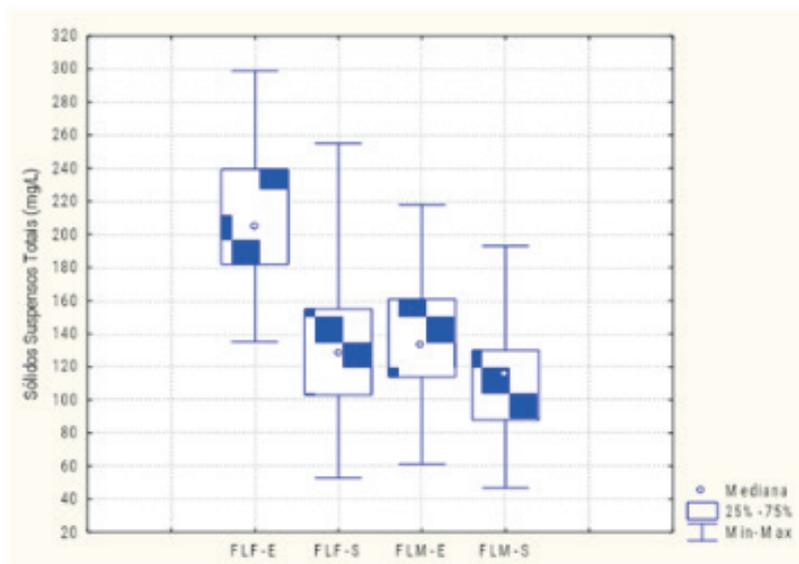


Figura 3. Comportamento dos Sólidos Suspensos Totais nos Filtros

Quanto à clorofila “a”, as concentrações de clorofila “a” nas saídas dos filtros foram de 1474 $\mu\text{g/L}$ (Facultativa) e 880 $\mu\text{g/L}$ (Maturação), com eficiências de remoção de 44% e 40%, para o FLF e o FLM, respectivamente. A Figura 4 ilustra a variação das concentrações da clorofila “a”, enquanto a figura 5 apresenta as eficiências pontuais da clorofila “a”, ao longo do período da pesquisa, que no FLF variaram de 16% a 79%, no FLM variaram de 12% a 69%.

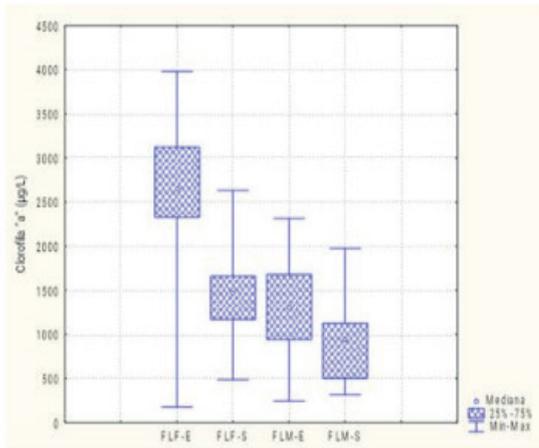


Figura 4. Comportamento da Clorofila “a” nos Filtros

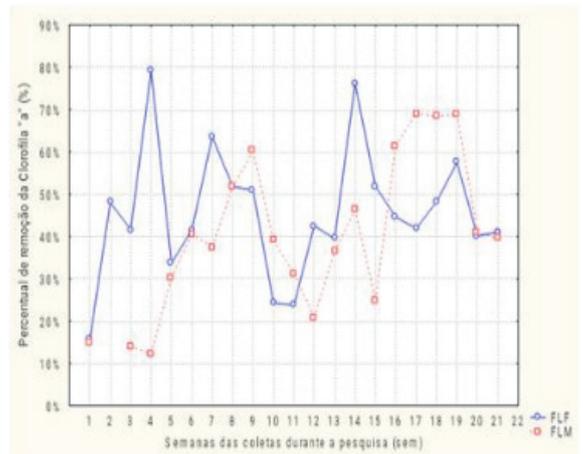


Figura 5. Eficiências pontuais da Clorofila “a” ao longo da pesquisa

A clorofila “a” apresentou melhor eficiência, em ambos os filtros, mas bem abaixo quando comparados aos apresentados por Queiroz (2001) que conseguiu 99%, Short et al. (2007) alcançaram remoções de 55%. Araújo et al. (2005) utilizaram em seus filtros conduítes com diâmetro de 20 mm e argila expandida com diâmetros de 30 e 15 mm, como material de enchimento, obtiveram remoções que variaram de 72% a 82%. Com relação a qualidade do efluente final, Queiroz (2001) atingiu concentrações variando de $36\mu\text{g/L}$ a $39\mu\text{g/L}$, enquanto Short et al. (2007) conseguiram $22\mu\text{g/L}$. Gomes (2010), em seu experimento obteve 88% de remoção de clorofila “a”, com concentração final de $20\mu\text{g/L}$ na saída, num piloto de filtro de pedra; em outro piloto de lagoa-filtro removeu 46% de clorofila e obteve uma concentração final de $87\mu\text{g/L}$.

A concentração média diária do FLF-E no perfil 1 foi de $1880\mu\text{g/L}$, a maior variação diária em termos de concentração foi registrada no horário das 16 horas com acréscimo de $670\mu\text{g/L}$ (36%) acima da média, para o FLF-S a média diária foi $873\mu\text{g/L}$, e sua maior variação foi observada também às 16 horas com aumento de $664\mu\text{g/L}$ na concentração, uma variação de 76% se comparado com a média. No perfil 2, o FLF-E obteve uma média diária de $2263\mu\text{g/L}$, registrando a maior variação às 16 horas com aumento de $905\mu\text{g/L}$ (40%) em termos concentração acima da média, para o FLF-S a média diária foi de $1054\mu\text{g/L}$, a maior variação foi anotada às 8 horas com um aumento de $507\mu\text{g/L}$ (48%) sobre a média. As Figuras 6 e 7 ilustram as variações diárias da clorofila “a” para o FLF.

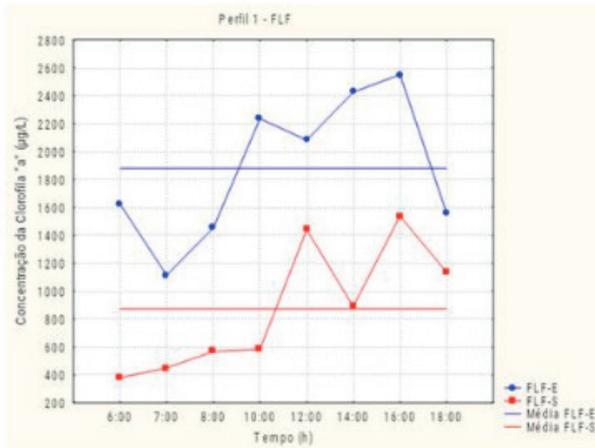


Figura 6. Variação diária da concentração da Clorofila “a” no FLF (Perfil 1)

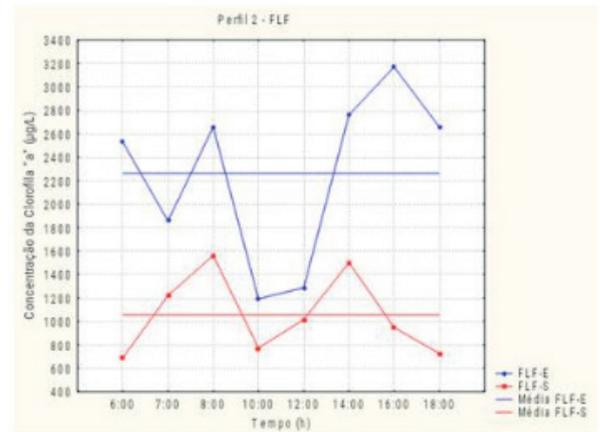


Figura 7. Variação diária da concentração da Clorofila “a” no FLF (Perfil 2)

Para o FLM, a concentração média diária do FLM-E no perfil 1 foi de 1021 $\mu\text{g/L}$, a maior variação diária em termos de concentração foi registrada às 14 horas com acréscimo de 1278 $\mu\text{g/L}$ (125%) acima da média. Para o FLM-S a média diária foi de 545 $\mu\text{g/L}$ e sua maior variação foi observada também às 10 horas com aumento de 212 $\mu\text{g/L}$ (39%) na concentração, comparada com a média. No perfil 2 o FLM-E obteve uma média diária de 1294 $\mu\text{g/L}$, cuja maior variação foi observada as 12 horas com diminuição de 500 $\mu\text{g/L}$ (61%), em ambos os horários acima da média, para o FLM-S a média diária foi de 631 $\mu\text{g/L}$, a maior variação foi registrada às 8 horas com um aumento de 572 $\mu\text{g/L}$ (91%) sobre a média, sendo estas variações muito expressivas. As Figuras 8 e 9 ilustram as variações diárias da clorofila “a” para FLM.

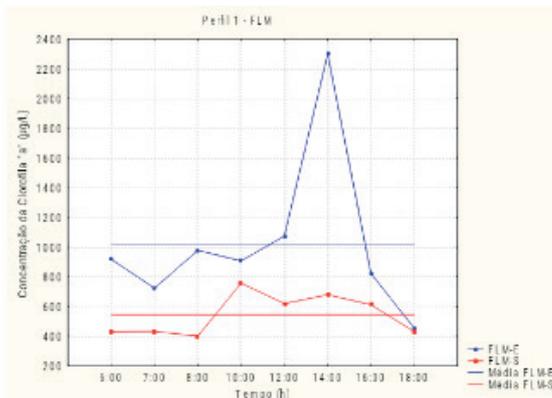


Figura 8. Variação diária da concentração da Clorofila “a” no FLM (Perfil 1)

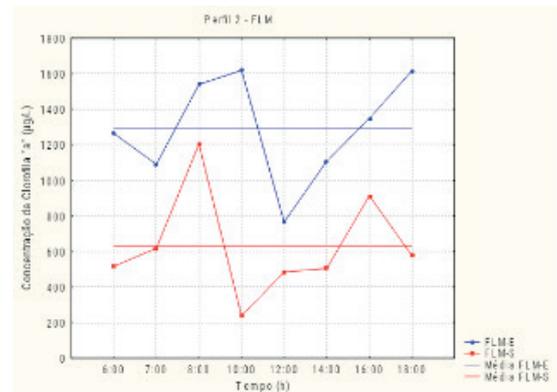


Figura 9. Variação diária da concentração da Clorofila “a” no FLM (Perfil 2)

4 | CONCLUSÕES

Apesar das péssimas condições operacionais, os filtros obtiveram eficiências satisfatórias em nível de pós-tratamento. Faz-se a seguir conclusão mais específica dos resultados:

1. No FLF foram removidos 37% de SST e 44% de Clorofila “a”, enquanto que o FMF foi removido 20% de SST e 40% Clorofila “a”, estas remoções foram

significativas;

2. Houve maior correlação e significativa dos dados entre Clorofila “a” e SST nos efluentes dos filtros do que nos efluentes das lagoas;

3. Foi observado que as variações ao longo do dia dos parâmetros não foram estatisticamente significativas comparando com a média global diária e ao horário de coleta da pesquisa, ou seja, que independente do horário da coleta, os valores das concentrações teriam a mesma representatividade ao longo do dia. Embora as variações pontuais durante o dia sejam bem expressivas.

REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION – AWWA. Water environment federation – WEF. Standard for the Examination of Water and Wastewater. 21 ed. Hardcover. 2005.

Araújo, G. M.; Oliveira, E. C. A.; Ingunza, M. P. D.; Calazans, M. A. D.; Araujo, A. L. C. Avaliação da utilização de filtros anaeróbios simplificados, na remoção de algas de efluentes de lagoas de estabilização. XXIII Congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental, anais... Associação brasileira de engenharia sanitária e ambiental, Campo Grande. 2005.

Gomes, M. C. R. L. Polimento de efluentes de sistema de tratamento de dejetos suínos em filtro de pedra e lagoa-filtro. Dissertação de Mestrado em Engenharia Ambiental – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 181pp. 2010.

Jones, J.G. A guide to methods for estimating microbial numbers and biomass in fresh water. Ambleside: Freshwater Biological Association. 1979.

Luduvica M. L., Queiroz, T. R., Neder, K. D., Souza, M. A. A. Sólidos suspensos como indicador de densidade de algas em lagoas de estabilização. XXI Congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental, Anais... Associação brasileira de engenharia sanitária e ambiental. Porto Alegre. 2001.

Neder, K. D., Queiroz, T. R., Souza, M. A. A. Utilização de processos naturais para polimento de efluentes de lagoas de estabilização. XXI Congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental, Anais... Associação brasileira de engenharia sanitária e ambiental. João Pessoa. 2001.

Oliveira, F. F. E Gonçalves, R. F. Principais tecnologias empregadas no polimento do efluente de lagoas de estabilização. XX Congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental. Anais... Associação brasileira de engenharia sanitária e ambiental. Rio de Janeiro RJ. 1999.

Queiroz, T. R. Remoção de sólidos suspensos de efluentes de lagoas de estabilização por meio de processos naturais. Dissertação Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos- Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Distrito Federal, 229 p. 2001.

Short, M. D., Cromar, N. J., Nixon, J. B., Fallowfield, H. J. Relative performance of duckweed ponds and rock filtration as advanced in-pond wastewater treatment processes for upgrading waste stabilisation pond effluent: a pilot study. Water Science & Technology. 55 (11), 111-119. 2007.

MONITORAMENTO DO DESENVOLVIMENTO DE PLÂNTULAS DE *Rhizophora mangle* L. EM VIVEIRO DE CRIAÇÃO NA LAGOA RODRIGO DE FREITAS, RIO DE JANEIRO – RJ

Carlos Augusto Kinder

Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária (UNESA) – Campus Norte Shopping, Rio de Janeiro – RJ

Marcia Sena da Silva

Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária (UNESA) – Campus Norte Shopping, Rio de Janeiro – RJ

Anderson de Carvalho Borges

Universidade Castelo Branco. Rio de Janeiro-RJ

MARIO MOSCATELLI

Diretor Técnico da Manglares Consultoria Ambiental Ltda. Rio de Janeiro-RJ

Ricardo Finotti

Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária (UNESA) – Bolsista do Programa Pesquisa Produtividade (UNESA).

RESUMO: Ações de restauração em manguezais tem sido cada vez mais comuns, no entanto, dados sobre a sobrevivência e o crescimento de espécies de mangue em viveiros são ainda escassos. O objetivo deste estudo é fazer a avaliação destes parâmetros em plântulas de *Rhizophora mangle* L. em viveiro. Para isso, 219 propágulos, coletados no in natura, foram divididos em 6 lotes, plantados e monitorados em um período de 6 meses. Foram registrados o percentual de sobrevivência e o comprimento inicial de cada propágulo. O

tempo, em dias, da abertura de cada par de folhas foi anotado. Os comprimentos foram medidos no período de 3 e 6 meses após o plantio. Estes parâmetros foram comparados entre os lotes e correlacionados. O percentual de sobrevivência foi de 85%, variando de 10 a 18% entre os lotes. Os lotes com propágulos maiores apresentaram maior incremento e o tamanho inicial e final estão correlacionados. O incremento total variou de 20 cm a 26 cm. Foi encontrada em fraca correlação entre o crescimento e a abertura de pares de folhas. Pode-se dizer, com base nos resultados encontrados, que as plântulas entre 141 a 180 dias com um tamanho médio de 37 ± 5.2 cm já estão viáveis para plantio.

PALAVRAS-CHAVE: Mangue, plântulas, restauração, *Rhizophora mangle*, viveiro de mudas.

Rhizophora mangle L. SEEDLINGS DEVELOPMENT AT RODRIGO DE FREITAS LAGOON NURSERY SETTLEMENT, RIO DE JANEIRO - RJ

ABSTRACT: Restoration actions in mangroves have been increasingly common, however, data on the survival and growth of mangrove species in nurseries are still scarce. The aim of this study is to assess these parameters in *Rhizophora mangle* L. seedlings in nurseries settlements. For this, 219 propagules, collected in nature,

were divided into 6 groups, planted and monitored over a six months period. The percentage of survival and the initial length of each seedling was recorded. The time, in days, of each pair of leaves opening was measured. The lengths were measured within 3 and 6 months after planting. These parameters were compared between the groups and correlated. The proportion of mortality was 85%, varying from 10 to 18% among groups. Groups with larger seedlings had higher increment and the initial and final length are correlated. The total increase ranged from 20cm to 26cm. A poor correlation was found between the growth and the leaves opening. It can be said, based on the results, that the seedlings between 141-180 days with an average size of 37 ± 5.2 cm are already viable for planting.

KEYWORDS: Mangrove, nursery settlements, restoration, *Rhizophora mangle*, seedlings.

INTRODUÇÃO

Os manguezais são florestas de vegetação lenhosa e halófitas que se desenvolvem entre marés em áreas de sedimentos lamosos não consolidados, com pouca declividade, e em geral associados a baías, lagunas, estuários e deltas, em áreas tropicais e subtropicais do planeta. Os ambientes de manguezais são considerados como Áreas de Preservação Permanente –APP de acordo com a Lei 4.771 de 15 de setembro de 1965, Resolução CONAMA N.º 369 de 28 de março de 2006.

Estes ambientes são considerados sistemas complexos, frágeis, sendo um dos ecossistemas mais produtivos do planeta (Schaeffer-Novelli 1995). Sua produtividade se dá pela elevada produção e ciclagem da matéria orgânica que favorece a intensa e gradativa remineralização de nutrientes em sua maioria por ataque de bactérias e fungos. Esses minerais enriquecem a biodiversidade dos manguezais e com a oscilação da maré favorecem o transporte de nutrientes e matéria orgânica para os ecossistemas estuarinos, marinho e adjacências. Assim incrementa a cadeia trófica e o pescado marinho da região e por essa razão os ambientes de manguezais são de grande relevância ecológica e econômica (Schaeffer-Novelli 1995; Lacerda 1998).

Estima-se que 70% das zonas costeiras tropicais e subtropicais sejam cobertas por manguezais, o que corresponde a 15 milhões de hectares em todo o mundo. Os manguezais da América Latina e Caribe representam aproximadamente 29% do total. Os manguezais africanos englobam 23% e os asiáticos (região Indo-Pacífica) representam quase a metade dos manguezais no mundo, aproximadamente 48% (Rezende *et al.* 2009).

No Brasil, o manguezal ocorre praticamente ao longo de toda a costa em quantidades de quase 26.000 km², desde a foz do rio Oiapoque no Amapá à divisa Laguna/Jaguaruna em Santa Catarina (Schaeffer-Novelli 1993).

Os manguezais brasileiros são caracterizados pelas plantas arbóreas representadas principalmente por *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechm. ex Moldenke (mangue negro), *Laguncularia racemosa* (L.) C.F.Gaertn. (mangue branco),

Rhizophora mangle L. (mangue vermelho) e *Conocarpus erectus* L. (mangue de botão). Cada uma dessas espécies apresenta diferentes características que permitem o seu desenvolvimento em solo com baixa estabilização e variado grau salinidade, por essas razões as espécies ocupam ambientes com características diferentes no terreno (Schaeffer-Novelli 1995).

No Estado do Rio de Janeiro, o ecossistema ocupa aproximadamente 160 km² (Kjerfve & Lacerda 1993) e as maiores florestas estão localizadas na foz do rio Paraíba do Sul e nas baías de Guanabara, Sepetiba e da Ilha Grande (Feema 1980; Menezes et al. 2000).

Os manguezais tem sido degradados em todo o mundo, desde o último século, foi perdido, cerca de 50% do total da área original (Gesamp 2001; Martinuzzi et al. 2009), de 1980 a 2005 esses ambientes foram reduzidos de 18,8 milhões para 15,2 milhões de hectares.

No Estado do Rio de Janeiro no período 1995 a 2000 foram suprimido 255 hectares, 2,6% do que havia em 1995. Já no Município do Rio de Janeiro a supressão de mangue foi na ordem de 142 hectares. Em 1995, as áreas avaliadas de mangue resultaram em 9.865 hectares, enquanto em 2000 registrou-se 9.610 hectares de mangues (Semads 2001).

Atualmente, apesar da vegetação dos manguezais apresentarem um elevado grau de degradação, existem muitas ações que visam sua regeneração (Field 1996). Em alguns municípios do Estado do Rio de Janeiro já ocorrem alguns plantios de vegetação de manguezal bem sucedidos como, por exemplo, no município de Duque de Caxias e nas lagoas Rodrigo de Freitas e de Jacarepaguá no município de Rio de Janeiro (Lacerda et al. 2001).

O Genero *Rhizophora* domina a maior parte dos manguezais tropicais no mundo e acredita-se que exercem funções vitais para os ecossistemas de mangue tais como proteção da linha da costa, melhoria da qualidade da água em ambientes próximos a costa e suportam cadeias alimentares estuarinas e marinhas (Duke & Allen 2006).

Embora muitos plantios hoje sejam empregados em grande escala no Brasil e no mundo (Field 1996, Lacerda et al. 2001, Banus & Kolemmainen (1975) apud Menezes et al. 2005), existem poucos estudos de monitoramento que avaliam ao desenvolvimento de mudas em cativeiro e sua utilização em reflorestamento para manguezais (Banus & Kolemmainen 1975, Dos Santos 2013, Vanegas 2013) e segundo Jimenez (2000), não existem dados sobre taxas de crescimento de *R. mangle* disponíveis.

Duke & Allen (2006), afirmam que o tempo ideal para a utilização das mudas em plantios é no estágio em que estas apresentam o terceiro par de folhas desenvolvido em condições de cativeiro, levando cerca de 6 meses para atingi-lo. Segundo Catié (1998) os propágulos estão maduros quando atingem de 30 a 60 cm.

No entanto, até onde se sabe não existem muitos estudos que correlacionem dados do desenvolvimento das plântulas tais como a altura e o tempo de emissão dos pares de folhas e suas consequências no desenvolvimento das plântulas.

Sendo assim, o monitoramento da germinação, crescimento e desenvolvimento das mudas pode fornecer subsídios para a avaliação do estado de desenvolvimento dessas plântulas, o que pode possibilitar um plantio de indivíduos menos vulneráveis a ataques de predadores ou quebra mecânica por objetos flutuantes, como por exemplo, o lixo, possibilitando assim um maior sucesso de sobrevivência destes indivíduos.

O presente estudo tem como objetivo acompanhar o desenvolvimento do crescimento de plântulas de *R. mangle* em um período de 6 meses e analisar alguns parâmetros de seu desenvolvimento tais como: o percentual de sobrevivência das plântulas, o número de dias para a abertura de cada par de folhas em um período de seis meses e o tamanho da plântula. Procurou-se também avaliar a relação entre o crescimento e o tempo de abertura dos pares de folhas para saber se este pode ser um bom parâmetro de desenvolvimento das plântulas e avaliar suas taxas de crescimento em um período de 6 meses.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

O viveiro de mudas do Projeto Manguezário está localizado na área do entorno da Lagoa Rodrigo de Freitas, na zona sul da cidade do Rio de Janeiro – RJ (Figura 1). A Lagoa Rodrigo de Freitas faz parte da planície litorânea do Estado do Rio de Janeiro ($22^{\circ} 57' 02''$ e $22^{\circ} 58' 09''$ sul e $43^{\circ} 11' 09''$ e $43^{\circ} 13' 03''$ oeste), e está situada entre os morros do Cantagalo e dos Cabritos ao Leste, Corcovado e Sumaré ao Norte e os bairros de Ipanema e Leblon ao Sul. A bacia hidrográfica da Lagoa Rodrigo de Freitas abrange os bairros de Ipanema, Lagoa, Humaitá, Jardim Botânico e Gávea e drena as águas da vertente sudeste da Serra da Carioca, no maciço da Tijuca, apresentando uma área de cerca de 24 km² (Andreatta et al. 1997, Rangel 2002, Ambiental 2002).

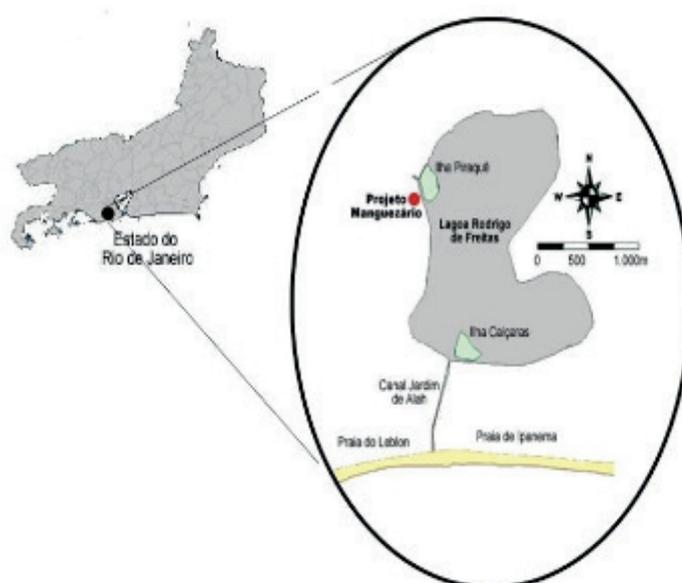


Figura 1- Localização do viveiro do Projeto Manguezário na Lagoa Rodrigo de Freitas, Rio de Janeiro- RJ.

O projeto Manguezário foi concebido pelo biólogo Mário Moscatelli e tem dentre seus objetivos desenvolver trabalhos de educação ambiental, reintroduzir na Lagoa Rodrigo de Freitas espécies de Mangue vermelho, Mangue branco e Mangue negro, além de fazer a manutenção da vegetação já reflorestada.

