



EVOLUÇÃO DO CONHECIMENTO CIENTÍFICO NA ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA

DANIEL SANT'ANA
(ORGANIZADOR)



EVOLUÇÃO DO CONHECIMENTO CIENTÍFICO NA ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA

DANIEL SANT'ANA
(ORGANIZADOR)

Editora Chefe

Profª Drª Antonella Carvalho de Oliveira

Assistentes Editoriais

Natalia Oliveira

Bruno Oliveira

Flávia Roberta Barão

Bibliotecária

Janaina Ramos

Projeto Gráfico e Diagramação

Natália Sandrini de Azevedo

Camila Alves de Cremo

Luiza Alves Batista

Maria Alice Pinheiro

Imagens da Capa

Shutterstock

Edição de Arte

Luiza Alves Batista

Revisão

Os Autores

2020 by Atena Editora

Copyright © Atena Editora

Copyright do Texto © 2020 Os autores

Copyright da Edição © 2020 Atena Editora

Direitos para esta edição cedidos à Atena Editora pelos autores.



Todo o conteúdo deste livro está licenciado sob uma Licença de Atribuição *Creative Commons*. Atribuição-Não-Comercial-NãoDerivativos 4.0 Internacional (CC BY-NC-ND 4.0).

O conteúdo dos artigos e seus dados em sua forma, correção e confiabilidade são de responsabilidade exclusiva dos autores, inclusive não representam necessariamente a posição oficial da Atena Editora. 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.

A Atena Editora não se responsabiliza por eventuais mudanças ocorridas nos endereços convencionais ou eletrônicos citados nesta obra.

Todos os manuscritos foram previamente submetidos à avaliação cega pelos pares, membros do Conselho Editorial desta Editora, tendo sido aprovados para a publicação.

Conselho Editorial

Ciências Humanas e Sociais Aplicadas

Prof. Dr. Alexandre Jose Schumacher – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Paraná

Prof. Dr. Américo Junior Nunes da Silva – Universidade do Estado da Bahia

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. Carlos Antonio de Souza Moraes – Universidade Federal Fluminense
Profª Drª Cristina Gaio – Universidade de Lisboa
Prof. Dr. Daniel Richard Sant’Ana – Universidade de Brasília
Prof. Dr. Deyvison de Lima Oliveira – Universidade Federal de Rondônia
Profª Drª Dilma Antunes Silva – Universidade Federal de São Paulo
Prof. Dr. Edvaldo Antunes de Farias – Universidade Estácio de Sá
Prof. Dr. Elson Ferreira Costa – Universidade do Estado do Pará
Prof. Dr. Eloi Martins Senhora – Universidade Federal de Roraima
Prof. Dr. Gustavo Henrique Cepolini Ferreira – Universidade Estadual de Montes Claros
Profª Drª Ivone Goulart Lopes – Istituto Internazionele delle Figlie de Maria Ausiliatrice
Prof. Dr. Jadson Correia de Oliveira – Universidade Católica do Salvador
Prof. Dr. Julio Candido de Meirelles Junior – Universidade Federal Fluminense
Profª Drª Lina Maria Gonçalves – Universidade Federal do Tocantins
Prof. Dr. Luis Ricardo Fernandes da Costa – Universidade Estadual de Montes Claros
Profª Drª Natiéli Piovesan – Instituto Federal do Rio Grande do Norte
Prof. Dr. Marcelo Pereira da Silva – Pontifícia Universidade Católica de Campinas
Profª Drª Maria Luzia da Silva Santana – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul
Profª Drª Paola Andressa Scortegagna – Universidade Estadual de Ponta Grossa
Profª Drª Rita de Cássia da Silva Oliveira – Universidade Estadual de Ponta Grossa
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. William Cleber Domingues Silva – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Prof. Dr. Willian Douglas Guilherme – Universidade Federal do Tocantins

Ciências Agrárias e Multidisciplinar

Prof. Dr. Alexandre Igor Azevedo Pereira – Instituto Federal Goiano
Profª Drª Carla Cristina Bauermann Brasil – Universidade Federal de Santa Maria
Prof. Dr. Antonio Pasqualetto – Pontifícia Universidade Católica de Goiás
Prof. Dr. Cleberton Correia Santos – Universidade Federal da Grande Dourados
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
Prof. Dr. Fágner Cavalcante Patrocínio dos Santos – Universidade Federal do Ceará
Profª Drª Girlene Santos de Souza – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia
Prof. Dr. Jael Soares Batista – Universidade Federal Rural do Semi-Árido
Prof. Dr. Júlio César Ribeiro – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Profª Drª Lina Raquel Santos Araújo – Universidade Estadual do Ceará
Prof. Dr. Pedro Manuel Villa – Universidade Federal de Viçosa
Profª Drª Raissa Rachel Salustriano da Silva Matos – Universidade Federal do Maranhão
Prof. Dr. Ronilson Freitas de Souza – Universidade do Estado do Pará
Profª Drª Talita de Santos Matos – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Prof. Dr. Tiago da Silva Teófilo – Universidade Federal Rural do Semi-Árido
Prof. Dr. Valdemar Antonio Paffaro Junior – Universidade Federal de Alfenas

Ciências Biológicas e da Saúde

Prof. Dr. André Ribeiro da Silva – Universidade de Brasília
Prof^ª Dr^ª Anelise Levay Murari – Universidade Federal de Pelotas
Prof. Dr. Benedito Rodrigues da Silva Neto – Universidade Federal de Goiás
Prof^ª Dr^ª Débora Luana Ribeiro Pessoa – Universidade Federal do Maranhão
Prof. Dr. Douglas Siqueira de Almeida Chaves -Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Prof. Dr. Edson da Silva – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri
Prof^ª Dr^ª Eleuza Rodrigues Machado – Faculdade Anhanguera de Brasília
Prof^ª Dr^ª Elane Schwinden Prudêncio – Universidade Federal de Santa Catarina
Prof^ª Dr^ª Eysler Gonçalves Maia Brasil – Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira
Prof. Dr. Ferlando Lima Santos – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia
Prof^ª Dr^ª Gabriela Vieira do Amaral – Universidade de Vassouras
Prof. Dr. Gianfábio Pimentel Franco – Universidade Federal de Santa Maria
Prof. Dr. Helio Franklin Rodrigues de Almeida – Universidade Federal de Rondônia
Prof^ª Dr^ª Iara Lúcia Tescarollo – Universidade São Francisco
Prof. Dr. Igor Luiz Vieira de Lima Santos – Universidade Federal de Campina Grande
Prof. Dr. Jefferson Thiago Souza – Universidade Estadual do Ceará
Prof. Dr. Jesus Rodrigues Lemos – Universidade Federal do Piauí
Prof. Dr. Jônatas de França Barros – Universidade Federal do Rio Grande do Norte
Prof. Dr. José Max Barbosa de Oliveira Junior – Universidade Federal do Oeste do Pará
Prof. Dr. Luís Paulo Souza e Souza – Universidade Federal do Amazonas
Prof^ª Dr^ª Magnólia de Araújo Campos – Universidade Federal de Campina Grande
Prof. Dr. Marcus Fernando da Silva Praxedes – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia
Prof^ª Dr^ª Maria Tatiane Gonçalves Sá – Universidade do Estado do Pará
Prof^ª Dr^ª Mylena Andréa Oliveira Torres – Universidade Ceuma
Prof^ª Dr^ª Natiéli Piovesan – Instituto Federaci do Rio Grande do Norte
Prof. Dr. Paulo Inada – Universidade Estadual de Maringá
Prof. Dr. Rafael Henrique Silva – Hospital Universitário da Universidade Federal da Grande Dourados
Prof^ª Dr^ª Regiane Luz Carvalho – Centro Universitário das Faculdades Associadas de Ensino
Prof^ª Dr^ª Renata Mendes de Freitas – Universidade Federal de Juiz de Fora
Prof^ª Dr^ª Vanessa Lima Gonçalves – Universidade Estadual de Ponta Grossa
Prof^ª Dr^ª 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. Carlos Eduardo Sanches de Andrade – Universidade Federal de Goiás
Prof^ª Dr^ª Carmen Lúcia Voigt – Universidade Norte do Paraná
Prof. Dr. Douglas Gonçalves da Silva – Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia
Prof. Dr. Eloi Rufato Junior – Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Prof^ª Dr^ª Érica de Melo Azevedo – Instituto Federal do Rio de Janeiro
Prof. Dr. Fabrício Menezes Ramos – Instituto Federal do Pará
Prof^ª Dr. Jéssica Verger Nardeli – Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho
Prof. Dr. Juliano Carlo Rufino de Freitas – Universidade Federal de Campina Grande
Prof^ª Dr^ª Luciana do Nascimento Mendes – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte

Prof. Dr. Marcelo Marques – Universidade Estadual de Maringá
Profª Drª Neiva Maria de Almeida – Universidade Federal da Paraíba
Profª Drª Natiéli Piovesan – Instituto Federal do Rio Grande do Norte
Profª Drª Priscila Tessmer Scaglioni – Universidade Federal de Pelotas
Prof. Dr. Takeshy Tachizawa – Faculdade de Campo Limpo Paulista

Linguística, Letras e Artes

Profª Drª Adriana Demite Stephani – Universidade Federal do Tocantins
Profª Drª Angeli Rose do Nascimento – Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro
Profª Drª Carolina Fernandes da Silva Mandaji – Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Profª Drª Denise Rocha – Universidade Federal do Ceará
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 Keyla Christina Almeida Portela – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Paraná
Profª Drª Miranilde Oliveira Neves – Instituto de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará
Profª Drª Sandra Regina Gardacho Pietrobon – Universidade Estadual do Centro-Oeste
Profª Drª Sheila Marta Carregosa Rocha – Universidade do Estado da Bahia

Conselho Técnico Científico

Prof. Me. Abrãao Carvalho Nogueira – Universidade Federal do Espírito Santo
Prof. Me. Adalberto Zorzo – Centro Estadual de Educação Tecnológica Paula Souza
Prof. Me. Adalto Moreira Braz – Universidade Federal de Goiás
Prof. Dr. Adaylson Wagner Sousa de Vasconcelos – Ordem dos Advogados do Brasil/Seccional Paraíba
Prof. Dr. Adilson Tadeu Basquerote Silva – Universidade para o Desenvolvimento do Alto Vale do Itajaí
Prof. Me. Alexsandro Teixeira Ribeiro – Centro Universitário Internacional
Prof. Me. André Flávio Gonçalves Silva – Universidade Federal do Maranhão
Profª Ma. Andréa Cristina Marques de Araújo – Universidade Fernando Pessoa
Profª Drª Andreza Lopes – Instituto de Pesquisa e Desenvolvimento Acadêmico
Profª Drª Andrezza Miguel da Silva – Faculdade da Amazônia
Profª Ma. Anelisa Mota Gregoleti – Universidade Estadual de Maringá
Profª Ma. Anne Karynne da Silva Barbosa – Universidade Federal do Maranhão
Prof. Dr. Antonio Hot Pereira de Faria – Polícia Militar de Minas Gerais
Prof. Me. Armando Dias Duarte – Universidade Federal de Pernambuco
Profª Ma. Bianca Camargo Martins – UniCesumar
Profª Ma. Carolina Shimomura Nanya – Universidade Federal de São Carlos
Prof. Me. Carlos Antônio dos Santos – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Prof. Ma. Cláudia de Araújo Marques – Faculdade de Música do Espírito Santo
Profª Drª Cláudia Taís Siqueira Cagliari – Centro Universitário Dinâmica das Cataratas
Prof. Me. Clécio Danilo Dias da Silva – Universidade Federal do Rio Grande do Norte
Prof. Me. Daniel da Silva Miranda – Universidade Federal do Pará
Profª Ma. Daniela da Silva Rodrigues – Universidade de Brasília
Profª Ma. Daniela Remião de Macedo – Universidade de Lisboa
Profª Ma. Dayane de Melo Barros – Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Me. Douglas Santos Mezacas – Universidade Estadual de Goiás
Prof. Me. Edevaldo de Castro Monteiro – Embrapa Agrobiologia
Prof. Me. Eduardo Gomes de Oliveira – Faculdades Unificadas Doctum de Cataguases
Prof. Me. Eduardo Henrique Ferreira – Faculdade Pitágoras de Londrina
Prof. Dr. Edwaldo Costa – Marinha do Brasil
Prof. Me. Eliel Constantino da Silva – Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita
Prof. Me. Ernane Rosa Martins – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás
Prof. Me. Euvaldo de Sousa Costa Junior – Prefeitura Municipal de São João do Piauí
Profª Ma. Fabiana Coelho Couto Rocha Corrêa – Centro Universitário Estácio Juiz de Fora
Prof. Dr. Fabiano Lemos Pereira – Prefeitura Municipal de Macaé
Prof. Me. Felipe da Costa Negrão – Universidade Federal do Amazonas
Profª Drª Germana Ponce de Leon Ramírez – Centro Universitário Adventista de São Paulo
Prof. Me. Gevair Campos – Instituto Mineiro de Agropecuária
Prof. Me. Givanildo de Oliveira Santos – Secretaria da Educação de Goiás
Prof. Dr. Guilherme Renato Gomes – Universidade Norte do Paraná
Prof. Me. Gustavo Krahl – Universidade do Oeste de Santa Catarina
Prof. Me. Helton Rangel Coutinho Junior – Tribunal de Justiça do Estado do Rio de Janeiro
Profª Ma. Isabelle Cerqueira Sousa – Universidade de Fortaleza
Profª Ma. Jaqueline Oliveira Rezende – Universidade Federal de Uberlândia
Prof. Me. Javier Antonio Alborno – University of Miami and Miami Dade College
Prof. Me. Jhonatan da Silva Lima – Universidade Federal do Pará
Prof. Dr. José Carlos da Silva Mendes – Instituto de Psicologia Cognitiva, Desenvolvimento Humano e Social
Prof. Me. Jose Elyton Batista dos Santos – Universidade Federal de Sergipe
Prof. Me. José Luiz Leonardo de Araujo Pimenta – Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria Uruguay
Prof. Me. José Messias Ribeiro Júnior – Instituto Federal de Educação Tecnológica de Pernambuco
Profª Drª Juliana Santana de Curcio – Universidade Federal de Goiás
Profª Ma. Juliana Thaisa Rodrigues Pacheco – Universidade Estadual de Ponta Grossa
Profª Drª Kamilly Souza do Vale – Núcleo de Pesquisas Fenomenológicas/UFPA
Prof. Dr. Kárpio Márcio de Siqueira – Universidade do Estado da Bahia
Profª Drª Karina de Araújo Dias – Prefeitura Municipal de Florianópolis
Prof. Dr. Lázaro Castro Silva Nascimento – Laboratório de Fenomenologia & Subjetividade/UFPR
Prof. Me. Leonardo Tullio – Universidade Estadual de Ponta Grossa
Profª Ma. Lillian Coelho de Freitas – Instituto Federal do Pará
Profª Ma. Liliani Aparecida Sereno Fontes de Medeiros – Consórcio CEDERJ
Profª Drª Lívia do Carmo Silva – Universidade Federal de Goiás
Prof. Dr. Lucio Marques Vieira Souza – Secretaria de Estado da Educação, do Esporte e da Cultura de Sergipe
Prof. Me. Luis Henrique Almeida Castro – Universidade Federal da Grande Dourados
Prof. Dr. Luan Vinicius Bernardelli – Universidade Estadual do Paraná
Prof. Dr. Michel da Costa – Universidade Metropolitana de Santos
Prof. Dr. Marcelo Máximo Purificação – Fundação Integrada Municipal de Ensino Superior

Prof. Me. Marcos Aurelio Alves e Silva – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de São Paulo

Profª Ma. Maria Elanny Damasceno Silva – Universidade Federal do Ceará

Profª Ma. Marileila Marques Toledo – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri

Prof. Me. Ricardo Sérgio da Silva – Universidade Federal de Pernambuco

Profª Ma. Renata Luciane Polsaque Young Blood – UniSecal

Prof. Me. Robson Lucas Soares da Silva – Universidade Federal da Paraíba

Prof. Me. Sebastião André Barbosa Junior – Universidade Federal Rural de Pernambuco

Profª Ma. Silene Ribeiro Miranda Barbosa – Consultoria Brasileira de Ensino, Pesquisa e Extensão

Profª Ma. Solange Aparecida de Souza Monteiro – Instituto Federal de São Paulo

Prof. Me. Tallys Newton Fernandes de Matos – Faculdade Regional Jaguaribana

Profª Ma. Thatianny Jasmine Castro Martins de Carvalho – Universidade Federal do Piauí

Prof. Me. Tiago Silvio Dedoné – Colégio ECEL Positivo

Prof. Dr. Welleson Feitosa Gazel – Universidade Paulista

Evolução do conhecimento científico na engenharia ambiental e sanitária

Editora Chefe: Profª Drª Antonella Carvalho de Oliveira
Bibliotecária: Janaina Ramos
Diagramação: Luiza Alves Batista
Correção: Emely Guarez
Edição de Arte: Luiza Alves Batista
Revisão: Os Autores
Organizador: Daniel Sant'Ana

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

E93 Evolução do conhecimento científico na engenharia ambiental e sanitária / Organizador Daniel Sant'Ana. - Ponta Grossa - PR: Atena, 2020.

Formato: PDF

Requisitos de sistema: Adobe Acrobat Reader

Modo de acesso: World Wide Web

Inclui bibliografia

ISBN 978-65-5706-477-1

DOI 10.22533/at.ed.771202610

1. Engenharia ambiental. 2. Engenharia sanitária. I. Sant'Ana, Daniel (Organizador). II. Título.

CDD 628

Elaborado por Bibliotecária Janaina Ramos - CRB-8/9166

Atena Editora

Ponta Grossa - Paraná - Brasil

Telefone: +55 (42) 3323-5493

www.atenaeditora.com.br

contato@atenaeditora.com.br

APRESENTAÇÃO

A coleção “*Evolução do Conhecimento Científico na Engenharia Ambiental e Sanitária*” tem como objetivo disseminar o estado atual do conhecimento das diferentes áreas das ciências ambientais e sanitárias, apresentando a evolução do campo científico por meio de diferentes tipos de trabalhos que abordam os aspectos tecnológicos, políticos, econômicos, sociais e ambientais desta disciplina.

É de suma importância perceber que o constante crescimento populacional vem pressionando os recursos hídricos pela elevada demanda por água e poluição de corpos hídricos. Conseqüentemente, observa-se uma piora na qualidade da água e uma pressão nos sistemas de produção e distribuição de água potável.

Com isso em mente, os primeiros capítulos deste livro apresentam diferentes estudos que apresentam soluções capazes de otimizar os sistemas urbanos de abastecimento de água potável. Em seguida, os capítulos subsequentes abordam temas relacionados a modelagem e análise da qualidade de água de diferentes sistemas hídricos, indicando a necessidade de se investir em ações, projetos e políticas públicas voltadas a preservação ambiental e de recursos hídricos.

Políticas públicas e programas governamentais são instrumentos essenciais para preservação do meio ambiente, conservação de água e garantir saúde e bem-estar à sociedade. Como exemplo, os Planos de Preservação e Recuperação de Nascentes das Bacias Hidrográficas da Codevasf, apresentado no Capítulo 9.

Com o novo marco legal do saneamento básico (Lei nº 14.026/2020), não há como não demonstrar preocupação com o novo modelo de operação do setor de saneamento básico através de empresas públicas de capital aberto e de prestação direta por empresas privadas (Capítulo 10).

Com isso, torna-se crucial neste momento, o estabelecimento de parâmetros e indicadores para fiscalização do cumprimento das metas da universalização do saneamento básico. O Capítulo 11 apresenta proposições de mudança do SNIS para aumentar a qualidade e a confiabilidade dos dados registrados no novo sistema, o SINISA, uma ferramenta que poderá auxiliar nesta nova gestão do saneamento básico no Brasil.

Realmente, ainda há muito trabalho pela frente no que se diz respeito a universalização do saneamento básico no Brasil (Capítulo 12). Mesmo assim, podemos observar nos últimos capítulos que diferentes soluções para o tratamento de esgoto e de manejo de resíduos sólidos e do solo vêm sendo estudadas com o intuito de preservar o meio ambiente.

Este volume contou com a contribuição de pesquisadores de diferentes partes do país e da Espanha, trazendo, de forma interdisciplinar, um amplo espectro de trabalhos acadêmicos relativos à qualidade de água e preservação de recursos hídricos, abastecimento de água, coleta e tratamento de esgoto e manejo de resíduos sólidos e do solo. Por fim, desejo que esta obra, fruto do esforço de muitos, seja seminal para todos que vierem a utilizá-la.

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1..... 1

CARACTERIZACIÓN DE ELEMENTOS HIDRÁULICOS EN BANCO DE ENSAYOS. APLICACIÓN EN SIMULACIÓN DE LLENADO-VACIADO DE CONDUCCIONES

Paloma Arrué Burillo

Antonio Manuel Romero Sedó

Jorge García-Serra García

Vicent B. Espert Alemany

Román Ponz Carcelén

DOI 10.22533/at.ed.7712026101

CAPÍTULO 2..... 15

DESARROLLO DE UN SOPORTE DIGITAL COMO BASE DE UN SISTEMA DE GESTIÓN INTELIGENTE DE REDES DE ABASTECIMIENTO DE AGUA

José Pérez-Padillo

Pilar Montesinos Barrios

Emilio Camacho Poyato

Juan Antonio Rodríguez Díaz

Jorge Pérez Lucena

Jorge García Morillo

DOI 10.22533/at.ed.7712026102

CAPÍTULO 3..... 28

COMPARAÇÃO ENTRE MIGHA E AG PARA A CALIBRAÇÃO DO FATOR DE ATRITO

Alessandro de Araújo Bezerra

Renata Shirley de Andrade Araújo

Marco Aurélio Holanda de Castro

DOI 10.22533/at.ed.7712026103

CAPÍTULO 4..... 37

CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO DO MODELO HIDROLÓGICO PARA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CAVEIRAS

Lucas de Bona Sartor

Taciana Furtado Ribeiro

Camila Caroline Branco

Mariáh de Souza

Lais Sartori

Bruna da Silva

DOI 10.22533/at.ed.7712026104

CAPÍTULO 5..... 48

MODELAGEM DE QUALIDADE DA ÁGUA (MQUAL) APLICADA NO ESTUDO DE SISTEMAS HÍDRICOS DA AMAZÔNIA OCIDENTAL

Jesuéte Bezerra Pachêco

José Carlos Martins Brandão

Carlos Henke de Oliveira

Carlos Hiroo Saito

DOI 10.22533/at.ed.7712026105

CAPÍTULO 6..... 67

ANÁLISE LITOLÓGICA E HIDROQUÍMICA DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NA ÁREA ITAQUI – BACANGA, SÃO LUÍS, MARANHÃO: EVIDÊNCIA DA INTRUSÃO MARINHA

Flávia Rebelo Mochel

Luís Alfredo Lopes Soares *in memoriam*

Paulo Roberto Saraiva Cavalcante

DOI 10.22533/at.ed.7712026106

CAPÍTULO 7..... 86

ANÁLISE FITOPLANCTÔNICA DA BARRAGEM DO RIO MARANGUAPINHO E ANÁLISE HIDROLÓGICA DA BACIA METROPOLITANA DE FORTALEZA, CEARÁ

Paloma Paiva Santiago

Laiane Maria Costa Lima

Leticia Soares Sousa

Marina Andrade Costa

Leticia Penha de Vasconcelos

DOI 10.22533/at.ed.7712026107

CAPÍTULO 8..... 94

ANÁLISE DA QUALIDADE HÍDRICA DA LAGOA MIRIM E DO CANAL SÃO GONÇALO

Vitoria Rovel da Silveira

Gabriel Borges dos Santos

Marlon Heitor Kunst Valentini

Henrique Sanchez Franz

Victória Huch Duarte

Larissa Aldrighi da Silva

Denise dos Santos Vieira

Beatriz Muller Vieira

Diuliana Leandro

Willian Cezar Nadaleti

Bruno Müller Vieira

DOI 10.22533/at.ed.7712026108

CAPÍTULO 9..... 106

PLANOS NASCENTES: PRESERVAÇÃO E RECUPERAÇÃO DE NASCENTES DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS SÃO FRANCISCO, PARNAÍBA, ITAPECURU E MEARIM

Eduardo Jorge de Oliveira Motta

Camilo Cavalcante de Souza

Renan Loureiro Xavier Nascimento

DOI 10.22533/at.ed.7712026109

CAPÍTULO 10..... 120

POLÍTICA DE SANEAMENTO BÁSICO NO CONTEXTO DO MARCO REGULATÓRIO EM SÃO LUÍS DO MARANHÃO, BRASIL

Marcos Antônio Silva do Nascimento

Antonio José de Araújo Ferreira

DOI 10.22533/at.ed.77120261010

CAPÍTULO 11..... 135

SISTEMA DE INFORMAÇÃO DE SANEAMENTO BÁSICO NO BRASIL: DO SNIS AO SINISA

Marise Teles Condurú

José Almir Rodrigues Pereira

João Diego Alvarez Nylander

Rafaela Carvalho da Natividade

DOI 10.22533/at.ed.77120261011

CAPÍTULO 12..... 146

AVALIAÇÃO DO ÍNDICE DE CARÊNCIA HABITACIONAL NA ZONA NORTE DE NATAL, METRÓPOLE BRASILEIRA

Ruan Henrique Barros Figueredo

Vinícius Navarro Varela Tinoco

Rogério Taygra Vasconcelos Fernandes

Brenno Dayano Azevedo da Silveira

Almir Mariano de Sousa Junior

DOI 10.22533/at.ed.77120261012

CAPÍTULO 13..... 155

PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DE EFLUENTES TRATADOS ATRAVÉS DE MODELO DE FOSSA SÉPTICA COM FILTRO BIOLÓGICO

José Vicente Duque dos Santos

Edson Barboza Pires

Yuri Sotero Bomfim Fraga

DOI 10.22533/at.ed.77120261013

CAPÍTULO 14..... 167

IMPACTO DA POLÍTICA NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS NA GESTÃO E NA CONCEPÇÃO, PROJETOS, CONSTRUÇÃO E OPERAÇÃO DE ATERROS SANITÁRIOS

Ana Ghislane Henriques Pereira van Elk

Maria Eugenia Gimenez Boscov

DOI 10.22533/at.ed.77120261014

CAPÍTULO 15..... 178

MONITORAMENTO E PREVISÃO DE RECALQUES A LONGO PRAZO USANDO MODELOS DE COMPRESSIBILIDADE: ESTUDO DE CASO

Ana Ghislane Henriques Pereira van Elk

Gabrielle Sthefanine Silva Azevedo

Leandro Rangel Corrêa

Elisabeth Ritter

DOI 10.22533/at.ed.77120261015

CAPÍTULO 16..... 189

UTILIZAÇÃO DE OZÔNIO COMBINADO COM PERÓXIDO DE HIDROGÊNIO PARA O

TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

Jandira Leichtweis

Siara Silvestri

Nicolý Welter

Mariana Islongo Canabarro

Keila Fernanda Hedlund Ferrari

Elvis Carissimi

DOI 10.22533/at.ed.77120261016

CAPÍTULO 17..... 199

COEFICIENTE DE DECOMPOSIÇÃO DA SERAPILHEIRA EM ÁREAS DE *EUCALYPTUS UROPHYLLA* E *EUCALYPTUS CITRIODORA*

Winkler José Pinto

André Batista de Negreiros

DOI 10.22533/at.ed.77120261017

SOBRE O ORGANIZADOR..... 213

ÍNDICE REMISSIVO..... 214

CAPÍTULO 1

CARACTERIZACIÓN DE ELEMENTOS HIDRÁULICOS EN BANCO DE ENSAYOS. APLICACIÓN EN SIMULACIÓN DE LLENADO- VACIADO DE CONDUCCIONES

Data de aceite: 01/10/2020

Data de submissão: 21/07/2020

Paloma Arrué Burillo

Universitat Politècnica de València
Valencia – España
<https://orcid.org/0000-0002-9326-9169>

Antonio Manuel Romero Sedó

Universitat Politècnica de València
Valencia – España
<https://orcid.org/0000-0001-8068-9888>

Jorge García-Serra García

Universitat Politècnica de València
Valencia – España

Vicent B. Espert Alemany

Universitat Politècnica de València
Valencia – España

Román Ponz Carcelén

Empresa Mixta Metropolitana. Emimet
Valencia – España

RESUMEN: Las condiciones de funcionamiento de los elementos hidráulicos en las redes de abastecimiento dependen de sus características técnicas y de las condiciones hidráulicas presentes en la red. La empresa EMIMET (Global Omnium) en colaboración con la Universitat Politècnica de València, ha llevado a cabo el desarrollo de un modelo para simular el funcionamiento de las conducciones durante las operaciones de llenado y vaciado. Para alcanzar este objetivo ha sido necesario caracterizar los elementos

hidráulicos que participan en la operación de las redes (válvulas, ventosas, desagües, ...). Para ello se han empleado el banco de ensayos de EMIMET, con capacidad para caracterizar elementos hidráulicos de hasta DN 800, dotado con la instrumentación necesaria. Se realizaron ensayos de válvulas de tipo mariposa de varios diámetros, válvulas de tipo compuerta funcionando como desagüe, válvulas hidráulicas y ventosas. En el caso de las ventosas también se realizaron más de 120 ensayos en tres bancos de ensayo diferentes para verificar el grado de confianza de las mismas y se compararon los resultados obtenidos con los proporcionados por los fabricantes. Se ha comprobado la validez del modelo de simulación con datos experimentales mediante registros en campo, obteniendo una discrepancia inferior al 12% entre los resultados experimentales y los teóricos ofrecidos por el modelo.

PALABRAS CLAVE: Banco de ensayo, caracterización, válvula, ventosa y modelo de simulación.

HYDRAULIC ELEMENTS CHARACTERIZATION ON A TEST FACILITY. APPLICATION IN FILLING AND EMPTYING PIPES SIMULATION

SUMMARY: In a water distribution networks, the hydraulic elements operating conditions depend on their technical characteristics and the hydraulic conditions in the network. The company EMIMET (Global Omnium), in collaboration with the Polytechnic University of Valencia (Spain), has developed a model to simulate the behavior of pipes during filling and emptying operations.

To achieve this objective, it has been necessary to characterize the hydraulic elements that participate in the operation of the networks (valves, air valves, drains, ...). For that purpose, the EMIMET test facility has been used. It has the capacity to characterize hydraulic elements up to DN 800, and it is equipped with the necessary instrumentation. Tests were carried out on butterfly valves of several diameters, gate valves operating as drain valves, automatic hydraulic valves and air valves. Concerning air valves, more than 120 tests have been also carried out on three test facilities owned by different companies, to verify their reliability and compare the results obtained with those provided by the manufacturers. The reliability of the simulation model was checked with experimental data recorded in field tests. A discrepancy of less than 12 % between the experimental and theoretical results provided by the model was obtained.

KEYWORDS: Test facility, characterization, valve, air valve and simulation model.

1 | INTRODUCCIÓN

En la actualidad, el sistema de abastecimiento en alta a Valencia y su Área Metropolitana suministra agua potable a la Ciudad de València y a otros 45 municipios de la Comarca de l’Horta, adscritos a la Entidad Metropolitana de Servicios Hidráulicos (EMSHI). El sistema de agua en alta abastece a una población de 1.6 millones de habitantes. El sistema está formado por 2 ETAP, aproximadamente 200 km de conducciones de diámetros entre 1600 mm y 300 mm, 3 depósitos de cabecera, 6 depósitos de regulación, 6 estaciones de bombeo y unos 100 puntos de entrega de agua en alta a redes municipales.

Los depósitos de cabecera de las ETAP “El Realón” y “La Presa” alimentan a la red de aducciones de configuración mallada e interconectada, de pequeña pendiente, que precisa de regulación mediante la operación de válvulas.

Entre las operaciones en el sistema destacan el llenado y vaciado de las conducciones, las cuales deben realizarse en condiciones de máxima seguridad para evitar posibles roturas o colapsos de las conducciones. Para ello, y como primer paso, es necesario realizar la caracterización de los elementos hidráulicos que intervienen en el sistema para la correcta operación del mismo, tanto desde un punto de vista hidráulico como desde las perspectivas de garantía y calidad del servicio prestado.

La empresa EMIMET, en colaboración con la Universitat Politècnica de València, ha llevado a cabo el desarrollo, implantación y puesta en marcha de un banco de ensayos que permite caracterizar el funcionamiento de los elementos hidráulicos en diferentes condiciones de operación, incluso con la presencia de aire en el interior de la conducción, que resulta fundamental para caracterizar las operaciones de llenado y vaciado. Para el diseño de las pruebas a realizar en el banco de ensayos se ha tenido en cuenta la normativa vigente sobre ensayos de verificación, UNE-EN 1074: 2001, UNE-EN 593: 2009, UNE-EN 1267, UNE-EN 1074-4 e ISO 9635-4. Las especificaciones técnicas del banco de ensayos varían en función del tipo de elemento a ensayar, y, en cualquier caso, cumplen con los requisitos normativos exigidos.

2 I METODOLOGÍA

2.1 Caracterización de elementos hidráulicos. banco de ensayos emimet

El banco de ensayos hidráulicos se encuentra ubicado en el depósito metropolitano de Albalat dels Sorells (València), el cual presenta una capacidad de almacenamiento total de 7600 m³, dividido en varios módulos. Las instalaciones del banco de ensayos están conectadas a uno de los módulos, de 1850 m³, y presenta el esquema general indicado en la Figura 1.

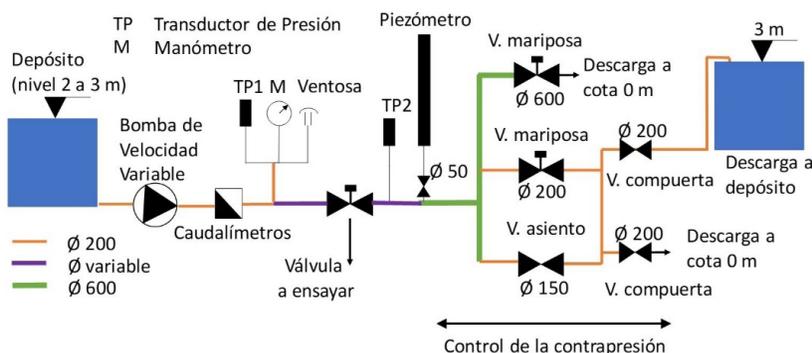


Figura 1. Esquema general del banco de ensayo.

El banco está compuesto por una bomba de cámara partida con potencia nominal de 132 kW, caudal nominal 160 l/s y altura manométrica nominal de 58 mca, caudalímetro electromagnético DN 300, medidores de presión con transductores y manómetros, válvulas para regular la contrapresión de mariposa DN 600 y DN 200, válvula de asiento plano tipo globo DN 150 y autómata PLC con conexión a SCADA. La longitud total del banco es de 20m y el depósito está cubicado mediante técnica de láser – escáner, con medidor de nivel mediante sensor radar.

Dada la configuración del banco de ensayos (Figura 2) es viable realizar todo tipo de ensayos dinámicos, donde existe un elevado caudal de agua para diámetros de hasta DN 800, y registrando simultáneamente 2 medidas de caudal y 4 medidas de presión. La frecuencia de muestreo de los datos se puede modificar en función del tipo de ensayo a realizar.



Figura 2: Detalle del banco de ensayos hidráulico.

2.2 Caracterización de ventosas en diferentes laboratorios

Se realizaron ensayos de ventosas en expulsión y en admisión en tres laboratorios diferentes, ARI Flow Control Accesorios LTD en Kfar Charuv (Israel), CSA en Salsomaggiore Terme (PR) en Italia, y BERMAD CS. Ltd en Kibbutz Evron (Israel). En el laboratorio de ARI se ensayaron 22 ventosas en fase de expulsión y 12 en fase de admisión. En el laboratorio de CSA se ensayaron 23 ventosas en fase de expulsión y 2 en fase de admisión. Mientras que en el laboratorio de BERMAD se ensayaron un total 37 ventosas en fase de expulsión y 33 en fase de admisión, siguiendo la metodología aplicada en estudios previos (Arrué et al., 2017) y (Iglesias-Rey et al., 2014).

El banco de ensayos de ARI se alimenta de aire comprimido mediante cuatro calderines y un depósito tampón, de 10 m³ cada uno, con una presión máxima de 16 bar, que suministran de forma instantánea o gradual hasta 640 m³ de aire a una temperatura ambiente constante de 22 °C y una presión barométrica de 1bar.

Para los ensayos de admisión en el laboratorio de ARI, la ventosa se coloca en el interior de un recipiente al que se “inyecta” el aire a presión, generando una atmósfera presurizada en el mismo (Figura 3). El flujo circula desde la salida hacia la entrada de la ventosa (continuamente abierta), conectada a la atmósfera. Este ensayo no reproduce las condiciones reales de funcionamiento de las ventosas en admisión al inyectar aire presurizado y no en condiciones atmosféricas, pero el procedimiento está reconocido en la norma UNE-EN 1074-4 e ISO 9635-4.



Figura 3. Banco de ensayos de ventosas en admisión en ARI.

El banco de ensayos del laboratorio de CSA está alimentado mediante una soplante, capaz de generar un caudal de aire de $4500 \text{ m}^3/\text{h}$ a una presión máxima de 0.5 bar. El motor eléctrico que mueve la soplante está equipado con un variador de frecuencia, lo que permite modificar la velocidad de giro de la soplante, a fin de obtener diferentes curvas motrices. El banco está pensado para acoplar ventosas de hasta 100 mm de diámetro nominal.

Para los ensayos de admisión, la ventosa se coloca en posición inversa, de manera que el flujo de aire se inyecta a través de la ventosa. Estos ensayos en admisión están limitados dado que se conecta directamente la tubería de impulsión de la soplante a la brida de salida de la ventosa, inyectando el flujo a presiones superiores a la atmosférica. Al igual que en la instalación de ARI, más versátil que la de CSA, las condiciones termodinámicas del ensayo de admisión no son las reales del funcionamiento de la ventosa. En ambos casos, la densidad del aire que entra en la ventosa es mayor que la densidad de aire atmosférico, lo que no es real. Asimismo, en el caso de una ventosa real, el aire expulsado (que es admitido en la tubería), está a una presión inferior a la atmosférica, mientras que, en el ensayo, el aire expulsado está a presión atmosférica. En cualquier caso, se trata de mediciones aproximadas para poder evaluar las condiciones de admisión de las ventosas, admitidas en la norma UNE 1074-4.

El laboratorio de pruebas de ventosas de BERMAD es capaz de realizar los ensayos en expulsión y admisión (Figura 4). Tanto en uno como en otro caso las condiciones termodinámicas reproducen de manera fiel el comportamiento real de la ventosa. Por lo tanto, en los ensayos de admisión los resultados son más realistas que en los otros bancos de ensayo.

El banco de pruebas está alimentado por dos soplantes, una volumétrica de lóbulos capaz de impulsar un caudal de $16320 \text{ Nm}^3/\text{h}$ a 0.5 bar con una potencia de 315 kW y otra centrífuga para bajos caudales, pudiendo acoplarse ventosas de hasta 200 mm de diámetro. Los motores eléctricos de las soplantes están equipados con un variador de frecuencia permitiendo obtener diferentes curvas motrices. La instalación está dotada de caudalímetros másicos, de transductores de presión, y de sensores de temperatura, almacenando los

registros de caudal en condiciones normales, presión relativa y temperatura del aire en un software específico que permite realizar informes, gráficos y exportar los resultados de estos ensayos.



Figura 4. Banco de ensayos de ventosas en expulsión y admisión en Bernad.

En el banco de ensayos de la empresa EMIMET se realizó una prueba de cierre de ventosas y transitorios (Figura 5). Con la tubería vacía, se abre rápidamente la válvula de alimentación y se comprueban las presiones generadas por el cierre de la ventosa en presencia de agua (golpe de ariete). Los ensayos se llevaron a cabo con ventosas DN 50.

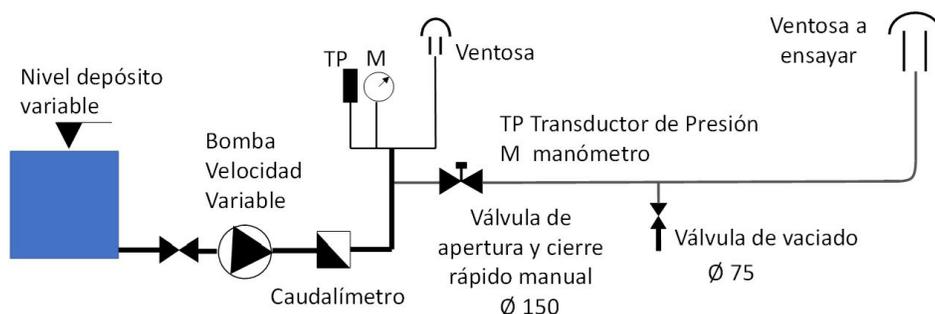


Figura 5: Esquema del ensayo de cierre y golpe de ariete en ventosas.

2.3 Modelo de simulación de llenado de grandes conducciones

Los resultados obtenidos en los bancos de ensayos se han introducido en un modelo de cálculo (Romero et al., 2018), de aplicación a tramos de conducción de pequeña pendiente, para una conducción de diámetro y pendiente constante, con válvula de llenado

de tipo mariposa y un máximo de cinco ventosas en la línea. El modelo calcula la evolución del llenado manteniendo la lámina de agua horizontal y reproduciendo el proceso real con la volumetría dependiente de la pendiente de la tubería. Se requiere definir el protocolo de llenado fijando el incremento de tiempo de cálculo, la presión existente en la red que alimenta la conducción a llenar, y el protocolo de apertura de la válvula que puede admitir hasta seis posiciones diferentes a lo largo del proceso de llenado.

El modelo utiliza las ecuaciones de conservación de la energía, la geometría de la tubería, la ley de los gases perfectos y las ecuaciones que caracterizan el comportamiento de válvulas y ventosas, y finaliza el proceso indicando el tiempo de llenado. No se tiene en cuenta la inercia del fluido.

3 I RESULTADOS

3.1 Ensayo de pérdida de carga en válvulas de mariposa

Se realizaron para tres diámetros; DN 200, DN 400 y DN 600. En los ensayos se variaron las condiciones de presión aguas arriba y aguas abajo de la válvula para diferentes grados de apertura, con o sin presión aguas abajo (tubería vacía). Los resultados se agruparon en función de la diferencia de presión entre la entrada y la salida de la válvula, y/o si la presión aguas abajo de la misma es cero (sin contrapresión), determinándose el coeficiente de caudal (Figura 6).

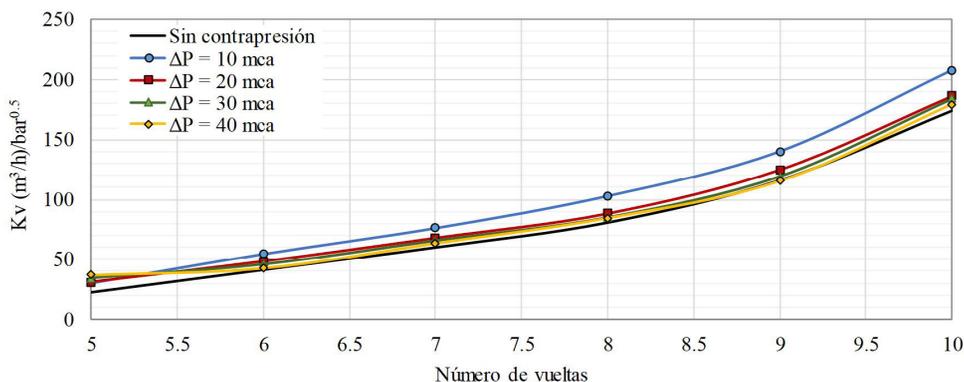


Figura 6: Kv válvula mariposa DN400 vs. Número de vueltas de un total de 47 vueltas.

Como puede observarse en la Figura 6, el coeficiente de caudal Kv no se mantiene constante para un grado de apertura determinado, sino que varía al hacerlo las presiones de entrada y salida. Cuando la contrapresión es nula, el coeficiente de caudal disminuye sensiblemente respecto de los casos en los que la presión a la salida es mayor de cero.

Se ha determinado el coeficiente de caudal para cada grado de apertura, expresado en número de vueltas, mediante la ecuación (1), que permite determinar el caudal circulante en la conducción en ausencia de caudalímetro, conocidos el diámetro nominal de la válvula, su grado de apertura, y las presiones de entrada y salida.

$$K_v(DN, \theta) = A(DN, \theta) + B(DN, \theta) \cdot P_s + C(DN, \theta) \cdot \Delta P + D(DN, \theta) \cdot P_s^2 + E(DN, \theta) \cdot \Delta P^2 \quad (1)$$

Nomenclatura

$K_v(DN, \theta)$	Coeficiente de caudal para DN y número de vueltas θ , en $(m^3/h)/bar^{0.5}$.
A, B, C, D, E	Coeficientes de la expresión, dependientes de DN y de θ .
P_s	Presión a la salida (contrapresión), en mca.
ΔP	Diferencia de presión entre entrada y salida, en mca.

3.2 Ensayo de pérdida de carga en desagües

Las pruebas de válvulas de compuerta, actuando como desagües (Figura 7), se realizaron para diámetros DN 100 y DN 150 con el objetivo de determinar el coeficiente de caudal K_v del conjunto de elementos que forman parte del desagüe, en función del nivel de agua en la poceta de descarga. Con los resultados de este ensayo es posible determinar el caudal de vaciado de las conducciones, en función de la presión aguas arriba del desagüe. (Figura 8).

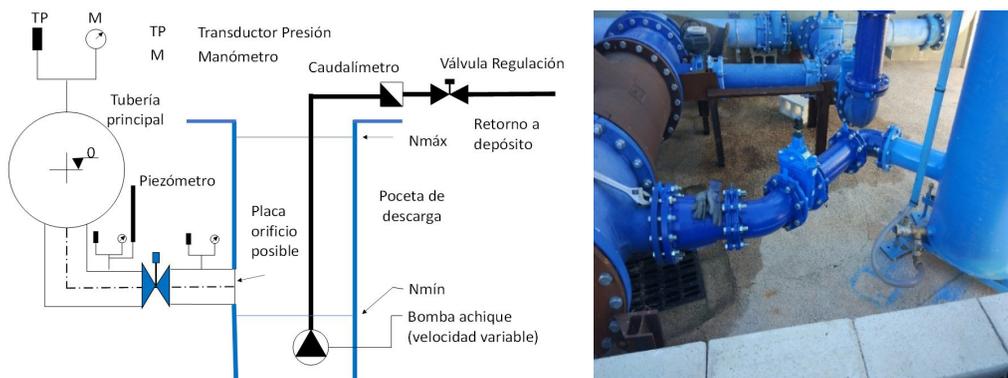


Figura 7: Esquema del ensayo de desagüe sin placa orificio.

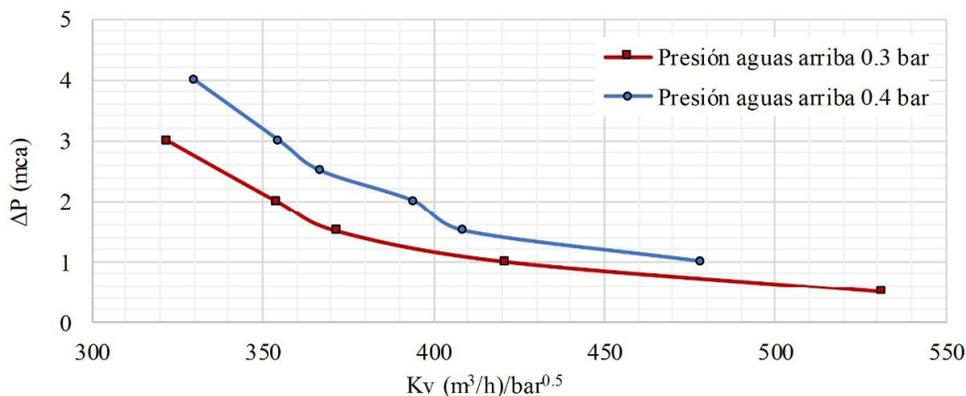


Figura 8: Kv desagüe DN 100 para diferentes presiones aguas arriba y ΔP entrada/salida.

3.3 Ensayo de ventosas

Se realizaron más de 120 ensayos de ventosas entre DN 50 y DN 150 en tres bancos de ensayos diferentes, en los laboratorios ARI, CSA y Bermad. Se obtuvieron como resultados las curvas Presión vs. Caudal, la existencia o no de cierre dinámico (cierre debido al flujo de aire sin que el agua haya llegado al dispositivo) y las presiones a las que este se produce, las condiciones de cierre del dispositivo anti-ariete correspondiente en las ventosas tipo “non-slam” y el comportamiento de ventosas tipo membrana.

En los ensayos de expulsión de aire se produjeron cierres dinámicos en 16 de las 50 ventosas ensayadas. La presión a la que se produjo el cierre osciló entre 0.005bar y 0.43bar, y en 6 de las 16 la presión era inferior a 0.1bar. Estos valores son muy pequeños, por lo que existe grave riesgo de que en una operación de llenado de conducciones se pueda producir el cierre prematuro o inesperado de la ventosa, quedando aire atrapado en la tubería. En las ventosas del tipo Non Slam el cierre del primer flotador se produce a presiones muy bajas entre 0.005 bar y 0.29bar, siendo en 7 de las 9 ventosas ensayadas a una presión inferior a 0.1 bar.

La comparativa de resultados comerciales y experimentales en las curvas de expulsión en condiciones normales presenta una variación promedio entre el valor comercial y el experimental de un 52.1%. Cabe destacar que 18 de las 36 ventosas proporcionaron caudales inferiores a los comerciales (por defecto) con variaciones comprendidas entre el 8.0% y el 82.8%. Y 18 ventosas proporcionaron caudales mayores a los comerciales (por exceso).

La comparativa en las curvas de admisión presenta una variación promedio entre el valor comercial y el experimental de un 41,4%. Cabe destacar que 19 de las 27 ventosas proporcionaron caudales inferiores a los comerciales con una variación promedio entre el 3.1% y el 62.3% entre la curva comercial y la experimental en condiciones normales. Y 8 ventosas que proporcionaron caudales mayores a los comerciales (por exceso).

En la figura 9 se presenta una comparativa entre la curva dada por el fabricante y las obtenidas en los ensayos (tanto en admisión como en expulsión), para una ventosa de DN 100. Como puede apreciarse los resultados se dan tanto para el caudal en condiciones normales Q (Nm³/h) como para el caudal en condiciones del interior de la tubería (flujo volumétrico real de aire que circula por el interior de la tubería con una densidad del aire dependiente de la presión y temperatura existentes).

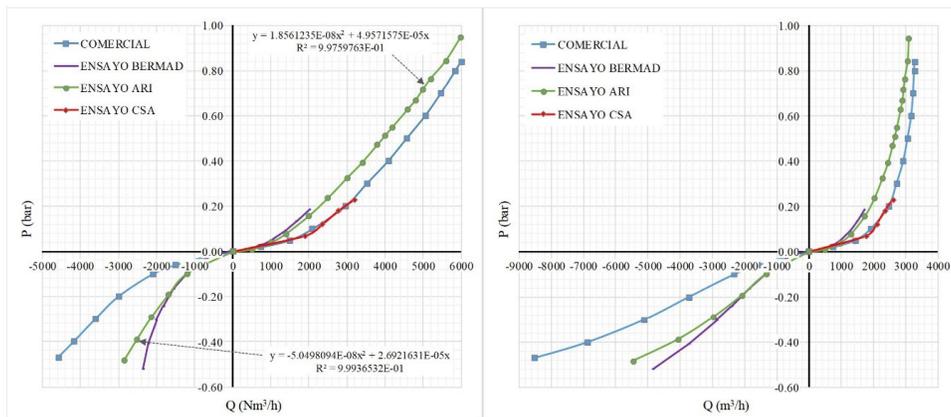


Figura 9. Comparativa entre curva comercial y experimental de los laboratorios de CSA, ARI y Bermad, para una ventosa DN 100 en expulsión y admisión en condiciones normales y del interior de la tubería.

3.4 Resultados del ensayo experimental aplicando el modelo de simulación para el llenado de grandes conducciones

Para comprobar la fiabilidad de la caracterización y del modelo de simulación del llenado de grandes conducciones se han realizado dos conjuntos de ensayos de llenado. Un primer conjunto (E1) en una tubería de fundición DN 400 que alimenta al depósito metropolitano de Museros, en la provincia de Valencia (Figura 10), compuesto por tres ensayos de llenado: de P2 a P3, de P3 a P4 y de P2 a P4, con dos ventosas instaladas: V3 en el punto P3 y V4 en el punto P4.

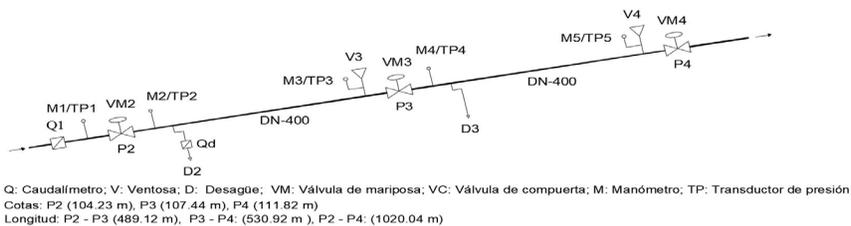


Figura 10: Esquema de la conducción para ensayo experimental en Museros (Valencia).

El segundo conjunto de ensayos (E2) se realizó en una conducción DN-600 en Massamagrell, también en la provincia de Valencia (Figura 11), que tiene un cambio de pendiente pronunciado, de ascendente a descendente, donde se encuentra instalada la ventosa por ser el punto más elevado, V2 en P4. En esta misma configuración se intercambi6 la ventosa V2 y se repiti6 el ensayo (E3).

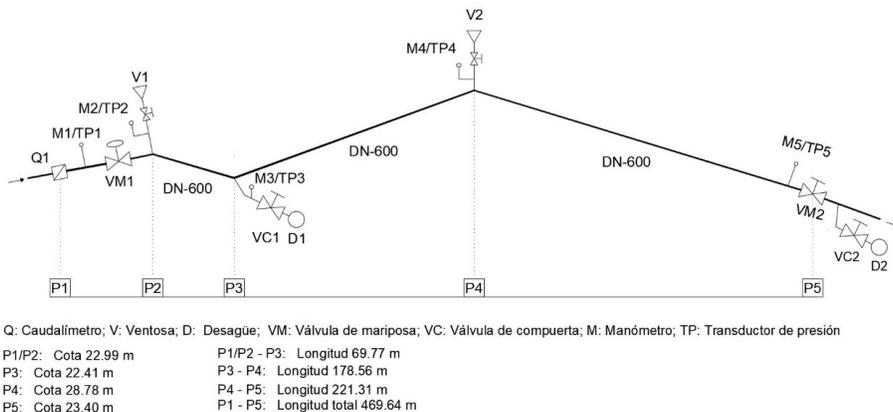


Figura 11. Esquema del tramo de conducción a ensayar en Massamagrell (Valencia).

En la tabla 1 se comparan los resultados experimentales y te6ricos de los ensayos realizados, obteniéndose una desviaci6n inferior al 12 %.

Ensayo	Tramo	T _{llenado} (min) experimental	T _{llenado} (min) modelo	Variación (%)	Q (l/s) Experimental	Q (l/s) modelo	Variación (%)
E1	P2-P3	25.66	27.19	5.96	39.28	37.67	4.09
	P3-P4	12.93	14.47	11.75	86.34	76.83	11.01
	P2-P4	34.93	36.14	3.46	-	59.10	-
E2	P1-P5	16.60	17.44	5.06	141.29	139.10	1.55
E3	P1-P5	16,00	17.53	9.56	146.82	138.37	5.75

Tabla 1. Comparativa de resultados de tiempo y caudales de llenado experimentales y teóricos.

4 | CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en la caracterización de los elementos hidráulicos han servido como datos de entrada imprescindibles para el modelo que simula el funcionamiento de las conducciones durante las operaciones de llenado, y permite predecir tanto el tiempo del proceso, como la evolución de la presión y el caudal en el interior de la tubería. Este modelo ha mejorado las condiciones de operación en el llenado de las conducciones.

El modelo es capaz de predecir muy bien tanto el tiempo de llenado como el valor del caudal en el interior de la conducción, para una presión de llenado desde la red dada y una secuencia de maniobra de la válvula de llenado predeterminada, presentando una desviación máxima entre los valores de tiempo de llenado y caudal, experimentales y teóricos inferiores al 12%.

La caracterización de elementos en banco de ensayos EMIMET ha permitido determinar curvas de funcionamiento en condiciones hidráulicas que no proporcionan los fabricantes, como ha sido el caso de las válvulas de mariposa sin contrapresión y los desagües. En el caso de ventosas, los resultados de los ensayos experimentales se han podido comparar con las curvas ofrecidas por los fabricantes. Los estudios realizados ayudan a la selección de los elementos más adecuados para las condiciones hidráulicas de las conducciones, así como a implementar mejoras en las comprobaciones de mantenimiento de los elementos.

En cuanto a los procedimientos de ensayos en los laboratorios de CSA, ARI y Bermad, en este último las condiciones termodinámicas reproducen de la manera más fiel posible el comportamiento real de la ventosa. En el caso de expulsión o descarga, la presión se mide en el interior de la tubería y la ventosa descarga contra la atmósfera, mientras que, en el caso de admisión, el aire es admitido en condiciones atmosféricas exteriores, generándose la depresión en el interior de la tubería, al contrario que en la mayoría de los laboratorios en los que el aire debe de ser impulsado desde el exterior de la ventosa, por lo que no se cumplen las condiciones termodinámicas reales.

En general, los ensayos realizados han resultado satisfactorios, si bien sería deseable poder determinar de una manera más precisa el umbral de presión a partir del

cual el flotador efectúa un cierre dinámico o, en las ventosas Non-Slam o antiariete (NS), el valor de la presión a la que se produce el cierre del primer flotador. La elección de la ventosa pensando en que admita un caudal superior al que realmente puede admitir puede provocar problemas en la instalación al generarse en un vaciado depresiones mayores a las previstas.

Es muy importante determinar el valor de la presión en el interior de la tubería al que se produce el cierre dinámico de la ventosa, dado que a partir de ese momento la ventosa deja de realizar su función. En bastantes casos los valores de la presión de cierre dinámico eran muy pequeños, por lo que casi con toda seguridad se cerrarán en casi cualquier llenado, dejando bolsas de aire en el interior de la tubería. Los valores límite de la presión de ensayo en ambos laboratorios, 1 bar en ARI y 0.5 bar en CSA y Bermad, están por encima de los valores de la presión del aire usual en los procesos de llenado (entre 1 y 3 mca), por lo que para situaciones de llenado usuales se han detectado aquellas ventosas que tiene un cierre dinámico a las presiones de trabajo normales.

Sería deseable que los fabricantes indicaran en los catálogos el valor umbral de la presión en el interior de la tubería al que la ventosa cierra de manera prematura. Para próximas revisiones de las normativas de ventosas, tanto UNE-EN como ISO, sería recomendable proponer incluir este ensayo en las citadas normativas. También sería deseable conocer el valor de la presión a la que sube el primer flotador en las ventosas NS. En general se trata de valores excesivamente bajos, por lo que en la práctica las ventosas se transforman en válvulas de muy poca capacidad de expulsión, ralentizando en exceso las operaciones de llenado. No obstante, puede ser interesante su utilización como última ventosa en cerrar durante un proceso de llenado (punto más elevado de una conducción en la que hay instaladas varias ventosas). En los catálogos, los fabricantes suelen incluir estos valores dado que representan la curva P-Q de la ventosa desde presión nula.

En la mayoría de los catálogos, los fabricantes de ventosas no hacen referencia ni a la forma en la que se han realizado los ensayos para determinar la curva P-Q que representan en sus catálogos, ni a los laboratorios en los que se han llevado a cabo los ensayos. Tampoco se referencian las normas UNE-EN 1074-1 y/o ISO 9635-4. Cabe pensar, dadas las desviaciones encontradas, que en algunos casos los ensayos no se han llevado a cabo o que se han hecho de una forma no adecuada. Tampoco se indica por parte de los fabricantes la presión a la cual se produce el cierre anticipado del flotador (con aire).

Cabe pues indicar que en el tema de las ventosas aún hay un camino por recorrer, para ello ayudaría mucho el que los fabricantes certificaran sus ventosas con arreglo a normas, para que en los catálogos los datos técnicos presentados fueran lo más fiables posible. Asimismo, además de la curva P-Q, sería deseable que aparecieran también los valores de la presión máxima para no producir cierre dinámico.

En cualquier caso, pensamos que el presente trabajo puede ayudar a mejorar el conocimiento del comportamiento de las ventosas existentes en el mercado, con el fin

de contar con datos técnicos que ayuden a la elección de la ventosa más adecuada para realizar las operaciones de llenado y vaciado.

Como conclusión se plantea la posibilidad de regular el coeficiente de descarga en algunas ventosas desplazando la curva Presión-Caudal para que se generen más pérdidas de carga, de manera que se pueda reducir su capacidad de expulsión. Y en algunos modelos de ventosa antiarriete o NS, es posible modificar el valor de la presión a la cual cierra el primer flotador. Todo ello resulta interesante para los usuarios a fin de adecuar el funcionamiento del dispositivo a las condiciones del sistema.

AGRADECIMIENTOS

La caracterización de los elementos hidráulicos ha sido posible gracias a la colaboración de la empresa EMIMET, Global Omnium (Valencia), de ARI Flow Control Accesories Ltd (Israel), CSA (Italia), Bermad (Israel) y la Universitat Politècnica de València.

REFERENCIAS

Arrué, P., Romero, A.M., Espert, V., García-Serra, J., Ponz, R. (2017). Caracterización de ventosas de admisión y expulsión de aire. *V Jornadas de Ingeniería del Agua*, Octubre 25-26, A Coruña, Spain, 233-248.

Iglesias-Rey, P. L., Fuertes-Miquel, V. S., García-Mares, F. J., Martínez-Solano, J. J. (2014). Comparative Study of Intake and Exhaust Air Flows of Different Commercial Air Valves. *Procedia Engineering*, 89, 1412–1419, doi:10.1016/j.proeng.2014.11.467

Romero Sedó, A., Arrué, P., García-Serra, J., Espert, V.; Biel, F. (2018). Modelo de llenado de grandes conducciones. *Ingeniería del Agua*, 22(4), 239-254. doi:https://doi.org/10.4995/ia.2018.9642.

CAPÍTULO 2

DESARROLLO DE UN SOPORTE DIGITAL COMO BASE DE UN SISTEMA DE GESTIÓN INTELIGENTE DE REDES DE ABASTECIMIENTO DE AGUA

Data de aceite: 01/10/2020

Fecha de submissão: 01/07/2020

José Pérez-Padillo

Universidad de Córdoba (UCO), Escuela
Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos y
de Montes (ETSIAM)
Córdoba – España

Pilar Montesinos Barrios

Universidad de Córdoba (UCO), Escuela
Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos y
de Montes (ETSIAM)
Córdoba – España

Emilio Camacho Poyato

Universidad de Córdoba (UCO), Escuela
Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos y
de Montes (ETSIAM)
Córdoba – España

Juan Antonio Rodríguez Díaz

Universidad de Córdoba (UCO), Escuela
Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos y
de Montes (ETSIAM)
Córdoba – España

Jorge Pérez Lucena

Empresa Provincial Aguas de Córdoba
(EMPROACSA).
Córdoba – España

Jorge García Morillo

Universidad de Córdoba (UCO), Área de
Ingeniería Hidráulica, Departamento de
Agronomía, EPSB
Córdoba – España

RESUMEN: El trabajo asociado a la gestión de redes de suministro de agua genera una ingente cantidad de datos, que históricamente se ha venido recogiendo y archivando en formatos tradicionales, lo cual dificulta el uso diario de la información por parte de los técnicos que gestionan estos sistemas. Por esta razón los Sistemas de Información Geográfica (SIG), al combinar la información geográfica con la información alfanumérica, se han convertido en un elemento clave en el proceso de digitalización de las infraestructuras de distribución de agua. Así mismo, la generación del modelo hidráulico del sistema de distribución de agua, (SDA) y su vinculación con el SIG, convierte al binomio SIG-modelo hidráulico en el motor de cualquier herramienta de apoyo a la gestión de estos sistemas, que conectada a una aplicación para dispositivos móviles (APP), facilita enormemente las tareas de operación y mantenimiento de los SDA. Se presenta una metodología basada en software libre para la digitalización, modelización y toma de decisiones operativas sobre las infraestructuras hidráulicas de las empresas de abastecimiento. Esta metodología se ha aplicado a la red de abastecimiento en alta que gestiona la Empresa Provincial de Aguas de Córdoba (EMPROACSA).

PALABRAS CLAVE: Modelación hidráulica, Sistemas de información geográfica, aplicaciones para dispositivos móviles.

DEVELOPMENT OF A DIGITAL SUPPORT AS A BASIS FOR AN SMART MANAGEMENT SYSTEM FOR WATER SUPPLY NETWORKS

ABSTRACT: The work associated with the management of water supply networks generates an enormous amount of data, which has historically been collected and recorded in traditional formats, making difficult the use of this information for the technicians who manage these systems. For this reason, Geographic Information Systems (GIS), which combine geographic information with alphanumeric information, have become a key element in the process of digitizing water distribution infrastructures. Likewise, the generation of the hydraulic model of the water distribution system (SDA) and its connection to the GIS makes the GIS-hydraulic model binomial the engine of any support tool for the management of these systems. All of this connected to an application for mobile devices (APP), greatly facilitates the operation and maintenance tasks of the SDA. A methodology based on free software is presented for the digitalisation, modelling and operational decision making on the hydraulic infrastructures of the water supply companies. This methodology has been applied to the transmission water supply network managed by the Provincial Water Company of Cordoba (EMPROACSA).

KEYWORDS: Hydraulic simulations, geographical information systems, mobile applications.

1 | INTRODUCCIÓN

La gestión sostenible del agua se ha convertido en una cuestión crítica para el futuro del planeta, teniendo en cuenta que el cambio climático avanza y ciertos países sufren periodos de sequía prolongados (Vargas y Paneque, 2018) lo que provoca alteraciones en la disponibilidad y el reparto del recurso para los distintos usos.

Los modelos de gestión de sistemas de distribución de agua (SDA) tienen como principal objetivo realizar un uso eficiente de los recursos hídricos, así como reducir los costes derivados de dicha gestión. Estos modelos pueden integrar avances tecnológicos que abarcan desde la modelización hidráulica, la geolocalización de los elementos del SDA, la sensorización de las variables clave de operación (Sadler y col, 2016; Puig y col., 2017), redes de comunicación y almacenamiento de datos en la nube.

El proceso de digitalización del sector del suministro de agua se ha acelerado en los últimos años con la adopción de tecnologías disruptivas que están cambiando los modelos de negocio predominantes durante décadas. Los sistemas de información geográfica (SIG), que aúnan información geográfica e información alfanumérica en formato digital, se han convertido en una herramienta imprescindible para las empresas/asociaciones que gestionan SDAs (Abdelbaki y col., 2016). El proceso de digitalización se completa integrando toda la información disponible sobre el SDA en un modelo hidráulico que permita calcular las principales variables hidráulicas en cualquier punto del sistema. Los modelos hidráulicos simulan el comportamiento de un SDA ante distintos escenarios de operación, facilitando la toma de decisiones (Machell y col., 2010).

Hoy en día existen diferentes tipos de sistemas de apoyo a la toma de decisiones, SSD (Caballero, 2008). Pero la mayoría de ellos se basan en un solo factor de los muchos

que intervienen en el proceso de gestión: demandas, presiones, caudales circulantes, fugas, etc. Para lograr una gestión óptima de un SDA es necesario desarrollar SSDs basados en el análisis conjunto de los distintos factores que afectan a la gestión de estos sistemas (Gonzalez Perea y col., 2017). Así el SSD ideal debe basarse en el modelo hidráulico del SDA, calibrado y georreferenciado, incluyendo sus reglas de operación. Los inputs principales de este SSD son la información almacenada en su SIG y los datos en tiempo real procedentes de una red de sensores.

Por ello, se propone una metodología que aborde de forma eficiente las primeras fases del desarrollo del SSD. El procedimiento se basa en el uso de software libre, que permita crear el SIG y vincularlo al modelo hidráulico de un SDA, para su uso práctico mediante una APP. Este procedimiento se ha aplicado a la red de abastecimiento en alta de la Empresa Provincial de Aguas de Córdoba (EMPROACSA), aunque puede aplicarse a redes de mayores dimensiones y complejidad.

2 I METODOLOGÍA

El procedimiento de digitalización de SDAs parte de la georreferenciación de todos los elementos que integran estos sistemas, así como su correspondiente caracterización (Poorazizi y Alesheikh, 2008; Mohammed, 2014). Para ello se utiliza la cartografía e información disponible complementándola con salidas a campo para verificar, actualizar y completar la información que se almacenará en un SIG. En este trabajo se ha optado por la utilización del software libre “Qgis” (Anón, 2002).

A partir de esta información y las características hidráulicas de todos los elementos del SDA, es posible la obtención del correspondiente modelo hidráulico mediante el software libre “EPANET” (Rossman, 2000), en el que se introducirán las reglas de operación del SDA. El modelo hidráulico proporciona la distribución de caudales y presiones en cualquier punto de la red, lo que permite estudiar el comportamiento de la red ante distintos escenarios de operación y demanda de agua.

Para facilitar la interacción entre técnicos y operarios se ha adaptado la APP libre “Google My Maps” (Anón, 2007) (Figura 1). Esta APP permite al operario de campo la consulta del SIG del sistema, previamente desarrollado en Qgis, y enviar a los técnicos encargados de la gestión del SDA los cambios que se introduzcan en el SDA (por ejemplo, sustitución de elementos, cambio de estado de una válvula, reparación de una fuga, etc.) y así mantener el SIG permanentemente actualizado.

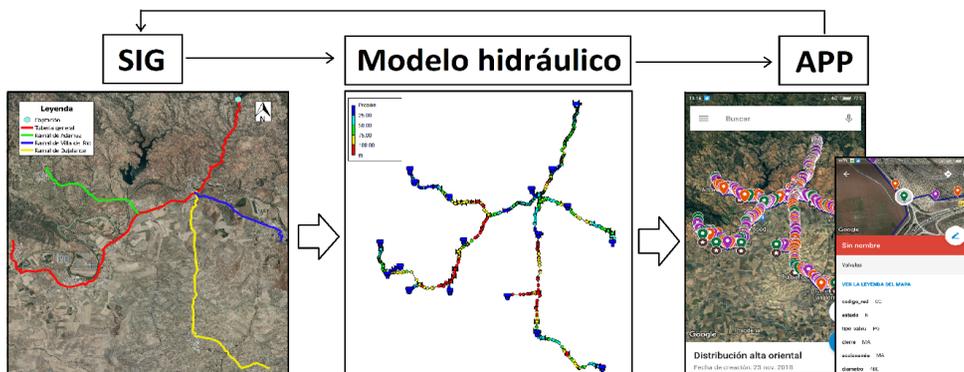


Figura 1. Metodología de digitalización y procesado de la información.

Este procedimiento se caracteriza por el uso exclusivo de software libre en todas las etapas del mismo (Qgis, EPANET y Google My Maps). El coste de implantación es, básicamente, un coste laboral lo que facilita su utilización en empresas del sector del suministro urbano con pocos recursos dedicados a I+D. Así mismo, hay que tener en cuenta que no son softwares diseñados *ex profeso* para la gestión del abastecimiento de agua, por lo que su aplicación debe adaptarse a sus funciones predeterminadas.

El elemento clave del procedimiento expuesto radica en el uso de una base de datos dinámica. Esta se actualiza constantemente incorporando los cambios propios de cualquier infraestructura hidráulica. Por tanto, se evita la obsolescencia prematura de este tipo de procedimientos, los cuales requieren un considerable esfuerzo para su puesta en marcha. Por todo ello, se ha automatizado la generación del modelo hidráulico en función de los datos SIG introducidos en el sistema, usando el plugin “G-Hydraulic” de Qgis (Caballero y col., 2016). Para completar el ciclo, se ha adaptado una plataforma de representación cartográfica basada en información almacenada en la nube, Google My Maps (GMM) (Palen y col., 2015; Taylor y col., 2015) para dotar de toda la información disponible a los operarios de campo y para transmitir de forma inmediata los cambios en el SDA al técnico de gestión.

A continuación, se describen las etapas del proceso de digitalización de un SDA, desde la creación de la base de datos dinámica sobre soporte SIG hasta la creación de la APP para el uso de los operarios de campo.

2.1 Generación de la base de datos

La creación de la base de datos dinámica se ha basado en un SIG, debido a la componente geográfica que poseen todos los elementos del sistema. Los SIG posibilitan la consulta de datos asociados a elementos georreferenciados sobre el terreno ya que almacenan información en capas temáticas. De este modo se facilita la creación de estadísticas e informes sobre el estado y el funcionamiento de la red hidráulica.

Según Google Trends, Qgis es el SIG libre de referencia en los últimos años debido a la existencia de una comunidad de desarrolladores activa que mejoran continuamente el programa y de plugins que completan el software con funciones específicas. Otras funciones destacadas son la posibilidad de análisis espaciales con GRASS (Neteler y col., 2012) y la diversidad de herramientas existentes de edición topológica. Por ello, se ha considerado que Qgis es adecuado para su utilización en la metodología propuesta.

Una vez realizada la primera fase de toma de datos en gabinete y en campo con GPS, se exporta la información mediante formato shapefile al sistema de información geográfica Qgis. De este modo se crea una nube de puntos en un entorno SIG fácilmente manejables. El siguiente paso será asignarle un elemento a cada uno de los puntos marcados con GPS (ventosas, desagües, captaciones, conducciones, válvulas, bombeos, depósitos o contadores). A cada elemento se le asignan sus características hidráulicas recopiladas tanto en gabinete como en las visitas de campo. De esta forma se ubica cada elemento en el territorio mediante sus coordenadas y se le asocian sus características para posibles consultas futuras. Para completar el proceso, se ha añadido una fotografía de cada elemento para tener una idea del estado en que se encuentra actualmente. Una vez identificados todos los elementos de la red se procede a la digitalización de las conducciones. Con el objetivo de evitar errores a la hora de realizar el modelo hidráulico es necesario realizar una corrección topológica de todos los elementos que forman la red, haciendo especial hincapié en los elementos duplicados y en las geometrías no válidas. Para realizar estas tareas es necesario apoyarse en el comprobador de topología de Qgis. Es importante realizar esta fase de forma minuciosa debido a la gran cantidad de puntos a analizar. Para concluir el proceso de caracterización del SDA, se verifica toda la información almacenada en el SIG con los técnicos gestores para minimizar los posibles errores derivados del gran volumen de datos que se manejan.