Os dados meteorológicos mais próximos da área de estudo foram obtidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia – INMET, provenientes da Estação Rio de Janeiro (OMM:86887), localizada no Forte de Copacabana, com latitude: - 22.98°, longitude: - 43.19° e altitude: 26 m. No período de estudo a temperatura média foi de $24 \pm 3^\circ\text{C}$, o valor mínimo foi de 21°C e máximos foi de 29°C e ocorreu respectivamente nos meses julho e janeiro. O somatório da pluviosidade nos seis meses de estudo foi de 586 mm, no dia 11 /12/13 teve a sua máxima estando em 110 mm e em outros dias de estudo variou de 0 mm a 44 mm. A média umidade relativa do ar foi de $71 \pm 8\%$, e os valores mínimos e máximos variaram entre 49 a 94%.

Foram coletados propágulos caídos próximos às margens da Lagoa Rodrigo de Freitas com aspectos saudáveis e não danificados mecanicamente. Estes propágulos foram armazenados submersos em água doce aproximadamente sete dias para permanecerem hidratados até o início do plantio.

A mudas foram preparadas em sacos plásticos, com medidas de dez centímetros de profundidade por oito centímetros de largura. Todos os propágulos foram fixados com sua base aproximadamente três centímetros de profundidade no substrato.

O substrato utilizado foi produto de uma mistura de 70% de terra adubada (marca Minhocário Verde Vida) e 30% de areia lavada comum comprada em casas de materiais de construção. Todas as plântulas foram regadas duas vezes por semana, somente com água doce de torneira em temperatura ambiente.

As medições ocorreram em um período de seis meses, tendo início em Junho de 2013 e finalizou em Janeiro de 2014. Foi escolhido o período de seis meses para o monitoramento das plântulas pois este seria o tempo moderado para que as plântulas estivessem com porte físico o suficiente para minimizar mortalidade por quebra mecânica e predação de insetos e caranguejos (Catié 1998, Duke & Allen 2006).

Foram plantados 219 propágulos de *R. mangle* divididos em seis lotes com número de indivíduos que variaram entre 14 a 77 indivíduos (1º Lote – 20 indivíduos, 2º Lote – 30 indivíduos, 3º Lote – 28 indivíduos, 4º Lote – 50 indivíduos, 6º Lote – 14 indivíduos).

Duas vezes por semana o número de pares de folhas abertos era observado e a data era anotada. Isto permitiu o cálculo do tempo de desenvolvimento, em dias, dos pares de folhas. Considerou-se que o par de folhas estava totalmente aberto quando as folhas apresentavam um ângulo aproximado de 180° entre si.

O monitoramento do crescimento das plântulas foi realizado trimestralmente, até o tempo de 6 meses, através de medição da parte aérea com fita métrica com acurácia de milímetro. A parte aérea foi considerada a medida da base do substrato até a gema

apical.

Sendo assim, as seguintes variáveis foram analisadas: mortalidade dos propágulos, número de dias de desenvolvimento do 1º, 2º, 3º e 4º par de folhas, altura dos propágulos na hora do plantio, após três e seis meses e o incremento no período de zero a três, de três a seis meses e de zero a seis meses (incremento total). Os incrementos foram calculados como sendo a diferença entre a altura da plântula final menos a altura inicial. A proporção de propágulos mortos foi comparada entre os lotes utilizando-se teste de Wilcoxon (Zar 2010). Diferenças entre os comprimentos de propágulos que não se estabeleceram e os propágulos viáveis foram comparadas através de teste de Mann-Whitney (U) com correção de Bonferroni para amostras desiguais. As outras variáveis foram comparadas entre os lotes através de ANOVA não-paramétrica de Kruskal-Wallis (H) e teste de Mann-Whitney (U) com correção de Bonferroni para as comparações par-a-par. A relação entre o tamanho inicial e final do propágulo e entre o tamanho final e o incremento total foram analisadas através de regressão linear (Zar 2010). Foram também testadas as correlações entre o tamanho inicial dos propágulos e o tempo de abertura dos pares de folhas os incrementos de zero a três meses com a abertura dos 1º e 2º pares e do incremento de três a seis meses com a abertura dos 3º e 4º pares. Para isso os valores foram transformados ao logaritmo na base neperiana.

RESULTADO

Com relação a mortalidade de propágulos, não foram encontradas diferenças significativas entre as amostras ($n = 6$; $W = 5,5$; $p = 0,85$). Dos 219 indivíduos, 33(15%) desenvolveram nos três primeiros meses, coloração marrom e aparência de desidratado e não abriram nenhum par de folhas durante o período de análise e assim estes foram considerados mortos. A média de mortalidade dos lotes foi de $14 \pm 3\%$ e esta variou de 10% (lote 1) a 18% (lote 5) dos indivíduos. Os comprimentos dos propágulos não viáveis ($n = 34$, média = $19,59 \pm 3,39$ cm, mediana=19 cm, amplitude = 14 - 27 cm) não diferiram significativamente dos viáveis ($n = 185$, média = $17,51 \pm 3,42$ cm, mediana = 18 cm, amplitude = 9-26 cm) ($U = 2269,5$, $p = 0,10$).

Diferenças significativas foram encontradas entre os lotes com relação a altura inicial dos propágulos ($H = 15,43$; $p = 0,008$), tendo os propágulos do lote 5, altura inicial significativamente maior que os do lote 2 ($U = 3,2$; $p = 0,02$) e o lote 6 ($U = 3,3$; $p = 0,035$) (Tabela 1). A altura inicial considerando os seis lotes variou de 09 a 27 cm e a altura final variou de 22 a 55,5 cm.

		LOTES					
		1°	2°	3°	4°	5°	6°
Altura Inicial (cm)	Mín-Max	12-26	09-26	11-23	11-27	13-25	09-26
	Média±D.P	17±4,2	16±3,6	17±3,2	16±3,6	18±2,9	16±4,8
Altura Final (cm)	Mín-Max	22-51	26-55	30-55,5	28-51,5	29-54,5	27-46,5
	Média±D.P	38±7,5	41±6,7	42±7	42±5,9	42±5,9	36±5,2

Tabela 1-Valores mínimos (Mín) e máximos (Máx), médias e desvio padrão (DP) das alturas inicial e final das plântulas de R. mangle.

Também foram encontradas diferenças significativas entre as alturas medidas após três meses de plantio ($H = 21,44$; $p = 0,0007$) tendo o lote 2 propágulos de altura significativamente menor que os do lote 5 ($U = 5,6$; $p = 0,05$) e também após 6 meses de plantio ($H = 15,65$; $p = 0,008$), tendo os propágulos do lote 6, altura significativamente menor que os dos lotes 3 ($U = 3,4$; $p = 0,05$), 4 ($U = 5,5$; $p = 0,04$) e 5 ($U = 5,6$, $p = 0,03$) (Tabela 1).

O incremento das plântulas no período de zero a três e três a seis meses não apresentou diferenças significativas entre os lotes ($H = 7,1$; $p = 0,34$ e $H = 7,2$; $p = 0,37$, respectivamente) (Figura 4). De 0 a 3 meses o incremento médio foi de $11,25 \pm 5,09$ cm e de 3 a 6 meses foi de $12,49 \pm 4,6$ cm. Nos três primeiros meses a média do crescimento variou de $8,0 \pm 5,5$ cm a $12,6 \pm 5,6$ cm e nos últimos meses a média do crescimento variou entre $11 \pm 4,6$ cm a $15,3 \pm 3,8$ cm.

Considerando o incremento total foram encontradas diferenças significativas entre os lotes ($H = 57,31$; $p = 0,00004$). O lote 1 apresentou incremento significativamente menor em relação à todos os outros lotes (lote 2: $U = 8,51$; $p = 0,003$; lote 3: $U = 9,4$; $p = 0,0008$; lote 4: $U = 7,56$; $p = 0,0016$; lote 5: $U = 7,58$; $p = 0,0017$; lote 6: $U = 9,2$; $p = 0,0007$) e o lote 6 apresentou incremento significativamente menor em relação aos lotes 4 e 5 ($U = 5,7$; $p = 0,05$ e $U = 6,5$; $p = 0,04$, respectivamente) (Figura 2) (Tabela 2). Considerando os seis lotes os valores mínimo máximos de incremento total foram respectivamente 2 cm e 35 cm.

Existe uma correlação significativa entre a altura final e o incremento total ($n = 186$, $F = 311,58$; $r^2 = 0,64$, $p = 0,000001$) e entre a altura inicial e final ($n = 186$; $F = 151,98$; $r^2 = 0,47$; $p = 0,0000$) (Figura 3).

Foram encontradas diferenças significativas entre os lotes com relação ao número de dias de abertura de todos os pares de folhas exceto para o 4° par ($H = 6,3$; $p = 0,28$). Apenas 78 indivíduos (41,93%) dos indivíduos sobreviventes desenvolveram o 4° par de folhas durante o período estudado, os valores mínimos apresentados variaram entre 153 e 177 dias e os máximos entre 180 e 184 dias (Tabela 3).

Para o 1° par de folhas ($H = 20,51$, $p = 0,001$), o lote 1 apresentou tempo de desenvolvimento significativamente maior em relação aos lotes 2 e 4 ($U = 9,2$; $p = 0,02$ para as duas comparações) e 5 ($U = 10,51$; $p = 0,01$), considerando-se o conjunto, apresenta valores mínimos entre 51 a 64 dias e máximos entre 87 e 133 dias. Para

o 2º par de folhas ($H = 25,32$; $p = 0,0001$), os lotes 1 e 3 apresentou tempo de desenvolvimento significativamente maior que o lote 5 ($U = 9,3$; $p = 0,002$ e $U = 7,5$; $p = 0,02$, respectivamente), considerando-se o conjunto, apresenta valores mínimos entre 87 e 102 dias e máximos entre 134 e 167 dias. Para o 3º par de folhas ($H = 38,15$; $p = 0,0003$), os lotes 4,5 e 6 apresentaram tempo menor de desenvolvimento em relação aos lotes 1, 2 e 3 (para todas as comparações $U > 9,5$ e $p > 0,0001$), considerando-se o conjunto, apresenta valores mínimos entre 117 e 141 dias e máximos entre 162 e 181 dias.

Existe correlação significativa e negativa entre o tempo de abertura do 1º par de folhas e do 2º par de folhas e o incremento de 0 a 3 meses ($F = 117,60$; $r^2 = -0,41$; $p = 0,000$; $F = 71,06$; $r^2 = -0,30$; $p = 0,0000$, respectivamente) (Figura 4). Não foi encontrada nenhuma correlação entre o incremento de 3 a 6 meses e o tempo de abertura do 3º par de folhas ($F = 117,60$; $r^2 = -0,41$; $p = 0,000$) mas sim uma fraca correlação negativa entre aquela variável e a abertura do 4º par de folhas ($F = 4,11$; $r^2 = -0,23$; $p = 0,05$).

DISCUSSÃO

A taxa de sobrevivência dos propágulos de *R. mangle* encontradas aqui (85%) podem ser consideradas altas, se comparáveis a de outros estudos realizados com plantios diretos em campo, que apresentam sobrevivência que variam de 5 a 100% (Menezes *et al.* 2005, Fruehauf 2005). A única exceção encontrada foi a de plantios em plantações de *R. mangle* com diferentes espaçamentos em Cuba que mostrou sobrevivência superior a 85% (Pádrón 1997).

Estes resultados indicam a relevância de se utilizar o viveiro para obtenção de maior sobrevivência dos propágulos, tendo em vista que os plantios feitos diretamente em campo sofrem tensões ambientais. McKee (1995) constatou que plântulas do gênero *Rhizophora* plantadas em bosques de Belize, apresentaram mortalidade devido à vários fatores, tais como: dificuldades na fixação (40%), predação (17%), dessecação (17%) e causas desconhecidas (26%). Segundo Vanegas (2013), a produção de mudas em viveiro é o melhor meio para se selecionar, produzir e propagar as espécies.

A técnica utilizada parece ter colaborado para esta alta sobrevivência, sendo adequada a utilização de água doce e o substrato arenoso misturado com matéria orgânica. Plântulas de *R. mangle* não toleram rega com água com altas salinidades (Vanegas 2013). Dos Santos (2013) em experimento realizado com técnicas de cultivo de mudas em viveiros telados no Estado de São Paulo, analisou 200 propágulos de *R. mangle*. em um período de 111 dias, com a utilização do solo do próprio local da coleta com mistura de areia fina de construção em uma proporção de (1:3), não encontrou diferenças significativas entre condições de cultivo com a rega por água doce (0 SPU) e condições de água salobra respectivamente, tendo as mudas (28 e 27 cm). No entanto, as plântulas que foram regadas com água com salinidade elevada (100 PSU) apresentaram altura final de 14 cm. A altura aérea final dos propágulos neste presente

estudo se encontram com valores próximos ao estudo supracitado.

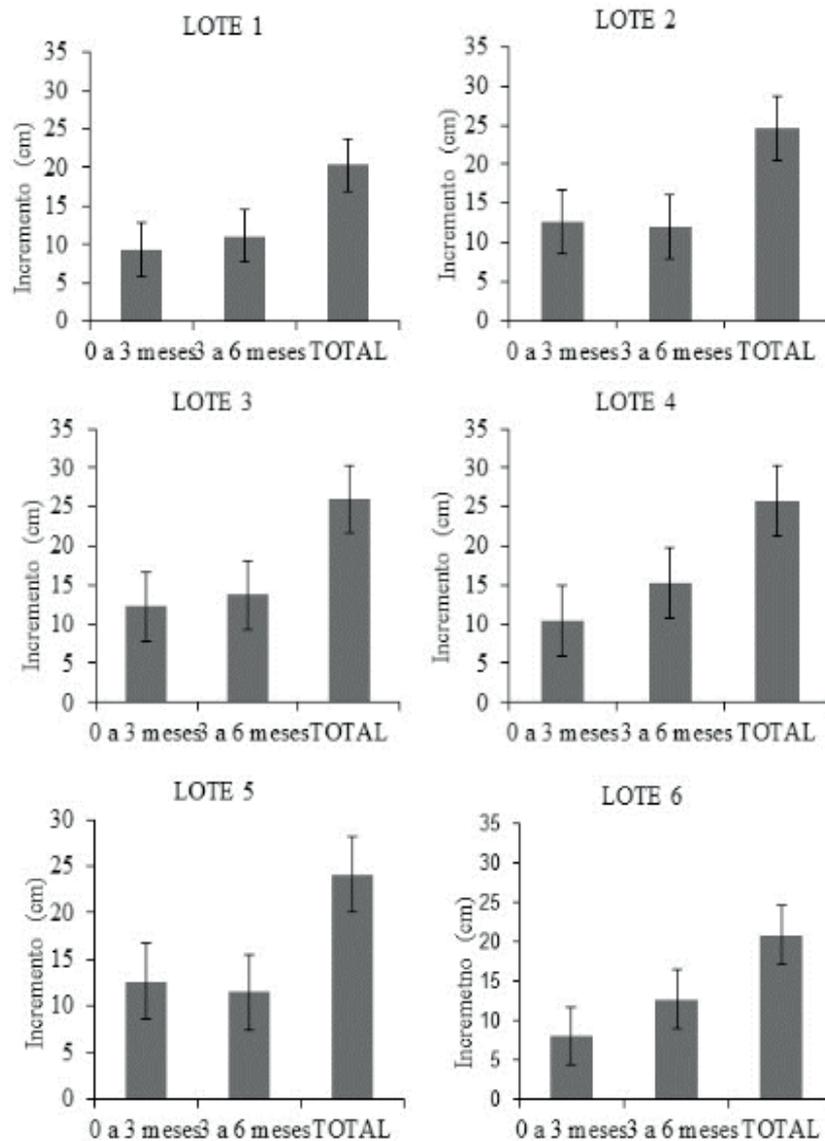


Figura 2-Incremento médio e desvio padrão (barras) das plântulas de *R. mangle* em cada lote nos períodos de 0 a 3 meses, 3 a 6 meses e 0 a 6 meses (incremento total).

Após a abertura do primeiro par de folhas nenhum indivíduo de *R. mangle* todos os indivíduos sobreviveram. O tempo de formação do 1º par de folhas parece acontecer em no mínimo 2 meses. Banus & Kolemmainen 1975 APUD Menezes *et al.* 2005 registraram que os propágulos de *R. mangle* formavam o primeiro par de folhas entre 40 a 50 dias e também que os propágulos começaram a liberar as primeiras folhas no segundo mês pós-plantio (cerca de 60 dias), sendo que no quarto mês os propágulos apresentavam um par de folhas ou mais, em média. Portanto, a variação encontrada aqui para a abertura do 1º par de folhas (51 a 133 dias) está dentro da variação esperada.

Altura (cm)	LOTES					
	1°	2°	3°	4°	5°	6°
Mín-Máx	2,0 - 29,0	8,0 - 33,0	15,0 - 32,5	13,0 - 35,0	13,0 - 32,5	9,5 - 27,5
Média±D.P.	20,0 ± 6,5	25,0 ± 6,0	26,0 ± 5,0	25,0 ± 4,3	24,0 ± 4,7	20,0 ± 5,9

Tabela 2-Valores mínimos (Mín) e máximos (Máx), médias e desvio padrão (DP) do incremento total das plântulas de *R. mangle* em seis meses.

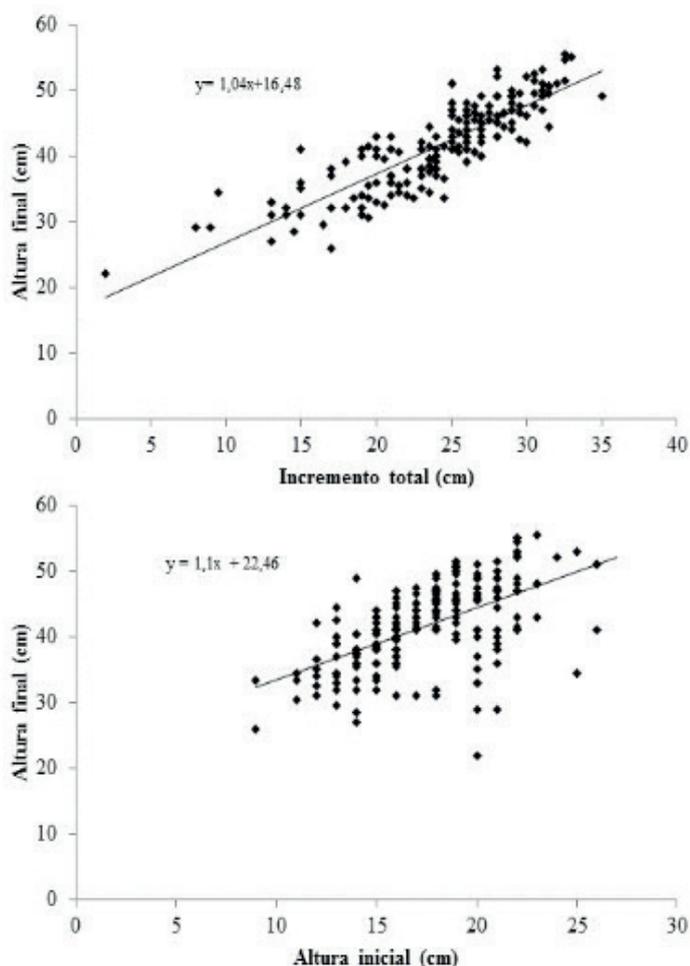


Figura 3 – Regressão linear entre (A) o incremento total (cm) e altura final (cm) e (B) a altura inicial e a altura final (cm). As equações das retas estão mostradas nas partes superior dos gráficos.

LOTE	Altura (cm)	1°PAR	2°PAR	3°PAR	4°PAR
1°	Mín - Máx	63 - 123	102 - 151	141 - 171	171 - 180
	Média ± D.P.	85 ± 18	117 ± 15	154 ± 9,5	178 ± 3,7
2°	Mín - Máx	59 - 87	98 - 167	119 - 167	161 - 183
	Média ± D.P.	70 ± 7,8	110 ± 15	152 ± 11	173 ± 9,8
3°	Mín - Máx	64 - 105	97 - 134	124 - 169	169 - 184
	Média ± D.P.	76 ± 10,9	113 ± 9,3	153 ± 9,2	179 ± 6
4°	Mín - Máx	59 - 133	98 - 147	117 - 162	153 - 184
	Média ± D.P.	72 ± 15	107 ± 11	142 ± 14	179 ± 8
5°	Mín - Máx	51 - 109	87 - 159	123 - 181	159 - 184
	Média ± D.P.	70 ± 13	105 ± 15	150 ± 49	178 ± 8
6°	Mín - Máx	59 - 119	91 - 155	140 - 177	177 - 183
	Média ± D.P.	78 ± 19	110 ± 21	145 ± 12	182 ± 2

Tabela 3—Valores mínimos (Mín) e máximos (Máx), médias e desvio padrão (D.P.) do número de dias do desenvolvimento de pares de folhas de plântulas de *R. mangle* cultivadas no viveiro do Projeto Manguezário - RJ.

Fruehauf 2005, analisando plantios diretos de propágulo de *R. mangle* na baixada Santista, não encontrou correlação entre as dimensões do propágulo e da muda após cerca de um ano de desenvolvimento, utilizando-se propágulos com um comprimento inicial total de 33,69 cm em média. Neste estudo, encontramos que os lotes apresentaram diferenças significativas quanto ao tamanho e crescimento dos propágulos. Os lotes com tamanho maior apresentaram incremento maior e tamanho final quando comparados aos lotes com propágulos menores. De maneira geral, propágulos mais altos tiveram maior incremento e cresceram mais. Os propágulos que emitiram em menos dias o 1º e 2º par de folhas foram aqueles com maior incremento de 0 a 3 meses e existe uma relação fraca entre o incremento de 3 a 6 meses e o 4º par de folhas. Sendo assim, parece existir uma relação direta do tamanho inicial do propágulo e a sua taxa de crescimento.

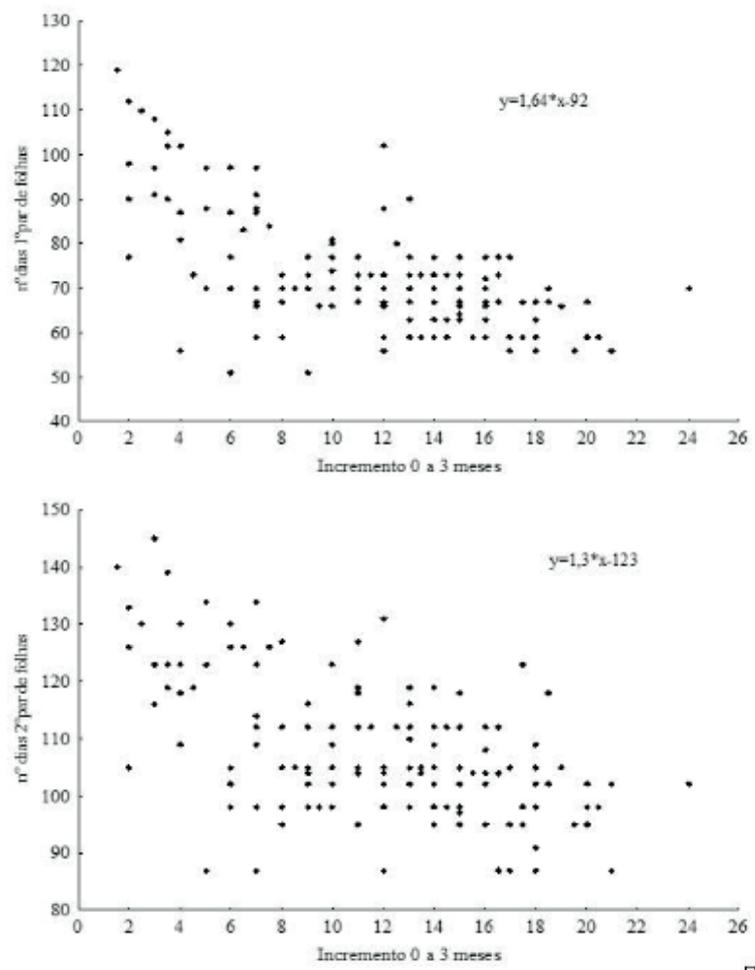


Figura 4- Relação entre o incremento de 0 a 3 meses (cm) e o número (nº) de dias para o aparecimento do 1º par de folhas. As equações das retas estão mostradas nas partes superior dos gráficos.

No entanto, não encontramos relação entre o comprimento do propágulo e sua

sobrevivência. Davis (1940) afirma que há uma relação entre a massa do propágulo e a sua sobrevivência. Se assumirmos que existe uma relação entre a massa e o comprimento, nossos resultados não concordam com o trabalho supracitado, no entanto, esta é uma hipótese a ser testada.

Sendo assim, consideramos que o comprimento e o número de dias de desenvolvimento do propágulo podem ser bons indicadores da viabilidade destes para o plantio in natura, sendo o tamanho ideal atingido entre 141 a 180 dias com um tamanho médio de 37 ± 5.2 cm. Estas recomendações estão dentro da faixa da recomendada por Duke e Allan 2006 e Catié 1998. Experimentos que avaliem a sobrevivência dos propágulos de maior massa (Davis 1940) e de maior tamanho são necessários para saber se a mortalidade em campo pode ser diminuída.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao professor Leomar Valença, o Centro Universitário da Cidade e a Manglares Consultoria Ambiental Ltda pelos recursos financeiros utilizados no projeto Manguezário. Agradecemos aos alunos Carla Chaves, Carla Oliveira, Wirys Reis do Centro Universitário da Cidade/Gama Filho, pela grande contribuição na preparação das plântulas e no monitoramento das mesmas.