2.2 Generación del modelo hidráulico

La distribución de presiones y caudales circulantes en las redes de abastecimiento de agua depende de las condiciones de carga del sistema en cada instante. El conocimiento anticipado de la variabilidad de presiones en los nudos y de caudales en las conducciones permite tomar las decisiones oportunas evitando problemas de servicio a los usuarios. Por ello, surge la necesidad de tener un modelo matemático actualizado del sistema que reproduzca fielmente sus condiciones reales de operación.

A partir de la caracterización geométrica (longitud y diámetro de tuberías, ubicación de las válvulas y bombas, etc.) e hidráulica (material, rugosidad, coeficiente de pérdidas de carga en válvulas, etc.) del SDA en soporte SIG se ha establecido el procedimiento de generación del modelo hidráulico de un SDA desarrollado en entorno EPANET. Este software permite simular el funcionamiento del sistema para ciertas condiciones de carga tanto en régimen permanente, como a lo largo de un determinado periodo de tiempo (periodo extendido).

Se ha utilizado el complemento GHydraulics de Qgis, que permite la exportación de la geometría del SDA en formato (.inp), legible por EPANET. GHydraulics crea nodos ficticios en el modelo hidráulico de forma automática para poder convertir los elementos representados con un punto en el SIG en elementos lineales en el modelo hidráulico.

Una vez exportada la geometría de la red con GHydraulics es necesario completar el modelo desde EPANET, proporcionando la demanda base de cada uno de los puntos de consumo con sus patrones de demanda, las reglas de operación de los bombeos y los depósitos, el estado de las válvulas (abiertas/cerradas) y las curvas características de cada bomba instalada en el SDA. Por último, se ejecuta EPANET para reproducir el escenario de operación correspondiente a los datos introducidos y detectar posibles fallos antes de continuar con el proceso de digitalización.

2.3 Aplicación para dispositivos móviles

La base de datos del SDA sobre soporte SIG debe actualizarse constantemente incorporando información sobre cambios en el sistema (nuevos tramos, cambios en el diámetro y material de tuberías, introducción de nuevos elementos en el sistema, cambios en las reglas de operación, etc...).

Ante la necesidad de aportar información detallada sobre cada elemento de la red a los operarios, de forma práctica para el trabajo diario, se ha adaptado la aplicación móvil Google My Maps, a los objetivos de este trabajo. GMM es un servicio gratuito de Google que permite crear y editar mapas de forma personalizada (Quirós y Polo, 2018) enlazándolos con Google Drive, para mantener los datos en la nube, y poder compartir la información entre distintos usuarios. Esta APP permite a los operarios de campo consultar las características de los elementos que forman el SDA y enviar al gestor del binomio SIG-modelo hidráulico un aviso online de cambios en el sistema (ocurrencia de averías, reparaciones, etc.) para que actualice la información de la base de datos. El gestor analizará la información recibida antes de actualizar la base de datos (figura 2).

Las funciones de esta APP son:

- Acceso desde cualquier dispositivo móvil con conexión a internet a la base de datos del SDA.
- Jerarquía de permisos para acceder a la información (consulta y/o permiso para editar).
- Escoger el tipo de mapa base que mejor se adapte a la consulta a realizar (político, relieve o satélite).
- Activar o desactivar capas para mejorar la visibilidad del mapa. Cada capa recoge la ubicación e información de los elementos de un mismo tipo. Es decir, habrá tantas capas como tipos de elementos tenga el sistema. Cada una de estas capas se pueden representar con un icono y color distinto, mejorando así la lectura del mapa.

- Trabajar online/offline en función de las circunstancias. Cuando se trabaja sin conexión a internet, los mapas tendrán poca o nula resolución, pero se sigue teniendo acceso a las características de los elementos.
- Enlazar fotografías almacenadas en Drive con la tabla de atributos para visualizar las imágenes de los elementos.
- Guiado con GPS hasta cualquier elemento del SDA con Google Maps.

La figura 2 muestra las conexiones entre los operarios y técnico SIG-modelo y el flujo de información entre la base de datos y la APP. Es un circuito cíclico. La idea principal es que los trabajadores de campo, que son las personas que mejor conocen la ubicación y el estado de las infraestructuras hidráulicas, adviertan de errores o modificaciones en la información existente en la base de datos. En este procedimiento es imprescindible contar con un técnico SIG-modelo hidráulico que esté capacitado para verificar y filtrar la información antes de introducirla definitivamente en el sistema.

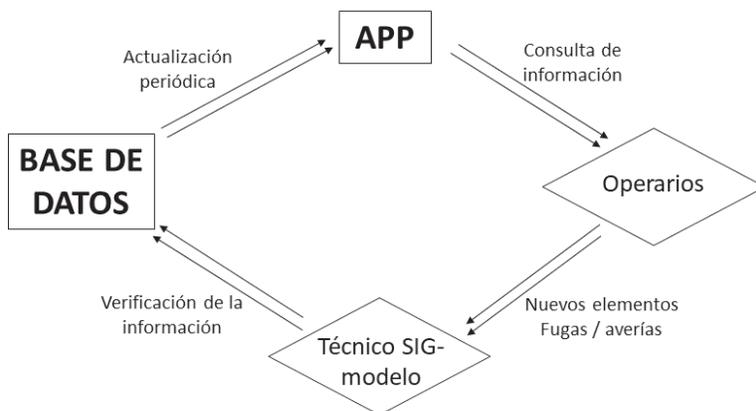


Figura 2. Conexión base de datos – APP.

3 | APLICACIÓN

3.1 Zona de estudio

La metodología propuesta se ha implantado en el Sistema Oriental, SO, de la red de abastecimiento en alta de la empresa provincial de aguas de Córdoba (EMPROACSA). Este SDA se sitúa en la zona Este de la provincia de Córdoba, lindando al Norte con Sierra Morena y al Este con la provincia de Jaén. Abarca una superficie aproximada de 600 km² y abastece a un total de 10 pueblos del Valle del Guadalquivir (Figura 3).

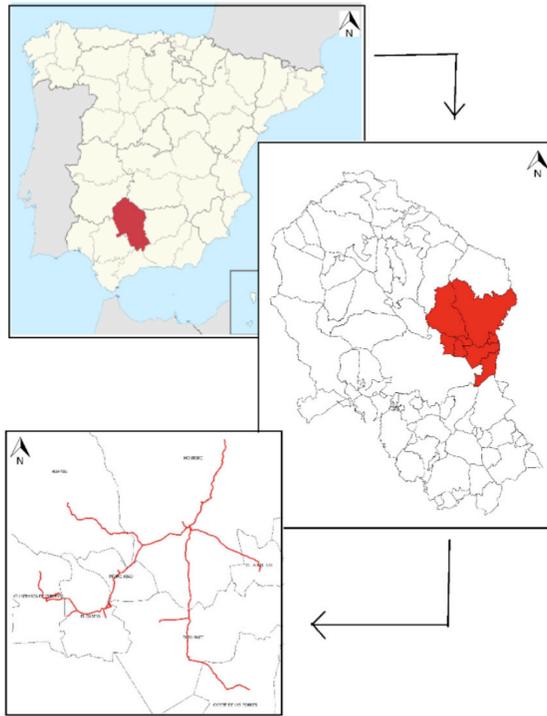


Figura 3. Ubicación de la red de abastecimiento propia de estudio.

Este sistema se abastece únicamente del embalse Martín Gonzalo y tiene una única planta de tratamiento de agua potable, ETAP, con 25.920 m³/día de capacidad para abastecer a una población de 44.200 habitantes. Teniendo en cuenta las variaciones mensuales de población, la demanda media de agua por habitante en la zona abastecida por el SO es de 250 l/hab·día y el consumo medio anual en los distintos municipios oscila entre los 12.733 m³ /año de Morente hasta los 681.572 m³/año de Bujalance.

3.2 Determinación del tiempo máximo de reparación de averías

Un caso de aplicación de esta metodología es el cálculo del tiempo máximo de reparación de averías (TMR), periodo de tiempo desde el inicio del fallo hasta que el usuario más restrictivo no pueda satisfacer sus demandas debido a la incidencia. Este concepto es la base para organizar y gestionar los recursos necesarios para resolver el problema.

Para el caso de estudio de la red de abastecimiento en alta de EMPROACSA, se ha considerado la ocurrencia de una fuga en la tubería general que afecta a cuatro poblaciones, centrando el análisis en los depósitos de suministro de dichos municipios. Una vez detectada la fuga por el operario de campo, se transmite la incidencia a través de la APP para informar a los técnicos gestores del sistema. Estos actualizan el modelo con datos del estado de la red, creando un escenario que se asemeje lo máximo posible a la

situación real. Tras ejecutar el análisis hidráulico se obtendrán las curvas de evolución a lo largo del tiempo de cada uno de los depósitos implicados en la incidencia. El conocimiento sobre la variación de la lámina de agua del depósito a lo largo del tiempo es fundamental para calcular el TMR, es decir, el periodo de tiempo comprendido entre la detección de la fuga, y el momento en el que el depósito más restrictivo queda sin agua.

Si los depósitos no se encuentran a su nivel máximo en el momento de la incidencia, solo hay que conocer el nivel inicial y desplazar la curva de evolución para recalcular el tiempo máximo hasta vaciarse (Figura 4). El TMR vendrá definido por el punto de corte de la curva de evolución temporal del nivel del depósito con el eje de tiempo. El nivel inicial de los depósitos implicados en la incidencia es un factor que condiciona el valor del TMR de cada depósito. Es necesario, conocer el estado de la red (input) en el momento de la fuga para obtener curvas realistas de la posible evolución de los depósitos si se mantiene la demanda (output).

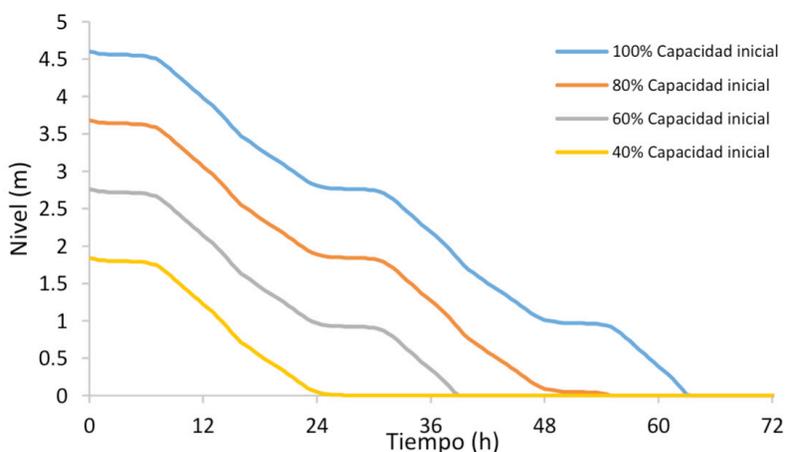


Figura 4. Evolución del nivel de un depósito en función del nivel inicial.

El modelo hidráulico permite conocer la evolución de los niveles de los depósitos a lo largo del tiempo (análisis de EPANET en periodo extendido) y por tanto, el tiempo que tarda en vaciarse cada depósito cuando falla el suministro, si no hay cambios en la demanda de la población a la que abastece. Por ello, para simular con rigor las condiciones de trabajo del sistema, es fundamental que la base de datos esté actualizada. La figura 5 muestra la localización de los depósitos y la evolución a lo largo del tiempo del nivel de los mismos desde el corte de suministro. Para este caso de estudio se ha partido de una hipótesis favorable considerando que los cuatro depósitos afectados se encuentran a su máxima capacidad cuando se produce la incidencia.

El TMR que se enviará al técnico de campo a través de la APP será el del depósito más restrictivo, según el criterio que se defina (por ejemplo, menor tiempo en vaciarse y mayor número de habitantes afectados).

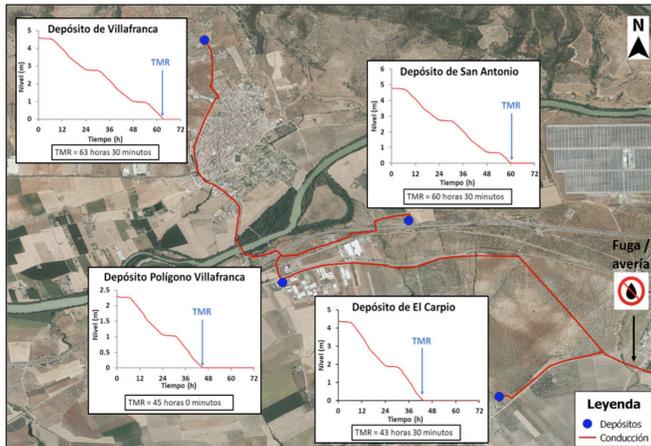


Figura 5. Cálculo del TMR para el caso de estudio.

La aplicación de las herramientas expuestas con anterioridad a este caso en concreto permite calcular el TMR de forma sencilla y eficaz, gracias a la comunicación entre el SIG-modelo hidráulico con los operarios de campo en tiempo real a través de la APP. La APP facilita la comunicación de incidencias y agiliza el proceso de comunicación entre personal implicado en la toma de decisiones y operarios de reparación de averías (Figura 6), disminuyendo así el tiempo de reacción ante cualquier eventualidad.

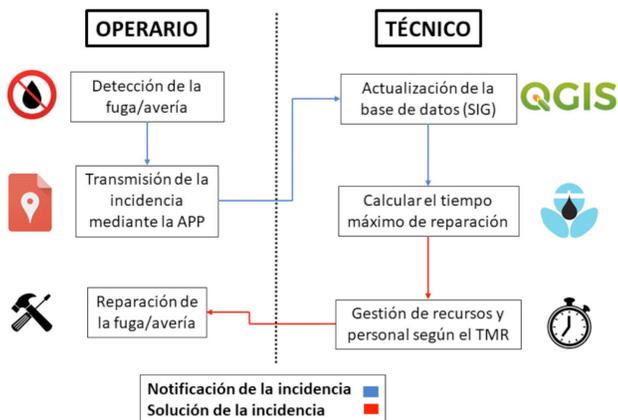


Figura 6. Protocolo de acción en caso de incidencia.

El conocimiento del TMR, ante cualquier incidencia que afecte al suministro de una población, es útil para organizar los recursos destinados a su reparación de una forma óptima, reduciendo así el coste de mantenimiento de la red. Esta metodología ofrece apoyo al departamento de compras, para planificar la adquisición de materiales y piezas necesarios, y al departamento de gestión de personal, para organizar las tareas a realizar por el personal disponible en ese periodo de tiempo y para ejecutar la reparación dentro de los plazos recomendados.

4 | CONCLUSIONES

La adaptación de Google My Maps a cualquier SDA permite obtener el máximo rendimiento del binomio SIG-modelo hidráulico, de forma que la información de la base de datos fluye con facilidad a través de los distintos departamentos que intervienen en la gestión del abastecimiento. Por tanto, se pone de manifiesto que con esta metodología es posible la transformación digital de la gestión de sistemas de abastecimiento, tanto de empresas grandes como de empresas de menor tamaño y recursos. Destacando la utilización de software libre, lo que reduce considerablemente su coste de implantación y uso.

El SIG proporciona una base de datos detallada y georreferenciada de todos los elementos de la red que si se actualiza de forma permanente, permite que el modelo hidráulico del SDA con el que está vinculado reproduzca con fidelidad su funcionamiento real.

El binomio SIG-modelo hidráulico desarrollado permite analizar el comportamiento de la red bajo diversos escenarios de operación facilitando la toma de decisiones en tiempo real.

La implantación de la APP facilita la comunicación en tiempo real, entre operarios de campo y técnicos SIG de la empresa, de las incidencias en el SDA. Además, permite tener la base de datos actualizada frente a cambios en el sistema.

La fiabilidad del modelo hidráulico, como núcleo de un sistema de gestión inteligente de redes de abastecimiento, requiere de un proceso de calibración y validación, con datos reales del SDA procedentes de sensores instalados en los puntos clave del sistema. La incorporación de un sistema de monitorización de variables hidráulicas en tiempo real, basado en software libre y sensores con una adecuada calidad/precio, al conjunto Qgis-EPANET-GMM es la base para el desarrollo de un sistema de gestión inteligente de SDAs en tiempo real.

En la actualidad está en proceso de implantación una red de monitorización de presiones basada en un sensor de presión robusto de bajo coste para redes de abastecimiento de agua vinculada a Qgis-EPANET-GMM. La comunicación de datos se basa en el Internet de las cosas, IoT, transmitiéndose la información mediante la red de

largo alcance y baja potencia (Sigfox), ideal para conectar elementos dispersos como ocurre en las infraestructuras de agua. El sistema de apoyo a la decisión Qgis-EPANET-GMM-Sensores en desarrollo incluye un sistema de alertas ante fugas/averías en tiempo real, así como un módulo de calibración del modelo hidráulico.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido desarrollado en el ámbito del convenio de colaboración entre la Empresa Provincial de Aguas de Córdoba (EMPROACSA) y el grupo de Hidráulica y Riegos de la Universidad de Córdoba. Los autores agradecen a Aguas de Córdoba los recursos materiales y humanos aportados para llevar a cabo dicho proyecto.

REFERENCIAS

Abdelbaki, C., Benchaib, M.M., Benziada, S., Mahmoudi, H., Goosen, M. 2016. Management of a water distribution network by coupling GIS and hydraulic modeling : a case study of Chetouane in Algeria. *Applied Water Sciences* 7: 1561-1567.

Anón. 2007. Google My Maps.

Anón. 2002. QGIS Development Team.

Caballero, A. 2008. Los sistemas de información en la toma de decisiones en gestión de aguas. En pp. 1-14. Expo Zaragoza 2008.

Caballero, D.B., Rodríguez, A.V., Blaya, F.J.S. 2016. Modelado hidráulico y simulación de la calidad del agua en una red de abastecimiento municipal: implementación y validación del método en el municipio de Alcantarilla. Universidad de Cartagena.

Gonzalez Perea, R., Fernandez, I., Martín, M., Rodríguez, J.A., Camacho, E., Montesinos, M.P. 2017. Multiplatform application for precision irrigation scheduling in strawberries. *Agricultural water management* 183: 194-201.

Machell, J., Mounce, S.R., Boxall, J.B. 2010. Online modelling of water distribution systems: A UK case study. *Drinking Water Engineering and Science* 3: 21-27.

Mohammed, W. 2014. Free and Open Source GIS : An Overview on the Recent Evolution of Projects , Standards and Communities. En *The 9th National GIS Symposium, Arabia Saudita, KSA*, pp. 1-13.

Neteler, M., Bowman, M.H., Landa, M., Metz, M. 2012. Environmental Modelling & Software GRASS GIS : A multi-purpose open source GIS. *Environmental Modelling and Software* 31: 124-130.

Palen, L., Soden, R., Anderson, T.J., Barrenechea, M. 2015. Success & Scale in a Data - Producing Organization : The Socio - Technical Evolution of OpenStreetMap in Response to Humanitarian Events. En pp. 4113-4122. *Proceedings of the 33rd annual ACM conference on human factors in computing system*.

Poorazizi, E., Alesheikh, A.A. 2008. Developing a Mobile GIS for Field Geospatial Data Acquisition. *Applied Sciences* 8: 3279-3283.

Puig, V., Ocampo-Martinez, C., Pérez, R., Cembrano, G., Quevedo, J., Escobet, T. 2017. Real-time Monitoring and Operational Control of Drinking-Water Systems. Springer.

Quirós, E., Polo, M.E. 2018. Recursos abiertos de información geográfica para investigación y documentación científica. *Revista española de Documentación Científica* 41: 214.

Rossmann, L.A. 2000. Epanet 2 Users Manual. National Risk management research laboratory, USEPA0-200.

Sadler, J., Ames, D., Khattar, R. 2016. A recipe for standards-based data sharing using open source software and low-cost electronics. *Journal of Hydroinformatics* 185-197.

Taylor, P., Vilas, L.G., Guisande, C., Vari, R.P., Manjarrés-hernández, A., García-, E., González-dacosta, J. et al. 2015. International Journal of Geographical Geospatial data of freshwater habitats for macroecological studies : an example with freshwater fishes. *International Journal of Geographical Information Science*.

Vargas, J., Paneque, P. 2018. Informe del observatorio de políticas del agua 2017 " retos de la planificación y gestión del agua en españa ". En La Roza, F., Martínez, J. (ed.), Fundación Nueva Cultura del agua, pp. 42-54.

CAPÍTULO 3

COMPARAÇÃO ENTRE MIGHA E AG PARA A CALIBRAÇÃO DO FATOR DE ATRITO

Data de aceite: 01/10/2020

Data de submissão: 27/07/2020

Alessandro de Araújo Bezerra

Universidade Federal do Piauí, Departamento de Recursos Hídricos, Geotecnia e Saneamento Ambiental
Teresina – PI
<http://lattes.cnpq.br/1375170517742002>

Renata Shirley de Andrade Araújo

Universidade Federal do Piauí, Departamento de Recursos Hídricos, Geotecnia e Saneamento Ambiental
Teresina – PI
<http://lattes.cnpq.br/6959135851581992>

Marco Aurélio Holanda de Castro

Universidade Federal do Ceará, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental
Fortaleza - CE
<http://lattes.cnpq.br/9250831617884112>

RESUMO: O objetivo deste trabalho é comparar o método de calibração do fator de atrito em redes de distribuição de água, denominado Método Iterativo do Gradiente Hidráulico Alternativo (MIGHA) com o já consagrado método dos algoritmos genéticos (AG). Para a comparação foi utilizada uma rede fictícia calibrada com uso dos dois métodos. O MIGHA apresenta uma equação para a calibração do fator de atrito através de processo iterativo com posterior cálculo da rugosidade absoluta e o AG é um algoritmo de busca em que foi

calibrado diretamente a rugosidade absoluta de cada trecho. Foram comparados resultados de pressão e rugosidade absoluta. Os melhores resultados em termos de valores de pressão foram obtidos através de Algoritmos Genéticos, no entanto, as diferenças entre as os valores da pressão calculados através do MIGHA e as pressões observadas/gabarito foram menores do que 1%, o que mostra que, apesar de não ser o melhor resultado, este também foi muito bom. Quanto aos valores de rugosidade obtidos, os resultados foram inferiores aos obtidos pelos Algoritmos Genéticos, embora, com um tempo de processamento bem inferior. Assim, concluiu-se que o uso do MIGHA não gera os melhores resultados, mas bons resultados em pouco tempo.

PALAVRAS-CHAVE: Método Iterativo do Gradiente Hidráulico Alternativo, Algoritmo Genético, Fator de atrito.

COMPARISON BETWEEN MIGHA AND GA FOR THE CALIBRATION OF THE FRICTION FACTOR

ABSTRACT: The objective of this work is to compare the method of calibration of the friction factor in water distribution networks, called the Alternative Hydraulic Gradient Iterative Method (MIGHA) with the already established method of genetic algorithms (GA). For comparison, a fictitious network calibrated using both methods was used. The MIGHA presents an equation for the friction factor calibration through an iterative process with subsequent calculation of the absolute roughness and the GA is a search algorithm in which the absolute roughness

of each stretch was directly calibrated. Results of pressure and absolute roughness were compared. The best results in terms of pressure values were obtained through Genetic Algorithms, however, the differences between the pressure values calculated through MIGHA and the observed pressures/template were less than 1%, which means that, despite of not being the best result, this was also very good. As for the roughness values obtained, the results were lower than those obtained by Genetic Algorithms, although, with a much shorter processing time. Thus, it was concluded that the use of MIGHA does not generate the best results, but good results in a short time.

KEYWORDS: Alternative Hydraulic Gradient Iterative Method, Genetic Algorithm, Friction Factor.

1 | INTRODUÇÃO

Há muito tempo se sabe da importância das redes de distribuição. Como pode ser visto em Garcez e Azevedo Netto (1947), a rede de distribuição de água é o elemento do sistema de abastecimento de maior importância econômica, atingindo de 60% a 70% do custo total do sistema e, em pequenas localidades, podendo chegar a 90%. Em Tsutiya (2006) é estimado seu custo entre 50% e 75%. Já Heller e Pádua (2010) consideram que seu custo é responsável por mais de 50% do custo de implantação do sistema.

De acordo com o encontrado em Gomes e Formiga (2001), as redes de distribuição são os componentes responsáveis por levar a água ao usuário final, nos sistemas de abastecimento de água, de comunidades urbanas e rurais. Uma definição similar, porém mais antiga, foi proposta em Dacach (1967), em que, uma rede de distribuição é um elemento que se constitui de tubulações que distribuem água, atendendo aos diversos pontos de consumo. Uma forma mais completa pode ser vista em Tsutiya (2006) e Heller e Pádua (2010), que definem rede de distribuição de água como a parte do sistema de abastecimento formada por tubulações e órgãos acessórios instalados em logradouros públicos com o objetivo de fornecer água potável em quantidade, qualidade, pressões adequadas e de forma contínua aos consumidores, sejam esses residenciais, comerciais, industriais ou de serviço.

Em Rao e Salomons (2007) é explicado que cada rede de distribuição de água compreende uma configuração única de tubos interconectados, tanques de armazenamento, estações de bombeamento e câmaras de válvulas, que está sujeita a exigências muito variáveis que não podem ser previstas com grande grau de certeza.

Para calcular as perdas de carga numa rede de distribuição de água é necessário conhecer o material das tubulações a ser instaladas, assim como seus diâmetros e rugosidades. As tubulações mais utilizadas nas redes de distribuição no Brasil são constituídas por policloreto de vinilo (PVC), polímero reforçado com fibra de vidro (PRFV) ou ferro fundido revestido com cimento (FoFo).

A fórmula universal da perda de carga ou equação de Darcy-Weisbach, que é mostrada na Equação 1, é a equação considerada mais precisa para o cálculo do gradiente hidráulico e, conseqüentemente, da perda de carga num trecho de tubulação.

$$\nabla H = 0,81057 \cdot \frac{f}{g} \cdot \frac{Q^2}{D^5} \quad (1)$$

Sendo ∇H (adimensional) o gradient hidráulico, f (adimensional) o fator de atrito, Q (m³/s) a vazão, D (m) o diâmetro e g (m/s²) a aceleração da gravidade.

Entre as equações utilizadas para o cálculo do fator de atrito está a fórmula de Swamee-Jain criada em 1976, apresentada pela Equação 2.

$$\frac{1}{\sqrt{f}} = -2 \log \left(\frac{\varepsilon}{3,7D} + \frac{5,74}{Re^{0,9}} \right) \quad (2)$$

Sendo ε (m) a rugosidade absoluta da tubulação e Re (adimensional) o número de Reynolds do escoamento.

Apesar da existência de equações para o cálculo de redes de distribuição, Ormsbee e Lingireddy (1997) acreditam que devido à dificuldade de obter medições econômicas e confiáveis de parâmetros como rugosidades e demandas, os valores do modelo hidráulico final devem ser determinados através do processo de calibração.

Cheng e He (2011) explicam que a calibração de modelos computacionais é definida como o processo de ajuste de dados descrevendo o modelo matemático do sistema até que os desempenhos observados, tipicamente pressões e taxas de fluxo, estejam razoavelmente de acordo com os desempenhos calculados para uma vasta gama de condições operacionais.

Em Bezerra, Castro e Araújo (2017), o Método Iterativo do Gradiente Hidráulico Alternativo (MIGHA) foi utilizado como método de calibração do fator de atrito, como pode ser visto na Figura 1.

Vários são os trabalhos que realizam calibrações em redes de distribuição de água, como é o caso de Ormsbee e Wood (1986), Silva et al. (2004), Bhave (1988) e Righetto (2001). Além desses, o MIGHA aparece como um método de simples utilização e com rápidos e bons resultados, como mostrado em Bezerra, Castro e Araújo (2017). Neste trabalho, o citado método de calibração será comparado à já conhecida e consagrada ferramenta de otimização, o Algoritmo Genético (AG). Assim, pode ser visto o real potencial do MIGHA.

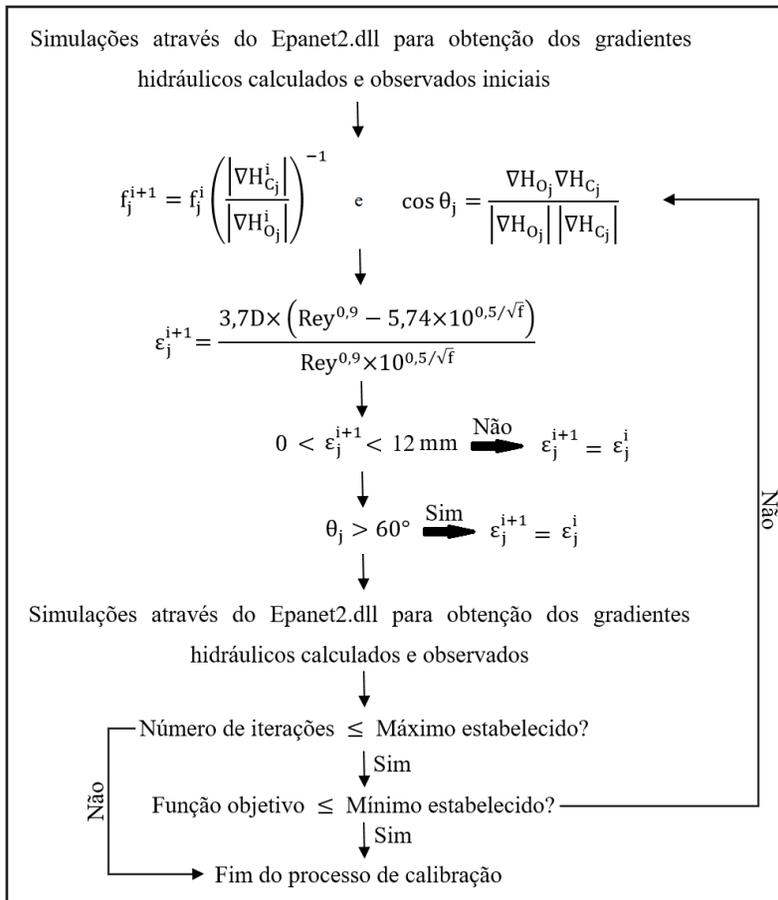


Figura 1. Fluxograma do processo MIGHA proposto para a calibração do fator de atrito e cálculo da rugosidade absoluta de Darcy-Weisbach.

2 | METODOLOGIA

2.1 Rede de distribuição calibrada

A rede de distribuição estudada foi proposta por Walski (1983) e modificada por Gambale (2000). A rede apresenta 10 trechos e 7 nós. Os gabaritos de uma simulação estática da rede, referentes a seus trechos e nós são apresentados em Silva (2006) e mostrados na Figura 2 em que os nós apresentam os valores de pressão e os trechos a rugosidade.

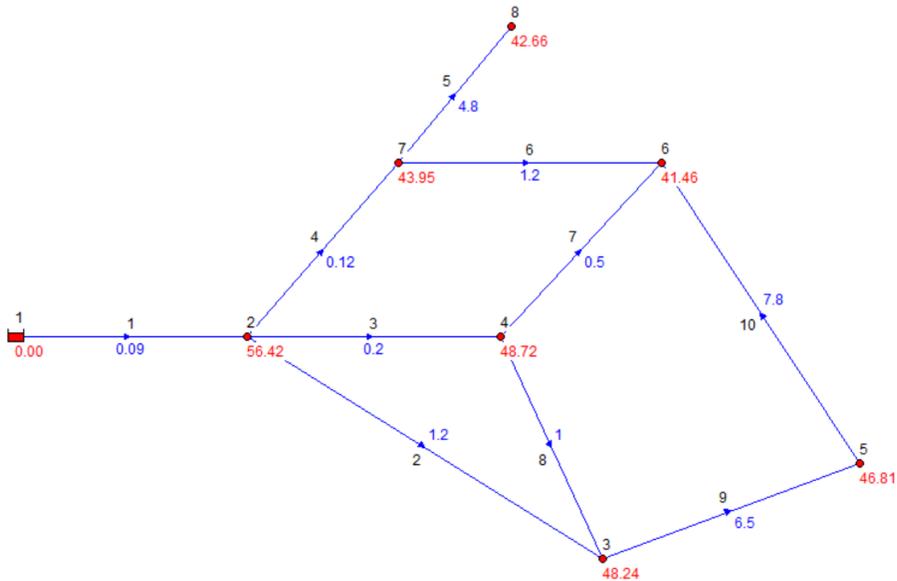


Figura 2. Rede de distribuição calibrada apresentando identificação dos nós e trechos (em preto), além dos valores gabarito das pressões nos nós (em vermelho) e das rugosidades absolutas nos trechos (em azul).

As simulações hidráulicas foram realizadas através do uso do software Epanet (pode ser visto em Rossman, 2000) e a cota do nível da água do reservatório vale 60m.

2.2 Método migha para calibração do fator de atrito

Como o fator de atrito f da fórmula universal da perda de carga é diretamente proporcional ao gradiente hidráulico, a equação MIGHA proposta neste trabalho para a calibração do fator de atrito da equação de Darcy-Weisbach em redes de distribuição de água ocorre de acordo com a Equação 3.

$$f_j^{i+1} = f_j^i \left(\frac{|\nabla H_{C_j}^i|}{|\nabla H_{O_j}^i|} \right)^{-1} \quad (3)$$

Sendo que o índice i representa o número da iteração, o índice j indica qual o trecho da rede, ∇H_c representa o gradiente hidráulico da rede calculada, ∇H_o representa o gradiente hidráulico da rede observada e o expoente -1 indica a proporcionalidade que o fator de atrito tem com o gradiente hidráulico na equação de Darcy-Weisbach.

Como o objetivo é encontrar a rugosidade absoluta ε de cada trecho da rede e, de acordo com Rossman (2000), a biblioteca Epanet2.dll utiliza, para o cálculo do fator de atrito, a fórmula de Swamee-Jain, considerando apenas o escoamento turbulento, ao isolar a rugosidade absoluta na fórmula utilizada encontra-se a Equação 4.

$$\varepsilon = \frac{3,7D \times (Rey^{0,9} - 5,74 \times 10^{0,5/\sqrt{f}})}{Rey^{0,9} \times 10^{0,5/\sqrt{f}}} \quad (4)$$

Assim, a metodologia proposta para calibração do fator de atrito f e cálculo da rugosidade absoluta ε de Darcy-Weisbach pode ser explicada como segue. Após a obtenção dos gradientes hidráulicos calculados e observados iniciais de todos os trechos da rede, através da utilização da biblioteca Epanet2.dll e com o uso de rugosidades absolutas iniciais para cada trecho definidos previamente, novos fatores de atrito f são calculados através da Equação 3 e os ângulos entre os vetores gradientes hidráulicos calculados e observados são obtidos. Conhecido o fator de atrito de cada trecho e, com base na equação de Swamee-Jain, novas rugosidades absolutas são calculadas através da utilização da Equação 4. Caso, em algum trecho, o ângulo formado entre os vetores gradiente hidráulico calculado e observado seja maior do que 60° ou, devido o fator de atrito ser calculado, não por características físicas dos trechos, mas pela Equação 3, a rugosidade absoluta calculada seja menor do que 0 ou maior do que 12mm (o dobro do valor tabelado de um tubo de rugosidade elevada, como aço rebitado em uso), a rugosidade absoluta ε a ser utilizada, para esse trecho, será a encontrada na iteração anterior. Isso ocorrerá até que os trechos vizinhos alterem as pressões nos nós existentes nas extremidades do trecho, com a finalidade de que, com essa mudança, o novo gradiente hidráulico encontrado altere a situação. Obtidos os novos valores de rugosidade absoluta a ser utilizado, uma nova simulação hidráulica é realizada. Esse processo se repete até que o número de iterações alcance um máximo estabelecido ou até que a função objetivo alcance um mínimo estabelecido.

2.3 Calibrações realizadas

A metodologia MIGHA apresentada neste trabalho foi comparada com outro método de calibração utilizado no trabalho de Silva (2006), já publicado para a rede simulada.

No trabalho de Silva (2006), utilizando algoritmos genéticos (AG), o autor calibrou a rugosidade absoluta de Darcy-Weisbach. Para esta rugosidade da rede calibrada, os parâmetros dos AG utilizados pelo autor foram substituição de indivíduos do tipo steady-state, seleção tipo torneio, mutação gaussiana, recombinação aleatória dos operadores a cada geração e uma população de 2.000 indivíduos com 100 gerações.

Para a comparação entre as calibrações utilizando o método de algoritmos genéticos executado por Silva (2006) e as calibrações utilizando o MIGHA através das equações propostas neste trabalho, foram considerados dados de entrada de pressões em todos os nós da rede. Para tais calibrações, foram considerados os parâmetros utilizados em Silva (2006) com uso de seu cenário 2 de consumos nodais (Quadro 1). Para a calibração do fator de atrito, foi considerada uma rugosidade absoluta inicial de 0,006mm nos trechos da rede.

Nó	2	3	4	5	6	7	8
Consumo (L/s)	0,0	36,0	120,0	10,0	80,0	80,0	37,5

Quadro 1. Padrão de consumos utilizados na calibração

Os valores gabarito referentes às pressões foram usados como valores observados nas calibrações, uma vez que se trata de uma rede hipotética.

3 | RESULTADOS

Para a calibração da rugosidade absoluta nos condutos através de Algoritmos Genéticos e calibração do fator de atrito com uso do MIGHA, tanto as pressões quanto as rugosidades absolutas encontradas com uso da equação proposta neste trabalho foram piores do que as encontradas em Silva (2006), com uso de Algoritmos Genéticos. No Quadro 2 pode ser vista a comparação entre as pressões encontradas com calibrações realizadas com uso de Algoritmos Genéticos e obtidas através do MIGHA, além de seus erros relativos. Já a comparação entre as rugosidades absolutas encontradas, além de seus erros relativos, pode ser vista no Quadro 3.

Verifica-se que, apesar de as pressões encontradas com a calibração realizada através do MIGHA possuírem valores mais distantes do gabarito que as encontradas através de Algoritmos Genéticos, exceto para o nó 4, os erros relativos calculados são menores que 1% em todos os nós, ou seja, apesar de o pior entre os testados, os resultados ainda são bons. Já no caso das rugosidades absolutas encontradas, os resultados calculados através do MIGHA não foram melhores em nenhum trecho da rede e, de forma geral, não foram bons com uso de nenhum dos dois métodos, sendo, bem pior, quando calculados através do MIGHA.

Nó	Pressões Gabarito (m)	Pressões AG (m)	Pressões MIGHA (m)	Erro AG (%)	Erro MIGHA (%)
2	56,42	56,42	56,43	0,00	0,02
3	48,24	48,21	48,37	0,06	0,27
4	48,72	48,73	48,72	0,02	0,00
5	46,81	46,77	47,03	0,09	0,47
6	41,46	41,42	41,8	0,10	0,82
7	43,95	43,95	44,12	0,00	0,39
8	42,66	42,66	42,88	0,00	0,52
Erro (%) médio:				0,04	0,35

Quadro 2. Comparação entre as pressões encontradas com calibrações realizadas com uso de Algoritmos Genéticos e obtidas através do MIGHA – Calibração do f

Trecho	Rugosidade Gabarito (mm)	Rugosidade AG (mm)	Rugosidade MIGHA (mm)	Erro AG (%)	Erro MIGHA (%)
1	0,09	0,091	0,088	1,11	2,51
2	1,2	1,092	0,483	9,00	59,74
3	0,2	0,19	0,221	5,00	10,62
4	0,12	0,135	0,150	12,50	24,93
5	4,8	4,759	4,253	0,85	11,39
6	1,2	2,307	4,372	92,25	264,35
7	0,5	0,455	0,346	9,00	30,83
8	1	1,424	7,659	42,40	665,91
9	6,5	5,614	2,228	13,63	65,72
10	7,8	3,717	0,105	52,35	98,65
Erro (%) médio:				23,81	123,47

Quadro 3. Comparação entre as rugosidades absolutas encontradas com calibrações realizadas com uso de Algoritmos Genéticos e obtidas através do MIGHA – Calibração do f

Assim, verifica-se que, apesar de gerar excelentes resultados para as pressões, o método proposto não obteve as melhores rugosidades em nenhum dos casos. No entanto, é válido considerar que o método MIGHA foi comparado com os melhores resultados obtidos por Silva (2006), dentre as várias possibilidades existentes e utilizadas em seu trabalho. Além disso, já é sabido que há uma necessidade de um elevado tempo de processamento no caso do uso do Método de Algoritmos Genéticos e, para a calibração da rede testada com uso do MIGHA, o tempo de processamento foi inferior a 3s, sendo necessário 4 iterações para chegar ao valor de função objetivo igual a 0,0000000001.

4 | CONCLUSÕES

O MIGHA foi comparado com a metodologia de Algoritmos Genéticos e, pôde-se verificar que, no caso calibração do fator de atrito, as melhores pressões foram encontradas através de Algoritmos Genéticos, no entanto, as diferenças entre as pressões calculadas através do MIGHA e as pressões observadas foram menores que 1%, o que mostra que, apesar de não ser o melhor resultado, este também foi muito bom.

Quanto às rugosidades encontradas, os resultados foram inferiores aos de Algoritmos Genéticos, entretanto, com um tempo de processamento bem melhor. Assim, o uso do MIGHA não gera os melhores resultados, mas bons resultados em pouco tempo.

REFERÊNCIAS

BEZERRA, A. A.; CASTRO, M. A. H.; ARAÚJO, R. S. A. **Equação para o Método Iterativo do Gradiente Hidráulico Alternativo (MIGHA) na calibração do fator de atrito.** XV Seminário Iberoamericano de Redes de Água y Drenaje, SEREA2017, Bogotá: Uniandes, 2017.

- BHAVE, P. R. **Calibrating Water Distribution Network Models**. Journal of Environmental Engineering. vol. 114, no. 1, 1988, pp. 120-136.
- CHENG, W.; HE, Z. **Calibration of Nodal Demand in Water Distribution Systems**. Journal of Water Resources Planning and Management. vol. 137, no. 1, 2011, pp. 31-40.
- DACACH, N. G. **Modalidades de r edes p ublicas de  gua**. Revista DAE. vol. 27, no. 66, 1967, pp. 10-16.
- GAMBALE, S. R. **Aplicação de algoritmo genético na calibração de rede de  gua**. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos) – Escola Polit cnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.
- GARCEZ, L. N.; AZEVEDO NETTO, J. M. **Métodos novos para o estudo das r edes hidráulicas**. Revista DAE. vol. 9, no. 19, 1947, pp. 3-18.
- GOMES, H. P.; FORMIGA, K. T. M. **PNL2000 – Método Prático de Dimensionamento Econ mico de Redes Malhadas de Abastecimento de  gua**. Revista DAE. vol. 6, no. 4, 2001, pp. 91-108.
- HELLER, L.; PÁDUA, V. L. **Abastecimento de água para consumo humano**, 2  ed., vol. 2, Belo Horizonte: Editora UFMG, 2010.
- ORMSBEE, L. E.; LINGIREDDY, S. **Calibrating Hydraulic Network Models**. Journal of the American Water Works Association. vol. 89, no. 2, 1997, pp. 42-50.
- ORMSBEE, L. E.; WOOD, D. J. **Explicit Pipe Network Calibration**. Journal of Water Resources Planning and Management, vol. 112, no. 2, 1986, pp. 116-182.
- RAO, Z.; SALOMONS, E. **Development of a real-time, near-optimal control process for water-distribution networks**. Journal of Hydroinformatics. vol. 9, no. 1, 2007, pp. 25-37.
- RIGHETTO, A. M. **Calibração de modelo hidráulico de rede de distribuição de  gua**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. vol. 6, no. 3, 2001, pp. 33-44.
- ROSSMAN, L. A. **EPANET 2: User’s Manual**. National Risk Management Research Laboratory Office of Research and Development of U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, 2000.
- SILVA, A. C. A. **Calibração automática de rugosidades de tubulações em sistemas de distribuição de água com aplicação de algoritmos genéticos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil:  rea de concentração em Recursos Hídricos) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2006.
- SILVA, F. G. B.; REIS, L. F. R.; CALIMAN, R. O.; CHAUDHRY, F. H. **Calibração de um Modelo de Rede de Distribuição de água para um Setor de Abastecimento Real Contemplando Vazamentos**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. vol. 9, no. 1, 2004 pp. 37-54.
- TSUTIYA, M. T. **Abastecimento de água**, 3  ed., São Paulo: Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Polit cnica da Universidade de São Paulo, 2006.
- WALSKI, T. M. **Technique for Calibrating Network Models**. Journal of Water Resources Planning and Management. vol. 109, no. 4, 1983, pp. 360-372.

CAPÍTULO 4

CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO DO MODELO HIDROLÓGICO PARA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CAVEIRAS

Data de aceite: 01/10/2020

Data de submissão: 30/07/2020

Lucas de Bona Sartor

Universidade do Estado de Santa Catarina
Lages – SC
<http://lattes.cnpq.br/5304312296556887>

Taciana Furtado Ribeiro

Universidade do Estado de Santa Catarina
Lages – SC
<http://lattes.cnpq.br/1301820938866546>

Camila Caroline Branco

Universidade do Estado de Santa Catarina
Lages – SC
<http://lattes.cnpq.br/1998384787855415>

Mariáh de Souza

Universidade do Estado de Santa Catarina
Timbó – SC
<http://lattes.cnpq.br/5281758173069017>

Lais Sartori

Universidade do Estado de Santa Catarina
Joaçaba – SC
<http://lattes.cnpq.br/6792613125642350>

Bruna da Silva

Universidade do Estado de Santa Catarina
Bagé – RS
<http://lattes.cnpq.br/8432542800543154>

RESUMO: O presente trabalho tem como objetivo realizar a calibração e validação de um modelo hidrológico para uma sub-bacia hidrográfica do rio Caveiras, denominada no estudo como sistema Ponte Velha. O modelo hidrológico utilizado neste estudo foi o Hydrologic Modeling System (HMS) desenvolvido pelo Hydrologic Engineering Center (HEC). Os dados inseridos no modelo hidrológico correspondem ao período de grande intensidade pluviométrica nessa bacia hidrográfica. Os métodos empregados para o cálculo dos processos naturais da água no meio ambiente são divididos de acordo com as componentes do ciclo hidrológico. O Coeficiente de Eficiência de Nash-Sutcliffe (COE) foi utilizado para avaliar a eficiência do modelo durante o projeto. Na etapa de validação, foram adicionados dados de período alternativo, com intuito de confirmar a acurácia do modelo hidrológico para o sistema Ponte Velha. Após diversas tentativas manuais para melhorar o COE, tornando-o mais próximo de 1,00, chegou-se em um resultado de 0,777, o que evidencia uma boa confiabilidade dos dados simulados. Diante disso, a otimização automática aplicada melhorou o resultado, em um COE final de 0,911. A validação realizada para o evento alternativo resultou em um COE de 0,888. Assim, o modelo hidrológico obteve desempenho satisfatório na representação do sistema natural da sub-bacia hidrográfica sistema Ponte Velha, com isso, poderá ser utilizado como objeto de pesquisa e estudo no enfrentamento de cheias e inundações no sistema Ponte Velha, na bacia hidrográfica do rio Caveiras, como meio para tomada de decisão e gestão dos recursos hídricos.

PALAVRAS-CHAVE: Modelo Hidrológico, Calibração, Validação, Rio Caveiras.

CALIBRATION AND VALIDATION OF THE HYDROLOGICAL MODEL FOR THE HYDROGRAPHIC SUBBACIA OF RIO CAVEIRAS

ABSTRACT: The present work aims to perform the calibration and validation of a hydrological model for a sub-basin of the Caveiras River, named in the study as Ponte Velha system. The hydrological model used in this study was the Hydrologic Modeling System (HMS) developed by the Hydrologic Engineering Center (HEC). The data inserted in the hydrological model correspond to the period of great rainfall intensity in that hydrographic basin. The methods used to calculate the natural processes of water in the environment are divided according to the components of the hydrological cycle. The Nash-Sutcliffe Efficiency Coefficient (COE) was used to assess the efficiency of the model during the project. In the validation stage, data from the alternative period were added in order to confirm the accuracy of the hydrological model for the Ponte Velha system. After several manual attempts to improve the COE, bringing it closer to 1.00, a result of 0.777 was reached, which shows a good reliability of the simulated data. Therefore, the automatic optimization applied improved the result, with a final COE of 0.911. The validation performed for the alternative event resulted in a COE of 0.888. Thus, the hydrological model obtained satisfactory performance in the representation of the natural system of the Ponte Velha hydrographic sub-basin, thus, it can be used as an object of research and study in coping with floods and floods in the Ponte Velha system, in the river watershed. Skells, as a means for decision making and management of water resources.

KEYWORDS: Hydrological Model, Calibration, Validation, Caveiras River.

1 | INTRODUÇÃO

Um modelo é a representação do comportamento de um sistema ou de uma realidade complexa (TUCCI, 1998), melhora o conhecimento acerca de um determinado aspecto e o seu contexto no mundo físico real, sendo muito útil para solucionar problemas que seriam onerosos em uma solução experimental ou muito complicados para tratamento analítico (PADILHA, 2017).

A utilização de modelos hidrológicos proporciona custos menores e economia de tempo para analisar os potenciais impactos das mudanças antrópicas no regime hídrico de bacias hidrográficas. Os modelos hidrológicos são ferramentas primordiais para avaliar, simular e prever os danos favorecidos por eventos de precipitação auxiliando no planejamento, no manejo e na tomada de decisões relacionadas aos recursos naturais, especialmente os hídricos, em uma bacia hidrográfica. Neste sentido são ferramentas fundamentais para se planejar o manejo conservacionista de microbacias hidrográficas (HOLLANDA et al., 2015).

A necessidade de simular o efeito das ações antrópicas em bacias hidrográficas tem estimulado o uso de modelos hidrológicos (SILVA; CHRISTOFARO, 2016). Neste sentido, destaca-se o Hydrologic Modeling System (HMS) ou sistema de modelagem hidrológica, desenvolvido pelo Corpo de Engenheiros do Exército dos Estados Unidos (USACE). Um sucessor do modelo HEC-1 do Centro de Engenharia Hidrológica (HEC), o HECHMS é

amplamente utilizado em análises de engenharia hidrológica para simular o processo chuva-vazão, podendo representar a resposta da bacia hidrográfica em um evento extremo (KNEBL et al., 2004).

De acordo com Padilha (2017), a calibração do modelo hidrológico utiliza dados hidrometeorológicos observados numa pesquisa sistemática de parâmetros que proporcionam o melhor ajuste dos resultados gerados ao escoamento observado, também denominada como otimização (USACE, 2000), tal procedimento busca valores de um ou mais parâmetros, proporcionando o melhor resultado para uma função destas variáveis.

Os modelos hidrológicos são calibrados com dados de um período de tempo e verificados com dados de outro período, processo este conhecido como validação (ANDRADE; MELLO; BESKOW et al., 2013). Segundo Arabi; Govindaraju; Hantush (2006), esta etapa de validação permite confirmar a acurácia do modelo visando à simulação de processos estacionários em bacias hidrográficas com monitoramento hidrológico. Assim, o presente trabalho tem como objetivo realizar a calibração e validação de um modelo hidrológico para uma sub-bacia hidrográfica do rio Caveiras.

2 I MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa foi aplicada à sub-bacia hidrográfica denominada no estudo como sistema Ponte Velha, inserida na bacia hidrográfica do rio Caveiras, localizada na região serrana do estado de Santa Catarina, Brasil, possui área de 2413,27 km², sendo a segunda maior sub-bacia da bacia hidrográfica do rio Canoas, ambas estabelecidas na região hidrográfica do rio Uruguai. A Figura 1 apresenta a localização da área de estudo.

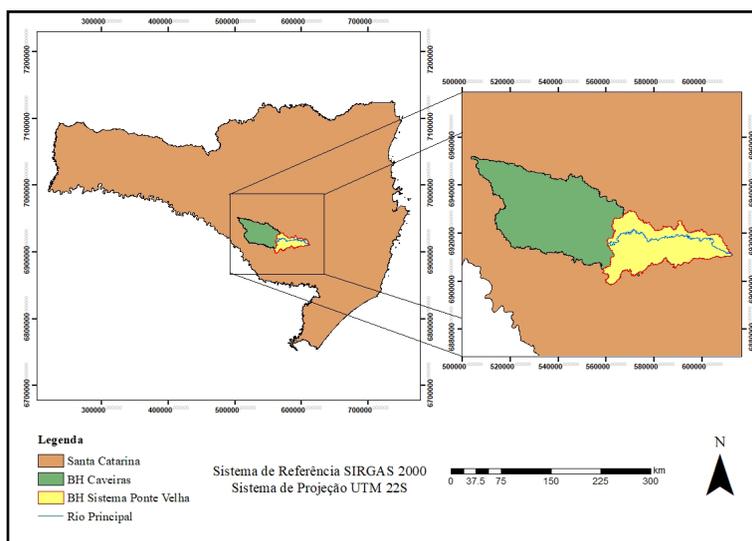


Figura 1 – Mapa de localização da área de estudo.

Fonte: Os autores (2020).

A modelagem hidrológica consiste em adotar um ou mais modelos científicos que representem os processos dinâmicos, presentes no subsistema em cascata da bacia hidrográfica. Estes modelos variam em termos de complexidade e de representatividade das fases do ciclo hidrológico da bacia. O modelo hidrológico utilizado neste estudo foi o Hydrologic Modeling System (HMS) desenvolvido pelo Hydrologic Engineering Center (HEC). Trata-se de um modelo de base física, semidistribuído projetado para simular os processos de precipitação-escoamento de sistemas de bacias dendríticas (USACE, 2016).

O modelo conceitual de uma bacia hidrográfica é um sistema representado a partir dos elementos hidrológicos. Os principais elementos deste sistema são: interbacias, os trechos de canais, as junções de canais, os reservatórios e o exutório do sistema modelado.

A construção do modelo conceitual a partir de subsistemas permite observar a contribuição em termos de vazão que se transfere do subsistema de montante para o de jusante, num processo em cascata até que a soma dos fluxos se concentre no exutório do sistema modelado. A Figura 2 representa o modelo conceitual do sistema Ponte Velha.

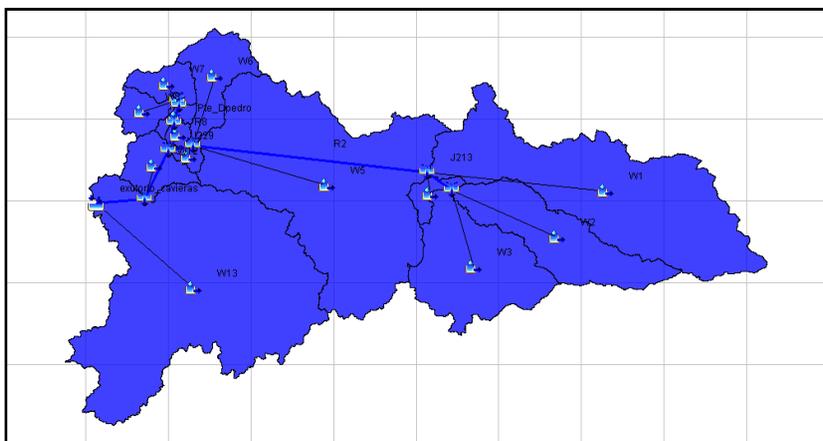


Figura 2 – Modelo conceitual sistema Ponte Velha.

Fonte: HEC-HMS 4.2.1 (2020).

Os dados inseridos no modelo hidrológico compreendem os dias de evento extremo, de 09 de setembro de 2004 a 07 de outubro de 2004. Esses dados correspondem ao período de grande intensidade pluviométrica na bacia hidrográfica do rio Caveiras, o que resultou em eventos de inundações no município de Lages/SC.

Os dados fluviométricos foram obtidos a partir do banco de dados do Portal Hidroweb, ferramenta integrante do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH) da estação fluviométrica Ponte Velha. Os dados pluviométricos foram obtidos através do banco de informações pluviométricas existentes no site da Agência Nacional de

Águas (ANA). As estações escolhidas para o estudo foram, Coxilha Rica, Lages, Painel e Vila Canoas o critério de escolha para essas estações foi à proximidade das mesmas com a zona de interesse.

Devido ao tamanho da sub-bacia e carência de pluviômetros distribuídos uniformemente pela área da hidrográfica, foi necessário a utilização do método de Thiessen para realizar a distribuição de chuva nas áreas de interesse do sistema (LIMA, 2008). O método possibilita obter-se a média ponderada das alturas de chuva obtidas nos diferentes pluviômetros, por meio do qual o fator de ponderação para o cálculo da média é a área de influência de cada aparelho, sendo essa, uma essência do método de Thiessen (RAGHUNATH, 2006). A Figura 3 representa o polígono de Thiessen para a sub-bacia hidrográfica do sistema Ponte Velha.

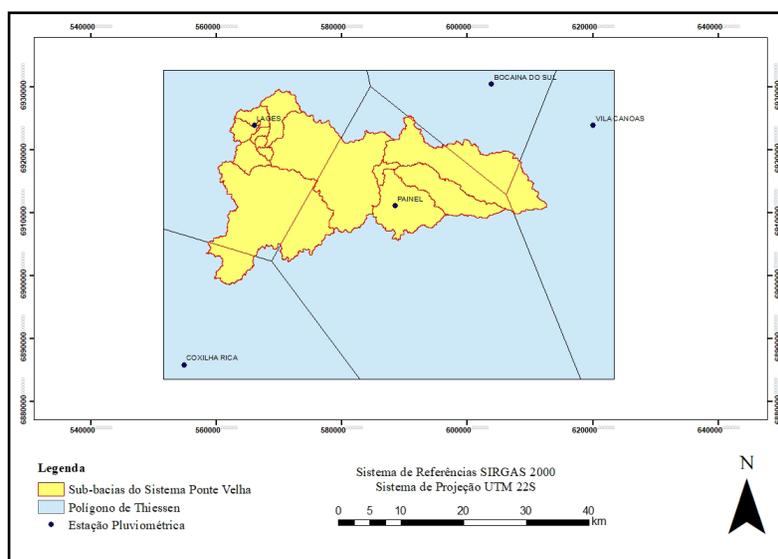


Figura 3 – Polígono de Thiessen para a área de interesse.

Fonte: Os autores (2020).

A evapotranspiração de referência (ET_o) é estimada pelo método de Penman-Monteith, o qual é recomendado pela Food and Agriculture Organization (FAO), através do boletim de Irrigação e Drenagem n° 56 (FAO-56), como sendo um método padrão para determinação da evapotranspiração de referência (Allen et al., 1998).

Os dados para realização dos cálculos provêm da estação meteorológica de Lages/SC, localizada nas coordenadas 27°48'55''S, 50°19'46''O. Esses foram obtidos por meio do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e do Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia de Santa Catarina (EPAGRI-CIRAM).

Os métodos empregados para o cálculo dos processos naturais da água no meio ambiente são divididos de acordo com as componentes do ciclo hidrológico. Os métodos utilizados neste estudo foram o Loss Method - Curve Number (CN), que representa as perdas de precipitação por infiltração; o Transform Method - SCS Unit Hydrograph que representa a transformação da chuva em escoamento superficial; e o Baseflow Method - Exponential Recession, que define o limiar entre a contribuição do escoamento superficial e subterrâneo para manutenção da vazão no canal. Para os canais, o método utilizado foi o Routing Method - Muskingum Cunge, que considera a propagação do fluxo de água nos canais a partir de suas características (USACE, 2015c).

Os parâmetros de cada método foram calculados a partir de metodologias encontradas na literatura científica e com base nos dados disponíveis para a área de estudo como hidrogramas de vazão, modelos digitais de terreno, mapas de uso da terra e tipo de solo, dentre outros.

A calibração do modelo hidrológico foi feita inicialmente de forma manual com ajuste dos parâmetros dos métodos de cálculos do modelo hidrológico. Os parâmetros calculados a partir de metodologias consolidadas foram mantidos, enquanto os parâmetros empíricos foram variados de forma a obter o melhor resultado no processo inicial de calibração.

O Coeficiente de Eficiência de Nash-Sutcliffe (COE) foi utilizado para avaliar a eficiência do modelo durante o projeto de calibração manual, posteriormente seguido pela otimização automática dos parâmetros do modelo. O COE varia de infinito negativo a 1, sendo que o valor 1 representa a melhor eficiência em termos de comparação das vazões observadas e simuladas pelo modelo no ponto de controle. Após obter um COE satisfatório para a calibração manual, iniciou-se a otimização automática dos parâmetros com objetivo de melhorar o COE.

Na etapa de validação, foram adicionados dados referentes ao período de 08 de maio à 18 de junho de 2005, com intuito de confirmar a acurácia do modelo hidrológico para sub-bacia hidrográfica sistema Ponte Velha. Nesta etapa, os dados adicionados no modelo foram vazões, precipitação e ETP, sendo mantido os demais parâmetros utilizados anteriormente.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são apresentados os resultados do modelo hidrológico orientado por eventos extremos. A qualidade do ajuste dos resultados foi caracterizada pelo índice de eficiência de Nash-Sutcliffe (COE) o qual apresenta uma faixa de valores aceitáveis de 0,7 a 0,9.

O modelo conceitual do sistema Ponte Velha é composto por 13 interbacias, as quais são distribuídas devido a sua importância hidrológica e sua contribuição pluviométrica e fluviométrica. Essa segregação tem como objetivo representar de maneira mais eficaz às interferências no sistema de estudo.

Os parâmetros mais sensíveis a calibração manual e otimização automática para as interbacias do sistema Ponte Velha foram CN, Initial Discharge, Recession Constant, Threshold Flow, Coeficiente de Manning e Slope. A calibração manual aplicada aos parâmetros do modelo hidrológico, resultaram em variações significativas dos parâmetros CN, Recession Constant e coeficiente de Manning e Slope.

Após diversas tentativas manuais para melhorar o COE, tornando-o mais próximo de 1,00, chegou-se em um resultado de 0,777, o que evidencia uma boa confiabilidade dos dados simulados. Diante disso, a otimização automática aplicada melhorou o resultado, em um COE final de 0,911. O CN foi o único parâmetro que oscilou com maior sensibilidade, sendo que os demais mantiveram seus respectivos valores.

Diante disso, pode-se constatar que o modelo hidrológico simulado está bem próximo ao observado, pois a confiabilidade desse pôde ser comprovada pelo alto valor do COE de 0,911. Os parâmetros finais determinados para cada método de cálculo podem ser observados nas Tabelas 1 e 2, respectivamente.

Sub-bacia	<i>Loss Method</i>		<i>Transform Method</i>		<i>Baseflow Method</i>		
	<i>Curver Number</i>		<i>SCS Unit Hydrograph</i>		<i>Exponential Recession</i>		
	CN	<i>Impervious</i>	<i>Concentration Time</i>	<i>Lag Time</i>	<i>Initial Discharge</i>	<i>Recession Constant</i>	<i>Threshold Flow</i>
	-	(%)	(h)	(min)	(m ³ /s/Km ²)	-	(m ³ /s)
W1	90,00	4,10	1,94	69,80	0,009	0,2	18,12
W2	54,62	4,51	3,07	110,37	0,009	0,2	7,08
W3	62,61	4,84	5,73	206,36	0,009	0,2	7,36
W4	36,25	3,91	1,46	52,60	0,009	0,2	16,14
W5	60,13	4,45	3,88	139,73	0,009	0,2	42,55
W6	67,76	21,64	6,43	231,52	0,009	0,2	2,83
W7	68,04	31,04	4,65	167,33	0,009	0,2	3,11
W8	68,04	31,04	4,65	167,33	0,009	0,2	3,11
W9	68,04	31,04	4,65	167,33	0,009	0,2	3,11
W10	68,04	31,04	4,65	167,33	0,009	0,2	3,11
W11	42,00	10,12	9,47	340,88	0,009	0,2	79,00
W12	63,06	13,91	6,55	235,72	0,009	0,2	87,64
W13	50,76	18,27	7,06	254,14	0,009	0,2	31,38

Tabela 1 – Parâmetros e métodos do modelo hidrológico aplicado as interbacias.

Fonte: Os autores (2020).

Routing Method – Muskingum Cunge					
Canal	Length	Slope	Coefficiente de Manning	Width	Side Slope
	(m)	(m/m)	-	(m)	-
R1	4187,95	0,01066	1,0	14,18	13,5
R2	4102,89	0,00123	1,0	21,88	13,5
R4	14656,16	0,00488	1,0	22,02	13,5
R5	4876,30	0,00042	1,0	5,52	13,5
R6	415,06	0,00020	1,0	5,52	13,5
R7	1670,90	0,00157	1,0	10,40	13,5
R8	2444,60	0,00265	1,0	24,15	13,5
R9	7597,80	0,00031	1,0	32,18	13,5
R10	3286,66	0,00042	1,0	4,02	13,5

Tabela 2 – Parâmetros e métodos do modelo hidrológico aplicado aos canais.

Fonte: Os autores (2020).

A Figura 4 apresenta o hidrograma do sistema Ponte Velha, com relação as vazões observadas (linha traço-ponto) e simuladas (linha retilínea).

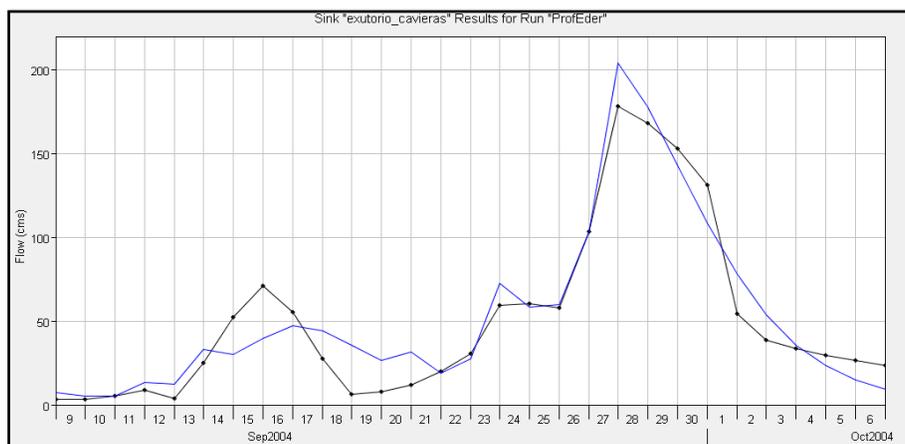


Figura 4 – Hidrograma do sistema Ponte Velha com vazões observadas e simuladas.

Fonte: HEC-HMS 4.2.1 (2020).

A validação realizada para o evento de 08 de maio à 18 de junho de 2005 resultou em um COE de 0,888. Com isso, comprova-se que o modelo hidrológico é eficaz para simulação de cenários de eventos extremos, sendo que o hidrograma simulado atingiu

valores próximos ao observado. A Figura 5 apresenta o hidrograma observado (linha traço-ponto) e simulado (linha retilínea) para o evento validado.

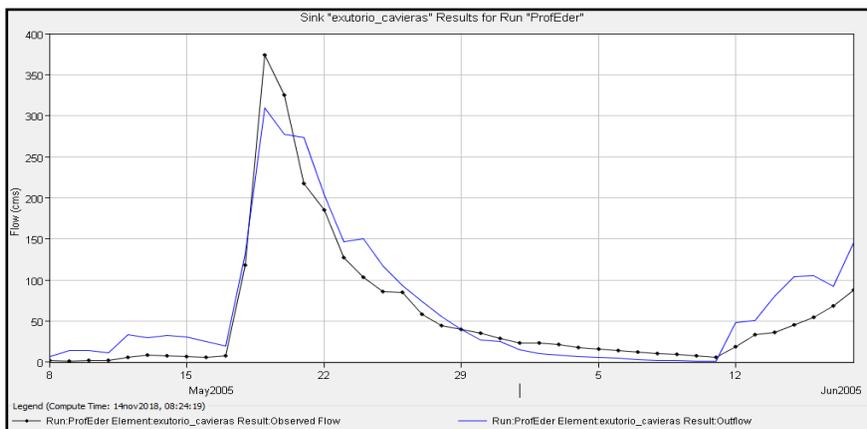


Figura 5 – Hidrograma observado e simulado do sistema Ponte Velha para o evento de validação.

Fonte: HEC-HMS 4.2.1 (2020).

4 | CONCLUSÕES

O modelo hidrológico obteve desempenho satisfatório na representação do sistema natural da sub-bacia hidrográfica sistema Ponte Velha. A partir disso, pôde-se gerar hidrogramas nos principais pontos de controle do sistema de maneira a entender o comportamento hidrológico da área. Os valores dos parâmetros foram estimados empiricamente, através do valor do COE, os quais podem ser melhorados a partir de estudos do uso e ocupação do solo da região.

O parâmetro CN influencia fortemente na estimativa da vazão de pico, junto à constante de recessão, relacionada com a contribuição antecedente aos cursos d'água da sub-bacia de estudo. Esses foram os parâmetros que melhor representaram os processos hidrológicos no sistema Ponte Velha.

Assim, o modelo hidrológico calibrado e validado poderá ser utilizado como objeto de pesquisa e estudo no enfrentamento de cheias e inundações no sistema Ponte Velha, na bacia hidrográfica do rio Caveiras, como meio para tomada de decisão e gestão dos recursos hídricos.

REFERÊNCIAS

ALLEN, R. G.; PEREIRA, L. S.; RAES, D.; SMITH, M. **Crop evapotranspiration: guidelines of computing crop water requirements**. FAO. Irrigation and Drainage, Paper, 56, Roma, p.300, 1998.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Monitoramento**. Disponível em:< <https://www.ana.gov.br/monitoramento>>. Acesso em: 03 fev. 2020.

ANDRADE, M. A.; MELLO, C. R.; BESKOW, S. **Simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica representativa dos Latossolos na região Alto Rio Grande, MG**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, [s.l.], v. 17, n. 1, p.69-76, jan. 2013. FapUNIFESP (SciELO).

ARABI, M.; GOVINDARAJU, R. S.; HANTUSH, M. M. **A probabilistic approach for analysis of uncertainty in the evaluation of watershed management practices**. Journal of Hydrology, v.333, p.459-471, 2006.

EPAGRI/CIRAM - Centro de Informações de Recursos Ambientais e Hidrometeorologia de Santa Catarina. **Solicitação de Laudos e Dados**. Disponível em:< <http://ciram.epagri.sc.gov.br/>>. Acesso em: 05 fev. 2020.

HOLLANDA, M. P. et al. **Avaliação do TOPMODEL na estimativa do escoamento superficial em microbacia hidrográfica em diferentes usos**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, [s.l.], v. 19, n. 5, p.489-496, maio 2015. FapUNIFESP (SciELO).

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia. **Dados Meteorológicos**. Disponível em:< <https://portal.inmet.gov.br/>>. Acesso em: 05 fev. 2020.

KNEBL, M. R. et al. **Regional scale flood modeling using NEXRAD rainfall, GIS, and HEC-HMS/RAS: a case study for the San Antonio River Basin Summer 2002 storm event**. Journal of Environmental Management, v. 75, p. 325-336, 2004.

LIMA, W. P. **Hidrologia florestal aplicada ao manejo de bacias hidrográficas**. Piracicaba: ESALQ, 2008. 253 p.

PADILHA, V. L. **Modelagem hidrológica orientada por eventos de inundação em Lages/SC**. 2017. 172 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2017.

RAGHUNATH, H. M. **Hydrology: principles, analysis and design**. 2. ed. New Delhi: New Age International, 2006. 476p.

SILVA, N. D. M.; CHRISTOFARO, C. **Calibração do modelo hidrológico SWAT para estimativa da vazão em sub-bacia hidrográfica do Rio Jequitinhonha**. 2016. Disponível em:<https://www.researchgate.net/publication/313870566_Calibracao_do_modelo_hidrologico_SWAT_para_estimativa_da_vazao_em_subbacia_hidrografica_do_Rio_Jequitinhonha>. Acesso em: 26 fev. 2020.

SNIRH - SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE RECURSOS HÍDRICOS. **Portal HidroWeb**. Disponível em:< <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/apresentacao>>. Acesso em: 03 fev. 2020.

TUCCI, C. E. M. **Modelos Hidrológicos**. 2. ed. Porto Alegre: UFRGS/ABRH, 1998.

USACE - U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS. **Hydrologic Modeling System HEC-HMS: Technical Reference Manual**. Davis: US Army Corps of Engineers - Hydrologic Engineering Center, 2000. 148p.

USACE - U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS. **Hydrologic Modeling System HEC-GeoHMS: User Manual, version 10.1**. Davis: US Army Corps of Engineers, Hydrologic Engineering Center, 2013. 193p.

MODELAGEM DE QUALIDADE DA ÁGUA (MQUAL) APLICADA NO ESTUDO DE SISTEMAS HÍDRICOS DA AMAZÔNIA OCIDENTAL

Data de aceite: 01/10/2020

Jesuéte Bezerra Pachêco

Universidade Federal do Amazonas (UFAM).
Departamento de Geografia/ Instituto de
Filosofia Ciências Humanas e Sociais
Manaus – Amazonas
<https://orcid.org/0000-0002-9570-0514>

José Carlos Martins Brandão

Universidade Federal do Amazonas. Instituto
de Ciências Sociais Educação e Zootecnia
(ICSEZ)
Parintins - Amazonas
<http://orcid.org/0000-0002-3719-5417>

Carlos Henke de Oliveira

Universidade de Brasília (UNB). Departamento
de Ecologia/Instituto de Ciências Biológicas
Brasília – Distrito Federal
<http://lattes.cnpq.br/3252754766653698>

Carlos Hiroo Saito

Universidade de Brasília (UnB). Departamento
de Ecologia/Instituto de Ciências Biológicas e
no Centro de Desenvolvimento Sustentável
Brasília – Distrito Federal
<https://orcid.org/0000-0002-5757-9629>

RESUMO: Este trabalho versa sobre a modelagem matemática, com base no uso do Módulo 1 – Geração de Cargas de sólidos suspensos (CDs) do MQUAL (Modelo de Correlação Uso do Solo e Qualidade da água) e a correlação com dados da verdade terrestre. O estudo avaliou os dados medidos de CDsts

(período de cheia fluvial-período úmido e, do período de vazante fluvial- período seco), os coeficientes de cargas exportadas (MQUAL) e as classes do uso e ocupação da terra, nas microbacias hidrográficas Zé Açu e Tracajá, situadas em Parintins-Amazonas-Brasil. Os resultados obtidos dessa correlação não forneceram valores que se equiparassem totalmente aos do MQUAL, mas indicaram tendências similares. Assim, mostrou-se a eficácia de modelos matemáticos acoplados ao uso do geoprocessamento, considerando a redução de custos e tempo, muito embora necessite da verdade terrestre a fim de se ter análises mais segura para auxiliarem no planejamento e gestão dos ambientes naturais.

PALAVRAS-CHAVE: MQUAL, sedimentos, mbh, água, sistema, hídrico, Amazonia.

WATER QUALITY MODELING (MQUAL) APPLIED TO THE WEST AMAZONIA WATER SYSTEMS STUDY

ABSTRACT: This work deals with the mathematical modeling based on the use of Module 1 - production of suspended solid loads (CDs) of MQUAL (Correlation Model of Land Use and Water Quality) and the correlation with true field data. The study evaluated the measured data of CDsts (period fluvial flooding -wet period and the fluvial ebb period S-fluvial dry season), the exported sediment load rates (MQUAL) and land use and occupation classes in the Ze Acu and Tracajá, watersheds located in Parintins, Amazonas, Brazil. The results of this correlation did not provide total correspondence

to those values from the MQUAL, but they indicate similar tendencies. Thus, it was shown the effectiveness of the use of mathematical models joint to geoprocessing, considering the reduction of costs and working time, although needing the field true in order to have safer analyzes to support environmental planning and management.

KEYWORDS: MQUAL, Mbh, water, sediments, systems, hydric Amazonia.

A bacia hidrográfica (BH) é uma unidade geomorfológica, onde são modelados os elementos que a constituem nas suas múltiplas escalas espaciais e temporais. A partir do principal canal fluvial de uma BH se tem os tributários/afluentes principais formadores das sub-bacias hidrográficas (Sbh). Os sub-afluentes constituem as redes menores que são as microbacias hidrográficas (Mbh).

Os sistemas hídricos são dotados de serviços ecossistêmicos (habitat para flora e fauna, potabilidade da água, navegabilidade, equilíbrio hidrológico etc.). Por outro lado, também são locais de conseqüentes incertezas e heterogeneidades devido aos impactos frequentes, na maioria das vezes, provocados pelo uso e ocupação da terra.

A esse respeito Tucci *et al.*(2000), Mello *et al.*(2003), e, Tucci e Cordeiro (2004) mostram como principais indicadores do desequilíbrio, em parte do ciclo da água (escoamento superficial): os desmatamentos, as queimadas, o preparo inadequado dos solos e a conseqüente compactação nas bordas, nos leitos e nas nascentes. A qualidade dos sistemas hídricos com o seu produto vital, a água, ainda é comprometida pelas fontes pontuais e as fontes difusas de poluição.

Quando se trata de estudos nas BH brasileiras sobre a qualidade da água e respectivos monitoramentos são parcos, tendo em vista as dificuldades de acessos em sistemas hidrográficos complexos, recursos financeiros, tempo de coletas de dados e outros. Nas últimas décadas estudos significativos dão atenção a esse contexto, e, como uma das alternativas o desenvolvimento de modelagens matemáticas, a partir da finalidade pretendida, tempo e dados disponíveis.

Para Christofolletti (1999), os modelos matemáticos servem para avaliar as mudanças na qualidade dos sistemas fluviais, tendo em vista servirem para ampliar a capacidade preditiva de pesquisadores e, oferecerem respostas para uma demanda permanente, a exemplo da distribuição de água com potabilidade.

Em decorrência da atenção quanto a aplicação de modelagens, Tucci (1998) em sua obra, recomenda a cerca das formas de selecionar um modelo: a) características do sistema a ser simulado; b) disponibilidade de dados; c) acessibilidade de metodologia para representar os processos identificados; e, d) do nível de precisão desejado em função dos objetivos propostos.

Araújo (2005) e Haefner (2005) aludem que, os modelos matemáticos poderão ser utilizados para: obter conhecimento; sintetizar; realizar predições e controle, assim como as análises e instrumentações.

Sargent (2007) faz as seguintes considerações: i) o modelo escolhido deve ser aplicado para um propósito específico, pois, cada um pode ser válido para um conjunto de condições experimentais e inválidas em outras; ii) um modelo será válido desde que esteja dentro de seu intervalo aceitável, ou seja, se o objetivo dele for para responder uma variedade de questões; e, iii) a validade precisa ser determinada em relação a cada pergunta, aos numerosos conjuntos de condições experimentais e, especificamente, no domínio de aplicabilidade do modelo pretendido.

Santos (2009), por sua vez, chama a atenção para os métodos matemáticos de cada modelo, pois, quando são aplicados em lugares distintos, surgem outros parâmetros diferentes dos já simulados, os quais devem ser inseridos por representarem as características dos processos físicos reais.

Desse modo, no estudo de impactos na qualidade da água, ocasionados por fontes difusas e/ou fontes pontuais, há dentre as alternativas, a aplicação de um ou mais modelos matemático (se optar por comparação de fidedignidade), associando a tecnologia do Sistema de Informação Geográfica (SIG). Este sistema é constituído de um ambiente computacional (hardware, software, banco de dados espaciais), integrador dos elementos deste e de pessoas, objetivando armazenar, visualizar, manipular, analisar, recuperar as informações (FITZ, 2008). Com essa capacidade, o SIG para modelagens tem apresentado na atualidade uma função relevante para o planejamento e gestão, devido a natureza de se trabalhar com muitos dados ao mesmo tempo (estruturação, processo e na dinâmica), em menor tempo e custos baixos.

Em locais que apresentam a demanda de água potável superior a oferta, como os grandes centros urbanos do sudeste do Brasil, tem havido investimentos em modelos matemáticos, a fim de avaliar a qualidade de água em bacias hidrográficas e reservatórios. Um dos institucionais é o *Modelo Matemático de Correlação Uso do Solo versus Qualidade de Água* (MQUAL). O MQUAL foi desenvolvido pelo Programa de Saneamento Ambiental da bacia hidrográfica do Guarapiranga (Governo do Estado de São Paulo/Secretaria do Meio Ambiente/SMA). A primeira versão é o MQUAL 1.0, criada em 1997, a meta inicial foi o atendimento do Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental (PDPA/Programa Guarapiranga/ SMA).

O MQUAL 1.0 (SMA, 2010) - Avaliação da Poluição por Fontes Difusas Afluentes ao Reservatório Guarapiranga/*Programa Guarapiranga* (SMA), teve como objetivo o aprofundamento sobre a geração de cargas difusas na BH *Guarapiranga*, considerando as taxas de cargas produzidas nos períodos sazonais secos e nos úmidos. O resultado de sua modelagem serviu para explicar as relações entre os parâmetros de qualidade das águas, o uso e ocupação e o manejo do solo nos limites dos sistemas hídricos que tinham oferta de água para o abastecimento público. As primeiras respostas foram analisadas e, ao considerarem as demandas da política ambiental de São Paulo, avançou-se no sentido de aprimorar o modelo com mais outras versões, tomando como base a versão de

1997 (SMA, 2003): a) MQUAL 1.5 - nessa versão foram incorporadas as atualizações dos softwares anteriores (um de teste e outro ajustado) considerando as variáveis e parâmetros desmembrados; b) MQUAL 2.0aj - aplicado em sistemas hídricos de várzea; e, c) MQUAL 2.0 - incorporou as cargas do Braço Itaquaquecetuba e interfaces com o software ArcGIS.

A estrutura do MQUAL foi organizada para simular os fenômenos de geração de cargas poluidoras das seguintes fontes: na superfície do terreno/solo; nas redes fluviais; e, em reservatórios. Possui três módulos:

a) *Módulo 1 – Geração de Cargas* – gera estimativas de: cargas de nutrientes (nitrogênio e fósforo); cargas orgânicas (DBOc e DBOn); cargas de bactérias (coliformes totais); e, cargas de sólidos suspensos.

A origem possui duas fontes: *fontes pontuais* (geração de cargas domésticas e industriais) e *fontes difusas* (geradas pelo uso e cobertura da terra). A modelagem é calculada com os coeficientes de exportação de cargas associados a diferentes categorias/parâmetros ambientais/classes de uso e ocupação do solo dentro dos limites de um sistema hídrico (**Tabela 1**).

Assim, os coeficientes de exportação de cargas relativos aos sedimentos transportados em suspensão são calculados com base nas versões do MQUAL 1.0, 1.5, 2.0.

Parâmetros Ambientais/Classes de Uso e ocupação da terra das versões do MQUAL (1.0,1.5,2.0)	COEFICIENTES DE EXPORTAÇÃO DO MQUAL (kg/dia/km ²)	
	Período Úmido	Período Seco
Atividade Agrícola	230,000	10,455
Pastagem	40,000	8,000
Capoeira/Campo	30,000	3,750
Hidrografia	0,000	0,000
Floresta	20,000	2,500

Tabela 01: Parâmetros ambientais e os coeficientes de exportação: cargas difusas de sedimentos transportados em suspensão - MQUAL (1.0,1.5,2.0)

Fonte: Pacheco, J.B (2013). Org. a partir do SMA/2011

b) *Módulo 2 – Simulação dos Principais Tributários*, no âmbito da qualidade da água no perfil longitudinal. Neste, a simulação é gerada com o modelo SIMOX-III, desenvolvido a partir de outro fornecido pelo *Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente* (CEPIS), vinculada à *Organização Panamericana da Saúde* (OPAS);

c) *Módulo 3 – Simulação do Reservatório*, estima a potabilidade da água no reservatório com o emprego do Modelo HAR03.

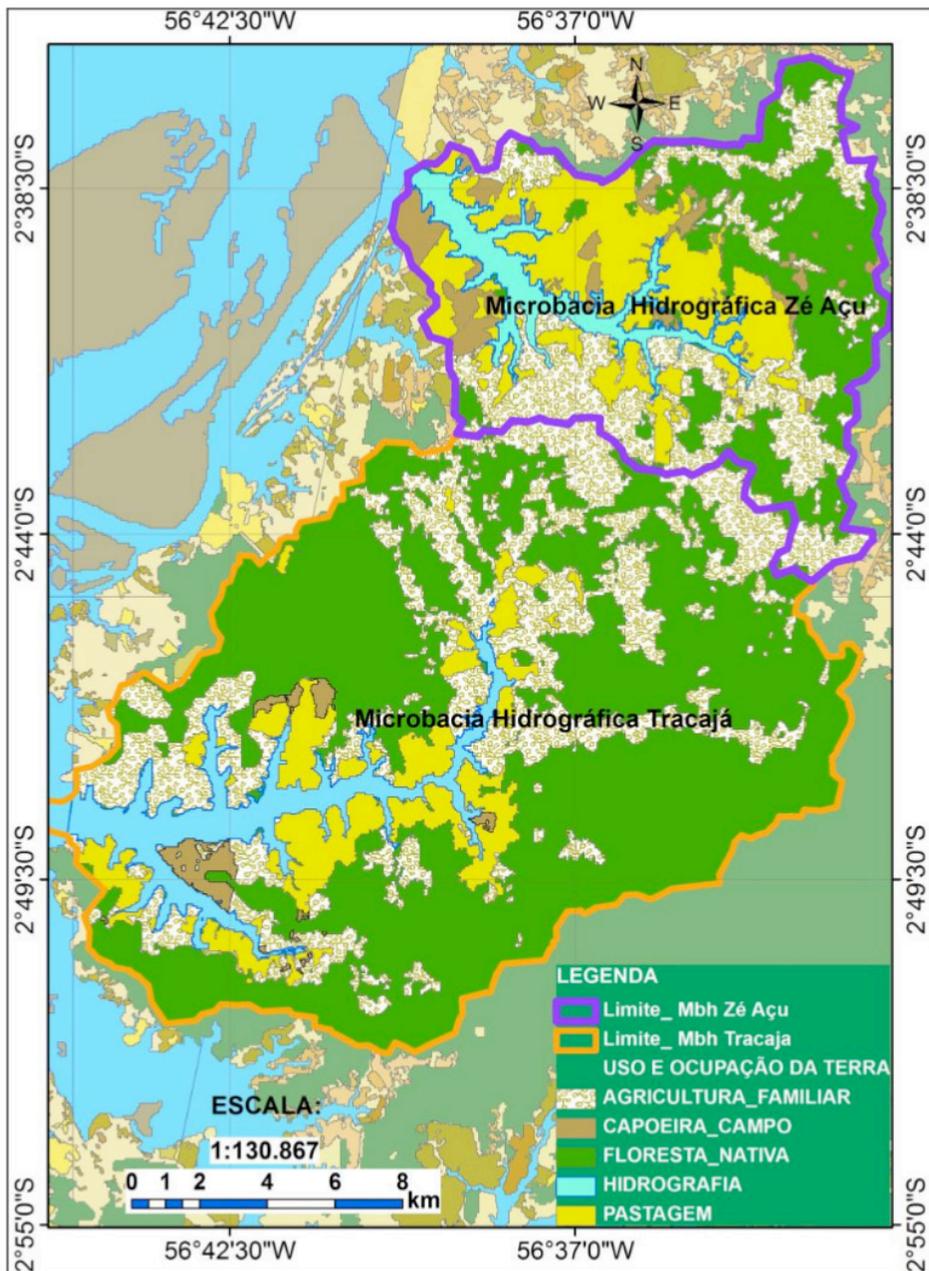
Para a SMA (2010), a estrutura do MQUAL permite aperfeiçoamentos progressivos, a partir das novas informações e dos conhecimentos inseridos, cada vez que tem aplicações em ambientes hídricos distintos. Por esses fatores, esse modelo matemático tem se tornado importante e fundamental para o interesse das políticas públicas.

Pelas premissas expostas, o estudo na Mbh Zé Açú e Mbh Tracajá, optou-se pelo Módulo 1 do MQUAL (*Módulo Geração de Cargas do Modelo de Correlação Uso do Solo versus Qualidade da Água I*), respectiva a carga de sedimentos em suspensão. A geração dos dados teve a finalidade de correlacionar a exportação de carga de sedimentos em suspensão estimada e a medida nas referidas unidades fluviais (**Mapa 01**).

ÁREA DE ESTUDO

As microbacias hidrográficas Zé Açú e Tracajá estão na região leste/sudeste do estado Amazonas, na divisa com o estado do Pará, entre os limites da chamada Amazônia Ocidental e Amazônia Oriental.

Ambas Mbh (Zé Açú e Tracajá) fazem parte das complexas redes fluviais que entrecortam o Projeto de Assentamento Vila Amazônia (Parintins, Amazonas, Brasil), posicionadas entre as coordenadas geográficas - 56°44'00" - 56°33'00" (W) e 2°35'00" (S)- 2°55'00" (**Mapa 01**).



Mapa 01: Área de Estudo: Microbacias hidrográficas Zé Açú e Tracajá

FONTE: Tese de Doutorado: Pachêco, J. B./2013

ESTRATÉGIA METODOLÓGICA

O modelo matemático MQUAL foi aplicado no estudo das Mbh Zé Açú e Mbh Tracajá, a partir do Módulo 1 de Geração de Cargas do MQUAL, cuja equação tem a seguinte composição:

$$C_i = \sum (A_i \times c_i) \quad (3)$$

Onde:

C_i - carga média de cada parâmetro de qualidade de água para cada bacia hidrográfica de contribuição (kg/dia);

A_i - área ocupada pelas diferentes categorias de uso e ocupação da terra nas bacias hidrográficas de contribuição (km²);

c_i - coeficientes de exportação de cargas difusas (sedimentos em suspensão) de cada parâmetro ambiental para as diferentes categorias de uso e ocupação da terra (kg/km²/dia).

1.1 Procedimentos Metodológicos

A pesquisa foi desenvolvida em 03 ETAPAS:

ETAPA 01 - *Organização do Sistema de Informação Geográfica (SIG)*

i) Base Computacional - ArcGIS/versão utilizada 9.3 e atualizada na versão 10.3, cuja plataforma é constituída de três aplicativos: *ArcCatalog*; *ArcMap*; *ArcToolbox*;

ii) Mosaico de imagens de satélites/bandas espectrais TM/LANDSAT-5, orbita/ponto 228/062 e 229/062, 08/10/2010 e 2011. Na classificação digital da imagem foram utilizadas as bandas 3 (faixa do visível), 4, 5 (infravermelho próximo), correspondente a composição colorida (BGR/RGB), seguindo o aporte de Nishi *et al.* (2008);

iii) Imagem do projeto *Shuttle Radar Topographic Mission (SRTM)*, resolução de 90 metros, disponibilizada no sítio da *United States Geological Survey (USGS)*, Folha SA-21-Z-A;

iv) Software ENVI 4.3 – serviu para aplicar a filtragem, a fim de permitir o contraste nas imagens de LANDSAT;

v) O *Projeto TerraClass* (Embrapa/Inpe, 2011) gerou as classes/categorias de uso e ocupação da terra, as quais foram reorganizadas a partir da assinatura e/ou supervisão de campo. Essa base computacional foi acoplada ao modelo matemático MQUAL. O banco de dados foi adquirido gratuitamente do Programa de Monitoramento do Desfloresamento na Amazônia Legal (PRODES), desenvolvido e executado pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)/Centro Regional da Amazônia (CRA/INPE/Belém-PA; EMBRAPA Amazônia Oriental – Belém/PA, e, EMBRAPA Informática Agropecuária-Campinas/SP).

Na área do estudo das Mbh Zé Açú e Tracajá, a geração geoprocessada da origem (*Projeto TerraClass 2008*) apresentou doze classes e/ou categorias de uso e ocupação da terra. Estas foram reorganizadas com a técnica de aglutinação, a partir das imagens de

LANDSAT 5, mais a assinatura de campo (obtenção do mapeamento a respeito da situação dos sistemas produtivos, juntamente com as categorias padronizadas e de equivalência).

De posse do diagnóstico realizado no *field true* das Mbh Zé Açú e Tracajá foi geoprocessado a seguinte aglutinação das classes: 1) *agricultura familiar* - adveio das classes de vegetação secundária, regeneração de pasto, agropecuária, área urbana, desflorestamento; 2) *floresta nativa* - trocou apenas de nome - *floresta*; 3) *hidrografia* - permaneceu a mesma classe; 4) *Capoeira campo* - adveio das classes de vegetação secundária mais pasto sujo; 5) *pastagem* - veio das classes de pasto limpo mais vegetação secundária. Essas classes, ao serem organizadas em ambiente SIG, resultou no mapa temático das Mbh Zé Açú e Mbh Tracajá (**Mapa 01**), demonstrando como são as principais formas de uso e a ocupação da terra.

ETAPA 02 – Modelagem Matemática com o MQUAL

Para a modelagem no MQUAL tomou-se como aportes teóricos os documentos: SMA (2004 e 2011); Steinke (2007); e, Steinke e Saito (2008).

O geoprocessamento do MQUAL foi realizado com o *Módulo 1 - Geração de Cargas*, cujos coeficientes de exportação de cargas (cargas difusas de sedimentos transportados em suspensão - **CDsts**) oferecem maiores associações com as distintas classes de uso e ocupação (**Tabela 01 e 02**).

ETAPA 03 – Correlação do MQUAL com a verdade de campo/*field true*

Os dados estimados (**CDsts_{se}**) no modelo matemático e os medidos (**CDsts_{sm}**) in *field true* (flúvio-hidrossedimentológicos) foram correlacionados entre os resultados: dos dois períodos amazônicos (cheia fluvial – dezembro até julho; e, vazante fluvial – agosto até novembro) e, dos resultados dos coeficientes de exportação de cargas do período úmido e os do período seco do MQUAL.

A análise de correspondência da razão se deu a partir da seguinte equação:

$$\text{Razão (\%)} = \frac{\text{CDsts}_{se}}{\text{CDsts}_{sm}} \times 100 \quad \text{Onde:}$$

Razão (%) = resulta da comparação entre o peso/dia/área, da carga difusa de sedimentos transportados em suspensão simulada/estimada pelo MQUAL e, os registros flúvio-hidrossedimentológicos do *field true* de cada microbacia hidrográfica (Mbh).

CDsts_{se} = é a Carga Difusa de sedimentos transportados em suspensão estimada pelo MQUAL.

CDsts_{sm} = é a Carga Difusa de sedimentos transportados em suspensão medida e/ou sedimentos medidos nas Mbh Zé Açú e Tracajá.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As Mbh Zé Açú e Tracajá entrecortam as terras do Projeto de Assentamento (PA) Vila Amazônia, parte da política de Reforma Agrária do Brasil. Nesses sistemas fluviais estão zoneados os conjuntos de imóveis, formadores de *comunidades* em cada sistema hídrico. A primeira Mbh é composta por: N. S. das Graças, Paraíso, Bom Socorro, Nazaré, Santa Fé e Boa Esperança. Da segunda (Mbh Tracajá) fazem parte: Máximo, Toledo Pizza, Sagrado Coração de Jesus, São Benedito, Santo Expedito, Santo Antonio do Tracajá, São Sebastião do Juruá, Colônia Soares, Novo Oriente, N. S. de Fátima e, Monte das Oliveira. As unidades familiares dessas *comunidades* são ocupadas por vaqueiros–caseiros e respectivas famílias (que tem permissão de mobilidade em toda propriedade do patrão), pecuarista do agronegócio, servidores públicos (sede da comunidade central) e, os agricultores familiares tradicionais.

A ocupação na área do referido assentamento tem registros no Instituto de Terras do Amazonas (ITEAM) desde o século XIX (PACHECO, 2013; BRANDÃO, 2016). Em 1987, o PA Vila Amazônia foi implantado em 78.000,000 hectares. A área de cada propriedade, não tem o mesmo padrão de tamanho: a maior área (70%) está ocupada por *lotes* que vão de 3 a 30 hectares; e a menor área (30%) com *lotes* que variam entre 31 a 100 hectares (MDA/INCRA/SIPRA, 2007). Entre esses lotes, nos que fazem parte das Mbh Zé Açú e Mbh Tracajá, o diagnóstico indicou uso e ocupação da terra distribuídos em cinco classes/categorias de uso e ocupação da terra (**Mapa 01 e Tabela 02**). A geração destas classes foi o fator fundamental para a realização do estudo, tendo em vista, o impacto sobre a potabilidade da água, o qual está atrelado às cargas difusas geradas nos interflúvios, bordas e vertentes dos referidos sistemas hidrográficos (Mbh Zé Açú e Mbh Tracajá).

Aplicação do Módulo 1 - Geração de Cargas do Modelo de Correlação Uso do Solo versus Qualidade da água (MQUAL): $CD_{sts_{se}}$ e as $CD_{sts_{me}}$ das Mbh Zé Açú e Mbh Tracajá

A modelagem matemática com o Módulo 1 – *Geração de Cargas difusas* dos sólidos transportados em suspensão (CD_{sts}), processa os cálculos dos períodos sazonais diferentes. Na **Tabela 02** estão detalhados os coeficientes de exportação de carga (CD_{sts}) equivalentes as classes de uso e ocupação da terra, indicando os maiores e os menores pesos (kg/dia/km²): no período úmido (precipitação alta), a maior estimativa é de 230,000 kg/dia/km², na classe da Agricultura Familiar e o menor peso (20 kg/dia/km²) é da classe de Floresta Nativa. No período seco (estiagem de precipitação), as classes dos maiores e menores pesos (kg/dia/km²) são as mesmas do outro período, muito embora gerem valores e abaixo por conta da sazonalidade: a maior CD_{sts} resulta em 10,455 kg/dia/km² e a menor 2,500 kg/dia/km².

MQUAL: Exportação de Cargas Difusas/Sedimentos em Suspensão (CDsts _{se})						
Classes de uso e ocupação da terra	Coef de Exp. de Carga (kg/dia/km ²)		Mbh Tracajá CDsts _{se} (kg/dia)		Mbh Zé Açú CDsts _{se} (kg/dia)	
	Período Seco (PS)	Período Úmido(PU)	PS	PU	PS	PU
Agricultura Familiar	10,455	230,00	738,36	16.243,30	382,250	8.409,22
Capoeira Campo	3,750	30,00	14,64	117,11	34,840	278,74
Floresta Nativa	2,500	20,00	402,57	3.220,59	91,080	728,65
Pastagem	8,000	40,00	219,27	1.096,39	267,620	1.338,10
Hidrografia	0,000	0,00	0,00	0,00	0,000	0,00
TOTAL			1.374,84	20.677,39	775,799	10.754,72

Tabela 02: Modelagem no MQUAL- Período Seco e Úmido - Módulo 1 - Exportação de Cargas Difusas/Sedimentos Transportados em Suspensão Estimados (CDsts_{se}).

Fonte: Tese de Doutorado de Pacheco, J.B (2013)

Nessa modelagem do MQUAL, para ambas Mbh (períodos seco e o úmido), a indicação da maior carga difusa de sedimentos em suspensão estimada (**CDsts_{se}**) foi a da classe agricultura familiar (Mbh Tracajá - 78,55% no período chuvoso e 53,70% no período seco; na Mbh Zé Açú - 78,19% no período chuvoso, 49,27% no período seco). Dois fatores contribuem para esse resultado de **CDsts_{se}**: 1) O coeficiente de exportação de sedimentos que gera esse resultado é o de maior peso (kg/dia) do MQUAL; 2) A área de abrangência da agricultura familiar é a maior em ambos sistemas hídricos.

Um contraste de avaliação na simulação das **CDsts_{se}** do MQUAL acontece nos resultados das cargas difusas da área de floresta nativa. Apesar do coeficiente de exportação (kg/dia/km²) ser bem menor, mas, por ter correlação com a área (km²), acaba indicando uma carga maior do que às geradas pelas classes de pastagem e capoeira-campo, locais mais produtores de cargas difusas.

Das equiparações das Cargas Difusas de sedimentos transportados em suspensão medidas (CDsts_{sm}) e as modeladas (CDsts_{se}) pelo MQUAL nas Mbh Zé Açú e Mbh Tracajá

Partindo dos dados estimados pelo MQUAL (**CDsts_{se}**) fez-se a equivalência com os registros obtidos no *field true* (**CDsts_{sm}**) para se ter a avaliação dos dois ambientes fluviais. Nesse caso, a correlação teve como medida a razão em percentuais (%) das cargas difusas de cada curso fluvial dos sistemas hídricos a seguir:

a) Mbh Tracajá

As cargas medidas (CDsts_{sm}) no *field true* e as modeladas (CDsts_{se}) pelo MQUAL tem equiparações no período de vazante fluvial (**Tabela 03**): o *curso superior* (CDsts_{se} - 4,85 kg/dia/km² para CDsts_{sm} - 4,50 kg/dia/km²); e no *curso médio* (CDsts_{se} - 5,23 kg/dia/km² para CDsts_{sm} - 7,23 kg/dia/km²).

Na *cheia fluvial* (**Tabela 04**) os dados estimados ($CD_{sts_{se}}$) são superiores entre 2,76 a 4,62 (2 a 5) vezes aos das $CD_{sts_{sm}}$ registradas no *field true*.

Secções/ Cursos Fluviais	ÁREA (km ²)	MQUAL – $CD_{sts_{se}}$ Período Seco		RAZÃO $CD_{sts_{se}}/CD_{sts_{sm}}$ (%)	<i>Field True</i> - $CD_{sts_{sm}}$ Período de Vazante Fluvial	
		kg/dia	kg/dia/km ²		kg/dia	kg/dia/km ²
Superior	182,989	886,55	4,85	(>) 1,07 - 107	830,00	4,50
Médio	32,678	170,98	5,23	(<) 1,38 - 138	1.560,00	7,23
SUB-TOTAL	215,667	1.057,53	4,90			
Inferior	67,537	317,33	4,70	(<) 13,84 - 1.384	18.420,00	65,04
TOTAL	283,204	1.374,86	4,86			

Tabela 03: Correlação das $CD_{sts_{se}}$ no Período Seco *versus* $CD_{sts_{sm}}$ no Período Vazante fluvial na Mbh Traçajá

Fonte: Pacheco, J.B (2013)

Cursos Fluviais	ÁREA (km ²)	MQUAL – $CD_{sts_{se}}$ Período Úmido		RAZÃO $CD_{sts_{se}}/CD_{sts_{sm}}$ (%)	<i>Field True</i> - $CD_{sts_{sm}}$ Período Cheia Fluvial	
		kg/dia	kg/dia/km ²		kg/dia	kg/dia/km ²
Superior	182,989	13.635,82	74,52	(>) 4,62 - 462	2.950,00	16,10
Médio	32,678	1.978,94	60,56	(>) 2,76 - 276	4.740,00	21,98
SUB-TOTAL	215,667	15.614,80	72,40			
Inferior	67,537	5.062,64	74,96	(<) 6,46 – 646	133.580,00	471,70
TOTAL	283,204	20.677,40	73,01			

Tabela 04: Correlação das $CD_{sts_{sm}}$ no Período Cheia Fluvial *versus* $CD_{sts_{se}}$ do Período Úmido na Mbh Traçajá

Fonte: Pacheco, J.B (2013)

A explicação para menor carga difusa, medida no período da cheia fluvial, em relação a $CD_{sts_{se}}/MQUAL$ tem as seguintes situações pontuais nos *cursos superior* e o *médio* da Mbh Traçajá (**Tabela 03 e 04**):

i) O período de cheia fluvial é também o de muita chuva. Nessa época geralmente o solo não recebe interferência pelo preparo de roçados para cultivos. Sendo assim, as águas pluviais não encontram os solos desprotegidos de vegetação;

ii) O mapeamento das classes de uso e ocupação da terra (**Tabela 02**) mostra que 57% da área total (km²) da Mbh é coberta por vegetação nativa (platô d Terra Firme - floresta ombrófilas densas, mata ciliar nas encostas e nos baixios mata de igapó). Dessa forma, essa vegetação funciona como barreira para o carreamento de material para os leitos dos rios quer pelas camadas de serrapilheiras embaixo das copas ou pelos cílios produzidos

pela radicularidade das raízes nas encostas. É importante notar que os parâmetros de exportação de sedimentos para floresta nativa de Mata Atlântica (base original para os coeficientes do MQUAL) devem ser diferentes da floresta nativa da Amazônia;

iii) A maior classe de uso e de ocupação da terra é a agricultura familiar. Grande parte desse sistema produtivo é desenvolvido distante dos canais fluviais, pois a frente das propriedades passam os ramais e estradas, por ser a opção de escoamento da produção familiar. Esta, por sua vez é uma atividade que não inclui grandes implementos tecnológicos com máquinas pesadas para o preparo de roçados.

Na unidade de *Terra Firme* da Amazônia, a exemplo do PA Vila Amazônia, o sistema produtivo é o tradicional que se inicia com a estiagem das chuvas (junho a julho) e vai até o início do período chuvoso: 1) brocagem (primeiro a retiradas da vegetação menor – cipós, arbustos com caules finos, depois as árvores maiores – *madeiras de lei*); 2) derrubada da vegetação; 3) rebaixamento (retirada dos galhos que estão nos pontos elevados das árvores derrubadas); 4) aceiro (proteção nos quatro cantos do terreno que vai receber a queima, para proteger a invasão para outras áreas); 5) encoivramento (é a limpeza do terreno para abrir o espaço para o cultivo, que só é realizado quando não há a queima ideal de toda vegetação e necessita de remoção do que não queimou); 6) A partir dessa fase aguarda-se o início do período chuvoso para fazer o plantio, para qual a maioria das famílias utiliza ferramentas básicas simples (terçados, enxadas, ancinho, cambito de galho de árvore, carroças puxadas por cavalos e outros) para desenvolver sua produção;

iv) Sioli (1984, 1985 e 2006) ao estudar os sistemas hídricos de águas claras/transparentes detectou que a capacidade e a competência fluvial desses não favorece ao transporte de muitas cargas de detríticas, visto serem de origem dos escudos cristalinos pré-cambrianos e por escoarem por solos intemperizados protegidos pela vegetação nativa. A Mbh Tracajá ainda possui essa cobertura vegetal e demonstra carregar menores cargas difusas do que na Mbh Zê Açú, muito embora se verifique nas classes de uso e ocupação da terra, atividades de sistema produtivo (pecuária bovina e bubalina extensiva) oferecedoras de impactos, por estarem localizadas nas proximidades das faixas justafluviais. Fator preocupante, pois a retirada de vegetação com a utilização de tratores para preparar as pastagens não são combinações eficazes nas áreas estratégicas (APP ou Áreas de Reserva Legal) de sistemas hídricos.

No curso inferior da mesma microbacia (Mbh Tracajá) quando se correlaciona as $CD_{sts_{sm}}$, tanto no período de vazante fluvial como na cheia fluvial, verifica-se que são superiores às $CD_{sts_{se}}$ entre 6,46 a 13,84 vezes (**Tabela 03 e 04**). Esta é uma situação atípica à dinâmica fluvial, ao considerar os estudos de Sioli (1985). Todavia tem explicação para a concentração de carga difusa em suspensão no âmbito da morfometria: 1) a Mbh Tracajá é o último afluente da sub-bacia hidrográfica do rio Mamuru, cuja posição de sua desembocadura está muito próxima da foz desse rio principal. O seu (Mbh Tracajá) exutório tem uma feição côncava facilitando o avanço dos fluxos provindos das outras redes de

drenagem, adicionados ao seu próprio escoamento com suas cargas de origem diversas, entre elas, às provenientes do uso e da ocupação da terra; e 2) há uma bifurcação de duas calhas fluviais (rio Uaicurapá e rio Mamuru) receptoras de descargas líquidas e sólidas das suas respectivas redes de drenagem em frente da foz da Mbh Tracajá. Diante disso, há uma pressão maior dessa bifurcação durante o escoamento sobre a morfologia côncava, gerando um refluxo.

b) Microbacia hidrográfica Zé Açú

As **Tabelas 05 e 06** correlacionam as cargas difusas nos dois períodos: as $CD_{sts_{se}}/MQUAL$ são inferiores aos registro de $CD_{sts_{sm}}/field\ true$, na ordem de 4 (curso fluvial inferior) a 6 vezes no curso fluvial superior no período de cheia fluvial; no período de vazante fluvial as variações são menores que o período sazonal anterior cerca de 3 vezes (curso fluvial médio), e mais elevado pouco mais de 12 vezes no curso fluvial inferior.

SECÇÕES FLUVIAIS	ÁREA (km ²)	MQUAL – $CD_{sts_{se}}$		RAZÃO $CD_{sts_{sm}}/CD_{sts_{se}}$ (%)	<i>Field True</i> - $CD_{sts_{sm}}$	
		kg/dia	kg/dia/km ²		kg/dia	kg/dia/km ²
Superior	21,199	2.638,26	124,45	(<) 6,28 - 628	16.560,00	781,20
Médio	64,596	4.921,25	76,19	(<) 5,49 - 549	35.892,00	418,35
Sub-Total	85,795	7.559,52	88,11			
Inferior	41,128	3.195,20	77,69	(<) 4,55 - 455	44.900,00	353,76
TOTAL	126,923	10.754,72	84,73			

Tabela 05 – Correlação das $CD_{sts_{se}}$ no Período Cheia Fluvial *versus* $CD_{sts_{sm}}$ no Período Úmido: Mbh Zé Açú

Fonte: Pacheco, J.B (2013)

SECÇÕES FLUVIAIS	ÁREA (km ²)	MQUAL – $CD_{sts_{se}}$		RAZÃO $CD_{sts_{sp}}/CD_{sts_{sm}}$ (%)	<i>Field True</i> - $CD_{sts_{sm}}$	
		kg/dia	kg/dia/ km ²		kg/dia	kg/dia/km ²
Superior	21,199	147,07	6,94	(<) 3,81 - 381	560,00	26,40
Médio	64,596	375,52	5,81	(<) 3,05 -305	6.510,00	75,88
SUB-TOTAL	85,795	522,59	6,09			
Inferior	41,128	253,21	6,16	(<) 12,12 - 1.212	9.470,00	74,61
TOTAL	126,923	775,80	6,11			

Tabela 06 – Correlação das $CD_{sts_{se}}$ no Período Seco *versus* $CD_{sts_{sm}}$ no Período Vazante fluvial Mbh Zé Açú

Fonte: Pacheco, J.B (2013)

A visão dessa complexidade, na correlação entre a modelagem ($CDsts_{se}$) e os registros de campo ($CDsts_{me}$), descritas nas Tabelas 05 e 06 pode ser conferido na modelagem estimada o curso superior da Mbh Zé Açú como o maior exportador de carga, quando as maiores taxas de $CDsts_{me}$ irão variar de seção fluvial conforme o período sazonal. A **Tabelas 02** mostra os coeficientes de exportação de carga do MQUAL e o *field true* explica as razões da justificativa da não equivalência: no curso fluvial superior, as maiores classes de uso e ocupação antrópicas são: a pastagem (coeficiente de exportação - 8,00 kg/dia/km²) e a capoeira-campo (coeficiente de exportação 3,750 kg/dia/km²) que, somadas, encontram-se distribuídas em 19,320 km², onde parte está sobre as áreas de preservação permanente (nascentes, encostas das faixas justafluviais). A agricultura familiar é a outra classe que usa e ocupa uma grande área (15,824 km²). A diferença existente entre esta classe e as outras tem duas razões: 1) menor área produtiva do que, das atividades de pecuária extensiva; e 2) as atividades existentes (pequena criação, cultivos, sistemas agroflorestais etc.) são menos agressoras ao ambiente.

Comparando esses últimos dados, respectivo ao sistema produtivo das unidades familiares e o resultado processado no MQUAL com o coeficiente do período seco (10,455 kg/dia/km²), no caso é o maior, conseqüentemente, a carga difusa gerada resultou na máxima entre todas da mesma sazonalidade. Dessa maneira, a $CDsts_{se}$ não revela a realidade identificada na assinatura de campo.

Quanto a análise das categorias/classe e os coeficientes/parâmetros de exportação de cargas respectivos aos períodos úmido (PU) e seco (PS) do MQUAL

No MQUAL 1.0 os coeficientes/parâmetros foram criados somente para o período úmido. A partir do MQUAL 2.0 é que esses foram estabelecidos para o período seco (PS) e período úmido (PU). Deste modelo foram aplicados em parte desta análise, os quais constam na **Tabela 01** (SMA/PRIME, 2004; SERHS/PRIME, 2006)

Em se tratando do coeficientes de exportação do Módulo 1/MQUAL para as cargas difusas de sedimentos transportados em suspensão, o determinante é o atribuído para classe *Atividade Agrícola* ($CDsts_{kg}/dia/km^2 = 230,000$ no PU – MQUAL 1.0 e, $CDsts_{kg}/dia/km^2 = 10,455$ no PS – MQUAL 2.0). Para o referido modelo significa ser esta classe a que produz a maior carga difusa.

O MQUAL foi criado para atender uma área do sudeste brasileiro e assim, quando se modelou na Amazônia, nos cursos fluviais das Mbh Zé Açú e Mbh Tracajá, a correlação entre o medido ($CDsts_{sm}$) e o estimado ($CDsts_{se}$) revelou o seguinte:

a) há parâmetros iguais na geração de carga difusa para as categorias distintas, no caso, o reflorestamento (áreas de manejo agro-florestal, representadas por remanescentes de plantações florestais), a mata e o capoeirão (formações vegetais arbóreas de grande porte, na maior parte constituída por vegetação nativa);

b) houve totalização na aglutinação das variáveis/categorias ainda na versão do MQUAL 1.0.

O ponto que dificulta a análise dessas aglutinações e os respectivos coeficientes de exportação de carga está situado nas questões que surgem, entre outras, relacionadas à vegetação, pois, não há informações sobre áreas topográficas (platô, encosta ou baixio) do sistema hídrico ocupadas pelas espécies de manejos. Qual espécie de capoeira é de grande porte? O que define grande porte?

Esse referencial é importante para correlacionar a cobertura do solo e a geração de cargas, possíveis de serem equiparadas aos dados de uma nova pesquisa. Tais questões não estão isoladas, tendo em vista fazerem parte, por exemplo: para conservação do solo e ao escoamento superficial, cujos metabolismos são com distintos para cada espécie (radicularidade, porte, densamento da copa, localização topográfica etc.);

c) O estudo realizado nos documentos que tratam do desenvolvimento do software das versões do MQUAL (Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 2004, 2006 e 2010) não possibilitou a identificação de critérios para a taxa de produção de cargas (CDsts) entre os períodos sazonais, e o que se consegue ler é a razão entre os coeficientes de exportação de carga do período seco e do úmido (**Tabela 07**).

CLASSES DE USO DO SOLO/MQUAL	PERÍODO ÚMIDO (CDsts _{se} _kg/dia/km ²)	RAZÃO (%)	PERÍODO SECO (CDsts _{se} _kg/dia/km ²)
Atividade Agrícola	230,000	21,99 vezes (>)*	10,455
Pastagem	40,000	5,00 vezes (>)*	8,000
Capoeira_Campo	30,000	7,00 vezes (>)*	3,750
Floresta Nativa	20,000	8,00 vezes (>)*	2,500

Tabela 07: Razão entre os coeficientes de exportação de cargas (kg/dia/km²) dos Períodos Úmido e Período Seco

* (>) significa maior. Org.de Pacheco (2013)

Quanto ao contexto dos estudos técnicos institucionais realizados com a modelagem matemática do MQUAL

Nos documentos analisados referentes a instituição que deu origem ao MQUAL (Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo), se encontram as indicações de legislações que institucionalizaram o uso do modelo matemático, pela importância dos resultados: Lei Estadual N° 12.233, 16 de janeiro de 2006, respectiva a Área de Proteção e Recuperação do Manancial Guarapiranga; Art. 4º, Lei Municipal/Presidente Prudente, N° 6.878/2008 - *Define a Área de Proteção e Recuperação dos mananciais das bacias hidrográficas dos Córregos do Cedro e Cedrinho*.

Diante desse contexto, não há dúvida quanto à aplicabilidade do MQUAL como

ferramenta suporte ao planejamento e gestão de sistemas hídricos. Sendo assim, para esse modelo matemático servir de parâmetros na Amazônia Ocidental, a exemplo das duas microbacias modeladas, necessita da *verdade de campo*. Dentre as justificativas estão as características fisiográficas singulares, e os coeficientes/parâmetros do MQUAL não estão adequados para estabelecer as comparações pelos totais (kg/dia/km²) e os obtidos nos registros dos sistemas hidrográficos.

Paca (2008), ressalta a necessidade de se ter um conjunto de parâmetros compatíveis com natureza do modelado e comumente denominados como ótimos. Da mesma forma se espera em estudos como este (Mbh Zé Açú e Mbh Tracajá), a possibilidade de ajustar as estimativas do uso e ocupação da terra do MQUAL, com a realidade do local de modelagem.

Diante do exposto, verifica-se de uma forma geral, o modelo matemático (MQUAL), quando estimou a carga difusa de sedimentos transportada em suspensão nas duas microbacias hidrográficas, demonstrou que a estrutura permite equivalências de sazonalidades e classes para cada uso e ocupação da terra.

CONCLUSÃO

Poucos estudos têm sido realizados no sentido de gerar informações consistentes a respeito de parâmetros fluvio-hidrossedimentológicos (alterações nas cargas líquidas e sólidas, perfil longitudinal, perfil transversal, regime pluvial e regime fluvial etc.), os quais, estão relacionados com uso e ocupação da terra nas menores unidades hídricas, no caso, as microbacias hidrográficas amazônicas. Ressalte-se a Amazônia como o *locus* da maior e mais complexa rede de drenagem do planeta, cujas unidades de relevo (*Terra Firme* e de *Vázea*) entrecortadas por essa estão na intrínseca dependência, incluindo o *modo de vida* dos moradores tradicionais.

Essa temática, abrangedora dos sistemas naturais e o sistema de vidas humanas é merecedora de olhares da gestão competente a fim de desencadear ações que dêem conta de um planejamento participativo. No caso dos sistemas hídricos amazônicos, na maioria, ainda não foram estudados e já se encontram fragilizados ambientalmente.

Assim, o estudo corrente se aportou de literaturas científicas, pesquisa aplicada e do uso das tecnologias geocodificadas, por permitirem criar um banco de dados e gerar informações no ambiente SIG (Sistema de Informação Geográfica), para entender a condição do ambiente de sistemas hídricos e também obter o resultado da correlação entre a modelagem estimada pelos coeficientes/parâmetros do *Módulo 1 de Geração de Cargas de Sedimentos em Suspensão, do Modelo Matemático de Correlação Uso do Solo – Qualidade da Água* (MQUAL) e, o uso e ocupação da terra nas Mbh Zé Açú e Mbh Tracajá.

Os registros obtidos no campo/*field true* não forneceram valores semelhantes aos estimados pelo MQUAL nas duas sazonalidades (Mbh Zé Açú e Mbh Tracajá) que pudessem reorganizar os pesos dos coeficientes de exportação de cargas padrão (Módulo

1 – geração de cargas difusas de sedimentos transportados em suspensão ($CD_{sts_{se}}$) do MQUAL 1.0, 1,5 e 2.0), pelas duas principais razões:

1) os dados estimados, por razões próprias do referido modelo não esclarecem a origem dos valores e/ou coeficientes de exportação de geração de cargas ($kg/dia/km^2$) e nem a justificativa destes serem mantidos os mesmos pesos e muitas classes aglutinadas desde a primeira versão em 1997;

2) as características fisiográficas das bacias hidrográficas estudadas em outros estados federados pelo MQUAL, não se assemelham às das referidas microbacias hidrográficas da Amazônia Ocidental.

Esses aspectos não invalidam o estudo realizado, visto que este serviu como parâmetro para reafirmar que os modelos matemáticos e o SIG são instrumentos facilitadores, principalmente este último que agrega e gera muitos dados. Cabendo ressaltar que os modelos matemáticos geoprocessados não oferecem toda a clareza para uma análise definitiva quando envolve aspectos físicos e humanos. Por isto, há necessidade da assinatura ambiental e/ou verdade de campo, a fim de apresentar avaliações mais coerentes e próximas da realidade.

Assim, a estrutura do MQUAL é a que concebe a correlação entre o uso do solo e a qualidade da água como antecedente. Por outro lado, mesmo que a operacionalização de sua equação estimada não tenha gerado na íntegra dados de cargas difusas de sólidos em suspensão, semelhantes aos medidos nas microbacias hidrográficas Zé Açú e Tracajá, a avaliação da equiparação entre os dois resultados ($CD_{sts_{se}}-kg/dia/km^2$ e $CD_{sts_{sm}}-kg/dia$) desvelou a configuração socioambiental atual desses sistemas hídricos e a relação com o uso e a ocupação da terra.

REFERENCIAS

ARAÚJO, S. C. de S. **Modelos de simulação baseados em Raciocínio Qualitativo para avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas**. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Ecologia. Brasília (DF), 2005.

BRANDÃO, J. B. **Perdurabilidade da Agricultura Familiar no Projeto de Assentamento de Vila Amazônia**. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Ciências do Ambiente e Sustentabilidade na Amazônia - PPG/CASA, Centro de Ciências Ciências do Ambiente, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas, 2016.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de Sistemas Ambientais**. São Paulo: Edgard Blücher, 1999.

EMBRAPA/INPE-EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA); INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE. *Levantamento de informações de uso e cobertura da terra na Amazônia: Sumário Executivo. Projeto TerraClass*. Ministério do Meio Ambiente (MMA)/Centro Regional da Amazônia (CRA/INPE-Belém-PA)/Embrapa Amazônia Oriental (Belém-PA)/Embrapa Informática Agropecuária (Campinas-SP), setembro, 2011.

EMPRESA PAULISTA DE PLANEJAMENTO METROPOLITANA S/A. *Mapeamento de Uso e Ocupação do Solo de 2002 recobre toda a Região Metropolitana de São Paulo e parte dos municípios de Nazaré Paulista, Paraibuna e São Roque, inseridos na Bacia Hidrográfica do Alto Tietê*, 2002. Disponível: <http://www.emplasa.sp.gov.br/Emplasa/Cartografia/TextoUsodoSolo.asp> Acessado em 12/01/2012

FITZ, P. R. **Geoprocessamento sem Complicação**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

HAEFNER, J. W. **Modeling Biological Systems. Principles and Applications**. 2. ed. New York: Springer-Verlar, 2005.

MELLO, C. R. de.; LIMA, J. M. de; SILVA, A. M. da; LOPES, D. *Abstração inicial da precipitação em microbacia hidrográfica com escoamento efêmero*. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.7, n. 3, set./dez, p. 494-500, 2003.

MDA/INCRA/SIPRA-MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO AGRÁRIO / INSTITUTO NACIONAL DE COLONIZAÇÃO E REFORMA AGRÁRIA. *Relação de Beneficiários do Programa Nacional de Reforma Agrária (PNRA) - Parintins*. Brasília (DF): **SIPRA** - Sistema de Informações de Projetos de Reforma Agrária, 2007.

_____(2007b). **PRA-Plano de Recuperação do Projeto de Assentamento Vila Amazônia**. Brasília (DF):MDA/INCRA/Parintins (AM.): COOTEMPA.

NISHI, E.; TEJERINA-GARRO, F. L.; MAIA, T. C. B. O. *Uso de Imagens CBERS 2 na Determinação do Índice de Circularidade e Índice normalizado de Vegetação remanescente na Bacia do Ribeirão João Leite, Região Centro-Oeste*. **Anais...Congresso Brasileiro de Cadastro Técnico Multifinalitário**, Florianópolis. p. 1-6, 2008.

PACA, V. H. da M. **Análise de informações satelitais e dados convencionais da rede pluviométrica como contribuição à modelagem hidrológica na região Amazônica - Estudo de Caso: Bacia do rio Guamá - Pará**. Dissertação (Mestrado), Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-graduação e Pesquisa em Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

PACHÊCO, J. B. **Uso e ocupação da terra e a sustentabilidade ambiental da dinâmica fluvial das microbacias hidrográficas Zé Açú e Tracajá na Amazônia Ocidental**. Tese (Doutorado). Pós-graduação do Centro de Desenvolvimento Sustentável (CDS), Universidade de Brasília (UnB), Brasília, DF, 2013.

SAITO, C. H. CARVALHO, A. P. F. de; CARVALHO Jr, O. A. de; LEITE, L. L. *Dados ambientais em sistemas de informação geográfica: da aglutinação à desnaturação*. **GEOSUL**, Florianópolis, v.16, n.32, jul./dez., p 73-94, 2001.

SANTOS, L. L. dos. *Modelos Hidráulicos-Hidrológicos: Conceitos e Aplicações*. **RBGF- Revista Brasileira de Geografia Física**. Recife (PE), v.2, n.03, set-dez, 2009, p. 01-19.

SARGENT, R. G. *Verification and validation of simulation models*. In: HENDERSON, S.G.; BILLER, B.; HSIEH, M.H.; SHORTLE, J.; TEW, J. D.;

SMA - Secretaria de Estado do Meio Ambiente/CPLA-SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE ESTADO DE SÃO PAULO/COORDENADORIA DE PLANEJAMENTO AMBIENTAL. **Elaboração do Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental da Bacia Hidrográfica do Reservatório Billings: Relatório Final**. São Paulo (SP):COBRAPE. Agosto, 2010.

_____. **Indicação de áreas de intervenção e respectivas diretrizes e normas ambientais de interesse regional na bacia hidrográfica do reservatório Billings.** São Paulo: SMA /PRIME ENGENHARIA, 2006.

_____. **Calibração do sistema relacional de correlação do manejo do território e da qualidade ambiental para o reservatório Billings.** São Paulo: SMA, 2004.

_____. **Versão 1.5 do Modelo de Correlação Uso do Solo/ Qualidade de Água- MQUAL.** São Paulo: SMA, 2003.

SIOLI, H. *Memorial: 50 anos de pesquisas em limnologia na Amazônia.* ACTA AMAZ. v. 36, n.3, Manaus (AM), 2006.

SIOLI, H. **Amazônia - Fundamentos da ecologia da maior região de florestas tropicais.** Petrópolis: Vozes, 1985.

SIOLI, H. *O Amazonas e seus principais afluentes: tipos de rios, hidrografia e morfologia dos cursos dos rios.* In: The Amazon - Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin. Editado pelo Autor. [Traduzido por ALR], 1984.

STEINKE, V.A.; ARAUJO, S.C.S.; STEINKE, E.T.; SAITO, C.H. Estimativa de Exportação de Cargas Poluidoras em Bacia Hidrográfica por Geoprocessamento. In: SAITO, C. H. (Org.). **Desenvolvimento Tecnológico e Metodológico para Mediação entre Usuários e Comitês de Bacia Hidrográfica.** Brasília: Departamento de Ecologia da Universidade de Brasília, 2004, p. 25-40.

SARGENT, R. G. *Verification and validation of simulation models.* In: HENDERSON, S.G.; BILLER, B.; HSIEH, M.H.; SHORTLE, J.; TEW, J.D.; BARTON, R.R. [eds.]. **Proceedings da Conferência Simulação Inverno.** Syracuse (NY/E.U.A):IEEE, p.124-137, 2007.

STEINKE, V. A. SAITO, C. H. *Exportação de carga poluidora para identificação de áreas úmidas sob risco ambiental na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim.* In: **Sociedade & Natureza** (Online), v.20, n.2, Uberlândia, dez, p.43-67, 2008. Disponível:http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1982-45132008000200003 Acessado em: 15 de março de 2010.

TUCCI, C. E. M. **Modelos Hidrológicos.** UFRGS ABRH, 1998.

TUCCI, C. E. M.; HESPAHOL, I.; CORDEIRO Neto, O. de M. *A gestão da água no Brasil: uma primeira avaliação da situação atual e das perspectivas para 2025.* **Relatório para GWP,** 2000.

TUCCI, C. E. M.; CORDEIRO, O. M. *Diretrizes estratégicas para ciência e tecnologia em recursos hídricos no Brasil.* **REGA.** v. 1, n. 1, p. 21-35, jan./jun, 2004.

CAPÍTULO 6

ANÁLISE LITOLÓGICA E HIDROQUÍMICA DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NA ÁREA ITAQUI – BACANGA, SÃO LUÍS, MARANHÃO: EVIDÊNCIA DA INTRUSÃO MARINHA

Data de aceite: 01/10/2020

Flávia Rebelo Mochel

Universidade Federal do Maranhão
Departamento de Oceanografia e Limnologia
São Luís- Maranhão
ORCID 0000-0001-5911-3171

Luís Alfredo Lopes Soares *in memoriam*

Universidade Estadual do Maranhão
Departamento de Hidráulica e Saneamento

Paulo Roberto Saraiva Cavalcante

Universidade Federal do Maranhão
São Luís- Maranhão
Departamento de Oceanografia e Limnologia
ORCID 0000-0001-9774-5794

RESUMO: A super exploração de aquíferos costeiros provoca, muitas vezes, a ocorrência da intrusão salina, decorrente do avanço da interface água doce/água salgada. O avanço do nível dos mares em áreas estuarinas tem se constatado como um agravante à salinização das águas subterrâneas. O uso de metodologias tradicionais para avaliação de contaminação não se aplica a esta situação. Em consequência, utiliza-se metodologia distinta e bem mais complexa, envolvendo análises de perfis litológicos, conhecimentos de hidrogeologia e hidroquímica, que necessitam de numerosas ferramentas para a obtenção de parâmetros hidrogeoquímicos. Na costa noroeste da ilha de São Luís, na área Itaqui-Bacanga, o sistema aquífero encontra-se, em alguns setores, gravemente afetado por este fenômeno, já tendo ocorrido desativação de poços salinizados. A

salinização das águas subterrâneas na área Itaqui-Bacanga foi evidenciada por estudos litológicos e hidroquímicos baseados em dados atuais e históricos, em alguns poços, principalmente no bairro do Tamancão.

PALAVRAS-CHAVE: Água subterrânea, intrusão marinha, litologia, hidroquímica.

HYDROCHEMICAL AND LITHOLOGICAL ANALYSIS OF GROUNDWATER IN THE ITAQUI – BACANGA AREA, SÃO LUÍS, MARANHÃO: EVIDENCE OF SEAWATER INTRUSION

ABSTRACT: The super exploitation in the coastal aquifers usually creates the phenomenon of seawater intrusion, justified by the increasing of the freshwater/ seawater interface. The sea level rising in estuarine regions has been seen as an aggravating factor to the salinization of groundwater. Instead of using traditional methods for contamination evaluation, which are not applicable in this case, different methods must be applied using much more complex knowledges about hydrogeology and hydrochemistry that demand more tools for collecting hydrogeochemistry parameters. In the northwest coast of the island of São Luís, Itaqui-Bacanga area, some zones in the aquifer system are already seriously damaged by reasons explained above, causing deactivation of some wells through salinization. Hydrochemical and lithological results based on actual and historic data showed groundwater salinization in Itaqui – Bacanga área in some wells, mainly in Tamancão neighborhood.

KEYWORDS: Groundwater, seawater intrusion, lithology, hydrochemistry.

1 | INTRODUÇÃO

O conhecimento sobre a exploração de águas subterrâneas em áreas costeiras tem demandado estudos mais intensificados em virtude da crescente escassez de água de qualidade para o abastecimento humano e a importância das investigações que apontam o aumento do nível dos mares e as alterações climáticas modificando a recarga de aquíferos (SCHERGER, L. E. et al, 2019; IPCC, 2014). Portanto, das variadas formas de contaminação das águas subterrâneas, a salinização de poços localizados em aquíferos costeiros apresenta particular interesse de estudos PRIETRO et al. 2006). Ao considerar-se que o Brasil possui uma extensa faixa costeira, a salinização dos aquíferos implica na perda irreversível de sua qualidade (MONTENEGRO et al, 2019)

A diversidade de reservatórios de águas subterrâneas brasileiras, que se distribuem desde as zonas fraturadas do embasamento cristalino (sistemas fissurados) até os depósitos sedimentares cenozóicos (sistemas porosos) e rochas carbonáticas (sistemas cársticos) (LEAL, 1999), permite variados usos aos poços tubulares em atividade no Brasil como irrigação, abastecimento industrial, pecuária etc, mas o maior volume ainda é destinado ao abastecimento público. A classificação, condições e limites das águas em função de seus usos preponderantes foi estabelecido pela Resolução nº 20/86 do CONAMA, de 18 de julho de 1986 e a Portaria nº 518, de 25 de março de 2004 do Ministério da Saúde (Brasil, 2004) estabeleceu os Padrões de Potabilidade da Água para abastecimento público, sendo o VMP de aceitação para consumo humano de cloreto de 250 mg/L.

O Maranhão possui um importante potencial hídrico subterrâneo encontrado na Bacia do Parnaíba. Possui uma área de cerca de 550.000 km² abrangendo a quase totalidade dos estados do Maranhão e Piauí, e partes do Pará, Tocantins e Ceará e os aquíferos mais explorados são Corda-Motuca, Codó e Itapecuru. Nesse contexto a Ilha de São Luís com um potencial hídrico da ordem de 2.800,00 x 10⁶ m³/ano (COSTA, 1997 apud LEAL, 1999) ocupa a sub-província Costeira São Luís, que está sujeita a inundações diárias de marés com alturas mínimas negativas de -0,5 m e máximas de 6,8 m (DHN, 2020)

Até o final da década de 1960, a Ilha de São Luís, com poucos poços perfurados, ainda não apresentava problemas associadas às águas subterrâneas. Com o crescimento acelerado e desordenado a partir dos novos eixos urbanos criados, intensificaram-se os problemas de infraestrutura básica e de abastecimento de água deficiente levando à necessidade de novos mananciais de água para enfrentar o aumento na demanda. Deste modo, com o aumento do número de poços perfurados, os problemas do excesso na concentração de sais na água passaram a ser identificados. O processo de ocupação da área Itaqui-Bacanga deu-se, prioritariamente, a partir da construção da barragem no rio Bacanga, no final da década de 1960, período em que a área industrial e portuária ali se instalou. Com o agravamento na qualidade e no abastecimento de água e a baixa produção dos poços na área do Itaqui-Bacanga, a Companhia de Saneamento Ambiental

do Maranhão (CAEMA), a partir de 1989, promoveu a substituição paulatina do uso dos poços tubulares profundos, com o Sistema Italuís. Essa política favoreceu a população, que passou a contar com água de melhor qualidade e atualmente o abastecimento de água na área Itaqui - Bacanga é feito, na quase totalidade, pelo Sistema Italuís. Em 2012 a CAEMA iniciou o Programa Emergencial de Abastecimento de Água com Carro Pipa em São Luís em virtude da redução da vazão de água na adutora no Campo de Periz pela falta de chuvas (CAEMA, 2020). A partir de 2015 com o “Programa Água para Todos”, a CAEMA entregou poços para comunidades na área do Itaqui-Bacanga “*de modo a solucionar o problema da falta de abastecimento de água permanente nessa área*”. A salinização de poços tubulares verificados no eixo Itaqui-Bacanga possui causas diversas, que vão desde o sistema de uso e ocupação do solo à super exploração de águas subterrâneas, e até ao desconhecimento das peculiaridades da geologia local por parte de alguns perfuradores que atuam no setor. A identificação dessas causas justifica a necessidade de estudos nessa área, com a formulação de sugestões para a exploração racional das águas subterrâneas, tendo-se sempre em mente a preservação para uso sustentado desse recurso

Entre os diversos métodos de estudo destacam-se os métodos geofísicos e estudos hidroquímicos com íons majoritários e minoritários, razões hidrogeoquímicas e isótopos. Em áreas costeiras, as interpretações dos estudos hidroquímicos com outros estudos com a geologia, a geofísica e a hidráulica (LLOYD e TELLAN, 1988). Foram dadas ênfase neste trabalho aos estudos hidroquímicos com íons majoritários (ânions cloreto, sulfato, bicarbonato e nitrato e os cátions sódio, cálcio, magnésio e potássio) e razões hidrogeoquímicas, que podem fornecer resultados confiáveis com menores custos (LEE et al., 2007). As razões iônicas (valores expressos em meq/L) usadas nesta investigação foram rMg^{+2}/rCa^{+2} , $rCl/rHCO_3^-$, para evidenciar preliminarmente o processo de intrusão salina.

2 | MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A área de estudo ocupa a porção noroeste da ilha de São Luís, onde se situa a capital do estado do Maranhão. Delimita-se ao norte e oeste com a baía de São Marcos, e a Leste com o rio Bacanga, entre as coordenadas geográficas Norte 02°31'36", Leste 44°16'58", Sul 2° 35'44", Oeste 44°22'43", e ocupa uma área de 5.537,22 ha. Localiza-se ao longo da BR 135, no trecho compreendido da Avenida dos Portugueses, conhecida como eixo Itaqui-Bacanga, em virtude de se iniciar na barragem do rio Bacanga e terminar no porto do Itaqui. (Figura 1).

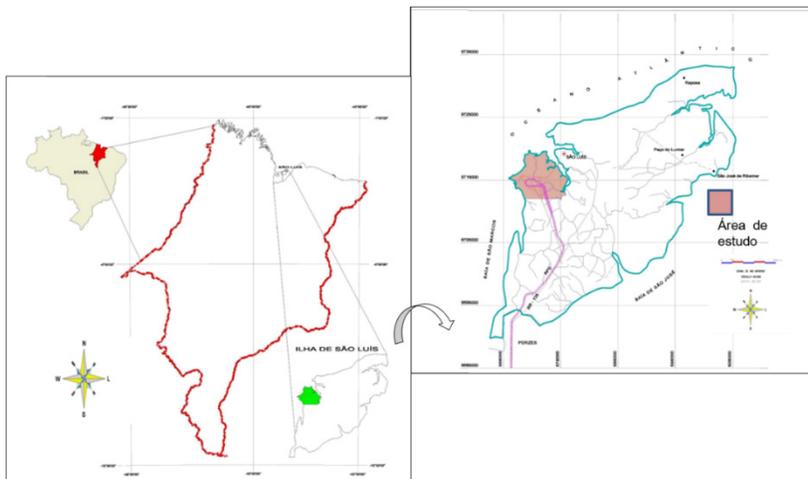


Figura 1. Localização da Área de estudo na área do Itaquí-Bacanga, Ilha de São Luís, Maranhão. Fonte: os autores.

O clima predominante na área do Itaquí-Bacanga é do tipo tropical, equatorial, caracterizado por uma estação úmida, com temperatura média anual em torno de 26°C. No período de 1985 a 2002 a pluviometria anual variou entre 1.332,6 mm e 3.118,4 mm, com precipitação média anual de 2.122,3 mm, sendo o período seco o de setembro a novembro e o chuvoso de março a maio (Raimundo Júnior et al., 2003). O relevo é constituído por planícies aluviais, inundáveis por marés altas, com vegetação predominante de manguezais e as áreas mais elevadas com relevo bastante ondulado e altitudes que atingem 40 metros (Sudene, 1972).

Na ilha de São Luís ocorrem rochas sedimentares e sedimentos pertencentes à bacia marginal cretácica de São Luís onde foram acumulados sedimentos do Cretáceo, Terciário e Quaternário. As rochas cretácicas são atribuídas à Formação Itapecuru e Mesner e Wooldrigne (1984) apud Rodrigues et al (1994), referem-se a uma sedimentação tipicamente deltaica e continental na bacia de São Luís. É mantida a nomenclatura de Formação Itapecuru como indicada em Corrêa-Martins (2019) apesar de propostas de alteração na nomenclatura (Vaz et al., 2007; Rossetti, 2001). Os sedimentos do Terciário, segundo Rodrigues et. al (1994), são sobrepostos discordantemente sobre a sequência anterior, com expressiva caulínização e laterização sofrida por tais rochas sedimentares, e reconhece um estágio mais recente de sedimentação terciária, atribuída à Formação Barreiras. A seqüência do terciário constitui-se no pacote sedimentar mais importante aos objetivos deste trabalho, considerando que tal seqüência contém as camadas aquíferas produtoras de água subterrânea na área do Itaquí-Bacanga. A sedimentação Holocênica é caracterizada por material inconsolidado como argilas não adensadas e areias da orla marítima da área. A drenagem da área de estudo é constituída principalmente pela bacia do

rio Bacanga e seus afluentes. O eixo Itaqui-Bacanga se desenvolve na direção leste-oeste, iniciando-se na barragem do rio Bacanga e indo até o porto de Itaqui. A rodovia BR 135 o divide em dois setores: norte e sul.

Em função da inexistência de um cadastro de poços perfurados na Ilha de São Luís, foram levantados e identificados, em campo, os poços explorados por particulares, organizações comunitárias e pela Prefeitura Municipal de São Luís. Nesse levantamento foram cadastrados, georreferenciados e analisados poços profundos e um poço raso (cacimba), num total de 27 poços. O corte de encostas sem vegetação, mostrando o reconhecimento das feições geológicas locais foi documentado em fotografias. À esses poços somaram-se análises e interpretação de dados de perfuração, litologia, perfis, estrutura geológica, parâmetros hidrogeológicos, testes de vazão e análises químicas históricas em relatórios de 24 poços da CAEMA (ativos ou desativados) e 15 poços da então CVRD (Vale), num total de 66 poços estudados. As análises dos poços da CVRD foram obtidas da Secretaria de Meio Ambiente do Maranhão (SEMA).

Para o cadastramento foram obtidos os dados: localização, profundidade, nível estático, nível dinâmico, vazão e perfil litológico, quando disponível, incluindo aqueles já desativados e os que não se encontravam em operação. A determinação da altitude foi efetuada com Altimetro Digital, marca Suunto, modelo Escape 203, e as coordenadas geográficas foram obtidas com GPS marca Garmin, modelo Plus III. Os poços foram identificados com um número sequencial na ordem em que iam sendo cadastrados. Posteriormente, foram codificados apenas os poços selecionados para análises físico-químicas, tendo recebido a letra “C” seguida de um número de ordem, àqueles pertencentes à CAEMA e a letra “P” seguida de um número de ordem, quando de particulares ou de outras organizações (exemplos: C-01 e P-01). Também receberam codificação os poços que mesmo estando desativados, foram utilizados durante o estudo como os do bairro Sá Viana (SV-01), da Vila Mauro Fecury I (MF-01) e poços históricos diversos (H-01). Os poços da CVRD (Vale) foram codificados com a letra inicial “V”, seguida do número código da própria empresa (P-10B da CVRD, V-10B, código neste estudo).

As coletas foram realizadas em 29 poços, ativos ou que possuíam as condições técnicas, sempre acompanhadas de um operador de poços da CAEMA, que efetuava as manobras necessárias. As amostras foram obtidas no período chuvoso, durante 7 dias. Para obtenção dos dados de temperatura da água, pH, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica utilizou-se um multiparâmetro Horiba U-100. Foram coletadas duas amostras em cada poço, cada uma com 500 ml, acondicionados em recipientes de polietileno, conservadas em depósito de isopor com gelo e transportadas aos laboratórios para análises. As determinações dos íons cloreto e bicarbonato foram efetuadas no Depto. de Oceanografia e Limnologia, da Universidade Federal do Maranhão. O cloreto foi determinado utilizando-se o método volumétrico, com AgNO₃ e K₂CrO₄, segundo Morh (APHA, 1999). Para a determinação da alcalinidade e bicarbonato foi utilizado o potenciômetro HANNA HI 9025

e bureta digital, seguindo metodologia descrita por Golterman e Clymo (1978). As análises dos cátions cálcio e magnésio foram efetuadas no Laboratório de Solos da Universidade Estadual do Maranhão por leitura direta em Espectrofotômetro de Absorção Atômica marca VARIAN SPECTR AA-200. Foram calculadas as razões iônicas: rCl^-/HCO_3^- e Mg^{+2}/Ca^{+2} em meq/L. Os valores obtidos foram analisados e interpretados com base nos índices hidroquímicos apresentados por Custódio e Llamas (1983) apud Feitosa e Manoel Filho (2000). Com base nos perfis litológicos disponíveis, a área em estudo foi subdividida em 4 setores assim denominados: a) Setor leste ; b) Setor norte; c) Setor oeste ; d) Setor centro-sul.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram cadastrados e georeferenciados 51 poços encontrados perfurados na área Itaqui-Bacanga, estando ou não ativos e sua distribuição por proprietário encontra-se na Figura 2.

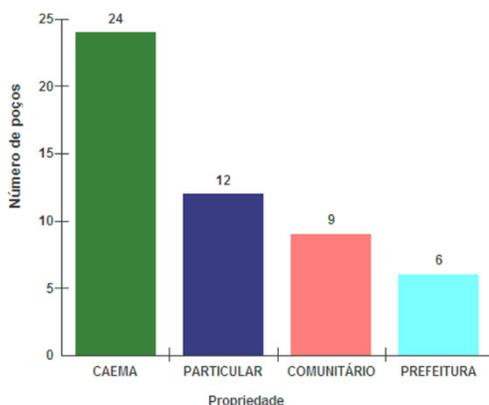


Figura 2. Distribuição de poços por proprietários, entre os poços cadastrados e georreferenciados nesta investigação. Fonte: os autores.

Os 29 poços ativos que foram cadastrados nesta investigação e que tiveram condições de coleta, encontram-se codificados (C= CAEMA e P= Particulares e outros) e estão apresentados na Tabela 1.

Código	Localização	Coordenadas		Cota (m)	Profundidade (m)	Propriedade	Observações
		Lat. 02°	Long. 44°				
C-01	Porto do Itaqui I	34' 05,2"	21' 38,1"	24	80	CAEMA	Código P-5 CAEMA.
C-02	Porto do Itaqui II	33' 55,8"	21' 40,0"	6	69	CAEMA	Código P-4 CAEMA.
P-01	Ponta de Espera II	32' 06,1"	21' 01,1"	32	110	Particular	Área do ferryboat.
C-03	Alto da Vitória	33' 44,8"	19' 28,8"	35	150	CAEMA	
C-04	Alto da Esperança I	32' 50,3"	18' 50,6"	18	110	CAEMA	Trav. Dom Henrique.
P-02	Res. Ana Jansen	32' 44,2"	18' 38,2"	13	103	Comunitário	União dos Moradores.
C-05	Gancharia	33' 11,2"	19' 10,5"	14	112	CAEMA	Unid. Escolar Rua 4.
P-03	Colônia do Bonfim	31' 48,9"	19' 36,8"	24	75	Particular	Área do Hospital.
C-06	Vila Embratel I	34' 12,4"	18' 32,1"	20	118	CAEMA	Praça do Viva.
C-07	Vila Embratel II	34' 25,7"	18' 21,4"	16	90	CAEMA	Rua 27 com Rua 28.
C-08	Vila Embratel III	34' 37,1"	18' 23,3"	19	112	CAEMA	Rua São Benedito.
C-09	Vila Embratel IV	34' 01,1"	18' 43,4"	19	100	CAEMA	Rua 51 com Rua 06.
C-10	Anjo da Guarda	33' 53,7"	19' 58,4"	40	100	CAEMA	Posto de Saúde.
C-11	Vila São Luís	32' 55,4"	20' 03,5"	27	122	CAEMA	Rua Sol com R. Buriti.
P-04	Vila Ariri	32' 52,0"	19' 46,3"	24	160	Prefeitura	U.I. Escolar.
C-12	Residencial Resende I	34' 31,0"	18' 08,7"	18	100	CAEMA	Av. das Orquídeas
C-13	Residencial Paraíso I	34' 08,8"	17' 56,2"	25	96	CAEMA	Av. Principal.
P-05	Quartel de Bombeiros	32' 56,1"	18' 20,0"	16	100	Particular	
P-06	Av. Portugueses I	33' 48,8"	19' 23,9"	15	(*)	Particular	Garagem M. Ribeiro.
P-07	UFMA I	33' 14,1"	18' 22,8"	20	121	Particular	Biblioteca Central.
P-08	UFMA III	33' 03,6"	18' 21,0"	10	70	Particular	Antiga FESM.
P-09	Sá Viana / Jambreiro I	33' 49,0"	18' 25,2"	2	79	Comunitário	Av. do Contorno.
P-10	Sá Viana / Jambreiro	33' 47,2"	18' 26,5"	-1	-2	Comunitário	Av. Contorno/cacimba.
C-14	Alto da Esperança II	32' 54,3"	18' 53,2"	17	(*)	Comunitário	R. Rainha Elizabeth.
P-11	Res. Ana Jansen II	32' 45,7"	18' 38,0"	13	26	Particular	Av. Principal.
P-12	Tamancão II	32' 26,4"	18' 49,5"	15	(*)	Comunitário	Rua da Mangueira.
P-13	Tamancão III	32' 26,8"	18' 42,5"	4	70	Particular	Estaleiro Escola.
P-14	Argola e Tambor I	32' 05,9"	18' 40,5"	23	100	Comunitário	Estrada do Gapara
P-15	Argola e Tambor 2	32' 22,4"	18' 43,2"	22	108	Comunitário	Estrada do Gapara

Tabela 1. Cadastro dos 29 poços ativos da área Itaqui – Bacanga realizado na presente investigação

(*) Sem informação.

Fonte: os autores.

Dos 22 poços restantes cadastrados que não puderam ter amostras coletadas, 13 poços possuíam dados históricos e foram utilizados nas análises da presente investigação, os 9 poços restantes foram descartados. Os dados dos 13 poços analisados encontram-se codificados (SV= Sá Viana, MF= Mauro Fecury e H= Históricos) e estão apresentados na Tabela 2.