REFERÊNCIAS

- Ambiental 2002. Solução integrada de reabilitação ambiental da Lagoa Rodrigo de Freitas, Canal do Jardim de Alah e praias do Arpoador, Ipanema e Leblon. Rio de Janeiro: Ambiental Engenharia e Consultoria Ltda. 1248 p.
- Andreato, J. V.; Marca, A. G.; Soares, C. L. & Santos, R. S. 1997. Distribuição mensal dos peixes mais representativos da Lagoa Rodrigo de Freitas, Rio de Janeiro, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia, v. 14(1): 121-134.
- Catié, C.D.C. 1998. *Rizophora mangle*. Nota Técnica sobre Manejo de sementes florestais. nº 48: 1-2.
- Dos Santos, C. S. 2013. Avaliação do crescimento de propágulos da *Rhizophora mangle* sujeito a diferentes salinidades em cultivo realizado em viveiro em Praia Grande-SP. 13º Congresso Nacional de Iniciação Científica, Faculdade Anhanguera de Campinas, Anais do Conic-Semesp. Vol.1.
- Duke, N.C. and Allan, J.A. 2006. *Rhizophora mangle*, *R. samoensis*, *R. racemosa*, *R. x harrisonii* (Atlantic - East Pacific mangrove) *Rhizophoraceae* mangrove family. Species profile for Pacific Island Agroforestry. version 2.1. disponível em www.traditionaltree.org, acessado em 09/06/2015.
- Field, C. D. 1996. La Restauracion de ecosistemas de manglar. Okinawa, Japón: Sociedade Internacional para Ecosistemas de Manglar, 278 p.
- Fruehauf, S.D. 2005. *Rizophora mangle* (mangue vermelho) em áreas contaminadas de manguezal na baixada Santista. Tese de Doutorado. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Universidade de São Paulo, São Paulo, 223p.
- FEEMA. 1980. (Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente). Relatório técnico sobre manguezal. RT 1123. Rio de Janeiro: FEEMA, 61 p.
- Gesamp, S.D 2001. Planning and management for sustainable coastal aquaculture development. IMO/

Kjerfve, B. and Lacerda L. D. 1993. Mangrove of Brazil in Technical report of the project conservation and sustainable utilization of mangrove forest in Latin American and Africa Regions. Part I. ISME: 245-272.

Jiménez, J.A.Y. and Lugo, A.E. 2000. Rhizophora mangle L. Previamente publicado en inglés: Jiménez, Jorge A. [s.f.]. Rhizophora mangle L. Red mangrove. SO-ITF-SM-2. New Orleans, LA, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station, Pp. 450-455.

Lacerda, L.D.; Araújo, D.S.D. and Maciel, N.C. 1993. Dry coastal ecosystems of the tropical Brazilian coast. In: van der Maarel E. (ed). Dry coastal ecosystems: Africa, America, Asia, Oceania. Elsevier, Amsterdam, 250 pp.

Lacerda, L. D.; Conde, J. E.; Kjerfve, B.; Alvarez-León, R.; Alarcón, C. and Polania, J. American Mangroves. In: Lacerda, L. D. 2001. Mangrove Ecosystems. (Function and Management). Berlin: Springer, Pp 1- 62.

Martinuzzi, S.; Gould, W. A.; Lugo, A. E. and Medina, E. 2009. Conversion and recovery of Puerto Rican mangrove: 200 Years of change. Ecology Management, v.257: 75-84.

McKee, K.L. 1995. Seedling recruitment patterns in a Belizean mangrove forest: effects of establishment ability and physico-chemical factors. Oecologia. 101.4: 448-460.

Menezes, G.V.; Schaeffer-Novelli, Y.; Poffo, I.R.F.; and Eysink, G.G.J. 2005. Recuperação de manguezais: um estudo de caso na Baixada Santista de São Paulo, Brasil. Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology. 9.1: 67-74.

Menezes, L.F.T.; Peixoto, A.L. and Maciel, N.C.A. 2000. Riqueza ameaçada dos manguezais. Ciência Hoje. v. 27: 63-67.

Padrón, C. M. 1997. Restauracion de ecosistemas de manglar em cuba: estudio de caso de Provincia Habana. In: Field, C., Ed Larestauracion de ecosistemas del manglar, OIMT & ISME: 176-186.

Rangel, C.M.A. 2002. Sedimentologia e Geomorfologia da LRF - RJ. Monografia de Graduação, Departamento de Geografia / UERJ, São Gonçalo.

Rezende, C. A.; Lacerda, L. D.; Bernini, E.; Silva, C. A. R.; Ovalle, A. R. C. and Aragon, G. T. 2009. Ecologia e Biogeoquímica de manguezal. In: PEREIRA, R. C. and SOARES, M.G. (Orgs.). Biologia marinha. Rio de Janeiro: Interciência, Pp. 361-382.

Schaeffer-Novelli, Y. 1993. Grupo de ecossistemas: Manguezal, Marisma e Apicum. http://www.anp.gov.br/meio/guias/5round/refere/manguezal_marisma_apicum.pdf. Acessado em 14/08/2015.

Schaeffer-Novelli, Y. 1995. Manguezal: Ecossistema entre a Terra e o Mar. Caribbean Ecological Research. São Paulo, 64pp.

Semads (Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável). 2001. Ambiente das Aguas no Estado do Rio de Janeiro. Cooperação Técnica Brasil–Alemanha. Projeto PLANAGUA - Semads/GTZ. 229 pp.

Vanegas, S.H. 2013. Protocolo para la reproducción de Mangle Rojo (Rhizophora mangle) en vivero. Disponível em: http://www.pronaturaveracruz.org/ecoforestal/galerias/documentos/reproduccion_mangle_rojo.pdf, acesso em 01/06/2015.

Zar, JH. 2010, Biostatistical analysis. 4rd. ed. Prentice Hall, New Jersey.

GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DE UMA INDÚSTRIA GRÁFICA COM ENFOQUE EM PRODUÇÃO MAIS LIMPA (P+L): ESTUDO DE CASO NO ESPIRITO SANTO

Paulo Vitor Reis Kaminice

Universidade Federal do Espírito Santo,
Programa de Pós-graduação em Engenharia e
Desenvolvimento Sustentável – PPGES
Vitória – Espírito Santo

Gilson Silva Filho

Universidade Federal do Espírito Santo,
Programa de Pós-graduação em Engenharia e
Desenvolvimento Sustentável – PPGES
Vitória – Espírito Santo

Rosane Hein de Campos

Universidade Federal do Espírito Santo,
Programa de Pós-graduação em Engenharia e
Desenvolvimento Sustentável – PPGES
Vitória – Espírito Santo

Edison Thaddeu Pacheco

Centro Universitário São Camilo
Vitória – Espírito Santo

RESUMO: No segmento industrial gráfico, dentre os impactos ambientais causados pela geração de poluição, a geração de resíduos sólidos torna-se fator preocupante, dado a relação de sua geração com o desperdício de matérias-primas, aumento de custos de produção e reduzida eficiência no processo industrial, o que exerce influência sobre a valoração do produto final, sobre a rentabilidade econômica destes produtos e a competitividade da indústria no mercado. Desta forma, a

otimização da produção industrial é fator decisivo para competitividade e permanência no mercado.

Assim, o objetivo desta pesquisa foi diagnosticar o gerenciamento de resíduos sólidos com enfoque nas premissas da metodologia de P+L em uma indústria gráfica localizada no estado do Espírito Santo e implementar um Programa de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (PGRS) visando a otimização da produção industrial, equilíbrio sustentável dos processos e redução da geração de resíduos sólidos. A contribuição do PGRS pode ser observada pelo desempenho positivo das ações implementadas, que resultou num equilíbrio entre o consumo de matérias-primas e a geração de resíduos sólidos, possibilitando agregar valor ao produto final

PALAVRAS-CHAVE: Gerenciamento de Resíduos Sólidos. Produção Mais Limpa. Indústria Gráfica.

WASTE MANAGEMENT IN THE PRINTING INDUSTRY FOCUSED ON CLEANER PRODUCTION (CP): A CASE STUDY IN ESPIRITO SANTO

ABSTRACT: Solid waste generation in the printing industries represents a serious problem, as well as being related to the reduce production performance, increase of production costs, material losses and also environmental aspects and impacts. Waste Management Plan

has become corporate strategy for industrial pollution prevention and correlates into optimization actions and continuous improvement in industrial process, associated to cleaner production (CP) methods and sustainable production practices. Therefore, the purpose of this research was, by the case study in the state of Espírito Santo, to diagnose waste management focusing on cleaner production methodology and legal prerogatives, also implementing the waste management plan. Waste Management Plan contribution can be observed by the positive performance in the industrial process, which resulted in an optimization between the consumption of raw materials and waste generation, adding greater value to the product also the addition of financial resources through recyclable waste sales. The synergy between waste management plan and cleaner production methodology improves the environmental performance, operational performance and optimized production process at printing industry.

KEYWORDS: Waste Management. Cleaner Production. Printing Industry.

1 | INTRODUÇÃO

A indústria gráfica é um segmento industrial dinâmico, envolve as atividades relacionadas com a reprodução de informações diversas e que passa por transformação imposta por um nicho de mercado altamente competitivo. A medida da evolução industrial e a necessidade de rapidez para divulgação e reprodução de impressos, é inerente ao processo industrial o aumento da geração de resíduos maior predisposição à poluição ambiental (NAIME; GARCIA, 2004).

O elevado volume de resíduo produzido, quando não gerenciado de forma correta, proporciona a diminuição de receita da indústria pelo desperdício de matérias-primas e a geração de poluição ambiental, sendo necessário o adequado gerenciamento destes para reduzir o desperdício e a poluição causada pelos resíduos produzidos, possibilitando proteger, conservar e melhorar a qualidade do meio ambiente, contribuir para a saúde humana, saúde ocupacional e assegurar uma utilização prudente e racional dos recursos naturais, bem como promover valor sustentável agregado ao produto final industrial (SIMIÃO, 2011).

A Produção Mais Limpa (P+L) é uma importante aliada ao gerenciamento dos resíduos sólidos, pois trata da aplicação de uma estratégia técnica, econômica e ambiental integrada aos processos e produtos, visto que possui como objetivo aumentar a eficiência no uso de matérias-primas, água e energia, através da não geração, minimização ou reciclagem dos resíduos e emissões geradas, com benefícios ambientais, de saúde ocupacional e econômicos (CNTL, 2003; ABIGRAF, 2009; BOUSQUIM; ESTERMAN; ROTHENBERG, 2011; PIMENTA; GOUVINHAS, 2012).

Considerando a geração de resíduos como fruto da ineficiência dos processos, a P+L evidencia-se como instrumento de fomento à melhoria contínua das atividades produtivas, podendo abarcar desde as tecnologias empregadas nos processos até a própria gestão da empresa (LIMA; RUTKOWSKI, 2009), o que corrobora com Bare e

outros (2000), em que destacam o gerenciamento de resíduos sólidos como ferramenta para otimização e controle dos processos industriais, e também redução de impacto ambiental.

Desta forma, visando maior produtividade, menor desperdício, redução na geração de resíduos sólidos e da poluição em geral este estudo de caso teve com finalidade avaliar o desempenho do gerenciamento de resíduos sólidos alicerçados às práticas da P+L direcionadas à realidade de uma indústria gráfica de pequeno porte localizada no município de Vila Velha, estado do Espírito Santo, com consumo mensal médio de 320 toneladas de matéria-prima, conduzindo à prática rotineira de ações ambientais e adoção de valores ecoeficientes, possibilitando agregar valores ao ambiente de trabalho, ao processo industrial e ao produto final.

2 | METODOLOGIA

A pesquisa se caracterizou como exploratória por meio de um estudo de caso, como guia para o desenvolvimento de procedimentos com finalidade de obter novas descobertas, esclarecer decisões e descrever na prática distintos aspectos da gráfica em estudo (VERGARA, 2000; GIL, 2008; YIN, 2009).

Foi realizado a caracterização da indústria gráfica e o diagnóstico do gerenciamento de resíduos sólidos, este sob enfoque das premissas da metodologia de P+L, com observação direta intensiva do processo industrial, o que fundamentou a elaboração do PGRS, sua implementação e monitoramento num período total de 7 meses, tendo-se a análise quantitativa de geração de resíduos sólidos como parâmetro de referência para avaliação do desempenho das ações implementadas e melhorias alcançadas.

Com o propósito de obter parâmetros comparativos relacionados à produção industrial e de modo a caracterizar uma confiabilidade nos dados quantitativos, definiu-se no diagnóstico as matérias-primas (MP) como sendo papel e tintas, e quanto aos resíduos sólidos, devido ao alto grau de heterogeneidade, associou-se os tipos diversos de resíduos sólidos gerados conforme sua classificação (NBR 10.004/2004), definidos como resíduos sólidos não contaminados (RS-NC), resíduos sólidos diversos contaminados (RS-DC), resíduos sólidos recicláveis, estes divididos entre resíduos de papel/papelão e resíduos de chapas metálicas.

Considerando o processo contínuo de coleta e avaliação de dados pelo diagnóstico do gerenciamento de resíduos sólidos com enfoque em P+L, adotou-se conforme diretrizes da NBR ISO 14.031/2004 o Indicador de Desempenho Operacional (IDO) para a avaliação do desempenho das ações implementadas e melhorias alcançadas: indicador da geração de resíduos sólidos por matéria-prima, indicador do tipo de destinação final ambientalmente adequada, indicador de ecoeficiência quanto ao consumo de matérias-primas e insumos.

3 | RESULTADOS

3.1 Geração de resíduos pela indústria gráfica

As ações do gerenciamento de resíduos sólidos com enfoque na P+L pode desenvolver um novo comportamento produtivo, com aproveitamento máximo de matérias-primas e insumos, com a adoção de valores ecoeficientes e resultados, onde observa-se na Figura 01 – Gráfico de geração de resíduos sólidos, a redução da geração de resíduos sólidos e o equilíbrio da geração a partir do terceiro mês de implementação do PGRS.

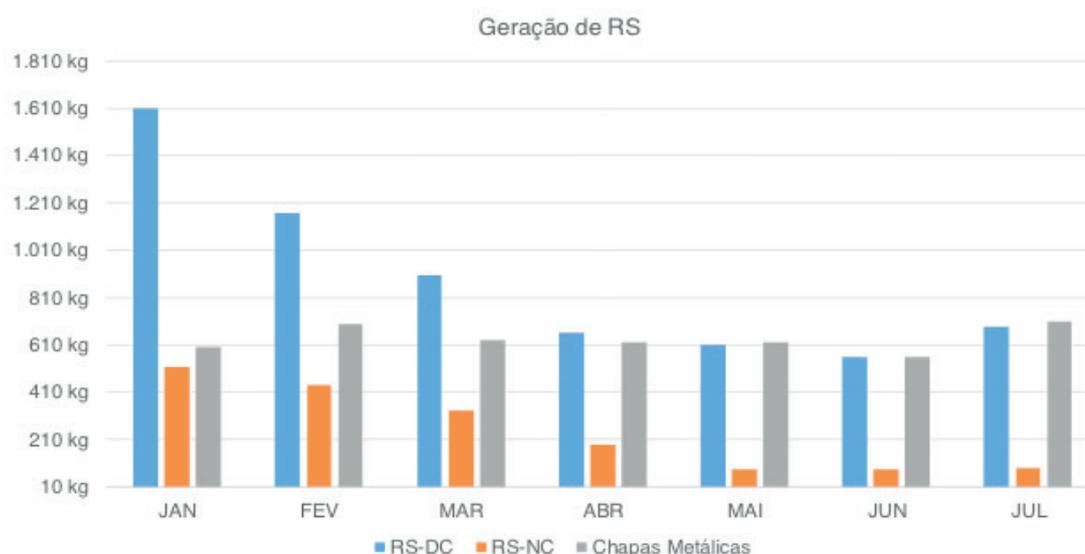


Figura 01 - Gráfico de geração de resíduos sólidos

Ao decorrer do monitoramento, os resíduos sólidos diversos contaminados (RS-DC) apresentou ligeiro aumento no mês de julho, podendo-se inferir no aumento do uso de tintas devido a um tipo exclusivo de produto, como encartes, panfletos e outros, contudo nota-se que o valor total mensal da geração de resíduos sólidos não distancia-se do valor médio de geração.

Quanto a geração de resíduos sólidos de papel/papelão, o gráfico abaixo (Figura 02) apresenta os valores de geração comparados com o consumo de papel (couche, offset e cartão).

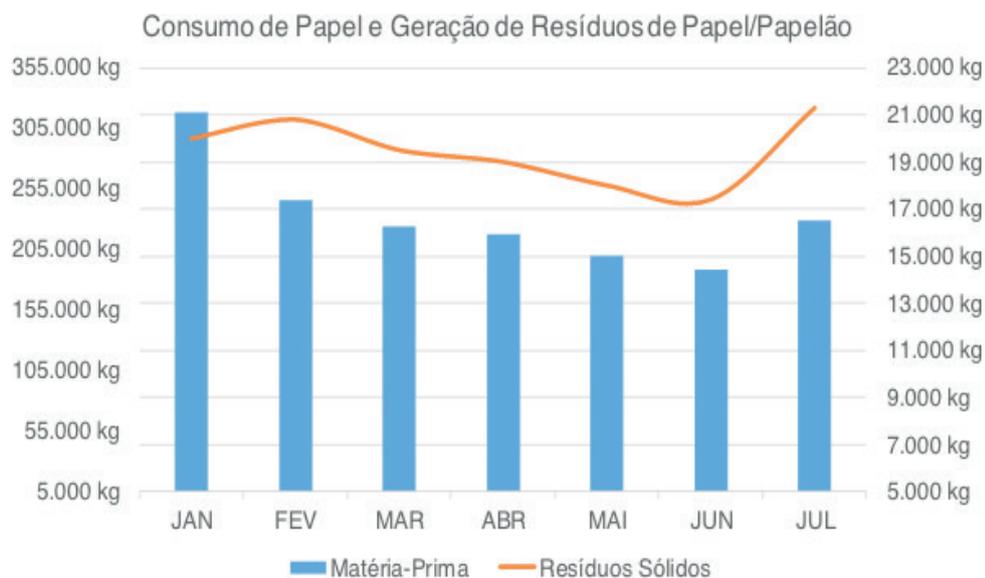


Figura 2 - Gráfico de consumo (matéria-prima) x RS de Papel/Papelão

Pode-se inferir que o valor referente ao primeiro mês de monitoramento não representa a efetiva implantação do PGRS com enfoque nas premissas de P+L, visto que por hábito dos colaboradores, parte destes resíduos sólidos eram misturados com resíduos diversos da área administrativa e destinados como resíduo doméstico. Este indício reforçou a aplicação de treinamento e motivação junto aos colaboradores, adotando ao resíduo industrial valor e importância comercial, bem como o atendimento às prioridades de destinação final ambientalmente correta conforme legislação, procedendo, portanto, com a educação ambiental dos trabalhadores em acordo com a Lei nº 9.795 de 27/04/1999.

3.2 Desempenho da implementação do PGRS

A divulgação das informações, acompanhamento das atividades, envolvimento dos funcionários e sinergia das ações em prol de objetivo comum resultou em uma mudança da cultura organizacional com a incorporação da variável ambiental no dia a dia da empresa, observados pelo pesquisador e ações efetivadas ao início do monitoramento e desenvolvimento participativo dos processos aplicados à realidade do empreendimento, solidificadas a partir do terceiro mês da implementação.

Com o conhecimento claro dos envolvidos sobre os processos internos e integração entre as áreas de produção, adoção de novos padrões e atitudes proativas quanto à maximização da segregação dos resíduos sólidos, o indicador de desempenho da implementação do PGRS (figura 04) apresenta a redução na geração de resíduos sólidos não contaminados (RS-NC) e a tendência ao equilíbrio do processo de produção e relação entre geração de resíduo x consumo de matéria-prima.

Quanto aos resíduos sólidos diversos contaminados (RS-DC), observa-se a redução de sua geração no processo industrial. Dentre as ações de melhoria e busca por alternativas de destinação final, em acordo com as prioridades estabelecidas na

PNRS, destaca-se a alteração do tratamento dado aos resíduos perigosos com maior volume de maior geração, sendo respectivamente panos/estopas contaminadas.

Apartir do mês de Abril os panos/estopas contaminados deixaram de ser destinados à aterro industrial e passaram a ser encaminhados para lavagem e descontaminação em empresa especializada e retornados à indústria gráfica para reuso, o que resultou na redução de 0,16% para 0,04% de geração de RS-DC, observando a estabilização nos valores de geração nestes meses.

A redução da geração dos tipos de resíduos sólidos atende ao princípio básico da metodologia de P+L e de um PGRS, assim como as prioridades da PNRS como a redução da geração e reciclagem.

O indicador de resíduos de Papel/Papelão apresentou crescimento, podendo-se inferir na mudança de cultura organizacional, segregação deste resíduo e posterior venda do material.

Da mesma forma quanto a análise da geração dos resíduos de papel/papel houve aumento no valor dos resíduos de chapas metálicas e que tenderam a um valor médio de geração de 0,30%. Ressalta-se que ao início do monitoramento os resíduos de chapas metálicas não eram segregados em sua totalidade, tendo destinação final dada junto a outros demais tipos de resíduos sólidos.

A partir da correta e eficaz segregação, estes resíduos sólidos passaram a ser destinados para indústria recicladora, também agregando receita ao empreendimento com sua venda.

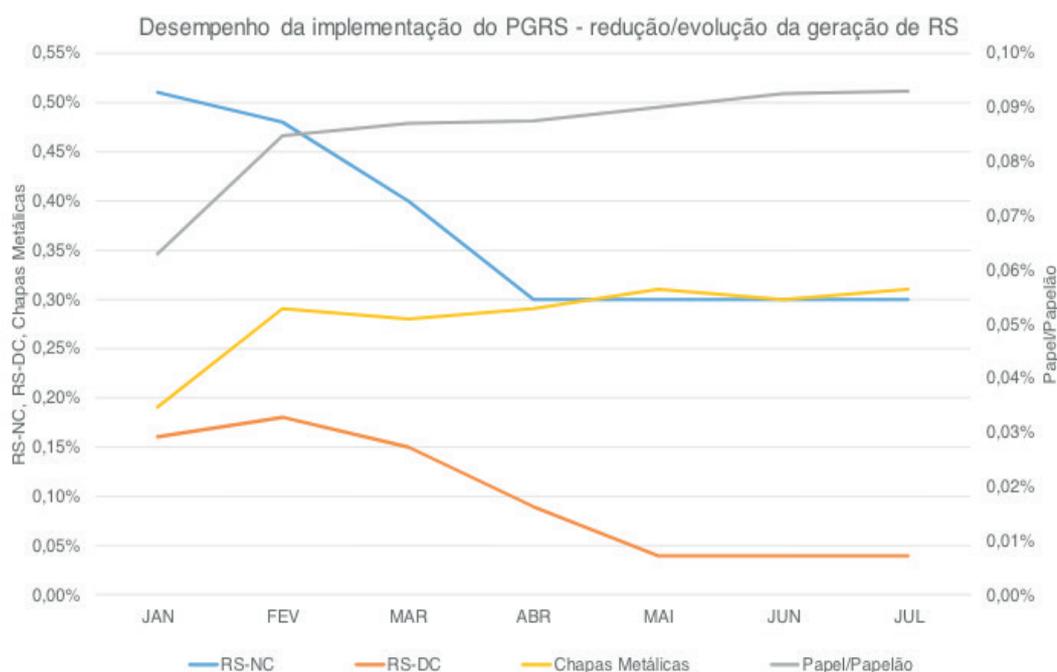


Figura 3 - Gráfico de desempenho da implementação do PGRS

Conforme apresentado na Figura 3, observa-se que os índices (percentuais) de geração apresentam uma tendência ao equilíbrio no processo industrial, proporcionado

pela otimização do processo industrial e sequente redução da poluição ambiental, o que corrobora os estudos de Hinz; Valentina e Franco, (2006); Wang; Yan e Hu (2016).

Pode-se inferir que todas as ações da implementação do PGRS, destacando a adoção dos valores ecoeficientes pelos envolvidos, avaliando o resultado como satisfatório, com efetiva maximização do uso de todos os recursos necessários à atividade produtiva, sendo, portanto, aceitável e recomendado o aumento dos valores referentes à geração de resíduos sólidos recicláveis.

3.3 Destinação ambientalmente adequada

As ações de segregação e armazenamento dos resíduos sólidos devidamente identificados e dispostos de modo organizado possibilitaram reduzir a destinação para aterro industrial classe II (resíduos sólidos não contaminados – RS-NC), destinação em aterro industrial classe I (resíduos sólidos contaminados – RS-DC) e aumento dos resíduos sólidos encaminhados para reciclagem, sendo apresentado na Figura 4 o gráfico de desempenho quanto à forma de destinação final dos resíduos sólidos.

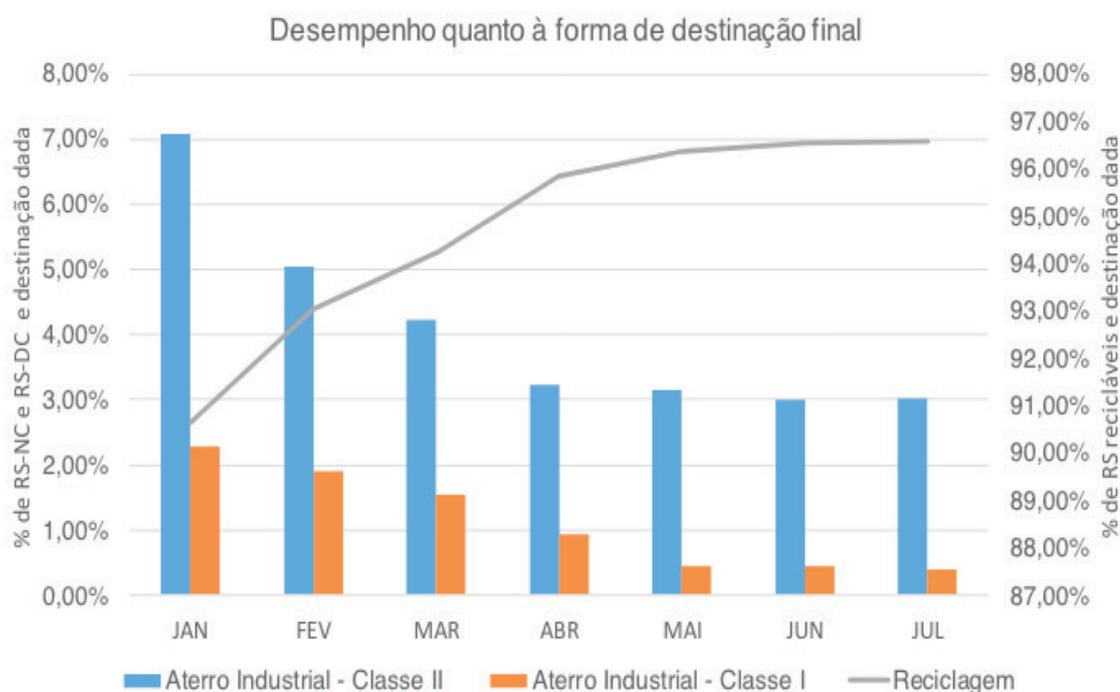


Figura 4 - Gráfico de desempenho quanto à forma de destinação final dos RS

Com a correta e efetiva segregação dos resíduos sólidos, realizou-se a valoração dos resíduos sólidos recicláveis e oportunidades de reuso, e geração de receita com a venda destes resíduos sólidos.