Código	Localização	Coordenadas		Cota (m)	Profundidade (m)	Propriedade	Observações
		Lat. 02°	Long. 44°				
SV-01	Sá Viana I (P-3)	33' 22,0"	18' 03,3"	35	130	CAEMA	P-3 Av. C. Carvalho.
SV-02	Sá Viana II (P-04)	33' 25,8"	18' 02,7"	29	96	CAEMA	P-4 R. Militana.
SV-03	Sá Viana III (P-5)	33' 32,2"	17' 54,4"	28	140	CAEMA	P-5.
SV-04	Sá Viana IV (P-6)	33' 41,3"	18' 14,8"	19	96	CAEMA	P-6.
MF-01	V. Mauro Fecury 1 - II	32' 45,9"	19' 57,0"	7	154	Prefeitura	Av. Dom Luís.
MF-02	V. Mauro Fecury 1 - III	32' 30,2"	19' 51,6"	28	180	Prefeitura	Rua Silvio Tavares.
MF-03	V. Mauro Fecury 1 - IV	32' 31,5"	20' 01,7"	15	(*)	Prefeitura	Rua Sarney Filho.
MF-04	V. Mauro Fecury 1 - V	32' 21,1"	19' 57,0"	18	(*)	Prefeitura	Ilha da Paz.
MF-05	V. Mauro Fecury 1 - VI	32' 18,7"	19' 47,2"	11	168	Prefeitura	Rua da Cerâmica.
H-01	Porto do Itaquí IV	33' 51,3"	21' 42,6"	5	78	CAEMA	CAEMA P-03.
H-02	Porto do Itaquí III	34' 10,5"	21' 49,6"	24	80	CAEMA	CAEMA P-06.
H-03	Vila Bacanga	33' 24,4"	18' 44,4"	36	121	CAEMA	Av. dos Portugueses..
H-04	Vila Isabel	33' 54,3"	19' 21,6"	26	114	CAEMA	Av. dos Portugueses

Tabela 2. Cadastro dos 13 poços desativados da área Itaquí -Bacanga, com dados históricos

(*) Sem informação.

Fonte: os autores.

Todos os poços cadastrados, ativos e inativos, georeferenciados, podem ser observados na Figura 3, que apresenta também a direção das duas seções estudadas, W-E/SE e SW-NE/NW. A Figura 3 mostra que, em virtude da desativação de uma série de poços, a sua distribuição espacial apresenta-se de maneira não uniforme, ocorrendo uma quantidade maior de poços no lado leste

e discordantemente sotopostos à Formação Barreiras o qual ocupa o topo da sequência terciária. No presente trabalho é adotada esta sequência estratigráfica. Na porção central da área de estudo, em direção ao sul, e nos altos topográficos do Residencial Resende, Residencial Paraíso e Vila Embratel ocorre a presença de sedimentos da Formação Barreiras.

3.1 Análise dos perfis litológicos

No setor leste, no bairro Sá Viana o abastecimento público de água, que atualmente é efetuado pelo Sistema Italuís, era oferecido pela CAEMA por poços tubulares profundos que foram desativados, na segunda metade da década de 1980, em virtude da salinização. A análise dos perfis dos dados históricos disponíveis (Tabela 2) dos poços SV-01, SV-02 e SV-04, mostram uma sequência litológica com o contato aproximado Terciário/Cretáceo na profundidade de 63 metros, no nível de calcário. A recarga direta é baixa, com o leito argiloso encontrado logo abaixo da camada superficial de arenito. A posição dos filtros está abaixo dos níveis de calcário, captando portanto, o aquífero confinado da formação Itapecuru, com vazões da ordem de 10 m³/h. Entre os poço cadastrados (Tabela 1), o poço comunitário do Jambeiro (80,0 metros), apresentou o contato aproximado Terciário/Cretáceo na profundidade de 34,0 metros, quando da ocorrência do nível de calcário. A cota topográfica desse poço era de apenas 2,0 metros acima do nível do mar, situando-se, portanto, no plano flúvio-marinho na reentrância do igarapé existente na área. Os filtros estão localizados abaixo do nível de calcário, onde existe uma camada de arenito avermelhado, captando, portanto, da Formação Itapecuru. O perfil litológico característico do poço do Jambeiro é similar aos do bairro Sá Viana. O único perfil litológico disponível para análise no Residencial Paraíso é de um poço da CAEMA (Figura 4). A presença de um pacote inicial representativo de arenito caracteriza a superfície como importante para a recarga do sistema aquífero livre e confinado que ocorre na área. Os filtros encontram-se posicionados nos arenitos anteriores e posteriores ao leito de calcário, captando possivelmente das Formações Barreiras e Itapecuru.

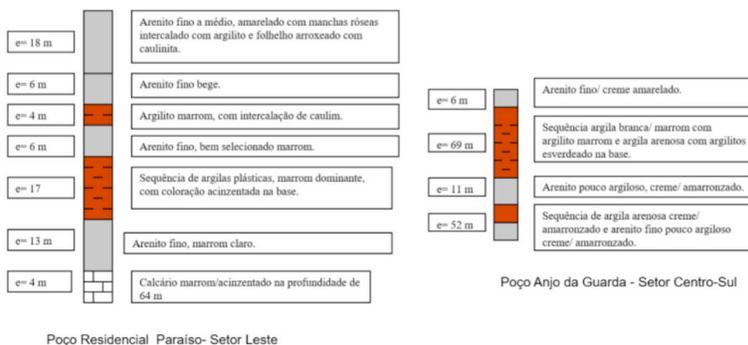


Figura 4. Perfis litológicos dos poços Residencial Paraíso no Setor Leste e Anjo da Guarda no setor Centr-Sul, na área Itaqui-Bacanga.

No setor norte, na área do Tamancão, no estuário do Rio Bacanga, o perfil possível de ser montado (Figura 5) mostra que os filtros estão instalados nas camadas arenosas, captando possivelmente da Formação Terciária. Os poços do Tamancão apresentam água com elevada salinidade, principalmente de cloreto de sódio, sugerindo recarga no aquífero com águas marinhas, caracterizando a ocorrência de intrusão salina. Alguns fatores que contribuem para a salinização são a baixa cota topográfica do poço (4 metros), a camada inicial argilosa que impede a infiltração de águas pluviais, o nível estático de 2,75 metros e o nível dinâmico de 17,22 metros. Os dados históricos (Tabela 2) permitiram obter um perfil construtivo dos 5 poços da expansão da Vila Mauro Fecury I, suficiente para caracterizar a litologia da área (Figura 5). Esses poços apresentaram problemas associados à salinização e foram desativados. O perfil apresenta cotas topográficas de 7 a 28 m, atravessando uma sequência entre o Terciário e o Cretáceo, com os filtros instalados na sequência de arenitos a partir da profundidade de 96 metros, captando da Formação Itapecuru. Este poço apresenta um nível estático de 22,0 metros estando, por isso, abaixo do nível do mar. Além disso, as profundidades de perfuração desses poços, cujas informações disponíveis indicam 154,0 metros, 168 metros e 180 metros, são inadequadas a perfurações. A vazão explorada é da ordem de 42,2 m³/h, bastante superior à média da área que é de 10 m³/h, o que provoca um rebaixamento de 46,0 metros, ficando o nível dinâmico na profundidade de 68,0 metros.

No setor oeste, a área compreendida pelo porto do Itaquí, a CAEMA desativou todos os poços que ainda operavam no porto, substituindo-os pelo Sistema Italuís. Os poços nessa área apresentaram, historicamente, problemas de salinização das águas, pela intrusão marinha como o poço do Moinho de Trigo e do Itaquí I, já desativados há bastante tempo, tendo sido identificado um afloramento da Formação Itapecuru na área (Sudene, 1972).

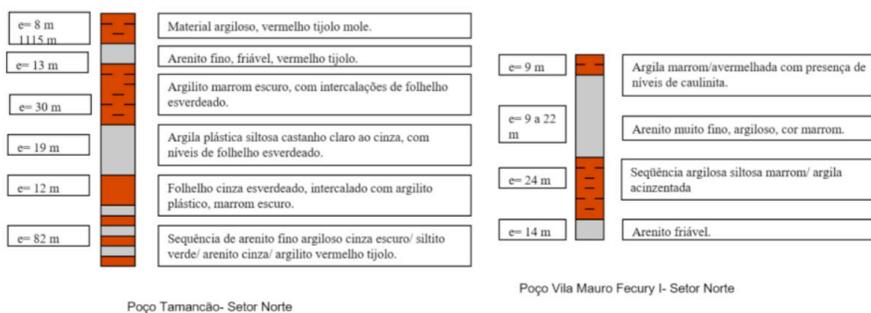


Figura 5. Perfis litológicos dos poços Tamancão e Vila Mauro Fecury I no setor Norte, na área Itaquí-Bacanga.

No setor central poço do Anjo da Guarda se localiza na cota mais elevada da área (40,0 metros) e possui um perfil litológico típico do Terciário, com o contato aproximado com o Cretáceo ocorrendo abaixo dos 140,0 metros (Figura 4). Um corte na Avenida dos Portugueses, lado esquerdo, sentido do Porto, mostra um interessante pacote arenoso, que aumenta de espessura na direção sul. Os filtros estão posicionados nos arenitos, captando provavelmente do Terciário. A recarga local passa a ser importante, visto que o pacote arenoso aumenta sua espessura, embora o pacote argiloso existente dificulte a recarga para os níveis mais baixos, a qual possui características regionais. Os seis poços mais ao sul no bairro da Vila Embratel, operados pela CAEMA e dois poços comunitários de Argola e Tambor, apresentaram perfis típicos do Terciário, estando o contato aproximado com camadas calcíferas situado em torno de 100,0 metros. Os poços possuem profundidades de 100,0 e 108,0 metros e a posição dos filtros se distribuem ao longo dos arenitos. Observou-se a rápida ocupação antrópica na área e a proximidade com o ambiente estuarino.

3.2 Análise hidroquímica

Os resultados das análises físico-químicas efetuadas no campo e nos Laboratórios encontram-se, respectivamente nas Tabelas 3 e 4. Nesta usou-se a razão rMg^{+2}/rCa^{+2} cujo rápido aumento de valor associado ao acréscimo de cloreto fornece de imediato uma indicação do fenômeno. Entretanto, essa razão pode ser afetada pelas variações que podem sofrer os íons cálcio no ambiente. Portanto, deve-se ter cuidados quanto a ocorrência de fenômenos de redução de sulfatos, aportes externos de CO_2 e precipitação de $CaCO_3$ (FEITOSA E MANOEL FILHO,2000).

Código	Localização	Cota (m)	pH	Temperatura ° C	OD mg/L	Condutividade $\mu S/cm$
C-01	Porto do Itaqui I (P5)	24	6,93	29,2	1,39	692
C-02	Porto do Itaqui II (P4)	6	7,00	30,0	0,98	651
P-01	Ponta de Espera II	32	7,20	28,3	5,36	719
C-03	Alto da Vitória	35	7,02	29,5	2,62	763
C-04	Alto da Esperança I	18	7,15	28,9	4,45	523
P-02	Res. Ana Jansen I	13	7,33	29,0	5,06	545
C-05	Gancharia	14	7,16	28,2	3,47	465
P-03	Colônia do Bonfim	24	7,74	29,8	1,05	950
C-06	Vila Embratel I	20	7,17	28,4	1,34	461
C-07	Vila Embratel II	16	7,00	28,6	3,65	428
C-08	Vila Embratel III	19	7,00	28,5	3,04	431
C-09	Vila Embratel IV	19	6,82	28,5	1,95	462

C-10	Anjo da Guarda	40	7,34	28,8	1,24	442
C-11	Vila São Luís	27	6,97	28,9	1,97	490
P-04	Vila Ariri	21	5,65	29,5	1,77	90
C-12	Res. Resende I	18	7,10	29,5	2,05	402
C-13	Res. Paraíso I	25	7,00	28,8	6,09	461
P-05	Quartel de Bombeiros	16	7,08	28,0	0,80	633
P-06	Av. Portugueses I	15	6,00	27,6	5,43	160
P-07	UFMA I	20	6,97	28,8	4,30	370
P-08	UFMA III	10	6,97	28,8	4,30	390
P-09	Sá Viana / Jambeiro I	2	7,10	30,6	6,04	1010
P-10	Sá Viana / Jambeiro II	-1	6,10	28,6	4,00	145
C-14	Alto da Esperança II	17	6,65	28,0	1,50	793
P-11	Res. Ana Jansen II	17	5,45	27,8	4,98	480
P-12	Tamancão II	15	6,86	27,8	5,65	5180
P-13	Tamancão III	4	7,24	29,1	5,43	5360
P-14	Argola e Tambor 1 – I	23	6,87	27,4	4,21	363
P-15	Argola e Tambor 2 – II	22	6,94	27,3	3,31	460

Tabela 3. Resultados para dados físicos e químicos obtidos para os poços cadastrados em campo na área do Itaqui-Bacanga.

Fonte: os autores

Código	Localização	Cloreto mg/L	HCO ₃ mg/L	Razão rCl/rHCO ₃ meq/L	Magnésio mg/L	Cálcio mg/L	Razão rMg/rCa meq/L
C-01	Porto do Itaqui I (P5)	9,00	31,27	0,49	37,94	66,53	0,94
C-02	Porto do Itaqui II (P4)	8,50	31,94	0,46	31,37	59,52	0,84
P-01	Ponta de Espera	11,00	21,19	0,89	4,38	11,42	0,63
C-03	Alto da Vitória	14,50	24,09	1,02	16,66	47,70	0,58
C-04	Alto da Esperança I	3,00	25,33	0,20	13,74	31,86	0,71
P-02	Res. Ana Jansen I	5,00	21,31	0,40	18,12	42,08	0,71
C-05	Gancharia	3,50	25,65	0,24	13,98	33,67	0,68
P-03	Colônia do Bonfim	13,50	25,44	0,93	2,31	6,41	0,59
C-06	Vila Embratel I	3,00	29,20	0,17	25,66	44,89	0,94
C-07	Vila Embratel II	1,50	26,86	0,09	20,18	40,08	0,83
C-08	Vila Embratel III	1,50	28,67	0,08	20,55	41,48	0,82
C-09	Vila Embratel IV	2,50	28,96	0,15	21,89	45,29	0,80
C-10	Anjo da Guarda	2,50	22,66	0,19	12,04	38,88	0,51

C-11	Vila São Luís	3,50	33,04	0,18	15,56	36,87	0,70
P-04	Vila Ariri	1,50	37,02	0,06	2,07	2,20	1,55
C-12	Res. Resende I	3,00	26,62	0,18	18,48	38,28	0,80
C-13	Res. Paraíso I	5,00	26,64	0,32	26,26	45,09	0,96
P-05	Quartel de Bombeiros	6,50	27,40	0,40	25,53	45,29	0,93
P-06	Av. dos Portugueses	3,50	0,90	10,00	4,26	5,21	1,35
P-07	UFMA I	4,50	24,14	0,34	22,13	29,66	1,23
P-08	UFMA III	8,50	21,03	0,70	16,17	16,63	1,60
P-09	Sá Viana/Jambeiro I	17,50	20,67	1,44	47,42	79,56	0,98
P-10	Sá Viana/Jambeiro II	2,00	4,51	0,86	4,38	4,01	1,80
C-14	Alto da Esperança II	11,50	25,65	0,78	42,31	52,30	1,33
P-11	Res. Ana Jansen II	2,00	0,67	6,00	1,34	0,40	5,50
P-12	Tamancão II	123,00	15,22	13,88	115,64	40,08	4,75
P-13	Tamancão III	117,00	29,11	6,87	74,42	35,67	3,43
P-14	Argola e Tambor I	3,00	27,20	0,18	25,41	36,87	1,13
P-15	Argola e Tambor II	4,00	30,62	0,22	37,21	48,70	1,26

Tabela 4. Resultados para cátions, ânions e razões iônicas.

Fonte: os autores

A condutividade elétrica (CE) no setor leste apresentou um valor mais elevado no bairro Jambeiro, no poço P-9 (1.010 $\mu\text{S}/\text{cm}$) e a razão rCl/rHCO_3 com valor 1,44 meq/L. A condutividade elétrica está diretamente ligada ao teor de sais dissolvidos na água sob a forma de íons (Freeze e Cherry, 1979). Utilizando-se o valor médio de 0,65, temos para o poço do Jambeiro, um valor de 656,5 mg/L de SDT, que é um valor bastante elevado para o consumo humano, segundo a Portaria 518/2004, que é de 1000 mg/L. O P-08 da UFMA, apresentou razão Mg/Ca no valor de 1,60 um pouco acima do limite máximo para águas continentais.

No setor Norte é notável o aumento de concentração dos parâmetros nos poços do Tamancão P-12 e P-13 (Tabelas 3 e 4). Para a razão rCl/rHCO_3 os poços Tamancão II e III apresentaram valores de 13,88 e 6,87 meq/L respectivamente. Para a razão $\text{rMg}^{+2}/\text{rCa}^{+2}$ os poços Tamancão II e III apresentaram valores de 4,75 e 3,43 meq/L respectivamente. O poço do Estaleiro Escola (P-13), perfurado em julho de 2001, quando em bombeamento contínuo, apresentou um resultado de condutividade elétrica de 5.870 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 2.850 mg/L de cloreto. Pelos perfis construtivos disponíveis, acredita-se na interconexão do leito de arenito com o estuário do rio Bacanga. No Residencial Ana Jansen o poço P-11 abastece uma residência, e embora o valor da razão cloreto/bicarbonato tenha sido elevado (6,0 meq/L) e a razão Mg/Ca foi 5,5 meq/L, os valores individuais são bastante baixos. Sua perfuração foi efetuada manualmente, sugerindo captação de águas pouco mineralizadas do lençol mais superficial. Observou-se um valor relativamente alto na razão magnésio/

cálcio, no poço P-04 da Vila Ariri (1,55 meq/L), um pouco acima do limite para águas continentais que é de 1,50 meq/L, embora os valores individuais sejam baixos, sendo 2,20 mg/L para cálcio e 2,07 mg/L para magnésio. Apenas o íon bicarbonato apresenta um valor alto (37,02 mg/L), levando-se em conta os baixos valores dos íons cálcio e magnésio. A baixa densidade de poços na área é um fator positivo e preventivo contra a salinização.

O setor Oeste é representado pelos poços do Porto do Itaqui, C-01e C-02, e o P-04 no Terminal de Ferryboat, além dos poços históricos H-01 e H-02. Os resultados dos poços C-01 e C-02 apresentaram baixos valores para razões iônicas e cloreto, porém, os valores de condutividade foram relativamente altos, 692 e 651 $\mu\text{S}/\text{cm}$, e as concentrações de cálcio e magnésio também foram bastante elevadas, 66,53 e 59,52 mg/L para cálcio e 37,94 e 31,37 mg/L para magnésio sugerindo o leito de calcário como enriquecedor dessas águas. As águas do poço P-04 do Terminal de Ferryboat apresentaram valores mais baixos, mas a condutividade elétrica correspondeu a 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Dados históricos apresentados por TEMPO PROSPECÇÃO GEOFÍSICA (2002) para o poço H-01 (P-03, no código da CAEMA), que se encontra atualmente desativado, são apresentados na Tabela 5. Os valores da razão $r\text{Cl}/r\text{HCO}_3^-$ e da condutividade são extremamente elevados, caracterizando bem a intrusão salina na área.

Data	Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Cloreto mg/L	HCO ₃ mg/L	Razão $r\text{Cl}/r\text{HCO}_3$	Magnésio mg/L	Cálcio mg/L	Razão $r\text{Mg}/r\text{Ca}$
25/9/1991	2000,00	2500,00	266,00	16,21	43,74	83,00	0,29
11/6/1992	3750,00	560,00	233,00	4,14	54,43	65,60	0,50
24/8/2000	1997,00	8500,00	568,00	25,78	(*)	(*)	(*)
5/7/2002	2213,00	572,00	28,57	35,13	49,79	49,79	0,49

Tabela 5 - Dados Históricos do poço H-01 no Porto do Itaqui

(*) Sem informação.

Fonte: TEMPO PROSPECÇÃO GEOFÍSICA (2002).

Sousa (2000) apresentou a tendência de salinização na área noroeste do Itaqui por super bombeamento, pois o efeito de “upcoming” do bombeamento prolongado é um fator que favorece a intrusão de águas subterrâneas marinhas nos poços tubulares, principalmente nos mais profundos.

No setor centro-sul, os resultados para os poços do Anjo da Guarda (C-10) e Alto da Vitória (C-03) apresentaram valores bastante próximos, com exceção da condutividade elétrica, cujos resultados foram de 442,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (C-10), e 763,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (C-03). Essa variação, pode ser resultante dos posicionamentos dos filtros, que captam águas do aquífero Terciário no poço do Anjo da Guarda, e no Alto da Vitória essa captação ocorre

no aquífero da Formação Itapecuru abaixo do leito de calcário. Com relação aos poços da CVRD, os dados históricos mostram que os valores mais elevados para o Cálcio foram registrados nos anos 2000 em quase todos os poços e o Cloreto apresentou valores altos em 1983 para o poço V-01 e nos anos 2000 para o poço V-10 (SEMA, 2004). Os resultados obtidos para os poços da Vila Embratel apresentaram valores mais elevados para o cálcio (45,0 mg/L) e para a condutividade em torno de 420,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Os resultados dos poços de Argola e Tambor ficaram na mesma faixa de valores da Vila Embratel, mas com razões $r\text{Mg}^{+2}/r\text{Ca}^{+2}$ mais elevadas.

A Figura 6 mostra as variações das razões iônicas $r\text{Cl}/\text{HCO}_3^-$ e $\text{Mg}^{+2}/\text{Ca}^{+2}$ para as amostras analisadas na presente investigação, com a indicação dos limites máximos para águas continentais. Os poços Tamancão II (P-12), Tamancão III (P-13) e Residencial Ana Janssen II (P-11) apresentam os maiores valores para as razões iônicas, e o poço da Av. dos Portugueses (P-06) apresenta valor elevado para a razão $r\text{Cl}/\text{HCO}_3^-$. Os resultados em conjunto com as demais análises permitiram verificar a ocorrência da intrusão salina em alguns setores da área Itaqui-Bacanga, desse modo, os constituintes químicos das águas subterrâneas na área de estudo refletiram a uniformidade litológica local.

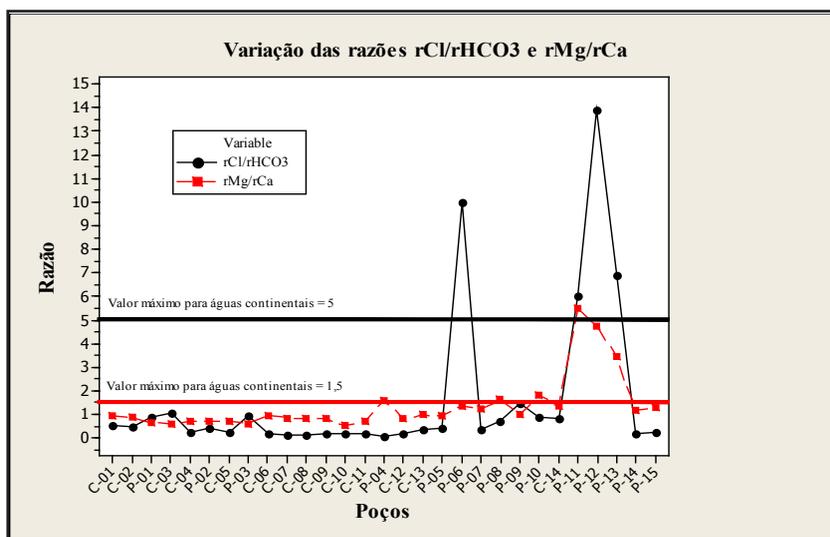


Figura 6. Variação das razões iônicas $r\text{Cl}/\text{HCO}_3^-$ e $\text{Mg}^{+2}/\text{Ca}^{+2}$ nos poços analisados na área Itaqui-Bacanga.

Silva Jr. Et al (2014) encontraram melhores resultados utilizando razões iônicas com $r\text{Cl}/r\text{Br}$ mas enfatiza-se, nesse trabalho, a importância de se interpretar as análises em conjunto com os dados litológicos, geológicos, além de geoquímicos.

O comprometimento das águas subterrâneas é um problema recorrente nos centros urbanos seja pela super exploração, por deficiências técnicas de construção, quanto pela contaminação, poluição, manejo inadequado e a crescente ocorrência da intrusão marinha na zona costeira (HIRATA et al, 2003) Nas áreas urbanas de São Luís Maranhão (1988) relata uma superposição de fatores como o aumento do rebaixamento piezométrico, abundância de contaminantes, disposição inadequada de resíduos sólidos, extração industrial dos aquíferos de maneira desordenada e predatória e a utilização crescente de agrotóxicos nas áreas rurais.

4 | CONSIDERAÇÕES GERAIS

O estudo hidroquímico apresentou homogeneidade nos resultados de qualidade da água, refletindo a uniformidade litológica local. De um modo geral são águas de dureza elevada, com altos teores de cálcio e magnésio, que emprestam à água um leve sabor salobro. Os resultados mostraram a existência de intrusão salina no bairro do Tamancão. Historicamente, esse fenômeno já ocorre há mais tempo, no entorno do Porto do Itaqui, e nos bairros de Sá Viana e Vila Mauro Fecury I, porém há indicações para o monitoramento em outras localidades como na Avenida dos Portugueses e Residencial Ana Jansen II. Os resultados evidenciaram a baixa vocação hidrogeológica da área Itaqui-Bacanga como sistema produtor de águas subterrâneas. O problema da salinização não se generalizou na área até o presente estudo em virtude das desativações de poços e pela introdução do Sistema Italuís promovendo abastecimento de água de mananciais superficiais. A qualidade da água subterrânea, de acordo com os resultados das análises físico-químicas, não apresentou valores em desacordo com a Portaria 518/2004. Porém, no poço do Tamancão o teor de sólidos dissolvidos ultrapassa o VMP, que é de 1.000 mg/L. Quanto ao teor de cloreto, embora os valores encontrados para a maioria dos poços situaram-se abaixo do padrão (250 mg/L) sabe-se que com o bombeamento contínuo esses valores, muitas vezes, se elevam (REILLY et al, 1985)

Em aquíferos localizados em zonas costeiras é, portanto, importante considerar os aspectos (1) quantitativo da super exploração, (2) técnico-qualitativo da não observância das normas de projeto e construção de poços e o desconhecimento das condições hidrogeológicas e (3) o socioambiental que pode levar à contaminação do aquífero explorado, ou por mudanças climáticas e de elevação do nível do mar acarretando a intrusão salina

AGRADECIMENTOS

Em homenagem ao muito querido Luís Alfredo Lopes Soares que, na impossibilidade de figurar com primeiro autor desse artigo, nos concede a honra de prestar os agradecimentos àqueles que apoiaram as diversas etapas desta investigação.

Em especial à família de Luís Alfredo, sua amada Ivone e filhos Luís Alfredo Filho, Luís Fernando e Michelle, por seu apoio além do incondicional. Ao engenheiro e amigo Hélio de Oliveira Sousa Costa, e ao geólogo Agenor Aguiar Teixeira Jaguar, da AGEMA, pela contribuição para esta pesquisa e aos geólogos Eduardo Pinheiro Padilha e Afonso Braúna, pelo acesso ao cadastro de poços tubulares da CAEMA.

REFERÊNCIAS

APHA/AWWA/WEF. Standard Methods for Examination of Water and Wastewaters. 18th Ed., Washington, USA. 1992.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº. 518 de 25 de março de 2004. Estabelece normas e o padrão de potabilidade da água destinada ao consumo humano. Diário Oficial da União, Brasília, 2004.

CAEMA disponível em <http://www.caema.ma.gov.br/portalcaema/index.php?option=com_content&view=article&id=1401:2015-11-18-20-46-53&catid=34:noticias&Itemid=236 > Acesso em 03 de julho de 2020

CORREA-MARTINS, The Neostatotype of Itapecuru Formation (Lower-Middle Albian) and Its Impact for Mesozoic Stratigraphy of Parnaíba Basin **Anais da Academia Brasileira de Ciências** (2019) 91(Suppl. 2): e20180730 19p, 2019

DHN ,Diretoria de Hidrografia e Navegação. Disponível em < <https://www.marinha.mil.br/chm/tabuas-de-mare> > Acesso em 19 de julho de 2020.

FEITOSA, F. A. C. e MANOEL FILHO, J. (Org.) **Hidrogeologia: Conceitos e Aplicações**. 2ª. Edição, Fortaleza: CPRM, REFO LABHID – UFPE, 391 p., 2000.

FREEZE, R. A. e CHERRY, J. A. **Groundwater**: Ed. Prentice Hall, New Jersey, USA, 1979. 604 p

GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. **Methods for Physical and Chemical Analysis of Fresh Waters**, 2 ed., Londres, 213 p., 1978

HIRATA, R. & FERNANDES, A.J. Vulnerabilidade à poluição de aquíferos. In: FEITOSA, F.A.C. & MANOEL FILHO, J.(eds.) **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. Fortaleza, 2a. ed. p:446-479, 2003

IPCC, Summary for Policymakers. In: Climate Change : Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. O. Edenhofer, R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, et al. (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, UK, and New York. 2014. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg3/> , Acesso em 17 de junho de 2020.

LEAL, A. S. As Águas Subterrâneas no Brasil: ocorrências, disponibilidades e usos. **O Estado das Águas no Brasil**. Brasília: ANEEL, CD-ROM. (Série Estudos e Informações Hidrológicas e Energéticas).1., 1999

LEE, J.Y.; SONG, S.H. Groundwater chemistry and ionic ratios in a western coastal aquifer of Buan, Korea: implication for seawater intrusion. **Geosciences Journal**, Vol. 11, No. 3, p. 259-270. 2007.

LLOYD, J. W. e TELLAM, J. H. Caracterización hidroquímica de las aguas subterráneas en áreas costeras [Hydrochemical characterization of groundwater in coastal areas]. **Proceedings of International Symposium TIAC'88** (Tecnología de la Intrusión marina en Acuíferos Costeros), vol 1, Almuñecar, Granada, Spain, p: 1–18, 1988.

MARANHÃO (Estado). Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Turismo/ Programa Estadual de Gerenciamento Costeiro. **Macrozoneamento do Golfão Maranhense: estudo de ocupação espacial/ uso e cobertura da terra**. São Luís, 1988

MONTENEGRO, S. M.G.L., CABRAL, J.J.S.P., PAIVA, A.L.R., MONTENEGRO, A.A.A., DEMETRIO, J.G.A.; CAVALCANTI, G.L. Águas Subterráneas na Zona Costeira da Planície do Recife (PE): Evolução da Salinização e Perspectivas de Gerenciamento. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, volume 14 n.3: 81-93, 2009

PRIETRO, C.; KOTRONAROU, A.; DESTOUNI, G. The influence of temporal hydrological randomness on seawater intrusion in coastal aquifers. **Journal of Hydrology**, v.330 :285- 300. 2006.

RAIMUNDO JÚNIOR, F.; RUBIO, R. F.; ÚBEDA, J. C. B.; FERNANDEZ, D. L.; SERRANO, J. V. Acuífero Detrítico Costeiro de Ponta da Madeira (Maranhão, Brasil). Modelización Hidrogeológica Preliminar. In: **TECNOLOGIA DE LA INTRUSION DE AGUA DE MAR EM ACUÍFEROS COSTEROS: PAISES MEDITERRÁNEOS: IGME**, Madrid, p: 281-290, 2003.

REILLY, T.E.; GOODMAN, A.S. Analysis of saltwater upconing beneath a pumping well. **Journal of Hydrology**, v.89: 169-202. 1985.

RODRIGUES, Telmo Luiz das Neves; ARAUJO, Clodionor Carvalho de; CAMOZZATO, Eduardo; RAMGRAB, Gilberto Emilio. São Luís, Folha SA.23-Z-A, Estado do Maranhão. Brasília: CPRM. **Programa Levantamentos Geológicos Básicos do Brasil - PLGBI Projeto Especial Mapas de Recursos Minerais de Solos e de Vegetação para a Área do Programa Grande Carajás**. Subprojeto de Recursos Minerais. 185 p., 1994.

ROSSETTI DF. Arquitetura deposicional da Bacia de São Luís-Grajaú, Meio-Norte do Brasil. In: Rossetti DF et al. (Eds), O Cretáceo na Bacia de São Luís-Grajaú. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi, 2001, p. 31-46.

SCHERGER, L. E. et al. Salinización de suelos de textura fina por ascenso capilar a partir del acuífero freático hipersalino somero (Bahía Blanca, Argentina) **Águas Subterráneas**, v. 33, n. 2: 159-170, 2019.

SILVA JR, G.C.; CRISTO, V.N. O Uso de ferramentas geoquímicas na identificação do comportamento da cunha salina do aquífero costeiro do Distrito de Itaipuaçu, Maricá,– RJ. **Águas Subterráneas** (2014) 28(1): 80-94, 2014

SOUSA, S. B. **Sistema Aquífero da Ilha do Maranhão**. In: I CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. Fortaleza - Ceará: ABAS, 2000.

SUDENE Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste. **Estudo Hidrogeológico do Distrito Industrial do Itaqui-Maranhão**. Hidrogeologia 39. Recife: SUDENE, 1972, 110p.

TEMPO PROSPECÇÃO GEOFÍSICA. **Estudo Hidrogeológico da Área do Porto do Itaqui** São Luís – MA. Teresina – PI, 2002.

VAZ PT, REZENDE NGAM, WANDERLEY FILHO Jr AND TRAVASSOS WAS. Bacia do Parnaíba. **B. Geoci.**, Petrobras, 15: 253-263, 2007

ANÁLISE FITOPLANCTÔNICA DA BARRAGEM DO RIO MARANGUAPINHO E ESTUDO HIDROLÓGICO DA BACIA METROPOLITANA DE FORTALEZA, CEARÁ

Data de aceite: 01/10/2020

Data de submissão: 07/07/2020

Paloma Paiva Santiago

Instituto Federal do Ceará (IFCE) - Campus
Maracanaú
Maracanaú - Ceará
<http://lattes.cnpq.br/9599479511270141>

Letícia Soares Sousa

Instituto Federal do Ceará (IFCE) - Campus
Maracanaú
Maracanaú - Ceará
<http://lattes.cnpq.br/0706624281856087>

Laiane Maria Costa Lima

Instituto Federal do Ceará (IFCE) - Campus
Maracanaú
Maracanaú - Ceará
<http://lattes.cnpq.br/3118166237796730>

Marina Andrade Costa

Instituto Federal do Ceará (IFCE) - Campus
Maracanaú
Maracanaú - Ceará
<http://lattes.cnpq.br/1852259302751390>

Leticia Penha de Vasconcelos

Instituto Federal do Ceará (IFCE) - Campus
Maracanaú
Maracanaú - Ceará
<http://lattes.cnpq.br/6482192183001027>

RESUMO: O presente trabalho tem como objetivo avaliar aspectos hidrológicos de características físicas e aspectos limnológicos, utilizando a comunidade fitoplanctônica como indicadora de qualidade da água, da barragem do rio Maranguapinho, localizada na região metropolitana de Fortaleza. Foram realizados cálculos morfométricos visando a determinação da área, do perímetro, do coeficiente de compacidade (Kc) e do fator de forma (Kf), a fim de uma melhor compreensão das possibilidades físicas que cercam uma bacia hidrográfica. O fator de forma (Kf) relaciona a forma da bacia com um retângulo. A partir deste estudo, foi possível evidenciar a presença de determinados táxons em função das características locais, bem como a presença de indivíduos que produzem substâncias tóxicas pertencentes à classe das Cianofíceas, em função do aumento da carga de nutrientes nas áreas impactadas. Foi registrado a presença de muitos sedimentos, algumas cianobactérias e diatomáceas do gênero *Navicula sp.*, visto que a alta concentração de diatomáceas desse gênero indica que há grande concentração de fungos neste ambiente.

PALAVRAS-CHAVE: Fitoplâncton, barragem, maranguapinho, morfometria.

PHYTOPLANKTONIC ANALYSIS OF THE MARANGUAPINHO RIVER DAM AND HYDROLOGICAL STUDY OF THE METROPOLITAN BASIN OF FORTALEZA, CEARÁ

ABSTRACT: This paper aims to evaluate hydrological aspects of physical characteristics and limnological aspects, using the phytoplankton community as an indicator of the water quality of the Maranguapinho river dam, located in the metropolitan region of Fortaleza. Morphometric calculations were performed to determine the area, perimeter, compactness coefficient (Cc) and form factor (Ff), in order to better understand the physical possibilities surrounding a watershed. The form factor (Ff) relates the shape of the basin to a rectangle. From this study, it was possible to highlight the presence of certain taxa as a function of local characteristics, as well as the presence of individuals that produce toxic substances belonging to the Cyanophyte class, due to increased nutrient loading in the impacted areas. The presence of many sediments, some cyanobacteria, and diatoms of the genus *Navicula* sp. Was recorded, since the high concentration of diatoms of this genus indicates that there is a high concentration of fungi in this environment.

KEYWORDS: Phytoplankton, dam, Maranguapinho, morphometry.

1 | INTRODUÇÃO

A história da humanidade sempre esteve atrelada aos recursos hídricos. Convém lembrar que as criações das grandes civilizações só foram possíveis por estarem localizadas perto de rios ou fontes d'água (ALMEIDA, 2010). Com o passar do tempo a tecnologia de armazenar, tratar e transportar água se fez mais eficaz, permitindo que as sociedades se deslocassem através dos continentes. A tecnologia também ajudou a desenvolver estudos hidrológicos práticos que possibilitam identificar características físicas, químicas e biológicas dos corpos hídricos em geral.

As características físicas e bióticas de uma bacia hidrográfica desempenham um papel fundamental nos processos do ciclo hidrológico, por exercerem influência na infiltração, no deflúvio, na evapotranspiração e nos escoamentos superficial e subsuperficial. Através das características físicas, é possível calcular o coeficiente de compactidade (Kc), que relaciona o perímetro da bacia com a área (STIPP, 2010). De modo que, quanto maior a irregularidade, maior será o coeficiente de compactidade. Quanto mais próximo a 1 for o Kc mais circular é a bacia, ele possibilita a indicação de maior ou menor ocorrência de cheias à medida que se aproxima ou afasta da unidade (VILLELA; MATTOS, 1975).

A análise morfométrica visa a determinação da área, do perímetro, do coeficiente de compactidade (Kc) e do fator de forma (Kf), a fim de uma melhor compreensão das possibilidades físicas que cercam uma bacia hidrográfica. O fator de forma (Kf) relaciona a forma da bacia com um retângulo, correlacionando a razão entre a largura média e o comprimento axial da foz até o exutório (SANTOS et al, 2012). Villela e Mattos (1975) citam que uma bacia com fator de forma baixo é menos suscetível a enchentes.

Aliado a análise hidrológica do rio Maranguapinho, também será realizada uma análise fitoplanctônica. O fitoplâncton é um grupo composto por indivíduos de diferentes grupos taxonômicos formado por microalgas unicelulares eucariontes sendo definido como uma parcela de organismos planctônicos, constituindo a base dos ecossistemas aquáticos e encontra-se na base dos ecossistemas aquáticos sendo responsável por aproximadamente 90% do oxigênio da atmosfera (PEREIRA; SOARES, 2009).

A análise da sua estrutura permite avaliar alguns efeitos decorrentes de alterações ambientais, tendo em vista que o fitoplâncton representa a unidade básica de produção de matéria orgânica nos ecossistemas aquáticos (MARQUES, 2017). O presente trabalho tem como objetivo avaliar aspectos hidrológicos quanto à morfometria, e aspectos limnológicos, utilizando a comunidade fitoplanctônica como indicadora da qualidade da água, indicando se este está eutrofizado ou não e, o respectivo grau de eutrofização da barragem do rio Maranguapinho, localizada na cidade de Maranguape - CE.

2 | MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Caracterização da área

A barragem do rio Maranguapinho está localizado na região metropolitana de Fortaleza, situado na bacia metropolitana, abrange os municípios de Maranguape, Fortaleza, Maracanaú e Caucaia, possuindo extensão de aproximadamente 22.050 hectares (CARVALHO *et. al*, 2013). A bacia drena 223,8 km² e na sua formação geomorfológica são identificadas as seguintes unidades de paisagem: maciços residuais e depressão sertaneja (no seu alto curso e parte do médio), nos municípios de Maranguape e Maracanaú, tabuleiros pré-litorâneos (na maior parte do seu médio e parte do seu baixo curso) nos municípios de Maracanaú, Fortaleza e Caucaia apresenta-se a planície flúvio-marinha (baixo curso) nos municípios de Fortaleza e Caucaia (BRANDÃO, 1985).

2.2 Análise Morfométrica

A análise morfométrica da bacia foi feita a partir das características geométricas, através do mapeamento da área, utilizando fotos aéreas a partir do Google Earth e suas respectivas cartas topográficas, a fim de determinar a área em (km²).

Para a determinação do perímetro (P) em km, foi realizado o método de demarcação utilizando uma linha para fazer o contorno da bacia a partir de imagem topográfica do Google Earth, após encontrar o perímetro em centímetros foi convertido em km. Foi utilizado dados da Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (COGERH) para determinar o comprimento axial do rio principal.

Para definir o coeficiente de compacidade (Kc) e o fator de forma (Kf). O cálculo foi realizado utilizando, respectivamente, as equações 1 e 2:

$$Kc = 0,28 \times \frac{P}{\sqrt{A}} \quad (1)$$

Onde:

Kc= Coeficiente de compacidade adimensional;

P = Perímetro da bacia em km;

A = Área da bacia em km².

$$Kf = \frac{A}{L^2} \quad (2)$$

Onde:

Kf = Fator de forma, adimensional;

A = Área da bacia em km²;

L = comprimento axial da bacia em km.

2.3 Análise da qualidade da água através do Fitoplâncton

Antes da coleta foi preparado a substância lugol que serve de fixador para o fitoplâncton. Foram realizados três tipos de análise: in natura, qualitativa e quantitativa. Para a análise in natura foram separados 34 tubos de ensaio, onde 17 destes tubos ficaram com o meio de cultura WC e os outros 17 tubos foram preenchidos com o meio de cultura ASM, em que ambos foi pipetado 4 mL dos respectivos meios. As diluições dos pontos de coleta 1, 2 e 3 foram realizadas no mesmo dia, sendo os pontos 1 e 3 diluídos até 10⁻⁵ e no ponto 2 a diluição até 10⁻⁷, todas as amostras com 4 mL dos meios indicados e 1 mL da amostra da água da barragem do rio Maranguapinho. Os trabalhos de microscopia foram iniciados no mesmo dia da coleta.

Para as análises qualitativas foram adicionados 10 mL de formalina nas amostras de cada ponto. Nos dias posteriores, as amostras foram observadas microscopicamente onde as espécies de fitoplâncton e de microrganismos encontrados nas lâminas foram identificadas a partir do Atlas de Cianobactérias e Microalgas de Águas Continentais Brasileiras (2012). Cada amostra foi observada no mínimo 15 vezes para a identificação do fitoplâncton. Para as análises quantitativas foi coletada uma amostra de cada ponto, totalizando três amostras de água, que foram armazenadas em âmbar de 1L. Em laboratório essas amostras, foram transferidas para uma proveta de 1L cada uma, em que, durante 24 horas permaneceram em repouso para que ocorresse a decantação dos sedimentos. Após 24 horas, o conteúdo das amostras foram transferidos para três pequenos recipientes de vidro, onde posteriormente foi iniciado as análises quantitativas, em que foi utilizado a Câmara de Sedgewick Rafter para a contagem em quadrantes.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Análise Morfométrica

As características físicas em uma bacia hidrográfica desempenham papel de fundamental importância nos processos que compõem o ciclo hidrológico, e se observa influência no deflúvio, na infiltração, no escoamento superficial e na evapotranspiração.

A geomorfologia e o relevo agem sobre a taxa de deflúvio, isto é, sobre o regime de produção de água, conseqüentemente sobre a taxa de sedimentação e padrões microbiológicos, visto sua influência direta na bacia. O padrão de drenagem e extensão de seus canais irão exercer influência sobre a disponibilidade de sedimentos e a taxa de formação do deflúvio. A estrutura geológica também exerce influência e controle sobre as características físicas da bacia hidrográfica.

Após levantamento de dados e realização dos cálculos, foi encontrado que o K_c da Bacia Metropolitana de Fortaleza é aproximadamente igual a 0,6 indicando que a bacia possui trechos arredondados, porém em sua forma total é bem irregular. Quanto ao K_f , o número aproximado foi igual a 0,1 indicando que a sua área de drenagem é menos suscetível a enchentes. Também foi possível encontrar a altura máxima que é igual a 19,5 metros.

3.2 Qualidade da água

A partir deste estudo, foi possível evidenciar a presença de determinados táxons em função das características locais, bem como a presença de indivíduos que produzem substâncias tóxicas pertencentes à classe das *Cianofíceas*, em função do aumento da carga de nutrientes nas áreas impactadas.

Foi registrado no primeiro ponto de coleta a presença de muitos sedimentos, algumas cianobactérias e diatomáceas do gênero *Navicula sp.*, visto que a alta concentração de diatomáceas desse gênero indica que há grande concentração de fungos neste ambiente (VIDOTTI; ROLLEMBERG, 2004). O segundo ponto foi considerado o mais eutrofizado, por apresentar a maior quantidade e diversidade de fitoplâncton e outros microrganismos por lâmina analisada. O terceiro ponto apresentou variedade significativa de cianobactérias, entretanto, em quantidades inferiores ao ponto 2, o que pode ser estimado que no ponto 3 a variedade de cianobactérias pode-se dar pôr a autodepuração do ambiente não acontecer de maneira eficiente.

Pode-se afirmar que o ponto 2 possui maior grau de eutrofização, pois cianobactérias foram encontradas em maior quantidade e variedade nesse ponto, essa eutrofização acontece por via antrópica em larga escala ocorrendo por causa do aumento descontrolado de nutrientes em um determinado meio.

Os principais fatores que aumentam a incidência de cianobactérias são: o aumento anormal da quantidade de componentes nitrogenados e fosfatados na água, considerando

que as cianobactérias possuem três elementos que limitam o seu crescimento: nitrogênio, oxigênio e fósforo. E, o aumento de matéria orgânica, o que favorece o aumento da quantidade de microrganismos decompositores livres na água e nos sedimentos, resultando no consumo do oxigênio dissolvido na água, e favorecendo, com isto, a atividade fotossintética das cianobactérias (VILLAREAL; CARPENTER, 2003).

Para os resultados quantitativos, foram realizados cálculos de Abundância Relativa (AR), conforme equação a seguir.

$$AR (\%) = \frac{(n \times 100)}{N}$$

Onde:

AR = abundância relativa (%),

n = número de organismos de um determinado táxon,

N = número total de organismos.

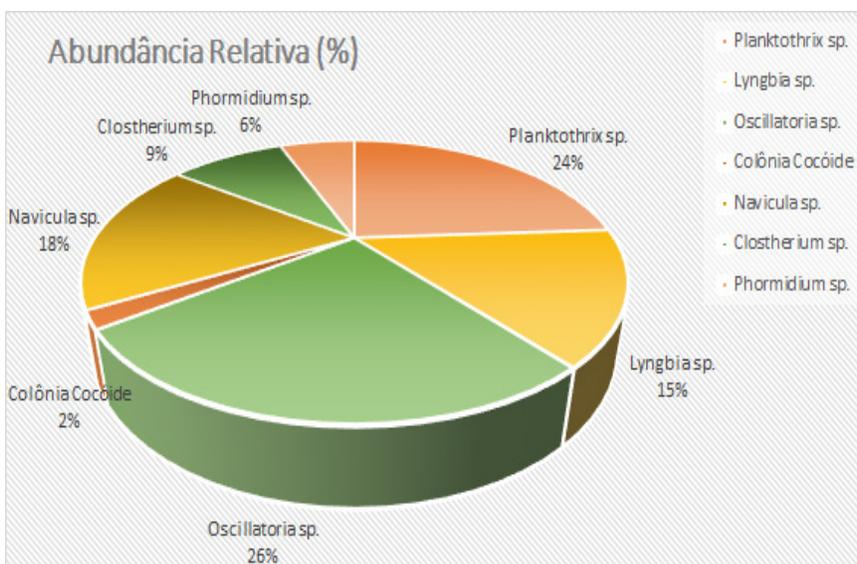


Gráfico 1 - Abundância Relativa (%) dos Táxons

Fonte: Autores (2018)

4 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

Foi possível realizar uma análise ordenada dos fatores de morfometria possibilitando identificar a probabilidade de inundação no trecho estudado. Quanto à qualidade da água da região, foi possível estabelecer relações entre a presença de fitoplâncton e a identificação do ponto mais eutrofizado. Uma intervenção na área deve levar em consideração tais

fatores, a fim de possibilitar um manejo adequado, voltado para a sustentabilidade dos recursos naturais.

O tempo levado para diagnosticar a análise dos movimentos hídricos e toda a dinâmica da bacia não foi suficiente. Assim, este trabalho constitui-se como um apoio para pesquisas futuras.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, L. Q. **Vulnerabilidades socioambientais de rios urbanos: bacia hidrográfica do rio Maranguapinho. Região metropolitana de Fortaleza, Ceará.** 2010. 278 f. Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, 2010.

BRANDÃO, R. L. et al. **Sistema de informações para administração territorial da Região Metropolitana de Fortaleza (SINFOR): Diagnóstico geoambiental e os problemas de ocupação do meio físico da Região Metropolitana de Fortaleza.** Fortaleza: CPRM, 1995.

CARVALHO, A.C.B et al. **A degradação do Rio Maranguapinho na região metropolitana de Fortaleza - Ceará.** in: Reunião anual da sociedade brasileira para o progresso da ciência, 65., 2013, Recife, PE. Anais... Recife: SBPC, 2013.

MARQUES, Sâmia Momesso; AMÉRICO-PINHEIRO, Juliana Heloisa Pinê. **Algas como bioindicadores da qualidade da água.** Revista Científica ANAP Brasil, v. 10, n. 19, 2017.

MENDES, F. M; MOURA, A. N.; BITTENCOURT, M. C. **Ficoflórula planctônica do Rio Parnaíba, Estado do Piauí-Brasil.** Piauí: Rev. Nordestina Biol., 2002. 4 p.

PEREIRA, R. C.; SOARES, A. G. , **Biologia Marinha.** (2009). Rio de Janeiro: Interciência, 2, 608. Disponível em< <https://www.editorainterciencia.com.br/>> Acesso em: 23/06/2018

SANT'ANNA, C.L.; TUCCI, A.; AZEVEDO, M.T.P.; MELCHER, S.S.; WERNER, V.R.; MALONE, C.F.S.; ROSSINI, E.F.; JACINAVICIUS, F.R.; HENTSHKE, G.S.; OSTI, J.A.S.; SANTOS, K.R.S.; GAMA-JUNIO, W.A.; ROSAL, C. & ADAME, G. 2012. **Atlas de cianobactérias e microalgas de águas continentais brasileiras.** Publicação eletrônica, Instituto de Botânica, Núcleo de Pesquisa em Ficologia. Disponível em:<www.ibot.sp.gov.br> Acesso em: 21/07/2018

SANTOS, A.M.; TARGA, M.S.; BATISTA, G.T.; DIAS, N.W.. **Análise morfométrica das sub-bacias hidrográficas Perdizes e Fojo no município de Campos do Jordão, SP, Brasil.** Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science: v. 7, n.3, 2012.

STIPP, Nilza Aparecida Freres; CAMPOS, Ricardo Aparecido; CAVIGLIONE, João Henrique. **Análise morfométrica da bacia hidrográfica do rio taquara – uma contribuição para o estudo das ciências ambientais.** Portal da Cartografia, Londrina v. 3 n. 1, 2010.

VIDOTTI, Eliane Cristina; ROLLEMBERG, Maria do Carmo E.. **Algas: da economia nos ambientes aquáticos à biorremediação e à química analítica.** Quím. Nova, São Paulo , v. 27, n. 1, p. 139-145, Feb. 2004 . Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422004000100024&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 07 Jun. 2020.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada**. São Paulo: Mc Graw-Hill do Brasil, 1975.

VILLAREAL, T. A.; CARPENTER, E. J. **Buoyancy regulation and the potential for vertical migration in the oceanic cyanobacterium trichodesmium**. *Microb Ecol.* 2003;45(1):1-10. doi:10.1007/s00248-002-1012-5

WELLAUSEN, N. **Análise morfométrica das sub-bacias hidrográficas Perdizes e Fojo no município de Campos do Jordão, SP, Brasil**. *Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*: v. 7, n.3, 2012.

CAPÍTULO 8

ANÁLISE DA QUALIDADE HÍDRICA DA LAGOA MIRIM E DO CANAL SÃO GONÇALO

Data de aceite: 01/10/2020

Vitoria Rovel da Silveira

Universidade Federal de Pelotas, Centro de Engenharias
Pelotas – Rio Grande do Sul
<http://lattes.cnpq.br/6277431187237682>

Gabriel Borges dos Santos

Universidade Federal de Pelotas, Centro de Desenvolvimento Tecnológico
Pelotas – Rio Grande do Sul
<http://lattes.cnpq.br/8502930511377553>

Marlon Heitor Kunst Valentini

Universidade Federal de Pelotas, Centro de Desenvolvimento Tecnológico Pelotas – Rio Grande do Sul
<http://lattes.cnpq.br/6499660114940771>

Henrique Sanchez Franz

Universidade Federal de Pelotas, Centro de Desenvolvimento Tecnológico Pelotas – Rio Grande do Sul
<http://lattes.cnpq.br/0985124189064768>

Victória Huch Duarte

Universidade Federal de Pelotas, Centro de Engenharias
Pelotas – Rio Grande do Sul
<http://lattes.cnpq.br/1244963610234373>

Larissa Aldrighi da Silva

Universidade Federal de Pelotas, Centro de Engenharias
Pelotas – Rio Grande do Sul
<http://lattes.cnpq.br/1786513412610267>

Denise dos Santos Vieira

Universidade Federal de Pelotas, Centro de Engenharias
Pelotas – Rio Grande do Sul
<http://lattes.cnpq.br/5610803588208327>

Beatriz Muller Vieira

Universidade Federal de Pelotas, Centro de Engenharias
Pelotas – Rio Grande do Sul
<http://lattes.cnpq.br/7971506885058825>

Diuliana Leandro

Universidade Federal de Pelotas, Centro de Engenharias
Pelotas – Rio Grande do Sul
<http://lattes.cnpq.br/3076528365846421>

Willian Cezar Nadaleti

Universidade Federal de Pelotas, Centro de Engenharias
Pelotas – Rio Grande do Sul
<http://lattes.cnpq.br/4670559561277136>

Bruno Müller Vieira

Universidade Federal de Pelotas, Centro de Engenharias
Pelotas – Rio Grande do Sul
<http://lattes.cnpq.br/1885554662703620>

RESUMO: No Brasil, as principais ameaças a qualidade das águas vêm da falta de tratamento de esgotos e da poluição oriunda das indústrias e agriculturas. Assim, o monitoramento adequado da qualidade da água é uma ferramenta valiosa para o gerenciamento de recursos hídricos, ao qual ajuda a identificar fontes poluentes, assim como os riscos relacionados ao uso desses

recursos. Embasando-se nestas alegações, este trabalho tem por objetivo monitorar e analisar os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água de dois corpos hídricos, o Canal São Gonçalo e a Lagoa Mirim, assim como verificar se os resultados obtidos estão dentro das condições e padrões de qualidade estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05 para águas doces de classe 2. O trabalho encontrou na maioria das coletas, grande numero de parâmetros, como coliformes Termotolerantes e fosforo total, fora dos padrões estabelecidos para ambos corpos hídricos, o que indicou possível influencia na qualidade da água devido a lançamentos de esgotos domésticos e atividades agrícolas desenvolvidas ao entorno dos mesmos. Com isso, a fim de garantir maior preservação ambiental, é necessário investir em ações, projetos e políticas públicas voltadas a qualidade desses respectivos corpos hídricos.

PALAVRAS-CHAVE: Recursos Hídricos, CONAMA, qualidade, poluição.

WATER QUALITY ANALYSIS OF MIRIM LAGOON AND SÃO GONÇALO CHANNEL

ABSTRACT: In Brazil, the main threats to water quality come from the lack of sewage treatment and pollution from industries and agriculture. Thus, adequate monitoring of water quality is a valuable appliance for the management of water resources, which helps to identify polluting sources, as well as the risks related to the use of these resources. Based on these claims, this work aims to monitor and analyze the physical, chemical and microbiological parameters of the water of two hydraulic bodies, São Gonçalo channel and Mirim lagoon, as well as to verify if the results obtained are within the conditions and standards water quality of standards established by CONAMA Resolution 357/05 for class 2 freshwater. The work found in most samples collections, a large number of parameters, such as thermotolerant coliforms and total phosphorus, outside the standards established for both water bodies, which indicated possible influence in water quality due to releases of domestic sewage and agricultural activities developed around them. Thus, in order to ensure greater environmental preservation, it is necessary to invest in actions, projects and public policies aimed at the quality of these respective water bodies.

KEYWORDS: Water Resources, CONAMA, quality, pollution.

1 | INTRODUÇÃO

A água é um elemento de extrema importância para todos os seres vivos, e é um recurso abundante, estando presente em mais de 71% da superfície terrestre. Porém, em torno de 96,5% de toda a água presente no planeta está nos oceanos como água salgada, e apenas 3,5% é água doce (LEITE *et al.*, 2019). A água está sofrendo alterações que comprometem sua qualidade, como o lançamento de efluentes domésticos e industriais, de agrotóxicos e de rejeitos da agricultura e pecuária e também de outras atividades que causam danos diretos, ou indiretos, aos corpos hídricos, afetando suas propriedades (SILVA *et al.*, 2017). O esgoto sanitário e os resíduos sólidos despejados nos recursos hídricos proporcionam a poluição gradativa das águas, sendo considerado um dos principais problemas dos ambientes aquáticos no Brasil, por falta de redes coletoras de esgoto e tratamento ineficiente do efluente (SANTOS *et al.*, 2018). A rápida expansão do

desenvolvimento urbano e periurbano fazem com que a garantia de água potável para as próximas gerações se torne um dos maiores desafios para o futuro (KUMAR, 2015).

Com a diversificação dos usos dos rios, bacias hidrográficas e lagos, o manejo sustentável e o gerenciamento desses ecossistemas são de extrema relevância. Por esse motivo, o monitoramento desses ambientes tem por finalidade, avaliar a qualidade da água e conhecer suas tendências de variações (BARRETO *et al.*, 2013). No Brasil, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), dispõe sobre a classificação dos corpos de água, bem como as diretrizes para o seu enquadramento. Esta resolução (357/2005) classifica os recursos hídricos quanto ao seu uso e conseqüentemente sua disponibilidade para abastecimento da população, além de estabelecer os padrões máximos aceitáveis de cada parâmetro (BRASIL – MMA, 2005).

A Lagoa Mirim é uma das mais importantes lagoas de água doce do território brasileiro e da América do Sul. Possui parte de seus limites em território brasileiro e parte no Uruguai. No lado brasileiro compreende os municípios de Santa Vitória do Palmar e Rio Grande em sua margem leste, e os municípios de Arroio Grande e Jaguarão em sua margem oeste (PIEDRAS, *et al.*, 2012). Tem aproximadamente uma área de 3.749 km², extensão de 185 km e uma largura de 20 km (ALM, 2019). O Canal São Gonçalo faz ligação entre a Lagoa Mirim e Laguna dos Patos. Possui aproximadamente 76 km de extensão e é o escoadouro natural das águas da Lagoa Mirim. Esse manancial é estratégico para a região, mas sua qualidade sofre ameaças por processos de poluição, necessitando um contínuo monitoramento para assegurar seus múltiplos usos (SOUZA, 2015).

A região da Lagoa Mirim possui ampla diversidade de fauna e flora, incluindo grande número de espécies endêmicas. Por esses motivos, a região tem seu valor reconhecido como Reserva da Biosfera e é declarada, também, pela Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO) como reserva mundial de água doce (PIEDRAS, *et al.*, 2012).

A gestão dos recursos hídricos e ações de planejamento são medidas essenciais para a qualidade da água. Seu monitoramento visa acompanhar as alterações nas características físicas, químicas e biológicas, decorrente de atividades antrópicas ou de fenômenos naturais que ocorrem na bacia hidrográfica (BRASIL – ANA, 2019). Diante isso, é primordial monitorar a qualidade da água, pois através deste monitoramento é possível acompanhar os processos evolutivos/estacionários de uso dos corpos hídricos, apresentando seus efeitos sobre as características qualitativas das águas, proporcionando ações de controle ambiental (GUEDES *et al.*, 2012; SOUZA, 2015).

Sendo assim, esse estudo tem por objetivo avaliar a qualidade das águas da Lagoa Mirim e do Canal São Gonçalo através de análises físicas, químicas e microbiológicas e analisar o enquadramento desses parâmetros de acordo com as normativas em vigência.

21 METODOLOGIA

A área de estudo é formada por dois importantes corpos hídricos, a Lagoa Mirim e o Canal São Gonçalo. A Lagoa Mirim está localizada entre o extremo sul brasileiro e o Uruguai, entre as coordenadas geográficas 31°30' a 34°30' de latitude Sul e 52°a 56° de longitude Oeste, e está interligada a Laguna dos Patos através do Canal São Gonçalo, conforme Figura 1.

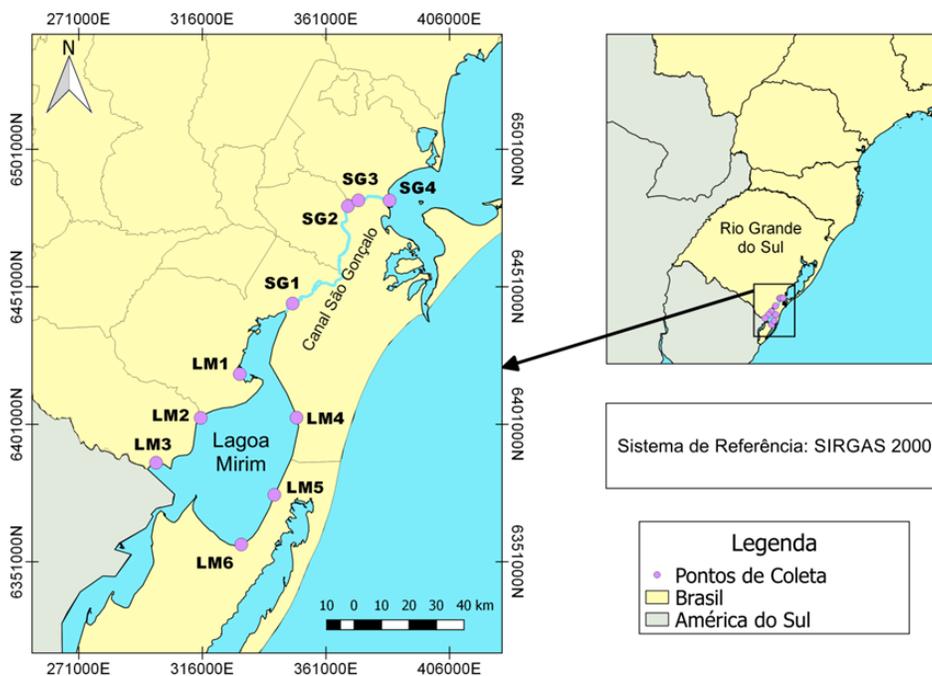


Figura 1 – Mapa de localização da área de estudo.

A área de estudo compreende uma grande extensão territorial onde foram determinados 10 pontos de coleta de amostras, as quais foram realizadas no período de abril de 2018 a abril de 2019. Foram observadas as normas descritas no Standard Methods of the Examination of Water & Wastewater para as coletas, o transporte e a conservação das amostras (APHA, 2017).

Foram determinados 12 parâmetros, porem somente 8 foram enquadrados de acordo com a Resolução 357/2005, que são: oxigênio dissolvido, coliformes termotolerantes, pH, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio total, fósforo total, turbidez e clorofila *a*. Foram realizados também os parâmetros temperatura da água, sólidos totais, condutividade, e salinidade para possibilitar um melhor cenário da qualidade da água analisada.

A análise do pH, temperatura, salinidade e condutividade foram realizadas no momento da coleta, em cada ponto, através do Medidor Multiparâmetro de bolso – Combo 5. Já as análises dos demais parâmetros físico-químicos e microbiológicos foram realizadas no Laboratório de Águas e Efluentes da Agência de Desenvolvimento da Lagoa Mirim da Universidade Federal de Pelotas, de acordo com a metodologia Standard Methods of the Examination of Water & Wastewater (APHA, 2017).

Os resultados obtidos nas análises foram confrontados com os valores indicados na Resolução Conama 357/2005, que determina a classificação das águas brasileiras de acordo com a qualidade apresentada. A Lagoa Mirim para fins de classificação foi considerada um ambiente lêntico e o canal São Gonçalo como um ambiente lótico e enquadrados na Classe 2, em que as águas podem ser destinadas após tratamento convencional, ao abastecimento humano, à preservação da biota aquática, a outros usos com contato primário com a população, à aquicultura e a pesca. Os valores máximos permitidos para a Classe 2 estão demonstrados na Tabela 1.

Parâmetro	Classe 2
Coliformes (NMP/100mL)	≤ 1000*
DBO (mg/L O₂)	≤ 5
OD (mg/L O₂)	≥ 5
Turbidez (UNT)	≤ 100
pH	6 a 9
Nitrogenio total (mg/L N) – Lêntico	≤ 1,27
Nitrogenio total (mg/L N) – Lótico	≤ 2,18
Fósforo total (mg/L P) – Lêntico	≤ 0,03
Fósforo total (mg/L P) – Lótico	0,1
Clorofila a (µg/L)	≤ 30

Tabela 1: Condições e padrões de qualidade estabelecidos pela resolução CONAMA n° 357/05 para águas doces de classe II.

*em 80% de pelo menos 6 amostras coletados no ano.

Fonte: CONAMA (2005).

Para a análise dos resultados, a área de estudo foi dividida por corpos hídricos: Canal São Gonçalo e Lagoa Mirim. Os resultados das análises das amostras coletadas nos pontos de cada corpo hídrico foram agrupados em tabelas por corpo hídrico e por coleta. Assim, foi feita uma média aritmética por coleta para cada um dos corpos hídricos e os respectivos desvios padrão. Os resultados foram confrontados com os valores de referência para a Classe dos corpos hídricos e também foram analisadas as relações entre cada um deles.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados da média e desvio padrão por coleta, para cada um dos parâmetros, no Canal São Gonçalo, se encontram na Tabela 2, já para a Lagoa Mirim na Tabela 3.

Coletas	ST	Temperatura	Salinidade	Condutividade	pH (in situ)	Turbidez
Abr./18	827 ± 673,80	23,38 ± 0,28	49,12 ± 33,34	98,94 ± 65,26	7,18 ± 0,35	*NR
Mai./18	2710,13 ± 3276,05	15,65 ± 0,72	111,31 ± 91,25	163,72 ± 123,45	7,78 ± 0,57	42,58 ± 18,62
Jun./18	2116,63 ± 2357,99	15,4 ± 2,44	183,18 ± 128,89	108,80 ± 121,34	7,68 ± 0,25	40,17 ± 17,90
Jul./18	166,25 ± 5,33	13,35 ± 0,78	68,23 ± 28,83	144,18 ± 71,76	6,85 ± 0,40	60,10 ± 10,49
Ago./18	220,13 ± 51,75	13,03 ± 0,68	53,48 ± 17,05	108,58 ± 33,23	6,55 ± 0,61	92,2 ± 4,35
Nov./18	155 ± 23,75	25,10 ± 0,88	57,25 ± 8,94	115,65 ± 18,67	6,52 ± 0,13	33,25 ± 6,71
Dez./18	149,75 ± 12,07	24,33 ± 1,21	63,78 ± 2,79	129,35 ± 4,05	6,80 ± 0,28	52,78 ± 3,48
Jan./19	132,5 ± 19,85	27,48 ± 1,89	59,78 ± 18,53	116,80 ± 17,39	6,96 ± 0,52	50,10 ± 10,40
Fev./19	133,17 ± 12,35	26,80 ± 0,84	52,80 ± 5,43	106,40 ± 10,94	6,69 ± 0,27	39,98 ± 0,97
Mar./19	155 ± 23,75	25,10 ± 0,88	57,25 ± 8,94	115,65 ± 18,67	6,52 ± 0,13	33,25 ± 6,71
Abr./19	131,38 ± 4,48	*NR	*NR	127,30 ± 4,65	6,32 ± 0,32	29,63 ± 1,77

Coletas	Coliformes	DBO	OD	N	P	Clorofila a
Abr./18	660,25 ± 747,19	2,99 ± 1,06	6,10 ± 0,54	1,15 ± 0,44	0,77 ± 0,58	7,75 ± 5,17
Mai./18	1600 ± 0,00	0,83 ± 0,66	8,17 ± 0,93	0,59 ± 0,26	1,28 ± 0,55	13,63 ± 5,94
Jun./18	19,57 ± 14,80	1,01 ± 0,86	8,51 ± 0,96	1,29 ± 1,08	1,34 ± 0,18	4,67 ± 3,68
Jul./18	164 ± 161,70	1,60 ± 0,21	7,84 ± 0,38	0,90 ± 0,49	0,20 ± 0,16	6,31 ± 0,40
Ago./18	12972,33 ± 18373,43	0,80 ± 0,39	7,88 ± 1,08	0,25 ± 0,14	1,93 ± 0,79	12,70 ± 7,24
Nov./18	1210 ± 675,50	1,03 ± 0,60	6,66 ± 0,55	0,79 ± 0,16	0,57 ± 0,99	10,08 ± 1,88
Dez./18	98,75 ± 167,52	0,68 ± 0,26	6,63 ± 0,47	0,00 ± 0,00	0,86 ± 0,59	11,47 ± 2,14
Jan./19	904,75 ± 809,85	1,55 ± 0,78	5,52 ± 0,93	0,34 ± 0,34	0,09 ± 0,17	0,01 ± 0,001
Fev./19	47,45 ± 81,78	0,97 ± 0,60	5,38 ± 1,38	0,55 ± 0,19	0,02 ± 0,04	8,02 ± 0,54
Mar./19	1210 ± 675,50	1,03 ± 0,60	6,66 ± 0,55	0,79 ± 0,16	0,57 ± 0,99	10,08 ± 1,88
Abr./19	2654,67 ± 4542,59	0,87 ± 0,67	5,99 ± 0,41	0,75 ± 1,06	0,09 ± 0,12	8,62 ± 1,92

Tabela 2: Média e Desvio Padrão dos parâmetros por coleta para o Canal São Gonçalo.

*NR - Não Realizado

Coletas	ST	Temperatura	Salinidade	Condutividade	pH (in situ)	Turbidez
Abr./18	140 ± 44,93	24,12 ± 1,29	80,14 ± 4,25	162,58 ± 7,76	8,02 ± 0,42	*NR
Mai./18	189,17 ± 48,66	15,55 ± 1,48	96,68 ± 11,33	193,47 ± 23,67	7,54 ± 0,59	43,26 ± 23,78
Jun./18	133,92 ± 21,67	14,68 ± 1,56	93,12 ± 24,83	187,20 ± 48,25	7,79 ± 0,63	16,86 ± 10,58
Jul./18	166,17 ± 23,90	13,98 ± 0,96	41,70 ± 6,65	150,16 ± 69,70	6,41 ± 0,34	50,80 ± 27,89
Ago./18	167,17 ± 28,89	15,45 ± 1,49	79,25 ± 30,37	160,28 ± 58,24	6,47 ± 0,32	37,50 ± 15,63
Nov./18	143,25 ± 18,50	24,65 ± 0,87	62,48 ± 11,92	126,23 ± 24,17	6,89 ± 0,22	50,90 ± 30,42
Dez./18	166,42 ± 22,68	26,77 ± 2,35	67,3 ± 7,08	137,13 ± 16,05	6,87 ± 0,16	50,45 ± 8,75
Jan./19	157,10 ± 43,63	26,02 ± 1,32	64,16 ± 9,25	127 ± 16,23	7,00 ± 0,52	53,08 ± 33,18
Fev./19	134,00 ± 22,00	28,67 ± 2,60	56,53 ± 7,00	121,08 ± 12,78	7,04 ± 0,20	35,22 ± 8,22
Mar./19	150,50 ± 24,78	*NR	*NR	126,67 ± 27,24	6,57 ± 0,23	26,43 ± 7,74
Abr./19	139,50 ± 12,80	*NR	*NR	120,62 ± 10,14	7,14 ± 0,56	21,72 ± 4,71

Coletas	Coliformes	DBO	OD	N	P	Clorofila a
Abr./18	29,52 ± 32,64	2,75 ± 1,16	8,71 ± 0,70	1,07 ± 0,26	0,33 ± 0,12	8,50 ± 7,51
Mai./18	105,00 ± 145,95	1,47 ± 0,60	8,40 ± 0,72	0,70 ± 0,17	1,19 ± 0,51	8,02 ± 6,73
Jun./18	71,63 ± 136,76	1,53 ± 0,87	9,35 ± 1,68	0,54 ± 0,21	0,75 ± 0,65	4,77 ± 3,35
Jul./18	233,80 ± 205,44	1,85 ± 0,29	8,78 ± 0,58	0,46 ± 0,29	0,11 ± 0,14	5,88 ± 3,55
Ago./18	277,55 ± 336,66	1,93 ± 0,93	9,40 ± 0,47	1,31 ± 1,70	0,16 ± 0,19	11,69 ± 11,48
Nov./18	818,83 ± 856,02	1,68 ± 0,33	6,95 ± 0,30	0,44 ± 0,43	1,04 ± 0,65	10,08 ± 1,56
Dez./18	39,88 ± 52,89	2,61 ± 1,34	6,81 ± 0,51	0,80 ± 0,39	1,50 ± 0,32	16,86 ± 7,36
Jan./19	1294,00 ± 684,24	2,43 ± 0,68	5,99 ± 0,80	0,03 ± 0,07	0,10 ± 0,12	0,02 ± 0,01
Fev./19	85,80 ± 126,12	1,43 ± 0,72	7,04 ± 0,67	0,64 ± 0,30	0,51 ± 0,46	10,41 ± 6,29
Mar./19	29,20 ± 12,66	2,92 ± 0,24	5,70 ± 1,71	1,60 ± 0,50	0,00 ± 0,00	11,22 ± 15,52
Abr./19	139,17 ± 127,99	1,34 ± 0,75	6,77 ± 1,16	1,72 ± 1,18	0,18 ± 0,16	10,35 ± 2,17

Tabela 3: Média e Desvio Padrão dos parâmetros por coleta para a Lagoa Mirim.

*NR – Não Realizado

Em relação ao parâmetro físico temperatura, a mesma não possui um valor limite pré-estabelecido pela resolução do CONAMA 357/2005. A temperatura do São Gonçalo e Lagoa Mirim não apresenta grande variação ao longo das coletas. De acordo com Nogueira *et al.*, (2015), a elevação da temperatura geralmente é causada por despejos industriais, contudo os resultados obtidos para os corpos hídricos em questão demonstram que a variação da temperatura está mais atrelada a influencias naturais como estações do ano, latitude, altitude, período do dia em que se realizou a coleta, entre outras.

Já em relação ao parâmetro físico condutividade, assim como a temperatura, não possui limite, portanto para avaliar esse parâmetro se baseou conforme estudo de Gasparotto (2011), onde resultados que apresentarem variação de 100 a 10.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de

condutividade indicam contaminação devido à presença de efluentes de esgotos. Assim, partindo-se da ideia de que o limite máximo para uma água de boa qualidade é $100\mu\text{S}/\text{cm}$, para o Canal São Gonçalo quase todas as coletas, menos abril de 2018, apresentam níveis superiores a $100\mu\text{S}/\text{cm}$, já para a LM todas as coletas apresentaram resultado superior, o que evidencia uma possível contaminação de ambos corpos hídricos por efluentes de esgoto.

Os valores de pH para as coletas no Canal São Gonçalo e Lagoa Mirim ficaram dentro da faixa de 6 e 9, conforme estabelecido pela resolução do CONAMA 357/2005. Vale destacar que o pH nas águas é muito influenciado pela quantidade de matéria morta, assim como, a dissolução de rochas e a fotossíntese (NOGUEIRA *et al.*, 2015; VON SPERLING, 2007).

Já os Sólidos Totais (ST), assim como temperatura e condutividade não possui limite pré-estabelecido, porém, conforme Souza *et al.* (2014), resultados iguais ou superiores a $200\text{ mg}/\text{L}$ na água indicam provável contaminação por lançamento de esgoto in natura no corpo hídrico. Assim, conforme os resultados da Tabela 2, para o Canal São Gonçalo, pode-se atribuir aos meses de abril, maio, junho e agosto de 2018 o descarte de esgoto no canal como uma das possíveis causas dos mesmos terem obtido valor maior do que o estabelecido, porém, diferente do Canal São Gonçalo, a Lagoa Mirim não apresentou em nenhuma das coletas ST acima de $200\text{ mg}/\text{L}$, conforme Tabela 3. De acordo com Almeida (2013), altos índices de salinidade da água também podem elevar o valor de ST.

Santos *et al.*, (2020), ao qual estudou o Arroio Moreira/Fragata, inferiu que o despejo doméstico (proveniente da zona urbana do município de Pelotas) podia ser o fator que mais influência na qualidade da água do determinado corpo hídrico, o que conseqüentemente afeta a qualidade do Canal São Gonçalo, visto que o mesmo é um dos principais afluentes que desemboca no canal.

Os resultados da turbidez para ambos mananciais se enquadraram dentro do pré-estabelecido pela resolução do CONAMA 357/2005 (≤ 100). Vale destacar que o surgimento da turbidez se deve a presença de substâncias em suspensão, ou seja, de sólidos suspensos, os quais conferem a água uma aparência turva devido à dispersão e absorção da luz (MACEDO *et al.*, 2018). De acordo com Costa (2016), o mau uso do solo pode intensificar o aumento da turbidez nos corpos hídricos, já afetados pela erosão causada pelas chuvas próximas as suas margens.

No que compete aos Coliformes Termotolerantes, dos resultados obtidos para o Canal São Gonçalo, apenas três coletas de 2018 (maio, agosto e novembro) e duas coletas de 2019 (março e abril), apresentados na Tabela 2, encontram-se fora do limite que é $\leq 1000\text{ NMP}/100\text{ mL}$. Já conforme Tabela 3, para a Lagoa Mirim, somente a coleta realizada em janeiro de 2019 apresentou concentração superior ao permitido. Conforme estudo de Farias *et al.*, (2010), concentrações de Coliformes Termotolerantes acima do estabelecido pela resolução em questão, indica possível contaminação por esgotos domésticos.

Em relação ao Oxigênio Dissolvido e a Demanda Bioquímica de Oxigênio, ambos se encontram dentro do permitido pela resolução do CONAMA 357/2005, que é de ≥ 5 mg/L de O_2 e ≤ 5 mg/L de O_2 , respectivamente, para todas as coletas de ambos mananciais (Tabela 2 e 3). No estudo desenvolvido por Vieira *et al.*, (2019) ao qual avaliou e comparou a qualidade das águas entre o canal São Gonçalo e a Lagoa Mirim por meio do Índice de Qualidade da Água (IQA), destacou que os piores resultados encontrados para o índice estavam atrelados, em sua maioria, a baixas concentrações de oxigênio dissolvido.

Para o Canal São Gonçalo, o nitrogênio e a clorofila *a*, assim como o OD e DBO, também se encontram dentro do estabelecido pela resolução, que é de $\leq 2,18$ mg/L e ≤ 30 μ g/L, respectivamente. Já o parâmetro químico fósforo, somente as coletas de fevereiro e abril de 2019, conforme Tabela 2, se enquadraram dentro da resolução. No estudo de Albertoni *et al.* (2017), também sobre a qualidade do Canal São Gonçalo, foi analisado a relação de P e N com a Clorofila *a*, e se chegou como conclusão de que o canal em questão poderia estar sofrendo processos de eutrofização.

No estudo de Souza (2015), também sobre a qualidade da água do Canal São Gonçalo, foi apresentado como uma das principais causas para a deterioração da qualidade da água, o descarte de efluentes urbanos e industriais, que muitas vezes não recebem nem tratamento prévio antes do descarte. Além do descarte de efluentes, o estudo realizado por Grützmacher (2008), constatou a presença de 4 dos 5 tipos de agrotóxicos analisados em seu trabalho no Canal São Gonçalo, e atrelou esses resultados as grandes lavouras de arroz irrigado ao longo das suas duas margens.

Já para a Lagoa Mirim, somente a clorofila *a* apresentou todas as coletas dentro do permitido conforme resolução, sendo o nitrogênio fora dos limites nas coletas de agosto de 2018 e março e abril de 2019, e o fósforo em quase todas as coletas, menos em março de 2019. No estudo de Coradi *et al.* (2009), foi avaliado o fosforo como o poluente que mais influenciava na qualidade dos afluentes da Lagoa Mirim. Valentini *et al.*, (2020), que desenvolveu o estudo sobre o monitoramento e identificação de grupos poluentes da Lagoa Mirim atrelou seus resultados negativos a poluição agrícola e de origem urbana.

4 | CONCLUSÕES

Através desse estudo conclui-se que foi possível avaliar a qualidade das águas da Lagoa Mirim e do Canal São Gonçalo através de análises físicas, químicas e microbiológicas. Ao enquadrar esses parâmetros, de acordo com a Resolução do Conama 357/2005, foi possível constatar que ambos os corpos hídricos podem estar sofrendo devido a contaminações antrópicas.

Ainda, pode-se concluir que o fator que mais tem influência na qualidade da água, conforme os resultados encontrados neste trabalho e estudos já realizados em ambos os corpos hídricos, pode ser relativo a lançamentos de esgotos domésticos e atividades

agrícolas desenvolvidas ao entorno dos mesmos. Assim, se faz necessário investir em ações, projetos e políticas públicas voltadas a qualidade desses corpos hídricos, a fim de garantir maior preservação ambiental dos mesmos.

REFERÊNCIAS

ALBERTONI E. F.; PALMA-SILVA C.; TRINDADE C. R.; FURLANETTO L. M. **Water quality of the São Gonçalo channel, urban and agricultural water supply in southern Brazil**. Brazilian Journal of Water Resources, v. 22, n. 2, 2017.

Universidade Federal de Pelotas. **ALM – Agência da Lagoa Mirim**. Pelotas, jul. 2020. Disponível em: <https://wp.ufpel.edu.br/alm/bacia-da-lagoa-mirim>. Acesso em 23 de março de 2019.

APHA, **Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater**. 23. Ed. Washington, DC, EUA: American Public Health Association (ALPHA), the American Water Works Association (AWWA), and the Water Environment Federation (WEF), 2017.

BARRETO, L. V.; BARROS, F. M.; BONOMO, P.; ROCHA, F. A.; AMORIM, J. S. **Eutrofização em rios brasileiros**. Centro Científico Conhecer, Goiânia, v. 9, n. 16, p. 21-65, 2013.

BRASIL. **Agência Nacional de Águas. Indicadores de Qualidade - Índice de Qualidade das Águas (IQA)**. Disponível em: < http://pnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx#_ftn8 > Acesso em: 29 de junho de 2020.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União: República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, n. 53, 18 mar. 2005. Seção 1, p. 58-36. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>. Acesso em: 29 de junho de 2020.

CORADI, P.C.; FIA, R.; PEREIRA- RAMIREZ, O. **Avaliação da qualidade da água superficial dos cursos de água do município de Pelotas-RS**. Revista Ambiente & Água, Taubaté, v. 4, n. 2, p. 46-56, 2009.

COSTA, Hiago Fernandes. **Monitoramento da qualidade da água e do uso e cobertura da terra na bacia de contribuição da represa de São Pedro, Juiz de Fora (MG) no período de 2005 a 2015**. Trabalho de Conclusão do Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental e Sanitária) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2016.

DE ALMEIDA, Jaqueline Colvara. **Avaliação do Índice de Qualidade da Água na Lagoa dos Patos**. Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental e Sanitária) - Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2013.

DE SOUZA, Mariana Farias. **Qualidade da água do canal São Gonçalo-RS/Basil – Uma avaliação hidroquímica considerando seus usos múltiplos**. 2015. 105 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2015.

FARIAS, M.F.; ROCHA-BARREIRA, C.A.; CARVALHO F.C.T.; SILVA, C.M.; REIS, E.M.F.; COSTA, R.A.; VIEIRA, R.H.S.F. **Condições microbiológicas de *Tagelus plebeius* (LIGHTFOOT, 1786) (*MOLLUSCA: BIVALVIA: SOLECURTIDAE*) e da água no estuário do rio Ceará, em Fortaleza–CE.** Boletim Instituto de Pesca. v. 36, n. 2, p.135-142, 2010.

GASPAROTTO, Felipe Augusto. **Avaliação Ecotoxicológica e Microbiológica da água de nascentes urbanas no município de Piracicaba-SP.** 2011. 90 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2011.

GRÜTZMACHER, D. D.; GRÜTZMACHER, A. D.; AGOSTINETTO, D.; LOECK, A. E.; ROMAN, R.; PEIXOTO, S. C.; ZANELLA, R. **Monitoramento de agrotóxicos em dois mananciais hídricos no sul do Brasil.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.12, n.6, p.632-637, 2008.

GUEDES, H. A.; SILVA, D. D. D.; ELESBON, A. A.; RIBEIRO, C.; MATOS, A. T. D.; SOARES, J. H. **Aplicação da análise estatística multivariada no estudo da qualidade da água do Rio Pomba, MG.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 16, n. 5, p. 558-563, 2012.

KUMAR, P. **Hydrocomplexity: addressing water security and emergent environmental risks.** Water Resources Research, [S.l.], v. 51, n. 7, p. 5827- 5838, 2015.

LEITE, M. A.; DORNFELD, C. B.; TALAMONI, A. C. B.; QUEIROZ, T. V. **O Jogo digital na sala de aula - ÁGUA, AÇÃO E REFLEXÃO: elaboração de jogo digital para a Educação Básica.** Ilha Solteira: Unesp. Cap. 4. p. 44-57, 2019.

MACEDO, T. de L.; REMPEL, C.; MACIEL, M.J. **Análise Físico-Química e Microbiológica de água de poços artesanais em um município do Vale do Taquari-RS.** Tecno-Lógica, Santa Cruz do Sul, v. 22, n.1, p.58-65, 2018.

NOGUEIRA, F. F.; COSTA, I. A.; PEREIRA, U. A. **Análise de parâmetros físico-químicos da água e do uso e ocupação do solo na sub-bacia do Córrego da Água Branca no município de Nerópolis – Goiás.** Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental e Sanitária). Universidade Federal de Goiás. Goiânia, Julho de 2015.

PIEDRAS, S. N.; SANTOS, J.; FERNANDES, J. M.; TAVARES, R. A.; SOUZA, D. M.; POUHEY, J. O. F. **Caracterização da atividade pesqueira na Lagoa Mirim, Rio Grande do Sul- Brasil.** Ciência e Tecnologia Agrícola Atual, Pelotas. v.18, n. 2-4, p.107-116, 2012.

SANTOS, G. B.; VALENTINI, M. H. K.; SILVA, L. A.; FRANZ, H. S.; CORRÊA, B. L.; DUARTE, V. H.; SILVA, M. A.; CORRÊA, M. G.; VIEIRA, B. M.; NADALETI, W. C.; VIEIRA, B. M. **Análise da qualidade das águas do Arroio Moreira/Fragata (RS) através de métodos estatísticos.** Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais, v.11, n.4, p.217-226, 2020

SANTOS, S. A.; GASTALDINI, M. C. C.; PIVETTA, G. G.; SCHMIDT, O. **Qualidade da água na bacia hidrográfica urbana Cancela Tamandaí, Santa Maria/RS.** Sociedade & Natureza, Uberlândia, MG, v.30, n.2, p. 23-44, 2018.

SILVA, M. M. A. P. M.; FARIAS, S. D.; MOURA, P. M. **Modelagem da qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba (MG).** Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, v. 22, n. 1, 2017.

SOUZA, M. M.; GASTALDINI, M. C. C. **Avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas com diferentes impactos antrópicos.** Engenharia Sanitária Ambiental. v.19, n.3, p. 263-274, 2014.

VALENTINI, M. H. K.; SANTOS, G. B.; DUARTE, V. H.; DRÖSE, A.; VIEIRA, B. M.; VIANA, F. V.; CORRÊA, B. L.; GUEDES, H. A. S.; NADALETI, W. C.; VIEIRA, B. M.. **Monitoring and identification of pollutant groups of the Lagoa Mirim.** Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais. v.11, n.4, p.227-235, 2020.

VIEIRA, B. M.; NADALETI, W. C.; VALENTINI, M. H. K.; SANTOS, G.; VIANA, F. V.; CORRÊA, M. G. **Avaliação e comparação da qualidade das águas entre o canal São Gonçalo e a Lagoa Mirim.** Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais. v.10, n.2, p.185-196, 2019.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.** Belo Horizonte: DESA/UFMG. v.7, p. 558, 2007.

PLANOS NASCENTES: PRESERVAÇÃO E RECUPERAÇÃO DE NASCENTES DAS BÁCIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS SÃO FRANCISCO, PARNAÍBA, ITAPECURU E MEARIM

Data de aceite: 01/10/2020

Eduardo Jorge de Oliveira Motta
Codevasf

Camilo Cavalcante de Souza
Codevasf

Renan Loureiro Xavier Nascimento
Codevasf

RESUMO: Os Planos de Preservação e Recuperação de Nascentes das Bacias Hidrográficas dos rios São Francisco, Parnaíba, Itapecuru e Mearim, são propostas da Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba (Codevasf), direcionadas à preservação e conservação hidroambiental, por meio da realização de intervenções mecânicas no solo, edáficas e vegetativas voltadas à conservação das áreas de recargas hídricas e ao uso sustentável da água e do solo, tendo como foco a preservação e a recuperação de nascentes.

PALAVRAS-CHAVE: Preservação de nascentes e de áreas permanentes, conservação de recursos hídricos, área de recarga hídrica, contenção de processos erosivos, manejo e uso adequado do solo.

RISING PLANS: PRESERVATION AND RECOVERY OF RISKS FROM HYDROGRAPHIC BASINS OF THE SÃO FRANCISCO, PARNAÍBA, ITAPECURU AND MEARIM RIVERS

ABSTRACT: The Plans for the Preservation and Restoration of Springs of the Hydrographic Basins of the São Francisco, Parnaíba, Itapecuru and Mearim rivers are proposals and methods of the Development Company of the São Francisco and Parnaíba Valleys (Codevasf), aimed at the preservation and hydroenvironmental conservation, through the carrying out of physical interventions that are indispensable for the vegetation restoration of Permanent Preservation Areas (APPs), the conservation of water recharge areas and the sustainable use of water and soil, with a focus on the preservation and recovery of springs.

KEYWORDS: Preservation of springs and permanent areas, conservation of water resources, water recharge area, containment of erosion processes, management and proper use of the soil.

1 | INTRODUÇÃO

Embora caracterizada como um bem imprescindível à vida, grande parte da humanidade vem fazendo uso da água e do solo de forma inadequada, praticando hábitos de consumo caracterizados pelo desperdício, provocando a degradação ambiental de corpos de água e das áreas de recarga hídrica, comprometendo a disponibilidade desse

recurso. Como resultado se verifica a perda da capacidade de armazenamento de água no solo e nos corpos hídricos, afetando, conseqüentemente, a qualidade e quantidade da água disponível. Estudos diversos sugerem uma acelerada e preocupante degradação dos mananciais em todo o mundo e defendem a necessidade urgente de mudança na forma como é utilizado esse recurso natural. No Brasil tal afirmativa é ilustrada quando nos deparamos com os baixos níveis de oferta de água vivenciados por grande parte da população, que decorrem da associação, perigosa e retroalimentada, entre os frequentes e cada vez mais duradouros períodos de estiagem e a degradação do meio natural (MOTTA & WANDELEY, 2016a).

Dessa forma, a proteção das nascentes preservadas e a recuperação daquelas degradadas, associadas à promoção do uso sustentável de suas águas, integram um conjunto de ações que devem ser priorizadas como fundamentais para a garantia da segurança hídrica na bacia hidrográfica. As nascentes são fontes importantes de água dentro de uma bacia hidrográfica, pois originam os cursos d'água e, quando bem conservadas, alimentam os rios de forma abundante e contínua, sendo fundamentais para a manutenção desses em períodos de estiagem. Além disso, por vezes, constituem a principal fonte de água em algumas propriedades rurais. São áreas especiais e de extrema importância para a manutenção da “saúde” da bacia hidrográfica (MOTTA & WANDELEY, 2016b).

Dentro deste contexto, segue uma caracterização mínima das caracterizações das bacias hidrográficas dos rios São Francisco, Parnaíba, Itapecuru e Mearim, as quais são objeto de estudo deste trabalho, a saber:

Rio São Francisco

A bacia hidrográfica do rio São Francisco possui 639.219 km² de área de drenagem, abrangendo 521 municípios em sete unidades da Federação – Bahia (48,2%), Minas Gerais (36,8%), Pernambuco (10,9%), Alagoas (2,2%), Sergipe (1,2%), Goiás (0,5%), e Distrito Federal (0,2%) (ANA, 2014).

O rio tem sua nascente histórica na Serra da Canastra, em Minas Gerais, escoando no sentido sul – norte pela Bahia e Pernambuco, quando altera seu curso para leste, chegando ao Oceano Atlântico na divisa entre Alagoas e Sergipe, percorrendo 2.700 km (CBHSF, 2014). Sua vazão média na foz é de 2.850 m³/s.

Mais de 16 milhões de pessoas, o equivalente a cerca de 8% da população do País, habitam a bacia, sendo a população urbana correspondente a 77% desse total e, a maior parte desta, está localizada na região metropolitana de Belo Horizonte.

Rio Parnaíba

A bacia hidrográfica do rio Parnaíba encontra-se integralmente inserida na Região Nordeste do Brasil, estendendo-se pelos estados do Maranhão, Piauí e Ceará (Figura 1). Segundo a Agência Nacional de Águas – ANA (2015), ela abrange 279 municípios, totalizando 333.056 km² de superfície, o equivalente a cerca de 4% do território nacional.

O rio Parnaíba tem sua nascente localizada nos contrafortes da chapada das Mangabeiras, sul do Piauí e sudeste do Maranhão, a qual abriga o Parque Nacional das Nascentes do rio Parnaíba, criado pelo Decreto Federal s/n de 16 de julho de 2002 com 729.814 hectares e que compreende porções de terras dos estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia.

A respeito dos recursos hídricos superficiais da bacia, conforme estudo realizado pela ANA (2005), a disponibilidade hídrica da baía do rio Parnaíba (considerando a vazão regularizada pelos reservatórios da região) é de 379 m³/s; e a vazão média da região hidrográfica é de 767 m³/s.

Rio Itapecuru

O rio Itapecuru é genuinamente maranhense, corta o estado de sul para o norte em forma de arco, e sua bacia compreende uma extensa área na região central do Maranhão (PORTO; MOTTA; SOUZA, 2019a).

Com extensão de 897,24 km o rio Itapecuru nasce no Parque Estadual do Mirador na confluência das serras Cruzeiras, Confusão, Itapecuru e Alpercatas, e se estende até sua foz na baía de São Marcos, ao sul da Ilha de São Luís (Codevasf, 2017). Desemboca no oceano Atlântico por meio de dois braços de rios denominados de Tuchá e Mojó (PORTO; MOTTA; SOUZA, 2019a).

A bacia hidrográfica do rio Itapecuru, com uma área de cerca de 52.540,06 km², apresenta um formato irregular, estreita nas cabeceiras e na desembocadura, e larga na parte central onde atinge aproximadamente 120 km. Corresponde a 16% do território do Maranhão e compreende 55 municípios, sendo que 20 estão totalmente inseridos no vale, e os demais 35 situam-se parcialmente na bacia. Quanto à população residente nessa região, estimada em 2017 pelo IBGE, era de 1.695.964 habitantes (PORTO; MOTTA; SOUZA, 2019a).

Rio Mearim

O rio Mearim, genuinamente maranhense, corta o estado do Maranhão de sul para o norte e sua bacia compreende uma extensa área na região central, representando a maior bacia hidrográfica do estado (PORTO; MOTTA; SOUZA, 2019b).

Com 742 km de extensão, o rio Mearim nasce no município de Formosa da Serra Negra nas encostas da Serra da Menina, em altitude de aproximadamente 460 m. Segue um longo trajeto na direção sudoeste-nordeste até a cidade de Esperantinópolis, onde, após receber as contribuições do rio Flores, direciona-se para o norte, indo desaguar no Oceano Atlântico pela baía de São Marcos entre as cidades de São Luís e Alcântara (PORTO; MOTTA; SOUZA, 2019b).

A bacia hidrográfica do Mearim, com uma área de 98.289,05 km², é a maior bacia em área do Maranhão ocupando 29,6% da área total do estado (UEMA, 2016). Compreende 84 municípios, sendo que 50 estão totalmente inseridos no vale, e os demais se situam

parcialmente na bacia. Sua população estimada em 2017, pelo IBGE, era de 2.257.268 habitantes (PORTO; MOTTA; SOUZA, 2019b).

2 | OBJETIVOS

O objetivo deste trabalho é apresentar os Planos Nascentes como sendo mais um instrumento técnico de planejamento que possa contribuir com a revitalização hidroambiental das bacias hidrográficas dos rios São Francisco, Parnaíba, Itapecuru e Mearim a partir da conservação de água, solo e recursos florestais. As áreas de recargas hídricas de nascentes, são as áreas prioritárias dos Planos e o grande objetivo é conservar água, solo e recursos florestais a fim de garantir a segurança hídrica dessas bacias e garantir aos diferentes usos múltiplos dos recursos hídricos previsto na política nacional de recursos hídricos.

3 | MATERIAIS E MÉTODOS

Os Planos Nascentes São Francisco, Parnaíba, Itapecuru e Mearim foram elaborados pela Codevasf, a partir da formação de Grupos de Trabalhos, cujas atividades realizadas para conclusão dos planos foram:: i) levantamento e estudo de dados bibliográficos secundários nas esferas federal, estadual e municipal; ii) levantamentos expeditos às bacias visando registros *in loco*, por meio de fotografias, dados geoespaciais, caracterização da situação de uso do solo e a forma de ocupação das bacias hidrográficas, com foco nas nascentes e suas respectivas áreas de recargas hídricas; e iii) edição de mapas temáticos na escala 1:100.000, referentes as seguintes características: divisões fisiográficas, identificação de nascentes, hidrogeologia, clima, solos, biomas, fitofisionomias, áreas prioritárias para conservação, dentre outros (MOTTA; SOUZA; NASCIMENTO, 2019).

Tendo em vista a impreterível necessidade de atuação concreta do poder público e da sociedade de modo geral objetivando a revitalização das bacias hidrográficas, os Planos Nascentes surgem em um momento oportuno. Ainda que os resultados desse tipo de ação só sejam sentidos em médio e longo prazo, os Planos representam um passo na direção da sustentabilidade no uso dos recursos hídricos e da mudança na forma de utilização dos recursos naturais de modo geral, questões vistas cada vez com maior clareza pela sociedade brasileira.

Trazem como uma de suas premissas a ideia de integrar os governos - federal, estaduais e municipais - a iniciativa privada, organizações não governamentais e, principalmente, a sociedade das bacias da área de atuação da Codevasf, com o objetivo comum de preservação e recuperação de suas nascentes, propondo uma atuação colaborativa e em sinergia para a consecução de suas metas.

Um dos aspectos mais importantes na execução dos Planos é, sem dúvida, a participação social. A experiência da Codevasf na execução das ações de recuperação

hidroambiental nos últimos anos (2010 – 2019) permite afirmar que, independente da necessidade e importância das ações voltadas à preservação e recuperação dos recursos naturais, não há como ter sucesso se não houver interesse, envolvimento, participação e empoderamento tanto dos beneficiários (proprietários das áreas) como da população afetada positivamente pela execução dos projetos.

O desafio, então, reside no desenvolvimento de uma metodologia capaz de unir ao método técnico-executivo proposto, à efetiva participação social. Nesse contexto, a estrutura orgânica proposta inclui as figuras dos Comitês Gestores Municipais (CGMs) e, quando operacionalmente viável, das Comissões Comunitárias (CCs), os quais têm como principal objetivo promover a ligação direta e participativa, entre o poder público e a sociedade, de forma a promover o entendimento e a colaboração desta última na implementação dos Planos.

4 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os Planos Nascentes São Francisco, Parnaíba, Itapecuru e Mearim publicados pela Codevasf são instrumentos de planejamento e de gestão participativa para ações de recuperação hidroambiental necessárias ao desenvolvimento regional sustentável (FIGURA 1). Tais documentos apresentam as principais fundamentações técnicas utilizadas pela Companhia para recuperação hidroambiental e controle de processos erosivos com foco na conservação de nascentes. Nos planos estão previstos, respectivamente, a recuperação e/ou proteção de 10 mil; 4 mil; 1,4 mil e 2,5 mil nascentes, metas avaliadas com base em geoinformação secundária e levantamentos de campo. Os respectivos Planos Nascentes estão disponíveis para download no endereço eletrônico: <https://www.codevasf.gov.br/linhas-de-n-egocio/revitalizacao/planos-nascentes>

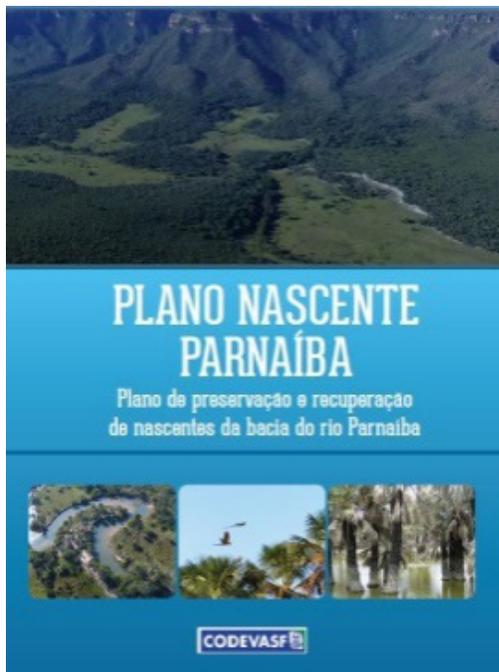
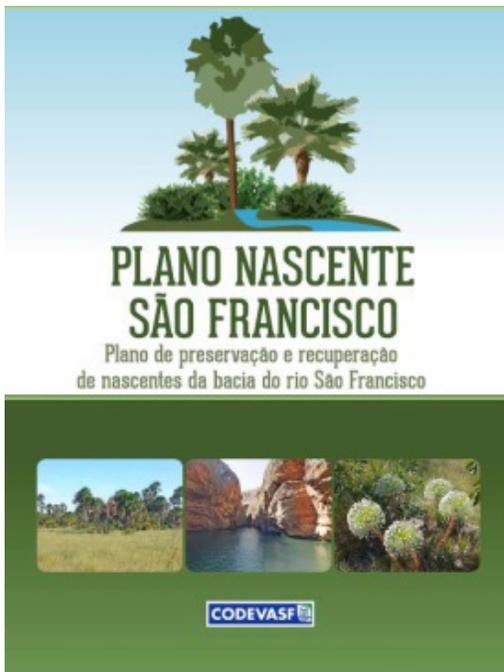


Figura 1 – Planos Nascentes São Francisco, Parnaíba, Itapecuru e Mearim.

A implementação dos Planos Nascentes da Codevasf nas áreas tidas como prioritárias, tem como principal objetivo aumentar a quantidade de água ofertada por estas às calhas dos respectivos rios, visto que as ações a serem executadas objetivam proporcionar o aumento da infiltração da água no solo e, conseqüentemente, do abastecimento das nascentes e dos tributários pelo lençol freático, possibilitando a elevação dos volumes de água que chegam aos rios. Por conseguinte, espera-se a redução dos sedimentos produzidos pelas sub-bacias que formam essas bacias hidrográficas.

Apesar de toda sua importância, as bacias inseridas nos citados Planos Nascentes vêm sofrendo acelerado e contínuo processo de degradação ambiental. O assoreamento dos rios e de seus tributários, a contaminação de suas águas por efluentes, a exacerbada expansão do uso de suas águas e a ocorrência de longos períodos de estiagem são problemas reais e atuais, que têm afetado a saúde das bacias.

Por exemplo, estudo realizado pela Codevasf em parceria com o United States Army Corp of Engineers (Usace), em 2014, indica que são carregados cerca de 22 milhões de toneladas de sedimentos, anualmente, para o leito do rio São Francisco (FIGURA 2), o que representa uma grave ameaça para a captação de água para abastecimento de cidades e projetos de irrigação, geração de energia elétrica, comprometimento da atividade de navegação, redução da vida útil de reservatórios, entre outras conseqüências negativas.

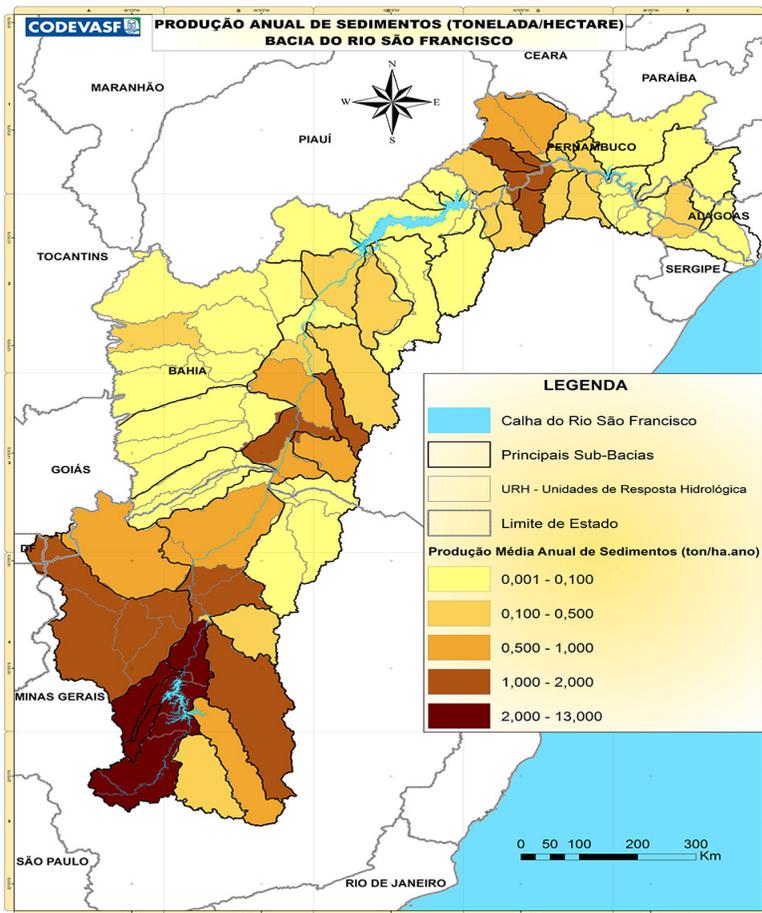


Figura 2 – Escala cromática da produção anual de sedimentos na bacia do São Francisco
 Mapa elaborado visando identificar o aporte potencial de sedimentos na calha do rio São Francisco com o respectivo impacto à navegação.

Dai et al. (2009) analisaram dados coletados entre os anos de 1948 e 2004 dos 925 maiores rios do planeta, e verificaram que a bacia do rio São Francisco foi a que apresentou o maior declínio no fluxo de suas águas entre os principais rios que correm em território brasileiro, reduzindo em cerca de 35% a sua vazão no período de 56 anos. De acordo com os pesquisadores, a redução de vazão foi observada em um terço dos rios analisados, estando essa variação relacionada, principalmente, à redução da quantidade de chuvas e ao aumento da evaporação, ocasionados por fenômenos climáticos globais, ao assoreamento do leito dos rios, bem como ao crescimento do consumo de água nessas bacias.

Portanto, as ações de recuperação e controle de processos erosivos visam promover a revitalização de bacias hidrográficas por meio de proteção, preservação, conservação

e recuperação hidroambiental, a partir do estímulo ao uso sustentável dos recursos naturais, sobretudo, solo, água e recursos florestais, associado à melhoria das condições socioeconômicas das populações das bacias de atuação da Empresa.

Esse tipo de ação consiste essencialmente em intervenções voltadas ao estabelecimento do manejo adequado de solo e água nas propriedades rurais visando à redução da perda de solo, à recuperação de áreas degradadas, à conservação/preservação dos recursos naturais de modo geral, e à aplicação da legislação florestal, incluindo-se por consequência, a preservação e conservação de nascentes. São exemplos dessas intervenções:

- Construção de terraços, associados ou não a bacias de captação;
- Construção de bacias de captação da água da chuva;
- Adequação ambiental de estradas rurais;
- Conservação e/ou recuperação, por meio de revegetação e cercamento, de Áreas de Preservação Permanente (matas ciliares, áreas de topo de morro, entorno de nascentes), áreas de reserva legal, dentre outras áreas de vegetação nativa;
- Contenção/estabilização de voçorocas;
- Estabilização de margens de rios;
- Ações de sensibilização e mobilização social, educação ambiental e capacitação.

Para este trabalho, segue uma pequena descrição das principais práticas mecânicas (terraço, barraginha e readequação de estradas) que tem demonstrado resultados promissores para a recarga hídrica do solo principalmente na região do Alto São Francisco, onde encontra-se a “caixa d’água da bacia”. Estas práticas têm contribuído com a recarga hídrica do solo e aumento de água em nascentes e podem ser replicados para outras áreas com condições semelhantes às do Alto São Francisco. As demais ações de controle de processos erosivos estão descritas nos referidos planos.

O terraço consiste em uma estrutura transversal ao sentido do maior declive do terreno, composta de um dique e um canal e tem a finalidade de reter e infiltrar a água da chuva, nos terraços em nível, ou escoá-la lentamente para áreas adjacentes, nos terraços em desnível ou com gradiente. A função do terraço é a de reduzir o comprimento da rampa, área contínua por onde há escoamento das águas das chuvas, e, com isso, diminuir a velocidade de escoamento da água superficial (FIGURA 3 A e B).



Figura 3 A e B - Terraceamento em área de recarga hídrica.

Fonte: CODEVASF, 2017.

As barraginhas são importantes formas de retenção e promoção da infiltração das águas das enxurradas. Com a precipitação da chuva, essas bacias se enchem com as enxurradas, evitando que a água escorra rapidamente e provoque erosões, armazenando-a durante curto período e promovendo uma infiltração lenta. Ao cessar a chuva, a água que fica retida penetra no solo, abastece o lençol freático e as nascentes a jusante, e proporciona umidade ao solo por um período que ultrapassa a estação chuvosa.

Essas estruturas podem ser construídas de forma associada com terraços, na extremidade destes, ou também associadas a estradas rurais, como parte de sua adequação ambiental (Figura 4 A e B).



Figura 4 A e B - Obra de construção de bacias para captação (barraginhas) de água de chuvas e de sedimentos.

Fonte: CODEVASF, 2017.

A adequação de estradas rurais ambientalmente adequadas (FIGURA 5), com foco na recuperação de nascentes, envolve um conjunto de práticas com a finalidade de recuperação, manutenção e conservação das estradas de terra que têm interferência direta sobre o escoamento superficial e a ocorrência de processos erosivos em áreas de recarga de nascentes e em áreas utilizadas para agricultura, pecuária, silvicultura, dentre outros, dentro da propriedade rural.

Essa ação objetiva evitar a erosão do solo, a degradação do meio ambiente, o carreamento de terra para os cursos d'água e disciplinar as enxurradas provocadas pelas águas das chuvas, visto que as estradas são, normalmente, caminhos preferenciais das águas das chuvas e grandes desencadeadoras de processos erosivos graves.



Figura 5 - Adequação de estrada rural associada à bacia de captação de enxurrada.

Fonte: Codevasf, 2017.

Uma das principais finalidades dessas intervenções acima descritas é captar e acumular águas das chuvas aumentando assim sua infiltração no solo e promovendo o abastecimento dos lençóis freáticos e artesianos. As ações também ajudam a reduzir o escoamento superficial de água, o que evita o arraste de sedimentos, o empobrecimento do solo e o assoreamento dos cursos d'água.

51 CONCLUSÃO

Os Planos Nascentes são instrumentos de planejamento estratégico da Codevasf que apresentam diretrizes para a proteção e recuperação de Áreas de Preservação Permanente (APPs), vinculadas às nascentes de bacias hidrográficas, tendo como finalidade o cumprimento da Lei nº 12.651/2012 como meio para revitalização de bacias hidrográficas. Esses documentos coadunam-se com os objetivos e instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos Lei nº 9433/1997, contribuindo assim, com a gestão de recursos hídricos para a disponibilidade de água com qualidade e quantidade necessárias aos usos múltiplos, com a sua utilização racional e integrada, e com a prevenção e defesa contra eventos hidrológicos críticos. E por constituírem instrumentos de planejamento de revitalização hidroambiental de bacias hidrográficas encontra-se em curso a elaboração do Plano Nascente Tocantins-Araguaia, documento técnico que tem por objetivo apresentar a proposta uma proposta para a recuperação, principalmente de nascentes desta bacia, nos moldes dos referidos planos deste estudo.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a Codevasf pela publicação dos Planos Nascentes, como também aos profissionais da Codevasf que elaboraram com dedicação e competência os planos foco deste trabalho. Segue relação dos profissionais que trabalharam na elaboração dos respectivos planos:

Plano Nascente São Francisco: Eduardo Jorge de Oliveira Motta, Ney Eduardo Wanderley Gonçalves, Antônio Alípio de Souza Mustafá, Antônio José da Silva Neto, Aristóteles Fernandes de Melo, Athadeu Ferreira da Silva, Círio José Costa, Geraldo Gentil Vieira, Sérgio Henrique Alves.

Plano Nascente Parnaíba: Eduardo Jorge de Oliveira Motta, Ney Eduardo Wanderley Gonçalves, André Luiz Oliveira Santos, Antônio Alípio de Souza Mustafá, Antônio José da Silva Neto, Athadeu Ferreira da Silva, Bráulio Jordão, Camilo Cavalcanti de Souza, Círio José Costa, Ericka Rocha da Cunha, Fabiano Catão Cordula Ouriques Dias, José Ocelo Rocha Campos Júnior, Sérgio Henrique Alves, Sergio Luís Soares de Souza Costa, Talita Salomão de Oliveira.

Plano Nascente Itapecuru: Leila Lopes da Mota Alves Porto, Eduardo Jorge de Oliveira Motta, Camilo Cavalcanti de Souza, Adenilson Kerlisson Carvalho de Oliveira, André Luiz Oliveira Santos, Antônio José da Silva Neto, Bráulio Jordão, Emanuell Florêncio Passos Martins, Ericka Rocha da Cunha, Pedro Cavalcanti dos Reis, Renan Loureiro Xavier Nascimento, Sergio Luís Soares de Souza Costa, Valdemir de Macedo Vieira.

Plano Nascente Mearim: Leila Lopes da Mota Alves Porto, Eduardo Jorge de Oliveira Motta, Camilo Cavalcanti de Souza, Adenilson Kerlisson Carvalho de Oliveira, André Luiz Oliveira Santos, Antônio José da Silva Neto, Bráulio Jordão, Emanuell Florêncio

Passos Martins, Ericka Rocha da Cunha, Pedro Cavalcanti dos Reis, Renan Loureiro Xavier Nascimento, Sergio Luís Soares de Souza Costa, Valdemir de Macedo Vieira.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil: regiões hidrográficas brasileiras** – Edição Especial – 2014, Brasília – DF, 2015. 163p.

_____. Disponível em: <http://www2.ana.gov.br/Paginas/portais/bacias/SaoFrancisco.aspx>. Acessado em 20/09/2014.

_____. **Disponibilidade e demandas de recursos hídricos no Brasil**. Brasília: 2005. 134p.

CBHSF - Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco. Disponível em: <http://cbhsaofrancisco.org.br/a-bacia/>. Acessado em 20/09/2014.

COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO DOS VALES DO SÃO FRANCISCO E DO PARNAÍBA. Área de Gestão Estratégica. Unidade de Suporte Geotecnológico. **Divisão fisiográfica da bacia hidrográfica do Rio Itapecuru**. 2017. Arquivo eletrônico shapefile.

CODEVASF/USACE. **São Francisco Watershed Model**. Brasília. 2014.

DAI, A.; QIAN, T.; TRENBERTH, K. E.; MILLIMAN, J. D. **Changes in continental freshwater discharge from 1948-2004**. J. Climate, v. 22, p. 2773-2791, 2009.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Censo Demográfico de 2010**. Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/home.php>>. Acesso em: 10 maio 2017.

MOTTA, Eduardo Jorge de Oliveira; GONÇALVES, Ney E. Wanderley. **Plano Nascente São Francisco - Plano de preservação e recuperação de nascentes da bacia do rio São Francisco, baseado na experiência da Codevasf em dez anos de revitalização**. Brasília: Codevasf, IABS. 2016. 124 p.

MOTTA, Eduardo Jorge de Oliveira; GONÇALVES, Ney E. Wanderley. **Plano Nascente Parnaíba - Plano de preservação e recuperação de nascentes da bacia do rio Parnaíba, fundamentado na experiência da Codevasf em recuperação e controle de processos erosivos**. Brasília: Codevasf, IABS, 2016. 174 p.

MOTTA, Eduardo Jorge de Oliveira; SOUZA, Camilo Cavalcante de; NASCIMENTO, Renan Loureiro Xavier. Planos Nascentes: Preservação e Recuperação de Nascentes de Bacias Hidrográficas de Rios na Área de Atuação da Codevasf. In: **Anais do 4º Seminário Solo e Água no Contexto de Desenvolvimento em Bacias Hidrográficas, 19 a 21 de novembro de 2019** / Organizadores, Paulo Ricardo Santos Cerqueira, Athadeu Ferreira da Silva, Sergio Ricardo Franco Vieira, Alexandre Leopoldo Curado. – Brasília: Codevasf, 2019.

PORTO, Leila Lopes da Mota Alves; MOTTA, Eduardo Jorge de Oliveira; SOUZA, Camilo Cavalcante. **Plano Nascente Itapecuru - Plano de preservação e recuperação de nascentes da bacia do rio Itapecuru, fundamentado na experiência da Codevasf em recuperação e controle de processos erosivos**. Brasília: Codevasf, 2019a. 180 p.

PORTO, Leila Lopes da Mota Alves; MOTTA, Eduardo Jorge de Oliveira; SOUZA, Camilo Cavalcante. **Plano Nascente Mearim - Plano de preservação e recuperação de nascentes da bacia do rio Mearim, fundamentado na experiência da Codevasf em recuperação e controle de processos erosivos.** Brasília: Codevasf, 2019b. 188 p.

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO MARANHÃO (UEMA). **Bacias hidrográficas e climatológicas no Maranhão.** São Luís, 2016. 165 p.

POLÍTICA DE SANEAMENTO BÁSICO NO CONTEXTO DO MARCO REGULATÓRIO EM SÃO LUÍS DO MARANHÃO, BRASIL

Data de aceite: 01/10/2020

Marcos Antônio Silva do Nascimento

Universidade Estadual do Maranhão (UEMA)

Antonio José de Araújo Ferreira

Universidade Estadual do Maranhão (UEMA)

RESUMO: Os serviços de abastecimento de água, esgotamento sanitário, drenagem urbana e manejo dos resíduos sólidos não constituem uma questão de luxo, mas de saúde pública, de defesa do meio ambiente e de bem-estar social. Assim sendo, uma questão de necessidade coletiva. Aqui faz-se uma exposição sobre a política de saneamento básico no contexto do marco regulatório e delimita-se ao município de São Luís do Maranhão. O exposto artigo estrutura-se em seis partes, incluindo a introdução e a conclusão. Na segunda parte apresenta-se o conceito de saneamento; na terceira aborda-se abastecimento de água: uma história marcada pela ganância do capital; e na quarta parte faz-se uma breve análise do arcabouço jurídico institucional, que envolve as políticas de saneamento básico no Brasil, no Maranhão e em especial, na bela municipalidade de São Luís. O mesmo resulta das reflexões anteriores e da experiência prática obtida pela atuação profissional, há mais de 10 anos no saneamento ambiental, em que se destacam análises de documentos e investigação sobre o conjunto de instrumentos normativos e institucionais nesse setor, além do ativismo na luta em defesa da

universalização dos serviços de saneamento, com financiamento público e controle social.

PALAVRAS-CHAVE: Política de Saneamento, Marco regulatório, Abastecimento de água.

ABSTRACT: The services of water supply, sanitation, urban drainage and solid waste management are not a matter of luxury, but public health, environmental protection and social well-being. Therefore, it is a matter of collective necessity. Here an exposition is made on the basic sanitation policy in the context of the regulatory framework and is limited to the municipality of São Luís do Maranhão. The above article is divided into six parts, including the introduction and the conclusion. The second part presents the concept of sanitation; the third deals with water supply: a history marked by the greed of capital; and in the fourth part there is a brief analysis of the institutional legal framework, which involves basic sanitation policies in Brazil, Maranhão and especially in the beautiful municipality of São Luís. The same results from previous reflections and the practical experience obtained by professional performance, for more than 10 years in environmental sanitation, in which analysis of documents and research on the set of normative and institutional instruments in this sector stand out, in addition to activism in the fight in defense of the universalization of sanitation services, with public funding and social control.

KEYWORDS: Sanitation Policy, Regulation mark, Water supply.

1 | INTRODUÇÃO

Nos dias atuais, é impossível as pessoas viverem sem os serviços de saneamento básico, em especial nas médias e grandes cidades, que concentram um elevado contingente populacional, onde os níveis de consumo são acentuados e complexos. De tal forma, que ter os serviços de abastecimento de água, esgotamento sanitário, drenagem urbana e manejo dos resíduos sólidos não é questão de luxo, mas de saúde pública, de defesa do meio ambiente e de bem-estar social. Assim sendo, uma questão de necessidade coletiva, o saneamento básico torna-se uma política pública e obriga os governos a instituírem as diretrizes e metas para ofertar os serviços de forma universal e não mais como uma mera mercadoria aos que podem pagar pelos serviços citados.

Por outro lado, Alochio (2007) discorre que saneamento básico, como direito fundamental, necessita de investigação de sua natureza, analisando se este deve ser considerado um serviço público ou uma atividade econômica. Convém ponderar que, na Carta Magna brasileira está bem definido o significado de uma atividade econômica, o artigo 170 e parágrafo único, indicam claramente que todos os ramos econômicos possíveis de serem exercidos livremente por qualquer pessoa, caracterizam-se enquanto uma atividade econômica. Destarte, não parece ser o caso dos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário e muito menos, de drenagem urbana e manejo dos resíduos sólidos, que prescindem de legislação específica para uma eficaz atuação.

Aqui, faz-se uma exposição sobre ***a política de saneamento básico no contexto do marco regulatório, a partir da realidade empírica do município de São Luís do Maranhão***, pois a cidade, apesar de contar com um arcabouço jurídico institucional favorável, como vai ser demonstrado no decorrer deste trabalho, ainda convive com péssimos indicadores de saneamento básico em todos os setores, embora tenha uma ampla coleta dos resíduos sólidos.

No entanto, lixões espalhados ainda persistem na capital do estado do Maranhão, sendo que parte dos descabros nas ações de saneamento refere-se à inexistência de medidas estruturais, tais como infraestrutura e equipamentos públicos de saneamento básico, e, evidentemente, as estruturantes, a exemplo de Educação Ambiental, Planos de Metas, Qualificação dos gestores, dos profissionais e etc. De tal forma, que esses podem ser alguns fatores que levam à ineficiência das políticas já consolidadas no arcabouço jurídico institucional.

Conforme os indicadores de abastecimento de água e coleta e tratamento dos esgotos no Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2015), dos 217 municípios maranhenses somente 56,20% eram atendidos por sistemas de abastecimentos de água e esgotamento sanitário e somente 10 municipalidades declaravam ter planos de saneamento básico, o equivalente a 5% da totalidade. Ou seja, o estado do Maranhão demonstra ser ineficiente em medidas concretas de serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário, porém ainda mais precário em planejamento.

O artigo estrutura-se em seis partes, incluindo esta introdução e a conclusão. Na segunda parte apresenta-se o **conceito de saneamento**; na terceira aborda-se **abastecimento de água: uma história marcada pela ganância do capital**; e na quarta parte faz-se uma breve análise do **arcabouço jurídico institucional**, que envolve as políticas de saneamento básico no Brasil, no Maranhão e em especial, na bela municipalidade de São Luís. O mesmo resulta das reflexões anteriores e da experiência prática obtida pela atuação profissional há mais de 10 anos no saneamento ambiental, em que se destacam análises de documentos e investigação sobre o conjunto de instrumentos normativos e institucionais nesse setor, além do ativismo na luta em defesa da universalização dos serviços de saneamento, com financiamento público e controle social. Pretende-se compreender minimamente a relação entre o produzido em políticas concretas e o praticado em serviços para a população, levando em consideração os atuais indicadores de abastecimento de água e esgotamento sanitário. Assim, questiona-se: o marco regulatório ajuda na universalização dos serviços? São Luís possui uma política adequada ao marco regulatório de 2007? São questões que se propõe para reflexão.

2 | CONCEITO DE SANEAMENTO

O conceito de saneamento básico é muito recente, mas sempre esteve ligado às práticas de abastecimento de água, assim como à higienização pessoal. Com o passar do tempo, evoluiu para compreensão de que englobava uma cadeia de ações e atividades, visando a garantir a salubridade ambiental mínima, sobretudo nas cidades com alto índice de densidade demográfica. Assim, o *Trata Brasil* (2018) diz que Saneamento é o conjunto de medidas que visa preservar ou modificar as condições do meio ambiente, com a finalidade de prevenir doenças e promover a saúde, melhorar a qualidade de vida da população, a produtividade do indivíduo e facilitar a atividade econômica. No Brasil, o saneamento básico é um direito assegurado pela Constituição de 1988 e definido pela Lei nº. 11.445/2007, como o conjunto dos serviços, infraestrutura e instalações operacionais de abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana, drenagem urbana, manejos de resíduos sólidos e de águas pluviais.

O saneamento básico, além de uma política pública importantíssima para construção da salubridade ambiental, também compõe uma cadeia industrial que movimenta a economia por meio da agregação de valor à Água Bruta e o uso de tecnologias industriais para as obras e operações do setor de esgotamento sanitário, drenagem urbana e gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos. Então, é construído todo um ciclo econômico, com o incentivo a outros setores da indústria e do comércio. Assim, além da geração de empregos, ocorre a ampliação da riqueza produtiva, em termos de Produto Interno Bruto (PIB). Portanto, os investimentos nessa política têm um importante efeito econômico, social e ambiental, em uma determinada localidade. Não por acaso, nos dias atuais há um desejo imenso dos

capitalistas em transformarem os serviços de saneamento básico de um bem público para um bem meramente de mercado econômico.

Para a Fundação Nacional de Saúde (2004), que já traz o conceito mais ampliado usando o termo de saneamento ambiental em vez de saneamento básico, afirma que é o conjunto de ações socioeconômicas que têm por objetivo alcançar níveis de Salubridade Ambiental, por meio de abastecimento de água potável, coleta e disposição sanitária de resíduos sólidos, líquidos e gasosos, promoção da disciplina sanitária de uso do solo, drenagem urbana, controle de doenças transmissíveis e demais serviços e obras especializadas, com a finalidade de proteger e melhorar as condições de vida urbana e rural em uma perspectiva de proteção dos recursos naturais e de seus ciclos.

3 | ABASTECIMENTO DE ÁGUA: UMA HISTÓRIA MARCADA PELA GANÂNCIA DO CAPITAL

Para Anjos (2000), em São Luís do Maranhão, as atividades de abastecimento de água iniciaram enquanto um ramo de atividade econômica ainda na metade do século XIX, cujo pioneiro foi um empresário de origem espanhola, Cunha Santos, o qual se associou à poderosa latifundiária e escravocrata, Ana Jansen, que já controlava as fontes Vinhais Velho e Apicum.

Anjos (2000) também aponta que nesse período, o transporte de água era feito de forma rudimentar em carroças movidas à tração animal, a força de trabalho era escravizada e os serviços atendiam às camadas da população mais abastadas, ou seja, uma elite econômica de uma época em que segundo Ferreira (2014) São Luís se encontrava entre as cidades mais importantes do Brasil Imperial.

Ainda de acordo com Anjos (2000), os tempos já exigiam distribuição com aprimoramento técnico, através de encaução e sistemas de chafarizes. De tal maneira que foi aprovada a lei provincial número 287, de 04 de dezembro de 1850, que autorizou o presidente da província a constituir uma empresa para a exploração das águas do Rio Anil, para distribuição nessa cidade.

Contudo, Santos e Araújo (2011) ressaltam que nesse período o capitalismo era concorrencial, com a força do pensamento liberal, que já dominava as principais economias da Europa e aproveitava-se das novas tecnologias de então, superando a máquina a vapor, começando a fazer uso de eletricidade, com a chamada Segunda Revolução Industrial. Porém, ainda sobre um capitalismo baseado no fortalecimento dos estados nacionais.

Por meio de estudos históricos, Anjos (2000) revela que em 1855, através da iniciativa privada, foi constituída a Companhia das Águas do Rio Anil, com uma concessão de 60 anos para operar o sistema e efetuar a distribuição de água na cidade de São Luís. A atribuição da companhia consistia em captar água no Rio Anil e de fontes de suas margens, além de realizar a adução até o centro da cidade, onde hoje está localizada a Praça Deodoro.

Todavia, Anjos Neto (2006) relata que a gestão dos serviços realizada por meio do engenheiro inglês Jonh Blount, entrou em crise e se retirou do ramo em 1874 e a atividade foi assumida por um grupo de empresários de São Luís. Esse arranjo funcionou até 1922, quando novamente entrou em cena o capital estrangeiro, seguindo a lógica de domínio econômico norte-americano, através da *The Ulen Management Company*¹, com sede na cidade de Nova York. A subsidiária norte-americana operou os serviços de água e energia elétrica até 1946, quando inicia a fase de participação do Estado, de forma mais direta nos serviços públicos de saneamento básico.

Esse quadro caminhou pelos mesmos trilhos do desenvolvimento do país, pois Almeida (1977) diz que os governos militares instituíram o PLANASA fortaleceram as empresas públicas estaduais avançando no abastecimento de água; entretanto, com a crise dos anos 1970 vem a queda do regime militar e se instala os governos democráticos que também deixaram muitas indefinições sobre o saneamento básico.

Em síntese, nesse período houve duas experiências de gestão privada dos serviços de água: a primeira pelo capital regional e a segunda pelo capital estrangeiro. Porém, é importante registrar que nenhuma das formas de gestão conseguiu resolver a crise do abastecimento de água, nem melhorar a estrutura de funcionamento do sistema de água da cidade de São Luís. Entretanto, vale destacar que a participação estatal foi, sem dúvida alguma, superior, mais eficiente e eficaz na busca da ampliação das redes de abastecimento de água na capital maranhense.

O Fracasso do capital estrangeiro no abastecimento de água em São Luís

Há que reconhecer os esforços econômicos que a referida *ULEN* fez inicialmente, como era de se esperar, com os investimentos como forma de atrair os olhos do mercado de água na capital maranhense. Mas, não conseguiu dar sequência no sentido de acompanhar o crescimento populacional de São Luís. Com isso, veio uma nova crise e o governo estadual saiu em socorro dos usuários de água, estatizando a *ULEN* em 1947 e criando o serviço de Água, Esgoto, Tração e Prensa de Algodão do Estado do Maranhão (SAELTPA). Essa empresa incorporou os ativos e passivos da *ULEN*.

Em 31 de dezembro de 1958, depois de perceber a necessidade de uma maior centralização dos serviços e de manter o foco no abastecimento de água, já por entender que isso significaria melhoria na qualidade de vida das pessoas e na saúde pública, o setor passa a ser considerada responsabilidade do governo; em função das instituições financiadoras o governo do estado criou o Departamento de Águas e Esgoto Sanitário (DAES), que se instala em 4 de junho de 1959. Em abril de 1960, com base na Lei Federal no 3.750, o SESP assume a denominação de Fundação de Serviço Especial de Saúde Pública (FSESP) e passa a ter, nos seus quadros, somente técnicos nacionais (ANJOS, 2006).

1. (PRAZERES, 2010). Na década de 1920, [...] Foi neste cenário que a *Ulen Management Company*, empresa com origem em Nova York, representante do processo de expansão do capital americano com foco na indústria da energia elétrica, veio aqui parar. Em 1922, foram estabelecidos os primeiros contatos com o norte-americano *Henry Charles Ulen* para a instalação da sua empresa na cidade.

Esse foi um período de maior preocupação com a questão do abastecimento de água na capital do Maranhão, porém a fragmentação da política de saneamento no Brasil era vigente com a existência de vários órgãos responsáveis pela questão do abastecimento de água. Começava a se esboçar a necessidade de um plano nacional para o setor com metas e ações definidas, com o objetivo de melhorar essa questão que já chamava a atenção da relação saneamento e saúde pública.

A caminho do PLANASA

Nesse sentido, o Estado busca uma maior centralização e ganho de escala com a constituição de uma empresa pública de água e esgoto; inicialmente, para atender aos municípios do interior do estado que não tinham condições financeiras para ofertar os serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário com um contingente de população maior. Mas depois, se fundiria a uma empresa pública que atuava em São Luís, conforme relatam Anjos e Pires (2000): em 1966 foi criada a Companhia de Águas e Esgotos do Maranhão (CAEMA), com a finalidade de atender aos municípios do interior do estado, deixando os serviços da cidade por conta do Departamento de Água e Esgotamento Sanitário (DAES) até o ano de 1969. Nesse ano, foi criada uma empresa estadual para operar na cidade de São Luís, a SANEL². Logo depois, em 30 de março de 1971, a SANEL foi incorporada à CAEMA. A partir da constituição da fusão, a CAEMA passa a ser a principal operadora do sistema de água portátil, porém, não isenta de crises.

É importante destacar que do início dos anos de 1970 até início da década seguinte, o estado contou com recurso oriundo do Plano Nacional de Saneamento (ALMEIDA, 1997). Desde a instituição do PLANASA foram criados programas para financiamento das obras de saneamento básico: Programa Estadual de Abastecimento de Água (PEAG) e o Programa Estadual de Controle de Poluição (PECON), que resultou somente em uma ampliação dos serviços de abastecimento de água, em vários dos municípios maranhenses, operado pela companhia estadual, sendo que São Luís foi uma das maiores beneficiadas. Em 1982, foi inaugurado o Sistema de Captação e Tratamento de Água do Itapecuru, conhecido como ITALUÍS, que passou por reforma no ano de 1987.

Segundo Anjos (2000), diante da situação, a CAEMA, em 1987, iniciou outro projeto denominado Projeto São Luís, realizando amplas melhorias no sistema produtor do Itapecuru conhecido publicamente como ITALUÍS. Contudo, com o crescimento populacional na capital fazia-se necessário à duplicação do sistema ITALUÍS, que embora constasse para ser concluído no ano de 1992, conforme a autora terminou por ser prorrogado para o ano de 2000.

Entretanto, também existem as campanhas do setor privado para se apoderar dos serviços e assim transformar uma importante política pública em um espaço de exercício

2. Empresa estadual de saneamento básico sociedade de economia mista que instituída para realizar serviços de abastecimento de água e esgoto na capital São Luís.

da ganancia do capital, assim estudos do Dieese (2016) mostram que o marco regulatório traz clareza jurídica nos contratos e colabora para a existência dos planos de saneamento básico no plano federal, nos estados e nos municípios. Tal situação favorece a luta pela universalização dos serviços. Contudo, também garante segurança para o capital privado atuar no setor.

4 | SANEAMENTO E O ARCABOUÇO JURÍDICO INSTITUCIONAL

A Constituição Federal de 1988, no Artigo 23, diz que a competência é comum da União, dos Estados, do Distrito Federal e dos Municípios; no Inciso IX afirma que a competência de promover programas de construção de moradias e a melhoria das condições habitacionais e de saneamento básico. Neste aspecto, deixa explícita a indefinição sobre a titularidade dos serviços de saneamento básico. Porém, o Artigo 30 da mesma Carta assegura aos municípios o direito e a competência de legislar sobre assuntos de interesse local. No seu primeiro inciso e no quinto estabelece a competência de organizar e prestar diretamente ou pelo regime de concessão ou permissão, os serviços públicos de interesse local, incluindo o de transporte coletivo, que tem caráter essencial; o problema ficou para ser resolvido com o marco regulatório de 2007 que definiu claramente que nos serviços de saneamento básico, o titular é o município em função de entender como um serviço de interesse local.

Então, em 5 de janeiro de 2007 o Congresso Nacional aprovou e o Presidente da República sancionou a Lei nº 11.445, que mais tarde seria regulamentada pelo Decreto 7.217 de junho de 2010 e que estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico. De tal forma que, o problema do marco regulatório reclamado por empresários, sindicalistas e gestores públicos finalmente estava resolvido e o país passava a contar com um instrumento estimulador e gerenciador das ações não estruturais no setor de saneamento básico, ou seja, uma política nacional de saneamento básico capaz de apontar as diretrizes baseada nos princípios de universalização, integralidade e controle social, porém o financiamento não se definiu claramente pelo público.

No Maranhão, foi aprovada a política estadual de saneamento básico: **LEI Nº 8.923 DE 12 DE JANEIRO DE 2009** Institui a Política Estadual de Saneamento Básico (PESB), disciplina o convênio de cooperação entre entes federados para autorizar a gestão associada de serviços públicos de saneamento básico, e dá outras providências. No seu artigo primeiro diz:

Art. 1º Esta Lei tem por objetivos: - regulamentar o art. 214, primeira parte, da Constituição do Estado do Maranhão, instituindo a Política Estadual de Saneamento Básico - PESB - disciplinar o convênio de cooperação previsto no art. 241 da Constituição Federal, de forma a autorizar a gestão associada de serviços públicos de saneamento básico entre o Estado do Maranhão e Municípios localizados em seu território.

Em termos de leis, o estado do Maranhão avançou e até a capital São Luís aprovou uma política de saneamento básico bem antes da política nacional de janeiro de 2007, pois a lei nº 4.516 de julho de 2005 que dispõe sobre a política municipal de saneamento apresenta pontos importantes na questão do planejamento e do controle social, sendo regida pelos seguintes princípios: (SÃO LUÍS, 2005).

Art. 6º. A Política Municipal de Saneamento orientar-se-á pelos seguintes princípios: O ambiente salubre, indispensável à segurança sanitária e à melhoria da qualidade de vida, é direito de todos, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de assegurá-lo.

Quanto às diretrizes, a lei municipal traz a redação a seguir:

Art. 7º - A formulação, implantação, funcionamento e aplicação dos instrumentos da Política Municipal de Saneamento orientar-se-ão pelas seguintes diretrizes: A destinação de recursos financeiros administrados pelo Município far-se-á segundo critérios de melhora da saúde pública e do meio ambiente, de maximização da relação benefício/custo e da potencialização do aproveitamento das instalações existentes, bem como do desenvolvimento da capacidade técnica, gerencial e financeira das instituições contempladas. (SÃO LUÍS, 2005).

Além do mais, é importante ressaltar que bacia hidrográfica deverá ser considerada como unidade de planejamento para fins de elaboração do Plano de Saneamento para a Cidade de São Luís. Assim, visa assegurar a integração entre as políticas setoriais e compatibilizando com o Plano Municipal de Meio Ambiente e com o Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano; Incentivo ao desenvolvimento científico na área de saneamento, a capacitação tecnológica, a formação de recursos humanos e a busca de alternativas adaptadas às condições de cada local; Adoção de indicadores e parâmetros sanitários e epidemiológicos e do nível de vida da população, como norteadores das ações de saneamento básico. A legislação do município de São Luís ainda criou o sistema de saneamento básico, conforme observa-se:

CAPÍTULO II DO SISTEMA MUNICIPAL DE SANEAMENTO SEÇÃO I DA COMPOSIÇÃO Art. 12. A Política Municipal de Saneamento contará, para a execução das ações dela decorrentes, com o Sistema Municipal de Saneamento – SIMUS. Art. 13. O sistema Municipal de Saneamento fica definido como o conjunto de agentes institucionais que no âmbito das respectivas competências, atribuições, prerrogativas e funções, integram-se, de modo articulado e cooperativo para a formulação das políticas, definição de estratégias e execução das ações de saneamento básico. Art. 14. O Sistema Municipal de Saneamento é composto dos seguintes instrumentos: I - Plano de Saneamento para a Cidade de São Luís – PSCSL; II - Conferência Municipal de Saneamento - COMUS; III - Conselho Municipal de Saneamento – CMS. (SÃO LUÍS, 2005).

Como se constata, os problemas de saneamento básico em São Luís não estão na falta de uma política legalmente constituída, pois além dos instrumentos da política

federal e estadual, o próprio município, que é a Capital do estado do Maranhão, tem uma política que foi construída até antecipadamente ao marco regulatório federal do setor de saneamento.

Plano municipal de saneamento básico e a participação popular

Contudo, aquilo que deveria sair do papel e materializar-se em ações concretas parece seguir a lógica da maioria dos municípios brasileiros, que conforme demonstra o Instituto Trata Brasil (2016), somente 30% dos municípios brasileiros tinham elaborado os seus Planos de Saneamento Básico e hoje esse percentual se encontra em 41,5% de acordo com o mesmo (INSTITUTO TRATA BRASIL, 2018).

Conforme dados do Ministério das Cidades, a situação do Maranhão é uma das mais graves, pois somente uma cidade constava que tinha concluído o plano de saneamento em 2016, certamente longe de seguir as orientações da lei 11.445/2007 com relação à participação popular e o controle social. De tal maneira que os prazos para elaboração dos planos de saneamento básico já tiveram diversas prorrogações, sendo a última, por meio de um decreto, como noticiado pela imprensa maranhense:

O Decreto nº 7.217/2010, que regulamentou a Lei nº 11.445/2007, prorrogou o prazo de entrega dos PMSB's de 2010 para dezembro de 2013, ao estabelecer que a partir do exercício financeiro de 2014, a existência do plano seria condição para o acesso a recursos orçamentários da União. Este prazo, porém, foi novamente prorrogado para o exercício financeiro de 2016 (Decreto Federal nº 8.211/2014), passando a valer a data final de entrega dos planos para 31 de dezembro de 2015, que foi prorrogada mais uma vez para 31 de dezembro de 2017, por meio do decreto nº 8.629/2015. (O ESTADO. SÃO LUÍS, 01 de junho de 2016).

Mesmo sem a devida divulgação social, houve a tentativa de aprovação desse instrumento no ano de 2010, quando foi até elaborado por uma assessoria externa contratada para esse fim, porém longe de envolver os movimentos sociais e os populares interessados na temática, além dos próprios usuários do saneamento básico; nem mesmo chegaram a entregar o plano em um determinado tipo de conselho de saneamento ou de meio ambiente, ou até mesmo no conselho das cidades. Ou seja, uma unidade subnacional, com uma população que supera 1 milhão (IBGE, 2010) e cuja maioria (95%) reside na zona urbana e contém 277.153 domicílios ocupados de um total de 305.629 recenseados pelo IBGE³ em 2010.

Contudo, no dia 08 de agosto de 2017, o prefeito de São Luís aprova, por meio do Decreto nº 49.347, o plano de saneamento básico do município, fazendo uso dos estudos já existentes, de 2010 a 2012, com as seguintes metas: Índice de cobertura por rede de distribuição de água com previsão de 91% em 2012 e a universalização dos serviços com 100% de cobertura para o ano de 2042. Quanto aos índices de perdas, assume o

3. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Fundação pública instituída em 1934, no governo do Presidente Getúlio Vargas.

compromisso de sair dos 68% em 2012, para chegar aos 25% no ano de 2042. No que tange ao índice de hidrométrico, passar de 30% existente em 2012 para 100% em 2021. Índice de desativação dos poços isolados chegar a 47% no ano de 2021 e com o objetivo de atingir 95% em 2042. Índice de cobertura por rede coletora de esgotos chegarem a 92% no ano de 2021, sendo que atingiria neste mesmo ano, a 80% de tratamento do esgoto. (SÃO LUIS, 2017).

Parece que o quadro de pobreza existente na zona urbana e rural tem influenciado no baixo nível de participação popular e ausência de planejamento que possibilite a superação dos atuais indicadores de saneamento básico, pois como nos mostra Ferreira (2014, p. 110), a população economicamente ativa é de 43,81% ou seja, 443.288 de um total de 1.011.943 habitantes, em 2010. Sendo que 69,43% recebem de ¼ do salário mínimo a dois mínimos e 0,75% recebem mais que 30 salários mínimos, o que representa 3.343 pessoas. Assim, o quadro de pobreza também resulta da violação de direitos fundamentais para o desenvolvimento da vida, com bem estar social e salubridade ambiental para uma parte significativa da população ludovicense.

Evidente que não se pode acreditar que a pobreza, por si só, seja esse elemento desmobilizador, mas certamente pode ser a pobreza um problema de limitações de capacidades e deve-se levar em conta em relação às mobilizações sociais; contudo, nunca uma justificativa para evitar a participação popular na construção do seu próprio destino. Entretanto, vale lembrar que o plano de saneamento básico serve para construir, obrigatoriamente, um diagnóstico e a partir dele podem-se montar as metas de contingenciamento e de curto, médio e longo prazo para solucionar os graves problemas da escassez de serviços de saneamento básico, sobretudo no caso da drenagem urbana e do esgotamento sanitário.

São Luís sustentava índices preocupantes de oferta desses serviços. Trata Brasil (2014) em um *ranking* das 100 maiores cidades do país em 2014. São Luís, a capital do Maranhão, era a 79ª colocada em oferta de serviços de água tratada a 88,02% dos habitantes, 47,09% da população tem acesso à coleta de esgoto e somente 4,03% do esgoto era tratado até o ano de 2014. Problema esse que vem sendo superado com lentidão e certamente é de grande importância o uso do planejamento entre outras ações estruturais e estruturantes, mas o problema do planejamento nas gestões municipais tem sido objeto de estudo do qual as pesquisas apontam que a participação popular em planos diretores a exemplo do município de São Luís até o de 2006 era inexistente:

O plano seguinte, 15 anos depois o primeiro a ser elaborado de forma participativa por exigências constitucional, contou com poucos cinco meses-maio a outubro de 2006- para atender as demandas de uma capital que alcançava 1 milhão de habitantes e forte influencia como metrópoles da Ilha do Maranhão. Contando com órgãos de planejamento e gestão bem estruturados, o PD foi elaborado sob a coordenação do Conselho das Cidades e suporte técnico do IPPLAM. Apesar da precariedade da base de

dados disponível, o Plano definiu o macrozoneamento urbano, classificando bairros segundo demanda e potencial, mas se omitiu com relação à Lei de Zoneamento, aos instrumentos do estatuto da Cidade e as políticas setoriais de habitação, saneamento e mobilidade. (BURNETT, 2016, P. 89).

De tal maneira que precisamos analisar, por meio de estudos e pesquisas o porquê da ausência do planejamento no setor de saneamento básico, com a devida participação popular e controle social. Visto que o marco regulatório tanto federal, estadual quanto municipal orienta para tal e podem corretamente colaborar para reverter o atual quadro, muito embora a situação cultural no país:

[...] o Brasil carrega uma cultura da época do império, passando pela República Velha e Nova e também pelas tendências tecnocratas, além do mais temos uma cultura de importação de ideias antes da Europa e hoje dos EUA como referência de modelo de Estado e de planejamento. Outro aspecto é a falta de projeto da elite brasileira para uma reforma urbana e que leva à inexistência das possibilidades de planejamentos democráticos e permanentes, em função também do funcionamento do Estado baseado nas ideias neoliberais. O certo é que o poder econômico sempre é mais forte que a lei. (MARICATO, 2001, p. 55, 56, 57).

Evidente que reconhecemos as dificuldades em muitas cidades, como diz Santos (2009, p.105): “com diferença de grau e de intensidade, todas as cidades brasileiras exibem problemáticas parecidas. Seu tamanho tipo de atividade, região em que se inserem etc. são os elementos de diferenciação, mas, em todas elas, problemas como o do desemprego, da habitação, dos transportes, do lazer, da água, dos esgotos, da educação e saúde são genéricos e revelam enormes carências”. Então, precisamos refletir sobre tal situação, mas deve-se levar em consideração que São Luís, embora tenha avançado no *ranking* do saneamento e estando entre as 100 maiores cidade do Brasil, pelo censo realizado pelo Instituto Trata Brasil (2015), uma vez que saiu da posição 79^a, em 2010, para a 76^a posição, em 2016, com os seguintes indicadores: população com água tratada - 85,31%; e coleta de esgoto somente 48,35%, mas deste total, apenas 8,7% eram tratados até 2015. Atualmente, o número deve sofrer alterações para mais, haja vista a inauguração da Estação de Tratamento Vinhais (CAEMA, 2016), que recebe esgoto de vários bairros da cidade em tela.

5 | CONCLUSÃO

Desde 1988 que se iniciou a constituição de um arcabouço jurídico tratando do saneamento básico e a partir de janeiro de 2007 estabeleceu-se a lei geral do saneamento básico, conhecida como o marco regulatório, conformando um arcabouço político e institucional em favor do desenvolvimento de medidas no saneamento básico, mas precisar-se-á estimular mobilizações sociais e acadêmicas que possam contribuir para ser colocada em prática a política estadual de saneamento instituída na lei nº 8.923, de janeiro de 2009.

E também fazer o município de São Luís efetivar o Sistema de Saneamento Básico já contido na lei 4.516/2005 e, sobretudo a formulação do Plano de Saneamento Básico, com a efetiva participação popular.

A construção dessa discussão é fundamental e devem-se mobilizar os usuários e os trabalhadores do setor, além da comunidade acadêmica para levar o poder público a efetivar suas responsabilidades presentes no marco regulatório, elaborar o plano de saneamento básico com a mais ampla democracia. Isso, não como uma peça de gaveta, mas como um instrumento que contribua para a universalização dos serviços de forma integral, pois a inexistência de plano de saneamento construído com a participação popular é, possivelmente, fruto da resignação popular que só colabora com o agravamento dos problemas no atual contexto. Porém, faz-se necessário entender que o próprio marco regulatório é uma espécie de trama para facilitar a participação do capital privado, de forma segura no setor de saneamento básico, haja vista suas características de serviços públicos e uma natureza de monopólio, o que necessariamente não permite uma concorrência perfeita na produção e venda dos serviços.