As formas de destinação final atende satisfatoriamente as premissas legais e normativas, reduzindo de modo geral custos com destinação final e ainda possibilitou a geração de receita com a comercialização dos resíduos sólidos recicláveis, avaliando-se como efetiva e satisfatória o tipo de destinação final ambientalmente adequada

3.4 Ecoeficiencia quanto ao consumo de matéria-prima e insumos

Incorporada ao PGRS as premissas de P+L, o empreendimento adotou a substituição de todas as lâmpadas fluorescentes por lâmpadas de LED, substituição dos aparelhos de ar condicionado para novos com selo de melhor nível de eficiência energética. Nesta ideia, o empreendedor aderiu à oportunidade de melhoria diagnosticada quanto a mudança da tecnologia de sistema de gravação das chapas metálicas. Este novo sistema possibilitou a gravação e a sensibilização do material com fotolito já aderido à chapa por vácuo, eliminando a utilização de água no processo de revelação.

Apresenta-se na Figura 5 o gráfico de ecoeficiência do processo industrial, observando as efetivas ações de implementação do PGRS, proporcionando otimização do processo industrial e a sustentabilidade ambiental da Gráfica VV, o que atende a Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA) e corrobora com Kubota; Campos; Cauchick-Miguel, 2014; Klemes; Varbanov; Huising, 2012; Silva; Medeiros, 2004; Cagno; Trucco; Tardini, 2005; Chavan, 2005.

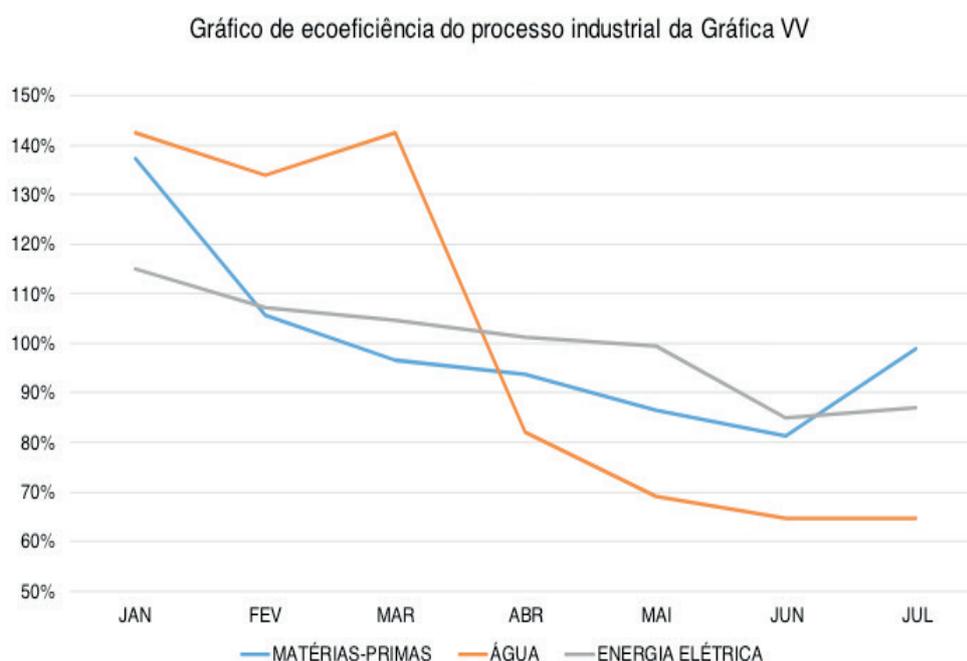


Figura 5 - Gráfico de ecoeficiência do processo industrial

Avalia-se as ações proativas e efetivas em relação ao atendimento a legislação, da redução e controle de consumo de insumos e matérias-primas, e da sustentação das vantagens competitivas enfatiza a integração positiva dos sistemas de gestão (P+L e PGRS), levando a Gráfica VV à prática da responsabilidade socioambiental.

4 | CONCLUSÃO

A partir do diagnóstico realizado foi possível identificar que a empresa não atendia aos requisitos mínimos quanto ao controle da poluição e imperativos legais, apresentando cenário para pesquisa e estudo.

A implementação do PGRS com enfoque na P+L serviu como instrumento de aperfeiçoamento da operacionalização da Gráfica VV, ao ponto de minimizar os impactos ambientais e econômicos inerentes ao seu funcionamento, devido a melhoria organizacional, aumento da ecoeficiência produtiva, atendimento as prerrogativas legais dos órgãos fiscalizatórios, redução de custos e aumento de competitividade no mercado, além de permitir valor agregado ao produto final, alcançando todos os objetivos propostos nesta pesquisa.

Salienta-se que o método utilizado foi capaz de combinar fatores como atitude (valores) e comportamento, resultando no progresso quanto às ações de implementação do PGRS e implementação de demais ações ligadas à P+L e com a internalização dos conceitos metodológicos a Gráfica VV teve a oportunidade de entender a importância do gerenciamento dos resíduos sólidos e observação de oportunidades de melhorias dos processos para redução dos impactos ambientais e econômicos, proporcionando adoção de estratégias de mercado e, em longo prazo, um caminho para sustentabilidade do empreendimento.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA GRÁFICA - ABIGRAF. **Estudo Setorial da Indústria Gráfica no Brasil**. São Paulo, SP. 2009.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT – ABNT NBR ISO 10.004: **Classificação de Resíduos**. Rio de Janeiro, 2004.

_____. **ABNT NBR ISO 14.031: Avaliação de desempenho ambiental - Diretrizes**. Rio de Janeiro, 2004.

BARE, J., HOFSTETTER, P., PENNINGTON, D., & UDO DE HAES, H. Midpoints versus endpoints: **The sacrifices and benefits**. Life cycle impact assessment workshop summary. International Journal of Life Cycle Assessment. 2000.

BOUSQUIN, JUSTIN; ESTERMAN, MARCOS; ROTHENBERG, SANDRA. **Life cycle analysis in the printing industry: a review**. 2011. Acessado em 14 de fevereiro de 2017. Disponível em: <http://scholarworks.rit.edu/books/93>.

CAGNO, E.; TRUCCO, P.; TARDINI, L. **Cleaner production and profitability: analysis of 134 industrial pollution prevention (P2) project reports**. Journal of Cleaner Production. v. 13, n. 6, p. 593-605, maio. 2005.

CENTRO NACIONAL DE TECNOLOGIA LIMPAS, SENAI-RS - CNTL. **Série de Manuais de Produção Mais Limpa - Questões Ambientais e Produção mais Limpa**. Porto Alegre: UNIDO / UNEP / CNTL, 2003.

CHAVAN, M. **An appraisal of environment management systems: a competitive advantage for**

small businesses. Management of Environmental Quality: An International Journal. v. 16, n. 5, p. 444-463, 2005.

GIL, Antônio Carlos. **Métodos e técnicas de pesquisa social.** 6 ed. São Paulo: Atlas, 200 p. 2008.

HINZ, Roberta Tomasi Pires; VALENTINA, Luiz V. DALLA, Ana Claudia Franco. **Sustentabilidade ambiental das organizações através da produção mais limpa ou pela Avaliação do Ciclo de Vida.** Estudos tecnológicos - Vol. 2, n° 2:91-98. 2006.

KLEMĚS, J. J.; VARBANOV, P. S.; HUISING, D. **Recent cleaner production advances in process monitoring and optimization.** Journal of Cleaner Production, v. 34, p. 1-8, 2012.

KUBOTA, F. I.; CAMPOS, M. S.; CAUCHICK-MIGUEL, P. A. **Uma análise preliminar das contribuições da modularidade em produto ao Ecodesign.** Produção Online, v. 14, n. 2, p. 560-592, 2014.

LIMA, J. C. F.; RUTKOWSKI, E. W. **Evolução das abordagens ambientais industriais. In: International Workshop Advances in Cleaner Production.** São Paulo. Anais eletrônicos. São Paulo: UNIP, 2009.

NAIME, R.; GARCIA, A. C. A. **Percepção ambiental e diretrizes para compreender a questão do meio ambiente.** Novo Hamburgo: Feevale, 136p, 2004.

PIMENTA, Handson Claudio Dias; GOUVINHAS, Reidson Pereira. **A produção mais limpa como ferramenta da sustentabilidade empresarial: um estudo no estado do Rio Grande do Norte.** Produção Online, v. 22, n. 3, p. 462-476, maio/ago. 2012.

SILVA, G. C. S.; MEDEIROS, D. D. **Environmental management in brazilian companies.** Management of Environmental Quality: An International Journal. v. 15, n. 4, p. 380-388, 2004.

SIMIÃO, Juliana. **Gerenciamento de resíduos sólidos industriais em uma empresa de usinagem sobre o enfoque da produção mais limpa.** Dissertação (Mestrado-Programa de Pós-Graduação em Hidráulica e Saneamento e Área de Concentração em Saneamento) — Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2011.

VERGARA, S. C. **Projetos e Relatórios de Pesquisa em Administração.** 3ed. São Paulo, Atlas, 2000.

WANG, L; YAN, K.; HU, C. **Cleaner production of inkjet printed cotton fabrics using a urea-free ecosteam process.** Journal of Cleaner Production, doi: 10.1016/j.jclepro.2016.11.182. 2016.

YIN, R. K. **Estudo de caso: planejamento e métodos.** 3ª ed. Porto Alegre: Bookman, 2009.

PLAN INTEGRAL DE MANEJO DE RESIDUOS SÓLIDOS DE LA PROYECCIÓN A LO APLICABLE

Jessica Cecilia Chocho

Universidad del Azuay, Facultad de Ciencia y Tecnología, Avenida 24 de Mayo 7-77 y Hernán Malo. Cuenca, Ecuador.

*Autor corresponsal: Email: jessicachocholeon@gmail.com

RESUMEN: El problema con el manejo de los residuos sólidos en América Latina ha evolucionado con los procesos de urbanización, dentro del panorama de los procesos de urbanización y globalización se encuentra a los Centros Comerciales, por formar parte representativa de las ciudades, siendo grandes generadores de residuos por lo que el incentivar a estos a reciclar sus residuos es una estrategia para minimizar el volumen en los rellenos sanitarios. Conocer la diferencia entre la proyección de un Plan de Manejo Integral de Residuos Sólidos de un Centro Comercial y su aplicación real, brinda la posibilidad de proponer y ejecutar las opciones sustentables de los residuos sólidos para su aprovechamiento. El Plan Integral de Manejo de Residuos Sólidos de un Centro Comercial de la Ciudad de Cuenca fue elaborado de acuerdo a lo obtenido en la caracterización realizada en los meses de abril a junio y fue implementado en octubre, se comparó las variables (peso, volumen y cantidades monetarias) que fueron

una proyección con la implementación real del plan. Se obtendría que la proyección con los resultados obtenidos en el mes de noviembre tiene un porcentaje de 97.78% de exactitud, lo que demuestra que es aplicable, beneficioso en lo ambiental y en el aspecto económico para los Centros Comerciales.

PALABRAS CLAVE: Caracterización, globalización, plan de manejo de residuos sólidos, relleno sanitario, residuos sólidos.

RESUMO: O problema com o manejo dos resíduos sólidos na América Latina evoluiu com os processos de urbanização, dentro do panorama dos processos de urbanização e globalização, estão os Centros Comerciais, por ser parte representativa das cidades, sendo grandes geradores de resíduos por esse motivo, incentivar a reciclagem de resíduos residuais é uma estratégia para minimizar o volume nos aterros sanitários. Conhecer a diferença entre a projeção de um Plano de Manejo Integral de Resíduos Sólidos de um Centro Comercial e seu desenvolvimento real, nos dá a possibilidade de propor e executar as opções sustentáveis dos resíduos usados para aproveitamento. O Plano Integral de Manejo de Resíduos Sólidos de um Centro Comercial da Cidade de Cuenca, foi elaborado de acordo com a caracterização executadas nos meses de abril a junho e implementado em outubro, foi

comparado as variáveis (peso, volume e valor monetário) que adquirem uma projeção com a implementação real do plano. Conseguiríamos obter que a projeção com os resultados obtidos no mês de novembro tenha uma porcentagem de 97,78% de precisão, o que comprova que é aplicável, benéfico no meio ambiente e no aspecto econômico para os Centros Comerciais.

Palavras-Chave: Caracterização, globalização, plano de manejo de resíduos sólidos, aterro sanitário, resíduos sólidos.

INTRODUCCIÓN

En el transcurso de los siglos las ciudades han pasado a ser un tema importante ya que han aumentado significativamente, este aumento genera que la dimensión espacial del crecimiento demográfico en los últimos tiempos sea considerada esencial para el futuro de los 7 000 millones de habitantes en el planeta. Se considera que el 70 % de la población mundial en la actualidad vive en zonas urbanas, esta es una situación que es intervenida por diferentes factores, uno de ellos son los procesos migratorios hacia centros urbanos, esto conduce a cambios en relación con el consumo de energía, agua, alimentos y materias primas. Además, se encuentra relacionado con el incremento de los niveles de contaminación, producto de la generación de electricidad, la generación de residuos urbanos, las emisiones de gases por el transporte y otros procesos de la complejidad urbana que provocan causas adicionales de una tensión ecológica y social importante (Pascual y Peña, 2012).

La fisonomía urbana ha sido transformada por el mundo globalizado, los procesos de globalización y reestructuración han ocasionado que los centros comerciales o malls pasen a ser uno de los espacios territoriales y símbolos distintivos, modificando diferentes aspectos como la arquitectura, lo comercial y el territorio simbólico de identidad (Bermúdez, 2008).

Los centros comerciales han ideado nuevos escenarios cambiando los hábitos culturales de consumo, se considera que los países de América Latina con más centros comerciales son: Argentina, Brasil, Chile, Colombia, México y Perú, el 76% de los habitantes están concentrados en estas economías, con una población total de 461 millones de personas, de las cuales 84% vive en zonas urbanas. En el 2014, los seis países desarrollaron 1 555 centros comerciales en conjunto, equivalentes a más de 41 millones de metros cuadrados, lo que representa 87% del total de la oferta en la región (Conti y Madden 2016).

Los países de América Latina hasta el año 2014 contaban con aproximadamente las siguientes números de Centros Comerciales: México 584, Brasil 511, Colombia 196, Argentina 114, Chile 79, Perú 71 (Ruótulo et al., 2015).

Los Centros Comerciales tienen por objetivo facilitar los productos o artículos al consumidor, todo en un mismo lugar sin necesidad de que se necesite buscar en diferentes lugares de la ciudad. Los patios de comida son considerados los espacios

preferidos por los usuarios de los centros comerciales, este sector es considerado el más concurrido especialmente en horas picos que van de 13:00 a 16:00, en este espacio generalmente se encuentran cafeterías y/o dulcerías, locales de comida rápida, comida típica, pizzerías etc. Los Centros Comerciales han influenciado el consumo de comida fuera de sus hogares (Marwin y León 2015). “Según un estudio de Kantar World Planet realizado nivel América Latina refleja en sus datos que Ecuador ocupa el tercer lugar en la lista de los países donde las personas comen fuera de sus casas, después de Colombia y Perú, este es un hábito que ha hecho más atractivo para la inversión en el negocio de la comidas rápidas” (Marwin y León, 2015).

El manejo de residuos sólidos toma en consideración todas las actividades funcionales y operativas relacionadas con la manipulación de los residuos sólidos que van desde el lugar de generación hasta la disposición final de los mismos, siendo la generación la primera etapa del manejo de residuos sólidos y está directamente relacionada con el crecimiento poblacional, los cambios en los patrones de consumo, el incremento de la actividad industrial y comercial y las condiciones climáticas, entre otros factores (Sáez y Urdaneta, 2014); siendo entonces importante el establecimiento de políticas que disminuyan la generación de desechos y fomenten el reciclaje para que la gestión de los residuos sólidos sea correcta (Pita y Díaz, 2012).

Los residuos generados en los hospitales, mercados y domicilios de la ciudad de Cuenca mediante la Empresa Pública Municipal de Aseo de Cuenca, EMAC EP, cuentan con un plan de manejo de residuos adecuados que incluyen la planificación de los servicios de recolección, así como la disposición adecuada de tales residuos. Otra investigación importante es el estudio de la caracterización de residuos sólidos del Centro Comercial Milenium Plaza, en este estudio se analizó la cantidad y la composición de los residuos sólidos, con la finalidad de desarrollar un plan integral para el manejo de residuos sólidos. Mediante la caracterización se pudo analizar que la cantidad de materia orgánica obtenida en este Centro Comercial es equivalente aproximadamente a que 256 domicilios entreguen separado su material orgánico, por lo tanto una estrategia de manejo es aprovechar la materia orgánica para la obtención de compost reduciendo así el volumen de residuos sólidos que llegan al relleno sanitario.

Existen diversas investigaciones de planes de manejo de residuos sólidos, es necesario dar a conocer los resultados que han tenido las mismas ya que con esto se demostrará que tan eficiente son estos estudios y si son aplicables en la realidad, además exponer las dificultades que han tenido durante la implementación, para que sea un modelo a seguir en futuras investigaciones.

El principal objetivo de este estudio es generar una visión de la proyección, su aplicación, y si es posible poner en acción un plan integral de manejo de residuos sólidos para los centros comerciales; se indicarán diferencias de la proyección y de la realidad, con la finalidad de aprovechar de una mejor manera estos recursos reutilizándolos y reciclándolos, contribuyendo así a la protección ambiental, al reducir la cantidad de residuos sólidos que se depositan en los rellenos sanitarios.

En esta investigación se podrá dar pautas para las futuras regulaciones a los centros comerciales de la ciudad de Cuenca sobre el manejo de residuos sólidos, generando normativas, y una nueva valoración para su cumplimiento.

METODOLOGÍA

El sitio de estudio está localizado en la ciudad de Cuenca, provincia del Azuay. Se realizó la proyección del Plan Integral de Manejo de Residuos Sólidos, basado en los resultados de la caracterización de los residuos sólidos generados en el Centro Comercial Milenium Plaza, y fue realizada mediante muestreos de cuarteos, los mismos que se llevaron a cabo durante una semana de cada mes; por tres meses (abril, mayo y junio), con el fin de conocer la composición y la cantidad de los desechos sólidos generados.

El Plan de Manejo Integral de Residuos Sólidos del Centro Comercial Milenium Plaza, se implementó a partir del mes de Octubre de 2016; en el mes de noviembre se realizó la determinación de la nueva densidad de los residuos ya que el Plan considera que la materia orgánica sea utilizada en compost y humus, mientras que los materiales como plásticos, cartón, chatarra, vidrio, entre otros sean reciclados, dando como resultado una nueva densidad de los residuos sólidos.

El Plan Integral de Manejo de Residuos Sólidos de la proyección mensual de abril a junio se compara con lo alcanzado con la implementación en un Centro Comercial de la Ciudad en un mes de aplicación del Plan Integral de Manejo de Residuos Sólidos.

RESULTADOS

Se comparó las variables de peso (kg), volumen (m³) y cantidades monetarias que se generan en un mes, para los residuos comunes se estimó los valores diarios obtenidos en la caracterización y para las cantidades monetarias se sumaron los costos y se restó del ingreso, los datos reales se obtuvieron en un mes de aplicación del Plan Integral de Manejo de Residuos Sólidos, se realizó además una actualización de la densidad de los residuos, ya que se extraen los materiales reciclables y orgánicos dando como resultado la disminución del volumen, peso y costo.

El cuadro 1 presenta la comparación de la proyección del estudio de implementación de un Plan de Manejo de Residuos Sólidos y sus variables reales con la implementación.

VARIABLES		Proyección mensual			Real mes de Noviembre		
		Residuos			Residuos		
		Comunes	Reciclables	Orgánicos	Comunes	Reciclables	Orgánicos
Peso	(Kg)	9899,10	1200,90	8544,60	9876,36	1495	7997
Volumen	(m ³ /mes)	132	17,40	10,20	125,02	24,77	11,85

Cantidades Monetarias	Cantidad recibida por reciclar (\$)	0	220,87	0	0,00	153,74	0
	Costo por recolección y tratamiento (\$)	1214,53	0	300	1215,31	0	160
	Costo Reciclador (\$)	600			630,00		
	COSTO NETO (\$)	1893,66			1851,57		

Cuadro 1. Implementación de un Plan Integral de Manejo de Residuos Sólidos de la proyección e implementación real.

La densidad con la que se tenían registrados los Residuos Sólidos era de 0,125 Ton/m³, en la proyección se determinó que era de 0,0735 Ton/m³ y en la aplicación fue de 0,079 Ton/m³

Se analizó volumen, peso y cantidades monetarias en comparación del mes de octubre y noviembre del año 2016 con los datos del año 2015, ya que por ser un centro comercial los meses del año influyen en la concurrencia de los usuarios y por lo tanto consumo y comercio también, siendo los meses similares comparados con otros años, se realizó la comparación del mes de noviembre, ya que es considerado el mes más visitado y consumido por ser feriado en la Ciudad de Cuenca, esto nos da un panorama de que a pesar de ser un mes muy concurrido, se puede lograr cumplir con el Plan Integral de Manejo de Residuos Sólidos.

		Octubre	Noviembre		
		2015	2016	2015	2016
		Sin Plan	Con Plan	Sin Plan	Con Plan
					Actualización P.E
VOLÚMEN (m³)	Desechos Comunes	188,60	118,06	204,9904	125,02
	Residuos Reciclados	0	25,27	0	24,77
	Material Orgánico	0	9,05	0	11,85
PESO (kg)	Desechos Comunes	23574,6	14757,6	25623,8	9876,3588
	Residuos Reciclados	0	1604,00	0	1495,00
	Material Orgánico	0	6106,80	0	7997,00
Cantidades Monetarias (\$)	Cantidad recibida por reciclar \$	0	132,02	0	153,74
	Costo por recolección y tratamiento \$	2832,28	1816,44	3068,61	1215,31
	Costo transporte orgánicos	0,00	160,00	0,00	160,00

	Costo del reciclador	0,00	630,00	0,00	630,00
	COSTO NETO	2832,28	2474,42	3068,61	1851,57

Tabla 2. Residuos Sólidos con y sin Plan Integral de Manejo

Se comparó los resultados de los meses de octubre y noviembre del año 2015 en el que no se aplicaba el plan de manejo de residuos sólidos, con los de los mismos meses del año 2016 cuando ya se implementó el plan.

En el año 2016 con la implementación del Plan Integral de Manejo de Residuos Sólidos se puede observar la reducción del peso y volumen en comparación con el año 2015 en el que no existía el plan; en el mes de noviembre del año 2016 se actualiza la densidad de los residuos dando como resultado la disminución de costos.

Al analizar las diferencias la proyección de un plan integral de manejo de residuos sólidos basado en la caracterización y su implementación se obtuvo que existe un 97,78 % de aproximación de la proyección y su aplicación real.

DISCUSIONES

El presente estudio indica que la proyección de un plan integral de residuos sólidos basado en la caracterización es realmente aplicable y beneficioso tanto en el tema ambiental como en lo económico. Al analizar las diferencias la proyección de un plan integral de manejo de residuos sólidos basado en la caracterización y su implementación se obtuvo que existe un 97,78 % de aproximación de la proyección y su aplicación real.

Por las razones antes mencionadas se debe promover a los Centros Comerciales grandes generadores de residuos a seguir planes de manejo de residuos sólidos ya que de esta manera podremos reducir los residuos en los rellenos, una forma de incentivar a estos es mostrando reducción en sus costos y a al mismo tiempo la oportunidad de proteger el medio ambiente con una correcta gestión de sus residuos sólidos.

En Caracas se realizó un proyecto de reciclaje de papel en un el Instituto Pedagógico, se desarrolló dentro de un plan de manejo integrado de residuos sólidos, este programa inició en el año 2000 y es un modelo de gestión local, se obtuvo que los datos cuantitativos revelan los cambios positivos hacia el reciclaje de papel por el incremento en la participación y en el papel recolectado, manifestando que se recicló 1 000 kg de papel representando un ingreso económico, durante el año 2005 se duplico la cantidad de papel reciclado a 2 310 kg, este estudio demuestra que toda acción dirigida a la conservación del ambiente y al mejoramiento de la calidad de vida resulta positiva si se mantiene en el tiempo y se informa a los participantes, la información debe contar con datos cualitativos y cuantitativos para su verificación (Ponte, 2008). Basándonos en este estudio también podemos decir que un plan de manejo de residuos sólidos es aplicable no solo a los centros comerciales sino también a otros grandes generadores que actualmente no tienen una gestión de residuos adecuada.