Dentre as modalidades de participação e controle social, destacam-se as audiências públicas, consultas, participações em conferências, grupos de trabalho, comitês, conselhos, seminários, ou outro meio que possibilite o fortalecimento da universalização dos serviços de saneamento básico, haja vista a existência de um marco legal que assegura a constituição de um Sistema de Saneamento Básico; as conferências e os planos de saneamento básico contidos na lei 4.516 de 2005, fortalecido na lei federal 11.445/2007 também são referências essenciais.

Como se observou, já existe certa quantidade de normas que conformam um espetacular arcabouço jurídico e institucional em favor do desenvolvimento de ações no saneamento básico, mas precisar-se-á organizar mobilizações sociais e acadêmicas que possam contribuir para ser colocado em prática o sistema de saneamento básico, no mínimo em base à lei: 4516/2005 e, sobretudo, a formulação do plano de saneamento básico com a efetiva participação popular no que tange ao abastecimento de água, esgotamento sanitário, drenagem de águas pluviais e a questão dos resíduos sólidos. Entretanto, também deve se refletir sobre as possibilidades de ruptura com o modelo de prestação de serviços, em base às regras de mercado, por meio do marco regulatório em quem sabe pensar em algo que assegure na constituição e na lei regras de universalização dos serviços de saneamento ambiental, enquanto uma política pública acessível a todos e todas.

A construção dessa discussão é fundamental e devem-se mobilizar os principais sujeitos sociais que são os usuários e os trabalhadores, ou seja, a população usuária, além da comunidade acadêmica e os trabalhadores em geral, e fazer o poder público tomar suas responsabilidades diante do atual marco regulatório na constituição de grandes mobilizações participativas para elaborar o plano de saneamento municipal de saneamento básico da capital do Maranhão. Isso, não como uma peça de gaveta, mas como um instrumento que

contribua para a universalização dos serviços de forma integral, pois essa situação da inexistência de um plano de saneamento construído com a participação popular e controle social são injustificáveis em termos de um município da importância que é São Luís, com uma população superando a casa de um milhão de habitantes e carentes dos serviços de saneamento básico, vivendo nessa resignação, que só colabora com o agravamento dos problemas no contexto do atual marco regulatório do saneamento.

Podem-se realizar as diversas técnicas de participação social nas quais se faz importante o envolvimento da (os) Assistentes Sociais, profissionais que possuem as expertises no uso de ferramentas de mobilização popular, tipo entrevistas, grupos focais, diagnósticos participativos, pesquisas de opinião, etc. Porém o mais interessante será a mobilização dos sujeitos sociais, ou seja, as organizações sindicais, comunitárias, populares e acadêmicas. Dentre as modalidades de participação e controle social, destacam-se as audiências públicas, consultas, participações em conferências, grupos de trabalho, comitês, conselhos, seminários, ou outro meio que possibilite o fortalecimento da universalização dos serviços de saneamento básico em São Luís do Maranhão, haja vista que já existe um marco legal que assegura a constituição de um sistema de saneamento básico; as conferências e os planos de saneamento básico, contido na lei 4516 de 2005, ratificado na lei federal 11.445/2007.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, Wanderley J. Machado de. **Abastecimento de água e a população urbana: uma avaliação do PLANASA**. Rio de Janeiro: IPEA, 1977.

ALOCHIO, L. H. A. **Direito do Sanemaneto: Introdução à Lei de diretrizes Nacional do Saneamento Básico**(Lei federal nº11.445/2007. Campinas/SP: Millennium, 2007.

ANJOS NETO, Sergio Pereira dos. Aspectos histórico e diagnóstico técnico operacional do sistema de esgotos sanitários de São Luís. São Luís, CAEMA, 2006.

ANJOS, Marilene de Jesus Oliveira dos Pires, Lívia Maria dos anjos. Estudos sobre a Companhia de Água e Esgoto do Maranhão-CAEMA, 2000.

BRASIL, Decreto nº 7.217, de 21 de junho de 2010. Regulamenta a Lei no 11.445, de 5 de janeiro de 2007, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico, e dá outras providências. **DOU**, Brasília, 2010a. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/Decreto/D7217.htm>. Acesso em: 4 agosto. 2017.

BRASIL, T. **Estudo mostra que avanços em saneamento básico das Capitais nos últimos 5 anos foi insuficiente para tirar o Brasil do atraso histórico**. Instituto Trata Brasil. Brasília , p. 15. 2015.

BRASIL. Constituição (1988). **Constituição da República Federativa do Brasil**. Brasília: Senado Federal, 1988.

BRASIL, I. T. Ranking do Saneamento 2014. **Trata Brasil saneamento é saúde**, 2014. Disponível em: <<http://www.tratabrasil.org.br/component/estudos/itb/ranking-do-saneamento-2014>>. Acesso em: 10 dezembro 2018.

BRASIL, I. T. 41,5% dos municípios possui o Plano Municipal de Saneamento Básico, regulamentado ou não. **Planos de Saneamento**, 2018. Disponível em: <<http://www.tratabrasil.org.br/saneamento/principais-estatisticas/no-brasil/planos-de-saneamento>>. Acesso em: 10 dezembro 2018.

BRASIL, T. O que é saneamento. **Saneamento é saúde**, 2018. Disponível em: <<http://www.tratabrasil.org.br/saneamento/o-que-e-saneamento>>. Acesso em: 10 dezembro 2018.

BRASIL, I. T. 41,5% dos municípios possui o Plano Municipal de Saneamento Básico, regulamentado ou não. **Planos de Saneamento**, 2018. Disponível em: <<http://www.tratabrasil.org.br/saneamento/principais-estatisticas/no-brasil/planos-de-saneamento>>. Acesso em: 10 dezembro 2018.

BRASIL. **Manual de saneamento do ministério da saúde fundação nacional de saúde**. São Paulo, 2004. 408 paginas

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Plano Nacional de Saneamento Básico – PLANSAB – (Proposta de Plano)**. Brasília, 2011d. Disponível em: <<http://www.cidades.gov.br/plansab>>. Acesso em: 5 agosto. 2017.

BURNETT, Carlos Frederico Lago... [et al.]. **Planejamento e gestão das cidades no Maranhão: o executivo municipal e o controle do solo urbano**. São Luís - MA. EDUEMA, 2016.

DIEESE, **Departamento Intersindical de Estatísticas e Estudos Socioeconômicos. Visão geral dos serviços de água e esgotamento sanitário no Brasil**. São Paulo: Estudos e pesquisas, DIEESE, 20116.

FERREIRA, Antônio José Araújo. **A produção do espaço urbano em São Luís do Maranhão: passado e presente; há futuro?** São Luís - MA. EDUFMA, 2014.

IBGE. IBGE-CIDADES. **IBGE-CIDADES-MARNHÃO-SÃO LUÍS**, SENSO 2010. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ma/sao-luis/panorama>>. Acesso em: 10 dezembro 2018.

MARANHÃO, G. D. E. D. Caema entrega nova Estação de Tratamento de Esgoto Vinhais. **Maranhão de todos nós- agencia de noticias**, 2016. Disponível em: <<http://www.ma.gov.br/agenciadenoticias/sala-de-imprensa/caema-entrega-nova-estacao-de-tratamento-de-esgoto-vinhais>>. Acesso em: 10 dezembro 2018.

MARANHÃO. **LEI Nº 8.923 DE 12 DE JANEIRO DE 2009**. Institui a Política Estadual de Saneamento Básico – PESB disciplina o convênio de cooperação entre entes federados para autorizar a gestão associada de serviços públicos de saneamento básico, e dá outras providências. Disponível: <http://www.stc.ma.gov.br/legisla-documento/?id=2578>>. Acesso em 10 de agosto de 2017 às 23h11min horas.

MARICATO, Ermínia. **Brasil, Cidades: alternativas para crise urbana**. 2ª Edição. Petrópolis, RJ: Vozes, 2001.

PRAZERES, Maria das Graças do Nascimento et al: **construindo a cidade**: os discursos oficiais referentes aos bondes elétricos na primeira república em são luís/ma.Universidade Federal do Pernambuco- UFPE. X encontro nacional de história oral. 2010.

SANTOS, Lourival Santana; ARAÚJO, Ruy Belém. **História Econômica Geral e do Brasil**: capitalismo concorrencial. São Cristóvão/SE: CESAD, 2011.

SANTOS, Milton. **A urbanização brasileira**. 5ª Edição. São Paulo: Edusp, 2009.

SÃO LUÍS. **Lei nº 4.516 de julho de 2005**: dispõe sobre a política municipal de saneamento. Leis municipais. São Luís, 2005. Disponível em: <<https://leismunicipais.com.br/a/ma/s/sao-luis/lei-ordinaria/2005/452/4516/lei-ordinaria-n-4516-2005-dispoe-sobre-as-politica-municipal-de-saneamento>>. Acesso em: 10 Novembro 2018.

SÃO LUÍS. Decreto nº 49.347 de 08 de agosto de 2017- Prefeitura Municipal de São Luís-Maranhão institui o Plano de saneamento básico. **Diário Oficial do município**, 2017.

SISTEMA DE INFORMAÇÃO DE SANEAMENTO BÁSICO NO BRASIL: DO SNIS AO SINISA

Data de aceite: 01/10/2020

Data de submissão: 07/07/2020

Marise Teles Condurú

Universidade Federal do Pará. Faculdade de
Biblioteconomia
Belém - Pará
<https://orcid.org/0000-0003-4545-4199>

José Almir Rodrigues Pereira

Universidade Federal do Pará. Faculdade de
Engenharia Sanitária e Ambiental
Belém - Pará
<http://orcid.org/0000-0002-3144-1787>

João Diego Alvarez Nylander

Universidade Federal do Pará. Programa de
Pós-Graduação em Engenharia Civil
Belém - Pará
<http://orcid.org/0000-0001-6587-2019>

Rafaela Carvalho da Natividade

Universidade Federal do Pará/Graduação de
Biblioteconomia
Belém - Pará
<https://orcid.org/0000-0002-2891-0634>

RESUMO: Analisa o sistema de informações de saneamento básico do Governo Brasileiro e sua importância para a gestão do setor, observando a qualidade, o acesso e a aplicabilidade da informação recomendados na Política Nacional de Saneamento Básico. A pesquisa foi bibliográfica, documental e exploratória, tendo abordagem qualitativa, para contribuir com as

ações necessárias para o melhor desempenho do setor. Na análise do fluxo informacional foi constatada a necessidade de melhorar o registro e a disponibilização de dados em tempo real no atual Sistema Nacional de Informações em Saneamento (SNIS). Também o atraso na criação do Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico (SINISA) vem prejudicando a coleta, obtenção, sistematização e disseminação da informação no planejamento e na gestão do setor. Concluiu-se que a implantação do SINISA ainda é uma oportunidade para adequar o atual fluxo informacional aos objetivos e necessidades para o efetivo desenvolvimento da política pública do setor de saneamento básico no Brasil.

PALAVRAS-CHAVE: Gestão da informação, Saneamento básico, Sistemas de informação.

BASIC SANITATION INFORMATION SYSTEM: FROM SNIS TO SINISA

ABSTRACT: It analyzes the Brazilian Government's basic sanitation information system and its importance for the management of the sector, observing the quality, access and applicability of information recommended in the National Basic Sanitation Policy. The research was bibliographic, documentary and exploratory, with a qualitative approach to contribute with the necessary actions for the best performance of the sector. In the analysis of the information flow was verified the need to improve the registration and availability of data in real time in the current National Sanitation Information System (SNIS). The information flow was analyzed and verified that it needs to improve the registration and

availability of data in real time in the current National Sanitation Information System (SNIS). Furthermore, the delay in implementing the National Basic Sanitation Information System (SINISA) has hampered the collection, obtaining, systematization and dissemination of information in the planning and management of the sector. It was concluded that SINISA is an opportunity to adapt the current information flow to the objectives and needs for the effective development of public policy in the basic sanitation sector in Brazil.

KEYWORDS: Information management, Sanitation, Information systems.

1 | INTRODUÇÃO

A competência, a definição de ações e a tomada de decisão dos investimentos no setor de saneamento básico têm sido exercidas por gestores de diversos órgãos e de diferentes áreas do Governo Brasileiro, como os Ministérios do Desenvolvimento Regional, da Saúde, do Meio Ambiente (MMA), da Integração Nacional, do Turismo e da Defesa.

Essa pulverização de responsabilidades no setor tem sido agravada pela falta de sistema de informações para integrar as ações, o que resulta em dados e informações dispersos e sem a qualidade necessária para apoiar ações estruturais e estruturantes de abastecimento de água, esgotamento sanitário, manejo de resíduos sólidos e drenagem urbana nos municípios brasileiros.

Com a finalidade de melhorar a gestão da informação, os dados de saneamento básico passaram a ser gerenciados em sistemas de informação, como o Sistema Nacional de Informações em Saneamento (SNIS), criado em 1996, com dados do ano de 1995, por meio do Programa de Modernização do Setor Saneamento (PMSS), coordenado atualmente pela Secretaria Nacional de Saneamento, do Ministério do Desenvolvimento Regional, e o Sistema Nacional de Informações em Resíduos Sólidos (SINIR), previsto na Lei nº 12.305/2010, no seu Decreto Regulamentador nº 7.404/2010, e lançado em junho de 2019 como meta do Programa Lixão Zero, sob a coordenação e articulação do Ministério do Meio Ambiente.

Posteriormente, na Lei 11.445/2007 foi estabelecido o Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico (SINISA) para substituir o SNIS, mas que passados 13 anos ainda não ocorreu, bem como é muito pequeno o número de municípios brasileiros com sistema de informações do setor. Contudo, de acordo com o Ministério do Desenvolvimento Regional, o SINISA deverá substituir o SNIS a partir de 2021, com ampliação do escopo e de informações e indicadores, sendo a coleta de informações realizada com os titulares, prestadores e entes reguladores e fiscalizadores dos serviços públicos de saneamento básico (BRASIL, 2019a, 2019b).

Dessa forma, é imprescindível realizar a gestão da informação de saneamento básico, que compreende identificar o fluxo de informação no setor, desde a geração, sistematização, disseminação até o uso de informação. Isso é um desafio para a implantação de sistemas de informação locais, considerando a necessidade de uso de informação confiável, precisa, atual, completa etc., para o planejamento e tomada de decisão no setor.

E como ocorre a gestão da informação no setor de saneamento básico no Brasil? Para responder a esse questionamento, o objetivo desta pesquisa é analisar o fluxo de informações do saneamento brasileiro em base de dados governamental disponível à comunidade técnica e à sociedade em geral, com o propósito de contribuir para a implementação eficaz do novo sistema de informações para o setor, recomendado na Política Nacional de Saneamento Básico, enfatizando a qualidade, o acesso e a aplicabilidade da informação.

Para tanto, foi realizada pesquisa bibliográfica, documental e exploratória, com abordagem qualitativa, o que permitirá contribuir com a discussão das ações necessárias para o melhor desempenho do setor.

Este artigo está estruturado em quatro seções. Nesta introdução é feita contextualização do tema, bem como apresentada a questão, o objetivo e a metodologia de pesquisa. Na segunda seção aborda-se a avaliação do fluxo de informações do SNIS: em documentos do SNIS divulgados de forma impressa e pela Internet, no site www.snis.gov.br, para a análise dos procedimentos de obtenção de dados, organização e disponibilização das informações de saneamento no SNIS.

Na seção três apresenta-se análise da criação do SINISA estabelecida na Política Nacional de Saneamento Básico – observando-se aspectos que relacionem a informação no planejamento, regulação, fiscalização e controle social, solidariedade e cooperação entre os entes federados. Na seção 4 tem-se a proposta da mudança da gestão da informação no saneamento básico: do SNIS para o SINISA - proposições que complementem o atual fluxo da informação, a fim de que o novo Sistema, o SINISA, venha a contribuir com informação mais adequada, confiável e que possa ser utilizada eficientemente pelos usuários desse tipo de base de dados, e, por último, as conclusões e documentos que fundamentaram esta pesquisa.

2 | FLUXO DA INFORMAÇÃO DE SANEAMENTO BÁSICO: O SNIS

O fluxo de informações do setor de saneamento básico foi avaliado pela gestão da informação do SNIS, ou seja, pela identificação da obtenção de dados, organização e divulgação das informações do referido Sistema. Para isso, entende-se gestão da informação como o “gerenciamento de todo o ambiente informacional de uma organização” (DAVENPORT, 1994, p. 84), no caso aplicado na área do saneamento básico.

Na Figura 1 é apresentado o fluxo informacional do saneamento básico, no qual o SNIS é integrante importante para o setor. Com isso, observa-se que os prestadores dos serviços de saneamento básico são os produtores dos dados que deveriam ser registrados em sistemas locais de informação, pertencentes às prefeituras. Ao SNIS cabe coordenar a coleta, sistematização e armazenamento dos dados, visando sua disseminação por produtos e serviços. Completando o ciclo informacional, existem os usuários da informação de saneamento básico, por exemplo, gestores, agências de regulação e sociedade.

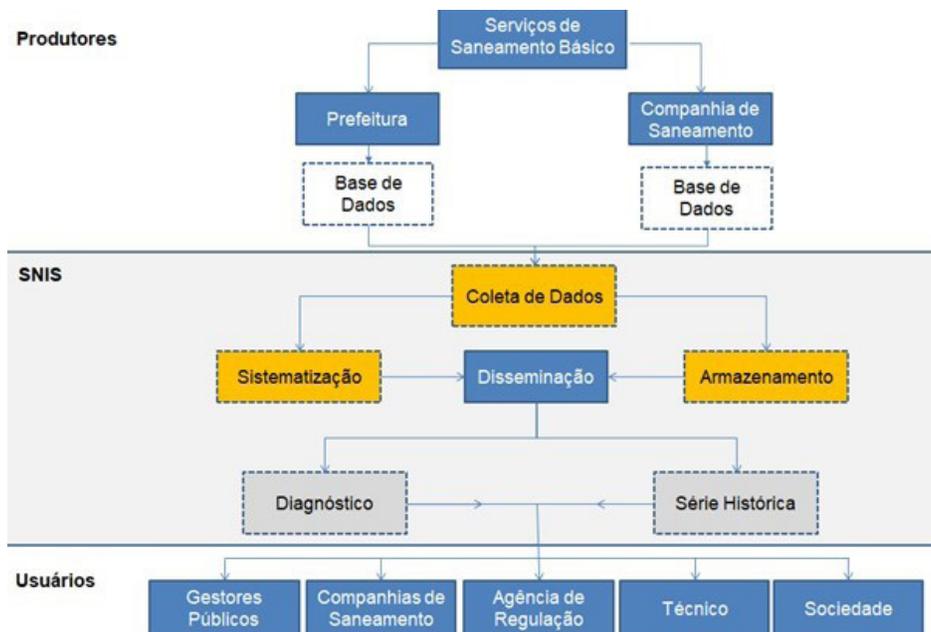


Figura 1. Ciclo informacional do saneamento básico

Fonte: Elaboração dos autores, 2020.

Para a obtenção dos dados dos municípios brasileiros, o SNIS libera o aplicativo para os prestadores e/ou municípios, responsáveis pela operação dos serviços de saneamento, iniciarem o preenchimento das informações.

A coleta dos dados é realizada anualmente com as prefeituras e/ou prestadores dos serviços, sendo para os serviços de abastecimento de água, de esgotos e resíduos sólidos exclusivamente via web, por meio do sistema denominado SNISWeb, em formulários completos (para prestadores com sistema público) ou simplificados (para prestadores com soluções alternativas e individuais), enquanto para o serviço de drenagem e águas pluviais é feita exclusivamente via internet por meio do Sistema SNIS-AP. Entretanto, essa coleta acontece com atraso de um ano, por exemplo, em 2020 estão sendo coletados os dados dos quatro componentes do saneamento básico disponíveis no SNIS.

Contudo, o início da coleta dos dados dos quatro componentes do saneamento básico foi realizado em períodos diferenciados no SNIS. Para o abastecimento de água e esgotamento sanitário, os primeiros dados foram coletados em 1996, enquanto para o manejo de resíduos sólidos em 2004 e para o manejo de águas pluviais em 2017.

No que se refere à organização das informações, no SNIS são sistematizados os dados para formar a base de dados de série histórica e o documento com diagnóstico dos serviços de saneamento básico (BRASIL, 2020). Esses dados são estruturados como agregados (formada pelos dados do conjunto de municípios atendidos por determinado

prestador), desagregados (informações dos prestadores de serviços de cada município atendido) e municipais (informações dos municípios, não sendo apresentados os prestadores dos serviços) para os componentes abastecimento de água e esgotamento sanitário, enquanto para os resíduos sólidos apenas em base de dados municipais. Quanto ao manejo de águas pluviais não existe a base de dados de série histórica, o que é compreensivo, em razão de sua recente inclusão no SNIS.

As informações do SNIS são disponibilizadas em base de dados totalmente pública e gratuita no site www.snis.gov.br, sendo disponibilizadas as Séries Históricas dos componentes abastecimento de água, esgotamento sanitário e resíduos sólidos, o Diagnóstico dos serviços de água e esgoto, o Diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos e o Diagnóstico de drenagem e manejo das águas pluviais.

Na Série Histórica pode-se consultar as informações e os indicadores do SNIS, desde o primeiro ano de coleta, isto é, 1995, até o atual, 2018. Também é possível realizar o cruzamento dos dados de cada componente.

Ainda é oportuno ressaltar a defasagem de dois anos entre os dados coletados no SNIS e sua publicação na base de dados da série histórica e no diagnóstico dos quatro componentes do saneamento básico. Por exemplo, os dados coletados de abastecimento de água e de esgotamento sanitário em 1998 somente foram publicados e disseminados no ano 2000. Da mesma forma, os dados de todos os componentes do ano 2017 somente foram conhecidos em 2019. Por outro lado, já se percebe a preocupação de solução desse problema de atualidade no SNIS, visto que os dados coletados em 2018 foram publicados em 2019.

Além disso, no SNIS ainda não são disponibilizadas informações importantes para o planejamento e a gestão do setor, como o consumo e a despesa de energia elétrica nos horários de ponta e fora de ponta, o volume captado de água por tipo de manancial, o número e tipo das estações de tratamento de esgoto sanitário, a relação da área inundada com a área urbana total etc.

Compreendendo a situação informacional do setor e a importância do SNIS, alguns aspectos precisam ser reavaliados para favorecer o uso dos dados disponibilizados.

Em estudo realizado em 2012, foram identificados 15 problemas no SNIS que contribuem para a redução da qualidade da informação em saneamento básico, sendo identificados, por meio da análise de Pareto, cinco problemas considerados vitais e que influenciam os demais problemas, sendo eles: a) falta de interação com outras áreas; b) demora na disseminação das informações; c) falta de detalhamento da informação; d) forma de coleta inadequada; e) organização ineficaz da informação (CONDURÚ, 2012).

A falta de interação com outras áreas prejudica a atuação e ações do Estado para melhoria da qualidade de vida da sociedade. Por exemplo, os principais dados de saúde deveriam ser relacionados com os de saneamento básico nesse sistema de informação, para conhecimento da real situação do município. Assim, essa é uma fragilidade do SNIS.

Quanto à periodicidade, no estudo também se observa como é demorada a disseminação das informações, uma vez que o SNIS ainda precisa reduzir a lacuna da atualização de seus dados de referência em relação a sua publicação (CONDURÚ, 2012), muito embora essa defasagem tenha diminuído de dois para um ano na última publicação, ou seja, os dados de 2018 foram publicados em 2019 e os de 2019 estão sendo coletados em 2020.

Para a forma de coleta, observou-se que é inadequado o fornecimento voluntário de dados pelos prestadores de serviços e municípios convidados a participar do Sistema, pois o ideal é que a atualização do banco de dados do SNIS seja realizada de forma contínua com informações dos prestadores de serviços do país, ou seja, sem defasagem no tempo para publicação.

A falta de detalhamento da informação no SNIS foi constatada com a ausência de dados dos diferentes sistemas de cada componente existentes nos municípios, o que prejudica as ações para tomada de decisão por parte do gestor e conhecimento da própria sociedade.

A inadequada organização da informação no SNIS foi percebida pela necessidade dos dados serem mais completos e descrever cada sistema de saneamento básico individualmente, o que impede a organização necessária dos dados gerados pelos sistemas de saneamento.

No próximo item será apresentada a criação do SINISA para a gestão dos serviços de saneamento básico, levantando os aspectos que relacionem a informação no planejamento, regulação, fiscalização e controle social, solidariedade e cooperação entre os entes federados.

3 | INFORMAÇÃO NA POLÍTICA PÚBLICA DE SANEAMENTO: A CRIAÇÃO DO SINISA

A política pública é o conjunto de ações do Estado em busca de determinados objetivos e seus resultados e consequências, sendo, assim, a “ação intencional do Estado junto à sociedade” (BELLONI; MAGALHÃES; SOUSA, 2003, p. 10). Nesse sentido, ressalta-se a ação e a intenção na definição de qualquer política pública, pois as ações materializam a intenção ou propósito enunciado da política e favorecem a comunicação entre o governo e o cidadão, por servirem de base de referência para acompanhamento das políticas (HEIDEMANN, 2009).

Na política pública de saneamento básico é possível identificar a ação e a intenção do governo para a gestão da informação do setor, indicando a criação de um sistema de informação, o SINISA, o qual deverá substituir o SNIS, para o registro os dados relacionados aos serviços de saneamento básico do país, a fim de se ter as informações reunidas sobre o setor.

Importante ressaltar que algumas medidas devem ser observadas no planejamento de sistemas de informação, como o conhecimento de experiências, equipe envolvida, usuários, hardware e software (PINHEIRO, 1995).

Nesse sentido, para a criação do SINISA se faz necessário: a) conhecer as experiências locais existentes sobre sistemas e redes de informação, o que facilitará o diagnóstico e estudo de necessidades e demandas de informação; b) contar com profissionais de informação e desenvolvedores de sistemas e redes; c) ter programas sistemáticos de formação de recursos humanos, visando equipe qualificada; d) consultar usuários para a elaboração do projeto e a implantação do sistema; e) escolher hardware e software após estudos das necessidades para o Sistema.

A integração das informações em rede e em tempo real precisa ser materializada no SINISA, para solucionar o distanciamento da informação de saneamento básico entre os municípios, estados e o Governo Federal. Em pesquisa do ciclo de informação em saneamento básico no estado do Pará foi constatado que a ausência de sistemas de informação locais em seus 144 municípios e as deficiências no registro de dados nos órgãos estaduais resultam no repasse de informações inconsistentes para a formulação e implementação de políticas públicas do setor no Brasil (CONDURÚ; PEREIRA, 2017).

Também é oportuno que o SINISA melhore a transparência e a publicidade dos dados para o desenvolvimento, implementação e avaliação das políticas públicas do setor, o que permitirá atender aos órgãos e às entidades que compõem a política federal de saneamento básico.

Considerando os objetivos do SINISA de coletar e sistematizar dados, de disponibilizar estatísticas e indicadores, e de permitir e facilitar o monitoramento e avaliação da prestação dos serviços públicos de saneamento básico (BRASIL, 2007), é preciso destacar que o monitoramento e avaliação da prestação dos serviços é o ponto que difere do atual sistema vigente no país, no caso o SNIS, destacando a necessidade de buscar auditoria dos dados fornecidos e disseminados pelo Sistema, de forma sistemática, conforme preconizado na política de saneamento básico.

Na criação do sistema deve-se ter claro seu órgão gestor com estrutura adequada ao seu pleno funcionamento, equipe qualificada, definição dos membros integrantes que servirão de fontes dos dados na formação do sistema, bem como produtos e serviços que pretende-se elaborar para disseminação das informações do sistema, seja para o diagnóstico, planejamento, e regulação do setor ou para a sociedade em geral.

Cabe, ainda, à União, apoiar os titulares dos serviços de saneamento básico, ou seja, os municípios, na organização de seus sistemas locais de informação em saneamento básico. Essa ação é essencial para que os dados possam ser registrados pelos prestadores dos serviços desde sua origem, o que facilitará seu monitoramento e avaliação. Também é de responsabilidade dos titulares dos serviços estabelecer os mecanismos e os procedimentos de controle social, a fim de garantir informações à sociedade (BRASIL, 2007).

As informações do SINISA deverão ser públicas e de fácil acesso aos interessados. Embora seja apresentada a Internet como meio de divulgação, outros meios deverão ser viabilizados, pois a Internet ainda não é utilizada como esperado em todos os municípios brasileiros, sendo, portanto, muitas vezes, um limitador do acesso.

Portanto, quando da criação do SINISA é necessário corrigir as fragilidades do atual sistema, o SNIS, tendo instrumentos para que o titular dos serviços de saneamento estabeleça a política pública de saneamento. Além disso, é reforçada a articulação e melhoria com outros sistemas, como o Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH) e o SINIR, do Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2007).

No próximo item serão refletidas perspectivas para a implantação do SINISA.

4 | MUDANDO DO SNIS PARA O SINISA

O progressivo aumento da cobertura e a melhor forma de apresentação dos dados do SNIS são importantes para a futura implantação do SINISA. No entanto, na publicação de dezembro de 2019, com dados referentes ao ano de 2018, não constam todos os 5.570 municípios brasileiros. Foi identificada a ausência de informações de 424 (7,6 %) municípios brasileiros no componente abastecimento de água, de 1.520 (27,2%) municípios no componente esgotamento sanitário, de 2.102 (37,3%) municípios no componente de resíduos sólidos e de 1.967 (35,3%) municípios no componente águas pluviais.

Essa lacuna impede a representação global da situação no país, bem como demonstra os atuais desafios para garantir a participação de todos os municípios na produção da informação.

Nesse contexto, o SINISA não deve ser apenas um melhoramento do sistema existente, o SNIS, mas sim servir para a evolução esperada de qualidade e transparência da informação do setor de saneamento básico do Brasil. Para isso, o sistema federal (SINISA) deve dispor de elementos e rotinas que integrem a informação em rede, facilitando a implantação dos sistemas de informação de saneamento local (município) e regional (estado).

Ainda é essencial que o SINISA promova o compartilhamento de informações com outros sistemas, como de saúde, meio ambiente etc., para possibilitar o conhecimento e a avaliação das ações de saneamento de forma intersetorial. Como exemplo, é importante que as informações de consumo e despesa de energia elétrica nos horários de ponta e fora de ponta venham a ser utilizadas no planejamento e na gestão do setor de energia brasileiro. Outro exemplo são os dados que relacionem a cobertura dos sistemas de saneamento e as doenças de veiculação hídrica registradas no setor de saúde, pois orientarão a tomada de decisão dos recursos a serem aplicados nesses dois setores.

Contudo, isso requer a correção das atuais fragilidades do ciclo informacional, melhorando a periodicidade, a coleta e a organização detalhada da informação de cada componente.

Assim, o ideal é que no SINISA sejam solucionadas as lacunas do SNIS, ampliando o detalhamento das informações do espaço urbano e incluindo dados das condições do saneamento básico na área rural dos municípios brasileiros. Para isso, é importante que o SINISA traga a consolidação das informações desmembradas nos sistemas municipais e estadual de saneamento básico.

Além disso, a periodicidade do SINISA precisa ser instantânea, ou seja, os dados registrados *on line* devem ser sistematizados e disponibilizados em tempo real aos usuários, em fluxo constante e contínuo da informação de saneamento básico. Contudo, isso requer padronização prévia dos dados e indicadores a serem gerados, bem como equipe de apoio para a rápida identificação e correção de eventuais inconsistências nos registros *on-line*.

Essa característica de uso imediato do que foi registrado exige a remodelação das atuais ações dos produtores de informação, que passarão de convidados para atores com acompanhamento, auditoria e sujeitos a sanções em caso de falta de registro, repetição de erros e/ou inconsistência nos dados.

As sanções sugeridas deverão ser as últimas medidas a serem adotadas, podendo ir de pontos negativos na avaliação de financiamentos até a suspensão provisória no repasse de recursos do Governo Federal, condicionada a solução do problema. Naturalmente, cursos de capacitação, treinamentos e acompanhamento por técnicos do SINISA e/ou do Estado precederão quaisquer sanções. Vale citar que a co-responsabilidade do ente municipal aumentará o interesse em esclarecimento das pendências, contribuindo para aumentar a qualidade e a confiabilidade dos dados registrados no SINISA.

Portanto, na implantação do SINISA é preciso enfrentar os atuais problemas de muitos municípios brasileiros, nos quais a realidade do setor de saneamento não é bem conhecida em decorrência de fragilidades que dificultam a transferência dos dados do prestador do serviço para o próprio município. Entre esses estão a ausência e/ou deficiência de bancos de dados, de cadastros técnicos, de documentos operacionais que resultam em informações inconsistentes e, muitas vezes, estimadas por falta de mensuração.

Outras fragilidades dos municípios que precisam ser enfrentadas para a adequada funcionalidade do SINISA são na formação, composição e manutenção de quadros técnicos, na aquisição e manutenção de número suficiente de equipamentos, na disponibilidade de recursos materiais e instalações físicas compatíveis com a demanda informacional. Vale ainda ressaltar que devem ser estabelecidos mecanismos legais que evitem impactos na rotina de registro dos dados, como mudanças nas equipes locais com a posse de novos gestores municipais.

Isso facilitará a alteração do procedimento de coleta dos dados, passando da forma de convite para a obrigatoriedade de participação das Prefeituras dos Municípios, e não apenas os prestadores serem responsáveis pela inclusão dos dados. Assim, o fluxo de alimentação dos sistemas locais pelos prestadores terá o acompanhamento e validação das informações pelos técnicos das Prefeituras e do Estado, resultando em informações

mais consistentes e confiáveis nos sistemas estadual e no SINISA. Por sua vez, a equipe técnica do SINISA responderá pelo acompanhamento e esclarecimento de dúvidas, tendo, ainda de realizar auditagens periódicas em amostra de municípios.

Pelo exposto, o SINISA deverá ser um sistema *on-line* em todas as etapas do ciclo, possibilitando a utilização imediata da informação registrada, o que modificará a atual situação de longo período entre a coleta, sistematização e disseminação das informações de saneamento básico no Brasil.

5 I CONCLUSÕES

Constatou-se que a implantação do SNIS, em 1996, foi uma boa iniciativa do Governo Federal, pela finalidade de registro das informações para o conhecimento da realidade brasileira sobre o setor. Contudo, a necessidade de maior detalhamento e o longo período entre o registro e a disseminação das informações reduzem a eficiência da aplicabilidade do SNIS em diagnósticos, planos municipais, regulação e outros documentos e ações para o setor de saneamento básico.

Por isso, apesar da importância do SNIS, alguns aspectos precisam ser reavaliados para favorecer o uso dos dados disponibilizados no Sistema. Entre esses pode ser destacado o fornecimento voluntário de dados pelos prestadores dos serviços e municípios, que são convidados a participar da atualização do banco de dados do SNIS. Como parte dos produtores da informação não atendem ao convite, o SNIS ainda não dispõe de dados da totalidade dos municípios brasileiros.

Portanto, é preciso atenção na transição do SNIS para o SINISA, contribuindo para transformar a realidade do saneamento básico brasileiro, nos âmbitos federal, estadual e municipal, visando atender ao planejamento e execução de políticas públicas; à orientação da aplicação de recursos; à avaliação de desempenho dos serviços; ao aperfeiçoamento da gestão, em busca de eficiência e eficácia; à orientação de atividades regulatórias e de fiscalização; à contribuição para o controle social; à utilização de seus indicadores como referência para comparação e para medição de desempenho no setor saneamento brasileiro.

Pelo exposto, as proposições apresentadas neste trabalho para o fluxo de informação visam contribuir para que o SINISA venha a ser efetivamente utilizado e sem defasagem temporal, tendo a confiabilidade, a qualidade, o acesso e a aplicabilidade da informação em consonância com o estabelecido na Política Nacional de Saneamento Básico.

AGRADECIMENTOS

À “Rede Transamazônica de Cooperação em Informação e Conhecimento para o Desenvolvimento Sustentável”/ PROCAD-AM, em que está vinculado o Projeto de pesquisa da Universidade Federal do Pará “Sistemas de Informação como Instrumentos das Políticas Públicas de Saúde, Saneamento e Meio Ambiente”.

REFERÊNCIAS

BELLONI, I.; MAGALHÃES, H.de; SOUSA, L.C.de. **Metodologia de avaliação em políticas públicas: uma experiência em educação profissional**. 3. ed. São Paulo: Cortez, 2003.

BRASIL. Lei n. 11.445, de 5 de janeiro de 2007. 2007. Disponível em: http://www.ceset.unicamp.br/~marta/ST%20501/Lei_Federal_n%C2%BA_11445.pdf. Acesso em: 2 dez. 2018.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. **Concepção**. 2019a. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/concepcao/>. Acesso em: 5 jul. 2020.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. **Conheça o SNIS**. Disponível em: <http://app4.mdr.gov.br/serieHistorica/>. Acesso em: 5 jul. 2020.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. **Implementação**. 2019b. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/implementacao>. Acesso em: 5 jul. 2020.

CONDURÚ, M.T. **Análise da qualidade da informação no setor de saneamento básico**: em busca da inteligência estratégica. 2012. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Sustentável do Trópico Úmido) – NAEA, UFPA, Belém, 2012.

CONDURÚ, M.T.; PEREIRA, J.A.R. Gestão da informação em saneamento básico no Estado do Pará sob o enfoque do ciclo informacional, **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 6, p. 1225-1232, nov./dez. 2017.

DAVENPORT, T.H. **Reengenharia de processos**: como inovar na empresa através da tecnologia da informação. 5. ed. Rio de Janeiro: Campus, 1994.

HEIDEMANN, F.G. Do sonho do progresso às políticas de desenvolvimento. In: HEIDEMANN, F.G.; SALM, J.F. (org.) **Políticas públicas e desenvolvimento**: bases epistemológicas e modelos de análise. Brasília: Ed. UNB, 2009. p. 23-39.

PINHEIRO, L.V.R. **Redes e sistemas de informação**: interação e integração. [Rio de Janeiro: s. n., 1995]. Trabalho encomendado pela Biblioteca Nacional.

CAPÍTULO 12

AVALIAÇÃO DO ÍNDICE DE CARÊNCIA HABITACIONAL NA ZONA NORTE DE NATAL, METRÓPOLE BRASILEIRA

Data de aceite: 01/10/2020

Data de submissão: 05/08/2020

Ruan Henrique Barros Figueredo

Universidade Federal Rural do Semi-Árido,
Centro de Engenharias
Mossoró – RN
<http://lattes.cnpq.br/4222158174273718>

Vinícius Navarro Varela Tinoco

Universidade Federal Rural do Semi-Árido,
Centro de Engenharias
Mossoró – RN
<http://lattes.cnpq.br/7222549742841551>

Rogério Taygra Vasconcelos Fernandes

Universidade Federal Rural do Semi-Árido,
Departamento de Ciências Animais
Mossoró – RN
<http://lattes.cnpq.br/3025443312175095>

Brenno Dayano Azevedo da Silveira

Universidade Federal Rural do Semi-Árido,
Departamento de Atenção à Saúde do Servidor
Mossoró – RN
<http://lattes.cnpq.br/1996368064445737>

Almir Mariano de Sousa Junior

Universidade Federal Rural do Semi-Árido,
Departamento de Engenharia e Ciências
Ambientais
Mossoró – RN
<http://lattes.cnpq.br/5683392306442410>

RESUMO: O presente trabalho tem como objetivo analisar a situação do saneamento básico na Zona Norte da cidade de Natal, por meio do Índice de Carência Habitacional – ICH proposto pelo Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano e Regional (IPPUR), que leva em consideração os serviços de abastecimento de água, coleta de esgoto e coleta de resíduos sólidos. Os resultados obtidos mostram que, no geral, o bairro Igapó possui o melhor índice, e o bairro Nossa Senhora da Apresentação, apresentou o pior, decorrente principalmente de seu baixo ICH da instalação sanitária, que apresenta um extremo índice de carência.

PALAVRAS-CHAVE: Qualidade de moradia, Saneamento Básico e Planejamento Urbano e Regional.

EVALUATION OF THE HOUSING NEED INDEX IN A SUBURB OF NATAL, BRAZILIAN METROPOLIS

ABSTRACT: The objective of this study was to analyze the situation of basic sanitation in the Northern Zone of the city of Natal, through the Housing Impairment Index (ICH) proposed by the Institute of Urban and Regional Planning and Research (IPPUR), which takes into account the supply services collection of sewage and solid waste collection. The results show that, in general, the Igapó neighborhood has the best index, and the neighborhood Nossa Senhora da Apresentação, presented the worst, mainly due to its low ICH of the sanitary installation, which presents an extreme index of grace.

KEYWORDS: Housing Need Index, Urban and Regional Planning and Research Institute.

1 | INTRODUÇÃO

Serviços inadequados de saneamento básico são a causa de diversas doenças transmitidas pela água, cuja qualidade é afetada pela disposição inadequada dos resíduos produzidos pela população. Desta forma, estima-se que a deficiência nos serviços de saneamento básico seja responsável por cerca de 80% das doenças e 65% das internações hospitalares no país (Moreira, 1996), o que é resultado da proliferação de patógenos de veiculação hídrica.

Até 1970, o Brasil não tinha tanta preocupação com relação ao saneamento básico (Figueiredo e Ferreira, 2017), esse cenário começou a mudar com a criação do Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANASA), financiado pelo Banco Nacional da Habitação (BNH), onde o mesmo definiu o modelo institucional do setor e subsidiou a criação das Companhias Estaduais de Saneamento Básico. O PLANASA precisou ser interrompido em 1990, devido à falta de investimento por causa da crise financeira sofrida pelo país, a partir dessa data, os municípios tiveram dificuldade no desenvolvimento. Os municípios que tiverem uma taxa de crescimento maior, apresentam hoje, inúmeras deficiências no abastecimento de água, destinação do lixo e tratamento de esgoto.

Sabendo da tamanha importância do abastecimento de água e do esgotamento sanitário, as nações unidas reconheceram como direitos humanos fundamentais o acesso a água e ao saneamento, em 2010.

Entretanto, tidas normalmente como um assunto de baixo “apelo popular e político”, as ações voltadas para o saneamento básico têm sido historicamente relegadas ao segundo plano, o que resulta no estado atual em que o nível de atendimento dos serviços de saneamento básico ainda estão muito aquém do considerado ideal para a maioria dos municípios. De acordo com a OMS, estima-se que a cada um dólar investido em água e saneamento 4,3 dólares são economizados em custos com saúde no mundo. Um dado que mostra o quão é importante o investimento em tais áreas não somente economicamente, mas também na saúde (Nações Unidas Brasil, 2014).

Este quadro é ainda mais grave em regiões próximas às periferias das áreas urbanas, onde a ausência de ações de ordenamento e serviços básicos por parte do poder público associado às recorrentes ocupações irregulares resultam em situações de risco sanitário para a população, o que torna a avaliação do nível de atendimento destes serviços essencial, de forma a subsidiar ações por parte dos gestores públicos e da comunidade.

Esse estudo tem como objetivo calcular o Índice de Carência Habitacional – ICH, que indica a qualidade das funções primárias do saneamento básico, usando a Zona Norte de Natal-RN como área para estudo de caso e posteriormente discutir e analisar seus resultados. Considerando que o saneamento é de extrema importância para a saúde humana e sabendo que sua falta, má gestão ou execução, pode causar vários problemas e doenças.

2 I MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A Zona Norte do Município do Natal, capital do Rio Grande do Norte, tem sido objeto de estudos para a preparação de um projeto de Regularização Fundiária, conforme lei nº 13.465/2017, sob parceria celebrada entre o Governo do Estado e a Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), sob responsabilidade do núcleo de pesquisa e extensão do Acesso à Terra Urbanizada, que divulga os dados levantados para compor este projeto. Sabendo disso e que a área é historicamente a região mais vulnerável da capital do estado, a mesma foi escolhida como área alvo deste estudo, para que possam ser investigadas se tais vulnerabilidades se estendem ao escopo da infraestrutura física pública da cidade.

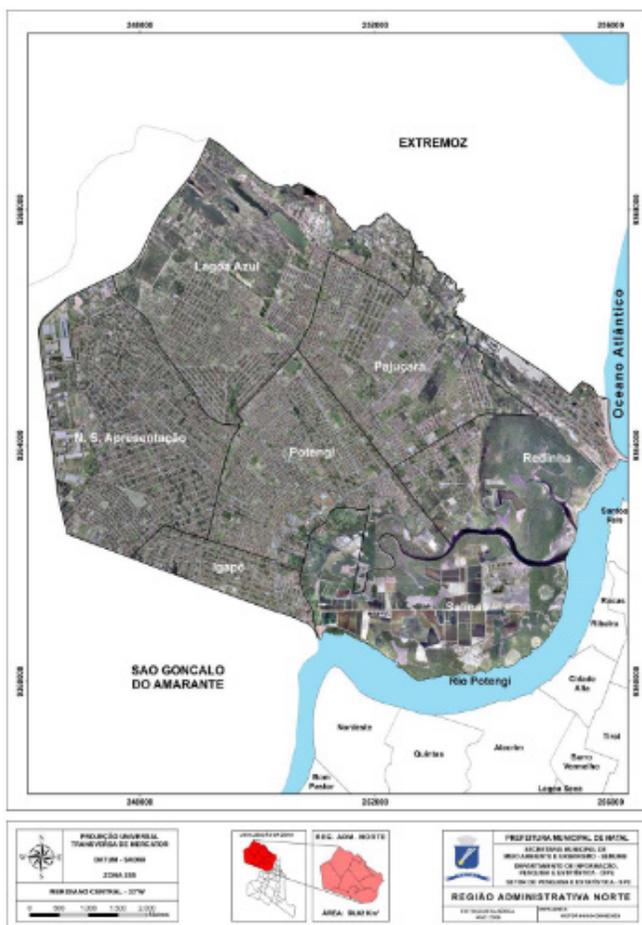


Figura 1. Recorte espacial da Zona Norte do município de Natal-RN

Fonte: Natal Mapas Aerofotogramétricos, Natal 2007.

A área de estudo escolhida foi a Zona norte da cidade do Natal - RN, delimitada com base no plano diretor da cidade (Figura 1), que conta com mais de 17.281 domicílios e tem população estimada 360.122 mil habitantes para o ano de 2017 (IBGE, 2010). Portando uma área de 5.889 hectares, é composta por 7 bairros: Igapó, Salinas, Potengí, Nossa Senhora da Apresentação, Lagoa Azul, Pajuçara e Redinha. Limita-se ao Norte com o município de Extremoz, ao Sul com o Rio Potengí, a Leste com o Rio Potengi e o Oceano Atlântico e a Oeste com o município de Extremo. Apresentação, Lagoa Azul, Pajuçara e Redinha. Limita-se ao Norte com o município de Extremoz, ao Sul com o Rio Potengí, a Leste com o Rio Potente e o Oceano Atlântico e a Oeste com o município de Extremo.

2.2 Determinação do ICH

O presente trabalho utilizou como principais fontes de dados: IBGE, Natal Mapas Aerofotogramétricos (NATAL, 2007), Secretaria Municipal de Meio Ambiente e Urbanismo e a revisão do plano diretor “conheça melhor seu bairro” (NATAL, 2017). A metodologia adotada foi a proposta pelo Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano e Regional (IPPUR) da Universidade Federal do Rio de Janeiro para que seja possível calcular o índice de carência habitacional – ICH que fornece um quadro sobre a qualidade dos serviços coletivos prestadas pelo município na área estudada.

O índice é composto por três variáveis: abastecimento de água, tipo de esgotamento sanitário e destinação do lixo, que são classificados como adequados ou inadequados de acordo com os parâmetros propostos pelo IBGE. Essa classificação é dada do seguinte modo:

	Adequado	Inadequado
Abastecimento de água	Rede Geral com Canalização, Rede Geral com Canalização só no Terreno, Poço com Canalização.	Poço com Canalização só no Terreno, Poço sem Canalização e Outros.
Tipo de esgotamento sanitário	Rede Geral e Fossa Sêptica.	Fossa Rudimentar; Vala Negra, Rio, Lago ou Mar, Outro e Sem Banheiro ou Sanitária.
Destinação dos resíduos sólidos	Coletado Direto e Coletado Indireto.	Queimado, Enterrado, Jogado no terreno, Jogado em rio, lago ou mar e Outros.

Tabela 1. Variáveis e Classificações das variáveis:

Fonte: IPPUR, 2003.

A fórmula do ICH é dada por: $\frac{X - 100}{0 - 100}$, onde x é o valor observado e condiz ao percentual do determinado atributo inadequado encontrado nos domicílios, desta forma, quanto menor o percentual, melhor situação, sendo (0%) o melhor valor, analogamente, (100%) é o pior valor. Levando em consideração a prioridade de cada item, é dado um peso

ao ICH de cada variável, para assim, calcular por meio de média ponderada o índice final, no qual o ICH da água tem peso 3, ICH do esgoto tem peso 2 e o ICH do lixo tem peso 1.

O ICH assim como no IDH, tem valores menores para piores resultados, e deve ficar entre 0 e 1, tendo três classificações, tais quais:

- $0 \leq \text{ICH} < 0.5$, extremo índice de carência;
- $0.5 \leq \text{ICH} < 0.8$, alto índice de carência;
- $0.8 \leq \text{ICH} \leq 1$, baixo índice de carência.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Zona Norte da cidade de Natal é a mais populosa da capital, com 38,8% da população e com a maior taxa de crescimento demográfico. Apesar disso, é a região com a menor renda média per capita. O crescimento populacional acelerado somado às condições financeiras mais vulneráveis tornam essa região vulnerável socioeconomicamente, demandando um maior investimento nos setores públicos, inclusive os relacionados à saúde e infraestrutura urbana. A situação da saúde é crítica de tal forma que a Zona Norte é a única que tem divisão de setor em dois distritos para atendimento pela divisão da Secretaria Municipal de Saúde da cidade de Natal.

A saúde geral da população pode ser analisada de diversas formas e está diretamente relacionada à qualidade de vida da população. De forma indireta, o investimento em infraestrutura de saneamento básico traz retornos em longo prazo, reduzindo-se drasticamente o investimento em consultas de atendimento médico regular e emergencial. A tabela a seguir traz o Índice de Carência Habitacional calculado por bairro, detalhando seus índices analisados de acordo com as previsões populacionais e levantamento de dados.

BAIRROS	ICH ÁGUA	ICH ESGOTO	ICH LIXO	ICH TOTAL
LAGOA AZUL	0,9847	0,4894	0,9695	0,8171
IGAPÓ	0,9979	0,696	0,9954	0,8968
N. SRA. DA APRESENTAÇÃO	0,9666	0,1816	0,9718	0,7058
PAJUÇARA	0,9838	0,4834	0,9902	0,8181
POTENGI	0,9961	0,4086	0,9948	0,8
REDINHA	0,9507	0,2804	0,9811	0,7323
SALINAS	0,9879	0,3898	0,9456	0,7815

Tabela 2. Resultados dos índices:

Fonte: Autoria própria, 2019.

A partir da tabela foi possível identificar as características de cada bairro. De modo geral, a Zona Norte de Natal, tem um ótimo abastecimento de água e coleta de lixo. O abastecimento de água é necessário não apenas para higiene básica, mas, assim como o esgotamento sanitário, é colocado pela OMS como recurso fundamental para alcançar uma boa qualidade de vida.

Em geral, os índices mostram-se muito ruins quando se analisa o esgotamento sanitário dessas áreas. A má destinação do esgoto antrópico cria vetores para doenças como leptospirose, infecções em geral e dengue, endêmica da região. O menor valor observado, ocorrido no bairro Nossa Senhora da Apresentação, mostra que a realidade da população quanto ao atendimento desses é altamente precária.

Apesar de nenhum dos 7 bairros ter apresentado extremo índice de carência quando analisado ICH total, 3 apresentaram alto índice de carência, devido ao índice do esgotamento, o qual teve média de aproximadamente 0,4186, refletindo no índice total e classificando toda a região como alto índice de carência. Outro dado observado é que, apesar de 77% da área da zona Norte já ter tubulação de esgoto, é o índice mais preocupante.

A seguir, para visualização geográfica seguem mapas para cada tipo índice nas figuras (2, 3, 4 e 5), com cores de indicadores para cada índice.

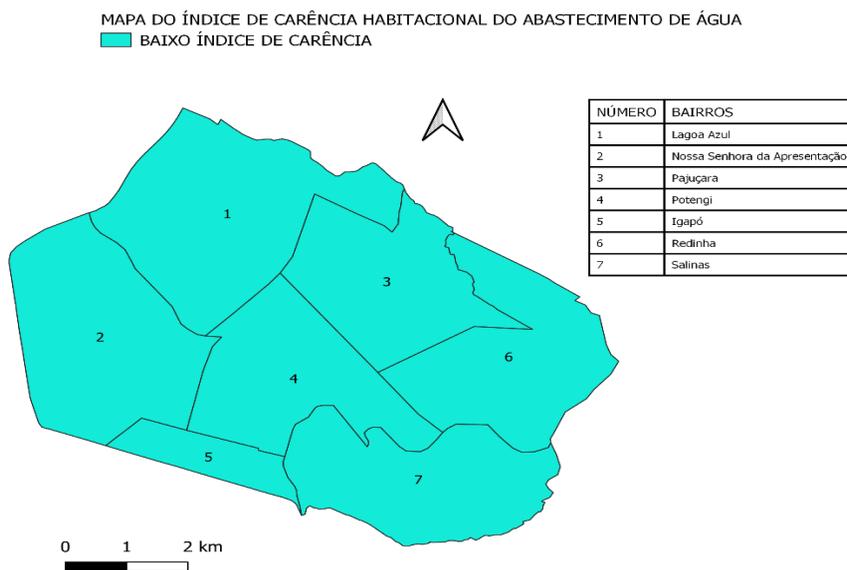


Figura 2. ICH do Abastecimento de Água

Fonte: Autoria própria, 2019.

MAPA DO ÍNDICE DE CARÊNCIA HABITACIONAL DO ESGOTAMENTO SANITÁRIO

- ALTO ÍNDICE DE CARÊNCIA
- EXTREMO ÍNDICE DE CARÊNCIA

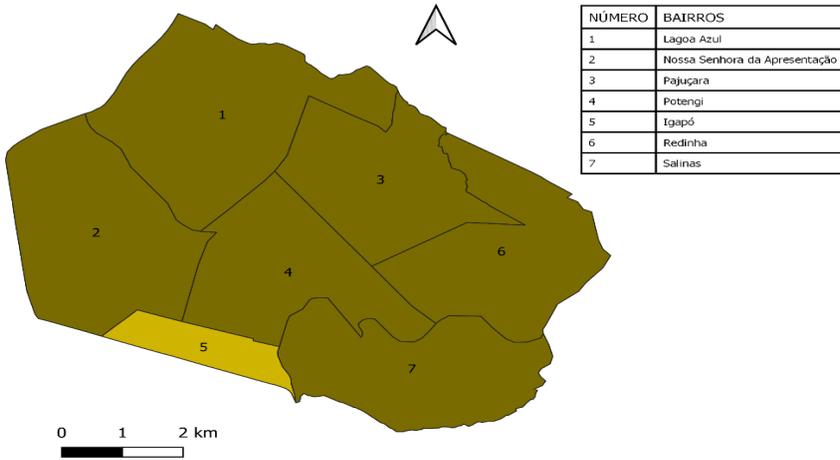


Figura 3. ICH do Esgotamento Sanitário

Fonte: Autoria própria, 2019.

MAPA DO ÍNDICE DE CARÊNCIA HABITACIONAL DA COLETA DE RESÍDUOS SÓLIDOS

- BAIXO ÍNDICE DE CARÊNCIA

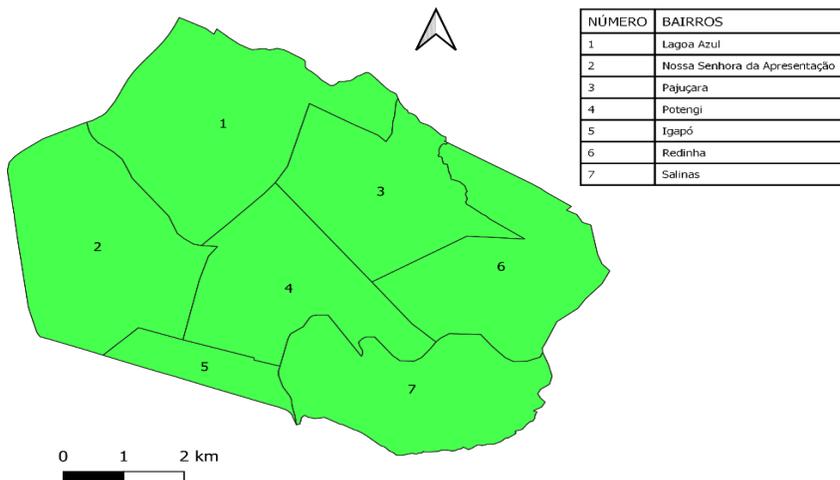


Figura 4. ICH da Coleta de Resíduos Sólidos

Fonte: Autoria própria, 2019.

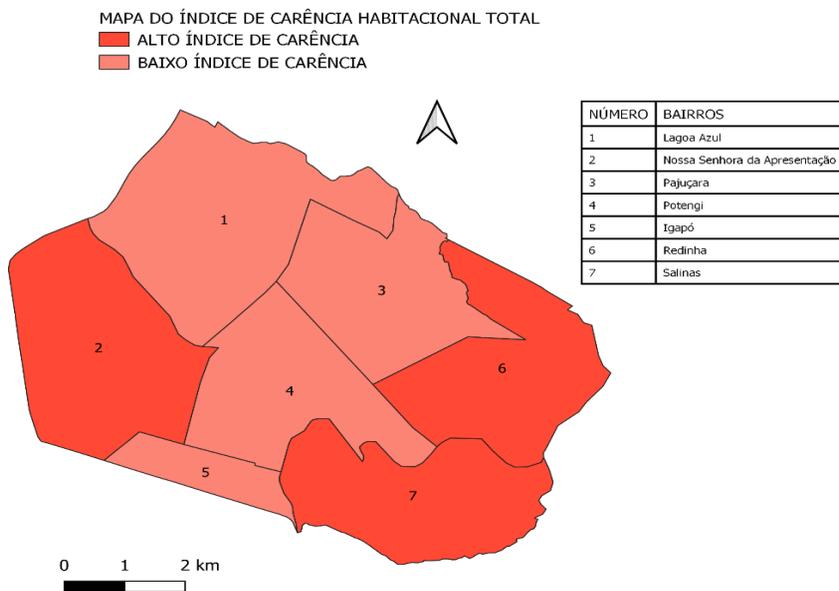


Figura 5. ICH Total

Fonte: Autoria própria, 2019.

A responsabilidade do fornecimento do esgotamento sanitário é do município, cabendo à esta esfera do executivo a responsabilidade da análise desta situação e o investimento na infraestrutura básica de saneamento. Dessa forma, a saúde e a qualidade de vida da população tendem a melhorar, gerando uma diminuição dos gastos no setor do atendimento médico e economia nos cofres públicos que podem ser convertidos em diversas outras ações.

4 | CONCLUSÃO

Considerando os índices isoladamente, o abastecimento de água e a coleta de lixo classificam-se como baixo índice de carência, creditando à empresa estatal de abastecimento de água, a Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte - CAERN, e a Prefeitura do Natal que é responsável pela coleta de lixo. Porém, o que preocupa bastante é o esgotamento sanitário, mostrando a situação alarmante presente nessa região da cidade do Natal. O esgotamento sanitário é de responsabilidade do estado do Rio Grande do Norte, quanto à infraestrutura, e da CAERN, quanto ao bombeamento, tratamento e despejo.

O extremo índice de carência no quesito esgotamento sanitário evidencia a falta de políticas públicas e consciência da população no que tange à responsabilidade da ligação

de esgoto ao coletor público. Cabe ao Estado fazer campanhas para que essa informação chegue de forma correta aos cidadãos, apontando os procedimentos que devem ser realizados para a ligação do esgotamento sanitário domiciliar à rede pública, fazendo com que o esgoto tenha o destino correto, melhorando a saúde da população, e portanto a qualidade de vida da região.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao programa Acesso à terra Urbanizada pela oportunidade de conhecer uma parte da Zona Norte de Natal através de trabalhos referentes ao programa, fazendo com que fosse observado a deficiência no saneamento básico, desta forma, criando a ideia para a realização do referente trabalho.

REFERÊNCIAS

BRASIL. Natal. Secretaria Municipal de Meio Ambiente e Urbanismo. Conheça melhor seu bairro. 2017. Disponível em: <<http://www.natal.rn.gov.br/semurb/>>. Acesso em: 31 maio 2019.

BRASIL. Lei nº 13.465, de 11 de julho de 2017. Diário Oficial da União, Brasília-DF, 6 set. 2017. Disponível em: <<http://www2.camara.leg.br/legin/fed/lei/2017/lei-13465-11-julho-2017-785192-norma-pl.html>>. Acesso em: 09 mar. 2019.

FIGUEIREDO, Fábio Fonseca; FERREIRA, José Gomes. O Saneamento Básico no Nordeste e no Rio Grande no Norte: avanços e constrangimentos. In: ENANPUR, 17., 2017, São Paulo. SÃO PAULO. São Paulo: Enampur, 2017. p. 1 - 20. Disponível em: <http://anpur.org.br/xviienanpur/principal/?page_id=1360>. Acesso em: 04 jun. 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE ESTATÍSTICA E GEOGRAFIA (IBGE). Disponível em <http://ibge.gov.br>. Acessado em março de 2019.

IPPUR – Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano e Regional. Índice de Carência Habitacional – Nota Metodológica. Observatório da Metrópole. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2003.

MONTEIRO, Jose Roberto do Rego. PLANO NACIONAL DE SANEAMENTO: ANALISE DE DESEMPENHO. 1993. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsacg/e/fulltext/planasa/planasa.pdf>>. Acesso em: abril. 2019.

MOREIRA, Terezinha. Saneamento básico: desafios e oportunidades. Revista do BNDES, Rio de Janeiro, v. 3, n. 6, p. [157]-171, dez. 1996.

POLIDORO, Maurício; GARCIA TAKEDA, Mariane Mayumi; FERNANDES BARROS, Omar Neto. MAPEAMENTO DO ÍNDICE DE CARÊNCIA HABITACIONAL NA REGIÃO METROPOLITANA DE LONDRINA – PR. Geografia, Londrina, 2009. Disponível em: <http://www.uel.br/revistas/uel/index.php/geografia/>. Acesso em: 16 abr. 2019.

PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DE EFLUENTES TRATADOS ATRAVÉS DE MODELO DE FOSSA SÉPTICA COM FILTRO BIOLÓGICO

Data de aceite: 01/10/2020

Data de submissão: 03/08/2020

José Vicente Duque dos Santos

Centro Universitário Euro-Americano,
Departamento de Engenharia Civil.
Brasília – DF.

Edson Barboza Pires

Centro Universitário Euro-Americano,
Departamento de Engenharia Civil.
Brasília – DF.

Yuri Sotero Bomfim Fraga

Centro Universitário Euro-Americano,
Departamento de Engenharia Civil.
Brasília – DF.

<http://lattes.cnpq.br/5055016786232011>

RESUMO: Para amenizar a degradação do meio ambiente e minimizar os efeitos causados por doenças parasitárias, há necessidade de tratamento dos efluentes doméstico. Uma das alternativas é a utilização de fossa séptica com filtro biológico, que contribui para a deposição correta desse material. Dessa forma, esta pesquisa tem como objetivo estudar as propriedades físico-químicas de efluentes tratados com um modelo reduzido desse tipo de sistema. Para isso, foi desenvolvido um sistema formado por três recipientes, sendo que o primeiro tem a função de coletar o efluente, o segundo de realizar a filtração do efluente com brita e o terceiro de realizar um novo processo de filtração do efluente com argila expandida. Foi avaliado o efeito dos

fluxos ascendente e descendente do efluente no terceiro recipiente quanto ao pH, turbidez, sólidos dissolvidos, demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) dos efluentes. Os resultados mostraram que o sistema com filtro de fluxo ascendente foi o mais eficiente para redução de sólidos totais, porém sem efeito significativo para DBO e DQO. Dessa forma, é possível concluir que o sistema com filtro de argila de fluxo ascendente é o mais adequado para o tratamento de efluentes com elevada carga orgânica.

PALAVRAS-CHAVE: Efluentes, Filtro Biológico, Fossa Séptica, Tratamento.

PHYSICAL AND CHEMICAL PROPERTIES OF EFFLUENTS TREATED THROUGH THE SEPTIC TANK MODEL WITH BIOLOGICAL FILTER

ABSTRACT: To alleviate the degradation of the environment and reduce the effects caused by parasitic diseases, there is a need to treat domestic effluents. One of the alternatives is the use of a septic tank with a biological filter, which contributes to the correct deposition of this material. Thus, this research aims to study the physicochemical properties of effluents treated with a reduced model of this type of system. For this, a system formed by three containers was developed, the first of which has the function of collecting the effluent, the second of carrying out the filtering of the effluent with gravel and the third of carrying out a new process of filtering the effluent with expanded clay. The effect of the upward and downward flows of the effluent in the third container on pH, turbidity, dissolved solids,

bio-chemical oxygen demand (BOD) and chemical oxygen demand (COD) of the effluents was evaluated. The results showed that the upward flow filter system was the most efficient for reducing total solids, but without significant effect for BOD and COD. Thus, it is possible to conclude that the system with upward flow filter is the most suitable for the treatment of effluents with a high organic load.

KEYWORDS: Effluents, Biological Filter, Septic tank, Treatment.

1 | INTRODUÇÃO

A saúde deve ser entendida como um estado de completo bem-estar físico, mental e social e não se limita a prevalência de doenças ou aos problemas sanitários. Atualmente, além das ações de prevenção e assistência, considera-se cada vez mais importante atuar sobre os fatores determinantes da saúde.

De acordo com Ribeiro e Rooke (2010), as ações que são desenvolvidas em função do saneamento básico contribuem para amenizar os problemas de saúde pública de modo a atuar como ações de seguimento preventivo, diminuindo assim a procura por atendimento em postos e hospitais. Dessa forma, os setores da sociedade que são providos de saneamento adequado podem contribuir com a qualidade de vida e posteriormente com a redução da mortalidade, além de reduzir custos.

As doenças relacionadas ao saneamento ambiental inadequado (DRSAI) são as que podem estar associadas ao abastecimento de água deficiente, ao esgotamento sanitário inadequado, à contaminação por resíduos sólidos ou às condições precárias de moradia. A taxa de internações por DRSAI vem caindo no Brasil, o que pode ser explicado pela melhoria nos serviços de saneamento e pela ampliação do acesso ao mesmo (IBGE, 2011).

Estudos evidenciam que as políticas de saneamento exercem uma relação intrínseca sobre a situação vivida pelas pessoas que residem em ambientes precários, principalmente no que diz respeito a doenças infecto parasitárias, tendo estas sido classificadas pela Fundação Nacional da Saúde (FUNASA) em meados dos anos 2000 como DRSAI, doenças infecto parasitárias de importância epidemiológica inerente ao saneamento (FONSECA; VASCONCELOS, 2011) this study analyzed the spatial dependence of DRIES between the municipalities of Brazil. For this, it was calculated Moran's index (global and local).

A análise espacial das doenças apresenta desigualdades em diferentes regiões, apesar de ter retratado uma diminuição expressiva no número de leitos ocupados. Os resultados denotam a necessidade de avaliação do indivíduo em sua convivência social e seu ambiente físico e biológico (FONSECA; VASCONCELOS, 2011) this study analyzed the spatial dependence of DRIES between the municipalities of Brazil. For this, it was calculated Moran's index (global and local. Desta forma, é possível evidenciar um problema público relacionado à falta de tratamento do esgoto sanitário, acarretando na contaminação do solo e dos corpos hídricos, devido ao lançamento de esgoto doméstico de forma irregular.

Essa contaminação acontece, pois não são todos os locais que dispõem de estações de tratamento de esgoto (ETE). Nesse caso, os efluentes costumam ser descartados de maneira errônea em uma fossa negra, dispositivo este que não promove nenhum tipo de tratamento dos resíduos ali contidos e acabam sendo um grande problema na conservação do meio ambiente, uma vez que, esses dejetos contaminam o solo e conseqüentemente o lençol freático, rios e lagos. Desta forma, é necessário criar sistemas alternativos que proporcionem um tratamento adequado dos efluentes.

Nesse contexto, torna-se importante o investimento de ações que contribuam para melhoria dos serviços de saneamento ambiental e conseqüentemente das condições de vida da população. O estudo de sistemas de tratamento de efluentes que possam mitigar o problema da contaminação do solo e do meio ambiente devido ao lançamento de esgoto doméstico é essencial para promover uma melhor interação entre o ser humano e a natureza. Com isso, é possível garantir melhores condições de vida para as pessoas que dependem desse sistema de tratamento de esgoto.

Diante do exposto, essa pesquisa tem como objetivo estudar as propriedades físico-químicas de efluentes tratados com um modelo reduzido de um sistema composto por fossa séptica com filtro biológico. O modelo desenvolvido visa verificar o efeito de um elemento filtrante composto por argila expandida, no qual foi investigado o efeito dos fluxos ascendente e descendente do efluente tratado quanto a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), pH, sólidos totais e turbidez.

2 | REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Sistemas de Tratamento de Efluentes

A NBR 9648 (ABNT, 1986) define esgoto sanitário como um despejo líquido constituído de esgotos doméstico e industrial, água que infiltra no solo e contribui para a veiculação pluvial de agentes parasitários. A mesma ainda traz requisitos necessários para a elaboração de projetos de sistemas de esgoto sanitário, atentando sempre para a legislação específica de cada entidade incumbida de licenciar o sistema.

A NBR 7229 (ABNT, 1993) descreve os tanques sépticos como sendo de forma prismática retangular ou cilíndrica, tendo como tratamento complementar filtros aeróbios, anaeróbios e de areia, valas de infiltração, escoamento superficial e desinfecção.

Os filtros anaeróbios para tratamento de esgoto são utilizados no Brasil desde a década de 1950. A norma brasileira sobre construção e instalação de fossas sépticas e disposição dos efluentes finais, NBR 7229 (ABNT, 1993), apresenta diretrizes básicas para projeto e construção de filtros anaeróbios utilizados como pós-tratamento de efluentes de tanques sépticos.

Enfatiza-se a importância da utilização dos sistemas de filtragem, especialmente no que diz respeito às pequenas comunidades rurais, ainda que, as técnicas utilizadas não

sejam equiparadas às das zonas urbanas. Nessa vertente pode-se citar duas variantes de filtros, sendo uma de fluxo descendente e outra de fluxo ascendente. A filtração ascendente segue os mesmos princípios da filtração descendente. O material passa pelo meio filtrante em baixa taxa e sai melhorado pela ação de mecanismos físicos e biológicos de filtração. Nesse sistema acredita-se que a camada suporte tenha um papel importante na filtração, reduzindo significativamente a turbidez (MURTHA; HÉLLER, 2003).

Segundo Murtha e Heller (2003), um histórico sobre a filtração ascendente foi descrito por Hamann e McKinney (1967) e é um dos poucos registros que se tem a respeito da filtração lenta ascendente. Os autores descreveram que a filtração ascendente em areia foi documentada primeiramente em 1685 quando Porzio, um físico italiano publicou uma descrição de um esquema de múltiplos filtros.

Um sistema de tratamento de efluentes objetiva adequar um determinado resíduo líquido a legislação vigente, para que esse resíduo produza o mínimo impacto possível no corpo receptor, seja o efluente doméstico, industrial ou pluvial. Esses sistemas devem ser projetados de maneira a propiciar fácil operação e não demandar equipamentos muito sofisticados, devido ao alto custo ocasionado por eles.

2.2 Lançamento de Efluentes

Após o tratamento, para os efluentes serem lançados deve-se atender alguns parâmetros. A resolução CONAMA nº 430 (2011) que trata das condições e padrões para efluentes, traz na seção III artigo 21 que para o lançamento direto de efluentes oriundos de sistemas de tratamento de esgoto sanitários deverão ser obedecidos alguns parâmetros específicos.

O pH refere-se ao potencial hidrogeniônico e representa um índice que indica a acidez, neutralidade ou alcalinidade da solução. Pode variar de 0 a 14 e não tem unidade. O levantamento desse parâmetro é importante para o controle dos processos de tratamento de esgoto. O potencial de hidrogênio representa a concentração de íons H⁺ em uma amostra mensurando o quanto está se encontra ácida ou básica (RAMOS, 2014). Apesar dos esgotos doméstico possuírem pH entre 6,5 e 7,5, esses parâmetros se tornam instáveis e tendem a cair para 6,0 a medida que as unidades de tratamento forem envelhecendo (RATIS, 2009).

Os sólidos sedimentáveis são fragmentos sólidos em suspensão que se sedimentam sob a ação da gravidade. A demanda bioquímica de Oxigênio (DBO), mede a quantidade de oxigênio utilizada por bactérias para a metabolização do conteúdo orgânico.

A matéria orgânica presente nos corpos d'água e nos esgotos é a principal causadora da contaminação, uma vez que, para a estabilização desse material pelos micro-organismos existe uma demanda de consumo de oxigênio para que ocorra a decomposição biológica desse material. A matéria orgânica dos efluentes pode ser composta por proteínas, carboidratos, gorduras, óleos, dentre outras estruturas. A matéria orgânica pode ser mensurada pelas demandas bioquímica e química de oxigênio (DBO e

DQO, respectivamente) (SPERLING, 2005).

Os óleos e graxas são substâncias orgânicas de origem mineral, vegetal ou animal. Geralmente estas substâncias são hidrocarbonetos, gorduras, ésteres, entre outros. Os materiais flutuantes são óleos, graxas, espumas ou gorduras que tendem a subir para superfícies dos efluentes.

Os esgotos domésticos contêm aproximadamente 99,9% de água e apenas 0,1% constitui-se da matéria sólida orgânica e inorgânica que se encontram suspensas e dissolvidas (RAMOS, 2014). Toda a carga contaminante existente no efluente, com exceção dos gases dissolvidos, contribui para a quantidade de sólidos que podem ser classificados devido as suas propriedades químicas, físicas e biológicas (PERES; HUSSAR; BELI, 2010)

A turbidez é uma característica física que deve ser analisada, uma vez que é causada por diversos tipos de materiais sólidos que se encontram em suspensão (PERES; HUSSAR; BELI, 2010). De acordo com Stein (2012), quando partículas que estão suspensas obstruem a penetração da luz, têm-se a turbidez e isso produz uma coloração turva na água e que sólidos suspensos, contagem de partículas e turbidez possuem características iguais com significados semelhantes em se tratando de qualidade de água.