REFERENCIAS

- Balladares, A. y Fernández, J. (2015) Análisis del comportamiento de consumo de bebidas en los patios de comidas de los Centros Comerciales en la ciudad de Guayaquil .Universidad Católica de Santiago de Guayaquil. Ecuador.
- Bermúdez, E. (2008) Malls: Territorios Y Objetos de Consumo Simbólico En La Construcción de Representaciones de Identidades Juveniles. *Revista Argentina de Sociología* 11(6), 96–120.
- Martínez, C. (2016) Oferta de Centros Comerciales en México. *Anuario Inmobiliario*, 166–67.
- Pascual, A. y Peña, J. (2011) Espacios Abiertos de uso público. *Arquitectura Y Urbanismo* 33(1), 25–42.
- Ruótulo, Carlos., Vigoya, Cristina., Juan. Rodríguez. (2015) Reporte 2015 de La Industria de Centros Comerciales en América Latina . México.
- Sáez, A., Urdaneta, G., Joheni, A. (2014) Manejo de Residuos Sólidos en América Latina y el Caribe.” *Omnia*, 20(3), 121–35.
- Ponte de Chacín, C. (2008) Manejo integrado de residuos sólidos: Programa de reciclaje. Instituto Pedagógico de Caracas. *Revista de Investigación*, 32(63).
- Suárez, Pita. y Junco, R.(2012) Plan Institucional de Manejo de Los Desechos Sólidos, Una Herramienta Para La Gestión Hospitalaria. *Revista Cubana de Higiene Y Epidemiología*, 50(3), 415–19.

POSSIBILIDADES NA GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS EM CONDOMÍNIO VERTICAL

Manoel Thiago Nogueira da Silva Dantas

Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)

Campina Grande - Paraíba

Monica Maria Pereira da Silva

Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)

Campina Grande - Paraíba

Valderi Duarte Leite

Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)

Campina Grande - Paraíba

RESUMO: A crise ambiental em que a sociedade atual se encontra provém da percepção quanto aos recursos naturais e do modelo de desenvolvimento que promove o consumo exacerbado, resultando na geração de resíduos sólidos, cuja destinação e disposição final vêm se tornando um grande fardo à capacidade de suporte do planeta. Objetivou-se avaliar a aplicação da gestão de resíduos sólidos em condomínio vertical através da sensibilização dos condôminos utilizando estratégias de Educação Ambiental. A pesquisa, com características experimental e participante, realizada em condomínio vertical em Campina Grande – PB – Brasil envolveu 100% dos moradores. Dentre as estratégias utilizadas, destacou-se o desenvolvimento e distribuição de um aplicativo para dispositivos eletrônicos móveis, abordando a temática e motivando a participação dos moradores. A

coleta seletiva foi implantada na fonte geradora, os apartamentos, e o aplicativo foi instalado por uma parcela significativa dos abrangidos (31%). Os instrumentos de Educação Ambiental para gestão de resíduos sólidos em condomínio vertical contribuíram para o alcance dos objetivos previstos: diminuir a quantidade de resíduos sólidos que se transforma em lixo, mitigar os impactos adversos e aumentar a quantidade de matéria prima que retorna ao setor produtivo.

PALAVRAS-CHAVE: Gestão Ambiental, Resíduos Sólidos, Educação Ambiental

POSSIBILITIES IN MANAGEMENT OF SOLID WASTE IN VERTICAL CONDOMINIUM

ABSTRACT: The environmental crisis in which the society finds itself starts at the perception about the natural resources, and the development model that promotes exacerbated consumption, resulting in crescent generation of solid residues, whose destination and final disposition became a great burden to the planetary support capacity. The objective was to evaluate the application of solid residues management in vertical condominium through the awareness raise of the residents. The research with experimental and participant characteristics performed in a vertical condominium in Campina Grande-PB-Brazil involved 100% of the residents.

Among the strategies used, it was highlighted the development and distribution of an application for mobile electronic devices, addressing the subject and motivating the participation of residents. The selective collection was adopted in the source, the apartments, and the application was installed by a significant portion of those covered (31% of the participants). The Environmental Education instruments for solid residues management in vertical condominium contributed to the achievement of the intended goals: reduction of the amount of solid residues that became waste, mitigation of adverse social and environmental impacts and increase of raw material that returns to the productive sector.

KEYWORDS: Environmental Management, Solid Residues, Environmental Education

1 | INTRODUÇÃO

A atual estrutura econômica e tecnológica da sociedade promove o fluxo progressivamente mais intenso de matéria, energia e, junto a estes, os respectivos resíduos gerados (KRÜGER, 2003). A disposição desses subprodutos tem se tornado tarefa de pungência crescente, visto que o modelo de descarte se mostra inadequado. Sabe-se, no entanto, que é possível promover o reaproveitamento e/ou a reciclagem de grande parte da matéria descartada como fonte de recursos, deixando de ser considerada como passivo ambiental.

No Brasil, a destinação dos resíduos sólidos ainda é um grande desafio aos gestores públicos e à sociedade. Segundo pesquisas realizadas pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais – ABRELPE (2016) e pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS (BRASIL, 2017), em 2015 foram gerados no Brasil mais de 77 milhões de toneladas naquele ano. Percentual de 9,2% (mais que 7 milhões de toneladas) não foi coletado, descartada diretamente no ambiente sem nenhum tratamento. Do coletado, apenas uma fração de 58,7% foi disposta em aterros sanitários.

A falta de gestão desses resíduos acarreta grandes impactos negativos. Em relação aos aspectos ambientais, pode ocorrer o comprometimento da qualidade da água, do solo, e do ar, em virtude da presença de compostos voláteis ou materiais patogênicos. A decomposição da matéria orgânica resulta na formação de chorume, que pode contaminar o solo e as águas superficiais ou subterrâneas. Também é possível a formação de gases tóxicos, asfixiantes e explosivos que se acumulam no subsolo ou são liberados na atmosfera e, em longo prazo, podem contribuir para alterações climáticas. Materiais expostos tornam o ambiente propício à proliferação de vetores, afetando a saúde humana (GOUVEIA, 2012).

O constante crescimento populacional e o conseqüente consumo acelerado de produtos e da intensa produção de resíduos sólidos apresentam um desafio, em especial para os países em desenvolvimento, para o qual as atuais técnicas e estratégias empregadas não são totalmente eficientes, exigindo um sistema adequado

de gestão integrada de resíduos sólidos. Este, dependendo fortemente da associação entre elementos funcionais – geração, acondicionamento, coleta, transporte, tratamento e disposição final – e características estratégicas – mobilização social, participação, tecnologia, governança e recursos financeiros (GUPTA; MISRA, 2014). O planejamento estratégico e o arcabouço legal fortemente estruturados contribuem para o desenvolvimento deste tipo de estrutura (ASASE et al., 2009).

A Lei 12.305/2010 (BRASIL, 2010) é um importante marco legal nesse assunto, pois instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), ferramenta que orienta a construção de instrumentos de gestão dos resíduos sólidos, estimulando a adoção de ações que integrem vários atores sociais na busca de soluções para o problema dos resíduos sólidos, incluindo os próprios consumidores/geradores.

Na cidade de Campina Grande, situada no estado da Paraíba, região Nordeste do Brasil, a Lei Complementar 87/2014, que instituiu a Política Municipal de Gestão Integrada de Resíduos – PMGIRS (CAMPINA GRANDE, 2014) – foi elaborada tendo em vista a redução da produção e a participação adequada do gerador, segundo as diretrizes estabelecidas pela lei federal 12.305/2010.

A falta de seleção na fonte dificulta o trabalho de catadores de materiais recicláveis e proporciona-lhes uma qualidade de vida inferior, assim como promove uma perda maior de material que poderia ser recuperada e acaba por ser inapropriadamente encaminhada a aterros sanitários e lixões (MAIA et al., 2013). Além desse problema, e talvez como causa, está a falta de incentivo de governos para a formação de mercado para comercialização de materiais recicláveis e à organização formal de profissionais, o que aumentaria a taxa de reciclagem desses resíduos (MINGHUA et al., 2009).

A gestão dos resíduos sólidos em condomínio pode trazer, de imediato, melhorias de qualidade de vida aos condôminos. Além disso, um sistema estruturado de gestão dos resíduos pode também promover melhorias econômicas e ambientais amplas (TURATTO, 2004), como a redução do descarte de matéria orgânica e a valorização do material reciclável e dos catadores de materiais recicláveis, que participam ativamente no processo de recolhimento de resíduos sólidos urbanos. A implantação de um processo de coleta seletiva, entretanto, não é suficiente para promover a sensibilização dos moradores de condomínio, por não promover intrínseco aumento do conhecimento socioambiental correlato, requerendo a utilização de ferramentas da Educação Ambiental (QUEIROZ; PEDRINI, 2014). Ademais, a consciência dos impactos positivos e o desejo de participação são requisitos do processo de coleta seletiva (TURATTO, 2004).

O gerenciamento correto dos resíduos sólidos em condomínios demanda a interação entre pessoas, infraestrutura e planejamento (KITZMANN, 2009). Esses três elementos são indissociáveis, visto que a integração somente será efetiva se estes atuarem em conjunto. As pessoas estão representadas pelos moradores dos condomínios, a infraestrutura refere-se aos locais disponíveis para o armazenamento temporário dos resíduos e o planejamento constitui a forma de organização e articulação

entre pessoas e infraestrutura, para atender à legislação vigente.

Para Kitzmann (2009), de nada adiantam equipamentos e planos se as pessoas, que devem deter tanto o conhecimento quanto a predisposição para a ação, não estiverem comprometidas e preparadas. Da mesma forma, pessoas não são suficientes se não houver condições técnicas e materiais para uma atuação qualificada.

No presente trabalho, parte da pesquisa realizada por Dantas (2017) para a dissertação de mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental, buscou-se demonstrar como a implantação de um projeto Gestão Integrada de Resíduos Sólidos promoveu a melhoria do panorama anteriormente exposto em um condomínio residencial vertical na cidade de Campina Grande - Paraíba.

2 | MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa realizada tem características experimental (GIL, 2008) e participante (THIOLENT, 2011), uma vez que promoveu a interação conjunta de pesquisados e pesquisadores. Os participantes foram os condôminos e o zelador do Condomínio Edifício Priscilla, um condomínio vertical localizado no bairro Jardim Tavares, Zona Norte da cidade de Campina Grande-PB.

O referido condomínio é formado por seis unidades residenciais (apartamentos) das quais cinco estavam ocupadas durante a realização do estudo, sendo que todos os 15 moradores participaram da pesquisa. A localização do bairro na cidade é mostrada por meio da Figura 1.



Figura 1: Localização do bairro Jardim Tavares na Cidade de Campina Grande

Fonte: Adaptado de ARAÚJO (2006)

Este local foi selecionado por se apresentar como uma estrutura consolidada legalmente através de estatuto, com moradores fixos, ter um tamanho relativamente

pequeno quando comparado a outros empreendimentos residenciais, permitindo o contato com todos os moradores mais facilmente, e por ter sido demonstrado interesse, da parte dos moradores, em contato previamente estabelecido.

O condomínio é formado por um prédio de seis apartamentos, distribuídos em três andares. Destes apartamentos, cinco estavam ocupados durante a realização da pesquisa, com um total de 15 moradores fixos. Em alguns apartamentos, existe a presença de prestadores de serviços domésticos, como babás e diaristas. Para as atividades de limpeza e manutenção das áreas comuns, um zelador trabalha quatro horas diárias (das 13 h às 17 h) em seis dias da semana (de segunda-feira a sábado).

Quanto à destinação dos resíduos sólidos, os moradores os acondicionavam em suas residências e os depositavam em suas portas para que o zelador os recolhesse e acondicionasse em coletor ainda dentro do condomínio para, na véspera da coleta urbana, dispor tais resíduos num coletor externo (Figura 2). Catadores de materiais recicláveis informais faziam a coleta dos resíduos sólidos recicláveis que conseguiam separar dos demais resíduos.



Figura 2: Coletor externo existente no condomínio vertical, Campina Grande-PB, 2016

A realização ocorreu em cinco etapas, através das quais foi possível avaliar a situação dos resíduos sólidos no condomínio, pesquisar e elaborar estratégias de sensibilização e planejar ações que almejavam reorientar a percepção dos moradores sobre essa questão, de forma a garantir melhorias ambientais.

A primeira etapa consistiu na caracterização gravimétrica prévia dos resíduos sólidos gerados no condomínio, baseando-se na proposta apresentada por Silva et al. (2001).

A segunda etapa consistiu na realização de uma entrevista semiestruturada, visando realizar a caracterização socioeconômica dos moradores e identificar a percepção a percepção ambiental destes, junto à distribuição de material informativo, como forma de incentivar a participação dos moradores.

A terceira etapa consistiu na elaboração de instrumentos para a sensibilização dos moradores e desenvolvimento de equipamentos para auxiliar a separação dos resíduos sólidos na fonte, favorecer a recuperação de resíduos sólidos recicláveis e a destinação adequada destes, privilegiando os catadores de resíduos sólidos recicláveis.

A quarta etapa consistiu na entrega dos equipamentos projetados na etapa anterior, quais sejam, coletores intradomiciliares, coletores intracondominiais e um coletor extracondomínial para resíduos recicláveis, juntamente a entrega de panfletos informativos, um aplicativo para dispositivos móveis e instruções sobre a separação seletiva na fonte e para a destinação realizada pelos moradores e pelo zelador.

Por fim, a quinta e última etapa consistiu na caracterização gravimétrica dos resíduos sólidos gerados pelo condomínio, seguindo a mesma metodologia adotada na primeira etapa, a fim de comparar se a atuação promoveu alteração na situação inicialmente detectada.

Buscou-se adotar materiais e equipamentos com custos acessíveis e com o menor impacto estético possível, de forma a aumentar a aceitação dos envolvidos e permitir a reprodutibilidade em outras situações similares.

Os dados colhidos foram analisados utilizando o método de triangulação (THIOLENT, 2011), sendo qualificados, quantificados e descritos. Dados quantitativos foram então tabulados utilizando o aplicativo Microsoft Excel 2016, com o qual foram feitas as análises estatísticas e proporcionais, assim como foram gerados gráficos e tabelas.

Para o desenvolvimento do aplicativo para dispositivos móveis foram usados padrões e bibliotecas de código aberto disponibilizados pelo framework Ionic e pelas ferramentas de desenvolvimento de software Android, enquanto a edição de código-fonte foi feita com o editor de código Visual Studio Code.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

A produção de resíduos sólidos no condomínio estudado neste trabalho apresentava um grande potencial implantação da coleta seletiva. Adotou-se a separação entre resíduos sólidos recicláveis secos, consistindo em papel/papelão, plástico, metal e vidro; resíduos sólidos recicláveis úmidos, consistindo em restos de alimento, resíduos de poda e outros materiais compostáveis; e rejeitos, a porção não reaproveitável dos resíduos, a ser encaminhados para aterros sanitários.

Uma análise inicial foi suficiente para verificar a possibilidade de aumento da recuperação de recicláveis secos e úmidos (no primeiro momento, 12% e 52%, respectivamente), visto que uma parcela significativa (36%) era de rejeitos, em grande parte contendo material que poderia ser recuperado se ocorresse a separação na fonte (Figura 3).

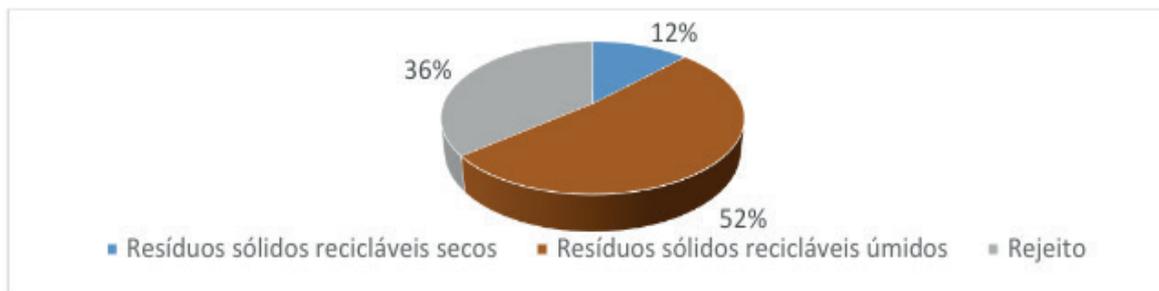


Figura 3: Composição dos resíduos sólidos gerados em condomínio vertical, Campina Grande-PB, 2016

Com base nos dados colhidos através da caracterização gravimétrica inicial e da pesquisa semiestruturada aplicada, foi possível delinear um modelo de coleta seletiva, apresentado na Figura 4:

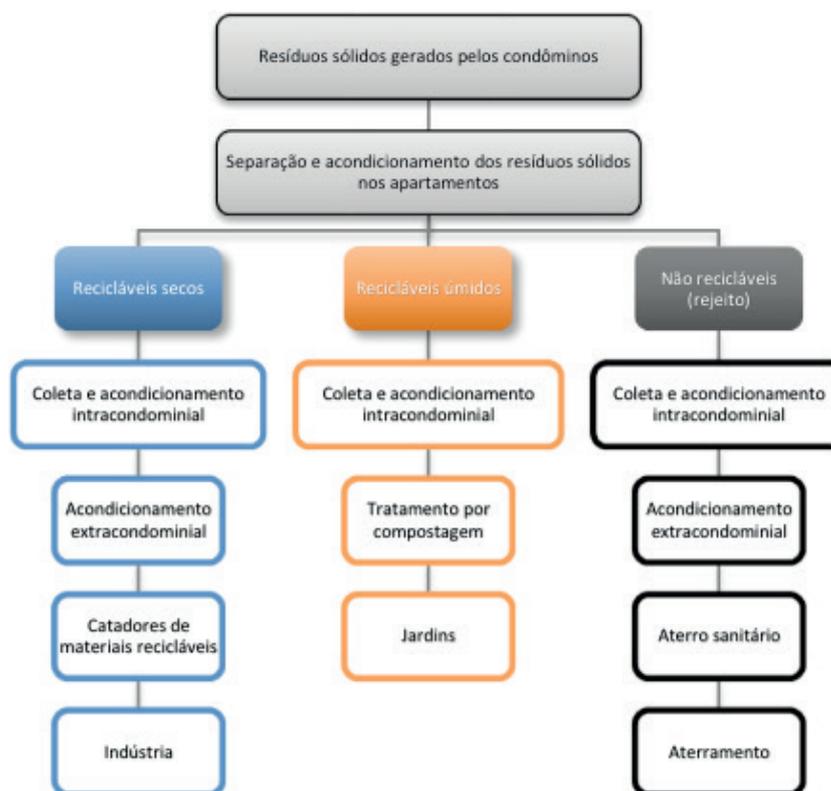


Figura 4: Modelo proposto para a coleta seletiva em condomínio vertical, Campina Grande-PB, 2016

Foram projetadas três classes de coletores para uso pelo condomínio: coletores para uso intradomiciliar (CID), dentro das residências; intracondomínial (CIC), nas áreas comuns do condomínio; e extracondomínial (CEC). A padronização de cores foi a seguinte: azul para resíduos sólidos recicláveis secos; marrom para resíduos sólidos recicláveis úmidos; e cinza, para não recicláveis (rejeito).

Os coletores intradomiciliares foram divididos em duas subclasses: os de resíduos sólidos recicláveis secos (CID-S) (Figura 5) e de resíduos sólidos recicláveis úmidos (CID-U) (Figura 6); os rejeitos, a maioria resíduos sanitários, acondicionados

em coletores dos próprios moradores.



Figura 5: Coletor modelo CID-S para resíduos sólidos recicláveis secos: a) modelo projetado; b) modelo adquirido

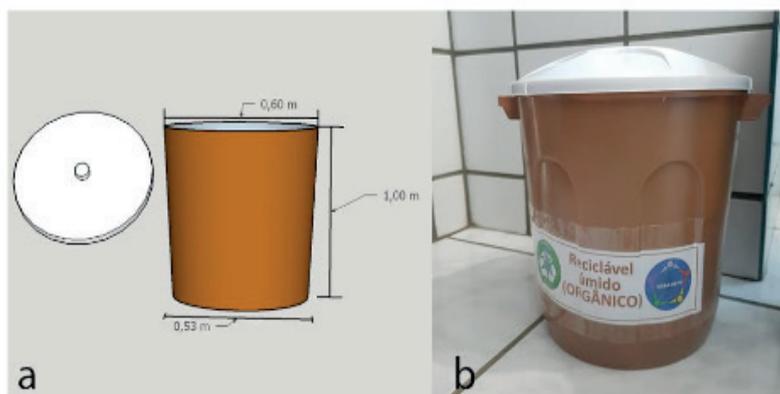


Figura 6: Coletor modelo CID-U para resíduos sólidos recicláveis úmidos: a) modelo projetado; b) modelo adquirido

Para uso intracondomínia, foram designadas três subclasses de coletores de resíduos sólidos: para recicláveis secos (CIC-S), para recicláveis úmidos (CIC-U) e para não recicláveis (rejeito) (CIC-R) (Figura 7). O único coletor já existente no condomínio, com capacidade volumétrica de aproximadamente $0,1 \text{ m}^3$ (100 L), foi reaproveitado e designado para os rejeitos. Para os modelos CIC-S e CIC-R, os recipientes foram pensados de forma a serem suficientemente leves para manuseio e limpeza periódica e apresentarem resistência a intempéries, já que ficariam expostos. Por isso, optou-se pelo polipropileno.



Figura 7: Coletores intracondominiais: CIC-U, CIC-S e CIC-R

Um modelo de composteira rotatória (Figura 8) de tambor fixo (CRF) foi projetado para realizar o tratamento da fração úmida dos resíduos sólidos, baseando-se nos estudos realizados por Nascimento (2015) quanto ao tratamento descentralizado por compostagem dos resíduos sólidos orgânicos. Esta solução não pode ser integrada ao conjunto aplicado no condomínio por questões de tempo e orçamento.

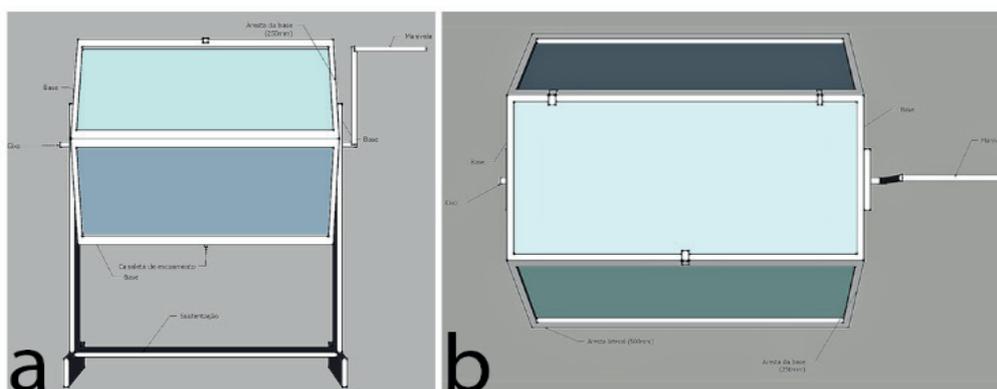


Figura 8: Modelo de composteira rotatória de tambor fixo (CRF): a) vista frontal; b) vista superior

Para uso extracondomínial, aproveitou-se o coletor já existente, o qual foi designado para acondicionar resíduos sólidos recicláveis úmidos e rejeitos (CEC-U+R) antes da coleta pública, e foi confeccionado outro para os resíduos sólidos recicláveis secos (CEC-S) (Figura 9).



Figura 9: Coletores CEC-U+R (esquerda) e CEC-S (direita)

Durante a entrega dos coletores, também foram entregues panfletos, no formato de folder, desenvolvidos em vários projetos do GGEA e tratando de temáticas voltadas ao meio ambiente e à gestão integrada de resíduos sólidos: Coleta seletiva, Compostagem, Farmácia viva, Reciclagem de papel e Resíduos de serviços de saúde gerados em residências. Após a entrega dos equipamentos e orientações necessárias, foi realizado o acompanhamento da disposição dos resíduos sólidos pelo zelador. Após alguns ajustes e explicações dados a este funcionário, o fluxo da coleta seletiva no condomínio passou a funcionar sem a necessidade de intervenção externa.

Buscando uma forma de promover maior interesse dos condôminos e demais envolvidos com o condomínio, pensou-se em desenvolver um aplicativo para dispositivos móveis que apresentasse conteúdo e funcionalidade relevantes ao processo de coleta seletiva no condomínio. A ampla difusão de aparelhos eletrônicos com grande quantidade de recursos (smartphones ou tablets, por exemplo), a preços acessíveis, segundo ZBICK et al. (2015) tornou-os em ferramentas extremamente poderosa para fins de entretenimento e educacionais.

O aplicativo concebido devia possuir duas principais funcionalidades: dispor de informações pertinentes a coleta seletiva e ao condomínio, e também fornecer a função de lembretes para que os usuários se engajassem com a coleta no condomínio. O aplicativo desenvolvido (Figura 10) foi disponibilizado em um sítio de internet para download aos moradores e ao zelador, os quais receberam um convite com a apresentação do aplicativo e as instruções de instalação e uso.

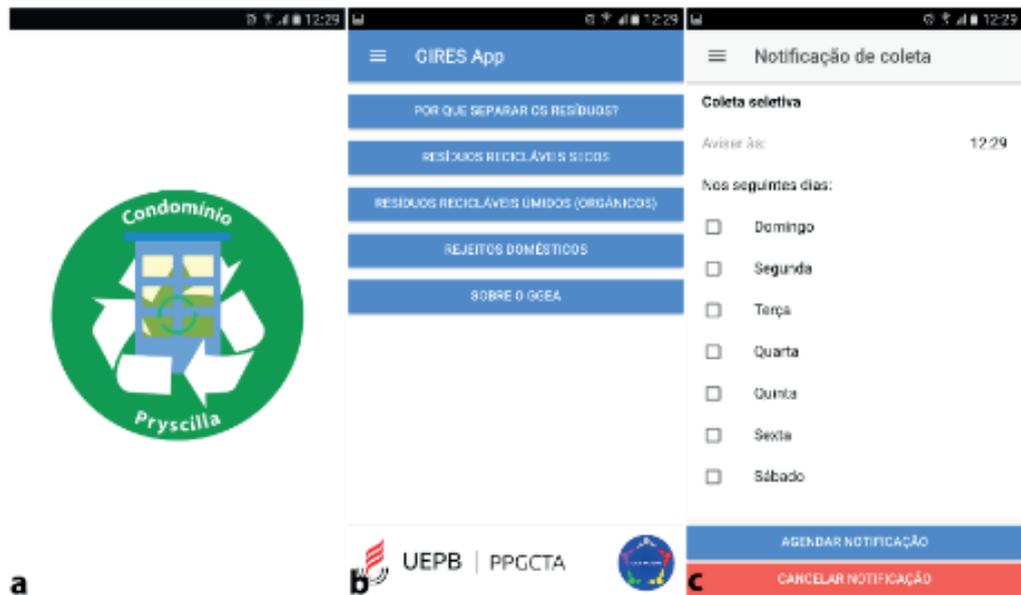


Figura 10: Telas do aplicativo: a) tela de abertura; b) tela principal com informações educativas; c) tela para ajuste de notificações

Dos usuários que instalaram o aplicativo (31% do total de convidados), 66,7% apontaram como pontos positivos a disponibilidade de informações pertinentes e 33,3% a praticidade de uso. Todos eles afirmaram que a existência de um aplicativo voltado ao condomínio motivou a participação na coleta seletiva.

4 | CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A caracterização gravimétrica realizada após a implantação da coleta seletiva permitiu apurar que houve a redução proporcional da porção não reciclável dos resíduos sólidos, que passou de 36% para 23%, enquanto a parte reciclável subiu de 64% para 77%, com grande destaque para a recuperação de recicláveis secos, que passou de 12% para 26% do total da massa de resíduos sólidos gerados (Figura 11).

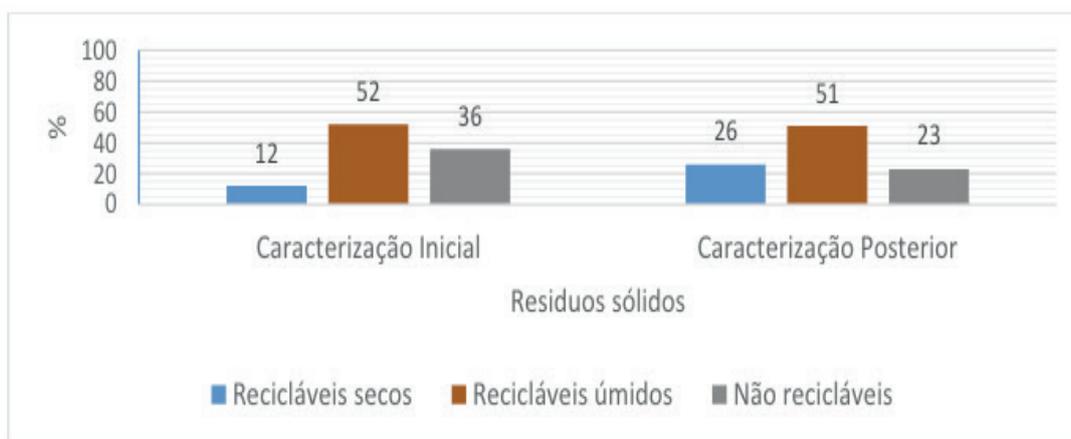


Figura 11: Comparação da composição dos resíduos sólidos gerados antes e depois da implantação de coleta seletiva, Campina Grande, 2017

Os dados apontam para a consecução da execução dos objetivos do trabalho, alcançando a mobilização e sensibilização dos moradores, sendo viável a implantação de um plano de gestão de resíduos sólidos com a adoção da coleta seletiva em condomínio residencial vertical, trazendo impactos positivos à atuação de catadores de materiais recicláveis e reduzindo impactos negativos advindos da destinação inadequada de resíduos sólidos.

A problemática advinda da destinação inadequada dos resíduos sólidos é ampla e requer o aprofundamento de estudos e trabalhos voltados à busca de soluções sustentáveis e que sejam técnica e economicamente viáveis. No âmbito dos condomínios residenciais verticais, apresentamos as seguintes recomendações:

- Aprofundar os estudos voltados a viabilizar a implantação de sistemas de tratamento descentralizado dos resíduos sólidos recicláveis úmidos.
- Verificar estratégias para uso do material orgânico tratado (composto) no local em que é produzido, de forma que o ciclo de sustentabilidade se complete.
- Propor estratégias voltadas à integração entre os condomínios e catadores de materiais recicláveis formais e/ou informais, de forma que a coleta dos resíduos sólidos recicláveis secos e o consequente encaminhamento à indústria fomentem a geração de renda destes profissionais, assim como a redução da pressão às matérias-primas virgens.
- Promover a articulação entre vários atores sociais – poder público, sociedade organizada, associações, setor produtivo e profissionais – de forma a garantir a promoção de um processo integrado de gestão dos resíduos sólidos.

REFERÊNCIAS

ARAÚJO, B. C. **Mapa dos bairros de Campina Grande**. Campina Grande: Wikipedia, 2006. Disponível em: <https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Bairros_de_Campina_Grande.svg>. Acesso em 20 jul. 2015.

ASASE, M. et al. Comparison of municipal solid waste management systems in Canada and Ghana: a case study of the cities of London, Ontario, and Kumasi, Ghana. **Waste management**, n. 29, p. 2779-2786, 2009.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil, 2014**. São Paulo: ABRELPE, 2015. 120 p.

BRASIL. **Lei 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. Brasília: Brasil, 2010.

BRASIL. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos – 2015**. Brasília: MCIDADES. SNSA, 2017. 173 p.

CAMPINA GRANDE. **Lei Complementar Nº 87 de 2014**. Campina Grande, 2014.

DANTAS, M. T. N. S. **Gestão de resíduos sólidos em condomínio vertical: Possibilidades e**

desafios. 2017. 104f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental - PPGCTA) - Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2017.

GIL, A. C. **Como elaborar projetos de pesquisa**. 4. ed. São Paulo: Atlas, 2008.

GOUVEIA, N. Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 6, n. 17, p. 1503-1510, 2012.

GUERRERO, L. A.; MAAS, G.; HOGLAND, W.. Solid waste management challenges for cities in developing countries. **Waste management**, n. 33, p. 220-232, 2013.

GUPTA, R.; MISRA, A. K. Cross functional team for integrated solid waste management (ISWM) practices: an approach suitable for India and other developing countries. **Advances in Energy Engineering (AEE)**, v. 2, p. 30-36, 2014.

KITZMANN, D. I. S. **Ambientalização sistêmica na gestão e na educação ambiental**: estudo de caso com o ensino profissional marítimo – EPM. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação Ambiental – PPGA, FURG, 2009, 239p.

KRÜGER, E. L. Uma abordagem sistêmica da atual crise ambiental. **Revista educação & tecnologia**, Curitiba, v. 4, ed. 6, p. 66-77, 2003.

MAIA, H. J. L. et al. Educação ambiental: instrumento de mudança de percepção ambiental de catadores de materiais recicláveis organizados em associação. **Revista Monografias Ambientais**, v. 13, n. 13, p. 2797-2806, out.-dez. 2013.

MINGHUA, Z. et al. Municipal solid waste management in Pudong New Area, China. **Waste management**, n. 29, p. 1227-1233, 2009.

NASCIMENTO, C. R. **Sistema de tratamento descentralizado de resíduos sólidos orgânicos domiciliares no bairro Malvinas, Campina Grande-PB**. 2015. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental)–Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2015.

QUEIROZ; PEDRINI. Percepção ambiental de moradores de condomínios no município de Niterói, estado Rio de Janeiro, Brasil sobre resíduos sólidos urbanos associados a sua coleta seletiva. In: **REMEA** v. 31, n. 12. 2014

SILVA, M. M. P. et al. Avaliação sanitária de resíduos sólidos orgânicos domiciliares em municípios do semiárido paraibano. **Revista Caatinga**, v. 23, n. 2, p. 87-92, abr.-jun., 2011.

THIOLLENT, Michel. **Metodologia da pesquisa-ação**. 18. ed. São Paulo: Cortez, 2011.

TURATTO, J. L. **Desenvolvimento, implementação e avaliação de um programa de aprendizagem ambiental para condomínios residenciais: enfoque em resíduos sólidos**. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção. 2004

ZBICK, J et al. A web-based framework to design and deploy mobile learning activities: Evaluating its usability, learnability and acceptance. In: **2015 IEEE 15th International Conference on Advanced Learning Technologies (ICALT)**. p. 88-92. IEEE Press. 2015.

COMPORTAMENTO DE EMPREENDEDORES DA FEIRA DOS GOIANOS QUANTO AO DESCARTE DE EQUIPAMENTOS DE INFORMÁTICA

Graziela Ferreira Guarda

Departamento de Ciências da Computação,
Universidade Católica de Brasília.

*Autor corresponsal: Departamento de Ciências da Computação, Universidade Católica de Brasília, QS 07 Lote 01 EPCT, Águas Claras, Taguatinga, DF. 71.966-700. Brasil. Email: grazielaf@ucb.br

Luiz Fernando Whitaker Kitajima

Departamento de Engenharia Ambiental, Centro
Universitário UDF.

Beatriz Rodrigues de Barcelos

Departamento de Engenharia Ambiental,
Universidade Católica de Brasília.

RESUMEN: A dinâmica da inovação tecnológica, da produção e do consumo de produtos como celulares e equipamentos de informática os tornam rapidamente obsoletos e os consumidores não sabem o que fazer com esses equipamentos considerados fora de uso. A consequência é a produção de toneladas de lixo eletrônico. A reciclagem realizada não é suficiente para evitar o descarte inadequado desses equipamentos. O e-lixo ou resíduo gerado é despejado em aterros sanitários ou ilegais com efeitos nocivos ao meio ambiente e à saúde humana. O não aproveitamento dos constituintes desses resíduos representa um desperdício de recursos. Assim, a gestão de resíduos sólidos derivados desses

equipamentos é um desafio à sustentabilidade ambiental. A presente pesquisa de campo verificou que empreendedores feirantes possuem bom nível de conhecimento dos efeitos prejudiciais do descarte inadequado e dos canais alternativos de destinação de equipamentos em desuso, mas a maioria acaba mantendo esses equipamentos em sua própria residência, sem saber exatamente o que fazer com eles.

PALABRAS CLAVE: E-lixo, equipamento de informática e hardware, descarte inapropriado, resíduos sólidos.

BEHAVIOR OF ENTREPRENEURS OF THE GOIANOS FAIR REGARDING THE DISPOSAL OF COMPUTER EQUIPMENT

ABSTRACT: The technological innovation, production and consuming dynamics of products like mobile phones and computer hardware make them become obsolete quickly, and the consumers do not know what to do with these devices when they have to be discard. The result is the production of tons of electronic waste, or e-waste. Recycling is not sufficient to prevent the improper disposal of such hardware. The e-waste generated is disposed of in illegal and/or legal sanitary landfills with harmful effects to the environment and human health. Not reusing the constituents of this waste also represents a waste of resources. Thus, the management of

solid waste materials derived from such equipment is a challenge to environmental sustainability. The present research found out that computer commerce entrepreneurs have a good knowledge of the harmful effects of improper disposal and the alternative channels for allocation of disused hardware, but most end up keeping this disused hardware in their own homes, without knowing exactly what to do with them.

KEYWORDS: E-trash, computer equipment and hardware, inappropriate discard, solid waste.

INTRODUCCIÓN

A tecnologia é uma realidade disseminada em todos os ambientes da sociedade, seja no campo, nas cidades, no trabalho ou domicílios familiares. A sociedade moderna vive produzindo novidades tecnológicas que induzem as pessoas ao consumo imediato de inovações, criando facilidades para que as trocas ocorram com uma frequência cada vez maior.

Os usuários de equipamentos de informática, em particular, são expostos por contínuos lançamentos que lhes causam uma espécie de volúpia de consumo, de inovações, cujo efeito é rapidamente considerarem seus antigos aparelhos eletroeletrônicos como desatualizados ou obsoletos e, portanto, descartá-los.

O descarte incorreto acarreta forte impacto ambiental e problemas na saúde humana pela contaminação por metais pesados presentes na composição desses equipamentos. Além disso, o não aproveitamento dos recursos naturais presentes nesses resíduos representa um desperdício de recursos. Deste modo, a gestão de resíduos sólidos derivados desses equipamentos é um dos grandes desafios de sustentabilidade de nossa sociedade.

De acordo com (GREENPEACE, 2010), o tempo de vida útil de computadores em países desenvolvidos diminuiu de seis anos em 1997, para apenas dois anos, em 2010. Estima-se que a geração de lixo de equipamentos elétricos e eletrônicos em todo o planeta, o chamado e-lixo, esteja em torno de 20 a 50 milhões de toneladas por ano. Na Europa, o e-lixo está aumentando entre 3% e 5% por ano, cerca de três vezes mais rápido do que o fluxo total de resíduos domésticos.

Os países em desenvolvimento também devem triplicar sua produção de lixo eletrônico em cinco anos (GREENPEACE, 2010). Segundo relatório divulgado pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (UNEP, 2013), o Brasil está entre os países em desenvolvimento que mais produzem e-lixo, com aproximadamente 0,5 kg per capita por ano. Os cálculos estão baseados no descarte de computadores, tanto de mesa quanto laptops, monitores, impressoras, celulares, televisões e refrigeradores. Aparelhos de TV produzem 137 mil toneladas de lixo por ano, seguido de 115 mil de geladeiras e 96,8 mil, só de computadores.

Em 2010, o Governo Brasileiro circunscreveu a Política Nacional de Resíduos Sólidos, com a edição da Lei Federal 12.305/10 (BRASIL, 2010), marco histórico da

gestão ambiental no país, que tem como um dos seus objetivos o aprimoramento do conhecimento, dos valores, dos comportamentos e do estilo de vida relacionados com a gestão e o gerenciamento ambientalmente adequado dos resíduos sólidos, no entanto, a referida Lei ainda não foi totalmente implementada.

É de conhecimento geral que poucos fabricantes e revendedores concretizam o destino final ou logística reversa adequada dos resíduos de seus produtos, e que, em paralelo, instituições de ensino, formadores de opinião e Governo possuem papel importante na conscientização da sociedade para esta nova realidade, promovendo atividades de esclarecimento à sua comunidade, bem como coordenando e orientando no procedimento de descarte do lixo eletrônico (GREENPEACE, 2010).

A presente pesquisa avaliou o comportamento de feirantes empreendedores de um mercado no Distrito Federal (a Feira dos Goianos, localizada em Taguatinga-DF) no sentido de buscar o nível de conscientização sobre os impactos de descarte inadequado e quais são os canais utilizados para descarte de equipamentos de informática em desuso.

MATERIALES Y MÉTODOS

Classificação da pesquisa

O enquadramento do estudo no universo da investigação científica tomou como base a taxionomia apresentada por (VERGARA, 2011), que propõe dois critérios básicos de classificação: quanto aos fins e quanto aos meios.

Quanto aos fins, a pesquisa será descritiva porque visa descrever percepções, expectativas e conscientização dos empreendedores feirantes da Feira dos Goianos acerca dos efeitos sobre o descarte inadequados de computadores, bem como os canais utilizados para finalização de equipamentos em desuso.

Quanto aos meios, trata-se de pesquisa de campo, pois será uma investigação empírica realizada no local onde se pretende analisar determinado fenômeno. Inclui como instrumento de coleta de dados: entrevistas, questionários e observações colhidas junto aos feirantes empreendedores.

Universo e amostra

O universo da pesquisa de campo foi o grupo de empreendedores feirantes da Feira dos Goianos, localizada em Taguatinga (DF), na Avenida Hélio Prates, com uma população ativa de 1500 gestores. A amostra foi constituída em dois estágios: primeiro, o estabelecimento do número de elementos da amostra final foi dimensionado com a utilização da fórmula de (LEVIN, 2004), para determinação do tamanho da amostra (n), com base na estimativa da proporção populacional, uma vez que a população de onde se retira a amostra não é tão grande, a qual poderíamos considerar finita.

Assim, a amostra ficou dimensionada em 306 empreendedores feirantes,

considerando uma população de 1.500, para um erro amostral de 5%, com a aplicação direta do modelo a seguir:

$$n = \frac{N \cdot \hat{p} \cdot \hat{q} \cdot (Z_{\alpha/2})^2}{\hat{p} \cdot \hat{q} \cdot (Z_{\alpha/2})^2 + (N - 1) \cdot E^2}$$

Figura 1. Fórmula de LEVIN, 2004.

Onde:

n = Tamanho da amostra.

$(Z_{\alpha/2})^2$ = Valor crítico que corresponde ao grau de confiança desejado.

p = Percentagem com a qual o fenômeno se verifica.

q = Percentagem complementar (1-p).

N = Tamanho da população.

E^2 = Erro máximo permitido.

Sendo que, o grau de confiança adotado foi de 95%. Onde o valor crítico $(Z_{\alpha/2})^2$ é de 1.96. No segundo estágio, selecionaram-se elementos da amostra com base na conveniência ou no julgamento.

Instrumento de coleta e tratamento de dados

Para coleta de dados foi utilizado um questionário aplicado, face a face, a 306 respondentes, com questões abertas e fechadas, agrupadas em três perspectivas. A primeira relativa aos dados demográficos, com o objetivo de identificar as principais características dos empreendedores respondentes. A segunda relativa ao nível de conscientização sobre os impactos ambientais do descarte inadequado de lixo eletrônico. Na terceira, buscou-se a identificação dos canais utilizados para descarte dos equipamentos em desuso.

Os dados foram tabulados com auxílio de planilha Excel™ e, posteriormente, foram analisados com a utilização de estatística descritiva para visualização das frequências relativas e absolutas de cada variável. Por fim, foram montados gráficos, quadros e tabelas com as agregações necessárias para responder aos objetivos da pesquisa.

Interação com a comunidade

Os resultados foram levados ao conhecimento dos empreendedores feirantes, em roda de conversa que envolveu também a comunidade.

A Feira dos Goianos

A chamada Feira dos Goianos é uma denominação popular para o Polo de

Confecções de Taguatinga. O centro de compras nasceu da união de 98 donos de pequenas confecções da capital e do interior de Goiás [...]. O objetivo deles era montar um ponto de venda para seus produtos na capital federal e, dessa forma, conquistar um mercado de alto poder aquisitivo e elevado consumo de roupas.

A iniciativa do empreendimento surgiu em 1998, ficando conhecida pela denominação de Feira dos Goianos. No início, a informalidade despertou muita resistência e preconceito do comércio estabelecido e foram encarados como concorrentes desleais (BRITO, 2010).

No entanto, o potencial de negócios do setor confeccionista no Distrito Federal acabou atraindo empresas similares do DF e entorno. Conforme informado por (BRITO, 2010), na composição atual do polo de confecções, cerca de 60% das empresas são do Distrito Federal e entorno e 40% são goianas.

A feira conta com apoiadores e parcerias importantes, como o SEBRAE, os quais geram iniciativas como ampliação de crédito e consultoria empresarial gratuita, com o propósito de estimular as vendas e consolidar os empreendimentos dos cerca de 1,5 mil proprietários das bancas, que ocupam 18 galpões e por onde podem circular, em dias de maior movimento, cerca de 80 mil pessoas (AMORIM, 2009).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Análise dos dados demográficos

Foram coletados dados de características pessoais dos comerciantes empreendedores do Polo de Modas de Taguatinga, relativas ao gênero, faixa etária e grau de instrução estão evidenciadas no quadro 1, a seguir.

Gênero		Faixa Etária		Grau de instrução	
Masculino	32%	Menos de 18 anos	0%	Fundamental incompleto	3%
Feminino	68%	De 18 a 25 anos	11%	Fundamental completo	5%
		De 25 a 35 anos	31%	Médio incompleto	10%
		Mais de 35 anos	58%	Médio completo	65%
				Superior incompleto	9%
				Superior completo	5%
				Pós-graduação incompleto	3%

Quadro 1 – Gênero, faixa etária e grau de instrução dos empreendedores

De acordo com os dados demográficos, percebe-se predominância total de pessoas do sexo feminino à frente dos empreendimentos (68%). É interessante destacar

que, se no passado as mulheres não tinham presença no comando de empresas, com esta pesquisa observa-se um maior número de negócios com mulheres em situação de comando.

Os dados do quadro acima possuem aderência aos resultados de pesquisa desenvolvida pela Endeavor Brasil (2013, p.6), “com o apoio do Ibope com o objetivo principal de identificar perfis empreendedores na sociedade brasileira. Tais perfis foram determinados a partir de características demográficas dos participantes, além de uma análise de suas atitudes, competências e chances de sucesso”. De acordo com a pesquisa, o empreendedor formal “Apaixonado” é constituído de maioria de mulheres, entre 25 e 35 anos. Em geral, possuem empresas nas áreas de saúde, estética e venda de acessórios. A pesquisa também reconhece que “independentemente do perfil do empreendedor, existe um grande déficit educacional a suprir. [...], principalmente nos quesitos: gestão de pessoas, fluxo de caixa e como administrar um negócio”.

Ainda em relação às outras características dos empreendedores do Polo de Modas, podemos visualizar no quadro abaixo a sua especialização e rendimento declarado.

Setor de atuação do negócio		Renda mensal	
Acessórios em geral	5%	Até 2 salários (SM)	2%
Alimentação	1%	De 2 a 5 SM	36%
Vestuário	9%	De 5 a 8 SM	34%
Artigos esportivos	10%	De 8 a 15 SM	20%
Joalheria	6%	Mais de 15 SM	8%
Confecções	69%		

Quadro 2 – Setor de atuação e renda mensal

Observamos, no quadro acima, que a atividade principal continua sendo a venda de roupas, que corresponde a 69% dos negócios, vocação principal quando da criação da Feira. A renda média dos empreendedores está concentrada nas faixas de 2 a 5 salários mínimos (36%) e de 5 a 8 salários mínimos (34%), o que não se diferencia muito da radiografia de segmentação e renda a nível nacional. Comparativamente, em Endeavor Brasil (2013), os empreendedores Apaixonados percebem a menor renda da categoria de empreendedores, com uma média mensal de R\$ 2.528,88. Na mesma pesquisa consta que: “entre os empreendedores formais, o Antenado é o segmento mais jovem, com quase um terço dos entrevistados entre 25 e 35 anos [...]. O Antenado também tem experiência ‘média’ com empreendedorismo; são pessoas que têm empresas há até seis anos e que foram criadas por pais empreendedores” Sua renda mensal é de cerca de R\$ 3.056,91, a segunda maior entre os segmentos de empreendedores formais. Vale ressaltar que, os empreendedores classificados como arrojados – predominam homens, experientes e com idade média de 41 anos – são os que obtêm maior renda, R\$ 3.469,95 mês.

Nível de conscientização quanto à destinação correta do e-lixo

Na Tabela 1, a seguir, os entrevistados foram questionados sobre instruções recebidas dos fabricantes e vendedores sobre questões ambientais em relação ao descarte dos equipamentos, no momento da compra, e sobre seu interesse por esse tipo de informação.

Momento da compra: alguma informação?		Demonstrou algum interesse em informações de descarte adequado	
Resposta	Porcentagem	Nunca	22%
Sim	35%	Às vezes	8%
Não	65%	Quase sempre	36%
		Sempre	34%

Tabela 1 – Informações recebidas sobre descarte correto e interesse por informações dessa natureza

Coerente com estudo anterior de Freitas et al (2013), as informações recebidas de fabricantes e vendedores se referem a questões ligadas à garantia e funcionalidade dos computadores, a maioria (65%) sequer recebeu qualquer tipo de informação sobre isso. Por outro lado, somente 22% desse público consumidor nunca se interessou por esse tipo de informação, o restante, em algum momento, demonstrou interesse ou preocupação com o momento em que esse equipamento perde a sua utilidade, cabendo ressaltar que para 34% dessas pessoas essa é uma preocupação constante. Outra constatação relevante foi que somente 25% declararam não considerar importante a questão de impactos ambientais no momento de sua decisão de compra de um equipamento de informática.

Um aspecto interessante sobre essa preocupação é que demonstram conhecimentos sobre materiais presentes nos equipamentos e seus efeitos sobre a saúde das pessoas e meio ambiente, conforme evidenciado na Tabela 2, a seguir.

Matérias dentro dos computadores podem causar doenças		Mercúrio pode trazer dano ao cérebro e ao fígado	
Resposta	Porcentagem	Resposta	Porcentagem
Sim	79%	Sim	63%
Não	21%	Não	37%

Tabela 2 – Mercúrio: exemplo de toxicidade de materiais presentes em computadores

Em geral, os entrevistados sabem que as substâncias que têm dentro dos computadores são nocivas à sua saúde, ou seja, o contato direto ou indireto com as peças pode ocasionar contaminação, se descartado no meio ambiente de maneira inadequada.

Comportamento de consumo e canais de descarte de lixo eletrônico

Observa-se na Tabela 3, a seguir, que 1/3 dos empreendedores possuem pelo menos um computador para uso doméstico. A maioria (54%) troca seus equipamentos de 3 a 6 anos. Para parcela expressiva desse público (61%), um computador possui um intervalo de 4 a 7 anos de vida útil.

Quanto computador possui		Última troca do computador		Tempo que ficou com seu último computador	
1	34%	Até 1 ano	10%	Até 1 ano	7%
2	32%	De 1 a 3 anos	25%	De 1 a 4 anos	23%
3	23%	De 3 a 6 anos	54%	De 4 a 7 anos	61%
4 ou mais	11%	Mais de 6 anos	11%	Mais de 7 anos	9%

Tabela 3 - Comportamento de consumo de computadores

O padrão de consumo de computadores apresentados pelos entrevistados na Tabela 3 é divergente do resultado da pesquisa (GREENPEACE, 2010), a qual estimou que o tempo de vida útil de computadores em países desenvolvidos diminuiu de seis anos, em 1997, para apenas dois anos.