3 | METODOLOGIA

3.1 Desenvolvimento do Protótipo

O estudo foi realizado por meio de avaliação experimental em um sistema constituído pelos filtros de brita, argila expandida de fluxo descendente e argila expandida de fluxo ascendente. Esse estudo foi realizado por meio de três recipientes. O primeiro tem a função de coletar o efluente bruto, o segundo de realizar a filtração com brita e o terceiro que foi analisado em dois momentos. No primeiro momento foi colocado no recipiente um filtro de argila expandida atuando no fluxo descendente, já no segundo momento foi avaliada a eficiência do filtro também composto por argila expandida, porém atuando no fluxo ascendente.

No primeiro estágio ocorre o processo de anaerobiose, ou seja, as bactérias biológicas que ali são depositadas irão transformar a matéria orgânica em um efluente menos denso e logo após entrar em processo de decantação. Dessa forma, o material mais leve é conduzido para a parte superior do recipiente e o material mais pesado no fundo do mesmo, a parte líquida é conduzida para o segundo estágio.

O segundo recipiente é atuante na retenção da matéria sólida presente no efluente, que em seguida é levada para o terceiro estágio, que é o principal objeto de estudo deste trabalho. Ele é equipado com um filtro de argila expandida considerando dois sentidos de fluxo: ascendente e descendente. Dessa forma, o experimento é constituído por duas etapas de filtração, como pode ser observado na Figura 1.



Figura 1: Vista superior da fossa séptica.

O filtro 1 é composto por uma camada de $h=19$ cm e $\phi=29$ cm de brita nº1. Durante a filtragem do primeiro filtro o efluente passa por camada de brita, com o objetivo de fazer a retenção de sólidos com maiores dimensões em suspensão no efluente, ficando retido na superfície da brita. O filtro 2 é composto por uma camada de $h=19$ cm e $\phi=29$ cm de argila expandida. Durante a filtragem do segundo filtro a água passa pela camada de argila expandida com o objetivo de reter partículas sólidas que não foram filtradas no filtro 1 devido à porosidade mais refinada da argila expandida. Na Figura 2 são mostrados os materiais contidos nos filtros 1 e 2.



Figura 2: Materiais utilizados no (a) filtro 1; (b) filtro 2.

Os principais componentes em foco são os filtros do terceiro recipiente (filtro 2), os quais são testados em momentos distintos. Na primeira fase, é testado o sistema composto com o filtro com argila expandida considerando fluxo descendente, conforme mostrado na Figura 3 (a) e na segunda fase esse mesmo sistema é avaliado considerando o fluxo ascendente, como mostrado na Figura 3 (b).

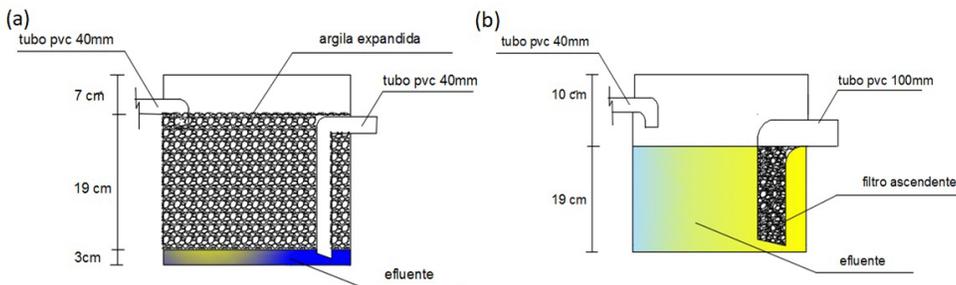


Figura 3: Detalhamento do filtro com fluxo (a) descendente; (b) ascendente.

3.2 Materiais

O efluente utilizado nos ensaios foi uma mistura de água e esterco com a proporção de 10 litros de água para 500 gramas de esterco bovino, sendo realizada a homogeneização da mesma e repetindo o processo 4 vezes, fazendo a passagem dessa mistura no protótipo para a coleta das amostras. O quantitativo de materiais utilizados para construção do sistema é mostrado na Tabela 1.

MATERIAIS				
ITEM	DESCRIÇÃO	QUANTIDADE	UNIDADE	MATERIAL
1	Balde 19,1L	3	Unidades	PEAD
2	Tubo Ø 40 mm	1,2	m	PVC
3	Joelho - 90° Ø 40 mm	5	m	PVC
4	Agregado 1	0,063585	m ³	Brita N°1
5	Agregado 2	0,063585	m ³	Argila Expandida
6	Silicone	25	g	-

Tabela 1: Materiais utilizados para construção do sistema.

3.3 Caracterização do Efluente

Foram coletadas três amostras para avaliar a eficiência do sistema. A primeira amostra foi coletada após passar no primeiro filtro, composto apenas com brita. A segunda amostra foi coletada após a passagem no segundo filtro composto por argila expandida considerando fluxo descendente e a terceira amostra foi coletada também após o tratamento com o segundo filtro, porém de fluxo ascendente.

As três amostras coletadas e avaliadas quanto aos parâmetros de DBO, DQO,

pH, sólidos totais e turbidez. O volume de cada amostra coletada foi de 1.000 ml e os recipientes foram identificados e datados com etiqueta no dia da coleta. Após a coleta, as amostras foram colocadas na geladeira até a entrega no laboratório para análise conforme os parâmetros da Resolução ADASA nº 350/2006.

A demanda química de oxigênio (DQO) indica a quantidade de oxigênio que seria consumida através de reações químicas de oxidação por diversos compostos orgânicos presentes, indicando de maneira indireta a quantidade de matéria orgânica existente na amostra. A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) refere-se à quantidade de oxigênio molecular necessária para a estabilização da matéria orgânica carbonada decomposta por micro-organismos aeróbicos. Para a realização do ensaio de DQO foi utilizado o equipamento Spectroquant pharo 100 e para o ensaio de DBO foi utilizado o equipamento Thermostatic Cabinets.

Segundo Sperling (2005), um pH distante de zero diminui a proliferação de micro-organismos e desestabiliza a formação química ali existente, no entanto quando elevado favorece a precipitação de metais. Para a realização do ensaio de pH, foi utilizado o Phmetro Micronal B474. A turbidez se tem com a medição da resistência da água à passagem de luz. É provocada pela presença de partículas flutuando na água.

4 | RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Demanda Bioquímica De Oxigênio (DBO)

A demanda bioquímica de oxigênio em todos os filtros ficou abaixo dos 3,0mg/L, sendo assim os resultados de DBO dos efluentes ficaram todos abaixo do mínimo de leitura do equipamento, conforme mostrado na tabela 2.

Fazendo relação com o exigido pela resolução Conama nº 430, os valores de DBO obtidos na amostra ficam abaixo do limite máximo estipulado pela resolução de 120mg/L, atendendo assim esse requisito. Como não foi realizado uma análise da amostra bruta não foi possível realizar um comparativo da eficiência de remoção da matéria orgânica antes do tratamento.

Filtros	Resultados	unidades	LQ (limite de quantificação)
Filtro de Brita	< 3,0	mg/L	3,0 mg/L
Filtro de Argila Expandida com Fluxo Descendente	< 3,0	mg/L	3,0 mg/L
Filtro de Argila Expandida Com Fluxo Ascendente	< 3,0	mg/L	3,0 mg/L

Tabela 2: DBO dos efluentes após os diferentes tratamentos.

4.2 Demanda Química De Oxigênio (DQO)

De acordo com a tabela 3, a demanda química de oxigênio em todos os filtros ficou abaixo dos 3,0mg/L. Dessa forma, os resultados de DQO dos efluentes ficaram todos abaixo do mínimo de leitura do equipamento.

A resolução Conama n° 430 não traz valores de referência quanto ao DQO. Como não foi realizado uma análise da amostra bruta não foi possível realizar um comparativo da eficiência de remoção da matéria orgânica antes do tratamento dos efluentes.

Filtros	Resultados	unidades	LQ (limite de quantificação)
Filtro de Brita	< 3,0	mg/L	3,0 mg/L
Filtro de Argila Expandida com Fluxo Descendente	< 3,0	mg/L	3,0 mg/L
Filtro de Argila Expandida Com Fluxo Ascendente	< 3,0	mg/L	3,0 mg/L

Tabela 3: DQO dos efluentes após os diferentes tratamentos.

4.3 pH

O valor do pH dos efluentes tratados no estudo resultaram em uma pequena variação, como pode ser observado na tabela 4. Fazendo relação com o exigido pela resolução Conama n° 430, os valores de pH obtidos nas amostras ficam dentro do limite estabelecido que é entre 5 e 9, atendendo assim esse requisito. Observa-se através da tabela 4 que não houve diferença significativa entre as amostras.

Filtros	Resultados	LQ (limite de quantificação)
Filtro de Brita	5,3	0 a 14
Filtro de Argila Expandida com Fluxo Descendente	5,4	0 a 14
Filtro de Argila Expandida Com Fluxo Ascendente	5,3	0 a 14

Tabela 4: pH dos efluentes após os diferentes tratamentos.

4.4 Sólidos Totais

Diferentemente dos parâmetros anteriores, o valor dos sólidos totais encontrado nos efluentes em estudo obteve uma variação maior, conforme mostrado na tabela 5.

Entre todos parâmetros avaliados, a quantidade de sólidos totais foi a que resultou em maior variação entre os efluentes tratados a partir dos diferentes filtros. Observa-se que o filtro de argila de fluxo ascendente apresentou uma menor quantidade de sólidos na amostra, apontando uma maior eficiência no processo de filtragem.

Observou-se que o sistema com o filtro de argila expandida de fluxo descendente

resultou um pequeno aumento em maior quantidade de sólidos totais do que o sistema com filtro com brita, o que não era esperado. Como o efluente que passou pelo filtro com a argila expandida de fluxo descendente havia passado anteriormente pelo filtro com brita, esperava-se maior remoção do teor de sólidos devido à porosidade da argila expandida, que teoricamente deveria remover maior teor de sólidos.

Filtros	Resultados	unidades	LQ (limite de quantificação)
Filtro de Brita	0,46	mg/L	0,001 mg/L
Filtro de Argila Expandida com Fluxo Descendente	0,50	mg/L	0,001 mg/L
Filtro de Argila Expandida Com Fluxo Ascendente	0,34	mg/L	0,001 mg/L

Tabela 5: Sólidos totais dos efluentes após os diferentes tratamentos.

4.5 Turbidez

Os valores de turbidez encontrado nos efluentes em estudo são mostrados na tabela 6.

Filtros	Resultados	unidades	LQ (limite de quantificação)
Filtro de Brita	26,3	UNT	0,5 UNT
Filtro de Argila Expandida com Fluxo Descendente	25,3	UNT	0,5 UNT
Filtro de Argila Expandida Com Fluxo Ascendente	25,0	UNT	0,5 UNT

Tabela 6: Turbidez dos efluentes após os diferentes tratamentos.

Observa-se que o filtro de argila expandida diminuiu a turbidez dos efluentes em comparação com o tratamento apenas com o filtro de brita, sendo que o de fluxo ascendente resultou na maior eficiência desse parâmetro. Esses valores tendem a confirmar os parâmetros apresentados para sólidos totais mostrados na tabela 5, tendo em vista que quanto menor a quantidade de sólidos da amostra, menor será menor a turbidez.

Esses resultados estão de acordo com a pesquisa de Bernardo e Matsumoto (1989). Esses autores concluíram que a filtração ascendente é mais eficiente do que a descendente por ser capaz de remover parte da matéria orgânica em suspensão presente na água bruta.

Além disso, a pesquisa desses autores destacou que a Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (EESC/USP) realizou estudos que corroboraram com os resultados experimentais obtidos. Dessa forma, sob certas condições a filtragem de efluente bruta ou coagulado espera-se maior eficiência do sistema de fluxo ascendente em pedregulho ou em areia em comparação com a filtragem de fluxo descendente.

5 | CONCLUSÕES

Diante das análises foi possível observar que não houve alteração nos resultados de DBO e DQO dos efluentes tratados com os diferentes sistemas. Foram obtidos resultados menores que 3 mg/L devido a limitação do equipamento, contudo, se enquadram no que estabelece a legislação (valores menores que 120 mg/L). O pH também não teve grande variação nos resultados obtidos, mostrando que se tem um pH ácido dentro dos parâmetros exigidos.

Para sólidos totais vale ressaltar que o filtro com argila de fluxo descendente resultou em um pequeno aumento em relação ao filtro com brita, o que não era esperado, pois o efluente do filtro com argila expandida foi tratado previamente através do filtro com brita. O filtro com argila expandida de fluxo ascendente resultou no menor teor de sólidos totais, mostrando-se o sistema mais eficiente nesse parâmetro. A turbidez dos efluentes tratados resultou em uma variação de resultados determinada pela turvação do efluente, mostrando que o filtro de argila expandida ascendente teve maior eficiência nesse ensaio.

Com base na metodologia adotada, nos parâmetros analisados e nos resultados obtidos, conclui-se que o sistema de fluxo ascendente é mais eficiente do que o de fluxo descendente. Dessa forma, recomenda-se a utilização desse sistema proposto. Apesar disso, observa-se a necessidade de realizar estudos complementares. Dessa forma, são recomendados os seguintes trabalhos futuros:

- Verificar a eficiência do sistema incluindo o efluente sem nenhum tratamento prévio.
- Analisar a adição de areia como material filtrante como parte integrante do sistema.
- Investigar a eficiência do sistema proposto através de ensaios complementares: temperatura, óleos e graxas, materiais sedimentáveis e coloração.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7229: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques séptico**. Rio de Janeiro, 1993.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9648: Estudo de Concepção de Sistemas de Esgoto Sanitário - Procedimento**. Rio de Janeiro, 1986.

BERNARDO, L. D.; MATSUMOTO, T. **Estudos comparativos entre filtros de fluxo ascendente e descendente com meio filtrante de areia utilizando água decantada como afluente**. DAE, v. 49, n. 157, p. 188-193, 1989.

CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 430: condições e padrões de lançamento de efluentes**. Brasília, DF, 16 de maio de 2011. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646> . Acesso em: 14 de maio de 2020.

FONSECA, F. R.; VASCONCELOS, C. H. **Análise espacial das Doenças Relacionadas ao Saneamento Ambiental Inadequado no Brasil**. Cadernos Saúde Coletiva, v. 19, n. 4, p. 448–453, 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Pesquisa Nacional De Saneamento Básico**, 2011.

MURTHA, N. A.; HELLER, L. **Avaliação da influência de parâmetros de projeto e das características da água bruta no comportamneto de filtro lento de areia**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 8, p. 257-267, 2013.

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

RAMOS, L. L. C. **Diagnóstico e avaliação de coleta e disposição de lodo de fossa e de tanque séptico em Cuiabá - MT**. Dissertação - Mestrado em Engenharia de Edificações e Ambiental. Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2014.

RATIS, A. N. F. A. **Caracterização Dos Resíduos Esgotados De Sistemas De Tratamento Individual De Esgotos Domésticos De Natal**. Dissertação - Mestrado em Engenharia Sanitária. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2009.

RIBEIRO; ROOKE. **Saneamento básico e sua relação com o meio ambiente e a saúde publica**. Trabalho de Conclusão de Curso - Especialização em Análise Ambiental. Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora/MG, 2010.

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto: princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 3 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

STEIN, R. T. **Caracterização e avaliação do sistema de tratamento de efluentes de uma indústria alimentícia, visando o reuso**. Trabalho de conclusão de curso II - Graduação em Engenharia Ambiental. Centro Universitário UNIVATES, Lajeado, 2012.

IMPACTO DA POLÍTICA NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS NA GESTÃO E NA CONCEPÇÃO, PROJETOS, CONSTRUÇÃO E OPERAÇÃO DE ATERROS SANITÁRIOS

Data de aceite: 01/10/2020

Data de submissão: 16/07/2020

Ana Ghislane Henriques Pereira van Elk

Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ), Rio de Janeiro, RJ.
<http://lattes.cnpq.br/5792883380687165>

Maria Eugenia Gimenez Boscov

Departamento de Engenharia de Estruturas e Geotécnica da Universidade de São Paulo (USP), São Paulo.
<http://lattes.cnpq.br/5142308157182335>

RESUMO: Depois de 20 anos de debates técnicos e políticos, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº 12.305) foi aprovada em 08 de agosto de 2010. A PNRS preencheu uma enorme lacuna na legislação ambiental brasileira, trazendo normas e regras para um grande problema urbano, os resíduos sólidos. A Lei 12.305 perfila-se entre as modernas leis de países avançados e versa sobre várias questões atinentes à gestão de resíduos sólidos e que apresentam influência nos projetos e obras geotécnicos voltados à preservação ambiental. Esses itens, embora não diretamente relacionados às obras civis, terão consequências importantes em sua configuração. Neste capítulo são discutidas algumas das consequências mais evidentes da PNRS na concepção, projeto, construção e operação de aterros de resíduos sólidos urbanos.

PALAVRAS-CHAVE: Resíduos sólidos urbanos, Política Nacional de Resíduos Sólidos, Gestão, Comportamento geomecânico, Aterros sanitários.

1 | INTRODUÇÃO

Depois de 20 anos de debates técnicos e políticos, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº 12.305) foi aprovada em 08 de agosto de 2010. A PNRS preencheu uma lacuna significativa na legislação ambiental brasileira, trazendo normas e regras para um grande problema urbano, os resíduos sólidos. A Lei 12.305 perfila-se entre as modernas leis de países avançados.

A PNRS versa sobre várias questões atinentes à gestão de resíduos sólidos e que apresentam influência nos projetos e obras geotécnicos voltados à preservação ambiental: estabelecimento de um novo conceito de resíduo, os rejeitos; os resíduos devem ser submetidos a processos de beneficiamento antes de serem dispostos de forma ambientalmente adequada; a matéria orgânica não deve ser disposta em aterros sanitários e deve ser reciclada; proibição do vazamento dos resíduos em lixões e exigência de encerramento e recuperação desses vazadouros a céu aberto; os municípios, assim como os estados, devem elaborar os seus Planos de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PGIRS), como condição imprescindível para receber recursos da União para obras

de saneamento; implementação da coleta seletiva inserindo os catadores de material recicláveis; aproveitamento energético dos resíduos sólidos urbanos com a implantação do monitoramento dos gases, desde que tenha sido comprovada sua viabilidade técnica e ambiental; e o estabelecimento de diretrizes e responsabilidades jurídicas sobre a gestão e gerenciamento integrado dos resíduos sólidos, da logística reversa e da responsabilidade compartilhada para sua implantação.

Após 10 anos, muito pouco ainda resulta da promulgação da PNRS. Espera-se que quando da implantação definitiva, esses itens, embora não diretamente relacionados às obras civis, terão consequências importantes em sua configuração. Neste capítulo são abordadas algumas das consequências mais evidentes da PNRS na concepção, projeto, construção e operação de aterros de resíduos sólidos urbanos.

2 I A POLÍTICA NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS, LEI 12.305/2010

O objetivo da PNRS é proteger a saúde pública e o meio ambiente e promover ações para a não geração, redução, reaproveitamento, reciclagem, tratamento e disposição final ambientalmente adequados dos resíduos, incentivar a reciclagem industrial, o emprego de tecnologias limpas, a gestão integrada de RS e a capacitação técnica continuada.

A PNRS versa sobre 5 eixos temáticos: hierarquização dos resíduos, Responsabilidade compartilhada, logística reversa, planos e gestão integrada de resíduos sólidos e Incentivos fiscais, que serão apresentados a seguir.

2.1 A Hierarquização de Resíduos

A gestão de resíduos deve priorizar a não geração, a redução, o reaproveitamento e a reciclagem, nessa ordem de hierarquia. Caso o resíduo não possa ser reaproveitado e reciclado, deve passar por um tratamento e então ser disposto de forma ambientalmente adequada.

A matéria orgânica deve ser reciclada e não deve ser descartada em aterros sanitários, nos quais só devem ser dispostos os rejeitos. O termo “rejeitos”, segundo a PNRS, indica todos os materiais que não podem ser beneficiados, tratados, reaproveitados e reciclados, diferentemente dos resíduos sólidos, que podem ser usados inclusive como matérias primas para outros processos e como aproveitamento energético. Embora o conceito seja interessante por tentar incentivar o reuso dos resíduos urbanos, foi apropriado de um termo já utilizado tradicionalmente na área da mineração para os resíduos do beneficiamento dos minérios Também é incentivado o emprego da incineração, desde que atendendo a critérios ambientais, ou seja, desde que se obtenham licenças ambientais.

A lei exigia o fechamento de lixões nos municípios até 2014, sob pena de multa pela Lei 9.605 de crimes ambientais. A publicação da PNRS inicialmente resultou em um movimento significativo por parte dos municípios brasileiros para que os resíduos sólidos

urbanos fossem dispostos em locais adequados, porém não se logrou o encerramento de todos locais de disposição inadequada (lixões e aterros controlados) até o momento. Como ainda mais do que 50% dos municípios brasileiros ainda não contam com disposição adequada, uma medida provisória estendeu o prazo para encerramento dos lixões.

2.2 A Responsabilidade Compartilhada

Um grande avanço atinente à gestão de resíduos sólidos é a responsabilidade compartilhada. Nos termos da PNRS significa repartir responsabilidades entre fabricantes, importadores, distribuidores, comerciantes, poder público e consumidor pelo ciclo de vida do produto. Todos são responsáveis para que o poder público não arque sozinho com a gestão dos resíduos.

2.3 A Logística Reversa

A logística reversa é um conjunto de ações, meios e procedimentos para que os resíduos retornem aos fabricantes. No ciclo da logística devem ser retornados os seguintes resíduos: pilhas e baterias, óleos lubrificantes, seus resíduos e embalagens, pneus, embalagens de agrotóxicos, lâmpadas fluorescentes, de vapor de sódio e mercúrio e de luz mista, produtos eletroeletrônicos e seus componentes. Adicionalmente, foram identificados também como prioritários os medicamentos e as embalagens em geral. A promoção da LR deve ser feita pelo governo através de acordos setoriais.

O ritmo da Logística Reversa segue aquém das necessidades. O setor de embalagens de lubrificantes, embalagens de agrotóxicos e pneus inservíveis já operavam em um sistema estruturado de logística reversa, regulados por resoluções CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) desde anos 90. Após a promulgação da PNRS, os acordos setoriais dos demais resíduos vêm sendo lentamente aprovados e implementados nos termos da Lei. Neste ano, saiu o Decreto 10.388, que institui a Logística Reversa de medicamentos domiciliares de uso humano, vencidos ou em desuso, industrializados e manipulados, e de suas embalagens após o descarte pelos consumidores.

2.4 Planos de Gestão Integrada

O plano de gestão é um produto e um processo para melhorar a gestão integrada de resíduos sólidos. O plano deve ser feito em nível nacional, estadual e municipal. Tem horizonte de 20 anos e deve ser revisado a cada 4 anos. O governo condiciona o apoio de financiamentos para o setor de saneamento à execução do plano, o qual pode ser atrelado ao Plano de Saneamento Básico, também exigido pela Lei 11.445 de 2007, ou pode ser feito separadamente.

No Plano de Gestão Integrada é feito um diagnóstico dos resíduos, tipos, quantidades, características, bem como um levantamento da forma de prestação do serviço, a sustentabilidade financeira, as legislações existentes, o processo de fiscalização, e um levantamento dos catadores de material reciclável.

Com esses dados traçam-se cenários, prognósticos e metas de melhoria no setor, adotando-se tecnologias concernentes com a realidade local. Assim deve-se incentivar o reaproveitamento, a redução dos resíduos, a reciclagem, a inserção dos catadores do local para a coleta seletiva, o fim dos lixões e o emprego de tecnologias de acordo com as diretrizes da Política Nacional.

Para os municípios com menos de 20.000 habitantes, o Plano de Gestão Integrada deve ter conteúdo simplificado, porém esta regra não se aplica a municípios integrantes de áreas de especial interesse turístico, inseridos em áreas de influência de empreendimentos ou atividades com significativo impacto ambiental de âmbito regional ou nacional e cujos territórios abranjam, total ou parcialmente, Unidades de Conservação

A lei também obriga a realização de Planos de Gerenciamento para resíduos perigosos e resíduos que por sua composição e volume não se enquadram nos RSU, a exemplo dos RCC (Resíduos da Construção Civil), agrossilvopastoris, de portos e aeroportos. As licenças para as atividades que geram estes resíduos ficam condicionadas à elaboração dos respectivos planos de gerenciamento

De acordo com a Confederação Nacional dos Municípios (CNM, 2017), 59,1% dos municípios ainda não elaboraram seus Planos, seja por questões financeiras ou por deficiências de capacitação técnica.

2.5 Incentivos Fiscais

A lei sugere este aspecto muito importante para fomentar o reaproveitamento e a reciclagem: incentivos fiscais para indústrias recicladoras e de reaproveitamento, e desoneração dos impostos da cadeia produtiva de resíduos, pois se pagam impostos duas vezes pelo produto, durante sua fabricação e depois de reciclado. O objetivo é incentivar o uso do produto reciclado, tornando-o mais barato do que seu congênere, já que o preço de alguns produtos reciclados muitas vezes é maior.

2.6 Outros aspectos

Ademais das questões abordadas, a PNRS proíbe: descarte de resíduos a céu aberto, descarte de resíduos em rios, mares, lagos, queima de resíduos a céu aberto, descarte de resíduos perigosos em locais inadequados; e enquadra o não cumprimento da Lei 12.305 a multas e punições, de acordo com a Lei de Crimes Ambientais, Lei 9.605.

3 | DESAFIOS E SUPERAÇÕES DA GESTÃO DE RESÍDUOS NO BRASIL

A gestão de resíduos sólidos no Brasil é um tema candente no cenário atual. É inegável que nos últimos 20 anos houve avanços significativos, porém ainda há muitos desafios a serem enfrentados para a superação das barreiras. O CEMPRE (2019) aponta como principais desafios para acabar com os lixões espalhados pelo País e aumentar a abrangência da reciclagem, evitando assim impactos ambientais e sociais, a dificuldade

técnica e financeira e a descontinuidade política. No que tange a reciclagem especialmente podem ser mencionados também a falta de separação na fonte geradora, a longa cadeia que o resíduo percorre até chegar ao início do processo de reciclagem, a logística para levar o produto reciclado até os potenciais consumidores, a falta de incentivos fiscais, preconceitos, hábitos culturais e falta de indústrias recicladoras.

O IPEA, 2010 aponta que apenas 13% do total de resíduos urbanos gerados no país é encaminhado para a reciclagem e estima que o Brasil desperdiça 8 bilhões de reais pela falta de reciclagem. Do pequeno percentual de resíduos reciclados no Brasil, 80% deve-se ao trabalho informal de catadores que atuam sob condições degradantes.

Os resíduos orgânicos, segundo o Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos, representam uma parcela de 50% do total dos resíduos gerados, porém apenas 1,97% chegaram a unidades de compostagem para tratamento evitando os impactos ambientais, como a geração e lançamento do gás metano para a atmosfera decorrente da decomposição da matéria orgânica em condições anaeróbias (BRASIL, 2019a).

Com relação a disposição final, de acordo com a ABRELPE (2019), 40% dos resíduos coletados são dispostos de forma inadequada, ou seja, 29,5 milhões de toneladas de RSU acabaram indo para lixões e/ou aterros controlados, que não contam com um conjunto de sistemas e medidas necessários para proteger a saúde das pessoas e o meio ambiente contra danos e degradações.

Há várias dificuldades para a implantação de aterros sanitários, principalmente nas grandes cidades, tais como a escassez de áreas disponíveis, a rejeição da população em morar próximo a um local de disposição de resíduos, e a valorização crescente das áreas urbanas no entorno das cidades. Nas pequenas e médias cidades, cita-se a rápida transformação de aterros sanitários em lixões ou aterros controlados, pois apenas a infraestrutura adequada não é suficiente para garantir a qualidade ambiental do local de disposição final; é fundamental a operação adequada durante toda a vida útil. De acordo com o Ministério das Cidades, de 200 aterros sanitários construídos, 178 se transformaram em lixões em apenas 2 anos, Silvério (2011).

4 | INTERFERÊNCIAS DA POLÍTICA DE RESÍDUOS SÓLIDOS NA CONCEPÇÃO DE PROJETOS DE ATERROS SANITÁRIOS

Algumas orientações da PNRS podem interferir no comportamento geotécnico da massa de resíduos e, portanto, na concepção, projeto, construção e operação dos novos aterros sanitários, pois podem resultar em um material final a ser disposto muito diferente daquele que tem sido depositado nos aterros sanitários nos últimos anos.

Serão levantadas a seguir algumas conjecturas a respeito das consequências mais evidentes das alterações esperadas.

A orientação para o máximo aproveitamento dos materiais recicláveis e reaproveitáveis acarretará na redução da porcentagem de plásticos, madeiras e tecidos;

em consequência, espera-se também a redução da sua contribuição para a estabilidade dos maciços de RSU.

Os componentes fibrosos imprimem um mecanismo de reforço similar ao de um solo granular reforçado com fibras orientadas aleatoriamente, conhecido como “efeito-fibra” (König e Jessberger 1997, Mahler e Lamare Neto 2000, Vilar et al. 2006, Machado et al. 2008, Borgatto et al. 2014), conforme ilustrado na Figura 1.

Os RSU no estado inicial de disposição não apresentam coesão, por serem basicamente granulares; o intercepto coesivo determinado nesta fase, assim como os altos valores de intercepto coesivo obtidos em RSU de maneira geral, são devidos aos elementos fibrosos. O efeito das fibras no valor do intercepto de coesão da envoltória de Mohr-Coulomb foi estimado por Borgatto et al. (2012) por ensaios de cisalhamento direto realizados com lixo pré-tratado sem e com retirada dos sacos plásticos; os resultados mostraram um acréscimo de 10 kPa na coesão (de 24-28 kPa a 34-38 kPa) devido ao efeito-fibra.



Figura 1. “Efeito-fibra” dos sacos plásticos na massa de resíduos (Benvenuto, 2013).

Outra orientação da PNRS que resultará em alterações substanciais no projeto de aterros sanitários é a proibição da disposição de matéria orgânica putrescível nos aterros sanitários para ser submetida a compostagem e/ou digestão anaeróbia. Os parâmetros de resistência, permeabilidade e deformabilidade são fundamentalmente relacionados ao teor de matéria orgânica, assim como a variação desses parâmetros ao longo de tempo é em grande parte resultante da transformação de matéria sólida em líquidos e gases por biodegradação.

A faixa de variação do coeficiente de permeabilidade de RSU de diversos países é extensa, com a maioria dos valores entre 10^{-6} e 10^{-4} m/s, enquanto os valores de referência nacionais são mais baixos, entre 10^{-8} e 10^{-6} m/s, possivelmente devido ao maior teor de matéria orgânica em relação aos RSU de países mais desenvolvidos (Bosco, 2006).

Em presença de umidade e temperatura apropriadas os resíduos orgânicos se decompõem gerando gases e lixiviados. Esta transformação se reflete na perda de massa de resíduos e está diretamente relacionada à magnitude e velocidade de recalques (Pereira, 2000). Os elevados valores de recalque de aterros sanitários, da ordem de 20 a 30%, devem-se principalmente à biodegradação, cuja contribuição é tanto mais significativa quanto maior o teor de matéria orgânica putrescível na composição dos resíduos.

Investigação da compressibilidade no aterro controlado de Valdemingómez, situado em Madri, Espanha, durante 2 anos (Pereira, 2000; van Elk *et al.*, 2014), revelou a grande proporção dos recalques secundários, que alcançaram 55% do recalque total da massa de resíduos.

Os recalques por biodegradação dos RSU podem ser estimados diretamente por modelos de compressão que agregam a biodegradação, como os de Zimmerman *et al.* (1977), Meruelo (Palma, 1995), Simões (2000), Marques *et al.* (2003) e HBM (McDougall, 2007). Geralmente, porém, são estimados indiretamente, incorporados aos recalques por compressão secundária nos modelos baseados em teorias de adensamento de solos, Sowers (1973) e Bjangard & Edgers (1990), ou por meio de ajustes empíricos de funções exponenciais e logarítmicas a séries históricas de dados de recalques a exemplo dos modelos de Gandola *et al.* (1994) e Ling *et al.* (1998).

No primeiro caso, nos modelos que agregam explicitamente a biodegradação, o teor de matéria orgânica incluído como parâmetro nos modelos facilita a previsão de recalques para novos aterros, necessitando-se simplesmente estimar esse valor. Nos modelos que incorporam indiretamente a biodegradação, será necessária revisão dos valores dos parâmetros relativos ao desenvolvimento dos recalques com o tempo, pois resultam de estimativas baseadas na composição atual dos RSU brasileiros, a qual deverá mudar com a implantação da PNRS, com diminuição significativa do teor de matéria orgânica.

A parcela de recalques por mecanismo viscoso, diretamente relacionada à matéria orgânica, também tem sido incorporada aos modelos de previsão de recalques de RSU, geralmente por meio da compressão secundária, mas também explicitamente por modelos viscoelásticos (Marques, 2003; Malavoglia, 2016). Esta parcela também será alterada pela modificação na composição do material.

A grosso modo, portanto, em caráter especulativo, e ainda sujeita a estudo e confirmação, cria-se a expectativa de trabalhar com material mais permeável, menos deformável, menos viscoso e sem a colaboração de fibras, resultando em recalques menores e mais rápidos. Outra suposição é a de que a redução do teor de matéria orgânica putrescível contribua favoravelmente para a estabilidade do maciço, devido à redução das

poro-pressões, considerando-se a diminuição da umidade associada à matéria orgânica, a menor geração de líquidos e gases, e a maior facilidade de drenagem.

A principal consequência da diminuição do teor de matéria orgânica, porém, talvez seja a diminuição da geração de lixiviado e de gases no maciço sanitário. Além de impactar o dimensionamento dos sistemas de drenagem e tratamento de lixiviado, de forma positiva por diminuir vazões a serem coletadas e tratadas, haverá um efeito direto no aproveitamento energético de biogás do aterro, visto que o teor de matéria orgânica é parâmetro fundamental nas equações de previsão de geração de biogás (USEPA 1998; World Bank 2003; IPCC 2006).

A composição do rejeito, isto é, o material que será finalmente disposto no aterro sanitário, ainda é desconhecida. Abre-se a perspectiva e a necessidade de caracterizar e estudar o comportamento geotécnico deste novo material. Os resíduos reciclados, por sua vez, poderão ser utilizados em substituição a materiais naturais nos diversos sistemas componentes do aterro sanitário (revestimentos de fundo, cobertura, sistemas de drenagem, pavimentos etc.), o que demandará o estudo do comportamento geomecânico e ambiental desses materiais sob as condições bioquímicas dos aterros sanitários.

Outro aspecto a destacar é que os aterros sanitários deverão ser concebidos e projetados como espaços destinados às novas atividades, quais sejam: separação, peneiramento, armazenamento, reciclagem, compostagem, entre outros. A configuração do aterro, particularmente a distribuição espacial das instalações e áreas necessárias a uma nova rotina de operação, deverá resultar também bastante diferente da situação atual.

A obrigatoriedade de encerramento e posteriormente recuperação das áreas de disposição inadequada também coloca novos desafios. O encerramento das áreas de disposição inadequada deverá alavancar os conhecimentos sobre o controle de escape de lixiviado e gases, assim como sobre as deformações em longo prazo da massa de resíduos. Deverão ser estudadas soluções para reuso dessas áreas, assim como a possibilidade de mineração urbana ou mineração de lixo (Benvenuto, 2013). Não se pode impedir o crescimento das cidades pelo fato de áreas, em seu entorno, estarem ocupadas por antigos lixões (Pereira, 2000).

As emissões fugitivas de biogás pela cobertura vêm sendo foco de atenção no meio técnico, como se observa pelo destaque dado a esse tema nos últimos ICEGs (International Congress on Environmental Geotechnics). Este interesse deve-se ao fato de que os aterros sanitários são responsáveis pela maior proporção de emissões de gases de efeito estufa no setor de resíduos sólidos.

Paralelamente, a implantação da incineração em grandes municípios trará novos tipos de resíduo ao meio urbano, as cinzas de incineração volantes e as cinzas de fundo (escória). Enquanto as primeiras são consideradas resíduos perigosos e devem ser destinadas como tal, as cinzas de fundo podem ter aplicações geotécnicas (Fujikawa et al., 2019).

A recuperação das áreas de disposição inadequada incluirá o desenvolvimento de técnicas expeditas para delimitação da região contaminada, com protagonismo dos métodos geofísicos, a implantação de técnicas de remediação em larga escala e o reaproveitamento de resíduos anteriormente dispostos, inclusive como materiais geotécnicos. Tem-se, assim, três grandes campos abertos para a pesquisa e a prática da Engenharia Geotécnica.

5 | COMENTÁRIOS FINAIS

A PNRS traz diretrizes e metas para requalificar significativamente a questão dos resíduos sólidos no país, porém ainda é necessária a operacionalização dessas propostas para que se evolua efetivamente da situação atual para a realidade antevista pela lei.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos estabelece princípios importantes em termos de proteção ambiental e sustentabilidade. Ademais, traz desafios para o meio geotécnico, tanto para profissionais como acadêmicos, com novas demandas de projeto, métodos construtivos, monitoramento e pesquisa. Nos primeiros 10 anos desde a promulgação da referida lei, porém, o progresso efetivo da situação dos resíduos sólidos brasileiros mostrou-se tímido e desuniforme, não tendo sido alcançado um atendimento satisfatório às metas iniciais. Quando a lei for amplamente implantada, espera-se uma grande demanda para a engenharia geotécnica.

REFERÊNCIAS

ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2019**. São Paulo: Grappa Editora e Comunicações, 2019. ISSN 2179-8303.

BOSCOV, M. E. G.; BENVENUTO, C. **Palestra: A Importância da Geotecnia no Projeto, Licenciamento e Operação de Aterros Sanitários**, ITA, São José dos Campos. 2013.

BORGATTO, A.V.A.; MAHLER, C.F.; MÜNNICH, K. **Influência do material plástico mole nos parâmetros de resistência dos resíduos sólidos urbanos “pré-tratados”**. Geotecnia, 124, pp.47-56, 2012.

BJANGARD, A.; EDGERS, L. Settlement of municipal solid waste Landfills. **Proc. 13th Annual Madison Waste Conf.**, Univ. Of Wisconsin, Madison, Wis., 192-205, 1990.

BOSCOV, M.E.G. Desafios geotécnicos no projeto e construção de aterros de resíduos. **Anais.. Curitiba: ABMS**, 2006.

CONFEDERAÇÃO NACIONAL DOS MUNICÍPIOS (CNM), Pesquisa sobre gestão municipal de resíduos sólidos: Análise dos resultados prévios. 2017. Disponível em: <<https://www.cnm.org.br/biblioteca/exibe/3080>>. Acesso em: 10 de ago. de 2019.

COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM (CEMPRE), Review, 2019. www.cempre.org.br

BRASIL, **Lei 12.305 de 08 de agosto de 2010**. Política Nacional de Resíduos Sólidos.

FUJIKAWA, T.; SATO, K.; KOGA, C.; SAKANAKURA, H. Evaluation of Environmental Safety on Municipal Solid Waste Incineration Bottom Ash Using Aging Method. *In: Proceedings of the 8th International Congress on Environmental Geotechnics*, Vol. 1, Springer, Singapore, 2019.

GANDOLLA, M. A determinação dos efeitos do recalque sobre os depósitos de lixo sólido municipal. *In: Simpósio Internacional de Destinação do Lixo*. Salvador, 1994.

EGGLESTON H.S.; BUENDIA L.; MIWA K.; NGARA T.; TANABE K. (eds). Intergovernmental Panel on Climate Change - IPCC. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. Published: IGES, Japan, 2006.

IPEA - Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada . **Pesquisa sobre pagamento por serviços ambientais prestados para gestão de resíduos sólidos urbanos**. (Relatório de Pesquisa), 2010. Site: <http://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/100514_relatsau.pdf>. Acesso em: 13 de abr. de 2016.

KONIG , D.; JESSBERGER, H. L. Report of the Technical Committee 5 (Environmental Geotechnics). Sub Committee 3 (Waste Mechanics). **International Society of Soil Mechanics and Geotechnical Engineering**, 1997.

MCDUGALL J. A hydro-bio-mechanical model for settlement and other behavior in landfilled waste. **Computers and Geotechnics**, 34, 229-246, 2007.

MACHADO, S.L.; VILAR, O.M.; CARVALHO, M.F. Constitutive model for long term municipal solid waste mechanical behavior. **Computers & Geotechnics**, v. 35, pp. 775-790, 2008.

MACHADO, S.L.; KARIMPOUR-FARD, M.; SHARIATMADARI, N.; CARVALHO, M.F.; NASCIMENTO, J.C.F. Evaluation of the geotechnical properties of MSW in two Brazilian landfills. **Waste Management**, 30, pp. 2579–2591, 2010.

MAHLER, C.F.; LAMARE NETO, A. Análise da estabilidade do vazadouro da Rua Duarte da Silveira (Petrópolis), considerando o efeito das fibras. *In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 2000, Porto Alegre. **Anais[...]**. Porto Alegre, 2000.

MALAVOGLIA, G.C. **Modelos Viscoelásticos Aplicados à Previsão da Compressão de Resíduos Sólidos Urbanos**. Dissertação de mestrado, EPUSP, São Paulo, 106 p., 2016.

MARQUES, A. C. M.; FILZ, G. M.; VILAR, O. M. Composite Compressibility Model for Municipal Solid Waste. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, v. 129:4, 372-379, 2003.

PALMA, J. H. **Comportamiento geotécnico de vertederos controlados de residuos sólidos urbanos**. Tesis Doctoral. ETSCCP, Universidad de Cantabria, 1995.

PEREIRA, A.G.H. **Compresibilidad de los residuos sólidos urbanos**. Tesis de Doctoral. Departamento de Explotación y Prospección de Minas. Escuela de Minas. Universidad de Oviedo. España, 2000.

PHILIPPI JR, A. **Política Nacional, Gestão e Gerenciamento de Resíduos Sólidos**. Editores Arnaldo Jardim, Consuelo Yoshida, José Valverde Machado Filho, Barueri, SP: Manole. 281p, 2012.

SENADO FEDERAL. <http://www.senado.gov.br/noticias/jornal/emdiscussao/residuos-solidos/materia.html?materia=projeto-concede-beneficio-para-empresa-comprar-produto-reciclado.html>. Acesso em: 02 de jul. de 2020.

SILVERIO, S. Palestra conferida no 26° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente, 25 a 29 de setembro, Porto Alegre, 2011.

SIMÕES, G.F. **Modelo para avaliação de recalques em aterros de disposição de resíduos sólidos urbanos**. 2000. 106 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil - Departamento de Engenharia Civil). Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2000.

SOWERS, G.F. Settlement of waste disposal fills. **Proc. 8th Int. Conf. on Soil Mechanics and Foundation Engineering**. Moscow, Vol 2/2, 1973.

USEPA. A Guide for Methane Mitigation Projects: Gas-to-energy at landfills and open dumps. EPA 430-b-96-081. **US environmental Protection Agency**. Washington. Disponível em: <www.epa.gov>, 1996.

VAN ELK, A.G.H.P.; MAÑAS, L.S.; BOSCOV, M.E.G. Field Survey of Compressibility of Municipal Solid Waste. **Soils and Rocks**, São Paulo, 37(1): pp. 85-95, January-March, 2014.

WORLD BANK. **Manual para preparação de gás de aterro sanitário para projetos de energia na América Latina e Caribe**, Conestoga Rovers & Associates, Waterloo, Ontario, Canadá, 2003. Disponível em: <<http://www.worldbank.org>>.

ZIMMERMAN, R.E; CHEN, W.W.H. E FRANKLIN, A. G. Mathematical model for solid waste settlement. **Proc. Asce. Conf. Geotechnical Practice for waste Disposal**, Michigan, pp. 210-226, 1977.

MONITORAMENTO E PREVISÃO DE RECALQUES A LONGO PRAZO USANDO MODELOS DE COMPRESSIBILIDADE: ESTUDO DE CASO

Data de aceite: 01/10/2020

Data de submissão: 17/07/2020

Ana Ghislane Henriques Pereira van Elk

Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente da Universidade do Estado do Rio de Janeiro UERJ,
<http://lattes.cnpq.br/5792883380687165>

Gabrielle Sthefanine Silva Azevedo

Departamento de Estrutura e Geotecnia da Universidade do Estado do Rio de Janeiro, UERJ,
<http://lattes.cnpq.br/1778048425326016>

Leandro Rangel Corrêa

Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente UERJ
<http://lattes.cnpq.br/7598088657682786>

Elisabeth Ritter

Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ)
<http://lattes.cnpq.br/3448106119318351>

RESUMO: O presente trabalho consiste em um estudo da compressibilidade dos resíduos sólidos urbanos por meio dos deslocamentos verticais e horizontais registrados no vazadouro de Marambaia, localizado no município de Nova Iguaçu – RJ. Para isto, foram analisados dados de monitoramento de 6 marcos superficiais instalados na região durante um período de 8 anos. Com base nestes dados, efetuou-se

a calibração de três modelos de previsão de recalques a longo prazo: modelo de Sowers, Ling *et al.* e Marques. Com base na calibração foi feita uma projeção dos recalques para um período de 30 anos após o início das medições. A partir dos resultados, concluiu-se que os deslocamentos verticais e horizontais apresentaram baixa magnitude, não indicando riscos de ruptura e que os modelos, embora conceitualmente diferentes, apresentaram curvas de recalques a longo prazo com características semelhantes.

PALAVRAS-CHAVE: Recalque, deslocamento horizontal, vazadouro, modelos de previsão, compressibilidade.

1 | INTRODUÇÃO

Áreas contaminadas por resíduos sólidos são comumente encontradas no entorno das cidades brasileiras, como consequência da falta de planejamento do processo de urbanização e inexistência de sistemas efetivos de gestão de resíduos sólidos. Nas grandes cidades, a partir dos anos 90, muitos dos lixões foram remediados e convertidos em aterros controlados, com o objetivo de continuar recebendo os resíduos daqueles municípios, van Elk (2007). A prática de descartar resíduos em lixões e aterros controlados está presente em todas as regiões do Brasil, de acordo com a ABRELPE 2019, dos 73 milhões de toneladas coletadas, 40% são destinados lixões, totalizando 2.255 municípios que ainda adotam esta forma inadequada de disposição final.

Muitas vezes estes lixões situam-se em áreas de proteção ambiental, próximas a nascentes de águas e manguezais. Os lixões causam forte impacto ambiental, poluem o solo, contaminam águas superficiais e subterrâneas com a infiltração dos lixiviados, poluem o ar com gases de efeito estufa, provocam perigos de explosão, proliferação de vetores que disseminam doenças, emitem fortes odores, além de desvalorizar terrenos em áreas do seu entorno, van Elk & Boscov, (2018). Muitos desses aterros controlados e lixões não são sequer monitorados e seu estado de degradação é incerto.

Esta degradação que transforma os resíduos em gases e lixiviados resulta em recalques, (Palma, 1995; Pereira, 2000). Os recalques podem ser devidos a processos mecânicos e por biodegradação da matéria orgânica, podendo significar perigos para novas construções ou qualquer obra de infraestrutura construídas nestes terrenos depois de encerradas as atividades de operação (Sowers, 1973, Charles 1984). Muitos desses antigos vazadouros estão situados em áreas que se valorizaram e que podem ser utilizadas para outros fins. Exemplos de construções em tais situações são apontados por Pereira (2000) e Ivanova (2008).

Neste trabalho são apresentados e discutidos dados de movimentos verticais do vazadouro de Marambaia, no período de fevereiro de 2008 até setembro de 2015, totalizando um intervalo de tempo de 2.771 dias. Para a análise da compressibilidade, utilizou-se dados de monitoramento de recalques obtidos por meio de marcos superficiais. Estes dados foram analisados à luz dos seguintes modelos de compressibilidade: Sowers (1973), Ling *et al.* (1998) e Marques (2001).

2 I MODELOS DE PREVISÃO DE RECALQUES

2.1 Modelo de Sowers (1973)

Sowers (1973) foi o primeiro a desenvolver um modelo de previsão de recalque baseado nos conceitos da mecânica dos solos, Pereira, 2000. O autor considera que as deformações ocorrem devido a recalque primário (adensamento) e um recalque secundário dependente do tempo. Segundo o autor a magnitude dos recalques é expresso pela equação

$$\Delta H = \Delta H_c + \Delta H_a \quad (1)$$

Sendo ΔH o recalque total dos resíduos, ΔH_c o recalque primário e ΔH_a o recalque secundário.

O recalque primário é expresso pela equação 2.

$$\Delta H_c = C'_c H_0 \log \frac{\sigma'_{11}}{\sigma'_{10}} \quad (2)$$

Onde C'_c = índice de compressão primária modificado; H_0 = altura inicial da camada de resíduos antes do recalque; σ'_{11} = tensão efetiva vertical final; e σ'_{10} = tensão efetiva vertical inicial.

O recalque secundário é dado pela equação 3.

$$\Delta H_a = C'_a H_0 \log \frac{t_2}{t_1} \quad (3)$$

Onde: C'_a = índice de compressão secundário modificado; H_0 = altura inicial da camada de resíduos antes do recalque; t_1 = tempo inicial do processo de recalque secundário; e t_2 = tempo final do processo de recalque secundário.

2.2 Modelo hiperbólico de Ling *et al.* (1998)

Ling *et al.* (1998), propôs a utilização de uma função hiperbólica para a estimativa de recalques em aterros de resíduos sólidos urbanos. Este modelo incorpora em uma única equação os recalques primários e secundários, sendo o tempo inicial, o tempo correspondente ao início das medidas de recalque. O modelo é descrito pela equação 4:

$$S = \frac{t}{\frac{1}{\rho_0} + \frac{t}{S_{ult}}} \quad (4)$$

Onde: t = diferença entre o instante considerado e o início das medidas; S = diferença entre o recalque no tempo considerado e o recalque inicial p_0 = taxa ou velocidade inicial de recalques; S_{ult} recalque final.

Os parâmetros p_0 e S_{ult} devem ser determinados pela transformação da equação 2 através de relações t/S versus t e realizando uma análise de regressão linear, conforme está descrito a equação 5, em que os inversos do intercepto e da inclinação fornecem os parâmetros p_0 e S_{ult} .

$$\frac{t}{S} = \frac{1}{\rho_0} + \frac{t}{S_{ult}} \quad (5)$$

2.3 Modelo de Biodegradação de Marques (2001)

O modelo de Marques (2001) leva em consideração o comportamento reológico dos RSU e é utilizado para o cálculo da compressão mecânica e compressão devido a processos de creep e biodegradação. O modelo apresenta-se conforme descrito na equação 6.

$$\frac{\Delta H}{H} = C' \log \left(\frac{\sigma_0 + \Delta \sigma}{\sigma_0} \right) + \Delta \sigma \times b \times (1 - e^{-ct'}) + E_{dg} \times (1 - e^{-dt''}) \quad (6)$$

Onde: ΔH = recalque final; H = altura inicial do maciço; C' = índice de compressão primária; σ'_1 = tensão vertical efetiva inicial ao meio da camada sob análise; $\Delta \sigma$ = incremento de tensão vertical ao meio da camada sob análise; b = índice de compressão mecânica secundária; c = taxa de compressão mecânica secundária; E_{dg} = compressão total devido à degradação de resíduos; d = taxa de compressão biológica secundária; t' = tempo a partir da aplicação do carregamento; t'' = tempo a partir da disposição dos resíduos.

3 I METODOLOGIA

3.1 A área de estudo

Na composição deste item serão utilizadas informações do relatório técnico Resol (2003) e dos trabalhos dos autores Mattos (2005), Mota (2005), Silva (2016), Corrêa (2017) , Silva, 2017 e Azevedo, 2018.

O antigo “Lixão de Marambaia” localiza-se no município de Nova Iguaçu que integra a Baixada Fluminense e faz parte da Região Metropolitana do Rio de Janeiro, com área de aproximadamente 245.000m². O vazadouro era o destino final dos resíduos sólidos urbanos do município de Nova Iguaçu por um período de aproximadamente 16 anos, entre maio de 1987 até fevereiro de 2003, chegando a atender uma demanda diária de até 1.000 toneladas de resíduos. Durante a maior parte deste tempo o vazadouro era operado de forma bastante precária e informal, e não se verificavam condições adequadas de atendimento aos requisitos mínimos de ordem sanitária e ambiental.

O processo de recuperação ambiental de toda a área que antes compreendia o Lixão de Marambaia iniciou-se em 2001. A área degradada foi cercada e isolada, sistemas de drenagem de águas pluviais e de gases e captação do lixiviado, foram implantados, além da impermeabilização e cobertura final de todas as áreas aterradas. Este processo se encerrou em setembro de 2004, onde apenas os sistemas de monitoramento de recursos hídricos e geotécnico foram mantidos até 2015, e é a partir deste monitoramento geotécnico que as análises de recalque desse trabalho serão apresentadas. A região do aterro em Vila de Cava atualmente encontra-se valorizada, principalmente pela presença de fazendas e sítios voltados para atividade de entretenimento e lazer.

3.2 Monitoramento Vertical

Ao todo, instalaram-se 20 marcos superficiais numerados de MS-01 a MS-20 distribuídos por toda a área do aterro. O monitoramento foi realizado durante o período de fevereiro de 2008 a setembro de 2015, totalizando assim 2.772 dias. Contudo, neste trabalho serão apresentados dados de seis marcos superficiais, MS 01, MS03, MS04, MS11, MS15 e MS16, com dados referentes a 5 e 7,5 anos de medições.

3.3 Monitoramento Horizontal

O monitoramento dos deslocamentos horizontais superficiais procedeu-se de forma semelhante, a partir da leitura das coordenadas dos marcos superficiais instalados no maciço e determinando o deslocamento a cada período. As medições ocorreram entre 01 de fevereiro de 2008 a 11 de junho de 2011, totalizando assim 1.243 dias.

3.4 Calibração dos modelos

A calibração de cada modelo foi feita empregando, como dados de entrada, os valores obtidos no monitoramento a fim de obter os parâmetros de compressibilidade necessários à aplicação de cada equação.

Para a previsão de recalques empregando o modelo de Sowers (1973), foram desconsiderados os recalques primários, pois as medições começaram 5 anos após encerramento das atividades no vazadouro.

A calibração deste modelo deu-se em duas etapas. A primeira etapa consistiu em reorganizar a equação (3) de forma que o índice de compressão secundário modificado, C'_α fosse a incógnita desejada, obtida através do método dos mínimos quadrados. A altura, H_0 foi considerada a altura inicial do aterro registrada no início das medições, o tempo inicial do processo de recalque secundário t_1 foi adotado como 1 dia para validar matematicamente a equação, t_2 foi considerado o intervalo de tempo em dias decorrido entre a primeira e a última leitura topográfica de cada marco superficial e o recalque final ΔH_α correspondente as leituras finais de recalques medidas.

Posteriormente utilizou-se a ferramenta Solver do Excel a fim de ajustar a curva de calibração à curva de monitoramento, de forma que o desvio entre elas fosse o menor possível, para isso estabeleceu-se os parâmetros C'_α e t_1 como variáveis de decisão, e a equação (3) como objetivo, e a restrição de desvio para valores mínimos. Desta forma os valores obtidos através da ferramenta Solver para C'_α foram entre 0,0011 a 0,002 e t_1 entre 35 e 128 dias.

O modelo empírico de Ling *et al.* (1998) dado pela equação (4) foi calibrado a partir de uma análise de regressão linear onde os parâmetros de entrada foram t e S , que correspondem ao tempo e recalque lidos em cada marco superficial.

Plotando-se curvas de dispersão t/s por t , e gerando assim as equações da reta que melhor se ajustaram a estas curvas, foi possível obter os valores de velocidade inicial, p_0 , e recalque final S_{ult} para cada MS. Com esses valores utilizou-se a ferramenta solver do Excel considerando a equação (5) como a célula de objetivo, as variáveis p_0 e S_{ult} foram as células de decisão, e a restrição era de desvio máximo próximo a zero. Com isso, os valores de p_0 obtidos variaram entre 0,049 e 0,3, e S_{ult} em 100 a 582 dias.

O modelo reológico de Marques (2001), expresso pela equação (6), considerou-se como zero a primeira parcela da equação, uma vez que a compressão mecânica primária ocorreu antes do início das medições. Sendo assim, os parâmetros desejados foram os coeficientes de compressão mecânica secundária, b ; taxa de compressão mecânica secundária c ; compressão total devido a degradação de resíduos, E_{dg} ; e a taxa de compressão biológica secundária d . Na primeira etapa da calibração, adotou-se para estas variáveis os valores sugeridos por Marques (2001), logo $b = 2,90E-04 \text{ Kpa}^{-1}$, $c = 9,70E-04 \text{ dia}^{-1}$, $E_{dg} = 1,30E-01$ e $d = 9,50E-04 \text{ dia}^{-1}$. Com esses dados iniciais, os tempos a partir da aplicação do carregamento, t' , neste caso adotado como o tempo ocorrido durante as medições; e o tempo t'' foi considerado o tempo total desde o encerramento das operações no aterro até o início das medições, o peso específico dos RSU foi adotado como 5 kN/m^3 , considerando que os resíduos não foram compactados, Pereira (2000), e H a altura inicial do maciço dada em mm. Com estes dados calculou-se os recalques finais, ΔH para cada MS.

Posteriormente, lançando mão da ferramenta Solver do Excel, buscou-se minimizar os desvios das curvas de recalque devido ao monitoramento e ao modelo, para tanto, fixou-se a equação (4) como célula objetivo e as variáveis b , c , E_{dg} e d , como variáveis de decisão. Aplicando a restrição de desvio mínimo chegou-se aos valores de b variando entre $5,12E-05$ e $1,96E-04$ Kpa^{-1} , c entre $5,11E-05$ e $2,69E-04$ dia^{-1} , E_{dg} entre $6,44E-04$ e $1,63E-04$ e $d = 9,48E-04$ dia^{-1} .

Efetuada as calibrações, foram calculados os recalques no aterro segundo cada modelo.

4 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os recalques monitorados no aterro podem ser observados na figura 1 e na tabela 1. Nota-se que os valores de recalques apresentaram baixa magnitude, variando entre 78mm a 204 mm, o que representa uma deformação entre 0,22% a 0,41%. A baixa magnitude dos recalques deve-se ao fato das medições terem se iniciado 5 anos após o encerramento das atividades no aterro controlado, período em que os maiores recalques provavelmente já haviam ocorrido, Corrêa (2017). Principalmente, considerando os altos valores de umidade e temperatura, típicos do clima da região onde se encontra o vazadouro e a composição dos resíduos brasileiros em que predomina a matéria orgânica, Correia (2017) e van Elk *et. al.*, (2019).

De acordo com Edil (1990), a maior parte dos recalques ocorrem no primeiro ou segundo ano após encerramento das atividades do aterro. Baixas magnitudes de deformação também foram encontradas em Pereira, (2000) e van Elk *et al.* (2014) que realizou uma extensa campanha de monitoramento com medidas de recalques superficiais e profundos durante 600 dias em uma área do aterro controlado de Valdemingómez em Madri (Espanha). A campanha de auscultação indicou que os valores de deformação específica, obtidos com os marcos superficiais, foram de 3,9 e 3,2%.

Na figura 2 são apresentados resultados de deslocamentos horizontais obtido com os marcos superficiais. Observando os gráficos da figura 2, conclui-se que os marcos analisados não apresentaram deslocamentos horizontais significativos, os valores máximos foram de 7 mm, o que pode ser interpretado como deslocamentos horizontais nulos e/ou resultados da própria calibração do instrumento, Azevedo, 2018.

Pereira (2000) avaliou os deslocamentos horizontais de um aterro em Madrid utilizando inclinômetro. Foram obtidos os deslocamentos nas direções paralela e perpendicular ao eixo do maciço e chegou a conclusão de que os deslocamentos eram muito pequenos e tendiam a zero conforme aumentava a profundidade. Concluindo assim que as velocidades de recalques verticais e deslocamentos horizontais são independentes entre si. Outra observação feita por Pereira (2000) foi de que os deslocamentos são mais significativos na direção perpendicular ao eixo do maciço. Autores como Coducto e Huitric

(1990) e Simões et. al. (2009) também observam que os deslocamentos horizontais são maiores na direção perpendicular ao eixo do maciço, e que a velocidade de movimentação vertical é superior a horizontal.

MS	Período de leituras	Duração (dias)	H ₀ (m)	Recalque (mm)	Deformação (%)
1	01/02/2008 a 04/09/2015	2772	35,876	92	0,26
3	01/02/2008 a 04/09/2015	2772	35,854	78	0,22
4	01/02/2008 a 04/09/2015	2772	35,439	143	0,40
11	01/02/2008 a 04/09/2015	2772	49,783	204	0,41
15	01/02/2008 a 12/12/2012	1776	50,324	111	0,22
16	01/02/2008 a 12/12/2012	1776	50,193	138	0,27

Tabela 1 - Dados de Monitoramento Vertical

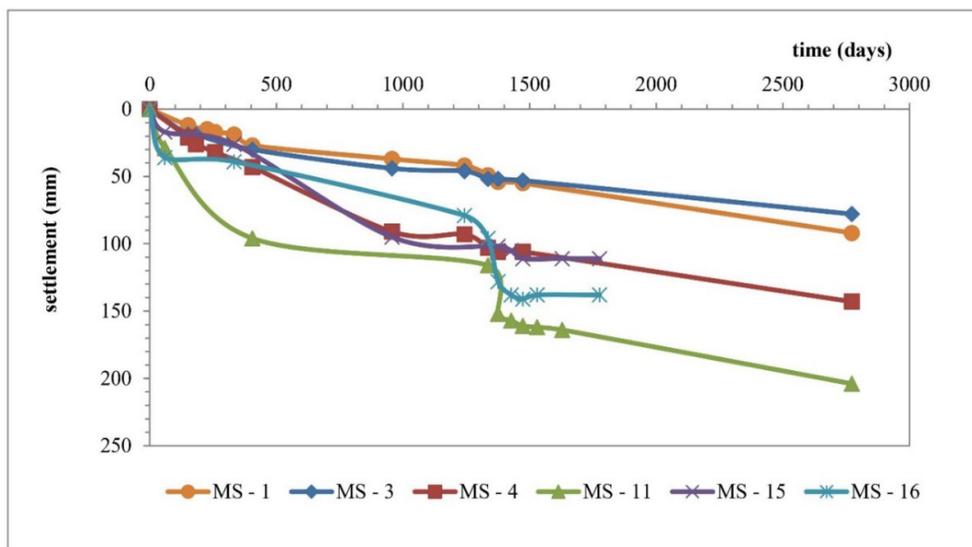


Figura 1 - Recalques Verticais Monitorados

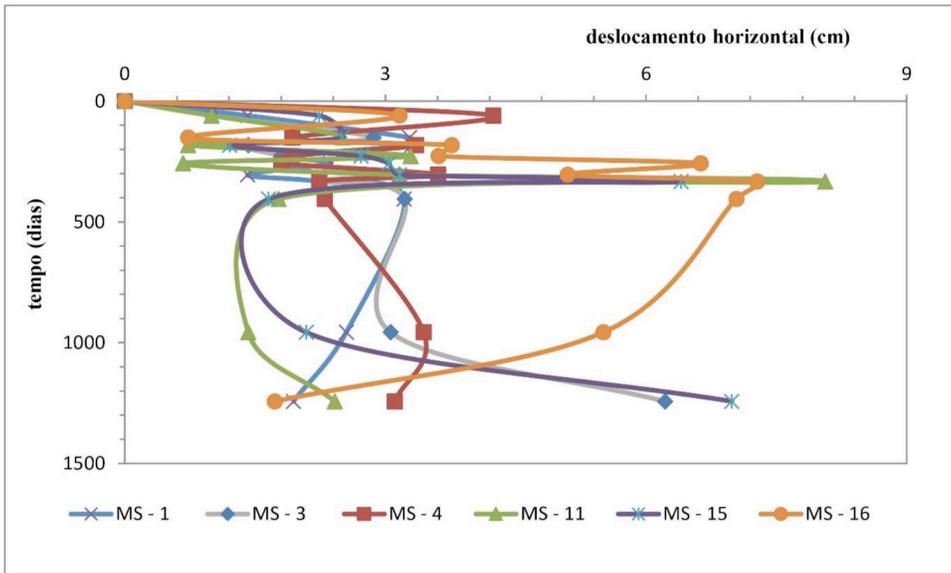


Figura 2 - Recalques Horizontais Monitorados

4.1 Previsão de Recalques

Com base nos parâmetros obtidos através da calibração dos modelos, foi feita uma previsão de recalques para 30 anos após o início das medições. As curvas de recalques a longo prazo obtidas com os modelos de previsão estão apresentadas nas figuras de 3 a 8.

Uma primeira observação é que, embora os modelos sejam conceitualmente diferentes, as curvas de previsão de recalques estão bastante aproximadas. De acordo com McDougall (2011) a complexidade de fatores que controlam os mecanismos de compressão secundária e a dificuldade de obter medidas de campo, encorajam o interesse por modelos baseados em funções logarítmica e exponencial, que dependem do tempo, como é o caso dos modelos de Sowers (1973) e Ling *et al.* (1998). Estes modelos podem apresentar bons resultados quando são calibrados com dados de campo. Embora a representação em termos de funções sejam uma simplificação do que ocorre no campo, pois os recalques por biodegradação, que tem um papel importante na compressibilidade dos resíduos, dependem de vários fatores como, umidade, temperatura, pH, composição, idade dos resíduos e forma de operação do aterro, o que torna difícil incluir todas estas variáveis em uma única equação. (McDougall, 2011, Babu *et al.*, 2010).

O modelo de Marques (2001) é mais elaborado do que os modelos de Sowers (1973) e Ling *et al.* (1998), na sua equação de recalques a longo prazo, incorpora os processos que ocorrem no aterro, como fluência e biodegradação. No entanto, os resultados de recalques previstos com este modelo são muito aproximados aos obtidos com os modelos de Sowers (1973) e Ling *et al.* (1998).

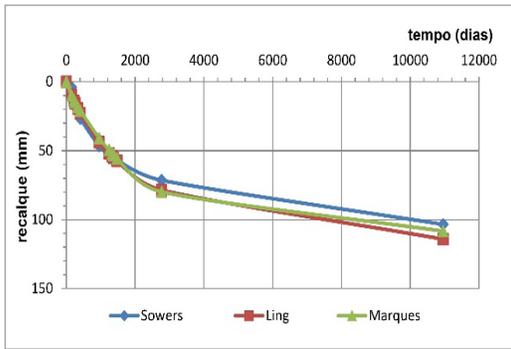


Figura 3 - Previsão de Recalque: MS 1

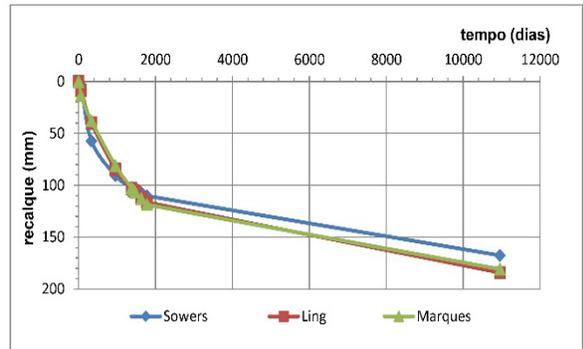


Figura 7 - Previsão de Recalque: MS 15

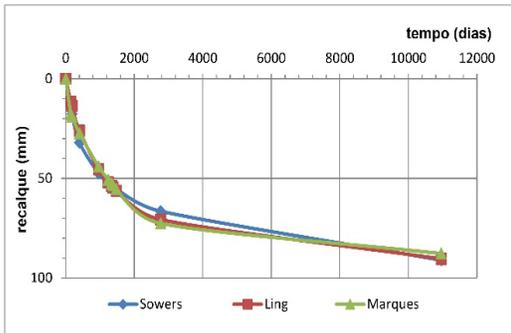


Figura 4 - Previsão de Recalque: MS 3

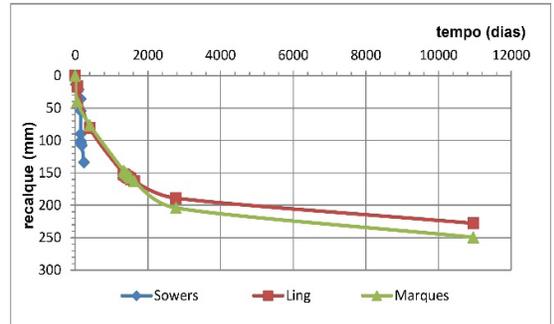


Figura 6 - Previsão de Recalque: MS 11

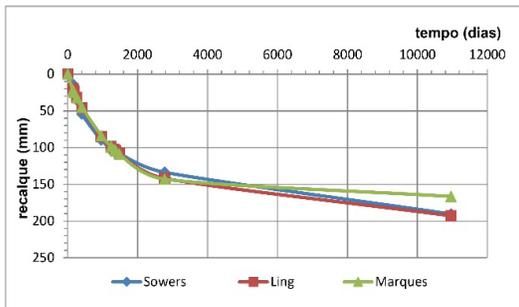


Figura 5 - Previsão de Recalque: MS 4

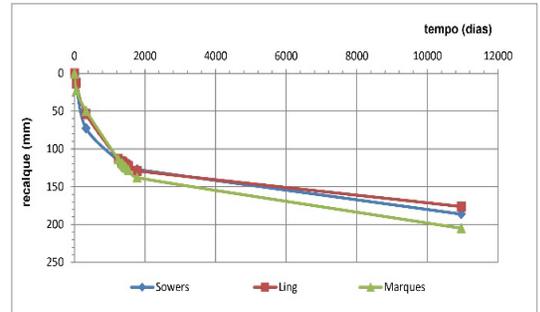


Figura 8- Previsão de Recalque: MS 16

51 CONCLUSÃO

O presente trabalho versa sobre um estudo da compressibilidade do vazadouro de Marambaia através de dados de recalques verticais durante um período de 8 anos. A partir dos dados de monitoramento obteve-se os parâmetros necessários para a calibração dos modelos de previsão de recalque de Sowers (1973), o modelo hiperbólico de Ling *et al.* (1998), e o modelo de Marques (2001). Com base nesta calibração estimou-se os recalques em um horizonte de 30 anos, após o início das medições.

Verificou-se a partir do monitoramento dos MS que os recalques sofridos pelo maciço apresentaram baixa magnitude, variando entre 78 mm a 204 mm, representando deformações entre 0,20% a 0,41%. É necessário ressaltar que o aterro esteve em operação por aproximadamente 16 anos, entre maio de 1987 a fevereiro de 2003, contudo as medições só aconteceram cinco anos após o encerramento das atividades, a partir de fevereiro de 2008. Portanto, é possível que a grande proporção de recalques já tivesse ocorrido. Princiamente considerando as condições climáticas do Rio de Janeiro e o alto percentual de matéria orgânica na composição dos resíduos sólidos urbanos que favorecem a decomposição da matéria orgânica.

Com respeito aos deslocamentos horizontais, os resultados obtidos através do monitoramento mostram que os valores foram muito pequenos, aproximadamente 7,5 mm. Onde se pode concluir que as velocidades de recalques verticais e horizontais são independentes entre si.

No que tange a previsão de recalques a longo prazo conclui-se que os modelos de Sowers (1973), Ling *et al.* (1973) e Marques (2001) se ajustaram muito bem às curvas de medições e apresentaram resultados bastantes aproximados, embora sejam conceitualmente diferentes. Os resultados de previsão para trinta anos mostraram uma variação de recalques da ordem de 90 a 250 mm, mostrando que os resíduos continuarão se deformando ao longo dos anos.

REFERÊNCIAS

ABRELPE. **Panorama de Resíduos Sólidos**. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. 2019 Disponível em: www.abrelpe.org.br.

AZEVEDO, G. S. S. **Análise dos deslocamentos verticais e horizontais do vazadouro de Marambaia, Nova Iguaçu – RJ**. 2018. 97f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018.

BABU SIVAKUMAR, G. L.; REDDY, K. R.; CHOUSKEY, S. K.; KULKARNI, H. S. **Prediction of long-term municipal solid waste landfill settlement using constitutive model**. Practice Periodical of Hazardous, Toxic, And Radioactive Waste Management. ASCE. 139, p. 139-150, 2010.

CHARLES, J.A. Settlement of fill. Attewell, P.B. & Taylor, R.K. (eds). **Ground Movements and their Effects on Structures**. Surrey University Press, New York, USA, p.26-35, 1984.

CORRÊA, L.R. **Análise de recalques a longo prazo no antigo vazadouro de Marambaia, Nova Iguaçu – RJ**. 2017. 100 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2017.

Edil, T. B. Ranguete, V.J. e Wuellner, W. **Settlement of municipal refuse – Geotechnics of Waste Fills – Theory and Practice**. ASTM STP 1070, Arvid Landva & David Knowles, (eds), pp. 225-239., 1990.

- IVANOVA, L. K; RICHARDS, D.; SMALLMAN D. J. **The long-term settlement of landfill waste.** Proceedings of the Institution of Civil Engineers Waste and Resource Management, 161, Issue WR3, p. 121-133, 2008.
- LING, H.I.; LESHCHINSKY, D.; MOHRI, Y.; KAWABATA T. **Estimation of municipal solid waste landfill settlement.** Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, v. 124, n. 1, p. 21 – 28, 1998.
- MARQUES, A. C. M. **Compactação e compressibilidade de resíduos sólidos urbanos.** 2001. 409 f. Tese (Doutorado em Geotecnia) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.
- MATTOS, T. P. **Avaliação da contaminação hídrica no entorno do antigo lixão da Marambaia – RJ.** 2005. 134 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.
- MCDUGALL, J. R. **Settlements: the long and the short of it.** Geotechnical Special Publication. Geotechnical Characterization, Field Measurement and Laboratory Testing of Municipal Solid Waste, **ASCE**. 209, 76-111, 2011.
- MOTA, M. F. P. **Avaliação da contaminação do solo e o transporte de contaminantes no lixão da Marambaia – Nova Iguaçu/RJ.** 2005. 110 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.
- PALMA, J. H. **Comportamento geotécnico de vertederos controlados de resíduos sólidos urbanos.** 1995. 270 f. Tese (Doutorado em Geotecnia) - Universidade de Cantabria, Santander, 1995.
- PEREIRA, A.G.H. **Compresibilidad de los residuos *sólidos urbanos*.** 2000. 300 f. Tese (Doutorado) - Universidad de Oviedo, Espanha, 2000.
- RESOL ENGENHARIA LTDA. **Projeto executivo de encerramento e recuperação ambiental do vazadouro de marambaia – Nova Iguaçu/RJ:** Relatório final. Nova Iguaçu, Março 2003, 49 p. [Relatório técnico].
- DA SILVA, T. P. **Previsão de recalques a longo prazo da massa de resíduos sólidos urbanos do vazadouro de Marambaia através do modelo hiperbólico.** 2016. 74 f. Projeto Final (Graduação em Engenharia Civil) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016.
- SOWERS, G. F. **Settlement of waste disposal fills.** In: International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering, [s.n.], Moscow, vol.2. p. 207–210, 1973.
- VAN ELK, A.G.H.P. **Reduções de Emissões na Disposição Final de Resíduos Sólidos. Mecanismo de Desenvolvimento Limpo aplicado a Resíduos Sólidos.** Coordenação: Karin Segala, **IBAM**, Rio de Janeiro, 40p, 2007.
- VAN ELK, A.G.H.P., MAÑAS, L.S.; BOSCOV, M.E. **Field Survey of Compressibility of Municipal Solid Waste.** Soils and Rocks, v. 37(1). p. 85-95. São Paulo, 2014.
- VAN ELK, A.G.H.P.; CORREIA, L.R.; RITTER, E. **Análise dos Recalques em Longo Prazo no Vazadouro de Marambaia.** *Revista da Engenharia Sanitária*. 24(3): 547 -557, 2019.