Os dados referentes ao comportamento de descarte dos empreendedores do Polo de Modas estão consubstanciados no Quadro 3, a seguir.

Conhece algum canal de descarte adequado?		Se SIM, especificar		Canais utilizados para descarte de computadores fora de uso	
Sim	86%	Reciclagem	17%	Revende	24%
Não	14%	Doação	44%	Devolve ao fabricante	2%
		Reuso	18%	Manda para o lixão	2%
		Desmanche	14%	Mantém em casa ou trabalho	67%
		Revenda	7%	Envia para empresa de reciclagem	3%
				Outros: Doação	2%

Quadro 3 – Canais de descarte de computadores fora de uso

Os dados evidenciados no Quadro 3 demonstram que os canais especificados livremente pelos empresários são compatíveis com os desejáveis para uma destinação adequada desses equipamentos, ou seja, de maneira ambientalmente sustentável. Nesse sentido, a presente pesquisa está de acordo ao constatar que a maioria dos indivíduos pesquisados (67%) acaba ficando com os equipamentos em desuso em casa, atitude que não gera impacto ambiental para a sociedade. Por outro lado, poucos utilizam canais mais adequados como logística reversa (somente 2% de devolução ao fabricante ou revendedor).

Somente 3% dos equipamentos são encaminhados para empresas de reciclagem e a revenda é a opção de 24% das pessoas para se desfazerem dos seus equipamentos arcaicos, possivelmente por avaliarem que esses bens inservíveis ao proprietário

original ainda têm possibilidades de serem reutilizados em outros ambientes ou por outras pessoas.

Felizmente, o pior dos mundos, que seria a destinação desse material para os chamados lixões, com inequívocos impactos danosos ao meio ambiente e às pessoas que tiverem contato com esses resíduos, é opção para somente 2% dos usuários dessas máquinas já sem função, o que demonstra considerável nível de conscientização das pessoas com relação à questão do lixo eletrônico e suas consequências.

CONCLUSIÓN

Os gestores do Polo de Modas, composto por maioria de mulheres empreendedoras (68%), na faixa etária de 25 a 35 anos – demonstraram preocupação com o meio ambiente, porque têm conhecimento que o lixo eletrônico pode contaminar o meio ambiente (99%) e somente 2% declarou utilizar o lixo como opção de descarte. No entanto, o comportamento de descarte reforça os resultados de estudos anteriores sobre a desinformação quanto à finalização do processo de consumo desse tipo de equipamento, resultando em incerteza sobre o que fazer com esse material, por comodismo ou dificuldade de acesso a canais de descarte mais apropriados, como utilização de empresas de reciclagem ou devolução ao fabricante (logística reversa).

Os empreendedores, em sua maioria (54%), costumam permanecer com suas máquinas por um período de 3 a 6 anos e estimam vida útil de 4 a 7 anos (61%), prazos ligeiramente acima da média de outros consumidores.

No momento da compra, a maioria dos empreendedores (65%) não foram orientados adequadamente a respeito dos canais que estariam disponíveis para eles quando os computadores não fossem mais úteis; nesse momento, o foco das informações repassadas diz respeito à garantia e funcionalidade dos equipamentos, embora 80% demonstre interesse por esse tipo de informação. Portanto, pode-se inferir a partir destes resultados que existe uma lacuna de consolidação da noção de responsabilidades compartilhadas por consumidores e fabricantes, as quais estão previstas na Lei que estabeleceu a Política Nacional de Resíduos Sólidos.

AGRADECIMIENTOS

Ao apoio da Fundação de Apoio à Pesquisa do Distrito Federal (FAP-DF) e a Universidade Católica de Brasília (UCB) que são as instituições de apoio financeiro do projeto de pesquisa sobre Lixo Eletrônico no âmbito da UCB.

REFERENCIAS

AMORIM, Diego (2009). **Comerciantes da Feira dos Goianos se preparam para aumentar vendas**. Correio Braziliense. Cidades-DF. 09 set. 2009. Disponível em: <http://www.correiobraziliense.cm.br/app/noticia/cidades/2009/09/09/interna_cidadesdf,140871/index.shtml>. Acesso em: 25/05/2015.

Associação do Polo de Confecções de Taguatinga (2015). **Feira do Goiano**. Disponível em: <<http://www.agenciasebrae.com.br/noticia/9531383/servicos/polo-surgiu-ha-12-anos-como-feira-dos-goianos/>>. Acesso em: 25/05/2016.

BRASIL. **Lei 12.305**. (2010). Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei n. 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, Planalto, Casa Civil, 2010. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/Lei/L12305.htm>. Acesso em: 29/10/2014.

_____. Ministério do Meio Ambiente (2013). **Política Nacional de Resíduos Sólidos**. Brasília, 2013. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/pol%C3%ADtica-de-res%C3%ADduos-s%C3%B3lidos>>. Acesso em: 07/11/2016.

BRITO, Vanessa (2010). **Polo surgiu há 12 anos como Feira dos Goianos**. Agência Sebrae de Notícias. 18 fev.2010. Disponível em: <<http://www.agenciasebrae.com.br/noticia/9531383/servicos/polo-surgiu-ha-12-anos-como-feira-dos-goianos/?indice=530>>. Acesso em: 25/10/2015.

ENDEAVOR, Brasil (2013). **Empreendedores Brasileiros: Perfis e Percepções 2013**. Disponível em <<http://www.endeavor.org.br/artigos/estrategia-crescimento/cenarios-e-tendencias/as-diversas-faces-do-empreendedorismo-no-brasil>>. Acesso em 31/10/2015.

FREITAS, Bruno; GUARDA Graziela; KITAJIMA, Fernando (2013). Logística reversa: Um estudo sobre as informações que chegam aos consumidores de computadores em Brasília. In: **AIDIS - Congresso Interamericano de Residuos Solidos**, 2013.

GREENPEACE. **The e-waste problem** (2010). Disponível em: <<http://www.greenpeace.org/international/en/campaigns/toxics/electronics/the-e-waste-problem>>. Acesso em: 10/04/2016.

LEVIN, Jack (2004). **Estatística aplicada a ciências humanas**. 9.ed. São Paulo: Prentice-Hall.

UNEP - UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (2009). **Sustainable Innovation and Technology Transfer Industrial Sector Studies**. Recycling – from e-waste to resources, final report. July 2009, p. 45. Disponível em <http://www.pnuma.org.br/admin/publicacoes/texto/EWaste_final.pdf>. Acesso em 31/10/ 2015.

VERGARA, Sylvia Constant (2011). **Projetos e Relatórios de Pesquisa em Administração**. 13. ed. São Paulo: Atlas.

MULTI-CRITERIA DECISION ANALYSIS (MCDA) FOR DAM'S RISK CLASSIFICATION

Julierme Siriano da Silva

Universidade Federal do Tocantins
Gurupi – Tocantins

Fernan Enrique Vergara Figueroa

Universidade Federal do Tocantins
Palmas – Tocantins

Rui da Silva Andrade

Universidade Federal do Tocantins
Palmas – Tocantins

Roberta Mara de Oliveira

Universidade Federal do Tocantins
Palmas – Tocantins

Bárbara Suelma Souza Costa

Universidade de Gurupi
Gurupi – Tocantins

Fabiano Fagundes

Universidade de Gurupi
Gurupi – Tocantins

ABSTRACT: This paper purposes the utilization of multi-criteria decision analysis' methods to dam's risk classification, to improve and complement management tools and help entrepreneurs, inspection institutes and professional experts. The developed methodology was applied in dams of watering projects of Formoso and Manuel Alves rivers on Tocantins State. It was used the multi-criterion analysis method ELECTRE-TRI, and it was

considered the criteria of multiple risk analysis methodologies. Technical information was raised through in loco visits and the dams were classified in four risk levels: Extreme, Height, Moderate and Low. The results demonstrate the successful use of these methods in designing dam's risks classification.

KEYWORDS: ELECTRE-TRI; Risk management; Dams safety.

1 | INTRODUCTION

For centuries dams provide benefits to society with its diverse uses. They are essential to a country's economic development; dams enable energy production, watering, water supply, among others economic activities.

On the other hand, water or residue accumulation through dams represent risks to the population that live or work near to these constructions, with records of serious accidents worldwide.

That condition concerns society about the exposing level of those risks, mainly when it comes to huge accidents that involve life losses and material damages.

According to Pataki & Cahill (1985), to be considered safe, a dam has to properly be planned, projected, built and sustained. However, to Melo (2014), a high number of

recently accidents involving these constructions shows that the safety conditions are not been fully followed.

In spite of Brazil already having the Law nº 12.334, established on 2010 – that settles security and water accumulation polices to any use, the final or temporary tailings disposition and the industrial residue accumulation –, Kochen (2016) asseverates that is essential to improve it. Specially on law inspection. So that regulatory agencies and authorities can acknowledge that security conditions are being effectively minded.

Analyzing and classifying methods applied in risks associated to dam's management are important tools, which use has been increasing; it could help in the development of detecting and preventing accidents techniques. Methods used by CEMIG, COGERH, SABESP, the Global Risk Index and the nº 143 CNRH Resolution (instrument of the nº 12.334/2010 Law) can be highlighted.

On this context, this paper demonstrates an effective multi-criterion methodology that contributes to the improvement and completion of classification, analysis and management practices of dams risks. And, consequently, provide to managers, inspectors and experts a new tool that can make classifications to any dam and that also considers each dam specificities according to the risks it presents.

2 | SAFETY OF DAMS

The first watering dam's projects date from more than 6.000 years ago, in Persia. Embankment dams were the first to be built. Afterward the first millennium A.D., significative progresses in embankment dams with more than 15 m high took place on Asia; and in Europe with masonry dams constructions (NEVES et al., 2015).

In Brazil, the most ancient dam known is in a Dutch map from 1577. It was built where today is the urban area of Recife, possibly, even before the Dutch invasion. Today, this dam is known as Apipucos dam. The original dam was widened and reinforced to allow the construction of an important access road to Recife's downtown (MELLO, 2011).

Consonant to the increasing number of dams is also an increasing concern about these constructions safety, mainly the ones in downstream areas.

In what concerns dams, safety is a very important aspect worldwide.

According to Moraes (2013), when more qualitative approaches, based on experience, are used, it is normal to express the risk as a direct result of the occurring probability of an event, and its consequence. The risk associated to a specific activity is evaluated by the probability estimative, through the frequency and the consequence in relative terms, such as "low", "medium" or "high"; and by the combination of both, using some principles previously settled.

However, to Oliveira et al. (2014), the probability estimative process demonstrates itself as too arduous, once to make estimations it is necessary to search a most appropriate alternative through settled criterion.

In this regard the experience and the knowledge about certain risks factors that are determinant to the evaluation of the involved risks.

A dam risk can change through time: by the alteration of the dam vulnerability, or by the alteration of the soil occupation or by the protection measures adopted (ARAÚJO et al., 2015). Therefore, due to the complexity demonstrated in measure dam risks, a consensual concept was spread: there is no zero risk.

To assure safety conditions to the involved society it is truthfully necessary to develop risk management actions. One of the most important tool is the risks checklist, based on accumulated experience in dam's safety.

3 | MULTI-CRITERIA CRITERIA DECISION ANALYSIS

The multi-criteria decision analysis method aims to help decision making before multiple criteria, incompatible many times, through the application of elaborated techniques and methods (LIMA et al., 2015).

Several authors, Dias et al., (2018), Marinakis et al. (2017), Tervonen et al. (2018), supported that Multi-Criteria Decision Analysis (MCDA) methods are especially well-suited to address strategic decision problems.

These methods deal with three kinds of mainly issues: choice, organization and classification. With a limited set of alternatives, the issue in choice consists in pick an even more limited set of the best alternatives among the considered. The issue in organization consists in characterize all the evaluated alternatives from the best to the worst. And, the issue in classification consists in allocate each alternative in predefined categories (CORRENTE et al., 2016).

With the issue clearly defined, alternatives are risen for its solution, jointly a set of decision makers and with the alternative's criteria evaluation list. Afterward identifying all these elements, it is possible to apply the quantitative procedure of multicriterion analysis (JANNUZZI et al., 2009).

To better understand MCDA methods it is necessary to know the fundamental components of decision making process. This process is realized by people who are immersed in the decision making circumstances, have common interests on the decision results, and have influence on decisions making and their particularities.

Roy & Vanderpooten (1996) demonstrate that the decision maker role can be assumed by one person or by a group in charge of the decision making. To Mello et al. (2003) decision makers could act in self-interest or in benefit of a group, where they can make choices and have preferences according to their opinion.

According to Bana and Costa (1992), the facilitator must enlighten the evaluation/ negotiation process inherent to the decision making, enabling the dialog and the understanding between the actors; and build a model that considers the actors' points of view and values judgment.

The Stakholder could be any individual or group that have some connection with

the problem or could be affected by it. They are interested in the problem solution; however, they do not participate actively in the decision process.

3.1 ELECTRE-TRI

The ELECTRE-TRI method belongs to the ELECTRE methods family. It was originally demonstrated by Bernard Roy and Wei Yu (1992). The original method was designed for classifying evaluated alternatives in multiple criteria of organized and defined categories by limiting profiles (BOUYSSOU & MARCHANT, 2015).

So far, ELECTRE TRI has been extensively applied in a wide on decisional classification problems related to risk areas (Antonella et al., 2017; Takougang et al., 2015; Brito et al., 2010).

According to Costa et al. (2007) this method presents tools that help the decision maker in the process choice, reducing the cognitive effort required on the structuring phase and in classifying alternatives based on a subordination relation that determinates how the alternatives are compared to the categories limits.

Given a finite alternatives/actions set (A), valued by a family/vector of criteria (F), the ELECTRE-TRI will build a subordinated relation that represents the preferences established by the decision maker. The highly use of this relation aims to help the decision maker to resolve the problem. Given the set A of alternatives, specific sub-sets or organized categories can be classified A_1, A_2, \dots, A_n (LAURINDO et al., 2005).

According to Yu (1992), the structuring method process of the ELECTRE-TRI has 5 steps:

- (i) Determination of set A of viable alternatives, $A = \{A_1, A_2, a_3, \dots, A_n\}$;
- (ii) Determination of the criteria set $F = \{g_1, g_2, g_3, \dots, g_m\}$ and their weight ($k_1, k_2, k_3, \dots, k_j$);
- (iii) Limits of preference definition ($p_j(b_h)$), indifference ($q_j(b_h)$) and veto ($v_j(b_h)$), to each criterion;
- (iv) A generic class Ch is delimited by an inferior limit b_h and a superior limit $b_h - 1$.
- (v) Performance of the alternatives on the basis of criteria.

Figure 1 presents a set formed by $h+1$ class. The classes limit a_e h , considering the criteria set $F = \{g_1, g_2, g_3, \dots, g_m\}$:

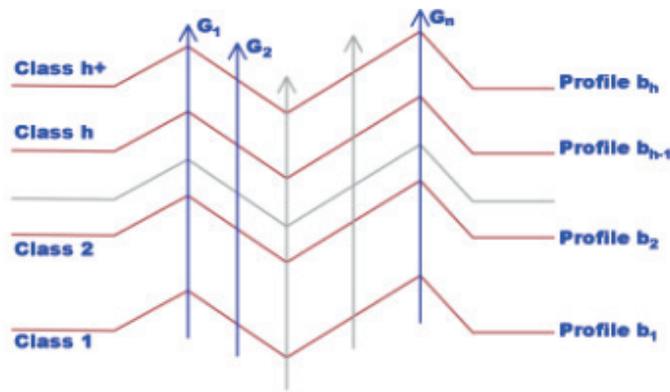


Figure 1 – Categories and limits ELECTRE-TRI method. Source: Adapted from Costa et al. (2007)

According to Szajubok et al. (2006), ELECTRE-TRI broaches problems shaped by a family of pseudocriteria, where the threshold of preference, indifference and veto $p_j(bh)$, $q_j(bh)$ e $v_j(bh)$ compose the intracriteria elements.

The threshold of indifference (q_j) corresponds to a bigger difference in performance, where the indifference situation is validated, i.e., $q_j(b)$ it is the bigger difference between $g_j(a) - g_j(b)$ that guarantees the indifference between a and b in relation to a criterion.

The threshold of preference (p_j) is the value above the decision maker demonstrates a clear preference for one alternative to another, i.e., $p_j(b)$ it is the smaller difference between $g_j(a) - g_j(b)$ compatible with the preference for the alternative a, in relation to a criterion.

The threshold of veto (v_j) is the value above the decision maker will deny any possibility of a preference relation indicated by another criterion. The threshold of veto is used on the discordance test and represents the smaller difference between $g_j(b) - g_j(a)$ incompatible with the preference a in relation to ab.

The method calculates a credibility index $\sigma(bh,a)$ that is obtained from the construction and exploitation of an over-classification relation S, validating or not validating from two conditions:

- Asserting that $aSbh$ demonstrates that “a has not an inferior performance as defined by the limit bh”.
- On the other hand, the asserting that $bhSa$, demonstrates that “the limit bh has not an inferior performance than the alternative a”.

In order to asseverate that a has a performance as good as bh – considering the criterion –, g_j can be validated by calculating the partial agreement index $c_j(a, bh)$. When g_j presents the preference sense in an increasing direction, it is computed from the following expression:

- If $g_j(a) \leq g_j(b_h) - p_j(b_h)$, then $c_j(a, b_h) = 0$

- If $g_j(b_h) - q_j(b_h) < g_j(a)$, then $c_j(a, b_h) = 1$
- If $g_j(b_h) - p_j(b_h) < g_j(a) \leq g_j(b_h) - q_j(b_h)$, then:

$$c_j(a, b_h) = \frac{g_j(a) - g_j(b_h) + p_j(b_h)}{p_j(b_h) - q_j(b_h)} \quad (1)$$

However, when a criterion g_j presents the sense of preference in a decreasing direction it is computed from the following expression:

- If $g_j(a) \leq g_j(b_h) - p_j(b_h)$, then $c_j(a, b_h) = 0$
- If $g_j(b_h) + q_j(b_h) > g_j(a)$, then $c_j(a, b_h) = 1$
- If $g_j(b_h) + q_j(b_h) \leq g_j(a) \leq g_j(b_h) + p_j(b_h)$, then:

$$c_j(a, b_h) = \frac{g_j(b_h) - g_j(a) + p_j(b_h)}{p_j(b_h) - q_j(b_h)} \quad (2)$$

According to Luarindo et al. (2005) the global concordance index $C_j(b_h, a)$ expresses, in all the criteria, how far the evaluations a and b_h are favorable to the assertiveness that “ a subordinates b_h ”:

$$C_j(b_h, a) = \frac{\sum_{j \in G} c_j(a, b_h)}{\sum_{j \in G} k_j} \quad (3)$$

The partial discordance index $d_j(a, b_h)$, that determinates how far the criterion g_j opposes to the assertiveness a , presents a performance as good as b_h . Costa et al. (2007) say that, when veto concept is not adopted to an alternative, the discordance effect is annulled, and credibility is equalized to concordance.

- If $g_j(b_h) - g_j(a) \leq p_j(b_h)$, then $d_j(a, b_h) = 0$
- If $g_j(b_h) - q_j(b_h) < g_j(a)$, then $c_j(a, b_h) = 1$

$$d_j(a, b_h) = \frac{g_j(b_h) + g_j(a) - p_j(b_h)}{v_j(b_h) - p_j(b_h)} \quad (4)$$

The value of $\sigma(a, b_h)$ is calculated just as $\sigma(b_h, a)$, from the expression:

$$\sigma(a, b_h) = c(a, b_h) \cdot \prod_{j \in G} \frac{1 - d_j(a, b_h)}{1 - c(a, b_h)}, \text{ where:}$$

$$G = \{j \in G: d_j(a, b_h) > c(a, b_h)\}$$

3.2 Analytic Hierarchy Process (AHP – Classic)

This is a method of matched comparisons, developed by Saaty (1980). The AHP aims to represent the decision making process and help in obtaining the best judgments for the hierarchization and selection of the best alternative among a finite number of alternatives through calculation of their utility functions (FRANEK & KRESTA, 2014).

The criteria are demonstrated by “g₁, g₂, ..., g_n”, their real weight by “w₁, w₂, ..., w_n” and the matrix of relations “W = [w_i/w_j]”. The weight vector is the eigenvector correspondent to the maximum eigenvalue “λ_{max}” of the matrix A (SÁNCHEZ-LOZANO et al., 2016).

This method uses the traditional eigenvector to estimate weight, measuring the consistence of the decision makers preferences on the comparison matrix from the Consistence Index, which can be obtained by equation 5.

$$IC = \frac{(\lambda_{max} - n)}{(n-1)} \quad (5)$$

The evaluations of the AHP are based on the assumption that the decision maker is rational, therefore, if A is preferable to B and B is preferable to C, then A is preferable to C. For that to happen, the Consistence Ratio (CR) is verified, and it can be higher than 0,1 (10%), otherwise the judgments are not trustful and the obtained results does not present consistent values (LIMA et al., 2015). The CR is acquired by the equation 6.

$$RC = \frac{IC}{IR} \quad (6)$$

To the matched comparisons, Saaty (2005) defined a scale of values (1, 3, 5, 7 and 9) that cannot exceed 9 factors, so the consisted matrix can be maintained.

4 | METHODOLOGY

According to Belton & Stewart (2002) the MCDA process is developed in three steps: the first one consists in identifying the problem; the second one is the structuration of the problem; and the third one is the construction of a model that, finally, will be used to inform and do the analysis. These steps can be observed in Figure 2.

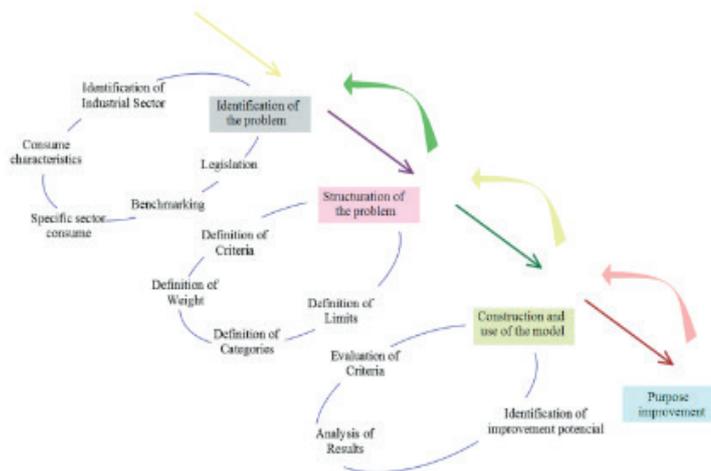


Figure 2 – MCDA process steps. Source: Adapted from Belton & Stewart (2002).

4.1 Structuration of the problem

The structuration step corresponds to the formation of the decisional environment. Interviews were made with five decision makers about the decision making, identifying the risk factors from his knowledge and experiences in dam's safety, which is the MCDA principle.

The authors intermediated, clarified and organized the opinions presented by the decision makers and the facilitator for the structuration of the method.

The group of Stakeholders was formed by riverside population, downstream community, agricultures, experts and the Catchment area of Rio Formoso Committee.

Three dam of watering accumulation were chosen for testing the method proposed.

They are huge dams and have great importance to the communities that live in their proximities: Manuel Alves and Formoso rivers project

4.2 Dam of Manuel Alves river project

The dam in the Rio Manuel Alves river, built in 2003, provides the Hydro-agricultural Utilization System, located in the cities of Porto Alegre do Tocantins and Dianópolis.

Table 1 presents the materials that composes the dam masonry construction of Manuel Alves river project.

Dam	Maximum High	Length	Coronation breadth	Kind of the dam	Reservoir total volume
Manuel Alves	30,00 m	1.470 m	7,00 m	Homogeneous land	214.000.000 m ³

Table 1 – Mainly characteristics of the Manuel Alves river dams project

Source: SEAGRO (2005).

The dam of Manuel Alves river project has an inundated area of 23,12 km². The

dam was built with homogeneous land and an internal drainage system. The inclination of the upstream slope is 1:3; and of the downstream is 1:2. It has a 120 m length underflow the dam's left side to maximum discharge of a 379 m³/s ten thousand-year project. It also has a water diversion gallery to 32m³/s (SEAGRO, 2005).

4.3 Dams of Formoso river project

Located in the city of Formoso do Araguaia, the Formoso river project is in operation since the 70's. Its mainly purpose is to make good use of the floodplain area in the Araguaia river valley for grains production.

The project – at the time, accomplished by Goiás government – has 20.550 hectares to plantation and embraces 61.000 hectares in the Javaés river tributary (RIMA, 1998).

These dams were built in the 70's. Therefore, they need restoration work to make them safe and efficient in their duties performance.

The total area of useful agricultural surface is, nearly, of 27.787 hectares. Its hydric demand is supplied by three dams in the Formoso river catchment. Taboca, Calumbi I and Calumbi II, and the own Formoso river (TOCANTINS, 2016). Table 2 presents the mainly characteristics of their dam.

Dam	Maximum High	Length	Coronation breadth	Kind of the dam	Reservoir total volume
Calumbi I	7,00 m	17.200 m	7,00 m	Homogeneous land	110.190.000 m ³
Calumbi I	7,00 m	12.700 m	12,00 m	Homogeneous land	93.520.000 m ³
Taboca	20,60 m	10.300 m	7,00 m	Homogeneous land	141.900.000 m ³

Table 2 – Mainly characteristics of the dams of Formoso river project

Source: ANA (2015).

The Calumbi I dam broke in 1985. After this dam was recovered, an operationalization with 40% of the capacity was adopted.

4.4 Identification of Risk Factors

The decision makers – based on his technical knowledge and experiences – choose the most significant criteria to compose the dam's classification table for MCDA methodology.

With the defined criteria, relative values were attributed in the construction of the matrix for the 15 criteria previously defined; the Saaty scale (1, 3, 5, 7 and 9) was used to determinate the weight, using the AHP method.

From the matched evaluation, the AHP gave the normalized eigenvalue that corresponds to the criteria weight, hierarchized according to his relevance and risks potential to the dam safety.

The AHP method was only used to obtain the relation on criteria weight. The risk analysis was defined by the ELECTRE-TRI method. And finally, the decision makers

divided the criteria in five groups described in Table 3. It was verified that the Consistence Ratio was inferior to 0,1 (10%), what validates the judgements as consistent results.

In accomplishing matched comparisons between the determined levels in each criterion (g_1, g_2, \dots, g_m), it was verified that has not occurred indifference situations with null indifference threshold ($q=0$). On the other hand, preference threshold (p_j) was defined as the minor difference in performance where the strict preference situation occurred $p=\min(g_n)$. The veto power (v_j) was used for the levels that presented great performance differences between alternatives in none of the criteria.

Criteria		Code	Weight	Preference threshold (p_j)	Indifference threshold (q_j)
External or environmental	Actions of nature	g1	0,009	15	0
Project experts	Dam's extension	g2	0,129	15	0
	Kind of the dam	g3	0,027	15	0
	Kind of the foundation	g4	0,056	15	0
	Age of the dam	g5	0,009	15	0
	Discharge of the project	g6	0,056	25	0
	Reservoir total volume	g7	0,129	15	0
Conservation	Trustworthiness of the extravasating structure	g8	0,056	25	0
	Trustworthiness of the adduction structure	g9	0,056	15	0
	Percolation	g10	0,129	25	0
	Deformation	g11	0,129	25	0
	Deterioration of the slopes	g12	0,056	25	0
Documentation	Projects	g13	0,015	15	0
	Dam management	g14	0,015	25	0
Downstream impacts	Downstream impacts	g15	0,129	15	0

Table 3 – Criteria of the method

The MCDA process requires that criteria qualitative organization were transformed in numerical values, accomplishing a codification that respects the decision maker preferences. For this process, risk levels were defined: Low, Moderate, Height and Extreme.

According to the decision makers, the **extreme risk** category embraces great dams that presents anomalies in advanced levels. In the absence of these anomalies, the dams will conform in the inferior risks classification.

In a scale that varies from 0 to 100, the decision makers defined the classification frontiers (b_h). The dams that stayed between 0 and 25 were classified as Low risk; from 25 to 50, as Moderate risk; from 50 to 75, as Height risk; and from 75 to 100, as Extreme risk. It can be observed in Table 4.

Frontiers	Risk Classification	Frontiers Values Of Each Criterion														
		g1	g2	g3	g4	g5	g6	g7	g8	g9	g10	g11	g12	g13	g14	g15
	Extreme	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75
b3		75	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75
	Height	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50
b2		50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50
	Moderate	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25
b1		25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25
	Low															

Table 4 – Frontiers for Criteria of the method proposed by this research

4.5 Dams evaluation phase

As the model has been structured, information of the dams jointing was raised. The project data, the organizational structure, the manual and inspection reports, as well as an in situ visit, were considerate when the verification of the parameters defined by the decision makers for the risk classification.

With that data, a classification was made from the software ELECTRI-TRI, version 2.0a, developed by LAMSADE – Laboratoire D’Analyse et Modélisation de Systèmes Pour l’aide à la Décision, of Dauphine University, Paris – France (MOUSSEAU et al., 1999).

At the following, the stages for generating classifications using the software ELECTRI-TRI version 2.0a:

1st - Introduction of the criteria and their respective weight;

2nd - Introduction of the profiles that composes the categories frontiers: extreme risk, height risk, moderate risk and low risk;

3rd - The introduction of all criteria levels were made, as well as their respective values;

4th - The indifference threshold values were inserted (q_j), preference (p_j) and, if necessary, veto (v_j);

5th - As the software classifies the classification alternatives in Optimist (less demanding) and Pessimist (more demanding), the option that better fits to the research has to be chosen. In this case, as it is a risk analysis study, the pessimist option – more conservative – was chosen;

6th - Other alternatives were inserted in the defined categories: Dam of Manuel Alves project and Taboca, Calumbi I and Calumbi II dams;

7th - The cutting level λ – that should be between 0,5 and 1,0 – was obtained. This index indicates how many criteria have to be accomplished, in order to classify an alternative for one of the defined risk categories.

8th - At last, it was calculated the credibility indexes that expresses for which extension ($\sigma(A, bh)$ “A overcomes bh”) and ($\sigma(bh, A)$ “bh overcomes A”), according to the global index of agreement $C(A, bn)$, and for the disagreement indexes $d(A, bh)$. This process validates the classification.

5 | ARGUMENTATION AND RESULTS

The dam’s classification obtained by the ELECTRE-TRI 2.0 can be observed in Table 5.

Barragem	Classificação Pessimista	Classificação Otimista
Manuel Alves	Risco Baixo	Risco Baixo
Taboca	Risco Extremo	Risco Extremo
Calumbi I	Risco Alto	Risco Alto
Calumbi II	Risco Alto	Risco Alto

Table 5 – Risk classification of the method purposed by the ELECTRE-TRI study.

The classification cutting level presented in Table 5 was low, i.e., near to 0,5, because the dam of *Manuel Alves* project does not present matched comparabilities in higher levels. As this value increased, incomparabilities appeared where the credibility index was not compatible to the asserting that a presents a performance as good as the frontier *bh*. Therefore, the classification loses credibility.

Doing a new classification, without the dam of *Manuel Alves* project – remaining with the *Calumbi I*, *Calumbi II* and *Taboca* dams –, it was verified that the cutting level increased to $\lambda=0,791$. With this value, it can be noticed that, the higher the cutting level is, the most rigorous and trustful is the asserting that a presents a performance as good as the frontier *bh*.

The dam of *Manuel Alves* project is in good conditions because of the maintenance procedures taken by a team that was responsible for its management

This dam has basic and executive projects, as well as manuals of utilization, operation and conservation. And the result is that it has structures in good functioning and operation.

The classification in Extreme risk level in the dam of *Taboca* on *Formoso* river project represents the lack of conservation actions. Because of the nonexistence of professional experts to do maintenance, correction and inspection works, these dams present countless anomalies.

The *Taboca* dam presents downstream water leaking, located where is – according to the project’s irrigation expert – the riverbed of *Calumbi* river. This leaking is, approximately, 21m from crest elevation, located in the dam’s foundation.

This model prescribes that the dams classified in that level needs urgent intervention, as they can break in any moment.

All *Formoso* river dams presents damage in its riprap layers because of the constantly waves and the land slipping from the slopes, plus the damages at the extravasating structures and at the floodgates.

The *Taboca* dam reflects a condition that can be found in countless Brazilian dams, as a result of the lack of interest of entrepreneurs and managers.

In classifying the dams using the Global Risk Modified Index – purposed by ICOLD in 1982, one of the firsts dam’s risks checklist methods –, it was verified that the *Calumbi* and *Taboca* dams reached the Class A (height risk or unacceptable risk). The Manuel Alves project and *Calumbi* II dams were classified as Class B (controlled anomalies, but with risks to downstream).

Using the USACE (United States Army Corps of Engineers) method, developed by Andersen et al. – that aims to define priorities to evaluation and application of emergency measures in dams –, it was verified that the *Manuel Alves*, *Calumbi I* and *Calumbi II* dams present reasonable Condition Index and have to be watched. The *Taboca* dam presented Marginal Index and demands more attention than the others.

Through the *Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos of Ceará* (COGERH) methodology, created and developed by Menescal (2005), the *Manuel Alves* project dam was classified as Normal risk and the *Formoso* river project dam as Medium risk.

After Brazil has adopted the risk classification of the *Conselho Nacional de Recursos Hídricos* (Resolution nº 143 of 2012) – that presents the matrix concept of risk and of associated potential damage –, all the dams passed to Class A, i.e., present height risk.

Analyzing different classifications made with different methods, it was noticed that in spite of the divergences in classification, ELECTRE-TRI is applicable for risk classifications in dams. It can also be used as a decision support tool in dam’s risk management.

Comparing to the CNRH Resolution nº 143 – used, currently, in classifications made by Brazilian inspection institutions –, it has occurred two divergences in classifications because the Conservation state team presented bigger weights. Hence, it is justifiable that *Taboca* dam presents extreme risk, since it received the highest grades on these criteria. On the other hand, the dam of *Manuel Alves* river project, that is in a good state of conservation, was considered of low risk.

The ELECTRE-TRI method allows the risks classifications to be build based on the judgment of decision makers that has the experiences and technical knowledge. It was the case employed in this study.

However, this dependence on these experts’ subjective analysis can always lead to a discrepancy of results. Nevertheless, it is possible to notice that the experts have an inclination to agree with each other.

Because of the high amount of required information for classifications, the chances for the decision maker of being subjective, is also high. Maybe, having a lower number of criteria, or gathering more than a criterion in one, could help decreasing this

subjectivity.

The ELECTRE-TRI method also allows the manipulation of the data inserted by adjustments, letting the decision maker guides the classification process to a desirable, or as desirable as possible, result. This flexibility can be seen in the definition of weights and criteria, that can be changed and, consequently, act on the final product. That helps the decision maker to better express his preferences. On the other hand, there is a chance of achieving a result that not necessarily is the most reliable. The weight definition from the AHP method could decrease this possibility.

CONCLUSION

The study presented in this paper uses a multicriterion method for decision making support; purposed a classification method of risk in dams in parallel to other methods, and also aims to cooperate with risk management processes.

With this evaluation is possible to consider all risks and to define the accep' level of risk in a dam. With this information, it is easier to make better decisions related with the security of downstream areas.

Because of the complexity of these constructions, the management process is indispensable for the localization and solution of these risks. In this way, all these prevention tools could help in the evolution of dam's policies field.

The use of multi-criterion support method on ELECTRE-TRI decision proved to be effective in reaching positive results of dams risks classification.

One of the method's biggest difficulty is the agreement between the facilitator and the decision makers in listing the preference criteria. Even if these criteria could be interpreted, it would hardly give results that could faithfully express the decision makers preferences.

The criteria amount can also interfere in the classification quality. The higher the number of evaluated criteria, the bigger will be the probability in obtaining a lower cutting level, i.e., far from 1. And that generates less credibility in the classification.

One of the advantages of ELECTRE-TRI is the flexibility in choosing the criteria to build the dams' risks classification methodology. These criteria can change according to local characteristics, the final used of the reservoir or to adjust into specific values of institutions that manage these structures.

It can be concluded that MCDA achieved its main goal. Has successfully created a dam's risk classification that can be used as a support to management decision.

REFERENCES

ANA – Agência Nacional de Águas (2016). **Relatório de Segurança de Barragens - RSB (Dams Safety Report) 2015**. Brasília: ANA.

ANDERSEN, G.; CHOUINARD, L.; FOLTZ, S. (1999). **REMR Management Systems – Flood Control Structures: Condition Rating Procedures for Earth and Rockfill Embankment Dams**. USACE.

- ARAÚJO, C. C.; FILGUEIRA, H. J. A.; SILVA, T. C. (2015). **O risco e a segurança de barragens: o caso das barragens dos reservatórios para abastecimento de água para a grande de João Pessoa**, PB. XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos (XXI Brazilian Symposium of Hydric Resources). Brasília, DF. ISSN 2318-0358.
- ANTONELLA, C.; MARIO, E.; GIACOMO MARIA, G.; LA CONCETTA MANUELA, F. (2017). **ELECTRE TRI-based approach to the failure modes classification on the basis of risk parameters: An alternative to the risk priority number**. *Computers & Industrial Engineering*. Volume 108. Pages 100-110
- BANA AND COSTA, C. A. (1992). **Structuration, construction et exploitation d'un modèle multicritère d'Aide à la décision**. PhD Thesis in Systems Engineering. Universidade Técnica de Lisboa, IST, Lisboa.
- BELTON, V.; STEWART, T. (2002). **Multiple criteria decision analysis: an integrated approach**. Kluwer Academic Publishers, Boston.
- BOUYSSOU, D; MARCHANT, T. (2015). **On the relations between ELECTRE TRI-B and ELECTRE TRI-C and on a new variant of ELECTRE TRI-B**. *European Journal of Operational Research*. Volume 242, Issue 1.
- BRAZIL (2012). **Resolution nº 143 of 10th July 2012 – MMA/CNRH – Ministério do Meio Ambiente / Conselho Nacional de Recursos Hídricos (Ministry of Environment / Nacional Council of Hydric Resources)**. Brasília, DF.
- BRAZIL (2016). **Federal Senate Comissão temporária da política nacional de segurança de barragens - CTPNSB (Temporary Commission for Nacional Policy of Dams Safety): Final Report**. Brasília, DF.
- BRITO, A.J.; ALMEIDA, A.T.; MOTA, C.M.M. (2010). **A multicriteria model for risk sorting of natural gas pipelines based on ELECTRE TRI integrating Utility Theory**. *European Journal of Operational Research*, 200.
- CORRENTE, S.; GRECO, S.; SŁOWIŃSKI, R. (2016). Multiple criteria hierarchy process for ELECTRE Tri methods. *European Journal of Operational Research*. Volume 252, Issue 1, Pages 191-203.
- COSTA, H. G.; MANSUR, A. F. U.; FREITAS, A. L. P.; CARVALHO, R. A. (2007). **ELECTRE TRI aplicado a avaliação da satisfação de consumidores**. *Revista Produção*, v. 17, n. 2, pages 230-245, May/Aug.
- DIAS, L. C.; ANTUNES, C. H.; DANTAS, G.; CASTRO, N; ZAMBONI, L. (2018). **A multi-criteria approach to sort and rank policies based on Delphi qualitative assessments and ELECTRE TRI: The case of smart grids in Brazil**. *Omega*, Volume 76. Pages 100-111
- FRANEK, J.; KRESTA, A. (2014). **Judgment scales and consistency measure in AHP**. Enterprise and the Competitive Environment 2014 conference, ECE 2014, 6–7 March 2014, Brno, Czech Republic. *Procedia Economics and Finance*. Volume 12, Pages 164-173.
- ICOLD (1982). **Automated observation for the safety control of dams**. Bulletin 41. ICOLD, Paris. 120 pages.
- JANNUZZI, P.M.; MIRANDA, W.L.; SILVA, D.S.G. (2009). **Análise multicritério e tomada de decisão em políticas públicas: aspectos metodológicos, aplicativo operacional e aplicações**. *Informática Pública*, P. 69.

- KOCHEN, R. (2016). **Barragens de rejeitos e a tragédia em Mariana (MG)**. Revista Fundações & Obras Geotécnicas. Year 6 nº 65. February.
- LAURINDO, V. S.; COSTA, H. G.; GUTIÉRREZ, R. H. (2005). **ABC/ELECTRE TRI: Integração do ELECTRE TRI à classificação ABC de itens em estoque**. XXXVII Simpósio Brasileiro de Pesquisa Operacional (XXXVII Brazilian Symposium of Operational Research). Operational Research and Sustainable Development. Gramado, RS.
- LIMA, T.; VIANNA, D.; MARTINS, C.; COSTA, S.; MEZA, E. (2015). **Utilizando o AHP para definição dos pesos de restrições fracas na resolução de problemas de programa**. XI Congresso Nacional de Excelência em Gestão (XI National Congress of Excellence in Management).
- MARINAKIS, V.; DOUKAS, H.; XIDONAS, P.; ZOPOUNIDIS, C. (2017). **Multicriteria decision support in local energy planning: an evaluation of alternative scenarios for the sustainable energy action plan**. Omega, 69.
- MELO, A. V. (2015). **Análises de risco aplicadas a barragens de terra e enrocamento: Estudo de caso de barragens da Cemig GT**. 166 pages. Master's Degree Dissertation in Geotechnics – UFMG, Belo Horizonte, MG.
- MELLO, F. M. (2011). **A história das barragens no Brasil, séculos XIX, XX e XXI: cinquenta anos do Comitê Brasileiro de Barragens** [editor, Corrado Piasentin]. Rio de Janeiro: CBDB.
- MELLO, J. C. C. B. S.; GOMES, E.G.; LETA, F.R. e PESSOLANI, R. B. V. (2003). **Conceitos básicos do apoio multicritério à decisão e sua aplicação no projeto aerodesign**. Engevista, v. 5, n. 8, pages 22-35.
- MENESCAL, R. A. (2005). **Ministério da Integração Nacional. A Segurança de Barragens e a Gestão de Recursos Hídricos no Brasil**. 2nd edition / [Rogério de Abreu Menescal et. all]. – Brasília: Proágua, 316 pages.
- MORAES, G. (2013). **Sistema de Gestão de Riscos: Estudo de Análise de Riscos**. Rio de Janeiro: Gerenciamento Verde Editora, Volume 2.
- MOUSSEAU, V.; SLOWINSKI, R. (1998). **Inferring an ELECTRE TRI Model from Assignment Examples**. *Journal of Global Optimization*, Volume: 12.
- MOUSSEAU, V.; SLOWINSKI, R.; ZIELNIEWICZ, P. (1999). **ELECTRE TRI 2.0a. methodological guide and user's manual**. Paris: Université de Paris-Dauphine, Document du LAMSADE.
- NEVES, E. M.; CALDEIRA, L.; PINHEIRO, A. N. (2015). **Projeto, construção e observação de pequenas barragens de aterro**. IST – Instituto Superior Técnico. Portugal.
- OLIVEIRA, H. V. B.; VAZ, L. F.; CARNEIRO, C. D. R. (2015). **Avaliação de risco geológico em barragens**. Revista Brasileira de Geologia de Engenharia e Ambiental. Volume 3 – N. 1. ISSN 2237-4590.
- PATAKI, G. E.; CAHILL, J. P. (1985). **Guidelines for Design of Dams. Department of Environmental Conservation**. Broadway. Division of Water. Albany, New York.
- UFT (1998). ENVIRONMENTAL IMPACT REPORT **Projeto Formoso suplementação dos recursos hídricos do reservatório Taboca**. Fundação Universidade do Tocantins, Palmas-TO.
- ROY, B.; BOUYSSOU, D. (1993). **Aide Multicritère à la Décision: Méthodes et Cas**. Economica, Paris.

ROY, B.; VANDERPOOTEN, D. (1996). **The European school of MCDA: Emergence, basic features and current works**. Journal of Multi-Criteria Decision Analysis, 5(1):22–37.

SAATY, T. L. (1980). **The Analytic Hierarchy Process**. McGraw-Hill, New York.

SAATY, T. L. (2005). **Theory and Applications of the Analytic Network Process: Decision Making with Benefits, Opportunities, Costs, and Risks**. Pittsburgh: RWS Publications.

SANCHEZ-LOZANO, J. M.; GARCÍA-CASCALES, M. S.; LAMATA, M. T. (2016). **Comparative TOPSIS-ELECTRE TRI methods for optimal sites for photovoltaic solar farms**. Case study in Spain. Journal of Cleaner Production. Volume 127, Pages 387-398.

SZAJUBOK, N. K.; MOTA, C. M. M.; ALMEIDA, A. T. (2006). **Uso do Método multicritério ELECTRE TRI para classificação de estoques na construção civil**. Revista Pesquisa Operacional, v.26, n.3, pages 625-648.

TAKOUGANG, M.; AIMÉ, S.; PIRLO, M.; YONKEU, S.; SOME, B. (2015). **Assessing the response to land degradation risk: The case of the Loulouka Catchment Basin in Burkina Faso**. Evaluation and decision models with multiple criteria: Case studies, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.

TERVONEN, T.; USTYUGOVA, A.; BHASHYAM, S. S.; LIP, G. Y. H.; VERDECCHIA, P.; KWAN, R.; GROPPER, S.; HEINRICH-NOLS, J.; MARSH, K. (2017). **Comparison of Oral Anticoagulants for Stroke Prevention in Nonvalvular Atrial Fibrillation: A Multicriteria Decision Analysis**. Value in Health Volume 20, Issue 10. Pages 1394-1402

TOCANTINS. **Perfil do Agronegócio tocantinense versão final (P6). Relatório Final Contrato: nº 034/ 2015**. SEPLAN. Palmas, TO.

SEAGRO – Secretaria da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (Agriculture, Cattle and Supply Secretary) (2005). **Manuais de operação, conservação e manutenção da barragem do Projeto Rio Manuel Alves**.

YU, W. (1992). **ELECTRE TRI – Aspects methodologiques et guide d’utilisation**. LAMSADE. Paris: Université de Paris-Dauphine, 1992.

Yu, W.; Roy, B. (1992). **“ELECTRE TRI – aspects méthodologiques et Manuel d’utilisation”**. Université de Paris Deuphine, Paris. p.80.

SOBRE O ORGANIZADOR

Helenton Carlos da Silva - Possui graduação em Engenharia Civil pela Universidade Estadual de Ponta Grossa (2007), especialização em Gestão Ambiental e Desenvolvimento Sustentável pelo Centro de Ensino Superior dos Campos Gerais (2010) é MBA em Engenharia Urbana pelo Centro de Ensino Superior dos Campos Gerais (2014), é Mestre em Engenharia Sanitária e Ambiental na Universidade Estadual de Ponta Grossa (2016), doutorando em Engenharia e Ciência dos Materiais pela Universidade Estadual de Ponta Grossa e pós-graduando em Engenharia e Segurança do Trabalho. A linha de pesquisa traçada na formação refere-se à área ambiental, com foco em desenvolvimento sem deixar de lado a preocupação com o meio ambiente, buscando a inovação em todos os seus projetos. Atualmente é Engenheiro Civil autônomo e professor universitário. Atuou como coordenador de curso de Engenharia Civil e Engenharia Mecânica. Tem experiência na área de Engenharia Civil, com ênfase em projetos e acompanhamento de obras, planejamento urbano e fiscalização de obras, gestão de contratos e convênios, e como professor na graduação atua nas seguintes áreas: Instalações Elétricas, Instalações Prediais, Construção Civil, Energia, Sustentabilidade na Construção Civil, Planejamento Urbano, Desenho Técnico, Construções Rurais, Mecânica dos Solos, Gestão Ambiental e Ergonomia e Segurança do Trabalho. Como professor de pós-graduação atua na área de gerência de riscos e gerência de projetos.

ÍNDICE REMISSIVO

B

Bacia hidrográfica 6, 57, 68, 105, 115, 119, 120, 130, 150
Balneabilidade 7, 79, 80, 81, 84, 85, 86, 87, 88, 89, 90, 91, 92
Biofiltros 139, 141

C

Caracterização 5, 57, 58, 59, 63, 112, 162, 170, 171, 181, 182, 183, 187
Comunidade rural 6, 14, 15, 25, 102

D

Descarte Inapropriado 190
Diagnóstico ambiental 5, 6, 57, 58

E

Educação Ambiental 92, 151, 164, 177, 179, 189
Ensaio de Tratabilidade 105, 112, 113, 115, 116, 117, 119, 121, 122, 123, 124, 126, 129
Equipamento de Informática e Hardware 190
Esgotamento sanitário 14, 15, 17, 20, 25, 26, 30, 46, 52, 120
ETA 105, 106, 116, 117, 119, 120, 121, 122, 128, 129

G

Gerenciamento de Resíduos Sólidos 8, 160, 162, 163, 169
Gerenciamento de Riscos 106, 107
Gestão Ambiental 79, 177, 192, 217
Gestão comunitária 41, 43, 50, 51, 52, 53, 54
Gestão de Riscos 105, 106, 107, 117, 118, 215
Globalização 170, 171

I

Indústria Gráfica 8, 160, 161, 162, 163, 165, 168

L

Lagoa de estabilização 21, 139, 141

M

Matriz Tecnológica 6, 41, 42, 43, 46, 48, 50, 51, 52
Modo de produção camponesa 41

O

Otimização 7, 28, 112, 115, 118, 119, 121, 129, 130, 160, 162, 166, 167

P

Permeabilidade 7, 131, 133, 134, 135, 136, 137, 138
Plano de Gestão de Resíduos Sólidos 188
Plano de Segurança da Água 105, 106, 112, 117
Política pública de saneamento básico 6, 1
Política Tarifária e Desempenho Econômico do Setor de Saneamento Básico 27
Potabilidade da Água 7, 93, 94, 96, 97, 101, 102
Prestação de serviço 6, 41, 42, 43, 48, 54
Privatização 1, 7, 11
Produção Mais Limpa 8, 160, 161, 168, 169

Q

Qualidade Ambiental 5, 57, 58, 79
Qualidade da água 54, 68, 79, 81, 85, 92, 93, 95, 96, 97, 98, 99, 101, 102, 103, 112, 115, 117, 119, 120, 121, 149, 178

R

Regulação 5, 6, 8, 9, 10, 11, 27, 28, 29, 34, 37, 38, 40
Remoção de microalgas 139, 141
Reservação Domiciliar 93, 94, 98
Reservatório 93, 94, 101, 104, 215
Resíduos Sólidos 5, 8, 8, 10, 13, 46, 58, 86, 131, 138, 160, 161, 162, 163, 164, 165, 166, 168, 169, 170, 171, 177, 178, 179, 180, 181, 182, 183, 184, 185, 186, 187, 188, 189, 190, 191, 192, 198, 199
Restauração 54, 147
Riscos Inerentes Externos 105, 113, 116, 117

S

Saneamento básico 5, 6, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 15, 16, 26, 27, 28, 29, 30, 31, 32, 33, 37, 38, 39, 40, 42, 43, 45, 48, 49, 50, 53, 54, 56, 91, 92, 94, 120
Saneamento Rural 6, 15, 26, 41, 42, 43, 48, 49, 50, 51, 52, 53, 54, 55, 56
Saúde Pública 15, 23, 45, 49, 79, 80, 94, 102, 103

T

Tratamento de Água Convencional 7, 105, 112, 113, 116, 117, 118, 119, 121, 129, 130