UTILIZAÇÃO DE OZÔNIO COMBINADO COM PERÓXIDO DE HÍDROGÊNIO PARA O TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

Data de aceite: 01/10/2020

Jandira Leichtweis

Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria – RS, Brasil

Siara Silvestri

Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria – RS, Brasil

Nicolay Welter

Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria – RS, Brasil

Mariana Islongo Canabarro

Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria – RS, Brasil

Keila Fernanda Hedlund Ferrari

Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria – RS, Brasil

Elvis Carissimi

Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria – RS, Brasil

RESUMO: Nesse trabalho, foi utilizado um processo de oxidação avançada - ozonização/ H_2O_2 – para avaliar a remoção da cor do lixiviado de aterro sanitário. Os estudos foram realizados com coletas de amostras de lixiviado em um aterro sanitário na cidade de Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil. O experimento foi realizado em um reator, para acondicionamento da amostra de lixiviado com H_2O_2 , conectado ao equipamento gerador de ozônio. O procedimento foi realizado em etapa única, com concentração de entrada de O_3 mantida constante, no valor de 0,54 g O_3 /hora. Foram variadas as quantidades de H_2O_2 adicionadas à amostra de lixiviado ao longo do processo de ozonização, o qual teve duração de 150 minutos. Foram obtidas altas taxas de remoção de cor nas alíquotas analisadas, chegando a atingir 90% de remoção na última alíquota. Dessa forma, conclui-se que o sistema é efetivo e pode ser uma alternativa para solucionar um dos grandes problemas de aterros sanitários, que é a difícil degradação do lixiviado.

PALAVRAS-CHAVE: Processos de oxidação avançada, ozonização/ H_2O_2 , poluente recalcitrante, lixiviado de aterro sanitário.

ABSTRACT: In this work, an advanced oxidation process - ozonation / H_2O_2 - was used to evaluate the color removal of a landfill leachate. The studies were conducted through leachate sampling from a landfill in Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brazil. The experiment was carried out in a reactor for the storage of the leachate sample with H_2O_2 , connected to the ozone generator equipment. The procedure was performed in a single step, with O_3 input concentration kept constant, in the amount

of 0.54 g O₃ / hour. The amounts of H₂O₂ added to the leachate sample were varied during the ozonation process, which lasted for 150 min. High rates of color removal were obtained in the analyzed aliquots, reaching 90% removal in the last aliquot. Thus, it is concluded that the system is effective and can be an alternative to solve one of the major problems of landfills, which is the difficult degradation of leachate.

KEYWORDS: Advanced oxidation processes, ozonation/H₂O₂, recalcitrant pollutant, landfill leachate.

1 | INTRODUÇÃO

Uma variedade de recursos naturais é extraída diariamente do meio ambiente e transformada em bens, a fim de melhorar a qualidade de vida da sociedade e manter seus padrões de consumo (RANI et al., 2020). Além disso, uma redução no ciclo de vida dos produtos, acarreta em uma elevada geração de resíduos sólidos urbanos (RSU), levando a uma necessidade de descarte adequado (BORBA et al., 2019). Os aterros sanitários são tecnologias convencionais eficientes aplicadas à disposição final dos RSU, em que sua decomposição ocorre por processos químicos, físicos e biológicos, gerando o lixiviado de aterro (LA) como subproduto (GHANBARI et al., 2020).

O LA é composto por uma mistura de diferentes substâncias, como a umidade dos resíduos e da chuva que penetra nas células do aterro. Assim, o clima, a hidrogeologia, as características da camada de cobertura dos RS e o método de impermeabilização influenciam na produção e nas características do LA (ABUABDOU et al., 2020). Devido a esses fatores, o LA contém quantidades elevadas de matéria orgânica com frações biodegradáveis e não biodegradáveis (recalcitrantes), que incluem substâncias húmicas, metais pesados, sais inorgânicos e micro-organismos (CAROLINE BAETTKER et al., 2020). Estudos relatam que os LA já afetaram a qualidade das águas superficiais e subterrâneas. Devido a suas características recalcitrantes, devem ser tratados antes de serem despejados no meio ambiente (SACKEY; KOČÍ; VAN GESTEL, 2020).

Buscando alternativas para minimizar os impactos adversos do descarte do LA em corpos d'água, diversas pesquisas vem sendo desenvolvidas sobre métodos para o seu tratamento, como: célula de combustível microbiana (ELMAADAWY et al., 2020); eletrocoagulação seguido de eletro-oxidação (GHANBARI et al., 2020); tratamento fotocatalítico (AZADI et al., 2020); processo foto-Fenton (BORBA et al., 2019); processo de oxidação por eletrocossulfato (ONN et al., 2020); adsorção (FERRAZ; YUAN, 2020) entre outros.

Devido à complexidade do LA, este requer processos que apresentam alta eficiência na degradação, mineralização de poluentes refratários e recalcitrantes, bem como no aumento da fração de biodegradabilidade do efluente (BAI; TIAN; MA, 2020). Nesse contexto, podemos destacar os processos de oxidação avançada (POA), sendo também investigados na descontaminação de águas residuais de indústrias têxteis (PAŹDZIOR;

BILIŃSKA; LEDAKOWICZ, 2019); indústrias de curtume (KORPE et al., 2019); de águas residuais de adegas (AMOR et al., 2019) e águas residuais contendo fármacos (LIMA et al., 2020).

Dentre os POA's, podemos destacar a ozonização (QUAN et al., 2020), considerada uma tecnologia comum e consolidada no tratamento de águas residuais para a degradação da matéria orgânica dissolvida (JUNG et al., 2017). Um dos sistemas de ozonização comumente utilizado no tratamento de águas residuais é a ozonização/H₂O₂ (FU et al., 2019). Assim, nesse trabalho, primeiramente foi realizada a caracterização dos parâmetros físicos e químicos do LA do aterro sanitário e em seguida foi avaliado o processo combinado de ozonização/H₂O₂ no tratamento do LA.

2 | MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Coleta das amostras, armazenamento e caracterização

O LA utilizado neste estudo foi proveniente de um aterro sanitário da região de Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil o qual recebe em média 400 toneladas de RSU por dia e gera, diariamente, 150 m³ de LA. O LA foi coletado e armazenado de acordo com os critérios descritos no Standard Methods (APHA, 2005).

A caracterização do LA foi avaliada pelos seguintes parâmetros: Alcalinidade Total, Cálcio, Cloreto, Coliformes Termotolerantes, Coliformes Totais, Condutividade, Cromo Total, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Ferro, Fósforo Total, Magnésio, Mercúrio, Níquel, Nitrogênio Amoniacal, Nitrogênio Total Kjeldahl, Oxigênio Dissolvido, pH, Potássio, Sódio, Sólidos Suspensos Totais (SST), Sulfato, Temperatura e Turbidez.

2.2 Procedimento experimental

O experimento foi realizado em escala de bancada e nele foram tratados 500 mL de LA. Para a geração de O₃ utilizou-se um sistema de geração e transferência de O₃ composto por um compressor de ar e por um equipamento gerador de O₃ (Tholz – TH 50, com capacidade de geração de 3 g de O₃/hora). O compressor de ar supre com O₂ o gerador de O₃, o qual transforma o O₂ em O₃ por meio de descargas elétricas (efeito corona).

A entrada de O₃ para o reator contendo o LA ocorreu por meio de uma mangueira conectada ao gerador de O₃ e à proveta utilizada para acondicionar o LA. A vazão e a pressão de ar foram mantidas fixas. As possíveis perdas de O₃ para o ambiente foram minimizadas devido à utilização de uma tampa na proveta, a qual estava conectada, através de uma mangueira, a uma solução de iodeto de potássio. Esta solução é responsável por quebrar as moléculas de O₃ que não reagiram com o LA e transformá-las em O₂ novamente. Dessa forma, não é liberado O₃ no ar. Quanto à adição de H₂O₂, a mesma foi elevada gradativamente de acordo com o tempo de ozonização.

Inicialmente foram colocados 500 mL da amostra de LA em uma proveta graduada e adicionados 15 mL de H₂O₂. Essa mistura foi submetida ao processo de ozonização pelo período de uma hora. Após decorrer uma hora do início do experimento, foi retirada uma alíquota de 20 mL. Em seguida, foram adicionados mais 15 mL de H₂O₂ à amostra de LA, totalizando assim 30 mL de H₂O₂. Essa mistura foi submetida novamente a mais trinta minutos de ozonização, completando uma hora e meia de experimento. Dessa forma, foram feitas adições de H₂O₂ a cada meia hora, o que resultou em um total de 60 mL de H₂O₂ (17,4 g H₂O₂/L) adicionado na amostra de LA. A Tabela 1 apresenta as informações de dosagens de O₃ e H₂O₂ utilizadas durante o ensaio.

Amostra	Concentração de O ₃ (g O ₃ /hora)	Quantidade de H ₂ O ₂ adicionada (mL)	Quantidade total de H ₂ O ₂ (mL)	Tempo Total de Ozonização (min)
1	0,54	15	15	60
2	0,54	15	30	90
3	0,54	15	45	120
4	0,54	15	60	150

Tabela 1 - Dosagem de O₃ e de H₂O₂, e tempo de ozonização utilizados no processo de ozonização/H₂O₂.

2.3 Análise da remoção de cor e pH do LA

Para determinar a cor das alíquotas retiradas durante o ensaio, foi realizada a análise logo após a coleta para evitar alterações devido ao armazenamento. As análises de cor aparente foram realizadas por meio de método espectrofotométrico, conforme item 2120 C do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012) e com auxílio de um colorímetro (Quimis Q406COR). O pH das alíquotas retiradas foi aferido (AZ 86505) juntamente com a amostra de LA.

2.4 Cálculo da Eficiência de Remoção de Cor

Os cálculos de eficiência de remoção dos parâmetros de cor foram estimados através da Equação 1.

$$\%E = \frac{(X_0 - X_f)}{X_0} * 100 \quad (1)$$

Em que: X₀ e X_f são os parâmetros de cor no LA bruto e tratado, respectivamente.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Caracterização do LA bruto

Na Tabela 2, são apresentadas as características físicas e químicas do LA bruto utilizado nesse estudo. O conhecimento das características do LA possibilita a escolha adequada do seu tipo de tratamento e a busca por novas técnicas passíveis de aplicação. A sua caracterização também aponta os problemas ambientais que podem ocorrer caso não seja realizado o seu tratamento, sendo que, muitas vezes, os valores das características do LA no pós-tratamento são superiores aos exigidos pelas resoluções vigentes (WEBLER, 2014).

Parâmetro	valor
pH	7,98
Potássio	2205 mg/L
Sódio	2263 mg/L
Sólidos Suspensos Totais	45 mg/L
Sulfato	4225 mg SO ₄ /L
DBO ₅	1.425 mg O ₂ /L
DQO	9.895 mg O ₂ /L
Temperatura	29,1 °C
Turbidez	68,9 NTU
Nitrogênio Amoniacal	1.949 mg/L
Oxigênio Dissolvido	0,7mg O ₂ /L

Tabela 2 - Características físico-químicas do LA bruto.

Os dados da Tabela 2 mostram que o LA possui características recalcitrantes devido à baixa relação DBO₅/DQO, mais precisamente no valor de 0,144. Além disso, o LA também apresentou elevados níveis de nitrogênio amoniacal e pH próximo a alcalinidade. De acordo com Ghazi et al. (2014), devido a essas características, o LA é considerado maduro, com mais de cinco anos de idade, correspondendo a uma menor concentração de matéria orgânica biodegradável, elevada concentração de matéria orgânica refratária de difícil biodegradação e menor biodegradabilidade. Isso pode estar relacionado ao fato de que amostra de LA foi proveniente de aterro sanitário com mais de 10 anos de operação. Esses fatos indicam que os tratamentos físico-químicos e os POA's são alternativas mais indicadas para o tratamento desse LA.

3.2 Remoção da cor do LA por ozonização/H₂O₂

A Figura 1 mostra a remoção da cor do LA no decorrer do tempo e adição de H₂O₂. É possível observar que logo nos primeiros 60 min de experimento, já houve uma significativa remoção de cor do LA, sendo que apenas 15 mL de H₂O₂ haviam sido adicionados ao processo. Contudo, a remoção de cor mais significativa foi verificada na amostra 4, contendo maior adição de H₂O₂ e maior tempo de processo (60 mL de H₂O₂ e 150 min de processo de ozonização). Resultados semelhantes foram encontrados por Chen et al. (2019), que concluíram que o LA pode ser efetivamente tratado utilizando O₃/H₂O₂, os autores afirmam ainda, que a adição de H₂O₂ melhora o processo de ozonização, porém um excesso de H₂O₂ pode acarretar em uma elevada geração de radicais hidroxila (responsáveis pela degradação), e isso leva a diminuição da degradação do LA devido reação entre os próprios radicais hidroxila.

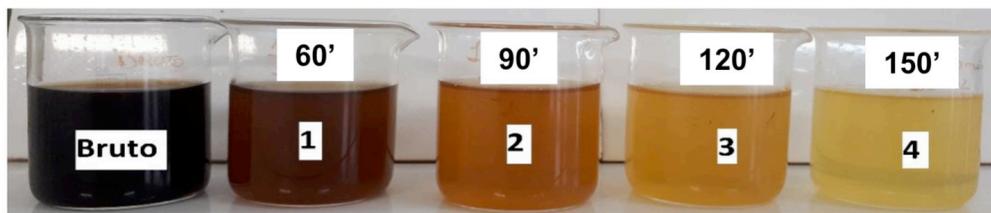


Figura 1 – LA bruto e as quatro amostras retiradas após o processo de ozonização/H₂O₂.

A Figura 2 mostra os resultados obtidos quanto à eficiência de remoção da cor do LA. É possível verificar que após 150 min do processo de ozonização/H₂O₂ a cor reduziu cerca de 90%. Essa elevada eficiência pode estar atrelada ao fato de que a adição de H₂O₂ acelera a redução do O₃ para radicais hidroxilas, que por sua vez são os responsáveis pela degradação do LA (GUO et al., 2020). Na Figura 3 é possível verificar a análise de pH do LA bruto e das 4 amostras retiradas após o processo de ozonização/H₂O₂. Nos 60 min iniciais de processo (amostra 1) ocorre um aumento no valor do pH (de 7,98 para 9,1), contudo, esse valor se mantém constante no restante do processo. Cabe salientar, que valores de pH mais próximos da neutralidade reduzem os custos operacionais, uma vez que não é necessário a utilização de grandes quantidades de reagentes para a sua neutralização, sendo que para o lançamento de efluentes no corpo receptor, o pH deve estar de acordo com as legislações vigentes e de acordo com a Resolução CONAMA, 2011 o pH deve estar entre 5 e 9.

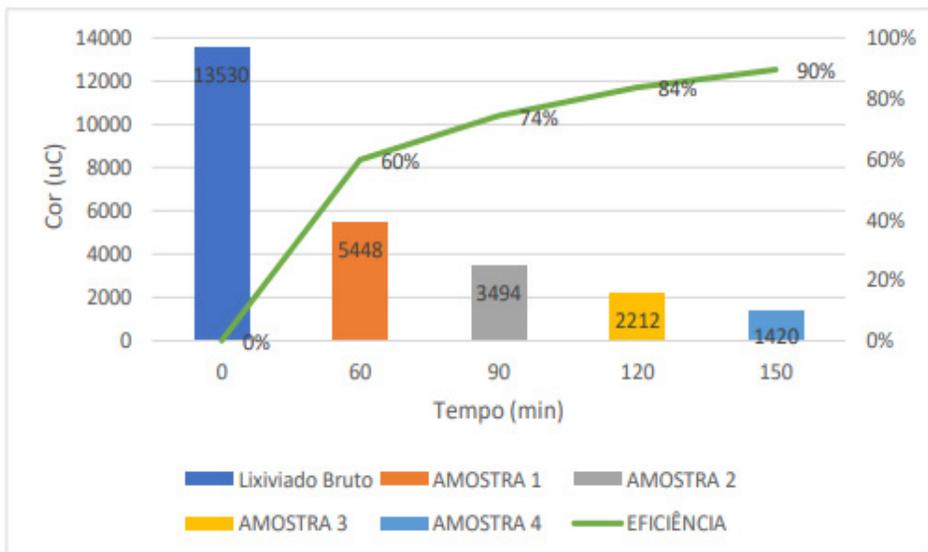


Figura 2 - Resultado da remoção de cor do LA após o processo ozonização/ H_2O_2 , com diferentes tempos de reação e adição de H_2O_2 .

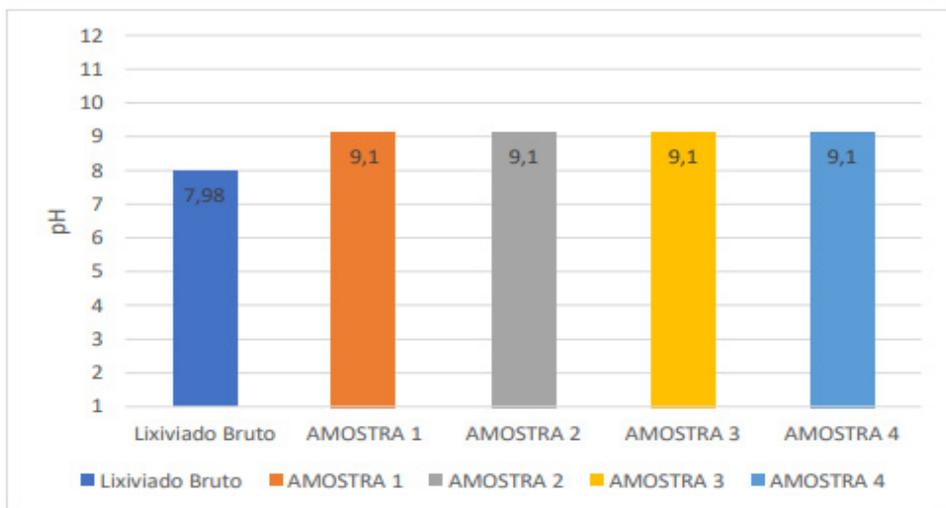


Figura 3 - Resultado da análise de pH do LA após o processo de ozonização/ H_2O_2 .

4 | CONCLUSÕES

A caracterização dos parâmetros do LA, realizada antes do ensaio de ozonização, revelou elevados índices de DBO_5 e DQO e pH próximo a neutralidade, o que atribui à características de LA proveniente de aterro sanitário antigo e estável. O LA de aterro sanitário utilizado para o tratamento por ozonização combinado com H_2O_2 apresentou um bom comportamento durante o processo, o que culminou em resultados satisfatórios. A eficiência pode ser atribuída ao elevado poder de degradação apresentado pelos radicais hidroxila gerados durante o processo. Os resultados mostraram que o tratamento por ozonização/ H_2O_2 foi muito eficaz na remoção de cor do LA estudado, sendo que a eficiência foi mais evidente à medida que foram elevados a quantidade de H_2O_2 do sistema e o tempo de ozonização. O melhor resultado de remoção de cor foi de 90%, em que o LA foi submetido a 150 minutos de ozonização combinado com 60 mL de H_2O_2 .

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio financeiro prestado pela CAPES / FAPERGS, Bolsista CAPES Nº 393 88887.195036 / 2018-00 e 88882.427561 / 2019-01.

REFERÊNCIAS

ABUABDOU, S. M. A. et al. A review of anaerobic membrane bioreactors (AnMBR) for the treatment of highly contaminated landfill leachate and biogas production: Effectiveness, limitations and future perspectives. **Journal of Cleaner Production**, v. 255, p. 120215, 10 maio 2020.

AMOR, C. et al. Winery wastewater treatment by sulphate radical based-advanced oxidation processes (SR-AOP): Thermally vs UV-assisted persulphate activation. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 122, p. 94–101, 1 fev. 2019.

APHA, AWWA, WPCF, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21st ed., **American Public Health Association**, Washington, DC, 2005.

APHA, AWWA, WEF, Standard methods for the examination of water and wastewater 22. **American Public Health Association**, Washington, DC, 2012.

AZADI, S. et al. Photocatalytic treatment of landfill leachate using cascade photoreactor with immobilized W-C-codoped TiO_2 nanoparticles. **Journal of Water Process Engineering**, v. 36, p. 101307, 1 ago. 2020.

BAI, F.; TIAN, H.; MA, J. Landfill leachate treatment through the combination of genetically engineered bacteria *Rhodococcus erythropolis* expressing Nirs and AMO and membrane filtration processes. **Environmental Pollution**, v. 263, p. 114061, 1 ago. 2020.

BAKSHSHOODEH, R. et al. Constructed wetlands for landfill leachate treatment: A review. **Ecological Engineering**, v. 146, p. 105725, 1 mar. 2020.

- BORBA, F. H. et al. Pollutant removal and acute toxicity assessment (*Artemia salina*) of landfill leachate treated by photo-Fenton process mediated by oxalic acid. **Journal of Water Process Engineering**, v. 28, p. 159–168, 1 abr. 2019.
- CAROLINE BAETTKER, E. et al. Applicability of conventional and non-conventional parameters for municipal landfill leachate characterization. **Chemosphere**, v. 251, p. 126414, 1 jul. 2020.
- CHEN, W et al. An investigation of refractory organics in membrane bioreactor effluent following the treatment of landfill leachate by the O_3/H_2O_2 and MW/PS processes. *Waste Management*, v. 97, p. 1-9, set. 2019.
- CONAMA, dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. RESOLUÇÃO Nº 430, DE 13 DE MAIO DE 2011.
- ELMAADAWY, K. et al. Performance evaluation of microbial fuel cell for landfill leachate treatment: Research updates and synergistic effects of hybrid systems. **Journal of Environmental Sciences**, v. 96, p. 1–20, 1 out. 2020.
- FERRAZ, F. M.; YUAN, Q. Organic matter removal from landfill leachate by adsorption using spent coffee grounds activated carbon. **Sustainable Materials and Technologies**, v. 23, p. e00141, 1 abr. 2020.
- FU, L. et al. Ozonation reactivity characteristics of dissolved organic matter in secondary petrochemical wastewater by single ozone, ozone/ H_2O_2 , and ozone/catalyst. **Chemosphere**, v. 233, p. 34–43, 1 out. 2019.
- GHAHRCHI, M.; REZAEI, A. Electro-catalytic ozonation for improving the biodegradability of mature landfill leachate. **Journal of Environmental Management**, v. 254, p. 109811, 15 jan. 2020.
- GHANBARI, F. et al. Efficient treatment for landfill leachate through sequential electrocoagulation, electrooxidation and PMS/UV/CuFe $2O_4$ process. **Separation and Purification Technology**, v. 242, p. 116828, 1 jul. 2020.
- GHAZI, N. M.; LASTRA, A. A.; WATTS, M. J. **Hydroxyl radical (OH) scavenging in young and mature landfill leachates** In: *Water research* pg.149-155. 2014.
- GUO, Y. et al. Comparison of emerging contaminant abatement by conventional ozonation, catalytic ozonation, O_3/H_2O_2 and electro-peroxone processes. **Journal of Hazardous Materials**, v. 389, p. 121829. 5 maio 2020.
- JUNG, C. et al. Chemical oxidation for mitigation of UV-quenching substances (UVQS) from municipal landfill leachate: Fenton process versus ozonation. **Water Research**, v. 108, p. 260–270, 1 jan. 2017.
- KORPE, S. et al. Tannery wastewater treatment by cavitation combined with advanced oxidation process (AOP). **Ultrasonics Sonochemistry**, v. 59, p. 104723, 1 dez. 2019.
- LIMA, V. B. et al. Degradation of antibiotic ciprofloxacin by different AOP systems using electrochemically generated hydrogen peroxide. **Chemosphere**, v. 247, p. 125807, 1 maio 2020.

ONN, S. W. et al. Colour and COD removal from mature landfill leachate using electro-persulphate oxidation process. **Materials Today: Proceedings**, 12 fev. 2020.

PAŹDZIOR, K.; BILIŃSKA, L.; LEDAKOWICZ, S. A review of the existing and emerging technologies in the combination of AOPs and biological processes in industrial textile wastewater treatment. **Emerging advanced oxidation technologies and developing perspectives for water and wastewater treatment.**, v. 376, p. 120597, 15 nov. 2019.

QUAN, X. et al. Enhancing microalgae growth and landfill leachate treatment through ozonization. **Journal of Cleaner Production**, v. 248, p. 119182, 1 mar. 2020.

RANI, A. et al. Treatment of urban municipal landfill leachate utilizing garbage enzyme. **Bioresource Technology**, v. 297, p. 122437, 1 fev. 2020.

SACKEY, L. N. A.; KOČÍ, V.; VAN GESTEL, C. A. M. Ecotoxicological effects on Lemna minor and Daphnia magna of leachates from differently aged landfills of Ghana. **Science of The Total Environment**, v. 698, p. 134295, 1 jan. 2020.

WEBLER, A. D. Tratamento de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos por processos combinados. 2014. **Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)** – Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia (COPPE), Rio de Janeiro, 2014.

CAPÍTULO 17

COEFICIENTE DE DECOMPOSIÇÃO DA SERAPILHEIRA EM ÁREAS DE *EUCALYPTUS UROPHYLLA* E *EUCALYPTUS CITRIODORA*

Data de aceite: 01/10/2020

Data de submissão: 07/07/2020

Winkler José Pinto

Universidade Federal de São João del-Rei,
Programa de Pós-Graduação em Geografia
São João del-Rei - Minas Gerais
<http://lattes.cnpq.br/3634937493654514>

André Batista de Negreiros

Universidade Federal de São João del-Rei,
Departamento de Geociências
São João del-Rei - Minas Gerais
<http://lattes.cnpq.br/2187395401914295>

RESUMO: Transformações nas paisagens naturais do planeta causam impactos negativos ao ambiente. Dentre as causas de perturbações ambientais, inclui-se a atividade da monocultura, que age como um fator de redução da biodiversidade. Neste contexto, análises relacionadas aos processos responsáveis sobre o funcionamento dos ecossistemas, surgem como grande alternativa para avaliar os níveis de perturbações nos ambientes. Assim, o objetivo do estudo foi compreender a influência do cultivo de *Eucalyptus spp.*, sobre a qualidade do ambiente em que está inserido. Para isso, foi selecionada uma área povoada por *Eucalyptus urophylla* e outra composta por *Eucalyptus citriodora*. Nestas áreas foram realizadas mensurações sobre a perda de massa da serapilheira foliar, para o cálculo do coeficiente de decomposição (k). As amostras de serapilheira da área de *E. urophylla*

apresentaram coeficiente de decomposição médio igual à $k = 0,48$, enquanto a área de *E. citriodora* apontou valor médio igual à $k = 0,53$. Os valores de k apresentados pela serapilheira dos eucaliptais não apontaram diferença estatísticas entre as espécies (Teste t- de Student, $p < 0,05$). A serapilheira das amostras de *E. urophylla* e *E. citriodora* apresentaram baixo valor para o coeficiente de decomposição, corroborando um padrão visto em espécies de eucaliptais, que está fortemente ligada à composição química do material foliar destas espécies, o que dificulta a ação dos agentes decompositores.

PALAVRAS-CHAVE: Processos Ecosistêmicos, Decomposição da Serapilheira, Coeficiente de decomposição (k), Funções da Serapilheira.

DECOMPOSITION COEFFICIENT OF LITTER IN AREAS OF *EUCALYPTUS UROPHYLLA* AND *EUCALYPTUS CITRIODORA*

ABSTRACT: Transformations on the planet's natural landscapes have negative impacts on the environment. Among the causes of environmental disturbances, the activity of monoculture is included, which acts as a factor in reducing biodiversity. In this context, analyzes related to the processes responsible for the functioning of ecosystems, appear as a great alternative to assess the levels of disturbances in the environments. Thus, the objective of the study was to understand the influence of *Eucalyptus spp.* Cultivation on the quality of the environment in which it is inserted. For this, an area populated by *Eucalyptus urophylla* and another composed

by *Eucalyptus citriodora* were selected. In these areas, measurements were made on the leaf litter mass loss, to calculate the decomposition coefficient (k). The litter samples from the area of *E. urophylla* presented an average decomposition coefficient equal to $k = 0.48$, while the area of *E. citriodora* showed an average value equal to $k = 0.53$. The k values presented by the eucalyptus litter did not show any statistical difference between the species (Student's t -test, $p < 0.05$). The litter of the samples of *E. urophylla* and *E. citriodora* showed low value for the decomposition coefficient, corroborating a pattern seen in eucalyptus species, which is strongly linked to the chemical composition of the leaf material of these species, which makes it difficult for the agents to action decomposers.

KEYWORDS: Ecosystem Processes, Litter decomposition, Decomposition coefficient (k), Litter functions.

1 | INTRODUÇÃO

Como resultado direto de ações antrópicas, a fragmentação de habitats, figura entre as mais graves ameaças à conservação dos ecossistemas, modificando a dinâmica e as relações ecológicas entre populações da fauna e flora, e destas com o meio abiótico (ALMEIDA, 2008). As ações humanas intensificam as perturbações dos ecossistemas, resultando na perda de habitats e biodiversidade, dentre outros distúrbios ambientais (FOLEY *et al.*, 2005).

A perda da biodiversidade na Terra tem consequências diretas e indiretas sobre a qualidade de vida no planeta (BENSUNSAN, 2006). Quanto menor a quantidade de florestas nativas, menos recursos e condições existirão naquela região e, assim, menos espécies poderão sobreviver naquele local (PÁDUA e CHIARAVALLOTI, 2012). Existe uma combinação entre recursos e condições (nicho ecológico) de um lugar para que cada espécie esteja presente (SANTANA, 2010). Portanto, quanto mais combinações existem entre os recursos e as condições de um ambiente, maior será a biodiversidade e a heterogeneidade da paisagem, resultando em uma maior diversidade biológica (BAPTISTA, 1998).

Dentre as atividades antrópicas que causam diversas perturbações ambientais, incluem-se as atividades de monocultura de espécies arbóreas (FOLEY *et al.*, 2005). Destacado aqui a silvicultura de *Eucalyptus spp.*, que têm avançado em várias regiões e fragmentado consideravelmente o *habitat* natural (GUO e SIMS, 1999). O seu desenvolvimento tem aumentado em resposta à demanda da indústria madeireira comercial global (FORRESTER *et al.*, 2013). Devido ao seu rápido crescimento, curta rotação no plantio e o alto consumo de nutrientes do solo e da água (VIANA, 2004), a ciclagem de nutrientes é uma das limitações para o estabelecimento de ecossistemas sustentáveis em áreas onde ocorrem a cultura de *Eucalyptus spp.* (LEMA *et al.*, 2007).

O cultivo de eucaliptais são apontados como indutores de desertificação, em associação ao ressecamento do solo (CANNELL, 1999), ocasionando um déficit no balanço hídrico do sistema ambiental (VIANA, 2004). Também é evidenciado como desestabilizador da ciclagem de nutrientes e causador de efeitos alelopáticos (LIMA, 1996). Em culturas

de *Eucalyptus spp.* são apontadas baixas taxas de decomposição da serapilheira (GAMA-RODRIGUES e BARROS, 2002), o que diminui a transferência de nutrientes na interação entre serapilheira e solo (GUO e SIMS, 2001), além de concentrar matéria seca de baixa qualidade nutricional para as cadeias microbianas responsáveis pela decomposição do material vegetal (FORRESTER *et al.*, 2006). O contínuo uso da terra para a cultura de *Eucalyptus spp.* pode ocasionar um acúmulo de fitotoxinas no solo, empobrecendo e comprometendo ainda mais a sua capacidade de fertilização (ZHANG e FU, 2009).

A serapilheira é responsável por inúmeras funções no equilíbrio e dinâmica ambiental (COSTA *et al.*, 2010). Ela realiza importante papel na ciclagem dos nutrientes (ODUM, 1988), uma vez que seus processos de deposição e decomposição são as principais fontes de transferência de nutrientes para os solos florestais (ABER e MELILO, 1991; CALDEIRA *et al.*, 2008). A serapilheira está também relacionada ao armazenamento de umidade e controle dos fluxos hídricos no ambiente (VALLEJO, 1982), controlando a capacidade de infiltração de água no solo (COELHO NETTO, 2003). Além de minimizar os efeitos erosivos no solo (VOIGTLAENDER, 2019).

De maneira, que compreender a dinâmica espacial e temporal dos processos da serapilheira torna-se um mecanismo eficaz para a compreensão dos distúrbios ambientais (SCHUMACHER *et al.*, 2004), transformando-a em um potente indicador de qualidade do ecossistema (ALVARENGA, 2013). Dessa forma, o objetivo deste trabalho é avaliar o processo de decomposição da serapilheira, através da análise dos resultados referentes ao coeficiente de decomposição (k), e discuti-los com outros estudos, desenvolvidos no Brasil e no exterior. O presente capítulo se originou de um trabalho de conclusão de curso para obtenção do título em geografia na Universidade Federal de São João del-Rei e complementa a análise realizada pelo trabalho desenvolvido por Pinto e Negreiros (2018).

2 | MATERIAIS E MÉTODOS

Para as análises realizadas neste estudo foram selecionadas nos limites da bacia hidrográfica do Córrego do Lenheiro, uma área composta por *Eucalyptus urophylla*, e outra por *Eucalyptus citriodora*. A bacia está inserida nos limites de São João del-Rei, município situado na mesorregião do Campo das Vertentes, no estado de Minas Gerais (Figura 1). Segundo a classificação de Köppen e Geiger (1928), o clima é o Cwa, temperado e úmido, com duas estações bem definidas, verão quente e úmido, e inverno frio e seco. A temperatura média anual do município é de 19,2 °C, e a precipitação média é de 1437 mm ao ano (BARUQUI *et al.*, 2006). No período do experimento, entre os dias 24 de Março de 2017 e 22 de julho de 2017, a temperatura média apresentada na região estudada foi de 18,9°C, e as chuvas acumuladas para esse período amostral foi de 54 mm, enquanto a precipitação acumulada para todo ano de 2017 foi igual à 1133mm (INMET).

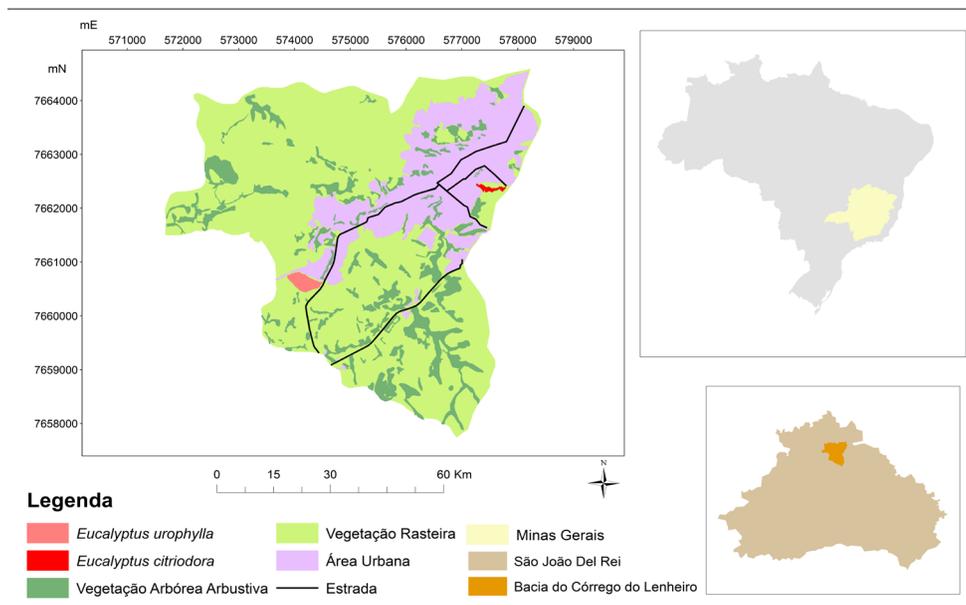


Figura 1: Mapa de localização da área de estudos.

(Fonte: Adaptado de Pinto e Negreiros, 2018)

O limite total da bacia hidrográfica ocupa uma área estimada em 2.715,72 ha., sua formação data próximo de 1,6 bilhões de anos, com altitude máxima atingindo 1.262 m. Geologicamente falando, o conjunto está inserido à Serra de São José, e são separadas pelo vale do Rio das Mortes (TAVARES, 2011). Considerado um anticlinal falhado, a Serra do Lenheiro, conta com pacote basal de quartzitos na sequência superior, e conglomerados situados na passagem dos quartzitos para os filitos, supondo ser um ambiente de deposição fluvial (VALERIANO, 1985). A vegetação natural predominante na região é caracterizada como campo cerrado e cerrado (CETEC, 1989). Caracterizada por áreas fragmentadas de matas, devido ao uso e ocupação do solo (ROSA *et al.*, 2018). Destacando-se dentre estas áreas um grande número de silviculturas de eucaliptais (RESENDE *et al.*, 2015).

A decomposição da serapilheira foliar foi avaliada utilizando o método dos *litter bags* (BOCOCK e GILBERT, 1957). Que permite mensurar em escala temporal, a perda de massa do material aferido (SCORIZA, 2012). Foram utilizados *litter bags* de malha porosa de 1 mm de espessura, e dimensões de 15 cm x 10 cm. Estes foram preenchidos com a fração foliar da serapilheira recém depositada sobre a superfície do solo, a camada denominada A_{000} da serapilheira (MILLER, 1974).

O material coletado nas áreas amostrais, em laboratório, foram acometidos em estufa à 75°C, até atingir peso constante. Após este processo, uma fração foliar de 3 g de serapilheira foi acondicionada em cada *litter bag*, posteriormente depositadas oito amostras

nos fragmentos selecionados, sendo realizada três repetições em cada área amostral (GUO e SIMS, 1999; VIERA *et al.*, 2014; PINTO e NEGREIROS, 2018).

A coleta do material foi realizada quinzenalmente, sendo recolhido em cada plano amostral três *litter bags* por coleta, resultando na duração total de 120 dias deste processo, que foi realizado entre os dias 24 de Março de 2017 e 22 de julho de 2017 (PINTO e NEGREIROS, 2018). As amostras coletadas eram transportadas para o laboratório, onde era realizado o processo de triagem, para a separação da fração foliar das demais partes indesejadas. Em seguida, o material era acondicionado em estufa à 75°C, onde permanecia até alcançar peso constante, para a realização da pesagem final, e posteriormente realização do cálculo referente ao coeficiente de decomposição (k) (SCORIZA *et al.*, 2012; SILVA-JUNIOR *et al.*, 2014; PINTO e NEGREIROS, 2018).

Para o cálculo do coeficiente de decomposição (k) da fração foliar da serapilheira, foi utilizado o ajuste de modelo exponencial (THOMAS e ASAKAWA, 1993):

$$X_t = X_0 * e^{-kt}$$

Onde: X_t : peso seco (g) do material remanescente após t dias; X_0 : peso inicial (g) de material seco no tempo zero (t=0); k : constante de decomposição; t : tempo em dias.

Para comparação entre os resultados obtidos referentes ao coeficiente de decomposição das amostras da serapilheira das áreas amostradas (*E. urophylla* x *E. citriodora*), foi realizado Teste-t de Student.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÕES

Para as taxas de decomposição mensuradas, as amostras de serapilheira da área de *E. citriodora*, apresentaram maior percentual de perda de massa foliar ao longo do experimento em comparação com as amostras de *E. urophylla* (PINTO e NEGREIROS, 2018). A média do coeficiente de decomposição (k), para as amostras provenientes da área composta por *E. urophylla* foi, $k = 0,48$, e para as amostras de *E. citriodora*, $k = 0,53$ (Tabela 1; Figura 2). Os valores referentes ao coeficiente de decomposição das amostras de serapilheira das áreas de *E. urophylla* e *E. citriodora* não apontaram diferenças estatísticas entre as espécies (Teste-t de Student, $p < 0,05$).

Plano Amostral	Coeficiente de Decomposição (k)			Média	Desvio Padrão
<i>E. urophylla</i>	0,51 ^A	0,45 ^A	0,48 ^A	0,48	0,03
<i>E. citriodora</i>	0,54 ^A	0,53 ^A	0,51 ^A	0,53	0,02

Tabela 1: Coeficiente de decomposição (k), das amostras de serapilheira depositadas nas áreas de estudo.

*Letras iguais indicam que não houveram diferenças estatísticas entre as amostras (Teste t- de Student, $p < 0,05$).

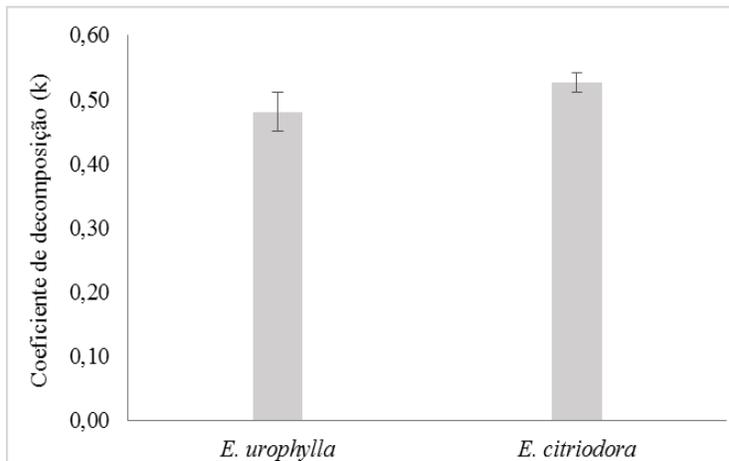


Figura 3: Coeficiente de decomposição (k), das amostras de serapilheira das áreas de eucaliptais.

Os dados apresentados relacionados à decomposição da serapilheira, apontados neste estudo, corroboram um padrão característico para *Eucalyptus spp.* (GAMA-RODRIGUES e BARROS, 2002; COSTA *et al.*, 2005; XAVIER VALADÃO *et al.* 2019), embora tenha sido avaliado em um período de apenas 120 dias. Este padrão, é representado por uma lenta decomposição da massa foliar (GUO e SIMS, 1999), devido à qualidade química do material vegetal, caracterizado principalmente por elevadas concentrações de ligninas e polifenóis (FACELLI e PICKETT, 1991; FERNANDES *et al.* 2007).

Os valores apresentados neste estudo se aproximam dos resultados vistos na literatura nacional e internacional. Para efeito de comparação com outros resultados apresenta-se uma compilação de dados, realizados através de revisão bibliográfica, com os valores do coeficiente de decomposição (k) apontados para áreas de eucaliptais (Tabela 2), e na sequência, os valores obtidos em áreas florestais (Tabela 3).

Tipo de vegetação	Localização	C. D. (k)*	Referência
<i>Eucalyptus urophylla</i>	São João del-Rei - MG	0,48	Neste estudo
<i>Eucalyptus citriodora</i>	São João del-Rei - MG	0,53	Neste estudo
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	Campos dos Goytacazes - RJ	0,59	Zaia e Gama-Rodrigues (2004)
<i>Eucalyptus pellita</i>	Campos dos Goytacazes - RJ	0,51	Zaia e Gama-Rodrigues (2004)
<i>E. urophylla</i> x <i>E. globulus maidenii</i>	Eldorado do Sul - RS	0,54	Shumacher <i>et al.</i> (2013)

<i>Eucalyptus urophylla</i>	Vitória da Conquista - BA	0,52	Pinto <i>et al.</i> (2016)
<i>Eucalyptus spp.</i>	Brasília - DF	0,34	Valadão <i>et al.</i> , 2019
<i>Eucalyptus spp.</i>	Queensland - Austrália	0,54	Wang <i>et al.</i> (2019)
<i>Eucalyptus spp.</i>	Queensland - Austrália	0,33	Wang <i>et al.</i> (2019)
<i>Eucalyptus cloeziana</i>	Manica - Moçambique	0,51	Olson <i>et al.</i> (2019)

Tabela 2: Coeficiente de Decomposição (k) da serapilheira, em espécies de eucaliptais.

*Coeficiente de Decomposição (k)

Tipo de vegetação	Localização	C. D. (k)*	Referência
Floresta Amazônica	Ilha de Maracá -- RR	2,00	Scott <i>et al.</i> (1992)
Floresta de Restinga	Ilha do Cardoso - SP	1,07	Moraes <i>et al.</i> (1999)
Floresta úmida de Encosta	Jamaica	2,56	Mc Donald e Healey (2000)
Floresta de Mata Atlântica	Pinheiral - RJ	2,30	Menezes <i>et al.</i> (2010)
Floresta Ombrófila Primária	Ji-Paraná - RO	1,20	Cabianchi (2010)
Mata mesofítica	Pirapitinga - MG	1,54	Giácomo <i>et al.</i> (2012)
Floresta tropical (<i>Macaranga trachyphylla</i>)	Ilha de Borneo - Málasia	2,80	Nakamura <i>et al.</i> (2020)

Tabela 3: Coeficiente de Decomposição (k) da serapilheira, em diferentes tipos de vegetação florestal.

*Coeficiente de Decomposição (k)

Os dados apresentados referentes ao coeficiente de decomposição em espécies de eucaliptais (Tabela 2), quando comparados com dados coletados em áreas florestais (Tabela 3), apontam para um grande contraste entre as distintas áreas (monocultura de *Eucalyptus spp.* x áreas florestais heterogêneas). Evidenciando assim, um padrão de lenta decomposição da serapilheira em áreas de eucaliptais (GUO e SIMS, 1999; COSTA *et al.*, 2005).

Dessa forma, pode se atribuir que a decomposição da serapilheira é influenciada por uma gama de elementos bióticos e abióticos (CIANCIARUSO *et al.* 2006; WOOD e LAWRENCE, 2008), dentre eles: tipo de vegetação; estágio sucessional da vegetação; latitude; altitude; clima; temperatura; precipitação; disponibilidade de luz e fotoperíodo; evapotranspiração; relevo; disponibilidade hídrica; pedologia; estoque de nutrientes no solo

(MONTEZUMA, 2005; VALENTI *et al.* 2008, ABREU *et al.* 2010, SANTANA *et al.* 2010); diversidade da macro e microbiota; herbivoria (SEASTEDT e CROSSLEY JR, 1984); diversidade do material vegetal; qualidade nutricional da serapilheira (FERNANDES *et al.* 2007, VOGEL *et al.* 2007), incluindo quantidade de ligninas e polifenóis; relações C/N, C/P, lignina/N, polifenóis/N e lignina + polifenóis/N; concentração de nutrientes e de CO₂ atmosférico; e deposição de nitrogênio (FACELLI e PICKET, 1991; PORTES *et al.*, 1996; DINIZ e PAGANO, 1997). Outro fator de grande importância, é a fauna edáfica, formada pelos microrganismos e invertebrados que passam a maior parte de sua vida no solo e na serapilheira (GONZÁLEZ *et al.*, 2001). Que são um dos principais responsáveis pela decomposição da serapilheira e ciclagem de nutrientes, causando alterações químicas, físicas e biológicas no solo (FORRESTER *et al.*, 2006).

Relacionada à composição química do material, vegetais que contém alta concentração de lignina e polifenóis, estão associados às baixas taxas de decomposição da serapilheira (DINIZ e PAGANO, 1997). Estes elementos são constituintes da estrutura dos materiais orgânicos que persistem nas folhas de *Eucalyptus spp.* (COSTA *et al.*, 2005). Eles estão ligados à baixa palatabilidade do material orgânico para a fauna edáfica (CABANÉ *et al.*, 2004), fator que contribui para baixas taxas de decomposição em áreas eucaliptais (GAMA-RODRIGUES *et al.*, 2003). Já para a concentração de N e P, a serapilheira com maiores teores de concentração destes, apontam para taxas de decomposição mais aceleradas, em comparação aos materiais que apresentam menores concentrações (LIU *et al.*, 2003), como os *Eucalyptus spp.* (COSTA *et al.*, 2005).

Corroborando com os dados apresentados nas Tabelas 2 e 3, deve ser destacada a influência do meio sobre a perda de massa foliar da serapilheira. Áreas que apresentam grande heterogeneidade de espécies vegetais, propiciam maior disponibilidade de recursos e condições, favorecendo maior riqueza e diversidade biológica (PÁDUA e CHIARAVALLOTI, 2012), incluindo uma fauna edáfica mais diversificada, o que propicia maior coeficiente de decomposição nesta áreas (GONZÁLEZ *et al.*, 2001; FERNANDES *et al.*, 2007). Evidencia-se dessa forma que as áreas de *Eucalyptus spp.*, por se tratarem de monoculturas, possuem condições mais inóspitas para os agentes decompositores coexistirem (PÁDUA e CHIARAVALLOTI, 2012), propiciando assim, baixas taxas de decomposição nestas áreas (VOGEL *et al.*, 2007).

Outro fator destacado com grande importância para a decomposição da serapilheira, é a precipitação pluvial (MONTEZUMA, 2005). Períodos com alta precipitação apontam para maiores taxas de decomposição do material foliar (COSTA *et al.*, 2005). Desta forma, vale salientar que no período do experimento (120 dias), a precipitação foi de somente 54 mm (INMET), fator que, aliado à qualidade do material vegetal (FERNANDES *et al.* 2007), e a influência do meio (GUO e SIMS, 1999; VOGEL *et al.* 2007), contribuiu para os coeficientes de decomposição apontados pelas espécies avaliadas, considerados baixos.

4 | DISCUSSÕES FINAIS

Os coeficientes de decomposição de *E. urophylla* ($k = 0,51; 0,48; 0,45$) e *E. citriodora* ($k = 0,54; 0,51; 0,53$) apontados neste estudo, corroboraram com os valores considerados como um padrão na literatura nacional e internacional, evidenciando uma lenta decomposição, fortemente ligada à sua composição química, demarcada pela alta concentração de ligninas e polifenóis, tornando o material vegetal não atrativo para os agentes decompositores, o que resulta em uma lenta decomposição da serapilheira destas espécies.

As análises realizadas neste estudo demonstraram-se eficazes para o entendimento do funcionamento de ecossistemas com plantios de *Eucalyptus spp.* Possibilitou observar à partir de comparação com os resultados compilados através de revisão bibliográfica, que os ecossistemas de áreas florestais funcionam de forma mais eficiente que os ambientes de monoculturas de eucaliptais. Destacando a importância da proteção dos ecossistemas que apresentam grande diversidade de espécies da fauna e da flora. De maneira que se torna essencial pensar em um manejo de solo menos predatório, para não prejudicar o funcionamento dos ecossistemas e conseqüentemente trazer futuros problemas para a sociedade.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo financiamento da Pós-Graduação, à Universidade Federal de São João del-Rei (UFSJ) pela concessão da bolsa de estudos.

REFERÊNCIAS

ABER, J.D.; MELILO, J. **Terrestrial ecosystems**. Reinhart and Wintson, Inc.: Orlando, FL. USA. 428 p., 1991.

ABREU, J.R.S.P.; OLIVEIRA, R.R.; MONTEZUMA, R.C.M. **Dinâmica da serapilheira em um trecho de Floresta Atlântica secundária em área urbana do Rio de Janeiro**. *Pesquisas Botânica*, v. 61, p. 279-291, 2010.

ALMEIDA, C. G. **Análise espacial dos fragmentos florestais na área do Parque Nacional dos Campos Gerais, Paraná**. Dissertação de mestrado em Gestão do Território, Universidade Estadual de Ponta Grossa. Ponta Grossa-PR, 74 p., 2008.

ALVARENGA, A.C. **Produção e qualidade de serapilheira e aporte de nutrientes em sistemas agroflorestais de agricultores familiares do norte de Minas Gerais**. Dissertação de mestrado em Ciências Agrárias, área de concentração em Agroecologia - Universidade Federal de Minas Gerais, p. 83, 2013.

BAPTISTA, P. J. **A ecologia da paisagem na promoção da biodiversidade**. *Agro fórum: revista da Escola Superior Agrária de Castelo Branco*, v. 7, n. 13, p. 37-43, 1998.

BARUQUI, A. M. A.; NAIME, U. J.; MOTTA, P. E. F.; CARVALHO FILHO, A. D. **Levantamento de reconhecimento de média intensidade dos solos da Zona Campos das Vertentes-MG**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos-Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 96 (INFOTECA-E). 326 p., 2006.

BENSUNSAN, N. **Conservação da biodiversidade em áreas protegidas**. Ed. 1. Rio de Janeiro: Editora FGV, 176 p., 2006.

BOCOCK, K.L.; GILBERT, O.J.W. **The disappearance of litter under different woodland conditions**. *Plant and Soil*, v.9, n.2, p.179-185, 1957.

CABANÉ, M., PIREAUX, J-C., LÉGER, E., WEBER, E., DIZENGREMEL, P., POLLET, B., LAPIERRE, C. **Condensed Lignins Are Synthesized in Poplar Leaves Exposed to Ozone**. *Plant Physiology*. v. 134, n. 2, p. 586–594, 2004.

CABIANCHI, G.M. **Ciclagem de nutrientes via serapilheira em um fragmento ciliar do rio Urupá, Rondônia**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, 2010.

CALDEIRA, M.V.W.; VITORINO, M.D.; SCHAADT, S.S.; MORAES, E.; BALBINOT, R. **Quantificação de serapilheira e de nutrientes em uma Floresta Ombrófila Densa**. Seminário: *Ciências Agrárias*, v.29, n.1, p. 53-68, 2008.

CANNELL, M. G. R. **Impactos ambientais das monoculturas florestais: uso da água, acidificação, conservação da vida selvagem e armazenamento de carbono**. *Kluwer Academic Publishers. New Forests* v. 17, p. 239-262, 1999.

CETEC, Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais. **Caracterização Ambiental da Bacia do Rio das Mortes. MG**. Relatório Técnico Final. Belo Horizonte, v. 1 e 2, 11 p., 1989.

CIANCIARUSO, M.V.; PIRES, J.S.R.; DELITTI, W.B.C.; SILVA, E.F.L.P. **Produção de serapilheira e decomposição do material foliar em um cerradão na Estação Ecológica de Jataí, município de Luiz Antônio, SP, Brasil**. *Acta Botânica Brasílica* v. 20, n.1, p. 49-59, 2006.

COELHO NETTO A.L. **Evolução de Cabeceiras de Drenagem no Médio Vale do Rio Paraíba do Sul (SP/RJ): Bases para um Modelo de Formação e Crescimento da Rede de Canais sob Controle Estrutural**. *Revista Brasileira de Geomorfologia*. v. 4, n. 2, p.93-148. 2003.

COSTA, C.C.A.; CAMACHO, R. G. V.; MACEDO, I. D.; SILVA, P. C. M. **Análise comparativa da produção de serapilheira em fragmentos arbóreos e arbustivos em área de caatinga na Flona de Açu - RN**. *Revista Árvore*, n.34, v.2, p.259-265, 2010.

COSTA, G. S.; GAMA-RODRIGUES, A. C. D.; CUNHA, G. D. M. **Decomposição e liberação de nutrientes da serapilheira foliar em povoamentos de *Eucalyptus grandis* no norte fluminense**. *Revista Árvore*, v. 29, n. 4, p. 563-570. 2005.

DINIZ, S.; PAGANO, S. N. **Dinâmica de folhedo em floresta mesófila semidecídua no município de Araras, SP**. I – Produção, decomposição e acúmulo. *Revista do Instituto Florestal*, v. 9, n. 1, p. 27-36, 1997.

FACELLI J.M.; PICKETT S.T.A. **Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure**. *The Botanical Review*. v. 57, p. 1-32, 1991.

FERNANDES, M.E.B.; NASCIMENTO, A.A.M.; CARVALHO, M.L. **Estimativa da produção anual de serapilheira dos bosques de mangue no Furo Grande, Bragança, Pará.** *Revista Árvore* v. 31, n. 5, p. 949-958, 2007.

FORRESTER, D. I.; BAUHUS, J.; COWIE, A. L.; VANCLAY, J. K. **Mixed-species plantations of *Eucalyptus* with nitrogen-fixing trees: a review.** *Forest Ecology and Management*, v. 233(2-3), p. 211-230, 2006.

FORRESTER, D. I.; KOHNLE, U.; ALBRECHT, A. T.; BAUHUS, J. **Complementarity in mixed-species stands of *Abies alba* and *Picea abies* varies with climate, site quality and stand density.** *Forest ecology and management*, v. 304, p. 233-242, 2013.

FOLEY, J. A.; DEFRIES, R.; ASNER, G. P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S. R.; HELKOWSKI, J. H. **Global consequences of land use.** *Science*, v. 309, n. 5734, p. 570-574, 2005.

GAMA-RODRIGUES, A.C.; BARROS, N. F.; SANTOS, M. L. **Decomposição e liberação de nutrientes do folheto de espécies florestais nativas em plantios puros e mistos no sudeste da Bahia.** *Bras. Ci. Solo*, v. 27, p. 1021-1031, 2003.

GAMA-RODRIGUES, A. C.; BARROS, N.F. **Ciclagem de nutrientes em floresta natural e em plantios de eucalipto e de dandá no sudeste da Bahia, Brasil.** *Revista Árvore*, v. 26, n. 2, p. 193-207, 2002.

GIÁCOMO, R. G.; PEREIRA, M. G.; MACHADO, D. L. **Aporte e decomposição de serapilheira em áreas de cerrado e mata mesofítica na estação ecológica de Pirapitinga-MG.** *Ciência Florestal*, v. 22(4), p. 669-680, 2012.

GONZÁLEZ, G.; LEY, R.E.; ZOU, X.; SEASTEDT, T.R. **Soil ecological interactions: comparisons between tropical and subalpine forests.** *Oecologia*, v.128, n.4, p. 549-556, 2001.

GUO, L. B.; SIMS, R. E. H. ***Eucalypt* litter decomposition and nutrient release under a short rotation forest regime and effluent irrigation treatments in New Zealand: I. External effects.** *Soil Biology and Biochemistry*, v. 33, n. 10, p. 1381-1388, 2001.

GUO, L. B.; SIMS, R. E. H. **Litter decomposition and nutrient release via litter decomposition in New Zealand *eucalypt* short rotation forests.** *Agriculture, ecosystems & environment*, v. 75, n. 1, p. 133-140, 1999.

KÖPPEN, W.; GEIGER, R. ***Klimate der Erde. Gotha: Verlag Justus Perthes.*** Wall-map 150 cm x 200 cm, 1928.

LEMA, M., KEBE, S.; OPIO, R.; FENDERSON, C.; ADEFOPE, N. **Evaluation of TRICAL-336 triticale, Maton rye and Kentucky-31 fescue as winter pasture for meat goats.** *Journal of sustainable agriculture*, v. 30, n. 2, p. 89-104, 2007.

LIMA, W. P. **Impacto ambiental do eucalipto.** São Paulo: EDUSP (2ª ed.), 301p. 1996.

LIU, W.; FOX, J.E.D.; XU, Z. **Litterfall and nutrient dynamics in a montane moist evergreen broad-leaved forest in a Ailao mountains, SW China.** *Plant Ecology* v. 164 n. 2, p.157-170, 2003.

MCDONALD, M.A.; HEALEY, J.R. **Nutrient cycling in secondary forest in the Blue Mountains of Jamaica.** *Forest Ecology and Management* 139: 257-278, 200.

MENEZES, C. E. G.; PEREIRA, M. G.; CORREIA, M. E. F.; ANJOS, L. H. C. D.; PAULA, R. R.; SOUZA, M. E. D. **Aporte e decomposição da serapilheira e produção de biomassa radicular em florestas com diferentes estágios sucessionais em Pinheiral, RJ.** *Ciência Florestal*, v. 20, n. 3, p. 439-452, 2010.

MILLER C.S. **Decomposition of coniferous leaf litter.** *Biology of plant litter decomposition.* Academic press, London, v. 1, p. 105-28, 1974.

MONTEZUMA, R.C.M. **Produção e reabilitação funcional do piso florestal em clareira de deslizamento – Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro.** Programa de Pós-graduação em Geografia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Tese de Doutorado, 282p., 2005.

MORAES, R. G. de; DELITTI, W. B. C.; VUONO, Y. S. **Litterfall and litter nutrient in two Brazilian Tropical Forest.** *Revista Botânica*, São Paulo. v. 22, p. 10 - 14, 1999.

NAKAMURA, R.; CORNELIS, J. T.; DE TOMBEUR, F.; YOSHINAGA, A.; NAKAGAWA, M.; KITAJIMA, K. **Diversity of silicon release rates among tropical tree species during leaf-litter decomposition.** *Geoderma*, v. 368, e114288, 2020.

ODUM, E.P. **Ecologia.** Rio de Janeiro: Ed. Guanabara Koogan S.A. 434p., 1988.

OLSSON, B. A.; GUEDES B. S.; DAHLIN, A. S.; HYVÖNEN, R. **Predicted long-term effects of decomposition of leaf litter from *Pinus taeda*, *Eucalyptus cloeziana* and deciduous miombo trees on soil carbon stocks.** *Global Ecology and Conservation*, v. 17, e00587, 2019.

PÁDUA, C. B. V.; CHIARAVALLOTI, R. M. **Silvicultura e Biodiversidade.** *Cadernos do Diálogo*, v. 4. Rio do Sul, SC. APREMAVI, 2012.

PINTO, H. C. A.; BARRETO, P. A. B.; GAMA-RODRIGUES, E. F. D.; OLIVEIRA, F. G. R.; PAULA, A. D.; AMARAL, A. R. **Decomposição da serapilheira foliar de floresta nativa e plantios de *Pterogyne nitens* e *Eucalyptus urophylla* no Sudoeste da Bahia.** *Ciência Florestal*, v. 26, n. 4, p. 1141-1153, 2016.

PINTO, W.J.; NEGREIROS, A. B. **A serrapilheira como bioindicador de qualidade ambiental em fragmentos de *Eucalyptus*.** *Revista Continentes*, n. 12, 2018.

PORTES, M. C. G. O.; KOEHLER, A.; GALVÃO, F. **Variação sazonal de deposição de serapilheira em uma Floresta Ombrófila Densa Altomontana no morro do Anhagava- PR.** *Floresta*, v. 26, n. 1-2, p. 3-10, 1996.

RESENDE, T. F.; ALMEIDA, G. P.; NEGREIROS, A.B. **Caracterização geoecológica e análise de fragmentos da bacia do Córrego do Lenheiro, São João del-Rei-MG.** *Revista Continentes*, n. 6, p. 68-82, 2015.

ROSA, T.; DUTRA, S. B.; NEGREIROS, A. B.; PEREIRA, G.; CARDOZO, F. D. S. **Modificações de uso e cobertura da terra no município de São João del-Rei-MG com ênfase para áreas de regeneração da cobertura vegetal.** *Caminhos de Geografia*, v. 19, n. 66, p. 313-324, 2018.

- SANTANA, O.A.; ENCINAS, J.I.; SILVEIRA, L.S.; RIBEIRO, G.S. **Produção de serapilheira em Floresta de Galeria e Floresta Mesofítica na Dolina da Garapa, Distrito Federal, Brasil.** *Cerne*, v.16 n. 4, p. 585-596, 2010.
- SCHUMACHER, M.V.; BRUN, E.J.; KÖNIG, F.G. **Análise de nutrientes para a sustentabilidade.** *Revista da Madeira*, Curitiba, n.83, 2004.
- SCHUMACHER, M. V.; CORRÊA, R. S.; VIERA, M.; ARAÚJO, E. F. D. **Produção e decomposição de serapilheira em um povoamento de *Eucalyptus urophylla* x *Eucalyptus globulus maidenii*.** *Cerne*, v. 19, n. 3, p. 501-508, 2013.
- SCORIZA, R.N.; PEREIRA, M. G.; PEREIRA, G. H. A.; MACHADO, D. L.; SILVA, E. M. R. **Métodos para coleta e análise de serapilheira aplicados à ciclagem de nutrientes.** *Floresta e ambiente*, v. 2, n. 2, p. 1-18, 2012.
- SCOTT, D.A.; PROCTOR, J.; THOMPSON, J. **Ecological studies on a lowland evergreen rain forest on Maracá Island, Roraima, Brazil. II. Litterfall and nutrient cycling.** *Journal of Ecology* v. 80, p. 689-703, 1992.
- SILVA-JUNIOR, E. F. *et al.* **Leaf decomposition and ecosystem metabolism as functional indicators of land use impacts on tropical streams.** *Ecological Indicators*, v. 36, p. 195-204, 2014.
- SEASTEDT, T. R.; CROSSLEY JR, D. A. **The influence of arthropods on ecosystems.** *Bioscience*, v. 34, n. 3, p. 157-161, 1984.
- TADAKI, Y. **Leaf Biomass.** *JIBP synthesis*, Tokyo, v.16, p. 39-57, 1977.
- TAVARES, R. R. B. **Serra do Lenheiro em São João del-Rei como atrativo ecoturístico: um estudo de caso.** *Saberes Interdisciplinares*, v. 4, n. 7, p. 67-94, 2017.
- THOMAS R. J.; ASAKAWA N. M. **Decomposition of leaf litter from tropical forage grasses and legumes.** *Soil Biology & Biochemistry*, v.25, n.10, p.1351-1361, 1993.
- VALENTI, M.W.; CIANCIARUSO, M.V.; BATALHA, M.A. **Seasonality of litterfall and leaf decomposition in a cerrado site.** *Brazilian Journal Biology*, v. 68 n. 3, p. 459-465, 2008.
- VALLEJO, L.R. **A influência do “litter” na distribuição das águas pluviais.** 1982. Tese de Doutorado. Dissertação (Mestrado em Geografia). Rio de Janeiro, RJ: UFRJ, 88p., 1982.
- VALERIANO, C. **Geologia Estrutural e Estratigrafia do Grupo São João del-Rei na Região de São João del-Rei.** Tese de Pós-Graduação, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 1985.
- VIANA, M. B. **O Eucalipto e os efeitos ambientais do seu plantio em escala.** Consultoria Legislativa. Brasília-DF. p. 9, 2004.
- VIERA, M.; SCHUMACHER, M.V.; ARAÚJO, E.F. **Disponibilização de nutrientes via decomposição da serapilheira foliar em um plantio de *Eucalyptus urophylla* X *Eucalyptus globulus*.** *Revista Floresta e Ambiente*, v.21, n.3, p.307-315, 2014.

VOGEL, H. L. M.; SCHUMACHER, M. V.; TRÜBY, P.; VUADEN E. **Avaliação da devolução de serapilheira em uma floresta Estacional Decidual em Itaara, RS, Brasil.** *Ciência Florestal*, v. 17, n. 3, p. 187-196, 2007.

VOIGTLAENDER, M. *et al.* **Nitrogen cycling in monospecific and mixed-species plantations of *Acacia mangium* and *Eucalyptus* at 4 sites in Brazil.** *Forest ecology and management*, v. 436, p. 56-67, 2019.

WANG, Y.; ZHENG, J.; BOYD, S. E.; XU, Z.; ZHOU, Q. **Effects of litter quality and quantity on chemical changes during eucalyptus litter decomposition in subtropical Australia.** *Plant and Soil*, v. 442, n. 1-2, p. 65-78, 2019.

WOOD, T.E.; LAWRENCE, D. **No short-term change in soil properties following four-fold litter addition in a Costa Rican rain forest.** *Plant Soil*, v. 307, p. 113-122, 2008.

XAVIER VALADAO, M.B.; CARNEIRO, K. M. S.; INKOTTE, J.; RIBEIRO, F. P.; MIGUEL, E. P.; GATTO, A. **Litterfall, litter layer and leaf decomposition in *Eucalyptus* stands on Cerrado soils.** *scientia forestalis*, v. 47, n. 122, p. 256-264, 2019.

ZAIA, F. C.; GAMA-RODRIGUES, A. C. **Ciclagem e balanço de nutrientes em povoamentos de eucalipto na região norte fluminense.** *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 28, n. 5, p. 843-852, 2004.

ZHANG, C.; FU, S. **Allelopathic effects of eucalyptus and the establishment of mixed stands of eucalyptus and native species.** *Forest Ecology and Management* v. 258, p. 1391-1396, 2009.

SOBRE O ORGANIZADOR

DANIEL SANT'ANA - Possui doutorado em Uso e Conservação de Água pela Oxford Brookes University - Inglaterra (2010), mestrado em Eficiência Energética e Sustentabilidade em Edificações pela Oxford Brookes University - Inglaterra (2005) e graduação em Arquitetura e Urbanismo pela Pontifícia Universidade Católica de Campinas (2002). Atualmente, é Professor Associado na Universidade de Brasília (UnB), líder do grupo de pesquisa Água & Ambiente Construído e coordenador do curso de extensão Aproveitamento de Água Pluvial e Reúso de Água. Atua em processos de editoração como Editor Associado no periódico Paranoá, como avaliador ad hoc em periódicos nacionais e periódicos internacionais e é membro do Conselho Editorial da Atena Editora. Foi membro de comitê de assessoramento ad hoc para o Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Fundação de Apoio a Pesquisa do Distrito Federal (FAPDF) e Programa de Iniciação Científica (ProIC/UnB). Foi membro da comissão de estudo especial da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) participando da elaboração das Normas Técnicas NBR 16782 (Conservação de Água em Edificações) e NBR 16783 (Uso de Fontes Alternativas de Água Não Potável em Edificações), e na revisão da Norma Técnica NBR 15527 (Aproveitamento de Água de Chuva). Tem experiência na área de Sustentabilidade com ênfase em Conservação de Água, atuando principalmente nos seguintes temas: Planejamento, Gestão e Governança da Água; Demanda Urbana e Usos-Finais de Água; Uso Racional de Água; e Sistemas Prediais de Água Não Potável.

ÍNDICE REMISSIVO

A

Abastecimento de Água 29, 36, 68, 69, 83, 120, 121, 122, 123, 124, 125, 131, 132, 136, 138, 139, 142, 146, 147, 149, 151, 153, 156

Água Subterrânea 67, 70, 83

Algoritmo Genético 30, 36

Amazônia 48, 52, 54, 56, 59, 61, 63, 64, 65, 66

Aplicaciones para Dispositivos Móviles 15

Área de Recarga Hídrica 106, 115

Aterros Sanitários 167, 168, 171, 172, 173, 174, 175, 189, 190

B

Barragem 68, 69, 71, 86, 88, 89

C

Compressibilidade 173, 178, 179, 181, 185, 186, 188

CONAMA 68, 95, 96, 98, 100, 101, 102, 103, 158, 162, 163, 166, 169, 194, 197

Conservação de Recursos Hídricos 106

Contenção de Processos Erosivos 106

E

Efluentes 95, 98, 101, 102, 103, 112, 155, 157, 158, 159, 162, 163, 164, 165, 166, 194, 197

F

Fator de Atrito 28, 30, 31, 32, 33, 34, 35

Filtro Biológico 155, 157

Fitoplâncton 86, 88, 89, 90, 91

Fossa Séptica 149, 155, 157, 160, 166

G

Gestão da Informação 135, 136, 137, 140, 145

H

Hidroquímica 67, 78, 85, 103

I

Intrusão Marinha 67, 77, 83

L

Litologia 67, 71, 77

Lixiviado de Aterro Sanitário 189

M

Manejo e Uso Adequado do Solo 106

Marco Regulatório 120, 121, 122, 126, 128, 130, 131, 132

Método Iterativo do Gradiente Hidráulico Alternativo 28, 30, 35

Modelación Hidráulica 15

Modelagem de Qualidade da Água 48

Modelo Hidrológico 37, 39, 40, 42, 43, 44, 45, 46

Modelos de Previsão 173, 178, 179, 185, 186

P

Planejamento Urbano e Regional 146, 149, 154

Política de Saneamento 120, 121, 127, 141

Política Nacional de Resíduos Sólidos 167, 168, 175, 176

Poluente Recalcitrante 189

Poluição 49, 50, 83, 84, 94, 95, 96, 102, 125

Preservação de Nascentes e de Áreas Permanentes 106

Processos de Oxidação Avançada 189, 190

Processos Ecosistêmicos 199

Q

Qualidade 29, 42, 48, 49, 50, 51, 52, 54, 56, 63, 64, 66, 68, 69, 75, 83, 86, 88, 89, 90, 91, 92, 94, 95, 96, 97, 98, 101, 102, 103, 104, 105, 107, 117, 122, 124, 127, 135, 136, 137, 139, 142, 143, 144, 145, 146, 147, 149, 150, 151, 153, 154, 156, 159, 166, 171, 190, 199, 200, 201, 204, 206, 207, 210

R

Recalque 173, 176, 178, 179, 180, 181, 182, 183, 184, 186

Recursos Hídricos 16, 28, 36, 37, 40, 45, 46, 66, 85, 87, 88, 94, 95, 96, 103, 106, 108, 109, 117, 118, 142, 181

Resíduos Sólidos Urbanos 122, 139, 167, 168, 171, 175, 176, 177, 178, 180, 181, 187, 188, 190, 198

S

Saneamento Básico 120, 121, 122, 123, 124, 125, 126, 127, 128, 129, 130, 131, 132, 133, 134, 135, 136, 137, 138, 139, 140, 141, 142, 143, 144, 145, 146, 147, 150, 154, 156, 166, 169

Sedimentos 48, 51, 52, 54, 55, 57, 59, 61, 63, 64, 70, 75, 76, 86, 89, 90, 91, 112, 113, 115, 116

Sistemas de Informação Geográfica 15, 16

T

Tratamento 38, 94, 95, 98, 102, 105, 121, 125, 129, 130, 133, 139, 147, 153, 155, 156, 157, 158, 161, 162, 163, 164, 165, 166, 168, 171, 174, 189, 190, 191, 193, 196, 198

V

Válvula 1, 3, 6, 7, 8, 12, 17

Ventosa y Modelo de Simulación 1

 www.atenaeditora.com.br
 contato@atenaeditora.com.br
 [@atenaeditora](https://www.instagram.com/atenaeditora)
 www.facebook.com/atenaeditora.com.br

EVOLUÇÃO DO CONHECIMENTO CIENTÍFICO NA ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA

 www.atenaeditora.com.br
 contato@atenaeditora.com.br
 [@atenaeditora](https://www.instagram.com/atenaeditora)
 www.facebook.com/atenaeditora.com.br

EVOLUÇÃO DO CONHECIMENTO CIENTÍFICO NA ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA
