



Helenton Carlos da Silva
(Organizador)

Engenharia
Ambiental e Sanitária:
Interfaces do Conhecimento 2

Atena
Editora

Ano 2019

Helenton Carlos da Silva
(Organizador)

Engenharia Ambiental e Sanitária:
Interfaces do Conhecimento 2

Atena Editora
2019

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



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

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

Conselho Editorial

Ciências Humanas e Sociais Aplicadas

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

Ciências Agrárias e Multidisciplinar

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

Ciências Biológicas e da Saúde

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

Ciências Exatas e da Terra e Engenharias

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

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) (eDOC BRASIL, Belo Horizonte/MG)	
E57	Engenharia ambiental e sanitária [recurso eletrônico] : interfaces do conhecimento 2 / Organizador Helenton Carlos da Silva. – Ponta Grossa, PR: Atena Editora, 2019. – (Engenharia Ambiental e Sanitária. Interfaces do Conhecimento; v. 2) Formato: PDF Requisitos de sistema: Adobe Acrobat Reader Modo de acesso: World Wide Web Inclui bibliografia ISBN 978-85-7247-694-2 DOI 10.22533/at.ed.942190910 1. Engenharia ambiental. 2. Engenharia sanitária I. Silva, Helenton Carlos da. II. Série. CDD 628.362
Elaborado por Maurício Amormino Júnior – CRB6/2422	

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

APRESENTAÇÃO

A obra “*Engenharia Ambiental e Sanitária Interfaces do Conhecimento*” aborda uma série de livros de publicação da Atena Editora, em seu II volume, apresenta, em seus 31 capítulos, discussões de diversas abordagens acerca da importância da engenharia ambiental e sanitária, tendo como base suas diversas interfaces do conhecimento.

Entre os muitos usuários da água, há um setor que apresenta a maior interação e interface com o de recursos hídricos, o setor de saneamento.

A questão das interfaces entre saneamento e recursos hídricos coloca-se no saneamento como usuário de água e como instrumento de controle de poluição, em consequência, de preservação dos recursos hídricos.

Estas interfaces, como linhas integradas prioritárias de pesquisa, relacionam-se ao desenvolvimento e a inovação, seja de caráter científico e tecnológico, entre as áreas de recursos hídricos, saneamento, meio ambiente e saúde pública.

Dentro deste contexto podemos destacar que o saneamento básico é envolto de muita complexidade, na área da engenharia ambiental e sanitária, pois muitas vezes é visto a partir dos seus fins, e não exclusivamente dos meios necessários para atingir os objetivos almejados.

Neste contexto, abrem-se diversas opções que necessitam de abordagens disciplinares, abrangendo um importante conjunto de áreas de conhecimento, desde as ciências humanas até as ciências da saúde, obviamente transitando pelas tecnologias e pelas ciências sociais aplicadas. Se o objeto saneamento básico encontra-se na interseção entre o ambiente, o ser humano e as técnicas podem ser facilmente traçados distintos percursos multidisciplinares, potencialmente enriquecedores para a sua compreensão.

Neste sentido, este livro é dedicado aos trabalhos relacionados a estas diversas interfaces do conhecimento da engenharia ambiental e sanitária. A importância dos estudos dessa vertente é notada no cerne da produção do conhecimento, tendo em vista o volume de artigos publicados. Nota-se também uma preocupação dos profissionais de áreas afins em contribuir para o desenvolvimento e disseminação do conhecimento.

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

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

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1	1
PLANOS MUNICIPAIS DE SANEAMENTO BÁSICO: EXPERIÊNCIAS E COMPREENSÕES PARA SEU ACOMPANHAMENTO E ATUALIZAÇÃO	
Marcelo Seleme Matias	
DOI 10.22533/at.ed.9421909101	
CAPÍTULO 2	17
AS CARAVANAS DE SANEAMENTO NA BACIA DO RIO SÃO FRANCISCO: FORMA DE DIÁLOGO DE SABERES E DE CAPACITAÇÃO PARA O PROCESSO DE ELABORAÇÃO DE PLANOS MUNICIPAIS DE SANEAMENTO BÁSICO	
Luiz Roberto Santos Moraes	
Luciana Espinheira da Costa Khoury	
Ilka Vlaida Almeida Valadão	
DOI 10.22533/at.ed.9421909102	
CAPÍTULO 3	29
AVALIAÇÃO DOS MÉTODOS DE PROJEÇÃO POPULACIONAL PARA ELABORAÇÃO DE PROJETOS DE SANEAMENTO BÁSICO EM BELÉM DO PARÁ	
Giovanni Chaves Penner	
Laércio dos Santos Rosa Junior	
Ana Gabriela Santos Dias	
DOI 10.22533/at.ed.9421909103	
CAPÍTULO 4	37
ESTIMATIVA DE POTENCIAL HÍDRICO SUBTERRÂNEO NA REGIÃO NORTE DO ESTADO DO PARANÁ	
Maurício Marchand Krüger	
Cláudio Marchand Krüger	
Rodrigo Pinheiro Pacheco	
Marcos Cesar Santos da Silva	
DOI 10.22533/at.ed.9421909104	
CAPÍTULO 5	51
ESTRATÉGIAS INSTITUCIONAIS E REGULATÓRIAS PARA ENFRENTAMENTO DA CRISE HÍDRICA NO ESTADO DE SÃO PAULO	
Ester Feche Guimarães	
Marcel Costa Sanches	
DOI 10.22533/at.ed.9421909105	
CAPÍTULO 6	61
PARCERIAS PÚBLICO-PRIVADAS: DO CONCEITO À PRÁTICA, UMA ÊNFASE NO SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DA BAHIA	
Renavan Andrade Sobrinho	
Abelardo de Oliveira Filho	
Cristiane Sandes Tosta	
DOI 10.22533/at.ed.9421909106	

CAPÍTULO 7	74
ANÁLISE DA QUALIDADE DE ÁGUA DE POÇOS SEDIMENTADOS NAS COMUNIDADES RURAIS DO MUNICÍPIO DE SÃO MIGUEL DO IGUAÇU	
Maria Cristina Scarpari Juliana Ninov Márcia Antonia Bartolomeu Agustini Fabio Orssatto	
DOI 10.22533/at.ed.9421909107	
CAPÍTULO 8	92
CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA CLARIFICADA PROVENIENTE DO TRATAMENTO DO RESÍDUO DO TRATAMENTO DE ÁGUA EM CICLO COMPLETO	
Isadora Alves Lovo Ismail Angela Di Bernardo Dantas Luiz Di Bernardo Cristina Filomêna Pereira Rosa Paschoalato Mateus Ancheschi Roveda Guimarães	
DOI 10.22533/at.ed.9421909108	
CAPÍTULO 9	105
PRÉ-TRATAMENTO DE ÁGUA DE TORRE DE RESFRIAMENTO VISANDO REÚSO	
Nathalia Oliveira dos Santos Lídia Yokoyama Vanessa Reich de Oliveira Gabriel Travagini Ribeiro	
DOI 10.22533/at.ed.9421909109	
CAPÍTULO 10	118
PRÉ-TRATAMENTO DE ÁGUA DO MAR AO SISTEMA DE OSMOSE INVERSA EM USINAS TERMELÉTRICAS	
Luciano Dias Xavier Lídia Yokoyama Vanessa Reich de Oliveira Gabriel Travagini Ribeiro	
DOI 10.22533/at.ed.94219091010	
CAPÍTULO 11	131
QUALIDADE DAS ÁGUAS DO PARQUE LAGOAS DO NORTE, TERESINA-PI	
Rafael Diego Barbosa Soares Carlos Ernando da Silva Ronne Wesley Lopes da Cruz	
DOI 10.22533/at.ed.94219091011	
CAPÍTULO 12	141
CARACTERIZAÇÃO MORFOMÉTRICA DA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO SANTO AMARO, ESTADO DO ESPÍRITO SANTO	
Caio Henrique Ungarato Fiorese Herbert Torres Gilson Silva Filho	
DOI 10.22533/at.ed.94219091012	

CAPÍTULO 13	156
CONTROLE DE ENCHENTES E A ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA EM BLUMENAU, SC, BRASIL	
Raphael Franco do Amaral Tafner Roberto Righi	
DOI 10.22533/at.ed.94219091013	
CAPÍTULO 14	168
APLICAÇÃO DE TETO JARDIM RESIDENCIAL NA REDUÇÃO DE ALAGAMENTO URBANO	
Raquel da Silva Pinto Camila de Fátima Lustosa Gabriele Sabbadine André Augusto Gutierrez Fernandes Beati Rafael Augusto Valentim da Cruz Magdalena Luciane de Souza Oliveira Valentim	
DOI 10.22533/at.ed.94219091014	
CAPÍTULO 15	180
DESENVOLVIMENTO DE GEOPOLÍMEROS COM A INCORPORAÇÃO DO LODO DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA	
Matheus Rossetto Luciano Senff Simone Malutta Rubia Lana Britenbach Meert Bruno Borges Gentil	
DOI 10.22533/at.ed.94219091015	
CAPÍTULO 16	194
BENCHMARKING DE DESEMPENHO ENTRE OPERADORAS DE ÁGUA E ESGOTO EM NÍVEL DE BACIA HIDROGRÁFICA	
Tiago Balieiro Cetrulo Aline Doria de Santi Rui Domingos Ribeiro da Cunha Marques Tadeu Fabrício Malheiros Natália Molina Cetrulo	
DOI 10.22533/at.ed.94219091016	
CAPÍTULO 17	203
ANÁLISE DA DEGRADAÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA EM EFLUENTES SIMULADOS DA INDÚSTRIA DE LATICÍNIOS	
Micheli Tutumi de Araujo Alexandre Saron	
DOI 10.22533/at.ed.94219091017	
CAPÍTULO 18	218
ANÁLISE DE VIABILIDADE TÉCNICA DO USO DE ÁGUA RESIDUÁRIA COMO ÁGUA DE AMASSAMENTO PARA CONCRETO	
André Schramm Brandão Ênio Pontes de Deus Antônio Eduardo Bezerra Cabral Wyoskynaria Mihaly Maia da Silva Francisco Altanízio Batista de Castro Júnior	
DOI 10.22533/at.ed.94219091018	

CAPÍTULO 19	231
APLICAÇÃO DO MÉTODO ESTATÍSTICO DCCR NA REMOÇÃO DE CORANTES EM EFLUENTE TÊXTIL POR PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO	
Fabíola Tomassoni Elisângela Edila Schneider Cristiane Lisboa Giroletti Maria Eliza Nagel-Hassemer Flávio Rubens Lapolli	
DOI 10.22533/at.ed.94219091019	
CAPÍTULO 20	244
DESAGUAMENTO E HIGIENIZAÇÃO DE LODO DE ESGOTO UTILIZANDO ESTUFA AGRÍCOLA SOBRE LEITOS DE SECAGEM	
Juliana Guasti Lozer Ricardo Franci Gonçalves Vinícius Mattos Fabris	
DOI 10.22533/at.ed.94219091020	
CAPÍTULO 21	254
DESENVOLVIMENTO DE APLICATIVO DE CADASTRAMENTO E CLASSIFICAÇÃO DE ÁREAS POTENCIALMENTE CONTAMINADAS PELA DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS DE CONSTRUÇÃO E DEMOLIÇÃO	
Renato Ribeiro Siman Hugo de Oliveira Fagundes Larissa Pereira Miranda Luciana Harue Yamane	
DOI 10.22533/at.ed.94219091021	
CAPÍTULO 22	267
ENZIMAS LIGNINOLÍTICAS DE <i>Trametes sp.</i> NA REMEDIAÇÃO DE COMPOSTOS FENÓLICOS GERADOS DURANTE TRATAMENTO DE EFLUENTE KRAFT EM LAGOAS AERADAS FACULTATIVAS	
Eliane Perreira Machado Gustavo Henrique Couto Aline Cristine Hermann Bonato Camila Peitz Claudia Regina Xavier	
DOI 10.22533/at.ed.94219091022	
CAPÍTULO 23	276
ESTUDO COMPARATIVO DA SECAGEM NATURAL DE LODOS DE ETEs SUBMETIDOS AO PROCESSO DE CENTRIFUGAÇÃO	
Sara Rachel Orsi Moretto Walmor Cardoso Godoi Sebastião Ribeiro Junior	
DOI 10.22533/at.ed.94219091023	

CAPÍTULO 24	287
ESTUDO DA AÇÃO DE CONSÓRCIOS MICROBIANOS NA REMEDIAÇÃO DE ÁGUAS CONTAMINADAS	
Viviane Nascimento da Silva e Sá Fabiana Valéria da Fonseca Leila Yone Reznik Tito Lívio Moitinho Alves	
DOI 10.22533/at.ed.94219091024	
CAPÍTULO 25	300
ESTUDO DO ACÚMULO DE NITRITO EM REATOR SEQUENCIAL EM BATELADA VISANDO A REMOÇÃO DE NITROGÊNIO PELA VIA CURTA	
Ajadir Fazolo Alisson Luiz Boeing Kátia Valéria Marques Cardoso Prates Paulo Henrique Mazieiro Pohlmann Rafael Coelho Ciciliato Rafaella Oliveira Baracho	
DOI 10.22533/at.ed.94219091025	
CAPÍTULO 26	311
GESTÃO DE MICROPOLUENTES EM BACIAS HIDROGRÁFICAS URBANAS: O CASO DO RIO BELÉM, CURITIBA, PARANÁ	
Demian da Silveira Barcellos Harry Alberto Bollmann	
DOI 10.22533/at.ed.94219091026	
CAPÍTULO 27	330
II-032 AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE REÚSO AGROPECUÁRIO DOS EFLUENTES DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO DA EMBASA, SITUADAS NO SEMIÁRIDO BAIANO	
Evanildo Pereira de Lima Helder Guimarães Aragão	
DOI 10.22533/at.ed.94219091027	
CAPÍTULO 28	339
IMPLANTAÇÃO DE SISTEMA DE REÚSO URBANO NÃO POTÁVEL EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO	
Juliana Guasti Lozer Victor Correia Faustini Cinthia Gabriela de Freitas Ribeiro Vieira Reis Nadja Lima Gorza Renata Maia das Flores	
DOI 10.22533/at.ed.94219091028	
CAPÍTULO 29	351
O REÚSO DA ÁGUA DE EFLUENTE NO PÓLO PETROQUÍMICO DE CAPUAVA – SÃO PAULO	
Sâmia Rafaela Maracaípe Lima Eduardo Ueslei de Souza Siqueira Layse de Oliveira Portéglio Mainara Generoso Faustino	
DOI 10.22533/at.ed.94219091029	

CAPÍTULO 30	363
PRODUÇÃO DE BIOMASSA MICROALGAL EM EFLUENTE SUCROALCOOLEIRO CLARIFICADO POR COAGULAÇÃO ELETROQUÍMICA	
Mauricio Daniel Montaña Saavedra Viktor Oswaldo Cárdenas Concha Reinaldo Gaspar Bastos	
DOI 10.22533/at.ed.94219091030	
CAPÍTULO 31	379
USO DE ESGOTOS TRATADOS NO NORDESTE DO BRASIL: POTENCIAIS E DESAFIOS	
Rafaela Ribeiro de Oliveira Yldeney Silva Domingos Luara Musse de Oliveira	
DOI 10.22533/at.ed.94219091031	
SOBRE O ORGANIZADOR	391
ÍNDICE REMISSIVO	392

PLANOS MUNICIPAIS DE SANEAMENTO BÁSICO: EXPERIÊNCIAS E COMPREENSÕES PARA SEU ACOMPANHAMENTO E ATUALIZAÇÃO

Marcelo Seleme Matias

Universidade Federal de Santa Catarina,
Departamento de Engenharia Sanitária e
Ambiental
Florianópolis – Santa Catarina

de Saneamento Básico, Planejamento,
Saneamento, Acompanhamento, Revisão

MUNICIPAL SANITATION PLAN: EXPERIENCES AND INSIGHTS FOR MONITORING AND READJUSTMENT

RESUMO: Após uma década da publicação da Lei Nacional de Saneamento Básico, a Lei Federal nº 11.445/2007, os municípios brasileiros ainda mostram carência de ações voltadas ao planejamento nessa área, bem como desponta falta de compreensão sobre como o tema deva ser administrado. O principal instrumento trazido pela referida Lei, o Plano Municipal de Saneamento Básico, quando existente no município, é de pouca difusão e conhecimento pelo titular dos serviços. Assim, são discutidos alguns pontos chave para o correto gerenciamento do Plano Municipal de Saneamento Básico, desde a titularidade dos serviços, sustentabilidade econômico-financeira, até o modo como deve ser abordado o acompanhamento, a atualização e a revisão do instrumento. Procurou-se elucidar algumas dúvidas e dificuldades encontradas sobre o tema, com o objetivo de alinhar cada vez mais o entendimento e a compreensão das ações necessárias para a melhoria do saneamento do País.

PALAVRAS-CHAVE: Plano Municipal

ABSTRACT: After a decade of Brazilian Sanitation Law, Federal Law nº 11.445/2007, Brazilian municipalities still show a lack of planning actions in this area, as well as a lack of understanding about how the theme should be managed. The main instrument brought by the referred Law, the Municipal Sanitation Plan, when existing in the municipality, has low diffusion and insufficient knowledge by the holder of the services. Thus, some key points for the correct management of these plans are discussed, from the ownership of services, economic and financial sustainability, to how the monitoring, updating and readjustment of the instrument should be approached. Some doubts and difficulties found on the subject are clarified, aiming to align the necessary actions to improve the sanitation in Brazil.

KEYWORDS: Municipal Sanitation Plan, Planning, Sanitation, Monitoring, Readjustment

1 | INTRODUÇÃO

Após uma década da publicação da Lei Nacional de Saneamento Básico, a Lei Federal nº 11.445/2007, os municípios brasileiros ainda mostram carência de ações voltadas ao planejamento nessa área, bem como desponta falta de compreensão sobre como o tema deva ser administrado. O principal instrumento trazido pela referida Lei, o Plano Municipal de Saneamento Básico, quando existente no município, é de pouca difusão e conhecimento entre os agentes municipais e, conseqüentemente, entre a sociedade civil.

Assim, é preciso esclarecer alguns pontos que merecem atenção pela municipalidade sobre os principais aspectos operacionais desse instrumento, principalmente após sua elaboração técnica, enfatizando temas sobre controle e acompanhamento, atualização e revisão.

Não é a intenção aqui entrar em detalhes sobre o fundamento legal dos Planos Municipais de Saneamento Básico, bem como o conteúdo mínimo que deve ser discutido e apresentado na sua elaboração, embora deva ser cuidadosamente observado como condição para sua validade técnica e legal, conforme art. 19 da Lei Federal nº 11.445/07:

Art. 19. A prestação de serviços públicos de saneamento básico observará plano, que poderá ser específico para cada serviço, o qual abrangerá, no mínimo:

I - diagnóstico da situação e de seus impactos nas condições de vida, utilizando sistema de indicadores sanitários, epidemiológicos, ambientais e socioeconômicos e apontando as causas das deficiências detectadas;

II - objetivos e metas de curto, médio e longo prazos para a universalização, admitidas soluções graduais e progressivas, observando a compatibilidade com os demais planos setoriais;

III - programas, projetos e ações necessárias para atingir os objetivos e as metas, de modo compatível com os respectivos planos plurianuais e com outros planos governamentais correlatos, identificando possíveis fontes de financiamento;

IV - ações para emergências e contingências;

V - mecanismos e procedimentos para a avaliação sistemática da eficiência e eficácia das ações programadas.

Entende-se que diversas fontes bibliográficas já discorrem sobre o assunto, restando ainda ausente requisitos e aspectos práticos que possam servir de apoio para que o planejamento possa ser efetivamente aplicado.

Alguns fatores podem ser destacados para que a correta implantação dos planos nos municípios brasileiros fosse impedida e seus resultados não fossem alcançados, entre eles: falta de conhecimento de muitos gestores e técnicos municipais sobre a existência do instrumento de planejamento; quando cientes de sua existência, conhecimento insuficiente pelos gestores e técnicos municipais

sobre o conteúdo integral detalhado no plano; ausência de recursos financeiros para execução das metas físicas e financeiras previstas no plano; investimentos previstos com alto custo operacional, demonstrando a inviabilidade econômico-financeira do planejamento; quadro técnico insuficiente para controlar e acompanhar as previsões de investimentos e operar as unidades instaladas.

Ainda, como fator determinante, pode-se destacar a obsolescência dos Planos Municipais de Saneamento Básico vigentes, seja devido à mudança econômica experimentada em todo o território nacional na década dos anos 2010, seja devido à carência financeira e operacional local para a absorção das tecnologias definidas em metas de investimentos no plano.

Uma vez estando um instrumento de planejamento em desacordo com a capacidade financeira de seu gestor, ou apresentando técnicas desatualizadas ou incompatíveis com a disponibilidade operacional atual, seus resultados sofrem o risco de não serem atingidos ou de mostrarem tendências diferentes daquelas esperadas. Por isso, é preciso avaliar de que forma o controle, o acompanhamento e a atualização dos planos devem ser observados pelos municípios.

Destacamos aqui aspectos relacionados ao Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB), trazido pela Lei Federal nº 11.445/07, instrumento que abrange os investimentos e as metas necessárias para a melhoria dos serviços de abastecimento de água, de esgotamento sanitário, de manejo de resíduos sólidos, de limpeza urbana e de manejo de águas pluviais. No entanto, a municipalidade deve atentar-se igualmente à existência no município do Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos, esse trazido pela Política Nacional de Resíduos Sólidos, Lei Federal nº 12.305/10. Seu escopo e objetivo possui alinhamento com o PMSB, porém é voltado especificamente ao manejo de resíduos sólidos.

Tomadas as devidas particularidades, o conteúdo descrito a seguir pode ser utilizado para qualquer instrumento específico ao planejamento dos serviços em saneamento.

2 | PLANOS MUNICIPAIS DE SANEAMENTO BÁSICO

O titular dos serviços em saneamento deve observar alguns pontos chave para o correto gerenciamento do Plano Municipal de Saneamento Básico. Alguns desses pontos são apresentados ao longo deste capítulo, sem a intenção de esgotar o tema. São discutidos temas desde a titularidade dos serviços, sustentabilidade econômico-financeira, até o modo como deve ser abordada a atualização e a revisão do instrumento.

2.1 Planos de Saneamento: titularidade, abrangência, superveniência.

Inicialmente, enfatiza-se que a elaboração do Plano Municipal de Saneamento

Básico é de responsabilidade do titular dos serviços, ou seja, da Prefeitura Municipal, conforme art. 9º da Lei Nacional de Saneamento Básico (Lei Federal nº 11.445/07):

Art. 9º O titular dos serviços formulará a respectiva política pública de saneamento básico, devendo, para tanto:

I – elaborar os planos de saneamento básico, nos termos desta Lei;

[...]

A importância dos planos é reforçada através do Decreto nº 7.217/10, onde todos os prestadores de serviços em saneamento, sejam eles vinculados diretamente ou não à administração pública, deverão observar plano editado pela Prefeitura Municipal:

Art. 25. A prestação de serviços públicos de saneamento básico observará plano editado pelo titular [...].

Ressalva-se brevemente aqui e reforça-se que o Plano Municipal de Saneamento Básico deve abranger os serviços de abastecimento de água, de esgotamento sanitário, de manejo de resíduos sólidos, de limpeza urbana e de manejo de águas pluviais. No entanto, é possível o titular, a seu critério, elaborar planos específicos para um ou mais desses serviços.

Exemplo disso é a existência concomitantemente em alguns municípios dos Planos Municipais de Saneamento Básico (PMSB) e dos Planos de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PGIRS); o primeiro trazido como condição necessária aos municípios para acessarem recursos públicos federais e financiamentos com recursos da União ou com recursos geridos ou operados por órgãos ou entidades da União, conforme art. 50 da Lei Federal nº 11.445/07, para ações voltadas ao saneamento; o último voltado especificamente para a gestão dos serviços de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos, igualmente necessário para que os municípios tenham acesso a recursos da União, ou por ela controlados, destinados a empreendimentos e serviços relacionados à limpeza urbana e ao manejo de resíduos sólidos, ou para que sejam beneficiados por incentivos ou financiamentos de entidades federais de crédito ou fomento para tal finalidade, segundo art. 18 da Lei Federal nº 12.305/10. Ambos são instrumentos de planejamento municipal.

Frisa-se que o Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos pode estar inserido no Plano Municipal de Saneamento Básico, desde que respeite o conteúdo mínimo previsto no art. 19 da Lei Federal nº 12.305/10.

Nas situações onde dois instrumentos de planejamento vigentes (por exemplo, PMSB e PGIRS) prevejam metas e investimentos para um mesmo setor em um mesmo município – muitas vezes ocorrido pela inobservância dos gestores sobre esse potencial conflito – entende-se que o último instrumento aprovado cronologicamente, respeitando-se o devido controle social, é superveniente ao anterior. Essa superveniência é única e exclusivamente sobre os setores em que

se configura a sobreposição, mantendo-se a eficácia do planejamento de todos os instrumentos em que discorram sobre setores distintos. Para elucidar o caso, tome como exemplo um PMSB com o conteúdo dos quatro eixos do saneamento, sendo aprovado anteriormente ao PGIRS, aquele terá seu planejamento sobre limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos substituído pelo conteúdo trazido no PGIRS, porém todo o conteúdo que discorra sobre os serviços de abastecimento de água, de esgotamento sanitário, e de manejo de águas pluviais permanecerá vigente.

Como citado anteriormente, não é o objetivo desse documento discorrer sobre assuntos especificamente relacionados ao PGIRS, porém as considerações que serão exploradas a seguir podem ser aplicadas em todos os planos voltados ao saneamento no município.

2.2 Revisão dos Planos de Saneamento

Destaca-se novamente o artigo 25 do Decreto Federal nº 7.217/10, onde em seu parágrafo quarto, evidencia-se outro ponto importante a ser observado pela Prefeitura Municipal, ou seja, uma vez editado o Plano Municipal de Saneamento Básico, esse deverá ser revisado em prazo não superior a quatro anos:

§ 4º O plano de saneamento básico será revisto periodicamente, em prazo não superior a quatro anos, anteriormente à elaboração do plano plurianual.

Especificamente nesse ponto é que se percebe um dos pontos críticos quanto à exequibilidade dos planos de saneamento, a ausência de sua revisão pela municipalidade. Durante a elaboração do plano constroem-se projeções populacionais, sejam elas urbanas, rurais e flutuantes, que servirão de apoio para dimensionar as unidades necessárias para atender a todos os habitantes projetados ao longo dos próximos anos nos sistemas de abastecimento de água, de esgotamento sanitário, de manejo de resíduos sólidos, de limpeza urbana e de manejo de águas pluviais. Com o dimensionamento físico das unidades, essa informação possibilitará a mensuração financeira aproximada; ambas as informações (físico e financeiro) dos investimentos necessários compõem grande parte do conteúdo esperado em um plano. Caso não se proceda à revisão do conteúdo, em até quatro anos ou principalmente em situações que se perceba alterações nas dimensões econômicas, sociais e ambientais do município, o plano estará fadado a um instrumento incoerente, sem validade e obsoleto.

Um dos problemas que podem incorrer pela falta da revisão dos planos está na possibilidade de as estruturas dimensionadas e orçadas não atenderem mais as demandas atuais ou futuras. Por exemplo, tomando hipoteticamente o dimensionamento do volume de armazenamento de água de um sistema de abastecimento de água (SAA), fator importante para garantir a continuidade dos serviços e atender as demandas em horários de pico. Simplificadamente, uma das metodologias encontradas na literatura coloca que o volume a ser armazenado é

calculado sobre um percentual do volume de água total consumido em um dia pela população abastecida. Ora, se a quantidade de habitantes a serem abastecidos irá determinar o volume a ser armazenado, é evidente pensar que qualquer oscilação na população irá alterar o dimensionamento necessário de um reservatório a ser instalado naquele sistema, ou seja, tendo havido um crescimento inesperado na população, após a elaboração do plano, uma estrutura anteriormente dimensionada para uma população inferior não irá mais atender a demanda atual, transformando-se uma eventual obra em uma unidade obsoleta e ineficiente. Caso ocorra o inverso, ou seja, a população não cresça conforme o esperado no plano, a execução da estrutura estará superdimensionada e esse recurso excessivo deixaria de ser utilizado em outra ação em saneamento que pudesse ser necessária ou urgente.

Esse é um dos muitos exemplos, se não todos os casos, que são influenciados pelo crescimento populacional do município. Dessa maneira, o controle, o acompanhamento e a análise crítica dos investimentos previstos no plano devem ser realizados sistematicamente e, principalmente, antes de sua execução.

Conforme detalhado anteriormente, a Lei Federal nº 11.445/07 trouxe o prazo máximo de 4 anos para a revisão do PMSB como uma diretriz que pudesse ser conciliada com o plano plurianual, porém, entende-se que situações que alterem a dinâmica social, econômica e ambiental do município é justificativa para que o plano seja revisado, independente do plano ter sido aprovado há 4 anos, um ano ou alguns semestres, destacam-se alguns fatores: instalação de grandes indústrias, desmembramento de distritos, mudanças climáticas, progresso tecnológico, etc.

Frisa-se que o Plano Municipal de Saneamento Básico, assim como qualquer outro instrumento de planejamento é construído segundo um cenário de referência, atual à época de sua elaboração - talvez essa falha em sua dinamicidade seja seu maior problema - modelando-se cenários futuros que se esperam alcançar.

Entende-se que o cenário atual está em constante mudança, seja pelas alterações da população atual e projetada, seja igualmente pela conjuntura econômica e tecnológica local, regional e nacional, o que irá naturalmente alterar os investimentos futuros, justificando-se a necessidade de sua revisão periódica.

2.3 Universalização gradual e progressiva

Quando da elaboração do plano, é de se esperar que o instrumento traga todas as ações necessárias para a universalização do saneamento no município, porém normalmente se entende erroneamente universalização como somente o acesso de todos os habitantes ao saneamento básico, desconsiderando-se a integralidade do conceito trazido pela Lei Federal nº 11.445/07:

Art. 3º Para os efeitos desta Lei, considera-se:

[...]

III - universalização: ampliação progressiva do acesso de todos os domicílios ocupados ao saneamento básico;

[...]

A progressividade citada no inciso III do art. 3º da Lei Federal nº 11.445/07 é corroborada pelo inciso II do art. 19 da mesma Lei:

Art. 19. A prestação de serviços públicos de saneamento básico observará plano, que poderá ser específico para cada serviço, o qual abrangerá, no mínimo:

[...]

II - objetivos e metas de curto, médio e longo prazos para a universalização, admitidas soluções graduais e progressivas, observando a compatibilidade com os demais planos setoriais;

[...]

Por isso, os gestores e técnicos municipais devem estar sempre atentos à capacidade local operacional e financeira para implantar e operar todas as metas estabelecidas no plano, nos seus respectivos prazos. Em situações onde os recursos necessários para a execução das metas estabelecidas são escassos a municipalidade deve prever soluções alternativas, provisórias ou não, que atinjam resultados semelhantes à técnica prevista originalmente, no seu devido prazo.

Um exemplo fatídico sobre soluções graduais e progressivas está na instalação de sistemas coletivos de esgotamento sanitário, obras muitas vezes onerosas para a capacidade de investimento municipal que, quando instaladas com recursos de terceiros (onerosos ou não), ou até mesmo próprios, requerem ainda altos volumes financeiros para sua operação, o que em alguns casos torna-se inviável pela capacidade de pagamento da população atendida, mesmo quando estão sendo desconsiderados fatores como: inexistência ou tarifa insuficiente para garantir o pagamento e a manutenção dos serviços, recusa de ligação à rede e pagamento pelo usuário.

Uma alternativa gradual e progressiva para essa situação está na estruturação de um serviço público de gerenciamento de soluções individuais de tratamento de esgoto. Admitindo-se a eficiências das unidades domiciliares de tratamento de esgoto – com sua devida fiscalização e autorização pelos órgãos municipais competentes na fase de implementação e execução das unidades pelos usuários – entendidas normalmente como fossas sépticas, filtros anaeróbios, sumidouros, entre outras unidades possíveis, pode-se utilizá-las como alternativa temporária à implementação de sistemas coletivos de esgotamento sanitário. Para garantir a eficiência das soluções individuais, é possível tecnicamente, por exemplo, que a Prefeitura Municipal implemente ou exija laudos periódicos (semestral, anual, bienal) dos usuários sobre a eficiência das unidades, bem como implemente um sistema municipal de limpeza das unidades domiciliares, com sua devida remuneração pelo

serviço público, com a utilização de uma unidade, consorciada com outros municípios ou não, de tratamento do lodo.

Essa alternativa permite o controle da eficiência das soluções individuais, preservando a salubridade ambiental, principalmente de áreas urbanas, bem como, através da remuneração pelo serviço, permite a operação do sistema até que o volume arrecadado e a população atendida apresentem custo-benefício apropriado para a instalação de sistemas coletivos, igualmente progressivos. Evidentemente o custo público para instalação dessa solução está concentrada principalmente na instalação de uma unidade de tratamento de lodo, a qual é normalmente inferior à instalação de uma Estação de Tratamento de Esgoto somada à rede coletora e suas Estações Elevatórias de Esgoto.

Dessa maneira, através desse exemplo, e outros que são aplicáveis aos demais serviços de saneamento, a municipalidade deve estar atenta às alternativas técnicas e às soluções alternativas, graduais e progressivas admitidas em situações econômicas adversas.

2.4 Sustentabilidade econômico-financeira dos serviços públicos

Atentando-se ou não às alternativas graduais e progressivas da seção anterior, deve-se preservar obrigatoriamente a sustentabilidade econômico-financeira dos serviços públicos, como mostrado no art. 45 do Decreto Federal nº 7.217/10:

Art. 45. Os serviços públicos de saneamento básico terão sustentabilidade econômico-financeira assegurada, sempre que possível, mediante remuneração que permita recuperação dos custos dos serviços prestados em regime de eficiência:

I - de abastecimento de água e de esgotamento sanitário: preferencialmente na forma de tarifas e outros preços públicos, que poderão ser estabelecidos para cada um dos serviços ou para ambos conjuntamente;

II - de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos urbanos: taxas ou tarifas e outros preços públicos, em conformidade com o regime de prestação do serviço ou de suas atividades; e

III - de manejo de águas pluviais urbanas: na forma de tributos, inclusive taxas, em conformidade com o regime de prestação do serviço ou de suas atividades.

Estando configurado um serviço público, vigendo uma tarifa ou taxa, essa deve ser dimensionada de modo a incorporar as despesas operacionais dos serviços, bem como os investimentos necessários ao setor. Então, quanto maior for o volume de investimento previsto, maior deverá ser a remuneração dos serviços em situações normais. Essa proporção incide diretamente sobre a contribuição necessária dos usuários ou sobre as finanças públicas, na existência de subsídios. Por isso, muitas vezes pela dificuldade política e/ou social na implantação de taxas ou tarifas, ou até mesmo no seu aumento, investimentos elevados se tornam inviáveis pelo limite

de arrecadação que o cenário político-socioeconômico da prestação dos serviços permite, justificando-se novamente a adoção de soluções alternativas, provisórias ou definitivas.

A definição de metas apropriadas, considerando-se os aspectos econômicos, sociais e ambientais, mostra-se de grande importância, haja vista que quando finalmente aprovado o plano, esse se torna um instrumento legal que deve ser obrigatoriamente cumprido pela municipalidade, incorrendo nas devidas sanções caso não respeitado. Será sobre o plano vigente que todo e qualquer órgão de controle fará sua atividade de fiscalização, entre eles Ministério Público e Entidade Reguladora. Por isso a integridade do plano, com metas exequíveis e dimensionadas de acordo com a real demanda da população, é condição necessária para que a Prefeitura Municipal não seja demandada por omissão ou questionada por estruturas superdimensionadas.

2.5 Plano de Saneamento: aprovação e controle.

Uma vez concretizado tecnicamente um plano e nele estar contido um conjunto de compromissos do titular dos serviços, esse deve seguir o rito de aprovação legal estabelecido, muitas vezes através de Lei Municipal, passando sempre pelo devido controle social, seja ele através de audiências ou consultas públicas, conforme parágrafo 5º do art. 19 da Lei Federal nº 11.445/07:

Art. 19. A prestação de serviços públicos de saneamento básico observará plano, que poderá ser específico para cada serviço, o qual abrangerá, no mínimo:

[...]

§ 5º Será assegurada ampla divulgação das propostas dos planos de saneamento básico e dos estudos que as fundamentem, inclusive com a realização de audiências ou consultas públicas.

[...]

É fundamental proceder à aprovação do plano no mesmo ano em que foi elaborado, bem como o início das metas estabelecidas no plano deve ser posteriormente à data de sua aprovação. Exemplificando, um plano que tenha sido elaborado tecnicamente no ano n, é recomendável que tenha seu processo de controle social e aprovação no mesmo ano, bem como o início de suas metas estejam previstas para o primeiro ciclo administrativo posterior à sua aprovação, ou seja, ano n+1.

Situações em que a municipalidade permite uma defasagem muito grande entre a elaboração técnica e a aprovação do plano refletem em inconsistências indesejadas. Ora, se um plano foi elaborado, hipoteticamente, há 2 anos e sua aprovação se deu no ano atual, é possível que as demandas tenham sofrido alterações, bem como os valores financeiros já tenham apresentado defasagem, devido à inflação do período,

às alterações de mercado ou às mudanças nas técnicas conceptivas.

Passado o processo formal e técnico de elaboração e aprovação do plano muitas prefeituras erroneamente encerram a continuidade de sua construção e controle, desmobilizando a equipe técnica para outras funções. É justamente a partir dessa fase que o plano efetivamente iniciará, todo o trabalho e tempo dispensado sobre sua elaboração serão realmente aproveitados, por isso é fundamental que todas as secretarias, setores, órgãos e entidades, vinculados direta ou indiretamente com a Prefeitura Municipal, envolvidos nas ações de saneamento, principalmente na elaboração do plano, devam conhecer fielmente todo o conteúdo traçado nesse documento, para que se possa constantemente executar as ações necessárias para a implementação dos investimentos previstos, bem como traçar as adequações que forem necessárias.

A definição e a continuidade de uma equipe técnica municipal formal e fixa, vinculada expressamente a uma secretaria, com seu devido coordenador, com a função de definir e executar um plano de ação para a implementação do Plano Municipal de Saneamento Básico, ou seja, atualizar-se sobre fontes de recursos potenciais e buscar linhas de financiamento, atentar-se ao cronograma de execução dos investimentos, avaliar o desempenho dos indicadores em saneamento, mas principalmente avaliar sistematicamente o crescimento populacional e o dimensionamento físico e financeiro das metas previstas no plano é de suma importância para que o instrumento se torne dinâmico, exequível e constantemente próximo à realidade e à necessidade local. Esse é um dos pontos que deve ser sensibilizado às Prefeituras Municipais, propondo um modelo de gestão que possa auxiliar nessa constante avaliação e atualização, já que um dos objetivos da regulação é acompanhar o cumprimento das metas estabelecidas nos planos, conforme inciso II, art. 22 da Lei Federal nº 11.445/07:

Art. 22. São objetivos da regulação:

[...]

II - garantir o cumprimento das condições e metas estabelecidas;

[...]

É coerente interpretar que não há o que se pensar na garantia do cumprimento das condições e metas estabelecidas se essas não forem mais as necessidades reais do município.

2.6 Plano de Saneamento: atualização e revisão.

Uma vez destacada a importância da constante atualização do plano, bem como sua revisão com frequência não superior a quatro anos, dedica-se a detalhar dois conceitos importantes para melhorar a dinamicidade do instrumento, bem como

garantir seu controle sistemático: atualização e revisão.

Por atualização entendem-se as adequações necessárias para que um mesmo conjunto de metas seja corrigido financeiramente e/ou redistribuído cronologicamente considerando-se um cenário social, econômico e ambiental próximo ou igual ao previsto na elaboração do plano. Já por revisão entende-se uma reestruturação completa do plano, considerando-se as alterações potenciais ocorridas nos cenários social, econômico e ambiental, o que pode exigir um novo dimensionamento físico e financeiro das unidades previstas e a adoção de técnicas apropriadas financeira e operacionalmente, segundo um novo cenário local, regional e nacional.

Para a atualização do plano, recomenda-se o apoio de uma equipe técnica devidamente capacitada em ciências econômicas e engenharia para que essa possa proceder à correção dos valores financeiros previstos, bem como à redistribuição cronológica das metas do plano, devidamente corroborada pela viabilidade técnica de realocação dos investimentos, observadas as demandas da população em seus devidos períodos. Essa atividade deve ser realizada toda vez em que forem constatadas mudanças de mercado nos valores financeiros previstos, bem como incompatibilidade técnica e financeira de executar um determinado investimento no cronograma previsto.

Já a revisão deve ser considerada como um processo completo de reestruturação do plano, similar à sua elaboração inicial, respeitando-se o conteúdo mínimo a ser discorrido e atualizado, conforme Lei Federal nº 11.445/07 e seu decreto regulamentador, Decreto Federal nº 7.217/10, principalmente no que diz respeito ao diagnóstico atual, o qual deverá incorporar os avanços obtidos no município a partir da vigência das suas versões antecedentes.

A identificação do limiar entre atualização e revisão, na prática, pode ser um desafio. Geralmente recomenda-se avaliar constantemente o crescimento populacional, cruzando-o com novos dados oficiais. A depender da alteração iminente do número de habitantes nos próximos anos, comparado com a tendência definida no plano, recomenda-se que a equipe de engenharia avalie a capacidade das estruturas dimensionadas em absorver e suportar essa variação, caso não seja mais possível manter o mesmo dimensionamento é possível que seja necessário proceder à revisão do plano; caso o dimensionamento ainda seja viável, porém tenha que ser adiantado ou retardado o cronograma, a atualização do plano já seria suficiente. Independente da avaliação técnica, a avaliação financeira é uma ação que deve ser realizada constantemente, preferencialmente anualmente, corrigindo-se os valores das metas não executadas ou futuras a preços de mercado, através de novos orçamentos ou índices de correção monetária.

Para a adequação do plano, admite-se e recomenda-se o apoio de todos os entes envolvidos na gestão e na operação dos sistemas, entre eles prestadores de serviços, sociedade civil, academia, entre outros. Para enfatizar essa recomendação, o parágrafo primeiro do art. 19 traz que,

§ 1º Os planos de saneamento básico serão editados pelos titulares, podendo ser elaborados com base em estudos fornecidos pelos prestadores de cada serviço.

O conhecimento adquirido pelos responsáveis pela operação dos sistemas pode ser um grande auxílio à municipalidade no que diz respeito à identificação das melhorias necessárias, ações emergenciais, entre outras situações. Evidentemente que a tomada de decisão final sobre o planejamento no município deverá ser da Prefeitura Municipal, observada a sustentabilidade econômico-financeira da prestação dos serviços, nos termos do art. 29 da Lei Federal nº 11.445/07,

Art. 29. Os serviços públicos de saneamento básico terão a sustentabilidade econômico-financeira assegurada, sempre que possível, mediante remuneração pela cobrança dos serviços [...]

2.7 Prefeitura municipal: adequações internas

Para que tudo o que foi apresentado seja possível, a municipalidade deve controlar os investimentos em execução e principalmente aqueles que estão previstos nos próximos anos, não apenas no curto prazo, mas principalmente no médio e no longo prazo. Para isso, tem-se percebido outra grande dificuldade nas estruturas gerenciais das Prefeituras Municipais: o registro de informações.

Ao avaliar junto às prefeituras a possibilidade de obter um relatório anual do valor financeiro gasto, por exemplo, com a instalação de lixeiras em vias públicas, ou com a instalação ou manutenção de bocas de lobo, normalmente a informação é inexistente, mas mesmo que seja possível obtê-la, é possível que esses valores estejam agregados em uma única conta global, sem a possibilidade de identificar os investimentos por meta estabelecida em plano. Frisa-se, não basta elaborar e implementar um plano se a Prefeitura Municipal e seus setores, entre eles o contábil, não estiverem preparados para isso.

Almeja-se que o setor contábil, ou setor similar, possua um plano de contas específico ao saneamento, baseado nas metas estabelecidas no plano. Assim, sempre que houver um dispêndio relacionado ao saneamento, será possível identificar todo o volume financeiro efetivamente investido no município, vinculado ao Plano Municipal de Saneamento Básico.

O estabelecimento de uma rotina como essa permite uma série de benefícios à municipalidade: permite um relatório rápido, automático e atualizado de todos os investimentos realizados por setor do saneamento; permite avaliar se o volume financeiro investido refletiu positivamente, e a qual taxa, sobre os indicadores de salubridade ambiental do município; permite uma tomada de decisão rápida em determinadas situações de atualização e revisão do plano; permite respostas rápidas aos órgãos de controle; transparência e prestação de contas ao cidadão sobre a implementação do plano; permite, principalmente, o controle dos investimentos realizados e sua conformidade com o plano.

O controle e o registro dessas informações é um dos requisitos necessários

para a avaliação do desempenho em saneamento observado no município.

2.8 Plano de Saneamento: responsabilidades compartilhadas.

Todos os itens discutidos até agora enfatizaram os pontos necessários para que o Plano Municipal de Saneamento Básico se torne um instrumento dinâmico e exequível, de modo que seja controlado, atualizado e revisado sistematicamente. Mas ainda não se discutiu claramente sobre a responsabilidade de sua execução.

Não há dúvidas de que, uma vez editado pelo titular dos serviços, transformado em Lei, a execução das metas estabelecidas no plano é de responsabilidade da municipalidade. No entanto, a Prefeitura Municipal pode delegar a prestação dos serviços e a realização de investimentos para outras entidades não vinculadas à administração direta ou indireta do município, seja, por exemplo, companhia estadual ou concessão privada.

Nas situações em que a prestação dos serviços é realizada mediante prestador de serviços que integre a administração do titular, geralmente não há dificuldades em identificar a responsabilidade pela implementação dos investimentos previstos no plano, haja vista tratar-se de uma personalidade jurídica vinculada à Prefeitura Municipal.

Já nas situações em que a prestação de serviços públicos de saneamento básico é realizada por entidade que não integre a administração do titular, mediante a celebração de contrato de programa ou de concessão, conforme art. 10 da Lei Federal nº 11.445/07,

Art. 10. A prestação de serviços públicos de saneamento básico por entidade que não integre a administração do titular depende da celebração de contrato, sendo vedada a sua disciplina mediante convênios, termos de parceria ou outros instrumentos de natureza precária.

é necessário que o contrato administrativo estabeleça o rol de investimentos a serem assumidos pelo prestador de serviços contratado, atentando-se à manutenção da viabilidade técnica e econômico-financeira da prestação dos serviços, nos termos do art. 39 do Decreto Federal nº 7.217/10:

Art. 39. São condições de validade dos contratos que tenham por objeto a prestação de serviços públicos de saneamento básico:

[...]

V - condições de sustentabilidade e equilíbrio econômico-financeiro da prestação dos serviços, em regime de eficiência, incluindo:

- a) sistema de cobrança e composição de taxas, tarifas e outros preços públicos;
- b) sistemática de reajustes e de revisões de taxas, tarifas e outros preços públicos;
- e
- c) política de subsídios;

[...]

Ainda assim, é recomendável que todos os investimentos estabelecidos no plano apresentem a indicação expressa dos setores responsáveis pela sua execução, porém de maneira impessoal, prevendo alterações na estrutura organizacional da Prefeitura Municipal e do Prestador de Serviços. Em outras palavras, é preferível indicar em uma meta do plano, por exemplo voltada ao sistema de abastecimento de água, a responsabilidade sobre sua execução sendo do “prestador de serviços em abastecimento de água”, sem mencionar expressamente o nome da entidade responsável atual no município, prevendo eventuais mudanças.

Outro aspecto fundamental para o correto gerenciamento do plano é a menção da provável fonte financeira para execução do investimento. Mesmo tendo sido indicado no exemplo acima a responsabilidade recaída sobre o prestador de serviços, é possível que, devido ao alto volume de investimento de uma determinada meta e a impossibilidade de equilíbrio na arrecadação, ela só possa ser realizada mediante a possibilidade real de investimentos não onerosos. Essa informação, muitas vezes ausentes no Planos Municipais de Saneamento Básico, são determinantes sobre a sustentabilidade econômico-financeira da prestação dos serviços em saneamento no município.

Com esse cenário estabelecido, suprime-se grande parte dos aspectos que podem impedir a correta implementação do Plano Municipal de Saneamento Básico.

2.9 Indicadores de desempenho e sua relação com os investimentos

Vale salientar nesse momento um assunto pouco discutido até agora nesse documento, mas de fundamental importância para a avaliação de desempenho da salubridade ambiental e saneamento do município, os indicadores de desempenho. Nesse aspecto fala-se, por exemplo, em índice de abastecimento de água, índice de esgotamento sanitário, abrangência do serviço de coleta de resíduos sólidos, índice de inundações e alagamentos no município, entre outros. Todas essas informações, se acompanhadas fidedignamente pelos setores da Prefeitura Municipal e do Prestador de Serviços, envolvidos direta e indiretamente com as ações de saneamento, servem de apoio para avaliar se os investimentos realizados, ou a falta deles, tem refletido em mudanças significativas no município.

A escolha de indicadores de desempenho para essa avaliação pode não ser uma ação simples, haja vista a diversidade de referências bibliográficas e recomendações na literatura, porém o desafio está em selecionar um grupo de indicadores, nem muito grande, nem muito pequeno, mas suficientemente representativo, para medir o desempenho nos quatro setores do saneamento.

As agências reguladoras do setor têm desenvolvido cestas de indicadores baseados no Sistema Nacional de Informações em Saneamento (SNIS) que buscam dinamizar e simplificar o acompanhamento da eficiência técnica e financeira

da prestação dos serviços. Assim, a municipalidade pode incorporar ou atualizar o conjunto de indicadores a serem acompanhados através da atualização ou da revisão do plano.

Ainda, para cada indicador, ou para um grupo mínimo e representativo de indicadores, deve-se atribuir metas a serem alcançadas ao longo do período de vigência do plano. Essas metas devem estar compatíveis com os investimentos físicos e financeiros previstos, de modo que esses promovam a melhoria desejada nos indicadores, nos prazos desejados. É importante que para cada indicador exista uma entidade responsável pelo cumprimento de sua meta estabelecida, expressamente mencionada no plano, assim como é a recomendação para os investimentos físicos e financeiros.

3 | CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O acompanhamento das ações planejadas, sejam elas destinadas a qualquer área, tanto na administração pública, quanto na privada, é um desafio, o qual é potencializado, quando relacionado aos planos municipais de saneamento básico, pelas obrigações legais a serem respeitadas, pela diversidade de atores envolvidos em seu controle e pela importância social e pública de seus fundamentos.

Procurou-se nessas poucas páginas, elucidar algumas dúvidas e dificuldades encontradas sobre o tema, sem a intenção de esgotar o assunto, tampouco ser uma interpretação final das recomendações detalhadas, mas sim com o objetivo de alinhar cada vez mais o entendimento e compreensão das ações necessárias para a melhoria do saneamento do País.

Evidentemente que muitos vícios de elaboração nos planos ainda estão vigentes nos municípios brasileiros, podendo comprometer a execução das melhorias necessárias ao setor. A difusão do conhecimento, aliada a um planejamento sólido e ao acompanhamento sistemático e robusto, são peças chave para que as ações possam ser aplicadas, como frisado no início desse documento.

Ressalva-se por fim que o leitor deverá estar atento às possíveis mudanças sobre a Lei Nacional de Saneamento Básico em discussão no País que possam refletir em alguns dos temas discutidos.

REFERÊNCIAS

BRASIL. **Lei n. 11445, de 5 de janeiro de 2007.** Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei no 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências.

BRASIL. **Lei n. 12305, de 2 de agosto de 2010.** Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências.

BRASIL. **Decreto n. 7217, 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.

AS CARAVANAS DE SANEAMENTO NA BACIA DO RIO SÃO FRANCISCO: FORMA DE DIÁLOGO DE SABERES E DE CAPACITAÇÃO PARA O PROCESSO DE ELABORAÇÃO DE PLANOS MUNICIPAIS DE SANEAMENTO BÁSICO

Luiz Roberto Santos Moraes

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

Luciana Espinheira da Costa Khoury

Ministério Público do Estado da Bahia, Núcleo de Defesa do Rio São Francisco
Salvador - Bahia

Ilka Vlaida Almeida Valadão

Ministério Público do Estado da Bahia, Núcleo de Defesa do Rio São Francisco
Salvador - Bahia

RESUMO: No cenário brasileiro e nordestino, é grande o déficit dos serviços públicos de saneamento básico. Na maioria dos municípios da Bacia do Rio São Francisco há ausência ou precariedade desses serviços, consistindo em um dos principais vetores de degradação. Os municípios, em sua maioria, não dispõem de orçamento que permita a implantação de obras de infraestrutura sanitária com recursos próprios, além da histórica falta de planejamento na área de saneamento básico que tem conduzido a aplicação dos recursos disponibilizados a ações pontuais e nem sempre adequadas às necessidades e realidades locais. Por sua vez, a Lei Nacional de Saneamento Básico (Lei nº 11.445/2007) estabelece a realização de planejamento, por meio do instrumento

Plano Municipal de Saneamento Básico-PMSB, com conteúdos mínimos para a sua elaboração, com efetivo controle social. Assim, os Ministérios Públicos dos Estados da Bahia, Alagoas e Sergipe, o Ministério Público Federal em Sergipe, o Comitê da Bacia Hidrográfica do São Francisco, em parceria com a Articulação Popular do São Francisco Vivo, realizaram 10 Caravanas de Saneamento (fevereiro-junho/2016) no estado da Bahia e 3 Caravanas no estado de Alagoas e uma no estado de Sergipe (março-abril/2017), visando capacitar 600 atores sociais dos municípios integrantes da Bacia para o processo de elaboração, de forma participativa, de seus Planos Municipais de Saneamento Básico, de acordo com a legislação em vigor, apresentando e discutindo o processo formal e os conteúdos mínimos que devem estar contidos nos Planos. O capítulo tem como objetivo apresentar a metodologia e os resultados dessas 14 Caravanas de Saneamento realizadas.

PALAVRAS-CHAVE: Saneamento Básico, Plano Municipal de Saneamento Básico, Capacitação, Caravanas de Saneamento, Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco.

THE SANITATION CARAVANS IN THE
SÃO FRANCISCO RIVER BASIN: A
WAY OF KNOWLEDGE DIALOGUE AND

CAPACITATION FOR THE PROCESS OF MAKING MUNICIPAL BASIC SANITATION PLANS

ABSTRACT: In the Brazilian and Northeastern scenario, the deficit of public basic sanitation services is large. In most of the municipalities of the São Francisco River Basin there is an absence or precariousness of these services, consisting of one of the main degradation vectors. Most municipalities do not have a budget that allows the implementation of sanitary infrastructure works with their own resources, in addition to the historical lack of planning in the area of basic sanitation that has led to the application of available resources to specific and not always adequate actions. to local needs and realities. In turn, the National Basic Sanitation Law (Law No. 11,445 / 2007) establishes the realization of planning through the Municipal Basic Sanitation Plan-PMSB instrument, with minimum contents for its elaboration, with effective social control. Thus, the Public Prosecution Offices of the States of Bahia, Alagoas and Sergipe, the Federal Public Prosecution Service in Sergipe, the São Francisco River Basin Committee, in partnership with the San Francisco Popular People's Association, carried out 10 Sanitation Caravans (February-June / 2016) in the state of Bahia and 3 Caravans in the state of Alagoas and one in the state of Sergipe (March-April / 2017), aiming to train 600 social actors from the municipalities that are part of the Basin to participate in the process of elaborating their Municipal Sanitation Plans, in accordance with the legislation in force, presenting and discussing the formal process and the minimum contents that must be contained in the Plans. The chapter aims to present the methodology and results of these 14 Sanitation Caravans performed.

KEYWORDS: Basic Sanitation, Municipal Basic Sanitation Plan, Training, Sanitation Caravans, São Francisco River Basin.

INTRODUÇÃO

O saneamento básico consiste em um conjunto de serviços, infraestruturas e instalações operacionais de abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, drenagem e manejo das águas pluviais urbanas e limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos, de acordo com a Lei Federal nº 11.445/2007 (BRASIL, 2007).

Esses serviços públicos devem ser prestados de forma universal, devendo contemplar as populações da cidade e do campo, florestas e águas. Também é necessário atentar para atendimento ao princípio da integralidade, pelo qual todos os quatro componentes do saneamento básico devem ser assegurados aos cidadãos.

No cenário brasileiro e nordestino, é grande o deficit dos serviços públicos de saneamento básico. Na maioria dos municípios da Bacia do Rio São Francisco há ausência ou precariedade desses serviços, consistindo em um dos principais vetores de degradação, conforme diagnosticado pelo Plano de Recursos Hídricos da Bacia, aprovado pelo Comitê de Bacia Hidrográfica do São Francisco (CBHSF) (BRASIL, 2004).

A saúde e o bem-estar do ser humano estão intimamente ligadas às condições de atendimento adequado às ações e serviços públicos de saneamento básico. A saúde é considerada direito fundamental do indivíduo sendo dever do Poder Público regulamentar, fiscalizar e controlar as ações e serviços públicos de saneamento básico, para preservação e melhoria da qualidade de vida, conforme artigos 196 e 197 da Constituição Federal (BRASIL, 1988).

Paralelo a isso, os municípios, em sua maioria, não dispõem de orçamento que permita a implantação de obras de infraestrutura com recursos próprios, além da histórica falta de planejamento na área de saneamento básico que tem conduzido a aplicação dos recursos disponibilizados a ações pontuais e nem sempre adequadas às necessidades e realidades locais.

Nesse sentido, a Lei Nacional de Saneamento Básico (Lei nº 11.445/2007) estabelece a realização de planejamento, por meio do instrumento Plano Municipal de Saneamento Básico-PMSB, com conteúdos mínimos para a sua elaboração, com efetivo controle social, sendo esse outro princípio fundamental a ser adotado para todas as ações e serviços públicos de saneamento básico (BRASIL, 2007). O PMSB deve definir, coletivamente, como dar-se-á o acesso a esses serviços, de que forma e com quais prioridades, de modo a atingir o atendimento de toda a população.

A existência de Plano Municipal de Saneamento Básico é obrigação do titular dos serviços e, após 31 de dezembro de 2017, se torna requisito para que o município possa receber recursos do governo federal para as ações e serviços públicos de saneamento básico, de acordo com o Decreto Federal nº 8.629/2015 (BRASIL, 2015).

Para que os serviços públicos de saneamento básico possam ser prestados de forma adequada torna-se necessário que todas as funções de gestão sejam contempladas pelo município e submetidas ao controle social: o planejamento, a regulação, a prestação dos serviços e a fiscalização dos mesmos.

Assim, é premente que em todos os municípios da Bacia do São Francisco sejam adotadas providências, visando elaborar esse instrumento de planejamento, por meio do qual o município possa conhecer e discutir a realidade do saneamento básico com a população local e buscar soluções para os problemas vivenciados com a participação efetiva da sociedade.

Neste sentido, o Ministério Público do Estado da Bahia, o Ministério Público do Estado de Alagoas, o Ministério Público do Estado de Sergipe, o Ministério Público Federal em Sergipe, o Comitê da Bacia Hidrográfica do São Francisco-CBHSF, em parceria com a Articulação Popular do São Francisco Vivo, realizaram 10 Caravanas de Saneamento (no período de fevereiro-junho/2016) no estado da Bahia, 3 Caravanas no estado de Alagoas e uma no estado de Sergipe (no período de março-abril/2017), visando capacitar atores sociais dos municípios integrantes da Bacia (117 na Bahia, 50 em Alagoas e 28 em Sergipe) para o processo de elaboração, de forma participativa, de seus Planos Municipais de Saneamento Básico, de acordo com a legislação em vigor, apresentando e discutindo o processo formal e os conteúdos

mínimos que devem estar contidos nos Planos.

O presente capítulo tem como objetivo apresentar a metodologia e os resultados dessas 14 Caravanas de Saneamento realizadas.

MATERIAIS E MÉTODOS

As Caravanas de Saneamento na Bacia do São Francisco, em sua parte no estado da Bahia, foram planejadas para serem realizadas em 10 regiões (contemplando 117 municípios), segundo divisão baseada em Promotorias Regionais Ambientais do Ministério Público do Estado da Bahia, e foram compostas por oficinas a serem realizadas nos primeiros quatro dias (segunda-feira à quinta-feira, com 32h de trabalho, ou seja, 8h/dia) e seminários abertos ao público em geral no último dia (sexta-feira, com 8h de trabalho). As Caravanas nos estados de Alagoas e Sergipe foram planejadas para serem compostas de oficinas nos cinco dias úteis da semana (segunda-feira à sexta-feira, com 40h de trabalho, ou seja, 8h/dia) e em regiões definidas por critérios estabelecidos pelo Ministério Público desses estados e pelo CBHSF.

A oficina sobre elaboração de Plano Municipal de Saneamento Básico se baseia na pedagogia construtivista, quando os participantes interagindo com os conteúdos dos textos trabalhados, de seu próprio conhecimento e do conhecimento dos outros participantes e do instrutor, num processo de diálogos de saberes, acabam reconstruindo seu próprio conhecimento.

Assim, diversos conteúdos são apresentados e discutidos, como: entendimento de saneamento básico; problemas de saneamento básico em seu município; relação saúde-saneamento; políticas de saneamento básico no Brasil e no estado; Lei Nacional de Saneamento Básico (Lei nº 11.445/2007); gestão de serviços públicos de saneamento básico: planejamento, regulação, prestação e fiscalização dos serviços; participação e controle social; termo de referência para elaboração de Plano Municipal de Saneamento Básico-PMSB; Política Nacional de Resíduos Sólidos, seus princípios, diretrizes e instrumentos. No final é realizada pelos participantes a avaliação da oficina em formulário próprio, com questões fechadas e abertas, e também de forma espontânea (uma palavra, uma frase, um desenho, um poema etc).

O público-alvo das Oficinas é composto por Promotores de Justiça com atuação na área de Meio Ambiente, Servidores e Técnicos dos Ministérios Públicos da Bahia, Alagoas e Sergipe, membros dos Comitês de Bacia dos afluentes e do São Francisco, bem como por gestores municipais e suas equipes técnicas diretamente envolvidas com a temática, conselheiros de Conselhos Municipais de Meio Ambiente, de Saúde e das Cidades, representantes da Empresa Baiana de Águas e Saneamento S/A-Embasa, Companhia de Saneamento de Alagoas-Casal, Companhia de Saneamento de Sergipe-DESO, Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos de Alagoas-

Semarh/AL, Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos de Sergipe-Semarh/SE, Administração Estadual do Meio Ambiente de Sergipe-ADEMA, Fundação Nacional de Saúde-Funasa, Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis-IBAMA e Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba-Codevasf, de Universidades, representantes de comunidades quilombolas, indígenas e ribeirinhas, de movimentos populares, sociais e sindicais e de entidades ambientalistas.

Nas Caravanas no estado da Bahia foi planejada a realização de um Seminário, no último dia útil da semana, aberto à ampla participação do público interessado nas questões de saneamento básico, quando seria apresentado por integrante de equipe da última Fiscalização Preventiva Integrada-FPI realizada na região, a situação encontrada quanto aos serviços públicos de abastecimento de água, de esgotamento sanitário e de resíduos sólidos das sedes dos municípios vistoriados. O Seminário é planejado para ser conduzido pelo Promotor Público Ambiental da Região, que procuraria dar encaminhamento às questões discutidas e recomendações realizadas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Bahia, as Caravanas (Figura 1) foram compostas por oficinas sobre elaboração de Plano Municipal de Saneamento Básico-PMSB, que tiveram a duração de quatro dias, com carga horária de 32h de trabalho e ocorreram nos municípios de Paulo Afonso, Barreiras, Bom Jesus da Lapa, Santa Maria da Vitória, Guanambi, Paramirim, Irecê, Xique-Xique, Juazeiro e Jacobina e dos Seminários (Figura 2), com carga horária de 8h, nas sextas-feiras. Em Alagoas, as oficinas tiveram carga horária de 40h e ocorreram nos municípios de Arapiraca, Penedo e Piranhas e, em Sergipe, no município de Propriá.

Em cada Caravana, no início do primeiro dia da oficina, após a apresentação de cada participante e do instrutor, foram estabelecidas as Regras de Convivência (Figura 3), incluindo a definição do horário para cumprimento da carga horária de 8h/dia, para em seguida ser trabalhada a compreensão dos participantes quanto ao seu entendimento de saneamento básico, problemas de saneamento básico em seu município e construção em grupo de trabalho de Termo de Referência para elaboração de Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB), escrito em papel metro e colocado na parede, sendo em seguida apresentado por relator escolhido por cada grupo e apreciado pelo instrutor. No final dos trabalhos do primeiro dia o instrutor realiza uma apresentação sobre saneamento e sua relação com a saúde, mostrando alguns dados do Brasil, da região Nordeste e do respectivo estado onde a oficina está sendo realizada.



Figura 1: Folder das Caravanas de Saneamento

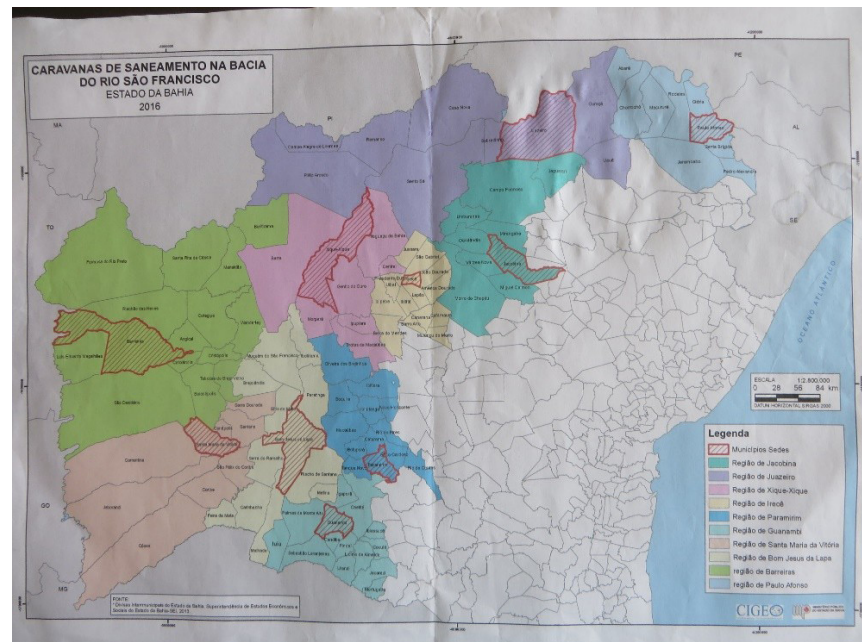


Figura 2: Mapa da Bacia do São Francisco no estado da Bahia, mostrando os 10 municípios (hachurados) onde as Caravanas foram realizadas

No segundo dia trabalhou-se o entendimento de Estado e suas diferentes concepções e políticas públicas e sociais, bem como a política de saneamento básico no Brasil (1940 até os dias atuais), sendo que após leitura e discussão de texto sobre o assunto em grupo foi apresentada a síntese realizada por cada grupo, seguida de discussão (Figura 4). Também nesse dia foi trabalhado o tema gestão dos serviços públicos de saneamento básico e suas quatro funções: planejamento, regulação, prestação dos serviços e fiscalização, com o controle social atuando de forma transversal a todas elas. Ainda nesse dia foi trabalhado e discutido em grupo um texto sobre controle social.

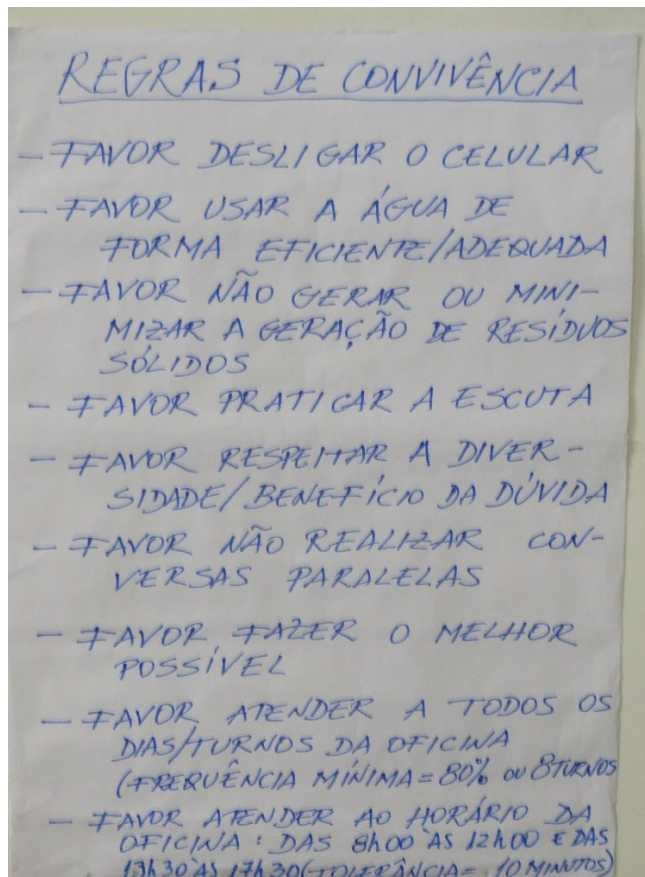


Figura 3: Regras de Convivência das Oficinas

No terceiro dia foi trabalhado, de forma mais detalhada, o planejamento, os pressupostos e as etapas para a elaboração de seu instrumento, o PMSB, como: plano de mobilização social; diagnóstico técnico-participativo; prospectiva e planejamento estratégico; programas, projetos e ações, bem como metas de curto, médio e longo prazos; e indicadores a serem utilizados para a avaliação posterior, quando da implementação do PMSB. Foi apresentado e discutido também, a título de exemplo, a última versão do Termo de Referência para elaboração de PMSB elaborado e utilizado pela Fundação Nacional de Saúde (BRASIL, 2012).



Figura 4: Grupos de Trabalho na Oficina de Piranhas/AL



Figura 5: Apresentação do resultado dos Grupos de Trabalho na Oficina de Arapiraca/AL



Figura 6: Seminário da Caravana de Paulo Afonso/BA

No último dia da oficina trabalhou-se o tema Política Nacional de Resíduos Sólidos, seus princípios, diretrizes e instrumentos e sua relação com a Lei Nacional de Saneamento Básico e o PMSB, e também como elaborar um Diagnóstico Técnico-Participativo e a etapa de Prospectiva e Planejamento Estratégico. Os participantes em seus grupos, à luz dos conteúdos trabalhados nos dias anteriores, retomaram e reconstruíram o Termo de Referência para elaboração de PMSB construído na primeira manhã da oficina e depois apresentaram para conhecimento e crítica dos participantes e do instrutor (Figura 5). No final foi realizada por cada participante uma avaliação dos quatro dias de trabalho da oficina, por meio de formulário, contendo questões fechadas e abertas, e também de forma espontânea por meio de uma palavra, frase, desenho, poema etc.

Visando atender demanda do Ministério Público do Estado da Bahia, ao final de cada oficina da Caravana no estado da Bahia, no último dia, foi realizado um Seminário (Figura 6), com carga horária de 8h, aberto ao público, com o objetivo de discutir com representantes da sociedade local, representantes de comunidade quilombolas, indígenas e ribeirinhos, de movimentos sociais, entidades ambientalistas, representantes do Poder Público e de Universidades, os principais problemas de

saneamento básico identificados em cada uma das regiões por onde a Caravana do Saneamento passou, a partir das ações do Programa da Fiscalização Preventiva Integrada-FPI (MPBA, 2014), bem como os possíveis encaminhamentos para a solução dos mesmos.

O público que participou das oficinas (em média 40 pessoas/oficina na Bahia e 50 pessoas/oficina em Alagoas e em Sergipe) foi composto por Promotores de Justiça com atuação na área de Meio Ambiente, Servidores e Técnicos dos Ministérios Públicos dos Estados da Bahia, Alagoas e Sergipe, membros dos Comitês de Bacia dos afluentes e do Rio São Francisco, e por gestores (secretários municipais de meio ambiente, saúde, serviços públicos, obras e infraestrutura) e legisladores municipais dos três estados e suas equipes técnicas diretamente envolvidas com a temática, incluindo técnicos de Serviços Autônomos de Água e Esgoto-SAAEs, conselheiros municipais de meio ambiente, de saúde e das cidades, representantes da Empresa Baiana de Águas e Saneamento S/A-Embasa, Companhia de Saneamento de Alagoas-Casal, Companhia de Saneamento de Sergipe-DESO, Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos de Alagoas-Semarh/AL, Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos de Sergipe-Semarh/SE, Administração Estadual do Meio Ambiente de Sergipe- ADEMA, Assembleia Legislativa do Estado de Sergipe-ALESE, Fundação Nacional de Saúde-Funasa, Instituto Brasileiro de Meio Ambiente-IBAMA e Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba-Codevasf, docentes e discentes de Universidades (Universidade Federal do Oeste da Bahia-UFOB, Universidade Federal do Vale do São Francisco-UNIVASF, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Bahia-IFBA, Instituto Federal Baiano-IFBaiano, Universidade do Estado da Bahia-UNEB, dentre outras) e representantes de comunidades quilombolas, indígenas e ribeirinhas, de movimentos populares, sociais, sindicais e de entidades ambientalistas.

A título apenas de exemplo é mostrado a seguir alguns problemas identificados e encaminhamentos em comum resultados dos Seminários realizados durante as Caravanas na Bahia: i) Problemas gerais relacionados ao saneamento básico – encaminhamentos em comum: solicitar que os municípios atuem por meio de projetos e ações e realizem formação em Educação Ambiental/Saneamento; Elaboração de Termos de Ajustamento de Conduta (TACs) com a promotoria ou estabelecimento de ação para os quatro componentes do saneamento básico; Promover reuniões de monitorização de ações de saneamento básico nos municípios via território; Instituir uma comissão com vários segmentos via território para pautar os assuntos relacionados a saneamento; Os Municípios devem promover capacitações sobre o tema para seus servidores (Vigilância Sanitária, SAAE, dentre outros órgãos); Criar Núcleo de Cidadania para monitorizar ações e obras de saneamento básico e outras que envolvam a temática, fiscalização e controle social nos municípios; ii) Falta de política de saneamento básico nos municípios – encaminhamentos em comum: Formulação da Política de Saneamento Básico pelos municípios; Os municípios

participantes devem assumir o compromisso de que irão formular a sua política de saneamento básico, para que possam estar captando recursos para execução do Plano; Que os municípios do Território encaminhem os seus Projetos de Lei para serem apreciados pelas Câmaras de Vereadores, fruto de um processo participativo; iii) Falta do instrumento Plano de Saneamento Básico – encaminhamentos em comum: submeter a discussão do Plano de Saneamento Básico à comunidade; Captar recursos da Agência Reguladora de Serviços de Saneamento Básico da Bahia-AGERSA e do CBHSF, dentre outros, para elaboração do PMSB; Buscar o apoio da Codevasf, UNEB, UFOB, UNIVASF e faculdades para a elaboração dos planos municipais; Dar retorno ao CBHSF quanto à manifestação de interesse para elaboração de Plano de Saneamento Básico; iv) Obras de esgotamento sanitário realizadas pela Codevasf – encaminhamento em comum: cobrar da presidência da Codevasf ações efetivas visando a conclusão das obras inacabadas.

Vale destacar que nestas Caravanas - nas Oficinas e nos Seminários - foram apresentados os diversos problemas com as obras dos sistemas de esgotamento sanitário em 51 municípios da Bacia na Bahia, executadas pela Codevasf, que totalizam 63% sem conclusão e/ou operação. São diversas as razões, a exemplo de abandono da obra pela empresa construtora, projetos deficientes, planejamento inadequado, inexistência de articulação entre os entes Codevasf e prestadores de serviços, dentre outros, que terminaram por inviabilizar a conclusão e/ou operação dos sistemas de esgotamento sanitário, resultando em investimentos públicos mal geridos, ocasionando a necessidade de aplicação de mais recursos para o efetivo alcance do objetivo. Muitas das obras inacabadas não possuem dotação orçamentária para sua conclusão.

No último dia das 4 oficinas realizadas nos estados de Alagoas e Sergipe foi simulada uma Audiência Pública, na tentativa de reproduzir a realidade, quando o prefeito(a) eleito(a) pelos participantes da oficina apresentou para conhecimento e crítica dos presentes o Termo de Referência do PMSB construído a partir dos TRs reconstruídos pelos grupos de trabalho (Figura 7), sendo que os participantes representaram diferentes papéis (colocados à disposição pelo instrutor e escolhidos por cada um deles) como representantes de órgãos federais, estaduais e municipais, bem como de organizações diversas da Sociedade Civil.



Figura 7: Audiência Pública na Oficina de Propriá-SE, dirigida pela “prefeita eleita” (representante dos quilombolas)

Os resultados da avaliação mostraram que mais de 80% dos participantes avaliaram que estavam muito satisfeito com a oficina, que representou uma forma de diálogo de saberes e experiências e um importante instrumento de capacitação e aprendizado em relação às questões de saneamento básico e de entendimento do processo de elaboração e como elaborar um PMSB. Os participantes concluíram as oficinas muito motivados e comprometidos que no retorno aos seus municípios iriam envidar todos os esforços no sentido de deflagrar o processo para elaboração do PMSB.

No encerramento das oficinas, com presença de representantes do Comitê da Bacia do Rio São Francisco e do Ministério Público e de prefeitos, foram entregues os certificados de atendimento àqueles participantes que obtiveram a frequência mínima estabelecida nas Regras de Convivência (75% dos 4 dias nas oficinas da Bahia e 80% dos 5 dias nas caravanas de Alagoas e Sergipe).

CONCLUSÃO

Os resultados do trabalho realizado mostram que a Caravana de Saneamento pode se configurar como uma forma efetiva de diálogo de saberes e de capacitação de pessoas interessadas na temática do saneamento básico, tanto da sociedade civil como do Poder Público, para o processo de elaboração e também de implementação, avaliação e revisão, com participação e controle social, do Plano Municipal de Saneamento Básico, importante instrumento de planejamento da área de saneamento básico na esfera municipal, visando a universalização dos serviços públicos de saneamento básico.

REFERÊNCIAS

BAHIA. Ministério Público do Estado da Bahia; Órgãos Parceiros da FPI. **Velho Chico: A experiência da Fiscalização Preventiva Integrada na Bahia**. 1.ed. Salvador: Ministério Público do Estado da Bahia, 2014.

BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil 1988**. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Constituicao/Constituicao.htm . Acesso em: 05 jan. 2017.

BRASIL. **Lei no 11.445, de 05 de janeiro de 2007**. Estabelece diretrizes para o saneamento básico; altera as Leis ...; e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/L11445.htm. Acesso em: 05 jan. 2017.

BRASIL. **Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio São Francisco**. Disponível em: http://www.saofrancisco.cbh.gov.br/_docs/planos/PlanoDecenaldeRecursosHidricos.pdf. Acesso em: 05 jan. 2017.

BRASIL. Fundação Nacional da Saúde. **Termo de Referência para Elaboração de Planos Municipais de Saneamento Básico 2012**. Disponível em: www.funasa.gov.br/site/wp-content/.../04/2b_TR_PMSB_V2012.pdf. Acesso em: 05 jan. 2017.

BRASIL. **Decreto no 8.629, de 30 de dezembro de 2015**. Altera o Decreto nº 7.217, de 21 de junho de 2010, que regulamenta a Lei no11.445, de 5 de janeiro de 2007, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2015-2018/2015/decreto/D8629.htm. Acesso em: 05 jan. 2017.

AVALIAÇÃO DOS MÉTODOS DE PROJEÇÃO POPULACIONAL PARA ELABORAÇÃO DE PROJETOS DE SANEAMENTO BÁSICO EM BELÉM DO PARÁ

Giovanni Chaves Penner

Universidade Federal do Pará

Belém – Pará

Laércio dos Santos Rosa Junior

Universidade Federal do Pará

Belém – Pará

Ana Gabriela Santos Dias

Universidade Federal do Pará

Belém – Pará

RESUMO: Projeções populacionais realizadas adequadamente, nos projetos de engenharia, possibilitam maior eficiência na distribuição dos serviços oferecidos. Por outro lado, uma projeção consideravelmente abaixo ou acima do que representará a realidade pode gerar, por exemplo, deficiências no atendimento dos usuários e encarecimento do projeto para uma determinada região. Nesse sentido, o presente trabalho tem por objetivo demonstrar a importância da adequada projeção populacional, bem como discutir sobre a precisão dos métodos de projeção utilizados na elaboração de projetos de saneamento básico no município de Belém do Pará. Os métodos de projeção adotados foram o Método Aritmético, Método Geométrico e Método Logístico. O estudo foi realizado em quatro etapas. A primeira etapa consistiu na pesquisa bibliográfica à cerca das

metodologias utilizadas, a segunda consistiu na coleta de dados populacionais referentes ao município de Belém, a terceira na aplicação dos métodos de projeção e a quarta etapa consistiu na comparação do resultados obtidos com as estimativas do Plano de Saneamento Básico do Município de Belém (PSBMB), tendo-se como base os censos do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Com base nos resultados obtidos, pôde-se concluir sobre a precisão dos métodos utilizados, quando comparados com os dados das projeções feitas para o PSBMB. Também foi possível concluir sobre quais as vantagens e desvantagens de cada método.

PALAVRAS-CHAVE: Projeção Populacional, Projetos de Saneamento, Saneamento Básico, Obras de Saneamento, Belém do Pará.

EVALUATION OF POPULATION PROJECTION METHODS FOR THE ELABORATION OF BASIC SANITATION PROJECTS IN BELÉM OF PARÁ

ABSTRACT: Population projections adequately performed, in engineering projects, enable greater efficiency in the distribution of the services offered. On the other hand, a projection considerably below or above what will represent the reality can generate, for example, disabilities

in the attendance of the users and the enhancement of the project for a particular region. In this sense, the present work aims to demonstrate the importance of the adequate population projection, as well as to discuss the precision of the methods of projection in the preparation of basic sanitation projects in the city of Belém of Pará. The methods of projection adopted were the Arithmetical Method, the Geometric Method and the Logistic Method. The study was carried out in four stages. The first step was the bibliographic research about the methodologies used, the second step was the collection of population data references to the municipality of Belém, the third was the application of the methods of projection and the fourth step was the comparison of the results obtained with the Basic Sanitation Plan of the municipality of Belém (PSBMB), that used the census of Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE). Based on the results obtained, it was possible to conclude about the accuracy of the methods used, when compared with the data of the projections made for the PSBMB. It was also possible to conclude about the advantages and disadvantages of each method.

KEYWORDS: Population Projection, Sanitation Projects, Basic Sanitation, Sanitation Works, Belém of Pará.

1 | INTRODUÇÃO

Segundo Matuda (2009) em qualquer país o crescimento populacional resulta de duas variáveis: o saldo das migrações externas e o crescimento natural ou vegetativo da população. No caso do Brasil, apesar da imigração ter contribuído de forma decisiva no aumento populacional, sem dúvida foi o crescimento vegetativo o fator principal desse aumento. Se até a década de 1930 a imigração teve participação importante no crescimento populacional, a partir de então, o crescimento populacional passou a depender, quase exclusivamente, do crescimento vegetativo.

Quando aborda-se especificamente Belém do Pará, verifica-se que a dinâmica do crescimento populacional não foi diferente. De acordo com Coêlho (2017), o dinheiro gerado pela comercialização da borracha, no século XIX, foi muito importante para a estruturação urbana do município. À partir do ano de 1897, foram promovidas diversas mudanças de renovação estética e higienista como a instalação de uma rede coletora de esgoto, criação do serviço de transporte público e a instalação de poços artesianos para fim de abastecimento. Dessa forma, houve um grande número de imigrantes e emigrantes vindo morar e trabalhar na cidade, fazendo com que o crescimento de sua população se acentuasse, até que este passasse a ser predominantemente vegetativo.

Neste contexto, conforme explica Benetti (2007), muitos serviços públicos são estratégicos e necessitam de projeção populacional para que não sofram as consequências da falta de planejamento adequado, já que a falta de infraestrutura em algumas áreas pode acarretar problemas em outras. Exemplo disso é a relação entre os serviços de água e esgoto com a área da saúde pública, levando em conta os problemas de saúde ocasionados pelo contato de pessoas com águas poluídas

e/ou contaminadas. Este fato, por si só, justifica a necessidade de investimento em infraestrutura.

Nos projetos de saneamento básico, a projeção populacional é indispensável, pois para os diferentes projetos dessa área é necessário o conhecimento da população de início e de final de plano (população de projeto), bem como da sua evolução ao longo do tempo, para o estudo das etapas de implantação. Estes valores servem de “base” para os dimensionamentos.

Quanto os modelos matemáticos utilizados para efetuar a projeção populacional, Hernández e Peroni (2011) entendem que não há um perfeito que seja geral, realista, preciso e simples ao mesmo tempo. A generalidade e a simplicidade sacrificam a precisão e o realismo de um modelo, que nada mais é que uma simplificação da realidade, para facilitar seu entendimento, e que pode gerar formulações que imitam um fenômeno do mundo real. Conforme os referidos autores, apesar de os modelos que necessitem de precisão, possibilitam a compreensão de tendências populacionais básicas.

2 | OBJETIVO

O presente estudo tem como objetivo verificar qual dos métodos mais comuns de projeção (Método Aritmético, Método Geométrico e Método Logístico) é o mais preciso, quanto a representação real da evolução populacional em Belém, relacionando-se com o atendimento pelo serviços de saneamento básico.

3 | METODOLOGIA

A metodologia de pesquisa deste trabalho é desenvolvida ao longo das seguintes etapas:

- Primeira etapa: pesquisa bibliográfica à cerca dos modelos de projeção populacional utilizados;
- Segunda etapa: levantamento de dados populacionais referentes ao município de Belém do Pará;
- Terceira etapa: aplicação dos modelos de projeção populacional;
- Quarta etapa: resultados e discussão.

Para a escolha dos métodos levou-se em consideração as seguintes condições:

- A validade;
- O custo de aplicação;
- A facilidade de aplicação;
- A utilidade como ferramenta analítica;
- Aceitação política.

Os métodos abordados no estudo utilizaram a população dos anos de 1872 a 2010, obtidos dos últimos censos e do Anuário Estatístico do Município de Belém 2011. As projeções para os seguintes anos utilizaram os métodos matemáticos aritmético, geométrico e logístico.

O método aritmético pressupõe uma taxa de crescimento constante para os anos que seguem a parti de dados conhecidos, por exemplo, a população do último censo, conforme equações 1 e 2 (TSUTIYA, 2006, p. 59).

$$dP/dt = Ka \quad (1)$$

$$P = P_2 + Ka (t - t_2) \quad (2)$$

Este método admite que a população varie linearmente com o tempo e pode ser utilizado para a previsão da populacional para um período pequeno, de 1 a 5 anos. Para períodos longos, torna-se acentuada a discrepância com a realidade histórica, uma vez que o crescimento é pressuposto limitado.

Quanto ao método geométrico Tsutiya (2006), considera para iguais períodos de tempo, a mesma porcentagem de aumento da população. Neste estudo para o método utilizou-se o logarítmo neperiano, sendo a expressão geral determinada pelas equações 2 e 3 :

$$Kg = (\ln P_2 - \ln P_1) / (t_2 - t_1) \quad (3)$$

$$P = P_2 e^{Kg (t - t_2)} \quad (4)$$

A taxa de crescimento Ka e Kg para ambos os métodos, foi determinado com base no censo de 2000 e 2010.

No terceiro método, o logístico, na medida em que são conhecidos os valores P, de uma população, e os correspondentes valores dos tempos em que são observados, é possível ajustar-se a esses resultados o modelo da equação abaixo. Para tanto, basta que se determinem os parâmetros K_0 e P_{lim} , de acordo com a equação 5.

$$P = 1 + \frac{P_{lim} - P_0}{P_0} e^{-K_0 (t - t_0)} \quad (5)$$

Os dados obtidos referentes a população histórica de Belém foram correspondentes ao período de 1872 a 2005, com base em informações do IBGE. O quantitativos populacionais dos os anos obtidos estão apresentados na Tabela 1.

Ano base	População
1872	61 997
1890	50 064

1900	96 560
1920	236 402
1940	206 331
1950	254 949
1960	399 222
1970	633 374
1980	933 287
1991	1244689
1996	1144312
2000	1279861
2001	1304314
2002	1322683
2003	1342202
2004	1386482
2005	1425260

Tabela 1: População de Belém no período de 1872 a 2005

Para a aplicação dos modelos matemáticos considerou-se um horizonte de 30 anos. Sendo assim, foram projetadas as populações anuais do período compreendido entre 2006 a 2035. Em seguida, elaborou-se uma tabela para os resultados para os principais anos projetados, de 2010 à 2035.

4 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 2 apresenta projeções, de maneira comparativa, variando a cada 5 anos, de 2010 a 2035, conforme cada modelo de projeção.

Ano	IBGE	Aritmético		Geométrico		Logístico	
		PSBMB	Autores	PSBMB	Autores	PSBMB	Autores
2010	1.393.399	1.393.399	1.502.816	1.393.399	1.544.287	1.393.399	1.392.893
2015	1.439.561	1.465.871	1.599.761	1.585.813	1.696.332	1.378.130	1.418.124
2020	-	1.538.343	1.696.706	1.585.813	1.863.346	1.402.308	1.435.954
2025	-	1.610.814	1.793.651	1.691.019	2.046.803	1.420.774	1.448.437
2030	-	1.683.286	1.890.596	1.802.700	2.248.324	1.434.771	1.457.121
2035	-	1.755.758	1.987.541	1.921.235	2.469.684	1.445.319	1.463.133

Tabela 2: Projeção para o período de 2010 a 2035

Os resultados obtidos através dos Métodos de projeção populacional Aritmético, Geométrico e Logístico, em sua totalidade, estão representados nas figuras 1, 2 e 3 respectivamente.

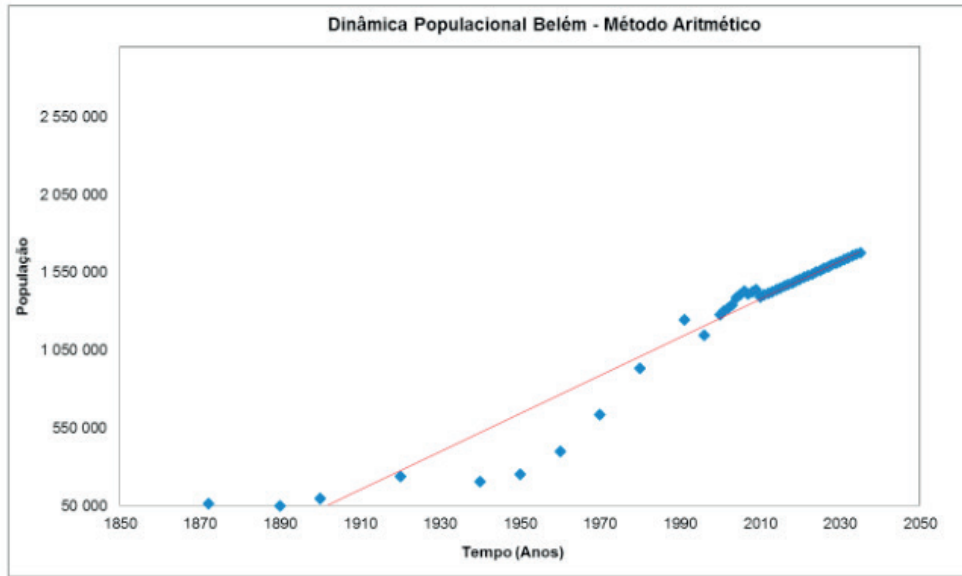


Figura 1: Dinâmica Populacional de Belém - Método Aritmético (1872 – 2035)

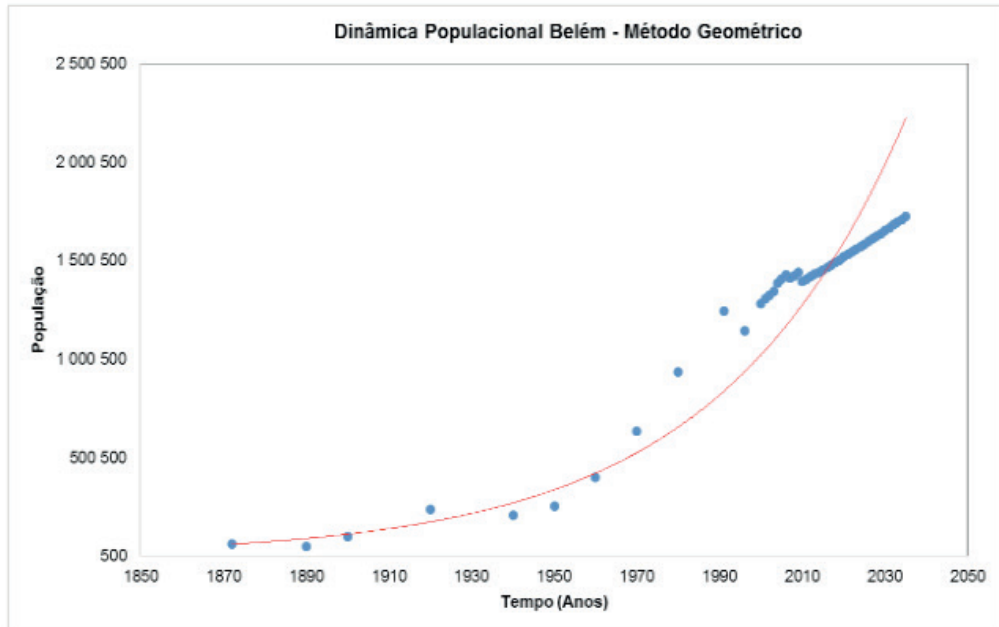


Figura 2: Dinâmica Populacional de Belém - Método Geométrico (1872 – 2035)

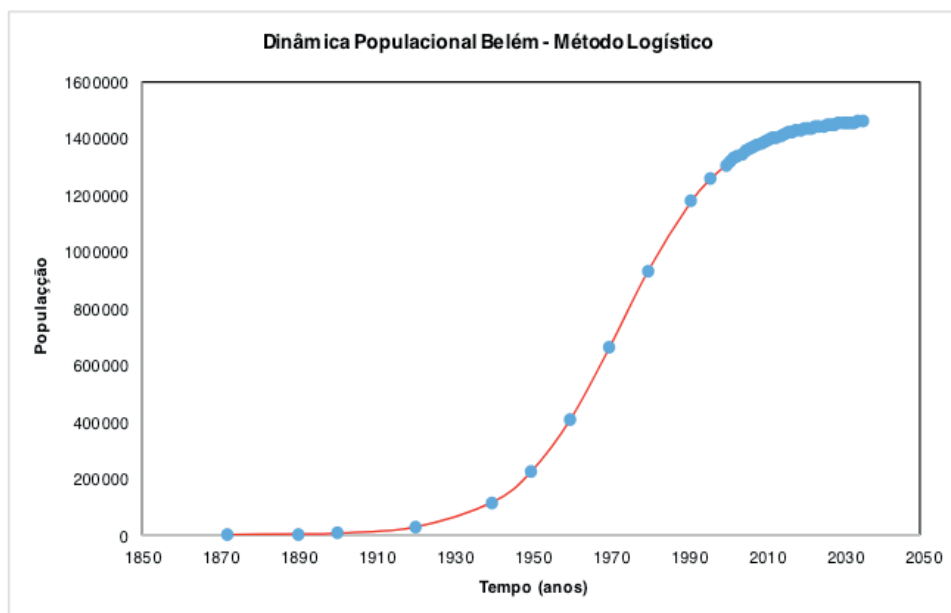


Figura 3: Dinâmica Populacional de Belém - Método Logístico (1872 – 2035)

Comparando-se os resultados, percebe-se que as projeções realizadas no PSBMB foram mais precisas, comparadas com os censos e estimativas do IBGE, no Métodos Aritmético e Geométrico.

No que diz respeito aos Métodos Aritmético e Geométrico, isso deve-se ao fato de que no PSBMB a população foi prevista para um curto intervalo de tempo, partindo-se de dados dos últimos censos, imediatamente anteriores ao ano base da projeção, os quais serviram como base para o cálculo da taxa de crescimento anual. Já no presente estudo, considerou-se uma previsão para um período muito longo, o que tornou acentuada a discrepância com a realidade histórica da população.

Quanto ao método da curva logística, as projeções realizadas no estudo foram mais eficientes, se comparadas com os resultados obtidos no PSBMB: neste trabalho o erro obtido foi de apenas 3,25% (para menos), já no PSBMB o erro obtido foi de 8,18% (para mais). A maior precisão obtida neste estudo deve-se ao fato de que, diferentemente dos métodos anteriores, a maior quantidade de dados levados em consideração para a projeção foram determinantes: enquanto no PSBMB foram utilizados quantitativos populacionais referentes a 4 censos, nesta pesquisa foi utilizada uma série histórica com 17 anos (1872 - 2005).

5 | CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos e comparações realizadas, percebeu-se que o método mais recomendado para quantificar uma grande população como a do município de Belém, ao longo dos anos, é o Método Logístico. A adoção deste método possibilita melhor investimento do dinheiro público voltado para o saneamento básico e também possibilita melhor distribuição destes serviços para a população de Belém.

Somado a isso, retoma-se a importância dos critérios de seleção dos métodos de projeção populacional como a validade, o custo de aplicação, a facilidade de aplicação, a utilidade como ferramenta analítica e a aceitação política.

REFERÊNCIAS

BENETTI, J. **A utilização da projeção populacional na elaboração de projetos de saneamento básico: Estudo de caso, IJUÍ, RS.** Trabalho de Conclusão de Curso. Departamento De Tecnologia. Universidade Regional Do Noroeste Do Estado Do Rio Grande Do Sul. Ijuí/RS.2007.

MATUDA, N. **Introdução A Demografia:** Notas De Aula. Departamento de Estatística – UNIVERSIDADE FEDERAL PARANÁ. Paraná. 2009.

PERONI, M; HERNÁNDEZ, M. **Ecologia de populações e comunidades.** Florianópolis: CCB/EAD/UFSC, 2011.

TSUTIYA, Milton. **Abastecimento de água.** 3a. ed. São Paulo. Departamento de engenharia hidráulica e sanitária da escola politécnica da universidade de São Paulo. 2006.

ESTIMATIVA DE POTENCIAL HÍDRICO SUBTERRÂNEO NA REGIÃO NORTE DO ESTADO DO PARANÁ

Maurício Marchand Krüger

Geólogo - Consultor da Companhia Brasileira de Projetos e Empreendimentos - Cobrape - e-mail: mauricio.kruger@gmail.com

Cláudio Marchand Krüger

Engenheiro Civil – Consultor na Companhia Brasileira de Projetos e Empreendimentos - Cobrape - e-mail: claudiokruger@cobrape.com.br

Rodrigo Pinheiro Pacheco

Engenheiro Civil – Coordenador de Projetos na Companhia Brasileira de Projetos e Empreendimentos - Cobrape - e-mail: rodrigopacheco@cobrape.com.br

Marcos Cesar Santos da Silva

Engenheiro Civil – Coordenador de Projetos da Companhia de Saneamento do Paraná - Sanepar - e-mail: mcesar@sanepar.com.br

RESUMO: O estudo tem por objetivo apresentar uma metodologia para o cálculo das reservas ativas subterrâneas – em especial para a parcela renovável – considerada como adequada à gestão dos recursos hídricos, com destaque para integração entre as suas componentes superficiais e subterrâneas – além de apresentar os resultados do cálculo da reserva ativa dos sistemas aquíferos da região Norte do Estado do Paraná, os quais foram comparados com aqueles apresentados pela ANA – Agência Nacional de Águas, mais especificamente na Avaliação da Disponibilidade Hídrica na Bacia

do Rio Paranapanema (ANA, 2014), já que uma parcela das áreas se sobrepõe e são compostas dos mesmos litotipos geológicos analisados. A seleção da metodologia apresentada se baseou na sua relativa facilidade de obtenção e interpretação, mas também por poder já considerar – senão em toda, mas em grande parte - a parcela da reserva ativa que é explotada de forma não conhecida, através de poços mais superficiais não outorgados, uma vez que se baseia em dados da descarga de base dos rios, fator este fundamental no seu correto dimensionamento. Também se destaca por permitir análises pormenorizadas das variações que determinados sistemas aquíferos apresentam em distintas bacias hidrográficas, o que pode ser mascarado pelas outras metodologias, que em geral apresentam médias mais regionais das reservas ativas. Tal avaliação permitiu concluir que os resultados obtidos por ambas as metodologias é próximo e coerente, sofrendo apenas variações mais significativas em aquíferos não tão relevantes, como nos aquíferos, ou em áreas mais complexas como o Sistema Aquífero Carste.

PALAVRAS-CHAVE: Potencial Hídrico Subterrâneo, Reserva Ativa, Água Subterrânea, Disponibilidade Hídrica Subterrânea.

UNDERGROUND WATER POTENTIAL ESTIMATE IN THE NORTHERN REGION OF THE STATE OF PARANÁ

ABSTRACT: The study aims to present a methodology for the calculation of underground active reserves - especially for the renewable portion - considered as adequate for water resources management, with emphasis on the integration between its surface and underground components - besides presenting the results of the calculation of the active reserve of aquifer systems in the northern region of Paraná State, which were compared with those presented by ANA - National Water Agency, more specifically in the Water Availability Assessment in the Paranapanema River Basin (ANA, 2014), since a portion of the areas overlap and are composed of the same geological lithotypes analyzed. The selection of the methodology presented was based on its relative ease of obtaining and interpretation, but also because it may already consider - if not all but largely - the portion of the active reserve that is exploited in an unknown way through more shallow wells, since it is based on data of the base discharge of the rivers, a fundamental factor in its correct dimensioning. It also stands out for allowing detailed analyzes of the variations that certain aquifer systems present in different river basins, which can be masked by other methodologies, which generally present more regional averages of active reserves. This evaluation led to the conclusion that the results obtained by both methodologies are close and coherent, suffering only more significant variations in aquifers not as relevant, as in aquitards, or in more complex areas such as the Karst Aquifer System.

KEYWORDS: Underground Water Potential, Active Reserve, Underground Water, Underground Water Availability

1 | INTRODUÇÃO

O presente artigo tem por objetivo apresentar um método para o cálculo das reservas ativas subterrâneas - com destaque para a sua parcela renovável – e que pode ser considerada como a mais adequada para a gestão dos recursos hídricos, em especial no âmbito da integração entre as componentes superficiais e subterrâneas - bem como demonstrar os resultados da reserva ativa e, conseqüentemente, da disponibilidade hídrica de sistemas aquíferos da região Norte do Estado do Paraná. Os resultados foram comparados com aqueles apresentados pela ANA – Agência Nacional de Águas, mais especificamente na Avaliação da Disponibilidade Hídrica na Bacia do Rio Paranapanema (ANA, 2014), já que uma parcela das áreas se sobrepõe e são compostas dos mesmos litotipos geológicos analisados.

O estudo integra o Plano de Recursos Hídricos para a Região Norte do Estado do Paraná – PDRH, desenvolvido pela Companhia de Saneamento do Paraná – Sanepar, com uma visão de longo prazo (até 2065) e, valendo-se de um amplo estudo que abrangeu mais de 250 municípios do norte do estado, permitiu prever as demandas atuais e futuras para o adequado abastecimento de água da população

da região.

2 | MATERIAIS E MÉTODOS

A relativa imprecisão e heterogeneidade dos ambientes geológicos subterrâneos sempre dificultou a geração de resultados precisos no que diz respeito ao dimensionamento das reservas hídricas subterrâneas. Partindo dessa premissa, buscou-se o desenvolvimento de uma metodologia que propiciasse resultados confiáveis e que pudesse da mesma forma serem particularizados para as bacias hidrográficas de interesse, ou até mesmo parcelas menores destas.

Para tanto se utilizou de uma metodologia que partisse de dados hídricos superficiais, uma vez que é de conhecimento que o escoamento de base dos rios é mantido pela porção mais superficial dos aquíferos em épocas de estiagem.

Dessa forma, chamaremos a presente metodologia utilizada neste artigo como “Metodologia Cobrape”, em contraposição à chamada “Metodologia ANA”, desenvolvida pela Agência Nacional de Águas, e que se baseia em dados de precipitação e respectivos coeficientes de infiltração de diversos sistemas aquíferos existentes na área de estudo, a qual foi utilizada somente como fonte de comparação de resultados.

2.1 Metodologia Cobrape

Apesar de não ser proibida a utilização nos cálculos de disponibilidade hídrica subterrânea a utilização de uma parcela da reserva permanente ou secular - localizada geograficamente abaixo da reserva ativa – diversos estudos tem sugerido a utilização de apenas uma parcela da reserva ativa, de forma a se preservar o balanço hídrico local e garantir a sustentabilidade dos processos de outorga, tanto subterrânea, quanto superficial.

Neste caminho, a metodologia utilizada neste estudo para o cálculo da reserva ativa dos sistemas aquíferos presentes na área de projeto é lastreada nos hidrogramas dos rios existentes na região de interesse, e cuja respectiva área de ocorrência em superfície se encontra total ou parcialmente inserida nos domínios físicos dos aquíferos subjacentes em estudo; bem como também pode ser proveniente de métodos de regionalização, desde que se possa ter ao menos algum controle sobre a qualidade e coerência dos dados utilizados.

No presente estudo, optou-se pela utilização dos dados de vazões (com destaque para a vazão mínima de referência - $Q_{7,10}$ e vazão média de longo período - Q_{mlp}) provenientes do modelo de regionalização de vazões Regionaliza (contratado pela Sanepar junto ao Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento - Lactec), já que eram poucas as estações fluviométricas que geograficamente estavam inseridas em bacias hidrográficas que de fato representassem apenas um sistema aquífero

em particular. Quanto às premissas para a utilização do modelo Regionaliza, vale destacar a sua capacidade de fornecer dados de vazão superficial diretamente nos pontos localizados nos exutórios de bacias hidrográficas que sejam representativas de um determinado sistema aquífero predominante.

Na metodologia “Cobrape”, a “reserva ativa” subterrânea, compreende então uma parcela da vazão total superficial, representada pelo escoamento de base dos rios (Q_b), do qual ainda é subtraída a vazão de referência chamada de $Q_{7,10}$, que é uma informação estatística, e que corresponde à menor média anual das vazões mínimas em 7 dias consecutivos, para um período de recorrência de 10 anos, como abaixo descrito.

$$Ra = Q_b - Q_{(7,10)} \quad (\text{Equação 1})$$

Pode-se ainda assegurar que esta forma de cálculo da reserva ativa pode ser considerada relativamente segura, ambientalmente falando, já que extrai da vazão de base a menor vazão de estiagem existente dentro deste período de recorrência de dez anos, não interferindo, portanto, nas outorgas superficiais, além de também já considerar, ao menos em parte, as vazões de exploração subterrâneas desconhecidas e não outorgadas, o que é de valia no correto dimensionamento das disponibilidades subterrâneas.

Um parêntese pode ser feito quanto ao cálculo da chamada vazão de base (Q_b) utilizada nos cálculos, já que a mesma pode ser obtida de diversas maneiras e pode ser sinteticamente descrita como sendo representativa do intervalo de recessão entre dois eventos pluviais distintos registrados no hidrograma.

Uma das formas para se obter a vazão de base (Q_b) é separar o escoamento de base, da vazão total observada ao longo da série de vazões diárias, para então se realizar o cálculo da média histórica de todas as vazões de base. Esta maneira de se calcular a vazão de base não deixa de ser coerente, já que isola de forma clara no hidrograma o escoamento de base do escoamento superficial - como pode ser observado no exemplo abaixo (Figura 1), obtido para uma estação fluviométrica na bacia do Rio Ivaí - PR - entretanto, resulta em geral em valores de Q_b elevados, bem como numa relação $Q_{b\text{média}}/Q_{\text{média}}$ da ordem de 80% ou mais, o que poderia levar a super estimativas da reserva ativa.

Pode-se observar no gráfico abaixo que a vazão de base média - representada pela linha vermelha e obtida através dessa forma de cálculo - se individualiza de forma clara da vazão diária observada - representada pela linha azul - entretanto, em séries compostas por um grande número de registros de vazão, a “vazão média” calculada pela média aritmética de todas as vazões (linha azul), acaba sendo de uma ordem de grandeza relativamente similar à da vazão de base média (linha vermelha), já que as cheias são eventos que possuem curta duração de pico em

relação à extensão da série de observações registradas.

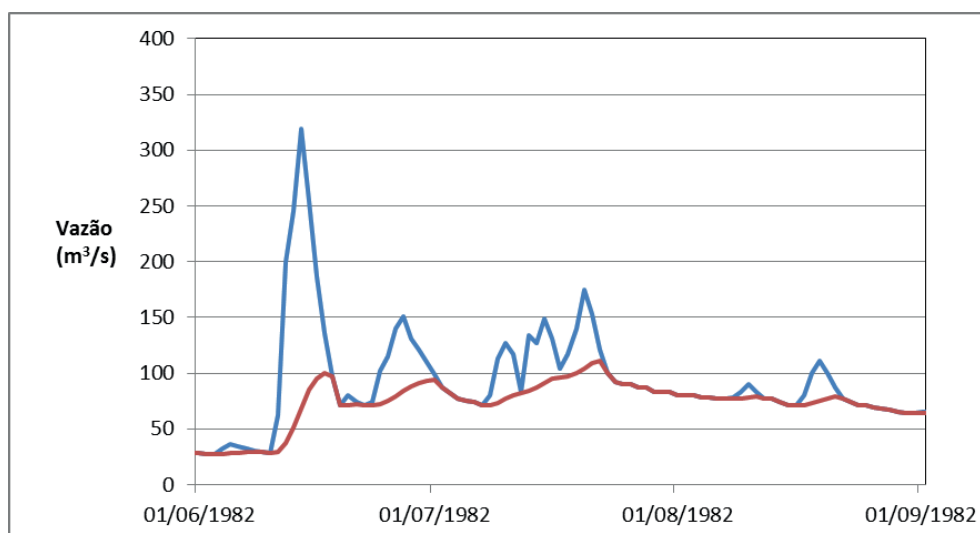


Figura 1 – Comparativo entre vazões observadas (azul) e vazões de base (vermelha)

Por este motivo em especial, optou-se pela busca de uma equação que resultasse em valores mais coerentes para a vazão de base (Q_b) - em especial do posto de vista do potencial explotável - do que aqueles calculados através da utilização da simples média aritmética dos registros de escoamento de base.

Numa premissa inicial, sabendo-se que haviam dados disponíveis das vazões de base para o Estado de São Paulo, descritos em Planos de Gerenciamento de Recursos Hídricos já realizados (2004/2007) e, partindo-se do fato de que as formações geológicas do Estado de São Paulo são muito similares àsquelas encontradas na região de estudo no norte do Paraná - o que conseqüentemente permite concluir que os sistemas aquíferos sejam também em parte coincidentes e relativamente contínuos - partiu-se para a busca de uma solução que levasse todos estes dados em conta.

Tal prerrogativa permitiria que os resultados da Q_b advindos desta equação pudessem ser comparados com aqueles já calculados para o estado de São Paulo, bem como com os valores também já fornecidos pela ANA, para a bacia hidrográfica do Rio Paranapanema (ANA, 2014), em estudo que se valeu de metodologia distinta, embasada em dados pluviométricos e em respectivos coeficientes de infiltração do solo, sobre os quais ainda se aplicou um coeficiente de sustentabilidade, que varia de 0,2 a 0,4 dependendo do tipo das curvas de recessão e geologia locais.

Para a geração desta nova equação, utilizou-se então de uma análise de regressão, que é uma válida ferramenta de avaliação, quando se pode estabelecer relações entre distintas variáveis diretamente correlacionáveis, como as diferentes vazões utilizadas nas equações do projeto.

Desta forma, o estudo iniciou-se com a organização dos dados disponíveis de vazões de base (Q_b); vazões médias de longo período (Q_{mlp}) e vazões mínimas de

sete dias, com dez anos de recorrência (Q7,10), para todas as unidades de gestão de recursos hídricos (UGRHs) listadas para o Estado de São Paulo pelo Plano Estadual de Recursos Hídricos de São Paulo (2004/2007), já que estes dados não se encontravam completamente disponíveis para o Paraná, especialmente tratando-se da vazão de base, como supracitado.

Inicialmente e para não se incorrer no erro de se correlacionar dados de ambientes hidrogeológicos diferentes daqueles existentes no projeto da Sanepar, optou-se pela exclusão dos dados de vazão das bacias litorâneas de São Paulo (03-Litoral Norte; 07-Baixada Santista; 11-Ribeira do Iguape).

Na sequência e visando a verificação dos dados utilizados, calcularam-se as vazões superficiais específicas para cada bacia, e devido ao fato da UGRHI 01-Mantiqueira (SP) também ter apresentado – assim como as bacias litorâneas excluídas - dados de vazão específica fora da média, optou-se também pela sua exclusão da análise de regressão (Tabela 1).

Num segundo momento, partindo-se dos dados restantes foram calculadas as relações Q_b/Q_{mlp} e $Q_{7,10}/Q_{mlp}$ (Tabela 2) que, ao serem dispostas sobre a forma de gráfico, permitiram o cálculo da regressão entre a Q_b e a $Q_{7,10}$ normalizadas pela Q_{mlp} , bem como da linha de tendência (Figura 2).

NºUGRHs - NOME	A (km ²)	VAZÕES DE REFERÊNCIA m ³ /s			VAZÕES ESPECÍFICAS m ³ /s		
		Q7,10	Qmlp	Qb	q7,10	qmlp	qb
1-Mantiqueira	675	7	22	10	10,4	32,6	14,8
2-Paraíba do Sul	14444	72	216	95	5,0	15,0	6,6
3-Litoral Norte	1948	27	107	37	13,9	54,9	19,0
4-Pardo	8993	30	139	44	3,3	15,5	4,9
5-Piracicaba/Capivari/Jundiaí	14178	43	172	64	3,0	12,1	4,5
6-Alto Tietê	5868	20	84	29	3,4	14,3	4,9
7-Baixada Santista	2818	38	155	54	13,5	55,0	19,2
8-Sapucaí/Grande	9125	28	146	46	3,1	16,0	5,0
9-Mogi-Guaçu	15004	48	199	70	3,2	13,3	4,7
10-Tietê/Sorocaba	11829	22	107	35	1,9	9,0	3,0
11-Ribeira do Iguape/Lit. Sul	17068	161	525	227	9,4	30,8	13,3
12-Baixo Pardo/Grande	7239	21	87	30	2,9	12,0	4,1
13-Tietê/Jacaré	11779	40	97	53	3,4	8,2	4,5
14-Alto Paranapanema	22688	84	255	118	3,7	11,2	5,2
15-Turvo/Grande	15925	26	121	43	1,6	7,6	2,7
16-Tietê/Batalha	13149	31	98	43	2,4	7,5	3,3
17-Médio Paranapanema	16748	65	155	90	3,9	9,3	5,4
18-São José dos Dourados	6783	12	51	18	1,8	7,5	2,7
19-Baixo Tietê	15588	27	113	40	1,7	7,2	2,6
20-Aguapeí	13196	28	97	43	2,1	7,4	3,3
21-Peixe	10769	29	82	45	2,7	7,6	4,2
22-Pontal do Paranapanema	12395	34	92	52	2,7	7,4	4,2

Tabela 1 – Dados de vazão das bacias do Estado de São Paulo

Fonte: COBRAPE, 2015.

NºUGRHIS - NOME	A (km2)	VAZÕES DE REFERÊNCIA m³/s			RELAÇÕES ENTRE VAZÕES m³/s	
		Q _{7,10}	Qmlp	Qb	Q _{7,10} /Qmlp	Qb/Qmlp
2-Paraíba do Sul	14444	72	216	95	0,33	0,44
4-Pardo	8993	30	139	44	0,22	0,32
5-Piracicaba/Capivari/Jundiaí	14178	43	172	64	0,25	0,37
6-Alto Tietê	5868	20	84	29	0,24	0,35
8-Sapucaí/Grande	9125	28	146	46	0,19	0,32
9-Mogi-Guaçu	15004	48	199	70	0,24	0,35
10-Tietê/Sorocaba	11829	22	107	35	0,21	0,33
12-Baixo Pardo/Grande	7239	21	87	30	0,24	0,34
13-Tietê/Jacaré	11779	40	97	53	0,41	0,55
14-Alto Paranapanema	22688	84	255	118	0,33	0,46
15-Turvo/Grande	15925	26	121	43	0,21	0,36
16-Tietê/Batalha	13149	31	98	43	0,32	0,44
17-Médio Paranapanema	16748	65	155	90	0,42	0,58
18-São José dos Dourados	6783	12	51	18	0,24	0,35
19-Baixo Tietê	15588	27	113	40	0,24	0,35
20-Aguapeí	13196	28	97	43	0,29	0,44
21-Peixe	10769	29	82	45	0,35	0,55
22-Pontal do Paranapanema	12395	34	92	52	0,37	0,57

Tabela 2 – Relações entre vazões das bacias hidrográficas selecionadas

Fonte: COBRAPE, 2015.

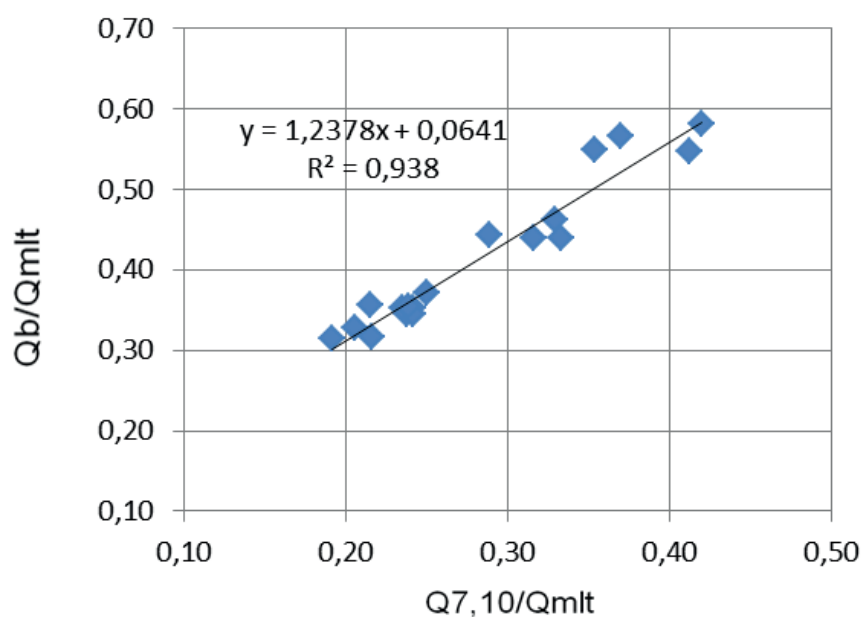


Figura 2 - Regressão entre a Qb e Q7,10 normalizadas pela Qmlp

A equação resultante - conforme pode ser observada abaixo - demonstrou um grau de correlação de cerca de $R^2=0,94$, o que pode ser considerado como resultante de um ajuste consistente.

$$Qb \text{ (m3/s)} = Qmlp (1,2378 (Q7,10/Qmlp) + 0,064) \quad \text{(Equação 2)}$$

Cabe destacar que, por fim, esta equação, quando aplicada sobre os valores

de Q7,10 e Qmlp utilizados no presente projeto, resultaram em valores de Qb mais coerentes do ponto de vista do potencial explotável, do que aqueles calculados através da média aritmética de dados de vazão de base, resultando também em valores muito similares aos já calculados para o Estado de São Paulo (Liazi, et al, 2007), além de que, quando utilizados na equação utilizada para o cálculo da reserva ativa – melhor detalhada adiante - culminaram em valores de contribuição específica (CE) da Ra (reserva ativa) próximos daqueles apresentados pela ANA (lá denominados de RPE esp. = reserva potencial explotável específica) para os sistemas aquíferos existentes na área abrangida pela bacia hidrográfica do Rio Paranapanema, e que faz divisa entre os estados de São Paulo e Paraná (ANA, 2014).

Como já anteriormente destacado, também é crucial que os dados de vazões superficiais sejam relativos a trechos de drenagens superficiais coincidentes - senão em todo, mas ao menos em grande parte – com os sistemas aquíferos subjacentes de interesse. Neste sentido, optou-se pela utilização das chamadas vazões incrementais, que representam os dados de vazão exclusivamente de um determinado trecho de um curso hídrico superficial que está por sobre a área de ocorrência de um sistema aquífero principal. Para tanto, mediante uma análise prévia da conformação dos rios existentes na área de estudo, bem como da localização espacial dos sistemas aquíferos aflorantes, selecionaram-se um total de trinta e quatro pontos para a obtenção dos dados de vazão superficial; e que se localizavam relativamente próximos ou por sobre as zonas de contato aflorante entre dois sistemas aquíferos distintos, conforme Figura 3.

Esta seleção também levou em conta que os pontos deveriam possuir zonas de contribuição superficial a montante com ao menos 83% de recobrimento de um sistema aquífero em particular, de forma que suas características de vazão fossem resultantes em sua grande maioria de apenas um litotipo geológico. A utilização do referencial de 83% se deveu pelo fato de ter sido já utilizado pela ANA nos estudos do Paranapanema (2014), visando sobretudo a padronização dos critérios de corte, com fins à melhor comparação dos resultados finais.

O cálculo das vazões incrementais nos pontos pertencentes ao estudo, localizados nos principais rios existentes na área do projeto, foi então realizado pela diferença das vazões de jusante para montante, como no exemplo abaixo:

$$\text{Incremental}_{98} \text{ (m}^3 \text{ / s)} = Q_{98} - Q_{99}$$

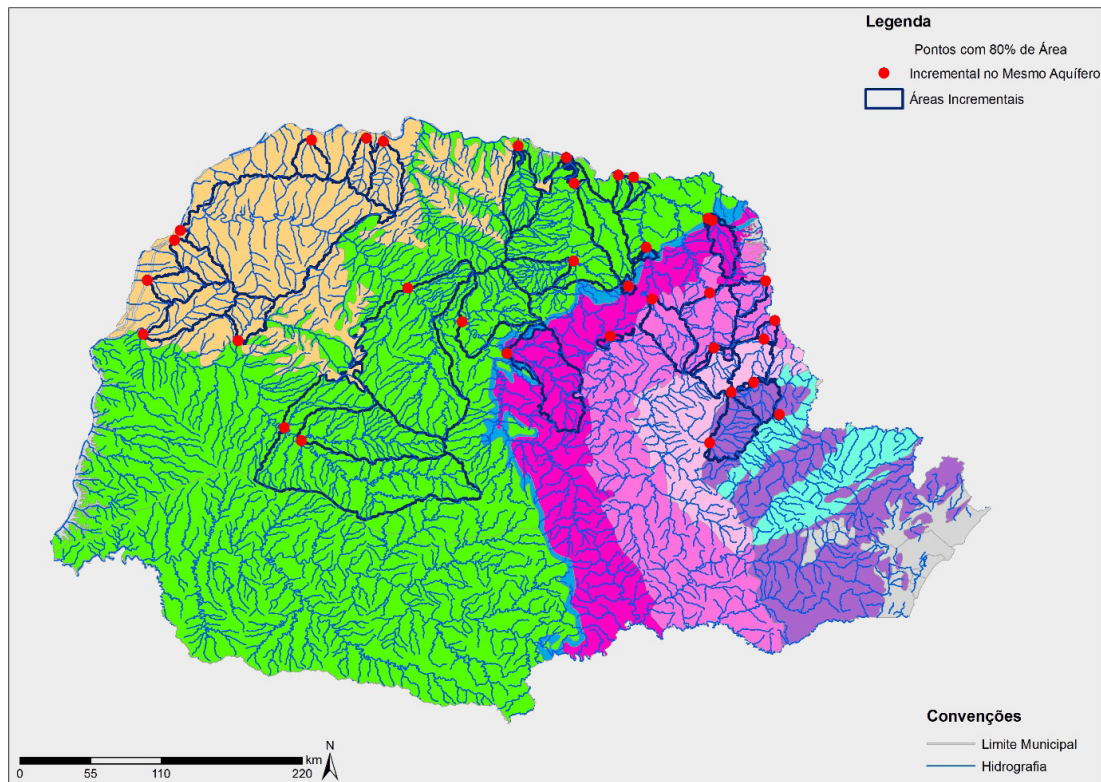


Figura 3 – Exemplo de uso de áreas incrementais de drenagem utilizadas

Portanto, a partir do embasamento da metodologia e das formas e equações utilizadas para a obtenção das vazões denominadas de Q_b e da $Q_{7,10}$, anteriormente descrito, pode-se, por fim, seguir para o cálculo da “reserva ativa” (R_a) propriamente dita, que é obtida por sua vez através da seguinte equação:

$$R_a = Q_b - Q_{(7,10)} \quad (\text{Equação 1})$$

R_a = reserva ativa (m^3/s)

Q_b = escoamento de base (m^3/s)

$Q_{7,10}$ = vazão mínima de 7 dias consecutivos e período de recorrência de 10 anos (m^3/s)

Para o cálculo da contribuição específica (CE) relativa à R_a , para cada sistema aquífero em particular, em $L/s.Km^2$, utilizou-se da equação abaixo:

$$CE = R_a/A_b \quad (\text{Equação 3})$$

R_a = reserva ativa (em L/s)

A_b = área da bacia de drenagem incremental em km^2 (a montante)

2.2 Metodologia ANA

A citada Metodologia ANA se baseia em sistemática utilizada pela Agência

Nacional de Águas para a avaliação da disponibilidade hídrica subterrânea na Bacia do Rio Paranapanema, realizada em 2014.

A mesma foi efetivada para a parcela renovável da recarga e para todos os aquíferos que afloram na bacia hidrográfica do Rio Paranapanema, sendo denominada pela ANA de RPE, que é análoga à CE (contribuição específica) citada na Metodologia Cobrape.

O cálculo da RPE – Reserva Potencial Explotável - é realizado através da seguinte equação:

$$RPE = RPD \times CS \quad (\text{Equação 4})$$

RPE = Reserva Potencial Explotável (m³/s)

RPD = Recarga Potencial Direta (m³/s)

CS = Coeficiente de Sustentabilidade

A RPE – Reserva Potencial Explotável é tida como a parcela da RPD - Recarga Potencial Direta da chuva, que pode ser utilizada, de forma a não interferir nas vazões mínimas ambientais superficiais e de referência para outorga.

A metodologia proposta pela ANA para a Bacia do Rio Paranapanema, parte portanto dos dados de precipitação e de qual parcela da chuva infiltra no solo e chega aos aquíferos livres, através da definição do chamado Coeficiente de Infiltração (CI), sendo o restante não contabilizado caracterizado como o escoamento superficial direto. Nesta metodologia, os valores de CI não são calculados pontualmente, sendo obtidos de dados disponibilizados na literatura.

Esta parcela da pluviosidade que de fato infiltra-se no subsolo, passa então a compor a chamada RPD, que conforme descrita no próprio texto do relatório da ANA, é composta então por quatro sub-parcelas, a saber: Q_b (escoamento de base); Q_p (extração dos poços); R_p (recarga profunda) e CL (contribuição lateral), sendo estas últimas não consideradas no cálculo, por exigirem avaliações hidrogeológicas específicas e fora do alcance do estudo, podendo então ser resumida conforme equação a seguir.

$$RPD = Q_b + Q_p \quad (\text{Equação 5})$$

RPD = Recarga Potencial Direta (m³/s)

Q_b = escoamento de base (m³/s)

Q_p = vazão extraída dos poços (m³/s)

O Coeficiente de Sustentabilidade (CS) por sua vez é quem define este percentual máximo da RPD que pode ser explotado sem efeitos adversos nos aquíferos e na redução significativa das vazões de base, de forma a não comprometer a disponibilidade hídrica superficial nos períodos de estiagem.

Nesta metodologia, os aquíferos com uma elevada contribuição no fluxo de base, demandam um CS inferior àqueles onde essa participação é menor. Por sua vez, a definição do CS (coeficiente de sustentabilidade) parte da relação Q90/Q50, sendo este considerado um bom parâmetro para o seu estabelecimento, já que mostra a participação do escoamento subterrâneo (Q90 = vazão que é excedida em 90% do tempo) no escoamento superficial (Q50 = vazão que é excedida em 50% do tempo). Desta forma a metodologia sugere adotar a seguinte relação:

Para $Q90/Q50 \geq 0,6 \rightarrow$ usar $CS = 0,2$;

Para $Q90/Q50 < 0,6 \rightarrow$ usar $CS = 0,4$;

Para aquíferos cársticos \rightarrow usar $CS = 0,3$

Salienta-se que no presente estudo, optou-se somente pelo cálculo da RPE específica, visando a sua comparação com a análoga CE (contribuição específica) gerada pela metodologia 1 da Cobrape, e para tanto, trabalhou-se sobre os dados disponíveis de chuva existentes no Estado do Paraná.

A tabela 3* a seguir apresenta o resumo comparativo para a reserva ativa, neste caso retratada como CE (contribuição específica) através da equação utilizada pela Cobrape, com os resultados da RPE (reserva potencial explotável), determinados pela ANA (2014).

UNIDADE AQUÍFERA ANA	UNIDADE AQUÍFERA COBRAPE	MÉDIA RPE ANA PARANAPANEMA (=CE) L/s/km ²	MÉDIA CE COBRAPE L/s/km ²	DIF (%) ENTRE ANA X COBRAPE
BAURU - CAIUÁ	CAIUÁ	2,25*	2,24	-0,44
GUARANI	GUARANI	1,54	1,14	-25,9
CARSTE	CARSTE	3,14	2,50	-20,4
FURNAS	PALEOZÓICA INFERIOR	1,86	1,71	-8,07
PONTA GROSSA				
ITARARÉ	PALEOZÓICA MÉDIA SUPERIOR	1,60	1,56	-2,50
RIO BONITO				
PALERMO				
PASSA DOIS	PALEOZÓICA SUPERIOR	0,74	1,42	+91,9
FRATURADO	PRÉ CAMBRIANO	2,24	1,88	-16,1
SERRA GERAL	SERRA GERAL	2,60	2,61	-0,39

Tabela 3* – Resultados Comparativos entre Metodologias

*Cabe destacar que unicamente para o sistema aquífero Caiuá – denominado de Bauru-Caiuá pela ANA – optou-se pela demonstração comparativa valendo-se da utilização de um CS de 0,3 (deferentemente do utilizado pela ANA, no trabalho do Paranapanema, que foi de 0,2) e que empiricamente se demonstrou ser mais aderente aos

3 | COMPARATIVO ENTRE METODOLOGIAS

A Tabela 3 anteriormente descrita retrata todos os valores de disponibilidade hídrica subterrânea obtidos pelas duas metodologias citadas, de maneira a melhor facilitar a comparação entre ambas, bem como faz uma correlação entre as formas de classificação dos sistemas aquíferos utilizados nas metodologias da Cobrape e da ANA. Como se pode observar, as grandezas de valores são coerentes em ambas as metodologias, apesar das duas chegarem ao mesmo produto final por vias muito distintas.

Com relação ao Sistema Aquífero Caiuá, os valores de RPE só se mantiveram aderentes entre os apresentados pela ANA no Paranapanema e os calculados na área do presente projeto, utilizando-se um CS (coeficiente de sustentabilidade) de 0,3 ao invés de 0,2 como sugerido pela ANA.

Com relação ao Sistema Aquífero Guarani, observou-se uma pequena diminuição da CE calculada pela Cobrape, em comparação aos valores de RPE, calculados pela ANA, muito provavelmente decorrente da sua pequena área superficial de afloramento, o que poderia influenciar nos cálculos de vazões incrementais, bem como pela seu maior coeficiente de infiltração (CI) - em torno de 17% - que da mesma forma poderia sobrelevar os resultados via precipitação.

O mesmo poderia ser sinalizado para o Sistema Aquífero Carste, já que este compartimento também possui uma pequena área aflorante no projeto, bem como um coeficiente de infiltração de 23%.

Quanto aos sistemas aquíferos Paleozóicos Inferior e Médio Superior, os valores médios obtidos são coerentes e de mesma magnitude, sendo apenas individualizáveis quando analisados por sob a classificação de formações hidrogeológicas utilizadas pela ANA, que subdivide respectivamente as unidades Paleozóica Inferior e Paleozóica Média Superior utilizadas pela Cobrape, em unidades distintas (Furnas e Ponta Grossa / Itararé, Rio Bonito e Palermo), nitidamente possuidoras de coeficientes de infiltração diferenciados.

A única unidade que demonstra uma grande variação entre o RPE calculado pela ANA e o CE calculado pela metodologia Cobrape é o sistema aquífero Paleozóico Superior, denominado no relatório da ANA Paranapanema de Passa Dois. Por se tratar de um aquífero, possui um baixo coeficiente de infiltração (4%), o que resulta em baixos valores de RPE quando calculados pela metodologia da ANA, em comparação à metodologia Cobrape, que se vale dos dados de vazões observadas e que provavelmente são influenciadas por algum efeito fisiográfico que propicia tal acréscimo.

Quanto ao sistema aquífero Pré-Cambriano, os valores de CE diminuem cerca

de 16% em relação aos calculados para a RPE para a área do Paranapanema da ANA, o que pode estar relacionado às diferenças entre os ambientes geológicos presentes em ambos os estados, mais especificadamente no que diz respeito a sua estrutural e tectônica pretérita. Também é de se esperar que não seja relativamente precisa a utilização de um único valor para o coeficiente de infiltração, pelos mesmos motivos supracitados, o que faz com que os valores calculados pela metodologia Cobrape possam vir a ser mais confiáveis.

Por fim, com relação ao sistema aquífero Serra Geral, os valores calculados para o CE pela metodologia da Cobrape são iguais aos calculados para a RPE pela ANA para a região do Paranapanema, Entretanto também é importante frizar que o valor apresentado na tabela para o Serra Geral representa uma média entre os compartimentos norte e sul, sendo que a porção norte demonstra valores menores em relação ao bloco sul

4 | CONCLUSÕES

Pode-se constatar que os valores sugeridos pela metodologia Cobrape podem ser considerados adequados e até conservativos, já que são inferiores em muitos aquíferos aos calculados pela metodologia da ANA, e se ancoram por sua vez na vazão de base (Q_b) dos cursos hídricos superficiais, o que representaria a possibilidade do não comprometimento das vazões ecológicas e de outorga superficial, uma vez que dela também se subtrai a vazão $Q_{7,10}$.

Este volume final hídrico poderá ser confrontado em áreas de estresse hídrico com as atuais vazões explotadas pelos poços registrados nos órgãos competentes, ou pelas vazões outorgadas totais de cada sistema aquífero, considerando que a metodologia utilizada pode até certo ponto contemplar um eventual volume que possa estar sendo retirado clandestinamente e sem o conhecimento das autoridades outorgantes, já que se baseia em dados reais da descarga subterrânea nos corpos hídricos superficiais, e por conseguinte, mais vinculado de fato à manutenção da perenidade dos rios.

Esta análise final também poderia ser realizada por unidades distintas de gestão hídrica - onde se perceba que os resultados calculados não se demonstrem adequados - visando facilitar a gestão de cada sub-bacia em particular, bem como a integração com os volumes calculados dos recursos hídricos superficiais, quando da realização do balanço hídrico final, por exemplo, em ambientes geológicos e sistemas aquíferos onde as velocidades de escoamento do aquífero superficial sejam muito grandes e onde a geologia hospedeira seja relativamente homogênea, refletindo nas chamadas curvas de recessão; ou onde os fatores pedológicos interfiram nas taxas de infiltração.

REFERÊNCIAS

ANA – Agência Nacional de Águas. UGRH Paranapanema. Diagnóstico – Avaliação Quantitativa e Quantitativa das águas subterrâneas, 2014, Brasília.

CPRM – Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais. Hidrogeologia - Conceitos e Aplicações. 3a edição, 2008. Rio de Janeiro.

DAEE – Departamento de Águas e Energia Elétrica. Plano Estadual de Recursos Hídricos no Estado de São Paulo, 2007. São Paulo.

LIAZI et al. Outorga Integrada – Águas superficiais e águas subterrâneas. XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2007, São Paulo.

ESTRATÉGIAS INSTITUCIONAIS E REGULATÓRIAS PARA ENFRENTAMENTO DA CRISE HÍDRICA NO ESTADO DE SÃO PAULO

Ester Feche Guimarães

Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada – São Paulo – Brasil.

Marcel Costa Sanches

Companhia de Saneamento Básico de São Paulo – Sabesp, Presidência, Superintendência de Assuntos Regulatórios – São Paulo – Brasil.

RESUMO: As dificuldades do atual modelo do saneamento para prestação de serviços públicos de abastecimento de água em tempos de escassez são objeto de discussão e demandam uma análise que promova inovação tecnológica e regulatória. O objetivo é apresentar diagnóstico construído em São Paulo junto a concessionária, agência reguladora, municipalidades e acadêmicos, que identificaram as diferentes visões quando os serviços públicos de abastecimento de água são afetados por uma crise hídrica, bem como a inovação dos atos de gestão empresarial e regulatória para enfrentamento da crise hídrica de 2015. Com recursos metodológicos multivariados foram realizadas entrevistas, aplicados questionários a 175 especialistas do setor no intervalo de 2015 a 2016, que demonstraram lacunas da gestão e recomendações para tomada de decisão. Os entrevistados foram unânimes em sugerir

inovação na atuação no setor, por ordem de importância: gestão da oferta - conservação dos recursos hídricos e gestão de perdas, seguida da gestão da demanda por programas de uso racional de água. As referências inovadoras adotadas no Estado de São Paulo no contexto empresarial foram: gestão da oferta com obras para transferência de recursos hídricos no sistema integrado metropolitano e combate à perdas; no contexto institucional: celebração de um pacto federativo para gestão compartilhada entre estados usuários da bacia hidrográfica; no contexto regulatório: gestão da demanda por criação de tarifa de contingência (ônus) e incentivos financeiros através de descontos (bônus) para incentivo ao uso racional da água. Também foram realizados mutirões junto aos usuários de comunidades para mobilização no combate ao desperdício.

PALAVRAS-CHAVE: crise hídrica, gestão da demanda, gestão da oferta, regulação.

1 | INTRODUÇÃO

O Diagnóstico da Estação Chuvosa 2013-2014 na Região Sudeste do Brasil elaborado pelo Centro de Monitoramento e Alerta de Desastres Naturais – CEMADEN apresentou uma análise detalhada do ponto de vista hidro meteorológico da estação chuvosa 2013-2014.

Com ênfase na Região Sudeste e particularmente na área de abrangência do Sistema Cantareira, apresentou a formação de uma zona de alta pressão atmosférica, a 6.000 metros de altitude, que bloqueou a chegada das chuvas das frentes da Amazônia, da Zona de Convergência do Atlântico Sul e das frentes frias do Polo Sul, alterando a dinâmica da região Sudeste do Brasil. Isto causou drástica redução das chuvas de primavera e verão de 2013/2014. Conforme o Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos – CPTEC do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE o período do ano hidrológico entre Outubro/13 e Fevereiro/14 ocorreram 444 mm de chuvas na região do Cantareira, quando a média era de 995 mm (CPTEC, 2014).

A crise hídrica demandou a inovação da gestão do saneamento no Brasil por meio da revisão do modelo adotado e identificação das ações que promoveriam a provisão de serviços públicos em períodos de escassez e como as diferentes visões sobre o processo de gestão eram percebidas e consideradas pelos especialistas do setor. Semelhantemente, estratégias empresariais, deveriam ser reconsideradas, especialmente na compreensão de suas complexidades e importância na confirmação de práticas empresariais para a sustentabilidade.

O resultado da experiência de São Paulo de uma visão de inovação, permite desenvolver debate sobre modelos locais e dispositivos que possam contribuir à eficiência da prestação dos serviços.

Identifica-se como gatilho da inovação do modelo, segundo os especialistas do setor, a gestão da oferta na escassez hídrica, seguida da gestão da demanda. Esse tema, eventualmente hibernaria por mais uma década, não fosse o aumento da concentração urbana e a mudança do regime de chuvas culminando em uma crise hídrica em diversas concessões. Surgiu um debate entre Estado, academia e sociedade civil quanto ao planejamento, uso dos recursos hídricos e desempenho dos prestadores, no que tange a eficiência técnica frente a eventuais falhas na continuidade da prestação dos serviços urbanos de abastecimento e descontinuidade dos mesmos. Incentivos e punições financeiras à demanda para motivar um comportamento menos desperdiçador do usuário foi objeto de políticas tarifárias inovadoras para o Brasil e objeto de debate. A combinação empresarial de uma estratégia para um modelo de gestão e institucional, a exemplo de outros setores, puderam representar avanços setoriais.

Identificam-se duas linhas de atuação em países que enfrentaram crise hídrica e adotaram a inovação para equacionamento e minimização dos efeitos: gestão da demanda com inovação tecnológica e inovação dos mecanismos de política pública.

A *Silicom Valley*, por meio do *WaterSmart*, desenvolveu tecnologias capazes de monitorar o consumo dos usuários armazenar no *bigdata* e fazer alertas sobre comportamento desperdiçador. Pesquisas realizadas por Peter Yolles identificou que apenas uma em cada dez pessoas estão motivadas em salvar o meio ambiente, mas oito em cada dez farão economia exclusivamente para manter as aparências (MEDIUM, 2015).

No que tange melhores práticas de políticas públicas internacionais criadas para o setor de saneamento, destaca-se a norte-americana. Em 16 de janeiro de 2015, como consequência da crise hídrica nos Estados Unidos, a Casa Branca publicou medidas para ampliar investimentos em sistemas de abastecimento de água. Mais de seiscentos bilhões de dólares foram alocados para soluções inovadoras e alternativas de sistemas de água potável e saneamento em vinte anos com a criação de um novo Centro de Finanças de Água. Objetivou trabalhar com governos municipais e estaduais, prestadores de serviços públicos e privados com subsídios federais para atrair mais capital privado em projetos; promover PPP's para fornecimento de água, sistemas de esgoto e manutenção de córregos e rios limpos por meio da criação de títulos municipais - *bonds* de infraestrutura pública; reunir investidores e patrocinadores para promover *benchmarking*; desenvolver estudos de caso e *toolkits*, maximizando os benefícios de mais de três bilhões de dólares em investimentos hídricos federais anuais; ajudar a atrair investimentos para pequenas comunidades que não dispõem de recursos para explorar alternativas de financiamento; fornecer treinamento financeiro e assistência técnica para pequenas comunidades e incentivar incubadoras para desenvolverem projetos de infraestrutura e finanças (WHITE HOUSE, 2015).

No contexto regulatório, europeus e americanos definiram cotas para projetos, adequações e obras civis, que protejam os investimentos realizados em ativos para maiores reservas e abastecimento público de eventos extremos.

Nesse sentido, reguladores estão normatizando em diversas deliberações a obrigatoriedade de atendimento às questões discutidas ambientalmente como as metas e aquecimento global. Segundo Benitez & Pardina (2010), Agência Reguladora do Reino Unido – OFWAT determinou que os planos de negócios das empresas de saneamento contemplassem um planejamento de ações para atender às metas do milênio, mitigar e prever o impacto das alterações climáticas da ordem de £\$ 1,5 bilhão no período de 2010 a 2015 para enfrentamento dos efeitos da mudança climática sobre abastecimento de água e a demanda. O objetivo do regulador foi de manter a segurança do abastecimento para os consumidores.

Considerando ocorrências nas áreas urbanas em todo o Brasil, o aumento da frequência e gravidade das ocorrências extremas do clima, este capítulo propõe inovação em atendimento à essas questões.

2 | OBJETIVO

O objetivo é apresentar a inovação do modelo do saneamento no Estado de São Paulo, a partir dos especialistas da concessionárias, reguladores, representantes do poder concedente e comunidade acadêmica durante a crise hídrica de 2015, com alinhamento feito pelo com benchmarking das práticas internacionais.

O objetivo secundário é identificar as diferentes visões sobre modelos de gestão quando os serviços são afetados por uma crise hídrica e as recomendações de melhorias para o modelo adotado que promoveu melhorias da eficiência técnica, eficácia social dentro dos desafios da operação em tempos de crise, usando o referencial da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo – SABESP e a Agência Reguladora de Saneamento e Energia do Estado de São Paulo – ARSESP.

3 | METODOLOGIA

O artigo está fundamentado em metodologia qualitativa de pesquisa e recursos metodológicos multivariados de coleta de dados contemplando revisão bibliográfica, entrevistas, painéis e questionários aplicados a profissionais do setor para diagnóstico do modelo institucional do saneamento no Brasil e metodologia observador participante da Escola de Chicago. Os questionários foram aplicados no intervalo de 2013 à 2015, com objetivo de contemplar o efeito da crise hídrica sobre a gestão dos serviços públicos de abastecimento de água (Bauer e Gaskell, 2002; Denzin,a, 1970; Denzin,b, 1970; Quivy e Van Campenhoudt, 2003; Malinowski, 1975).

4 | RESULTADOS

Inicialmente, a aplicação do questionário em painel sobre a crise hídrica, foi aplicado em Seminário sobre Crise Hídrica da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental ABES - SP no ano de 2015 em São Paulo, onde o contexto da escassez poderia ser um diferencial na reflexão quanto a priorização entre ações como combate à perdas e desperdício ou ampliação de reservação. Perguntas objetivas trouxeram a visão dos grandes atores e articuladores da política pública do Estado. Buscou-se identificar a opinião dos especialistas do setor quanto à inovação do modelo de saneamento para a provisão dos serviços públicos de abastecimento de água e esgotamento sanitário em função da experiência de sucesso ou fracasso nas organizações em termos da oferta e da demanda.

Essa etapa teve por objetivo obter dos atores chave do saneamento no Estado de São Paulo e Governo Federal contribuições fundamentadas nas práticas de gestão para a priorização de ações na tomada de decisão. Estes responderam sobre o que consideravam prioritário para gestão e negócio de saneamento (Gráfico 1) e quais as inovações sugeriam para o modelo de gestão. O resultado dos questionários (Quadro 1) quanto à priorização que deveria ser estabelecida na crise foi que 58% dos entrevistados escolheram a estratégia de conservação de recursos hídricos como a mais prioritária. 37% escolheram gestão de perdas em segundo lugar, assim como o Programa de Uso Racional da Água. 32% escolheram gestão de desmatamento

em terceiro lugar, assim como lançamento de efluentes. Os entrevistados eram especialistas e profissionais de cargos estratégicos das concessionárias, do Estado, imprensa, agentes financiadores e escritório de advocacia, consultorias, universidade e sociedade civil.

- Ordene estratégias por ordem de importância segundo sua visão:
- () Estratégia de Conservação dos Recursos Hídricos e biodiversidade
 - () Gestão de Perdas
 - () Gestão da Contaminação por lançamentos
 - () Gestão do uso e ocupação do solo
 - () Programa de Uso Racional da Água

Quadro 1 - Ordenamento das Estratégias do Saneamento

Elaboração: os autores (2015)

O gráfico 1 apresenta como os especialistas priorizaram as estratégias sugeridas pelos debatedores dos painéis organizados com os temas: Estratégia de Conservação dos Recursos Hídricos, Gestão de Perdas, Gestão da Contaminação dos lançamentos, Gestão do Desmatamento e Programa de Uso Racional da Água. Os especialistas trouxeram uma priorização nos atos de gestão da oferta e da demanda.

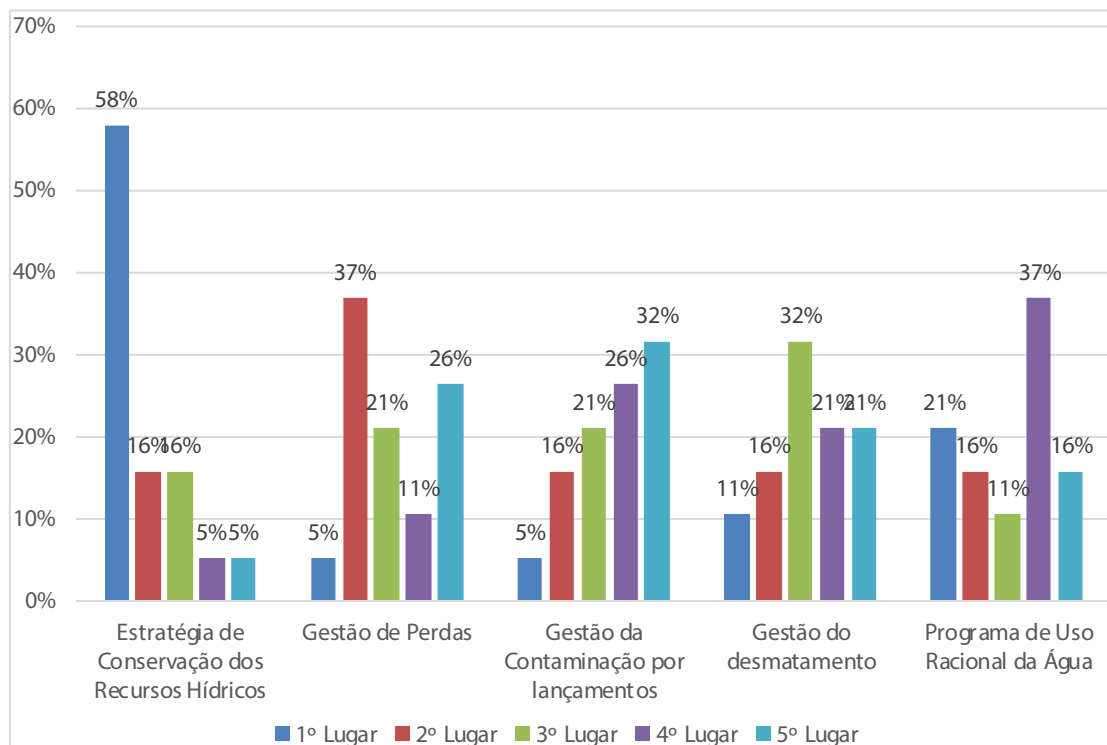


Gráfico 1 - Priorização da Estratégia do Negócio de Saneamento

Elaboração: os autores (2015)

5 | ANÁLISE DOS RESULTADOS

As respostas dos especialistas de saneamento tiveram consenso em algumas dimensões que direcionaram a construção do modelo do Estado de São Paulo e contribuíram para a tomada de decisão.

Referente a opinião quanto as recomendações de mudanças, os entrevistados foram unânimes em sugerir inovação na atuação no setor, por ordem de importância, para a conservação dos recursos hídricos e biodiversidade, seguida de gestão de perdas e programa de uso racional de água. Pode-se identificar como gatilho da inovação do modelo, segundo os especialistas do setor, a gestão da oferta – escassez hídrica, seguida da gestão da demanda – perdas e Programa de Uso Racional de Água - PURA.

No contexto de gestão empresarial e regulatório, além das restrições impostas pelos órgãos gestores de recursos hídricos à Sabesp, a ARSESP – Agência Reguladora do Estado de São Paulo implantou a tarifa de contingência para gestão da demanda, instituindo o ônus. O Bônus foi uma solicitação da concessionária à agência em fevereiro de 2014 considerando a necessidade de incentivo a redução do consumo acima de 10% da média e gestão da demanda. O Ônus – Tarifa de contingência, instituída em janeiro de 2015, foi uma discricionariedade do regulador com o objetivo de combater ao desperdício para usuários que aumentaram sua média de consumo à despeito do programa bônus instituído, sendo:

1. Tarifa de Bônus, na qual: Durante o período de vigência do Programa, fica mantido o bônus para redução das tarifas de 30% (trinta por cento), para os usuários cujo consumo mensal seja reduzido em 20% (vinte por cento) em relação à média de consumo do período de fevereiro/2013 a janeiro/2014 (ARSESP, 2014).
2. Tarifa de ônus, na qual: I - 40% (quarenta por cento) de acréscimo sobre o valor da tarifa aplicável à parte do consumo de água encanada que exceder até 20% (vinte por cento) da média; ou
II - 100% (cem por cento) de acréscimo sobre o valor da tarifa, aplicável à parte do consumo de água encanada que exceder a mais de 20% (vinte por cento) da média. LEGISWEB (2015).

No contexto da gestão da oferta, a SABESP realizou investimentos para a ampliação da integração entre sistemas produtores em virtude da escassez hídrica, que possibilitaram a transferência de vazões da ordem de 6,3 m³/s para o atendimento da área anteriormente abastecida pelo Sistema Cantareira (março/15), intensificação das ações de combate à perdas (vazamentos e fraudes) e o gerenciamento ativo de pressões nas redes de distribuição, dentre outras. (SABESP, 2015).

Além da captação da chamada “reserva técnica” do Sistema Cantareira, as obras promoveram maior integração e capacidade de transferência entre sistemas (adução e distribuição), ampliação da capacidade de tratamento em estações existentes, a interligação entre as represas Jaguari (Paraíba do Sul) e Atibainha

(Cantareira), represa Billings (Rio Grande) e Taiapuê (Alto Tietê) e além do aporte de um novo sistema produtor em curso (Sistema São Lourenço) para ampliação da segurança hídrica da Região Metropolitana de São Paulo. Destaca-se também a criação de um programa de doação de caixas d'água para famílias de baixa renda pela Defesa Civil Estadual.

Para promover a discussão no contexto de participação social a concessionária apresentou em dezembro ao CONESAN - Conselho Estadual de Saneamento, os investimentos realizados e solicitou o reconhecimento dos ativos como investimentos prudentes apoiado nos estudos técnicos dos Institutos CEPTE/CEMADEN/INPE. Em dezembro de 2015 o CONESAN delibera o reconhecimento de investimentos prudentes e encaminha a agência uma diretriz tarifária para que nível tarifário a ser calculado pela ARSESP deva proporcionar recursos financeiros suficientes para variações climáticas.

O Programa de Incentivo à Redução do Consumo de Água, voltado para os consumidores da Região Metropolitana atendidos pelo Sistema Cantareira, teve por objetivo a contribuição da população com vistas a assegurar o abastecimento da metrópole. Este programa foi aprovado pela Deliberação ARSESP nº 469, em fevereiro de 2014, e tinha como objetivo conceder desconto de 30% nas tarifas para os usuários que reduzissem em pelo menos 20% seu consumo mensal em relação ao consumo médio de referência obtido entre os meses de fevereiro de 2013 e janeiro de 2014.

Na gestão da eficiência técnica associada a eficácia social, a Sabesp intensificou a atuação comunitária na RMSP com os agentes comunitários atendendo todas as comunidades. Esses profissionais atuavam junto aos líderes comunitários das favelas, assentamentos, aglomerados subnormais e movimentos pela terra e teto, indígenas e quilombolas. Fizeram reuniões mensais com os líderes, representantes da Prefeitura, Segurança Pública, do SUS e outros que podiam contribuir para equacionar situações que se inter-relacionavam no atendimento de saneamento às comunidades. Assim, criaram ligações permanentes de apoio e prontidão. As reuniões mensais geravam planos de ação para responder às demandas e prestação de contas do que era ou não possível atender, e quando atenderiam.

Guimarães (2015) definiu como arranjos sociotécnicos as relações entre as soluções de engenharia e sociais desses técnicos nas comunidades para melhoria dos níveis de eficiência. São relações singulares com uma formatação própria para cada comunidade, cujas soluções são construídas com a participação das comunidades. Muitas das soluções são alavancadas em mutirão com prefeituras e comunidade pelos próprios técnicos comunitários, que fazem serviços de rua e comercial como parcelamento, recuperação de clientes, inclusão em tarifas sociais e caça fraudes. Também, ensinam a importância de economizar água e pagar a conta e como isso é parte da cidadania e como reflete em benefícios para a comunidade como um todo.

O Programa de Incentivo à Redução do Consumo de Água foi ampliado para todos os municípios da Região Metropolitana de São Paulo atendidos pela SABESP, pela Deliberação ARSESP nº 480, de março de 2014. Posteriormente, a Agência Reguladora autorizou à SABESP o escalonamento das faixas de bonificação tarifária, incluindo bônus para os usuários que tivessem redução superior a 10%, conforme estabelecido na Deliberação ARSESP nº 514 de outubro de 2014.

Por meio das Deliberações ARSESP nº 536, 614 e 615 de dezembro de 2015, além da postergação para o término do programa, o consumo médio de referência foi atualizado em 0,78 que foi o resultado da divisão entre o consumo total da população atendida pela Sabesp na Região Metropolitana de São Paulo no período recente (outubro/2014 a setembro/2015) e o correspondente consumo no período inicial (fevereiro/2013 a janeiro/2014). Essa medida passou a vigorar nas contas cujas leituras de consumo ocorreram a partir de 1º de fevereiro de 2016.

A ARSESP autorizou a aplicação, pela SABESP, da Tarifa de Contingência para os usuários já contemplados pelo Programa de Incentivo à Redução no Consumo de Água que ultrapassassem a média de consumo estabelecida, nos termos da Deliberação ARSESP nº 545 de janeiro de 2015.

Na mesma ocasião em que houve a postergação do Programa de Incentivo à Redução do Consumo de Água, a ARSESP também estendeu o prazo para a aplicação da Tarifa de Contingência até o final de 2016, ou até maior previsibilidade quanto à situação hídrica nos termos da Deliberação ARSESP nº 614 de dezembro de 2015.

O encerramento do Programa de Incentivo à Redução do Consumo de Água e da aplicação da Tarifa de Contingência ocorreu pelas Deliberações 640 e 641, ambas em abril de 2016.

6 | CONCLUSÕES

O Estado de São Paulo adotou algumas medidas de referência no país. Mesmo na maior crise hídrica de sua história, em virtude de uma anomalia climática não prevista de grande intensidade e duração, os sistemas produtores de água potável permaneceram atendendo a população sem restrições severas, como a adoção de um rodízio no abastecimento. Conforme exposto, a Sabesp adotou uma série de providências em caráter de urgência para mitigar os efeitos da crise hídrica, além de desenvolver intensa campanha junto aos clientes e veículos de comunicação sobre a necessidade de economizar água, divulgando as ações em curso com vistas à preservação da água disponível nos mananciais e especialmente tendo como premissa manter toda a população abastecida. A adesão da população foi determinante para o sucesso da estratégia, que colaborou com o uso racional da água naquele momento sem precedentes.

As construções singulares de uma sólida relação ambiente, sociedade e serviços públicos de saneamento fizeram a Sabesp ser defendida pelas lideranças comunitárias. As relações com lideranças comunitárias foram determinantes para atuarem como multiplicadores no combate ao desperdício e mobilização na superação da crise. É a complexidade da gestão na atuação em relações com lideranças comunitárias na construção de uma participação social com resultados positivos para prestação dos serviços públicos. É a participação e o controle social aplicado e não explicitado.

A ação institucional foi a celebração de um Pacto Federativo para gestão da Bacia Paraíba do Sul em modelo de gestão compartilhada entre os estados de SP, RJ e MG com a definição pelo Supremo tribunal federal do uso prioritário da bacia para abastecimento público e não energia.

Há ainda de se destacar a atuação da Agência Reguladora neste período, que por um lado exerceu uma fiscalização firme nas ações e intervenções a cargo da Sabesp visando a garantia de qualidade na prestação de serviços, mas que por outro entendeu a gravidade dos fatos em curso, exercendo com imparcialidade seu papel institucional de regulação dos serviços.

Em março de 2015, a SABESP solicitou uma Revisão Tarifária Extraordinária em função da redução na demanda de água e esgoto decorrente da crise hídrica. A Arsesp acolheu o pedido.

Referente ao reconhecimento dos investimentos prudentes realizados para custos de operação e manutenção eficientes, avaliação da Base de Ativos Regulatória, investimentos em curso, mercado de venda de água e esgoto e sua previsão pós-crise e comportamento das perdas, a ARSESP em 2018 publicou a Nota Técnica NT.F-0006-2018 da 2. Revisão Tarifária Ordinária - RTO, na qual parte dos investimentos relacionados à crise hídrica, foram tratados como obrigações especiais, apoiados na decisão do CONESAN, bem como reconhecidos o valor referente ao montante recebido a título da tarifa de contingência, vigente no período de 02/2015 à 03/2016, conforme Deliberações ARSESP nº 545 de 07/01/2015, nº 614 de 23/12/2015 e nº 640 de 30/06/2016 (ARSESP, 2018).

Ainda assim, é notório que o benchmarking internacional demonstra que há necessidade de inovar a Política Nacional de Saneamento, seus instrumentos e mecanismos para contemplar eventos extremos do clima, a exemplo da americana, capazes de atender os desafios do setor de saneamento em todo o país.

REFERÊNCIAS

ARSESP. Deliberações. Disponível em: <http://www.arsesp.sp.gov.br/BancoDados Audiencias PublicasArquivos/ Id14802014.pdf>. 2016.

ARSESP. NOTA TÉCNICA PRELIMINAR RTS/003/2015 REVISÃO TARIFÁRIA EXTRAORDINÁRIA DA SABESP. Disponível em: <http://www.sabesp.com.br/sabesp/filesmng.nsf/>

ARSESP. RESULTADO DA 2ª REVISÃO TARIFÁRIA ORDINÁRIA DA SABESP - ETAPA FINAL: CÁLCULO DA TARIFA MÉDIA MÁXIMA (P0). Disponível em: <http://www.arsesp.sp.gov.br/BancoDadosAudienciasPublicasArquivos/NTF-0006-2018.pdf>.

BENITEZ, D.; PARDINA, M.R. How Infrastructure Regulation is Adapting to Climate Change: A Review of Recent Changes in Electricity and Water Regulation, Draft Version (2010).

DAWBOR, L. Informação para a cidadania e o desenvolvimento sustentável. Disponível em ; <ppbr.com/ld/artigos/03hazindicadores.pdf> 16:31hs 12/10/2011

DENZIN NK. Sociological methods: a sourcebook. Chicago: Aldine; 1970.

DOUROJEANNI, A. e JOURAVLEV, A. (2001). Crisis de gobernabilidad en la gestión del agua. Serie Recursos Naturales e Infraestructura n. 35, Cepal, División de Recursos Naturales e Infraestructura, Santiago.

GUIMARÃES, E. F. **Modelo inclusivo para a universalização do saneamento básico em áreas de vulnerabilidade social**. 2015. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2015. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18139/tde-17122015-153306/>>. Acesso em: 2017-01-11.

JULIANO, E.F.G., FEUERWEKER, L., COUTINHO, S.; MALHEIROS, T.F. Racionalidade e Saberes na Produção de Modelos Organizativos para a Universalização do Saneamento em Áreas Urbanas do Brasil, *Ciência & Saúde Coletiva*, 17(11):3037-3046, 2012b.

LEGISWEB. Deliberação ARSESP n. 545/2015. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=279945>. 2015.

MALINOWSKI B. Uma teoria científica da cultura. São Paulo: Zahar; 1975.

MARQUES, R.C.; A regulação dos serviços de abastecimento de água e de saneamento de águas residuais – Uma perspectiva Internacional. Editora Entidade Reguladora de Serviços de Água e Resíduos (ERSAR) Centro de Sistemas Urbanos e Regionais (CESUR). Europress. Lisboa. Portugal. 2011.

MEDIUM. EVERY FLUSH YOU TAKE - SILICON VALLEY IS WATCHING YOUR WATER HABITS. THAT'S PROBABLY A GOOD THING. DISPONÍVEL EM: [HTTPS://MEDIUM.COM/BACKCHANNEL/CONSERVING-WATER-WITH-SOFTWARE-AND-SHAME-3A846C01B811](https://medium.com/backchannel/conserving-water-with-software-and-shame-3a846c01b811). ACESSADO EM: 20/01/2015 20:00HS.

SABESP. Nota Técnica - Crise Hídrica – Estratégia e Soluções da SABESP. Disponível em: http://site.sabesp.com.br/site/uploads/file/crisehidrica/chess_crise_hidrica.pdf

SÃO PAULO. Governo sanciona lei que cria o programa Se Liga na Rede. <http://www.saopaulo.sp.gov.br/spnoticias/lenoticia.php?id=217279> – dia 21/02/2013 16:47.

WHITE HOUSE, FACT SHEET: Increasing Investment in U.S. Roads, Ports and Drinking Water Systems Through Innovative Financing. Disponível em: <http://www.whitehouse.gov/the-press-office/2015/01/16/fact-sheet-increasing-investment-us-roads-ports-and-drinking-water-syste>. Acessado em: January 16, 2015 22hs.

PARCERIAS PÚBLICO-PRIVADAS: DO CONCEITO À PRÁTICA, UMA ÊNFASE NO SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DA BAHIA

Renavan Andrade Sobrinho

Instituição de Ensino, Faculdade ou Departamento
Cidade – Estado

Abelardo de Oliveira Filho

Instituição de Ensino, Faculdade ou Departamento
Cidade – Estado

Cristiane Sandes Tosta

Instituição de Ensino, Faculdade ou Departamento
Cidade – Estado

RESUMO: Nos últimos anos tem-se observado uma ampliação progressiva da participação privada no provimento de infraestrutura e serviços públicos ao redor do mundo, especialmente por meio da parceria público-privada (PPP), nos mais diversos setores da economia. No setor de saneamento básico não tem sido diferente. A pesquisa, objeto deste artigo, utilizou-se de estudo de referencial bibliográfico sobre as Parcerias Público Privadas (PPP), onde foi realizada uma análise crítica das experiências relacionadas ao setor de saneamento no Brasil, com um recorte especial para o Estado da Bahia. A aprovação da Lei nº 11.079/2004 (Lei das PPPs) ratificou o comprometimento dos governos com a participação privada em infraestrutura, passando por todos os governos de 2005 até 2017. Em especial para o setor de saneamento básico as PPP desenvolvidas tendem a coexistir com uma

demanda social muito forte. Em países em desenvolvimento como no Brasil, setores de infraestrutura em saneamento apresentam baixas tarifas e um forte subsídio cruzado, o que não coaduna com o ambiente privado do lucro. Serão necessários aumentos das tarifas pelos entes privados, além do que como são necessárias obras e as mesmas possuem custo elevados, serão em grande parte realizadas dentro da modelagem com recursos públicos. Em setores como saneamento básico e saúde, não é cabível a competição entre a vida humana e a busca do lucro.

PALAVRAS-CHAVE: PPP; Parcerias Público-Privadas; Saneamento básico.

PUBLIC-PRIVATE PARTNERSHIPS: FROM THE CONCEPT TO PRACTICE, AN EMPHASIS ON THE BASIC SANITATION OF THE STATE OF BAHIA

ABSTRACT: In recent years, there has been a progressive expansion of private participation in the provision of infrastructure and public services around the world, especially through the public-private partnership (PPP) in various sectors of the economy. In the basic sanitation sector it has not been different. The research, object of this article, was based on a bibliographical reference study on the Public Private Partnerships (PPP),

where a critical analysis of the experiences related to the sanitation sector in Brazil was carried out, with a special cut for the State of Bahia. The approval of Law 11.079 / 2004 (PPP's Law) ratified the commitment of governments to private participation in infrastructure, passing through all governments from 2005 to 2017. In particular for the basic sanitation sector, PPPs tend to coexist with a very strong social demand. In developing countries such as Brazil, sanitation infrastructure sectors have low tariffs and a strong cross subsidy, which is not in line with the private environment of profit. Increases in tariffs will be necessary for private entities, in addition to the fact that, since works are necessary and costly, they will be largely carried out within the modeling process with public resources. In sectors such as basic sanitation and health, the competition between human life and the pursuit of profit is not appropriate.

KEYWORDS: PPP; Public-Private Partnership; Basic Sanitation.

1 | INTRODUÇÃO

Nos últimos anos tem-se observado uma ampliação progressiva da participação privada no provimento de infraestrutura e serviços públicos ao redor do mundo, especialmente por meio da parceria público-privada (PPP), nos mais diversos setores da economia.

No setor de saneamento básico não tem sido diferente. Observa-se, no entanto, que enquanto na maioria dos países existe uma tendência de retorno da prestação destes serviços pelo Estado, no Brasil, vem-se buscando cada vez mais os processos de privatização, sob a justificativa de falta de recursos e de pouca eficiência do setor público.

O marco regulatório das PPPs no Brasil foi regulamentado pela Lei nº 11.079/2004, condicionando a abertura da licitação à demonstração da conveniência e da oportunidade da contratação na forma de PPP, além de estabelecer diretrizes para a análise financeira e repartição dos riscos do projeto. Para tanto, foi necessário estabelecer um ambiente institucional favorável, buscando minimizar incertezas da economia e conferindo maior segurança jurídica para atração dos parceiros privados.

Este artigo tem como objetivo fazer uma análise crítica dos projetos de parcerias público-privadas (PPP) do ponto de vista conceitual a partir dos modelos disponíveis e também da experiência internacional, além de fazer uma reflexão quanto às perspectivas de aplicação do modelo no saneamento básico, com recorte especial para o Estado da Bahia.

2 | MATERIAIS E MÉTODOS

A pesquisa, objeto deste artigo, utilizou-se de estudo de referencial bibliográfico sobre as Parcerias Público Privadas (PPP) obtido por meios escritos e digitais.

Lastreado neste referencial teórico e nas experiências dos autores, foi realizada

uma análise crítica das experiências relacionadas ao setor de saneamento no Brasil, com um recorte especial para o Estado da Bahia.

3 | REFERENCIAL TEÓRICO

Contextualização histórica

Vários são os exemplos de participação privada na infra-estrutura desde o período moderno.

Um dos primeiros projetos foi o Canal do Midi, construído na França no século XVI (HARRIS, 2003). Outros exemplos são a Companhia das Índias Ocidentais, além de grandes infraestruturas de transportes e comunicações (correios e telégrafos, rodovias, canais, portos e ferrovias), que contribuíram para a Revolução Industrial nos períodos de 1760 a 1830 (REGAN, 2005).

As pontes têm sido controladas pelo setor privado há séculos; as primeiras estradas pedagiadas foram construídas pela iniciativa privada; as primeiras ferrovias britânicas e francesas eram puramente privadas. Contudo, a aprovação, regulação ou controle do governo tornou-se norma posteriormente, devido a questões ideológicas, militares ou à falha do setor privado em atender ao rápido crescimento da demanda (VICKERMAN, 2004).

A primeira ferrovia brasileira – a Estrada de Ferro Mauá - foi uma concessão do Governo Imperial e integrava os modais aquaviário e ferroviário, constituindo-se na primeira operação intermodal do Brasil.

As primeiras PPPs (Public-Private Partnerships) surgiram no Reino Unido, em 1992, sendo esse país considerado o berço da PPP e referência mundial neste tema. Vale destacar que, no Reino Unido, o termo PPP compreende um grande número de modalidades de parcerias incluindo:

- a introdução do controle privado sobre empresas estatais;
- o “private finance initiative” e outros arranjos, incluindo concessões e “franchises”, nos quais o setor público contrata a aquisição de serviços em longo prazo;
- a venda de serviços governamentais em mercados abertos e outros arranjos de parceria onde as competências e a capacidade financeira do setor privado são utilizadas para explorar o potencial comercial dos ativos do governo.

Outros países com programas de PPP consolidados incluem Austrália, Irlanda e Estados Unidos. Muitos países da União Européia também têm desenvolvido projetos de PPP, embora sua participação em relação aos investimentos públicos se mantenha modesta (IMF, 2004).

Na América Latina, alguns exemplos de países pioneiros no uso de PPPs são o México e Chile. No México, as PPPs foram introduzidas nos anos 80 para financiar

rodovias e, desde os anos 90, têm sido utilizadas em um número crescente de projetos do setor elétrico. O Chile estabeleceu um programa de PPP para desenvolver projetos de transporte, irrigação, prisões e aeroportos. Na Ásia, especialmente na Coreia e em Cingapura, os progressos neste modelo têm sido limitados. Recentemente, a África do Sul estabeleceu um programa de PPP (IMF, 2004).

Definições

Os autores trazem definições distintas quanto ao conceito de PPP. Algumas delas são:

- ✓ A PPP é um empreendimento cooperativo entre os setores público e privado, construído com a expertise de cada parceiro que melhor atenda às necessidades públicas claramente definidas, por meio da distribuição adequada de recursos, riscos e remuneração (CCPPP, 2017).
- ✓ A PPP é um contrato pelo qual o parceiro privado assume o compromisso de disponibilizar à administração pública ou à comunidade uma certa utilidade mensurável mediante a operação e manutenção de uma obra por ele previamente projetada, financiada e construída. Em contrapartida há uma remuneração periódica paga pelo Estado e vinculada ao seu desempenho no período de referência (PMRJ, 2010).
- ✓ A PPP é um contrato entre o setor público e privado com o objetivo de entregar um projeto ou um serviço tradicionalmente provido apenas pelo setor público para a esfera privada (MPOG, 2003).
- ✓ A PPP é uma modalidade de delegação de atribuições do Estado ao setor privado na qual entram recursos financeiros de ambas as partes em que o Estado espera contar com a agilidade e eficiência do empreendedor privado” (SANTANA & JUNIOR, 2006).

Justificativas e setores aplicáveis

Para FIOCCA (2005), as razões principais que justificam a realização das PPPs estão ligadas ao modelo globalizante, associado a um enorme déficit fiscal resultante de anos de forte intervenção estatal na provisão direta das principais demandas da sociedade. No Brasil, considera-se que o grande fator mobilizador interno foi a carência de infraestrutura, bastante sucateada e com queda expressiva de investimento público, o que vinha comprometendo seriamente o desenvolvimento econômico e a competitividade internacional.

Grilo (2008) discute que o desenvolvimento de um projeto utilizado na prestação de um serviço público geralmente envolve as tarefas de planejamento, construção, financiamento e operação, devendo-se definir se haverá provisão destes serviços diretamente pelo governo, pela iniciativa privada ou por um arranjo de cooperação entre ambos, cenário onde se inserem as PPPs.

Segundo a PMRJ (2010) a cada dia que passa mais setores são atendidos

por modelagens tipo PPPs, a exemplo do setor de transportes, saneamento e meio ambiente, infraestrutura social e telecomunicações.

Marco regulatório das PPPs

Fiocca (2005) define que as concessões, no Brasil (PPP é modalidade de concessão), são reguladas basicamente por três legislações.

- ✓ Lei nº. 8.666/93 (Licitações + Contratos Administrativos). Normas gerais aplicáveis para contratação de obras, serviços, compras, alienações e locações pelos três Poderes (E/L/J), nos três níveis federativos (U/E/M).
- ✓ Lei nº. 8.987/95 (Concessões e Permissões de Serviços Públicos). Regulação das concessões comuns.
- ✓ Lei nº. 11.079/2004 (Lei Geral das PPPs). Criação de nova figura jurídica (concessões patrocinadas e administrativas), adequada para agregar aportes significativos do setor privado.

A Lei nº 11.079/2004 (Lei das PPPs) institui normas gerais para licitação e contratação de parcerias público-privadas no âmbito da administração pública. Elas se constituem em um contrato de longo prazo entre um parceiro privado e a Administração Pública para a realização de obras ou serviços públicos.

A lógica da Lei das PPPs é de incentivar o interesse e a participação da iniciativa privada em projetos de concessão, sobretudo aqueles que não seriam viáveis na forma da Lei nº 8.987/95, por não serem financeiramente executáveis com o pagamento de tarifas pelos usuários.

Mesmo antes da edição da Lei nº 11.079/04, amparados pelo texto do art. 24, §3º, da Constituição Federal, alguns Estados (a exemplo de Minas Gerais, Santa Catarina e São Paulo) já possuíam legislação específica para esse tipo de contratação.

Segundo Grilo (2008), a estruturação de um processo transparente de implementação das PPPs é condição primordial para gerar credibilidade e atrair o setor privado. Embora a Lei nº 11.079/04 constitua um marco de suma relevância, ela pode não ser suficiente para atrair os investimentos privados, cabendo ao governo disciplinar os procedimentos para a celebração dos contratos, definir os setores e os projetos prioritários e estabelecer os critérios para a análise da conveniência e oportunidade nos projetos.

Características principais das PPPs

A PPP pode ser utilizada quando a privatização ou a concessão comum não se aplicam; a concessão de serviço público pode ser precedida ou não da execução de obra pública.

De uma forma geral, a Figura 1 representa o projeto de desestatização.

Já as Parcerias Público Privadas, de acordo com a Lei nº 11.079/2004, podem ser divididas em Concessões Patrocinadas e Concessões Administrativas.

- ✓ Concessões Patrocinadas: em que o parceiro privado obtém sua remuneração mediante cobrança de tarifas pagas pelos usuários somadas ao recebimento da contraprestação pública.

A construção e manutenção de uma rodovia, por exemplo, pode admitir um contrato de Concessão Patrocinada ou um Contrato de Concessão Comum. Caso os estudos indiquem que a receita a ser obtida com o recebimento de determinado valor pelo pedágio será suficiente para cobrir os investimentos e remunerar o parceiro privado, o contrato será de Concessão Comum. Se o projeto para a rodovia exigir complementação de uma parcela do valor do pedágio por parte do poder público, será uma PPP patrocinada, ou seja, a empresa privada arrecada o valor do pedágio e mais um complemento dessa tarifa por parte do governo.

- ✓ Concessões Administrativas: a remuneração do parceiro privado é paga integralmente pelo governo, ou seja, é um contrato de prestação de serviço em que o usuário direto ou indireto é a Administração Pública. O poder público transfere a gestão do equipamento público para o investidor privado, estabelecendo níveis de desempenho, de quantidade de atendimentos e qualidade do serviço, e paga à ele 100% do valor da prestação do serviço. Exemplos: construção de um centro administrativo Centro Administrativo do DF), de presídios (Complexo Penal de Ribeirão das Neves – MG), hospitais públicos (Hospital do Subúrbio - Ba), Portos (Porto Maravilha - RJ), Parque Olímpico (RJ).



Figura 1: Esquema geral de desestatização existente no Brasil

A Figura 2 de uma forma geral apresenta um resumo dos modelos de concessão e PPP praticados no Brasil.

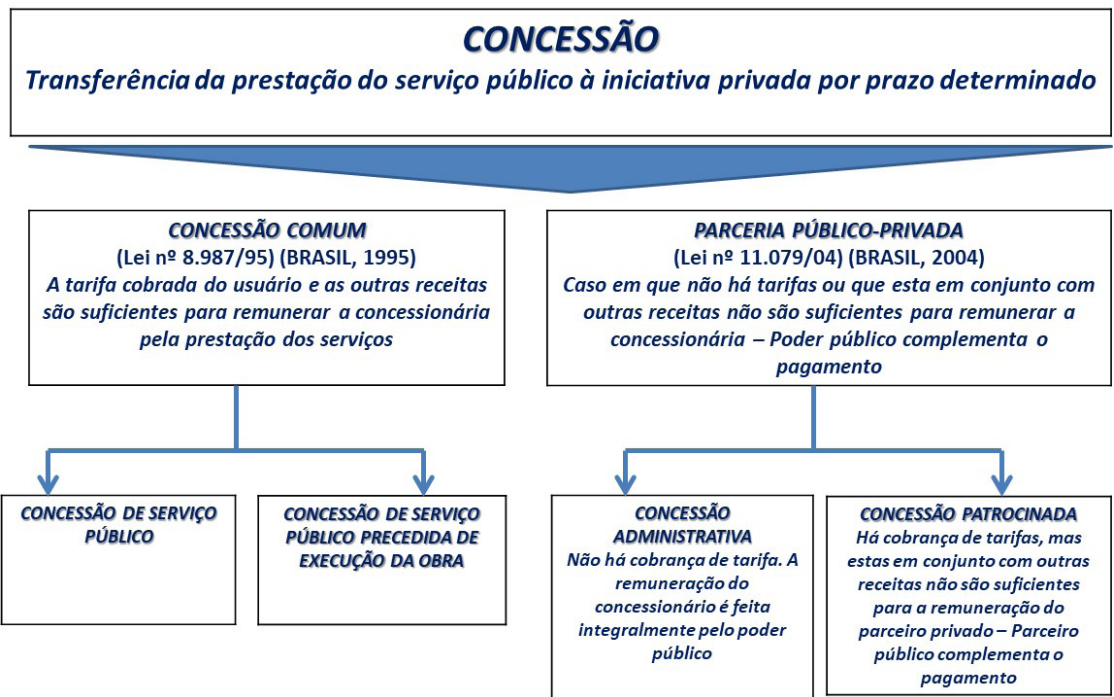


Figura 2: Modelos de concessão e PPPs existentes no Brasil

Fonte: PMRJ (2010)

O Quadro 1 apresenta uma comparação com as diferenças básicas entre os contratos regidos pelas PPPs e por concessões simples.

	CONTRATO DE PPP (Lei nº 11.079/04)	CONTRATO DE CONCESSÃO (Lei nº 8987/95)
PRAZO	Superior a 5 ou inferior e igual a 35 anos	Até 50 anos
RISCOS	Repartição de riscos extraordinários e ordinários	Repartição apenas de riscos extraordinários. Viabilidade de repartição de riscos ordinários deve ser avaliada em cada caso
GANHOS ECONÔMICOS	Devem ser repartidos quando decorrentes da redução do risco de crédito dos financiamentos utilizados pelo parceiro privado	Lei é omissa. Viabilidade da repartição desses ganhos deve ser avaliada em cada caso.
INADIMPLÊNCIA DO PARCEIRO PÚBLICO	Definição dos fatos que gerem a inadimplência do parceiro público, prazo de regularização e condições de execução de garantia.	Lei é omissa. Inclusão de tais regras nos contratos de concessão é recomendável, observado que não haverá garantias dadas pelo parceiro público.
DESEMPENHO	Parâmetros objetivos de desempenho e qualidade	Lei é omissa. Inclusão de regras nos contratos é recomendável.
REMUNERAÇÃO DO PARCEIRO PRIVADO	Pelo parceiro público e pelos usuários do serviço, ou apenas pelo parceiro público, conforme o caso.	Somente pelos usuários do serviço.
GARANTIAS	Tanto o parceiro privado quanto o parceiro público oferecem garantias.	Apenas o parceiro privado oferece garantias.
PENALIDADES	Aplicação de penalidades proporcionais às faltas do parceiro privado e do parceiro público.	Apenas em desfavor do concessionário.
BENS REVERSÍVEIS	Parceiro público deverá realizar vistorias e poderá reter os pagamentos ao parceiro privado, no valor necessário para reparar irregularidades detectadas.	Contrato tem que dispor sobre bens reversíveis, mas não há a previsão de penalidades.

REAJUSTE	Admite atualização automática dos índices, quando houver, sem necessidade de homologação pelo parceiro público	Depende da homologação do poder concedente.
SPE	Antes da celebração do contrato, deverá ser constituída Sociedade de Propósito Específico, incumbida de implantar e gerir o objeto da parceria.	Lei apenas autoriza, ou seja, não obriga, a constituição de SPE.

Quadro 1: Diferenças básicas entre os contratos estabelecidos por meio de PPP e Concessão simples

Fonte: PMRJ (2010)

Vantagens e desvantagens das PPPs

No Reino Unido, esperava-se que as PPP reduzissem alguns dos aspectos negativos da implantação de obras públicas, tais como especificações excessivas, gestão ineficiente dos projetos, atrasos e sobrecustos, degradação prematura dos ativos, custos de operação e manutenção elevados, e valor residual reduzido.

Para alguns autores a PPP pode permitir o uso de técnicas eficientes para a provisão dos serviços, disponibilizar especialistas e gerar economias variadas. A PPP pode promover relações inovadoras, estimular o crescimento, exercer um efeito positivo na criação de empregos e proporcionar uma resposta efetiva para a competição global, além de propiciar relações desafiadoras e produtivas para as partes (FORSHAW, 1999; CELESTE, 1996; AKINTOYE ET AL., 2002 apud GRILO, 2008).

Já para (HM TREASURY, 2003) nas PPPs destacam-se alguns inconvenientes:

- ✓ as necessidades de serviço podem mudar ao longo do tempo. Logo, existe o risco de que o contrato se torne inadequado devido às constantes mudanças ao longo da sua vigência;
- ✓ alterações de projeto podem ser requeridas à medida que as necessidades de serviço mudarem, demandando ajustes e renegociações contratuais onerosas;
- ✓ inovações nos métodos de prestação do serviço podem conduzir a um decréscimo na qualidade;
- ✓ os pagamentos incorporam prêmios para os riscos transferidos para o construtor, tais como riscos de construção, que podem não se materializar;
- ✓ o construtor pode não ser capaz de gerenciar os riscos transferidos e os órgãos públicos podem permanecer com a impressão errônea de que os riscos foram transferidos;
- ✓ os custos do projeto são remunerados através de pagamentos baseados no arranjo financeiro do construtor, que toma empréstimos com taxas mais altas do que o governo.

4 | RESULTADOS

Os discursos do Governo brasileiro, desde 2016, trazem as seguintes narrativas para o convencimento da sociedade brasileira sobre a necessidade das privatizações e da Participação Público Privada:

- ✓ “Não existem recursos disponíveis no setor público, portanto falta capacidade de investimento”;
- ✓ “Para garantir a universalização dos serviços seria necessário fazer investimentos com recursos da iniciativa privada”;
- ✓ “Além disso, a contratação da PPP tem a vantagem de não impactar no endividamento do Ente Público”;
- ✓ “O setor público é incompetente e o setor privado é eficiente é necessário a celeridade na implantação dos empreendimentos”;
- ✓ “A PPP (contratação do parceiro privado) é uma excelente oportunidade de investir”;

Com base na análise do referencial bibliográfico estudado foi realizada uma análise/discussão de aspectos referentes às PPPs sobre dois pontos de vista: etapas de implantação das PPPs e análise da situação em relação ao saneamento básico.

Quanto às etapas de implantação das PPPs

Um dos principais problemas identificados nas propostas de Parcerias Público Privadas tem relação com a dificuldade na elaboração do Projeto Público de Referência. De acordo com as leis deveria ser elaborado um conjunto básico e preliminar de informações e dados a respeito de um projeto de PPP, necessário ao seu pré-enquadramento junto aos órgãos responsáveis, definindo o tipo de problema que se pretende resolver com a PPP, devendo ainda serem definidos os objetivos e metas a serem alcançados com a implantação da PPP e essas metas deveriam estar traduzidas por meio de indicadores, que permitiriam aferir, posteriormente, a eficácia do empreendimento ou serviço objeto da PPP.

No que diz respeito à modelagem das PPPs podem ser observadas as seguintes questões: riscos retidos pelo ente público em geral são elevados; os riscos mais críticos de um projeto (fase construtiva) já são transferidos em contratações tradicionais (empreitada global e integral), e o que se observa é que normalmente o fundo garantidor das obrigações financeiras é contingenciável, existe uma composição de custos incompleta e, principalmente, o financiamento da maior parte dos investimentos é público, tendo o ente privado muitas vezes como mero intermediário. Quanto à modelagem pode-se concluir que o objetivo principal é a busca da atratividade para o mercado e para isso a minimização dos riscos dos entes privados, tornando o “negócio” atrativo para os mesmos.

Quanto à licitação e a gestão do contrato percebe-se que: a modelagem é

complexa e o processo de contratação lento, podendo chegar até 2 anos; a análise de desempenho da PPP é muito limitada com relação à verificação dos resultados especificados, sem busca da avaliação do modelo em si; a estrutura de acompanhamento dos governos é insuficiente para a regulação das atividades.

Quanto aos riscos estabelecidos pelo modelo pode-se concluir que o modelo proporciona um estímulo ao capitalismo sem risco quando existe uma perspectiva de garantia plena para o setor privado.

Quanto ao saneamento básico

No que diz respeito ao saneamento básico existem recursos tanto para o setor público quanto para o setor privado e as fontes são as mesmas - FGTS, BNDES e Fundos Constitucionais de Financiamento (FNE, FNO e FCO). O setor público dispõe de outros recursos para utilização, a exemplo dos Recursos do Orçamento Geral da União (OGU) e dos tesouros dos Estados e Municípios.

Não é verdade que o setor público não tem capacidade para investir, pois nos contratos de financiamento realizados pelo setor privado para aplicação em PPP é o setor público quem dá as garantias para o empréstimo (recebíveis escolhidos pelo agente financeiro e parceiro privado), portanto se o setor público tem condições de dar garantias para que o parceiro privado contrate as operações de crédito, é evidente que teria condições de contratá-las diretamente e ainda com uma vantagem adicional a um custo menor, segundo os órgãos financiadores (BNDES e CAIXA).

Convém lembrar que a Lei nº 11.445/07 (Marco Legal do Saneamento Básico) estabelece no art. 11 as condições de validade dos contratos que tenham por objeto a prestação de serviços públicos de saneamento básico, enumerando, dentre elas, a existência de estudo comprovando a viabilidade técnica e econômico-financeira da prestação universal e integral dos serviços, nos termos do respectivo Plano de Saneamento Básico. De forma geral, os estudos de viabilidade econômico-financeira chegam à conclusão de que a PPP não é viável.

No ano de 2016, a Lei nº 13.334/2016 criou o Programa de Parcerias de Investimentos – PPI. Observa-se que um dos objetivos da Lei nº 13.334/2016 foi o reestabelecimento das privatizações e concessões (comum e patrocinada) no setor de infraestrutura, onde se encontra o saneamento básico. Sendo a PPP um modelo mais complexo do que as formas tradicionais de contratação, ela só deve ser adotada caso seja comprovada a sua necessidade e viabilidade econômico-financeira.

Quanto à privatização/PPP do saneamento básico no estado da Bahia

Na década de 90, existia uma forte tendência do governo do Estado da Bahia de privatizar a empresa estatal Empresa Baiana de Águas e Saneamento S/A (Embasa). Os trabalhadores conseguiram mobilizar a sociedade e barrar o processo

desenvolvendo uma série de ações políticas e jurídico-institucionais. Uma das ações mais importantes foi realizada junto aos municípios, por meio de Projeto de Lei de Iniciativa Popular conseguindo que os maiores municípios negassem a autorização para a privatização de seu sistema de abastecimento de água e/ou esgotamento sanitário. Mesmo com todo aparato e poder dos governantes à época, o governo do Estado da Bahia não conseguiu privatizar a Embasa. Hoje, com os dispositivos contidos nas Leis nº 11.445/2007 e Lei nº 11.107/2005 – Lei de Consórcios Públicos e Gestão Associada, em tese seria mais fácil impedir o processo. Mais recentemente o Governo Federal vem tentando modificar a Lei nº 11.445/2007, exatamente para viabilizar a privatização dos prestadores estaduais, especialmente da Cedae.

No Estado da Bahia, em 2006, houve a realização da primeira e até o momento, única PPP na área de saneamento (PPP Emissário Jaguaribe). Logo após a mudança da gestão de governo houve uma redução contratual da ordem de 120 milhões e a empresa privada contratada permaneceu disposta a executar os serviços, o que mostra que o modelo proposto beneficiava o executor, com riscos reduzidos e lucros acima da média de um prestador de serviços de saneamento. A modelagem proposta até o momento onera a Embasa sendo que a mesma não conseguiu aumentar seu faturamento com o sistema de coleta de esgotos, a ponto de ao menos equilibrar o pagamento das despesas ao ente privado, ficando em evidente prejuízo financeiro e com poucos ganhos do ponto de vista operacional.

Um novo desdobramento das PPPs na Bahia, foi o Decreto do Governo do Estado da Bahia nº 16.522/15, alterado pelo Decreto nº 16.760/16, que dispõe sobre a estruturação de projetos no âmbito da Administração Pública, onde foram recriados os arcabouços legais estaduais para as privatizações/PPP, com a retomada da Secretaria Executiva do Programa de Parcerias Público-Privadas do Estado da Bahia e ainda mais recentemente a criação da BAHIAINVESTES – Empresa Baiana de Ativos S/A (Lei nº 13.594/16), com o objetivo de incorporar como garantias aos empreendedores privados um percentual das ações da Embasa. A estrutura legal e institucional foi montada com o objetivo de acelerar as PPPs no Estado da Bahia, incluindo a Embasa e a EMASA (Empresa Pública de Águas e Esgoto de Itabuna).

Após forte pressão dos movimentos ligados ao saneamento do Estado, funcionários e sindicatos de trabalhadores, a proposta do envolvimento das ações da Embasa foi retirada do Projeto de Lei que criava a Bahiainveste.

5 | CONCLUSÃO

A aprovação da Lei nº 11.079/2004 ratificou ainda mais o comprometimento do governo com a participação privada em infraestrutura, perpassando por todos os governos de 2005 até 2017, independente dos partidos políticos que dominavam o poder.

A modelagem das PPPs mostra-se complexa, com projetos cada vez maiores e mais estruturados, com retornos financeiros amplos aos entes privados, bem como com a minimização de riscos transferidos aos mesmos. A concepção deste marco regulatório mostra que as PPPs causam prejuízos ao setor público.

Em países em desenvolvimento como o Brasil, o saneamento básico apresenta baixas tarifas e forte subsídio cruzado, o que não coaduna com o ambiente privado do lucro. Serão necessários aumentos significativos das tarifas pelos entes privados, para compensar os investimentos e desmontar a estrutura atual de subsídio.

A divulgação, por gestores públicos, que a realização de um determinado empreendimento dar-se-á via PPP antes de uma avaliação formal e estruturada sobre a conveniência e necessidade desta modelagem, constitui-se num desrespeito flagrante à legislação em vigor, colocando-se todas as etapas subsequentes do processo sob suspeita de parcialidade na adoção da melhor alternativa. E a melhor alternativa na quase totalidade das vezes é a prestação de serviços públicos, e obras realizadas com base na Lei no 8.666/93 baseados em projetos de qualidade.

Em geral nas PPPs as empresas privadas contam com participação de recursos governamentais para as vultosas obras e após o grande investimento realizado com dinheiro público, a sua participação para a conclusão das obras, operação e manutenção, com todas as garantias e divisões dos riscos do “negócio”. Claramente isso é compatível com um capitalismo sem riscos. A estrutura de regulação do saneamento básico ainda é precária e deficiente.

No saneamento o serviço não pode ser mercantilizado, pois o bem maior é a saúde pública e conseqüentemente a vida das pessoas. A modelagem via PPP pode se encaixar muito bem em rodovias, presídios, portos, aeroportos, dentre outras atividades. Em setores como saneamento básico e saúde, não é cabível a competição entre a vida humana e a busca do lucro.

REFERÊNCIAS

BRASIL, Lei nº 11.079, **Institui normas gerais para licitação e contratação de parceria público-privada no âmbito da administração pública**. Brasília, 2004.

BRASIL, Lei nº 11.445, **Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico**. Brasília, 2007.

BRASIL, Lei nº 13.334, **Cria o Programa de Parcerias de Investimentos – PPI**. Brasília, 2016.

CCPPP – The Canadian Council for Public Private Partnerships Disponível em: <<<http://www.pppcouncil.ca/>>. Acesso em: 17 jul. 2017

FIOCCA, D. **Governança corporativa: o papel do BNDES**. Instituto Brasileiro de Governança Corporativa. São Paulo, 20 nov. 2005. 34 slides.

GRILO, L. M. **Parcerias Público-Privadas como instrumento de reforma administrativa: Uma proposta de tipologia**. Tese de Dissertação. Universidade de São Paulo, 2008.

HARRIS, S. **Public private partnerships: delivering better infrastructure services**. Washington, D.C.: Inter-American Development Bank, 2003a. 22 p.

HM TREASURY. **The Green Book: Appraisal and evaluation in central government**. London: The Stationery Office, 2003, 54 p.

IMF - INTERNATIONAL MONETARY FUND. **Public private partnerships**. Washington, D.C.: IMF, Fiscal Affairs Department, 2004, 48 p.

IPPR - INSTITUTE FOR PUBLIC POLICY RESEARCH. **Building better partnerships**. London: IPPR, 2001.

MPOG - MINISTÉRIO DO PLANEJAMENTO, ORÇAMENTO E GESTÃO. **Plano Plurianual 2004-2007: orientação estratégica de Governo Um Brasil para Todos: crescimento sustentável, emprego e inclusão social**. Brasília: MPOG, 2003, 27 p.

REGAN, M. **Public Private Partnerships: Adding Value to Public Infrastructure Procurement?** Research Paper 05/2005, Melbourne: University of Melbourne, Australian Centre for Public Infrastructure, 2005, 55 p.

SANTANA, G. D; JUNIOR, H.S.R. **As parcerias público-privadas: solução ou problema?** Revista Direito, Política Pública. e Mundial., Brasília, v. 3, n. 1, p. 148-181, jan./jun, 2006.

VICKERMAN, R. **Private sector finance of transport infrastructure: progress and prospects**. Paper for STELLA Focus Group 5 Synthesis Meeting, Athens, June, 2004, 22 p.

ANÁLISE DA QUALIDADE DE ÁGUA DE POÇOS SEDIMENTADOS NAS COMUNIDADES RURAIS DO MUNICÍPIO DE SÃO MIGUEL DO IGUAÇU

Maria Cristina Scarpari

Universidade tecnológica federal do Paraná,
Campus Medianeira-PR

Juliana Ninov

Universidade tecnológica federal do Paraná,
Campus Medianeira-PR

Márcia Antonia Bartolomeu Agustini

Universidade Tecnológica Federal do Paraná,
Campus Medianeira, Departamento de Ciências
Biológicas e Ambientais, Medianeira-PR.

Fabio Orssatto

Universidade Tecnológica Federal do Paraná,
Campus Medianeira, Departamento
de Ciências Biológicas e Ambientais, Medianeira-
PR.

RESUMO: O presente estudo teve por objetivo analisar a qualidade microbiológica e físico-química das águas de poços sedimentados das comunidades do interior do município de São Miguel do Iguaçu. As amostras de água foram coletadas no ponto próximo ao poço e outra no ponto mais distante do sistema de distribuição. Foram realizadas duas campanhas sendo uma no início do inverno, no mês de junho e outra no mês de setembro, início de primavera. Avaliou-se nas amostras os parâmetros coliformes totais e termotolerantes, cor, condutividade, pH, temperatura e nitrato. Na primeira coleta, observou-se contaminação microbiológica por

coliformes totais e termotolerantes em ambas as amostras coletadas, e contaminação físico-química por elevados índices de nitrato em todos os pontos das comunidades. As análises de pH e cor se encontraram em conformidade com a legislação 2914/11 em todos os pontos. Na segunda coleta, detectou-se contaminação por coliformes totais em todas as comunidades e contaminação por coliformes termotolerantes e *Escherichia coli* nas comunidades B e C, como também contaminação por elevada concentração de nitrato em quase todos os pontos, o pH sofreu considerável elevação em todas as amostras, e a condutividade teve uma diminuição, Já as análises de cor se encontraram dentro dos parâmetros da portaria 2914/11 em todas as amostras. Constata-se, que as águas subterrâneas destas localidades não estão em conformidade com a portaria N05/2017

PALAVRAS-CHAVE: Coliformes. Águas subterrâneas. Contaminação..

ANALYSES OF WATER QUALITY OF SEDIMENTED WELLS IN THE RURAL COMMUNITIES OF THE MUNICIPALITY OF SÃO MIGUEL DO IGUAÇU

ABSTRACT: The present study had the aim to analyze the microbiological and physicochemical quality of the sedimentated wells of the

communities of the interior of the County of São Miguel do Iguaçu. Two samples were collected from each community, one at the point near the well and another at the farthest point. Two campaigns were carried out, one at the beginning of winter, the month of June and the other in September, the beginning of spring. The total and thermotolerant coliform parameters, color, conductivity, pH, temperature and nitrate were measured in the samples. In the first collection, it was observed microbiological contamination by total coliforms and contamination by thermotolerant coliforms in both samples collected, and physico-chemical contamination by high nitrate levels in all points of communities A, B and C. The pH and color analyzes were found to be in compliance with 2914/11 legislation at all points. In the second collection, contamination by total coliforms in all communities and contamination by thermotolerant coliforms and *Escherichia coli* in communities B and C was detected, as well as contamination by high concentration of nitrate in almost all points, pH was elevated in all samples, Already the color analyzes were within the parameters of the 2914/11. It is observed that the groundwater of these localities are contaminated according to the comparisons to the parameters of the ordinance N05/2017.

KEYWORDS: Coliforms. Groundwater. Contamination.

1 | INTRODUÇÃO

O planeta é constituído por água, porém apenas 3% deste montante equivale à água doce e potável, sendo o restante, água salgada do mar e não potável. Um agravante se dá, uma vez que 2,5% se encontra congelada em forma de geleiras na Antártica. Deste modo, toda vida do planeta terra incluído a do próprio homem dependente dos 0,5% de água doce disponível no planeta (ANA, 2009).

Destes 0,5%, aproximadamente 12% se encontra em território brasileiro devido à sua localização geográfica e condições climáticas. Porém, este recurso não está administrado de forma responsável, o país hoje enfrenta inúmeros problemas por conta da má gestão de seus recursos hídricos, pois esta vem se tornando cada vez mais escassa, quando contaminada ou poluída, pode representar um risco à saúde, veículo de inúmeras doenças.

A água pode atuar como veículo transmissor de patologias quando entra em contato com microrganismos patogênicos, tais como alguns gêneros bacterianos dentro do grupo dos coliformes, que são um grupo de bactérias amplamente utilizados para detecção de contaminação da água. Além dos microrganismos, a água pode estar também sendo contaminada por agentes químicos como metais pesados e sais, dentre estes, o nitrato que, segundo estudos, está relacionado a casos de metaemoglobinemia. (CONWAY PRETTY, 1991, apud ALTIERI, 2009).

Conforme Simioni (2002), os recursos hídricos podem ser contaminados através dos escoamentos de dejetos oriundos de fertilizantes utilizados na agricultura. Outra forma de contaminação é por meio de esgotos, como as fossas ou valas sépticas

que são construídas de maneira imprópria, principalmente no interior dos municípios. Estas fossas ou valas sépticas podem estar entrando em contato com o lençol subterrâneo e contaminado através dos dejetos nela depositados.

Os riscos à saúde que a poluição ou contaminação hídrica ocasionam trazem a necessidade de estudos, quanto à qualidade da água que se consome, principalmente na forma de abastecimento de água por meio de poços sedimentados como manancial de abastecimento urbano. Esta forma de abastecimento se dá principalmente na área rural devido à logística e distância que dificultam o abastecimento por meio das estações de tratamento de água, que é o meio mais apropriado.

O uso de poços sedimentados como manancial de abastecimento representa um grande risco à saúde humana. Sabendo-se que a forma de abastecimento humano mais comumente utilizado no meio rural são os poços sedimentados, se faz necessário estudos da qualidade destas águas para obtenção de conhecimentos sobre a situação desta forma de abastecimento, contribuindo assim para a diminuição da ocorrência de doenças e patologias de transmissão hídrica.

O Presente estudo tem por objetivo avaliar a qualidade microbiológica e físico-química da água proveniente de poços sedimentados na zona rural do município de São Miguel do Iguaçu, Paraná.

2 | MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Locais de coleta

Este estudo foi realizado na cidade de São Miguel do Iguaçu, Paraná, na zona rural do município, em três diferentes comunidades (A, B e C) com as respectivas coordenadas geográficas: 25°22'29.58" S, 54°16'20.29" O – na comunidade A; 25°18'50.59" S , 54°12'20.48" O – na comunidade B; e na comunidade C, 25°,22'22.65" S, 54°14 24.07" O.

Na Comunidade A, 50 famílias são abastecidas pela água do poço sedimentado, enquanto que nas comunidades B e C, são abastecidas, respectivamente 30 e 21 famílias.

As amostras de água foram coletadas em duas diferentes épocas do ano, uma no início do inverno, no mês de junho, e outra no início da primavera, no mês de setembro de 2017.

Foram coletadas amostras em dois diferentes pontos em cada comunidade rural, sendo que um dos pontos se localizava o mais próximo possível do poço ou da caixa d'água do poço sedimentado (Ponto 1), e o outro, sendo o ponto de abastecimento mais distante possível (Ponto 2).

Nas três comunidades amostradas, o uso e a ocupação do solo se dá por meio de cultivo de soja e milho, sendo que estas atividades ocorrem principalmente

nas comunidades A e C, além da produção leiteira, produção de frango de corte, e suinocultura em todas as comunidades. O uso e ocupação do solo se dá na comunidade A e C através do cultivo de grãos, soja e milho, e na comunidade B a criação de gado leiteiro e de corte.

2.2 Amostras Microbiológicas

2.2.1 Coleta das Amostras de Água

As análises microbiológicas e físico químicas foram realizadas nos laboratórios da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).

Seguindo a metodologia de amostragem designada pelo Ministério da Saúde (2013), as coletas para análise microbiológica foram realizadas em frascos de vidro estéreis, e por sua vez, para análise físico-química foram utilizados frascos de plástico nunca usados. (MS N.º 518/2004).

No momento da coleta, obteve-se todos os cuidados de limpeza e desinfecção, por meio da utilização de álcool 70% nas torneiras ou mangueiras utilizadas para a coleta da água, e conforme o material da torneira, a realização da flambagem.

As amostras foram alocadas em uma caixa térmica com gelo logo após a coleta, e já na Universidade estas foram armazenadas na geladeira, foram retiradas apenas no momento do uso destas nas análises.

2.2.2 Teste Presuntivo para Coliformes Totais e Termotolerantes

Conforme Silva (2001) adotou-se uma bateria com 15 tubos de ensaio distribuídos de forma igual, contendo o meio de cultura, caldo lauril sulfato triptose (LST). Nos primeiros cinco tubos inoculou-se com pipeta esterilizada, 10 mL da amostra de água a ser examinada, em cada tubo (Diluição 1:1).

Nos dez tubos restantes inoculou-se nos cinco primeiros 1 mL da amostra (Diluição 1:10) e nos cinco últimos tubos, inoculou-se 0,1 mL da amostra, em cada tubo (Diluição 1:100). Após inocular misturou-se bem o caldo com a água e incubou-se a $35 \pm 0,5^\circ \text{C}$ durante 24 a 48 horas.

Após às 24/48 horas, aqueles que apresentaram formação de gás dentro do tubo de Duran, considerou-se que o teste presuntivo foi positivo. Com o resultado positivo, realizou-se o teste confirmativo nos tubos que apresentaram formação de gás no teste presuntivo. Nos tubos que não apresentaram formação de gás durante o período de incubação, o exame terminou nessa fase, e o teste foi considerado negativo. (SILVA et al., 2007).

2.2.3 Teste Confirmativo para Coliformes Totais

Seguindo a metodologia de Silva (2003), através dos tubos do teste presuntivo

que deram positivos (formação de gás) nas 3 diluições 1:1; 1:10 e 1:100. Obteve-se igual o número de tubos, com o meio de cultura Bile Verde Brilhante a 2%. Com a alça de platina, retirou-se de cada tubo positivo uma pequena porção de amostra e inoculou-se no tubo com o meio verde brilhante, procedimento este denominada repicagem.

Após identificação dos tubos incubou-se durante 24/48 horas a $35 \pm 0,5$ °C. Após o período de 24/48 horas, os tubos em que houveram a formação de gás dentro do tubo de Duran, o teste foi considerado positivo. Já nos tubos que não formaram gás, o teste foi considerado negativo. (SILVA et al., 2007).

Através dos tubos positivos, se possibilitou a determinação do número mais provável, utilizando-se a tabela do Número Mais Provável (NMP). (SILVA et al., 2001).

2.2.4 Teste Confirmativo para Coliformes Termotolerantes

Mediante a metodologia de Silva (2001) utilizou-se os tubos do teste presuntivo que apresentaram resultado positivos (formação de gás), nas três diluições (1:1; 1:10 e 1:100). Transferiu-se, com auxílio da alça de platina flambada e fria, uma pequena porção para os tubos de ensaio, contendo o caldo *Escherichia coli* (E.C).

Posteriormente, misturou-se e incubou-se a $44,5 \pm 0,2$ °C durante 24 ± 2 horas. Após 24 horas os tubos que apresentaram a formação de gás indicaram a presença de coliformes termotolerantes (Figura 5). Após a conclusão das etapas, calculou-se o NMP, para identificação ou não de *Escherichia coli*. (SILVA et al., 2001).

Na figura 5 se demonstra os tubos com resultado positivo para a análise confirmativa para coliformes termotolerantes *Escherichia coli*.

2.3 Análises físico-química da água

2.3.1 Cor

Através da metodologia de espectrofotometria, que consiste em uma medida de luz que é absorvida ou emitida por uma espécie química, metodologia está aplicada através do aparelho espectrofotômetro.

Sendo assim através do aparelho espectrofotômetro, da marca HACK científica, modelo DR 2800, aferiu-se a cor nas amostras de água de cada ponto, sendo o aparelho primeiramente calibrado e posteriormente analisado uma amostra de cada vez, sendo a cubeta limpa no intervalo da medição de cada ponto. Após cada análise, os resultados obtidos foram anotados.

2.3.2 Condutividade Elétrica

Para a medição da condutividade elétrica de uma amostra, se utiliza o aparelho condutivímetro, que se baseia através da intensidade da corrente elétrica que circula

entre os eletrodos localizados nas células de medição. (EMBRAPA, 2011).

Sendo assim, aferiu-se a condutividade das amostras a partir do aparelho denominado condutivímetro da marca HANNA, modelo HL 2300 EC/TDS/NaCl meter, sendo este aparelho primeiramente calibrado, e posteriormente analisado uma amostra, correspondente a cada ponto de coleta, sendo no intervalo de cada medição, o aparelho limpo com água destilada e deionizada. Após as medições os resultados foram anotados.

2.3.3 pH

Através do método potenciométrico se analisou o pH das amostras, sendo este o mais preciso e recomendado para análises de água, o aparelho utilizado consiste em um eletrodo de referência, um eletrodo indicador e um dispositivo de medida potencial. (EMBRAPA, 2011).

Sendo assim, imediatamente após a coleta das amostras, em todos os pontos, através do aparelho denominado peagametro da marca HANNA pH 21, modelo pH/mv meter, e através do método potenciométrico aferiu-se o pH (potencial hidrogeniônico), das amostras coletadas, onde primeiramente utilizou-se as soluções padrão, com pH 4 e 7, para calibrar o peagametro, e posteriormente se aferiu o pH de cada amostra, limpando com água destilada os eletrodos após a medição de cada ponto, após cada medição os resultados obtidos foram anotados.

2.3.4 Temperatura

No momento da coleta de cada amostra, em cada ponto de coleta aferiu-se no próprio local a temperatura natural da água, por meio do uso do aparelho denominado termômetro digital, após a medição da temperatura os resultados obtidos foram devidamente anotados.

2.3.5 Nitrato

Utilizou-se o espectrofotômetro da marca Perkin Elmer, modelo Lambda XLS, para analisar a quantidade de íons de nitrato nas amostras de água coletadas, através da metodologia de determinação de nitrato na região do ultravioleta a 205 nm (nanômetro) (AMERICAN, 1995 apud LUTZ, 2008).

Primeiramente preparou-se a curva de calibração utilizando uma solução estoque de nitrato de potássio em $0,1 \text{ mg L}^{-1}$, nas alíquotas, 1,2,3,4,5,6 e 7 mL em cada alíquota 1 mL de ácido clorídrico a 1 mol. As medidas de absorvância foram plotadas em função das diferentes alíquotas e através do ajuste linear foi obtida uma equação de reta para determinação das concentrações de nitrato nas amostras de água. (AMERICAN, 1995 apud LUTZ, 2008).

Cada 99 mL da amostra de cada ponto de coleta foi transferida para balões volumétricos de 100 mL, sendo cada ponto etiquetado em seu respectivo balão, e adicionou-se 1 mL de ácido clorídrico em cada balão volumétrico, logo após cada amostra passou por leitura no espectrofotômetro, sendo ainda cada uma destas diluídas em 33% com água ultrapura para que as leituras das amostras estivessem na faixa calibrada.

A diluição se deu através de uma proveta de 50 ml, onde transferiu-se 5 ml da amostra a ser analisada e a completou com 10 ml de água ultrapura, agitou-se e a transferi-o para a cubeta de quartzo, e realizou-se a leitura da absorbância. No intervalo de cada amostra se lavou a cubeta com água ultrapura, e após cada análise se anotou o resultado. (AMERICAN, 1995 apud LUTZ, 2008).

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Análises Microbiológicas

3.1.1 Coliformes Totais

A tabela 2 aponta os resultados das análises para Coliformes Totais realizados nas comunidades rurais no interior do Município de São Miguel do Iguazu- PR.

Comunidades	1ª Coleta		2ª Coleta	
	Limite Inferior-Superior	Índice de NMP	Limite Inferior-Superior	Índice de NMP
Comunidade A1	3 – 25	9	–	1.600
Comunidade A2	3 – 25	9	–	1.600
Comunidade B1	1 – 17	4	200 – 2.000	1.600
Comunidade B2	1 – 17	4	600 – 5.300	500
Comunidade C1	16 – 65	26	600 – 5.300	1.600
Comunidade C2	1 – 7	4	200 – 2.000	500

Tabela 1 – Índice de NMP para Coliformes Totais em águas de poços sedimentados de comunidades do interior do município de São Miguel do Iguazu-PR

Fonte: Autoria Própria (2017).

Nota: *NMP: Número Mais Provável.

Comunidade 1: ponto mais próximo do poço artesiano.

Comunidade 2: ponto mais longe do poço.

Resultando os pontos, A1, A2, B1, B2, C1 e C2.

Na primeira coleta foram obtidos resultados positivos para coliformes para

todas as comunidades analisadas, estando, não-conforme com a Portaria N05/2017 do Ministério da Saúde que determina a ausência de coliformes totais em 100 mL de água.

Na segunda coleta, também foram encontrados resultados positivos para todas as comunidades analisadas com os respectivos índices NMPs 1600,1600, 500, 1600,1600, 500.

Destaca-se que todas as águas analisadas são provenientes de poços sedimentados, que segundo informações coletadas com os moradores das comunidades, não recebem tratamento químico (cloração) o que pode justificar o resultado positivo para coliformes totais. A presença de coliformes totais indica que a água dessas localidades estão em contato com matéria orgânica, sendo o ideal neste caso a aplicação diária de cloro.

O contato de matéria orgânica com os poços analisados na pesquisa, pode ocorrer devido ao contato desses poços com fossas sépticas, de origem doméstica e animal onde constata-se atividades de suinocultura e avicultura.

A contaminação constatada também se dá por meio da lixiviação na qual as águas das chuvas arrastam consigo matéria orgânica, oriunda de dejetos animais, como pela criação de gado de pasto e criação leiteira, possível precursora da contaminação nas águas analisadas, já que se constata a atividade em ambas as comunidades cuja a água foi analisada.

Aponta-se também nos dados obtidos das análises, que os valores encontrados em ambas as coletas, onde o índice de contaminação em todas as comunidades teve uma elevação da primeira para a segunda coleta. Este fato se deve, por conta de fatores climáticos, já que as primeiras coletas foram realizadas no período do inverno, um período marcado pelo baixo índice pluviométrico e também devido às temperaturas das águas coletadas terem valor mínimo de 16,7 °C, e máximo de 18,5 °C.

Em contrapartida, no início da primavera, estação marcada por grandes índices pluviométrico, as temperaturas das águas analisadas se encontravam mais altas, com mínima de 22,8 °C e máxima encontrada de 24,1 °C. Segundo Pelczar(1996) a temperatura das espécies cardinais pode variar conforme o seu ciclo de vida, podendo esta afetar seu desenvolvimento e reprodução.

Na tabela a seguir (Tabela 3) encontram-se os dados pluviométricos na região no ano da pesquisa.

Abril	Mai	Junho	Julho	Agosto	Setembro	Outubro
243,9	241,4	86,2	9,1	156,3	40,5	478,3

Tabela 2 – Dados pluviométricos (mm) na região de Medianeira-PR, do mês de abril a setembro de 2017.

Fonte: Autoria própria (2017).

Conclui-se que a ação das chuvas através da lixiviação são os precursores do aumento do índice de coliformes totais na segunda coleta, devido as diferenças entre os índices pluviométricos dos meses de julho e outubro, meses estes de um grande diferencial pluviométrico e sendo os meses mais próximos as datas da primeira e segunda coleta.

Ressalta-se também que a influência da temperatura externa, não é um fator esperado e determinante na análise de águas subterrâneas, devido à localização das águas subterrâneas e estas não estarem em contato com o ambiente externo, sendo assim a diferença de temperatura de uma coleta para a outra ocorreu pelo fato das águas analisadas passarem por um reservatório, ou seja, a caixa d'água do próprio poço, e este sim sofrer influência de temperaturas externas.

3.1.2 Coliformes Termotolerantes

Os resultados para confirmação de coliformes termotolerantes em águas provenientes de poços sedimentados no interior do município de São Miguel do Iguçu-PR são apresentados na Tabela 4.

Comunidades	1ª coleta		2ª coleta	
	1ª Coleta		2ª Coleta	
	Limite Inferior-Superior	Índice de NMP	Limite Inferior-Superior	Índice de NMP
Comunidade A1	3 – 25	9	–	1.600
Comunidade A2	3 – 25	9	–	1.600
Comunidade B1	1 – 17	4	200 – 2.000	1.600
Comunidade B2	1 – 17	4	600 – 5.300	500
Comunidade C1	16 – 65	26	600 – 5.300	1.600
Comunidade C2	1 – 7	4	200 – 2.000	500

Tabela 3 – Índice de NMP para termotolerantes em águas subterrâneas de comunidades do interior do município de São Miguel do Iguçu-PR.

Fonte: Aatoria Própria (2017).

Nota: *NMP: Número Mais Provável.

Comunidade 1: ponto mais próximo do poço artesiano.

Comunidade 2: ponto mais longe do poço.

Resultando os pontos, A1, A2, B1, B2, C1 e C2.

As primeiras análises apresentaram resultados negativos para a presença de coliformes termotolerantes em todas as comunidades, estando portanto, de acordo com a legislação N05/2017 do Ministério da Saúde. Por sua vez, a segunda coleta

apresentou contaminação por coliformes termotolerantes em todas as comunidades analisadas.

A presença de contaminação na segunda coleta, aponta para a interação dos poços sedimentados com material fecal, que é possivelmente oriunda de dejetos humanos e animais. Um fator determinante para a presença de contaminação apenas na segunda coleta, são as condições climáticas, pois a primeira coleta foi realizada em um período de estiagem no fim do mês de junho onde o índice pluviométrico foi de 86,2 segundo a tabela de estiagem, o índice pluviométrico está estritamente relacionado com a lixiviação, fenômeno que arrasta consigo matéria orgânica e dejetos para rios e áreas de recarga dos lençóis subterrâneos.

Cappi et al. (2006) em seu estudo sobre a influência do uso e ocupação do solo na qualidade química e biológica em águas de poços, no município de Mato Grosso do Sul-MT, também encontrou elevados NMPs em coletas realizadas em períodos chuvosos.

3.1.3 *Escherichia coli*

Os resultados para confirmação de *E. coli* em água proveniente de poços sedimentados no interior do município de São Miguel do Iguaçu-PR, são apresentados na Tabela 5.

Comunidades	1ª Coleta		2ª coleta	
	Limite Inferior-Superior	Índice de NMP	Limite Inferior-Superior	Índice de NMP
Comunidade A1	–	Ausente	3 – 24	8
Comunidade A2	–	Ausente	7 – 46	17
Comunidade B1	–	Ausente	6 – 35	14
Comunidade B2	–	Ausente	6 – 35	14
Comunidade C1	–	Ausente	–	Ausente
Comunidade C2	–	Ausente	9 – 55	21

Tabela 4 – Índice de NMP para *Escherichia coli* em águas subterrâneas de comunidades do interior do município de São Miguel do Iguaçu-PR.

Fonte: Autoria Própria (2017).

Nota: *NMP: Número Mais Provável

Comunidade 1: ponto mais próximo do poço artesiano.

Comunidade 2: ponto mais longe do poço.

Resultando os pontos, A1, A2, B1, B2, C1 e C2.

Seguindo a tendência da análise de coliformes termotolerantes, as análises

de *Escherichia coli* demonstraram ausência em todas as comunidades analisadas na primeira coleta de acordo com a legislação N05/2017 que prevê ausência.

Na segunda coleta todas as comunidades analisadas, com exceção da comunidade C1, apresentaram contaminação por *Escherichia coli*, com índices de A1,8; A2,17; B1,14; B2,14; C1,0; e C2,21 por 100 mL, estando assim as águas dos poços das comunidades A e B contaminadas, e não potáveis.

As contaminações nas demais comunidades indicam a interação das águas subterrâneas com dejetos de origem intestinal humana e de outros animais de sangue quente, o que torna esta água inadequada para o consumo humano, por não estar de acordo com os padrões de potabilidade, sendo o seu consumo devido à presença de *E coli*, um fator de risco à saúde de seus consumidores.

Os resultados nas comunidades A e B na segunda coleta se justificam pelo fenômeno da lixiviação, fenômeno que ocasionou o contato de dejetos humanos e animais com os lençóis subterrâneos presentes nestas comunidades, acompanham assim os resultados obtidos nas análises de coliformes totais e termotolerantes mencionados, com a água destas comunidades impróprias para o consumo.

A contaminação por matéria orgânica de origem fecal animal e humana é resultado direto de ações antropogênicas que ocorre principalmente pelo fato dos poços das três comunidades não passarem por um tratamento químico de desinfecção com a adição de cloro diário.

Segundo FUNASA (2014), a desinfecção é importante, pois desativa microrganismos patogênicos que podem estar presentes na água para o consumo, como os encontrados nas águas analisadas, que coloca os moradores dessas localidades em contato com microrganismos perigosos à sua saúde, e sugere-se o tratamento químico diário da água destas localidades.

A própria Funasa (2014) desenvolveu um aparelho de aplicação de cloro simplificado, que pode ser utilizada nas comunidades do estudo, o aparelho consiste em um modelo parecido aos cloradores de pastilha, não exige instalação elétrica e pode ser construído através de material hidráulico.

3.2 Análises físico-químicas

3.2.1 Cor

Na tabela 6 estão apresentados os dados obtidos referentes ao parâmetro de cor nas comunidades analisadas.

Comunidade	1ª coleta			2ª coleta		
	Pontos	1	2	2914/11	1	2
Comunidade A	ND	ND	15	4	1	15
Comunidade B	ND	ND	15	3	ND	15
Comunidade C	5,5	6	15	1	6	15

Tabela 5 – Índice físico-químico para o parâmetro de cor (UC), em águas subterrâneas de comunidades do interior do município de São Miguel do Iguazu-PR.

Fonte: Autoria própria (2017).

Notas: *ND: não detectada.

*UC: unidade de cor.

Nesta pesquisa o índice de cor na primeira coleta apontou valores muito baixos, e por isso não detectáveis, os valores pelo aparelho espectrofotômetro nos pontos A1, A2, B1 e B2; e apresentando valores de 5,5 na comunidade C1 e 6 na comunidade C2.

A cor está relacionada à presença de matéria orgânica e é um padrão indesejável para águas de consumo humano. Os dados obtidos na primeira análise, para as comunidades A1, A2, B1 e B2 seguem ao que se é esperado para as águas subterrâneas, que é a baixa concentração de cor, devido à sua localização abaixo do subsolo. As comunidades C1 e C2 também apresentaram valores dentro do permitido pela normativa que é de até 15 UC.

Já na segunda coleta as comunidades apresentaram valores de cor 4, 1, 3, nos pontos A1, A2, e B1, respectivamente, tendo o ponto B2 apresentado valores não detectáveis pelo espectrofotômetro e os pontos C1 e C2 apresentado valores de 1 e 6, respectivamente. A Portaria 2914/11 estipula como parâmetro de cor o valor de 15 UC/VMP por VMP, estando assim todas as comunidades analisadas em ambos os períodos de coleta, em conformidade com a legislação.

3.2.2 Condutividade Elétrica

Na tabela 7, apresentam-se os resultados obtidos para as análises de condutividade elétrica.

Comunidade	1ª coleta (antes)		2ª coleta (depois)		
	Pontos	1	2	1	2
Comunidade A		213,5	210,6	116,2	120,4
Comunidade B		280,8	278,4	193,1	189,8
Comunidade C		186,1	185,9	125,3	111,7

Tabela 6 – Índice físico químico para condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$) em águas subterrâneas de comunidades do interior do município de São Miguel do Iguazu-PR.

Na primeira coleta os dados referentes à condutividade se apresentaram nos pontos coletados $213 \mu\text{S cm}^{-1}$, $210 \mu\text{S cm}^{-1}$, $280,8 \mu\text{S cm}^{-1}$, $278,4 \mu\text{S cm}^{-1}$, $186,1 \mu\text{S cm}^{-1}$, $185,9 \mu\text{S cm}^{-1}$ nos pontos A1, A2, B1, B2, C1e C2, respectivamente. Já na segunda coleta os valores se deram por $116,2 \mu\text{S cm}^{-1}$; $120,4 \mu\text{S cm}^{-1}$; $193,1 \mu\text{S cm}^{-1}$; $189,8 \mu\text{S cm}^{-1}$; $125,3 \mu\text{S cm}^{-1}$; e $111,7 \mu\text{S cm}^{-1}$ nos pontos A1, A2, B1, B2, C1e C2, respectivamente.

Se observa a diminuição da condutividade elétrica em todos os pontos da primeira para a segunda coleta, o que representa a diminuição da presença de íons em todos os poços analisados na pesquisa, que se explica pela provável diminuição de sais de uma coleta para a outra nas águas analisadas, já que a condutividade elétrica na água se dá através da presença de íons positivos e negativos denominados cátions e ânions.

A diminuição de sais provavelmente é resultado dos impactos da agricultura nas águas subterrâneas, já que a primeira análise foi realizada em época de véspera de colheita do milho, no final do mês de junho, o que representa a poluição difusa dessas águas pela adição de fertilizantes a base de NPK (nitrogênio, fósforo e potássio), em um período anterior à coleta, transcorrido o tempo suficiente para seu armazenamento no lençol subterrâneo.

A segunda análise foi realizada em período de preparação do solo para a plantação da soja, no início da primavera, não tendo a aplicação de fertilizantes no solo, que não atingiu o lençol subterrâneo destas comunidades, como na primeira coleta, responsável pela diminuição da condutividade elétrica da primeira para segunda coleta. Outro fator que pode ter contribuído é o aumento do período chuvoso e com ela a lixiviação, pois um maior volume de água no reservatório subterrâneo pode ter diminuído a concentração de íons por cm^2 .

3.2.3 pH

Na tabela 8 estão apresentados os dados obtidos referentes ao pH.

Comunidade	1ª coleta			2ª coleta			
	Pontos	1	2	2914/11	1	2	2914/11
Comunidade A		6,93	6,93	6 - 9,5	8,00	7,96	6 - 9,5
Comunidade B		6,79	6,71	6 - 9,5	7,84	7,78	6 - 9,5
Comunidade C		6,80	6,79	6 - 9,5	7,98	7,79	6 - 9,5

Tabela 7 – Índice físico químico para pH, em águas subterrâneas de comunidades do interior

Nas primeiras coletas se apresentam nos pontos analisados pH de 6,93; 6,93; 6,79; 6,71; 6,80; e 6,79 nos pontos A1, A2, B1, B2, C1 e C2 respectivamente, a segunda coleta os valores obtidos foram 8; 7,96; 7,84; 7,78; 7,98 e 7,79, nos pontos A1, A2, 1, B2, C1 e C2 respectivamente, segundo a Portaria 2914/11 recomenda se valores de pH de 6 a 9,5, e assim está em todos os pontos analisados em ambas as coletas, dentro da faixa estipulada pela portaria.

Apesar de se atender a legislação, o aumento do pH da primeira para a segunda coleta em todos os pontos analisados, todos eles estão próximos de 8 na segunda coleta, se explica também como na condutividade, devido aos impactos causados pela agricultura, já que na segunda coleta se observou a presença de calcário para a preparação do solo na vegetação circundante aos poços analisados.

A adição de calcário no solo ocorre para a correção de um pH baixo, ou seja, ácido, e é muito comum no intervalo de uma colheita para outra, devido ao plantio direto no solo que causa a acidificação do mesmo, tendo o aumento do pH das águas analisadas na pesquisa sido resultado da adição de calcário no solo. Este por sua vez entrou em contato com os lençóis subterrâneos, fato este ocorrido em todas as comunidades analisadas, que se comprova com o aumento do pH em todos os pontos.

O aumento do pH de uma coleta para outra também reforça os resultados microbiológicos, onde houve o aumento da contaminação em praticamente todas as comunidades da primeira para segunda coleta, devido ao fato de o ambiente com um pH maior, como o encontrado na segunda coleta, ser mais propício para o desenvolvimento bacteriológico.

3.2.4 Temperatura

A tabela 9 apresenta os dados para temperatura das águas analisadas, medidas durante a coleta das amostras de água.

Comunidade	1ª coleta (antes)			2ª coleta (depois)			
	Ponto	1	2	Portaria 2914/11	1	2	Portaria 2914/11
Comunidade A		16,7	17	25	23,1	22,8	25
Comunidade B		16,7	17,8	25	24,1	24	25
Comunidade C		18,5	17,1	25	23,5	23,5	25

Tabela 8 – Índice físico-químico para temperatura (°C), em águas subterrâneas de comunidades do interior do município de São Miguel do Iguaçu-PR.

Fonte: Aatoria própria (2017).

Na primeira coleta, as temperaturas dos pontos se deram por: 16,7°C; 17°C; 16,7°C; 17,8°C; 18,5°C; 17,1°C, nos pontos A1, A2, B1, B2, C1 e C2 respectivamente, e na segunda coleta em: 23,1 °C; 22,8 °C; 24,1°C; 24 °C; 24,1°C; 24,1°C, a portaria 2914/11 não prevê limites para a temperatura da água, porém adota como temperatura padrão em torno de 25 °C.

Observa-se o aumento da temperatura da primeira para a segunda coleta, fator este ocasionado pela mudança de estação, já que a primeira análise foi realizada no início do inverno, e a segunda análise no início da primavera, porém se ressalta que a mudança de temperatura, como a apresentada, não deve interferir muito na temperatura das águas dos poços sedimentados, devido à localização destas águas logo abaixo do subsolo, não tendo assim estas águas contato com o clima atmosférico.

O aumento da temperatura dos poços encontrados neste estudo ocorreu devido à interferência da temperatura atmosférica, que se dá através da água dos poços analisados passarem por um reservatório de armazenamento (caixa d'água do poço), possível interferência pela temperatura atmosférica ambiental, como visto em todas as comunidades.

3.2.5 Nitrato

Na tabela 10 os dados obtidos quanto às concentrações encontradas de íon nitrato nas águas analisadas.

Comunidade	1ª coleta			2ª coleta			
	Pontos	1	2	Portaria N05/2017	1	2	Portaria N05/2017
Comunidade A		20	20	10	8,6	14	10
Comunidade B		18	19	10	16,4	14,8	10
Comunidade C		16,9	16,6	10	6,9	6,6	10

Tabela 9 - Concentração de nitrato (mg L⁻¹), em águas subterrâneas de comunidades do interior do município de São Miguel do Iguazu-PR.

Fonte: A autoria própria (2017).

As águas coletadas dos poços das comunidades apresentaram valores de nitrato na primeira coleta de 20; 20; 18; 19; 16,9; e 16,6 mg L⁻¹ nas comunidades A próximo e distante, comunidade B próximo e distante e C próximo e distante respectivamente, e na segunda coleta valores de 8,6; 14; 16,4; 14,8; 6,9 e 6,6 mg L⁻¹ respectivamente. A Portaria N05/2017 estipula como padrão do índice de nitrato valores de até 10 mg L⁻¹, assim todas as comunidades analisadas na primeira e na segunda coleta com exceção dos pontos A próximo, C próximo e distante, não-

conforme a legislação.

Se ressalta o fato da comunidade A na segunda coleta ter apresentado uma variação do ponto A1 de 8,6 mg L⁻¹ (próximo ao ponto distante), para o ponto A2 de 14 mg L⁻¹ (o ponto mais distante do poço), o que sinaliza a possibilidade de ter ocorrido alguma perda da amostra durante o procedimento de preparo, ou ainda que uma parte do nitrato encontrado no ponto A distante na segunda coleta deriva da decomposição da matéria orgânica no decorrer da tubulação, já que o íon nitrato é produto resultante dessa decomposição e que se apresentou mais elevado no ponto mais longe do poço.

A grande quantidade de íon nitrato apresentado na seguinte pesquisa é principalmente proveniente da poluição difusa, onde se destaca os impactos da agricultura sobre as águas subterrâneas, principalmente devido à aplicação de adubação por meio de câmaras de aviários, prática esta, muito comum nas comunidades analisadas, pois sabe-se que o adubo oriundo das câmaras de aviário é rico em presença de amônia, que por sua vez quando na natureza se transforma em nitrato. Outra origem da presença de nitrato obtida na pesquisa é por meio do uso de fertilizantes no solo em épocas de cultivo de culturas.

A aplicação de fertilizantes sintéticos assim como também por meio do adubo oriundo das câmaras de aviário se reforça pela elevada diminuição da concentração de nitrato da primeira para a segunda coleta, onde a primeira coleta foi realizada em um período de véspera de colheita do milho na região da pesquisa, período este em que já haviam sido aplicados fertilizantes a base de nitrogênio, fósforo e potássio, e o adubo orgânico da câmara de aviário, tendo transcorrido o tempo necessário para o seu contato com os poços das comunidades, fato este, que não se repetiu na segunda coleta, que foi realizada em um período que os agricultores faziam a preparação do solo para a plantação da soja.

Assim, apenas a primeira coleta teve o tempo necessário para que ocorresse o contato destes nutrientes em excesso com as águas subterrâneas, e ocasionando assim a elevação da concentração deste íon. Esta hipótese se reforça também pelos resultados da condutividade e pH, que seguiram a mesma tendência do nitrato, demonstrado a forte influência dos impactos da aplicação dos fertilizantes e derivados da agricultura nos resultados obtidos na pesquisa.

Porém, deve-se ressaltar que a presença de nitrato também é produto direto da decomposição da matéria orgânica, e pode indicar contaminação bacteriológica antiga ao período das análises, sendo este fato possível responsável pelo elevado índice de nitrato encontrado na primeira coleta, em ambas as comunidades.

4 | CONCLUSÕES

Conclui-se que as águas analisadas nas três comunidades estão impróprias para o consumo humano, segundo os parâmetros da resolução do Ministério da

Saúde, N05/2017 , mediante os indicadores microbiológicos, coliformes totais e termotolerantes e físico-químico.

Portanto, é indicado a remediação desta constatação e, imediatamente o início de tratamento químico através da cloração destas águas de forma diária, além de mais estudos minuciosos sobre os impactos causados pela agricultura, principalmente da prática comum de adição em excesso de fertilizantes e pesticidas aplicados na região da pesquisa.

Por fim, se atesta a vulnerabilidade das águas subterrâneas frente às atividades humanas, assim como também aos riscos à saúde que os moradores destas localidades estão expostos pela ingestão de água contaminada.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS (ANA). Água: Fatos e tendências. 2009. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/imprensa/publicacoes/fatosetendencias/edicao_2.pdf>. Acesso em: 25 out. 2017.

ALTIERI, Miguel. **Bases científicas para uma agricultura sustentável**. 3ª ed. Rio de Janeiro: AS-PTA, 2012, p.34.

CAPPI, Nanci; CARVALHO, Elisangela M. de.; PINTO, André L. Influência do uso e ocupação do solo nas características químicas e biológicas em águas de poços da bacia do córrego fundo, Aquidauana, MS. **Anais... 1º Simpósio de Geotecnologias no Pantanal**, Campo Grande, Brasil, 2006. Disponível em:<<http://mtcm16b.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/mtcm17@80/2006/12.11.13.29/doc/p29.pdf> >. Acesso em: 25 out. 2017.

EMBRAPA FLORESTAS. **Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química**. 2011. Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/43042/1/Doc219.pdf>>. Acesso em: 25 out. 2017.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE (FUNASA). **Manual de cloração de água em pequenas comunidades utilizando o clorador simplificado desenvolvido pela Funasa**. Brasília, 2014. Disponível em: <http://www.funasa.gov.br/site/wpcontent/files_mf/manualdecloracaodeaguaempequenascomunidades.pdf>. Acesso em: 25 out. 2017.

INSTITUTO ADOLFO LUTZ. **Métodos físico-químicos para análise de alimentos**. 4ª ed., 1ª ed. digital. 2008. Disponível em: <www.ial.sp.gov.br/resources/editounplace/ial/2016-3-19/analisedealimentosial-2008.pdf>. Acesso em: 25 out. 2017.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Orientações técnicas para coleta, condicionamento e transporte de amostras de água para consumo humano**. Brasília, abril de 2013. Disponível em:< <http://portal.arquivos.saude.gov.br/images/pdf/2014/julho/24/Proced-e-progr-de-coleta-de---gua.pdf>>. Acesso em: 30 de jul. 2017.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Portaria nº. 2914/2011**. Disponível em: <www.sabesp.com.br/site/uploads/files/asabesp_doctos/portariaMS291412122011.pdf>. Acesso em: 30 jul. 2017.

MINISTERIO DA SAÚDE. **Portaria MS N.º 518/2004**. Disponível em: <http://bvsmms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/portaria_518_2004.pdf>. Acesso em: 08 de julho de 2019.

MINISTERIO DA SAÚDE. **Portaria de consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017**. Disponível em: < <http://portal.arquivos2.saude.gov.br/images/pdf/2018/marco/29/PRC-5-Portaria-de-Consolida---o-n---5--de-28-de-setembro-de-2017.pdf>>. Acesso em: 08 de julho de 2019.

PELCZAR, M.J., CHAN, E.C.S., KRIEG, N.R. Microbiologia. São Paulo: Makron Books, 1996. volumes 1 e 2.

SILVA, N.; JUNQUEIRA, V. C. A.; SILVEIRA, N. F. A. **Manual de Métodos de Análise Microbiológica de Alimentos**. 2. ed. São Paulo, 2001.

SILVA, Neusely da; JUNQUEIRA, Valéria C. A.; SILVEIRA, Neliane F. de A. **Manual de métodos de análise microbiológica de alimentos**. 3^a ed. São Paulo, 2007.

SILVA, R. C. A; ARAÚJO, T. M. Qualidade da água do manancial subterrâneo em áreas urbanas de Feira de Santana-BA. **Ciência e Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, 2003.

SIMIONI, J.; COMIM, J. J.; SEGANFREDO, M. A.; INGANG, R. **XII Congresso Brasileiro de águas subterrâneas**, 2002.

CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA CLARIFICADA PROVENIENTE DO TRATAMENTO DO RESÍDUO DO TRATAMENTO DE ÁGUA EM CICLO COMPLETO

Isadora Alves Lovo Ismail

Universidade de Ribeirão Preto – UNAERP
Ribeirão Preto – SP

Angela Di Bernardo Dantas

Universidade de Ribeirão Preto – UNAERP
Ribeirão Preto – SP

Luiz Di Bernardo

Universidade de Ribeirão Preto – UNAERP
Ribeirão Preto – SP

**Cristina Filomêna Pereira Rosa
Paschoalato**

Universidade de Ribeirão Preto – UNAERP
Ribeirão Preto – SP

Mateus Ancheschi Roveda Guimarães

Universidade de Ribeirão Preto – UNAERP
Ribeirão Preto – SP

RESUMO: A água utilizada para consumo humano deve passar por tratamento para se tornar potável. Uma das tecnologias de tratamento de água mais utilizada no Brasil é a de ciclo completo, em que há a geração de resíduos denominados de lodos ou RETAs, que causam impactos ambientais quando lançados indevidamente nos mananciais sem tratamento. Uma alternativa muito utilizada para tratamento dos RETAs é o adensamento por gravidade seguido do desaguamento por centrifugação, ambos com aplicação de condicionantes químicos e o lançamento nos rios ou retorno da

água clarificada ao início da ETA. No presente trabalho foi preparada uma amostra de água e submetida a ensaios de tratabilidade para a obtenção de resíduo. A partir do resíduo gerado, foram testados diferentes condicionantes químicos nos ensaios de bancada de adensamento por gravidade e desaguamento por centrifugação. As amostras de água clarificada do adensamento e do desaguamento foram caracterizadas e foi constatado um elevado teor de Carbono Orgânico Total, o que indica a presença de moléculas orgânicas que podem ser prejudiciais à saúde humana e, portanto, recomenda-se um estudo mais detalhado para verificar quais compostos estão presentes nessa água clarificada.

PALAVRAS-CHAVE: resíduos de ETA, água clarificada, carbono orgânico total, adensamento por gravidade, desaguamento por centrifugação.

CHARACTERIZATION OF CLARIFIED WATER FROM WATER TREATMENT WASTE TREATMENT IN COMPLETE CYCLE

ABSTRACT: Water used for human consumption must undergo treatment to become drinkable. One of the most used water treatment technologies in Brazil is the complete cycle, where there is the generation of waste

called sludge or WWTS, which causes environmental impacts when improperly dumped in the water sources without treatment. A widely used alternative for treatment of WWTS is gravity densification followed by centrifugal dewatering, both with application of chemical conditioning agents and the launching in the rivers or return of clarified water to the beginning of WTS. In the present work a water sample was prepared and submitted to treatability tests to obtain residue. From the residue generated, different chemical determinants were tested in the gravity densification and centrifugation dewatering tests. The samples of clarified water from the densification and dewatering were characterized and a total Organic Carbon content was detected, which indicates the presence of organic molecules that may be harmful to human health and therefore a more detailed study is recommended for which compounds are present in this clarified water.

KEYWORDS: Waste water treatment station, clarified water, total organic carbon, adjustment by gravity, centrifugal drainage.

1 | INTRODUÇÃO

A tecnologia de tratamento utilizada em uma Estação de Tratamento de Água (ETA) depende de inúmeros fatores. Em uma ETA de ciclo completo, os resíduos provenientes das descargas dos decantadores ou flotores e da lavagem dos filtros contêm compostos químicos que são prejudiciais ao meio ambiente, aos animais e à saúde humana e, devido a isso, são considerados um sério problema ambiental e, portanto, necessitam de tratamento adequado para posterior disposição final.

Os resíduos de uma ETA de ciclo completo devem ser encaminhados para uma Estação de Tratamento de Resíduos (ETR) que, usualmente, utilizam as tecnologias de adensamento por gravidade e desaguamento por centrifugação, em que ambas adicionam determinado tipo de polímero durante o processo para auxiliar a retirada de água desses resíduos.

Após tratamento adequado dos resíduos, o RETA resultante deverá ser disposto em locais permitidos conforme legislação vigente (NBR 10004) e a água clarificada poderá ser lançada em corpos d'água se atender, também, a legislação vigente (CONAMA nº 357 e 430) ou retornar para o início da ETA.

Um dos parâmetros que deve ser analisado é o Carbono Orgânico Total (COT), uma medida indireta da quantidade de matéria orgânica presente na água e que não se encontra na legislação vigente brasileira. Como a água clarificada proveniente da ETR apresenta subprodutos em sua composição, a medida de COT torna-se necessária, pois os polímeros utilizados no tratamento dos resíduos são à base de poliácridamida (carbono) e é um composto químico nocivo à saúde humana quando ultrapassado os valores máximos permitidos.

Sendo assim, julga-se necessário a realização de ensaios para identificar melhores condicionantes químicos a serem utilizados em cada tipo de tratamento

de RETA, bem como a caracterização da água clarificada proveniente da ETR, com a inclusão do parâmetro Carbono Orgânico Total (COT) que não se encontra na legislação brasileira, mas já é analisado em países como os EUA.

2 | OBJETIVOS

Caracterizar as águas clarificadas provenientes do adensamento por gravidade e do desaguamento por centrifugação do resíduo do tratamento de água em ciclo completo.

3 | METODOLOGIA

3.1 Água de estudo e parâmetros utilizados

Primeiramente, definiu-se que a água de estudo a ser utilizada no presente trabalho seria preparada a partir da mistura da água do poço da UNAERP (desclorada com adição de tiosulfato de sódio) com o sedimento coletado no fundo do rio Pardo em Ribeirão Preto – SP para conferir turbidez em torno de 1000 uT (simulando um período chuvoso).

Após definição das condições de preparação da água de estudo, foram definidos outros parâmetros, conforme descrito a seguir:

- Coagulante Cloreto de Polialumínio (PAC) (11% Al_2O_3) ;
- Concentrações de RETAs a serem trabalhadas:
 - RETA 1 (0,5 g SST/L): proveniente da água de lavagem dos filtros;
 - RETA 2 (25,0 g SST/L): proveniente da etapa de adensamento e da descarga dos decantadores.
- Coagulantes orgânicos sintéticos catiônico, aniônico e não iônico (1,0 g/L);
- Coagulantes orgânicos naturais Tanfloc SL e Tanfloc SG (1,0 g/L).

3.2 Ensaios realizados em jarteste

Foram feitos ensaios de coagulação com PAC, floculação e sedimentação em equipamento de jarteste visando à construção do diagrama de coagulação com pH de coagulação em função da dosagem do coagulante e da turbidez da água decantada. Para variar o pH de coagulação foi usado hidróxido de sódio como alcalinizante.

As condições dos ensaios foram:

- Mistura rápida: gradiente de velocidade médio de 1000 s^{-1} e tempo de mistura de 10 s;
- Floculação: gradiente de velocidade médio de 30 s^{-1} e tempo de floculação de 20 min;

- Sedimentação: velocidades de sedimentação $V_{s_1} = 3,0$ cm/min e $V_{s_2} = 1,5$ cm/min.

As melhores condições foram repetidas com a inclusão da etapa de filtração em filtro de areia (FLA) (taxa de filtração: $60 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$). Foram feitas medidas de carbono orgânico total (COT), metais, cor aparente e turbidez da água filtrada.

Ao fim dos ensaios, a dosagem de coagulante definida foi adicionada ao reservatório contendo 1500 L da água de estudo, o qual permaneceu sob agitação lenta (manual) por, aproximadamente, 20 minutos e em repouso por 3 horas para sedimentação dos flocos. O sobrenadante foi coletado e o RETA permaneceu no fundo do reservatório.

3.3 Adensamento por gravidade do reta 1

Os ensaios de adensamento por gravidade foram conduzidos em uma coluna de sedimentação (proveta) devidamente graduada, com diâmetro igual a 3,5 cm e altura igual a 23,0 cm. Foi utilizado o RETA 1 nesses ensaios, o qual foi primeiramente caracterizado.

As dosagens de polímero utilizadas foram 0,4; 0,8; 2,0 e 4,0 mg pol./g SST para o RETA 1, pois são dosagens comumente utilizadas em ETAs.

O RETA 1 foi condicionado na coluna de adensamento, onde foi agitado e depois permaneceu em repouso para ocorrer a clarificação e o adensamento por 1 hora, conforme pode ser visto na Figura 1.

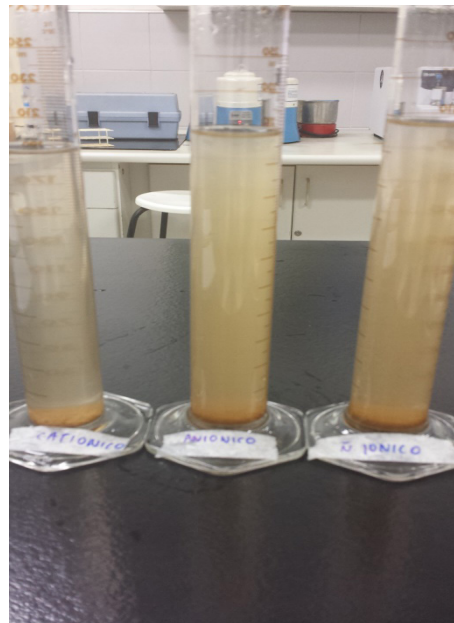


Figura 1: Ensaios de adensamento por gravidade em provetas com RETA 1 com adição de polímeros catiônico, aniônico e não iônico, respectivamente, após 1 hora de adensamento.

Estipularam-se intervalos de tempo (de acordo com o método proposto por Talmage *et al.* (1955), de modo que fosse possível aplicá-lo) para medir a altura da

interface de clarificado e, após o tempo pré-estabelecido, inseriram-se os dados em planilhas do Excel para elaboração de diferentes curvas de sedimentação.

Os parâmetros escolhidos para a avaliação do efeito das diferentes dosagens de polímero pré-estabelecidas foram:

- concentração de RETA adensado de 30,0 g SST/L;
- maior velocidade de clarificação e de adensamento;
- menor turbidez do líquido clarificado.

Obtendo-se a melhor dosagem de cada polímero, realizaram-se novamente os ensaios para caracterização da água clarificada obtida.

3.4 Desaguamento por centrifugação do reta 2

Os ensaios de desaguamento foram realizados em uma centrífuga de bancada da marca FANEM Excelsa Baby II modelo 206-R. A rotação utilizada nos ensaios foi de 3600 rpm ($G = 1159$). Foi utilizado o RETA 2 nesses ensaios, o qual foi primeiramente caracterizado.

As dosagens de polímero utilizadas foram 2,5; 3,8; 5,0 e 6,3 mg pol./g SST para o RETA 2 pois são dosagens comumente utilizadas em ETAs.

A Figura 2 apresenta os tubos graduados com fundo cônico no início da etapa de desaguamento. Nota-se que já é possível observar o sobrenadante na parte superior e o RETA mais concentrado ao fundo do recipiente apenas com a adição do polímero.

Os tubos graduados com fundo cônico utilizados nos ensaios de centrifugação foram colocados na centrífuga e a cada intervalo de 10 minutos, verificou-se a turbidez da água clarificada e o volume de torta obtido, até completar um ciclo de 100 minutos, obtendo-se o RETA centrifugado.

A Figura 3 apresenta os tubos graduados com fundo cônico utilizados nos ensaios de centrifugação após serem retirados da centrífuga. Nota-se o quanto o volume do RETA diminuiu, acarretando um aumento na concentração de sólidos.

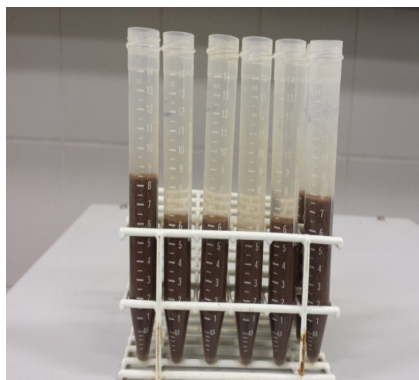


Figura 2: Preparação dos tubos graduados com fundo cônico utilizados nos ensaios de centrifugação com RETA 2 com adição de polímero.

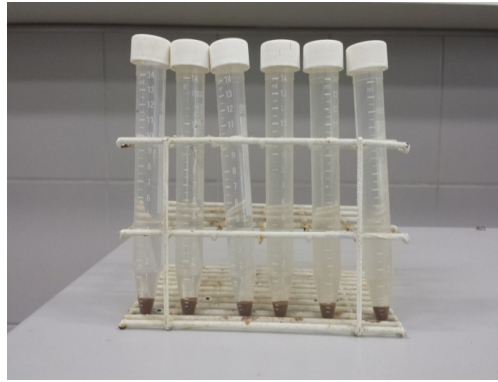


Figura 3: Tubos graduados com fundo cônico utilizados nos ensaios de centrifugação com RETA 2 após serem retirados da centrífuga.

Os dados obtidos foram inseridos em planilhas do Excel para realização dos cálculos conforme proposto por Reali *et al.* (1999).

Os parâmetros escolhidos para a avaliação do efeito das diferentes dosagens de polímero pré-estabelecidas foram:

- concentração da torta de RETA centrifugado obtida;
- tempo de estabilização da concentração de sólidos da torta;
- turbidez do líquido clarificado.

Definindo-se a melhor dosagem de cada polímero e tempo de centrifugação, realizaram-se novamente os ensaios para caracterização da água clarificada.

4 | RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Geração e caracterização dos retas

Foram utilizadas várias amostras para avaliar determinados parâmetros na água de estudo que foi utilizada para a realização do ensaio de tratabilidade empregando o coagulante PAC com a finalidade de obter o RETA para os ensaios de adensamento e desaguamento. Algumas dessas características podem ser observadas na Tabela 1.

LOVO, I. A. (2016) realizou a caracterização completa dessa água.

PARÂMETRO	UNIDADE	VALOR
pH	-	6,42
Cor Aparente	uH	3668
Cor Verdadeira	uH	65
Turbidez	uT	999
Alcalinidade	mg/L CaCO ₃	11,9
Carbono Orgânico Total	mg/L C	15,2
Alumínio	mg/L Al	0,01
Sólidos Totais	mg/L	1108

Tabela 1: Características da água de estudo utilizada para geração dos RETAs.

Nota-se que o pH ficou numa faixa de valores comumente encontrada na água bruta presente em Estações de Tratamento de Água e conforme os valores máximos permitidos pelo CONAMA 357/2005 para um rio classe 2 (entre 6,0 e 9,0). A cor aparente está relacionada com a quantidade de partículas suspensas na água. Portanto, neste caso, nota-se que a cor aparente elevada justifica-se pelo alto teor de sólidos presentes na água. A cor verdadeira elevada está diretamente relacionada com o elevado teor de carbono orgânico presente na água de estudo. A turbidez em torno de 1000 uT para essa água simula um período chuvoso, apresentando grande quantidade de sólidos totais, em uma relação sólidos/turbidez em torno de 1. A alcalinidade pode ser considerada baixa e o alumínio está dentro do valor máximo permitido também pelo CONAMA 357/2005 para um rio classe 2 (VMP = 0,1 mg/L).

Após realização dos ensaios em jarreste, elaborou-se um diagrama de coagulação para definição da dosagem a ser utilizada na água de estudo condicionada no reservatório para geração do RETA. De acordo com o diagrama de coagulação obtido, com a dosagem de PAC de 120 mg/L e pH de coagulação 7,0, a turbidez da água decantada resultou em torno de 4,3 uT para a velocidade de sedimentação $V_{s_2} = 1,5$ cm/min e água filtrada com cor aparente em torno de 2,0 uH e turbidez menor que 0,5 uT (LOVO, I. A., 2016). Esta condição foi selecionada para a geração dos RETAs, cujas características encontram-se na Tabela 2.

PARÂMETRO	UNIDADE	RETA 1	RETA 2
pH	-	6,17	6,89
Cor Aparente	uH	5050	151000
Cor Verdadeira	uH	3	11
Turbidez	uT	600	46100
Alcalinidade	mg CaCO ₃ /L	26,0	38,3
Carbono Orgânico Total	mg C/L	11,12	901,8
Alumínio	mg Al/L	16	588
Sólidos Totais	mg/L	772	31805
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L	147	7885
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	625	23920

Tabela 2: Características físico-químicas dos RETAs de estudo.

A concentração de sólidos suspensos do RETA 1 apresentada na Tabela 2 simula o RETA proveniente da água de lavagem dos filtros e do RETA 2 simula o RETA proveniente da etapa de adensamento e da descarga dos decantadores para ser encaminhado para etapa de desaguamento.

Nota-se que, em ambos os RETAs, o pH não sofreu muita variação, apresentando-se um pouco mais elevado no RETA 2, o qual possui um teor de sólidos totais maior.

A cor aparente está diretamente relacionada com a quantidade de sólidos suspensos totais presentes nos RETAs, quanto maior o teor de SST, maior a cor aparente. A cor verdadeira está relacionada com o teor de carbono orgânico total

presente nos RETAs. Nota-se que, quanto maior o valor do COT, maior a cor verdadeira. A turbidez justifica-se pela quantidade de sólidos totais presentes nos RETAs, quanto maior o teor de sólidos, maior será o valor da turbidez. A alcalinidade está um pouco elevada em ambos os RETAs, sendo maior no RETA 2, que possui uma concentração de sólidos mais elevada.

Nota-se o COT mais elevado no RETA 2, demonstrando, indiretamente, que possui mais matéria orgânica do que o RETA 1, uma vez que seu teor de sólidos é maior.

Fica evidente que o alumínio presente nos RETAs é devido ao coagulante PAC utilizado no presente trabalho, pois quanto maior a concentração de sólidos nos RETAs, maior a quantidade de alumínio.

Por fim, nota-se que no RETA 1 a concentração foi de 0,63 g SST/L e no RETA 2 de 23,9 g SST/L, valores um pouco diferentes do que havia sido pré-estabelecido no trabalho (0,5 e 25,0 g SST/L, respectivamente), mas que foram ocasionados devido a fatores inerentes ao método de medição de SST.

4.2 Adensamento por gravidade reta 1

Para o adensamento por gravidade do RETA 1, os polímeros orgânicos naturais não apresentaram resultados satisfatórios e, portanto, não foram considerados.

Com as melhores dosagens obtidas para cada condicionante químico, conforme os critérios pré-estabelecidos na metodologia, foi construído o gráfico da Figura 5 para comparação dos polímeros e, em seguida, realizou-se a caracterização da água clarificada para as respectivas dosagens, de acordo com o tempo final de adensamento de cada curva de interface de clarificação/adensamento.

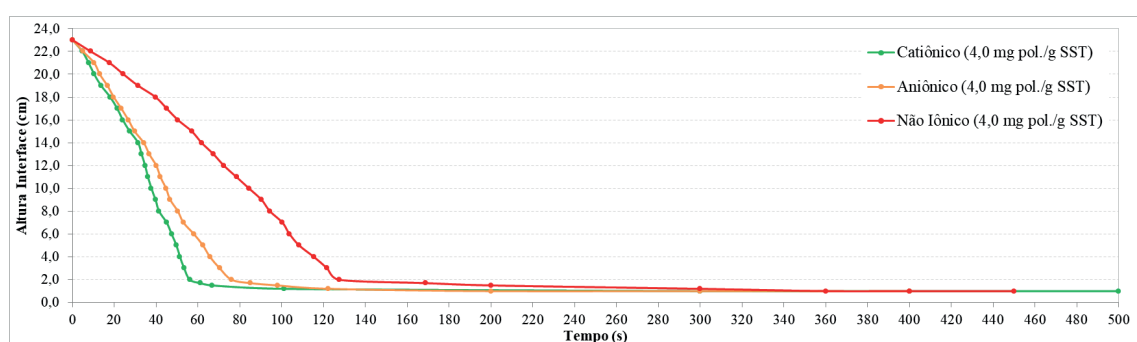


Figura 5: Curvas da interface de clarificação/adensamento por gravidade do RETA 1 para as melhores dosagens dos três polímeros sintéticos estudados.

Com base na Figura 5, nota-se que a melhor dosagem de todos os polímeros foi de 4,0 mg pol./g SST. No entanto, fica evidente que o polímero sintético catiônico se destacou em relação aos demais, com taxa de clarificação maior em relação aos demais.

LOVO, I. A. (2016) apresenta os gráficos com as dosagens de todos os polímeros

aplicados no adensamento por gravidade do RETA 1.

A Tabela 3 apresenta algumas características das águas clarificadas após adensamento por gravidade do RETA 1 para o branco e as melhores dosagens de polímeros. LOVO, I. A. (2016) apresenta todos os parâmetros analisados nas águas clarificadas obtidas no adensamento por gravidade do RETA 1.

PARÂMETRO	UNIDADE	BRANCO	CATIÔNICO	ANIÔNICO	NÃO IÔNICO
Turbidez	uT	600,0	152,0	643,0	268,0
Alumínio	mg Al/L	16,0	0,13	0,05	0,10
Carbono Orgânico Total	mg C/L	11,1	5,7	11,6	5,8
Sólidos Totais	mg/L	772,0	158,0	334,0	210,0
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L	147,0	66,7	161,3	65,3
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	625,0	91,3	172,7	144,7

Tabela 3: Características das águas clarificadas após adensamento por gravidade.

De acordo com a Tabela 3, com as dosagens utilizadas no presente trabalho, não foi possível obter um líquido clarificado com turbidez menor que 100 uT.

O alumínio diminuiu na água clarificada com a utilização de polímeros quando comparado com o branco, pois os compostos presentes nesses condicionantes químicos fizeram com que ele ficasse retido no RETA adensado.

Fica evidente o quanto o polímero aniônico não é indicado para esse tipo de resíduo estudado. A adição do polímero ocasionou aumento na turbidez da água clarificada, bem como elevou o teor de COT e a quantidade de sólidos dissolvidos totais.

Sendo assim, a clarificação nos ensaios de adensamento com o RETA 1 só foi possível com o uso de polímeros sintéticos, destacando-se o polímero catiônico, o qual resultou um clarificado com turbidez até quatro vezes menor que os outros, sólidos totais na ordem de duas vezes menores e menor teor de COT.

4.3 Desaguamento por centrifugação do reta 2

As melhores dosagens de cada polímero obtidas conforme os critérios pré-estabelecidos na metodologia, foram inseridas em um único gráfico (Figura 6) para comparação dos polímeros e, em seguida, realizou-se a caracterização da água clarificada para as respectivas dosagens.

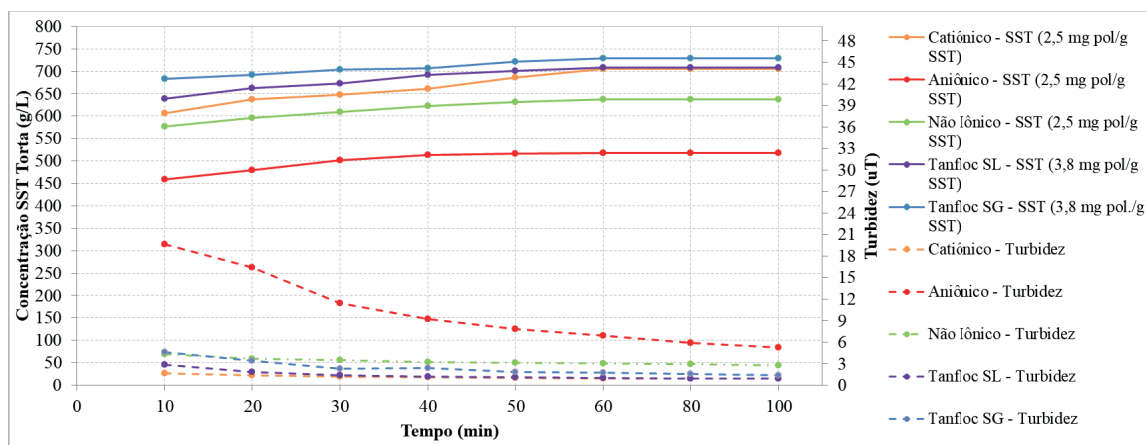


Figura 6: Melhores dosagens de polímeros para desaguamento por centrifugação do RETA 2.

Pode ser observado, na Figura 6, que a concentração da torta resultou, aproximadamente, a mesma a partir dos 60 minutos, com valores de turbidez dos sobrenadantes até 5,3 uT e concentração das tortas entre 515 e 730 g SST/L. Observa-se, também, que a partir de 10 minutos ocorreu aumento significativo da concentração de torta para todos os condicionantes químicos. Sendo assim, os ensaios com as melhores dosagens de polímeros foram repetidos apenas até 60 minutos para posterior caracterização, visto que após esse tempo não há alteração significativa na concentração da torta.

Evidencia-se que a concentração da torta aumenta em função do tempo de centrifugação, assim como a turbidez do sobrenadante diminui.

Em relação aos polímeros sintéticos, o polímero catiônico se destacou, resultando uma torta de RETA com concentração de, aproximadamente, 705 g/L com uma turbidez abaixo de 5,0 uT. Já em relação aos polímeros naturais, o Tanfloc SG se destacou, resultando uma torta de RETA com concentração de, aproximadamente, 730 g/L e turbidez abaixo de 5,0 uT.

Comparando-se os dois polímeros que se destacaram, catiônico e Tanfloc SG, nota-se que o segundo teve uma eficiência um pouco maior do que o primeiro. No entanto, sua dosagem foi maior. Sendo assim, o ideal para escolha entre eles poderia ser tanto o apelo ambiental como a viabilidade econômica. A utilização de polímeros naturais faz com que o RETA tenha mais características orgânicas, diferentemente do polímero catiônico, que possui em sua composição produtos como acrilamida, um composto nocivo à saúde humana. Em relação à viabilidade econômica, deve-se fazer um estudo voltado para isso, analisando-se o custo de cada polímero e a quantidade a ser utilizada na ETA.

LOVO, I. A. (2016) apresenta os gráficos com as dosagens de todos os polímeros aplicados no desaguamentos do RETA 2.

A Tabela 4 apresenta algumas características das águas clarificadas após desaguamento por centrifugação do RETA 2 para o branco e as melhores dosagens. LOVO, I. A. (2016) apresenta todos os parâmetros analisados nas águas clarificadas

obtidas no desaguamento por centrifugação do RETA 2.

De acordo com a Tabela 4, os valores de pH não sofreram muita alteração entre as águas clarificadas de cada um dos polímeros e o branco, apenas os sintéticos que resultaram um valor um pouco abaixo de 7,0, mostrando que seu uso ocasiona uma redução desse parâmetro. Nas cores aparente e verdadeira, os polímeros aniônico e Tanfloc SG resultaram valores maiores em relação aos demais. O uso de polímeros resultou em valores de turbidez abaixo de 5,0 uT; somente no branco (sem adição de polímero), a turbidez ficou acima de 5,0 uT.

PARÂMETRO	UNIDADE	BRANCO	CATIÔNICO	ANIÔNICO	NÃO IÔNICO	TANFLOC SL	TANFLOC SG
pH	-	7,28	6,87	6,55	6,60	7,29	7,16
Cor Aparente	uH	37	8	33	5	7	15
Cor Verdadeira	uH	7	7	13	7	5	12
Turbidez	uT	6,53	1,91	3,98	1,09	1,81	1,98
Alcalinidade	mg CaCO ₃ /L	29,8	48,3	44,0	40,6	33,4	38,0
Carbono Orgânico Total	mg C/L	3,0	10,0	11,1	9,9	9,2	10,2
Alumínio	mg Al/L	0,06	<0,01	0,01	<0,01	0,01	<0,01
Sólidos Totais	mg/L	254,0	100,0	104,0	91,0	119,0	103,0
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L	250,7	99,0	103,0	90,0	118,0	102,0
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	3,3	<1	<1	<1	<1	<1

Tabela 4: Características das águas clarificadas após desaguamento por centrifugação.

A alcalinidade sofreu aumento significativo em todos os casos em que houve a adição de polímeros.

Destaca-se na Tabela 4 o parâmetro carbono orgânico total (COT). No ensaio em que não houve a adição de polímero (branco), o carbono orgânico total (COT) resultou um valor baixo, em torno de 3,0 mg/L de carbono, enquanto que os ensaios que utilizaram polímero resultaram valores em torno de 10,0 mg/L de carbono. O elevado teor de COT quando comparado com o branco evidencia que os compostos orgânicos presentes nas águas clarificadas foram provenientes da aplicação dos polímeros.

O alumínio diminuiu na água clarificada com a utilização de polímeros quando comparado com o branco, pois os compostos presentes nesses condicionantes químicos fizeram com que ele ficasse retido no RETA centrifugado.

O mesmo vale para os sólidos totais, em que os ensaios em que foram utilizados polímeros resultaram uma água clarificada com um valor menor do que o ensaio que não utilizou.

5 | CONCLUSÕES/RECOMENDAÇÕES

Com base nos resultados obtidos e nos parâmetros escolhidos para a avaliação do efeito de diferentes dosagens de polímeros distintos, tanto no adensamento por gravidade do RETA 1 como no desaguamento por centrifugação do RETA 2, fica evidente que, para o presente trabalho, com RETAs com as características apresentadas, apenas polímeros sintéticos foram eficientes no adensamento por gravidade e polímeros sintéticos e naturais foram eficientes no desaguamento por centrifugação.

Para o adensamento do RETA 1, o polímero catiônico apresentou melhores resultados em comparação com os demais, com geração de água clarificada com menor turbidez, COT, alumínio e sólidos.

Para o desaguamento do RETA 2, os polímeros sintético catiônico e Tanfloc SG se apresentaram mais eficientes. No entanto, a dosagem de Tanfloc SG foi maior do que a dosagem do polímero sintético catiônico.

Destaca-se, tanto no adensamento como no desaguamento, o elevado teor de COT presente nas águas clarificadas quando há o uso de polímeros. O branco dos ensaios de adensamento resultou concentração de COT elevado porque é o RETA proveniente da lavagem de filtros e ainda não passou por nenhuma etapa de tratamento. Quando há a centrifugação do RETA 2 sem adição de polímero (branco), o COT fica baixo, mas quando há a adição de qualquer polímero (orgânico ou sintético), seu valor resultou de 3 a 4 vezes maior. Esse aumento ocasionado na água clarificada em que foram adicionados polímeros naturais é justificável devido a presença de moléculas orgânicas e/ou subprodutos desses condicionantes químicos. No entanto, esse aumento torna-se um parâmetro que merece atenção quando se adicionam polímeros sintéticos, pois são à base de poliacrilamida, composto nocivo à saúde humana, com um valor máximo permitido de $0,5 \mu\text{g/L}$ pela Portaria de Consolidação nº 05. Essa água clarificada proveniente dos tratamentos de resíduos muitas vezes retorna para o início da ETA ou é lançada nos rios.

Portanto, recomenda-se um estudo mais detalhado para verificar quais compostos orgânicos estão presentes na água clarificada proveniente do tratamento de RETAs, principalmente quando há o uso de polímeros sintéticos.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004 – Resíduos Sólidos: classificação**. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

BRASIL. **Portaria nº 2914 de 12 de dezembro de 2011**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Publicada no Diário Oficial da União, Brasília, p. 91, 10 de agosto de 2012.

BRASIL. **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 lançamentos de efluentes, e dá outras providências. Publicada no Diário Oficial da União, Brasília, p. 58-63, 18 de março de 2005.

BRASIL. **Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011.** Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Publicada no Diário Oficial da União, Brasília, p. 89, 16 de maio de 2011.

BRASIL. **Portaria de Consolidação nº 5 de 28 de setembro de 2017.** Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. Publicada no Diário Oficial da União, Brasília, p. 360, 03 de outubro de 2017.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D.; VOLTAN, P. E. N. **Métodos e Técnicas de Tratamento e Disposição dos Resíduos Gerados em Estações de Tratamento de Água.** 1ª Edição. São Carlos: Editora LDiBe, 540 páginas, 2012.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D.; VOLTAN, P. E. N. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água.** 3ª Edição. São Carlos: Editora LDiBe, 1246 páginas, 2017.

LOVO, I. A. **Avaliação do adensamento por gravidade e do desaguamento por centrifugação do lodo gerado pelo tratamento de água.** Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental, Centro de Ciências Exatas, Naturais e Tecnologias, Universidade de Ribeirão Preto, Ribeirão Preto, 2016.

REALI, M. A. P.; CORDEIRO, J. S.; PATRIZZI, L. J. **Proposição de método para ensaios de remoção de água de lodos por centrifugação.** 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro, 1999.

TALMAGE, W.P.; FITCH, E.B.; Determining Thickener unit areas, Ind. Eng.Chem, v.47 (1955). In: DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D.; VOLTAN, P. E. N. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água.** 3ª Edição. São Carlos: Editora LDiBe, p. 1006-1009, 2017.

PRÉ-TRATAMENTO DE ÁGUA DE TORRE DE RESFRIAMENTO VISANDO REÚSO

Nathalia Oliveira dos Santos

Doutoranda em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos pela UFRJ.

Rio de Janeiro – RJ.

Lídia Yokoyama

Professor Associado II do Departamento de Processos Inorgânicos da Escola de Química da Universidade Federal do Rio de Janeiro.

Doutorado em Química pela Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro.

Rio de Janeiro – RJ.

Vanessa Reich de Oliveira

Engenheira Química pela ENEVA. Mestre em Energy Systems and Environment – University of Strathclyde.

Rio de Janeiro – RJ.

Gabriel Travagini Ribeiro

Engenheiro nas áreas de Pesquisa, Desenvolvimento e Inovação no setor elétrico pela empresa EDP Energias do Brasil. Engenharia de Energia, Engenharia Ambiental e Urbana e Bacharelado em Ciência e Tecnologia na Universidade Federal do ABC.

São Paulo - SP.

RESUMO: Sistemas de torres de resfriamento demandam quantidades significativas de água com características de qualidade específicas para proporcionar maiores ciclos de concentração. Este trabalho tem como objetivo principal avaliar o processo de ultrafiltração

da purga da torre de resfriamento como pré-tratamento para osmose reversa. As unidades de torre de res-friamento foram combinadas e caracterizadas e posteriormente submetidas a ultrafiltração sob pressões de 1 bar, 2 bar e 3 bar. Os melhores resultados considerando a redução de parâmetros e gasto energético foram obtidos com a membrana de ultrafiltração de 5KDa sob pressão de 1 bar.

PALAVRAS-CHAVE: Reúso; Torre de resfriamento; Ultrafiltração; Osmose inversa.

COOLING TOWER PRE-TREATMENT FOR REUSE

ABSTRACT: Cooling tower systems require significant amounts of water with specific quality characteristics to provide longer concentration cycles. This work aims to evaluate the cooling tower purge ultrafiltration process as pretreatment for reverse osmosis. The cooling tower units have been combined and characterized and subsequently subjected to ultrafiltration under pressures of 1 bar, 2 bar and 3 bar. The best results considering the reduction of parameters and energy expenditure were obtained with the 5KDa ultrafiltration membrane under 1 bar pressure.

KEYWORDS: Reuse, cooling tower; Ultrafiltration; Reverse osmosis.

1 | INTRODUÇÃO

O Brasil é um país com grande disponibilidade de recursos hídricos. No entanto, a distribuição heterogênea, a utilização inadequada destes recursos e o descarte incorreto dos efluentes, juntamente com o crescimento da população e os progressos industriais alcançados, comprometem a qualidade da água. A redução significativa na qualidade dos recursos hídricos ocasiona um impacto devastador no meio ambiente, reduzindo a sustentabilidade dos recursos hídricos nos centros urbanos e regiões circunvizinhas (MIERZWA e HESPANHOL, 2005).

Pode-se observar que, com o aumento da escassez de recursos hídricos, a água de reuso começou a ser produzida para usos diversos, como irrigação, indústrias, empresas de geração de energia, etc (EPA, 2013).

Uma das alternativas para reduzir o volume de captação de água bruta e a minimização de descarte de efluentes é o reúso de água na unidade industrial. Esta prática tem sido cada vez mais usada devido a fatores como: coleta efetiva de água bruta e descarte de efluentes, aumento do custo de água potável, baixa disponibilidade regional e o controle mais restritivo das emissões de efluentes e disposição no ambiente natural (CARVALHO E MACHADO, 2010).

De acordo com Wang e Smith (1994) o reúso ocorre quando o efluente é reaproveitado diretamente sem qualquer tipo de pré-tratamento obedecendo ao nível de contaminantes na corrente de entrada da operação receptora. Esta medida minimiza o consumo de água primária. Já a regeneração com reuso, ocorre quando o efluente sofre algum tratamento no intuito de remover parcialmente a concentração de contaminantes para atingir níveis adequados à entrada de outro processo. Esta medida reduz o consumo de água primária, assim como a geração de efluentes. E a regeneração com reciclo: quando o efluente é tratado, reduzindo parcialmente a concentração de seus contaminantes e reaproveitado no mesmo processo ou operação que o gerou. Embora esta medida reduza o consumo de água e a geração de efluentes, é possível que ocorra o acúmulo de contaminantes que não foram removidos na regeneração, por meio do reciclo de correntes.

De acordo com Leverenz et al. (2011), a recuperação e reutilização da água proporcionam um novo destino ao efluente, reduzindo a demanda por água limpa e impactando menos os corpos receptores.

Um setor que demanda quantidade significativa de água é o relacionado a produção de energia, principalmente para os sistemas de ciclo de vapor e de resfriamento. Associado a isso, existe a necessidade de condicionamento da qualidade da água, específica para cada uso. Geralmente, as usinas termelétricas situam-se próximas a grandes centros urbanos e industriais, onde os recursos hídricos disponíveis já se encontram bastante impactados. (CARVALHO e MACHADO, 2010).

O tipo de processo de dessalinização mais difundido é a osmose inversa, capaz de rejeitar quase toda a matéria coloidal ou dissolvida a partir de uma solução aquosa,

produzindo uma corrente de salmoura concentrada e uma corrente de permeado que consiste de água quase pura. Embora seja usada para concentrar substâncias, o seu uso mais frequente reside nas aplicações de dessalinização (BAKER, 2004; FRITZMANN et al., 2007; HABERT et al., 2006)

A osmose inversa retém quase todos os solutos dissolvidos, incluindo sais e íons, permitindo a passagem de solutos. As torres de resfriamento consistem em sistemas que utilizam a água para absorver o calor gerado pelo processo, transferindo-o por evaporação e, assim, proporcionando a refrigeração do sistema (FRICK, 2013). Estes sistemas de resfriamento podem ser classificados em três tipos: sistemas abertos sem recirculação de água, sistemas abertos com recirculação de água ou sistemas semiabertos, e sistemas fechados com recirculação de água (DANTAS, 1988). Torres de resfriamento empregadas para o resfriamento de água industrial demandam, mesmo quando operadas de forma eficiente, grandes quantidades de água. De acordo com Nascimento e Lora (2004) e Altman et al. (2012), o consumo de água para abastecer sistemas de resfriamento semiabertos com recirculação está entre 70% e 90% do consumo total. Por reutilizar a mesma água várias vezes e associadas as perdas por evaporação e respingos, acarretarão a tendência ao aumento da concentração de sólidos dissolvidos na água, necessitando estabelecer um Ciclo de Concentração (CC) para evitar riscos de corrosão, incrustações e depósitos. Através do seu CC, realiza-se a purga e a reposição de água de reposição (água bruta tratada) de mesma vazão, aumentando a demanda por captação de água bruta (Figura 1). Desta forma, observa-se a importância do desenvolvimento de pesquisas que visem a reutilização de água, principalmente em regiões de escassez de água, levando-se em consideração as especificidades das características da água disponível, para assim, propor o cenário mais adequado e economicamente viável a fim de evitar paradas operacionais.

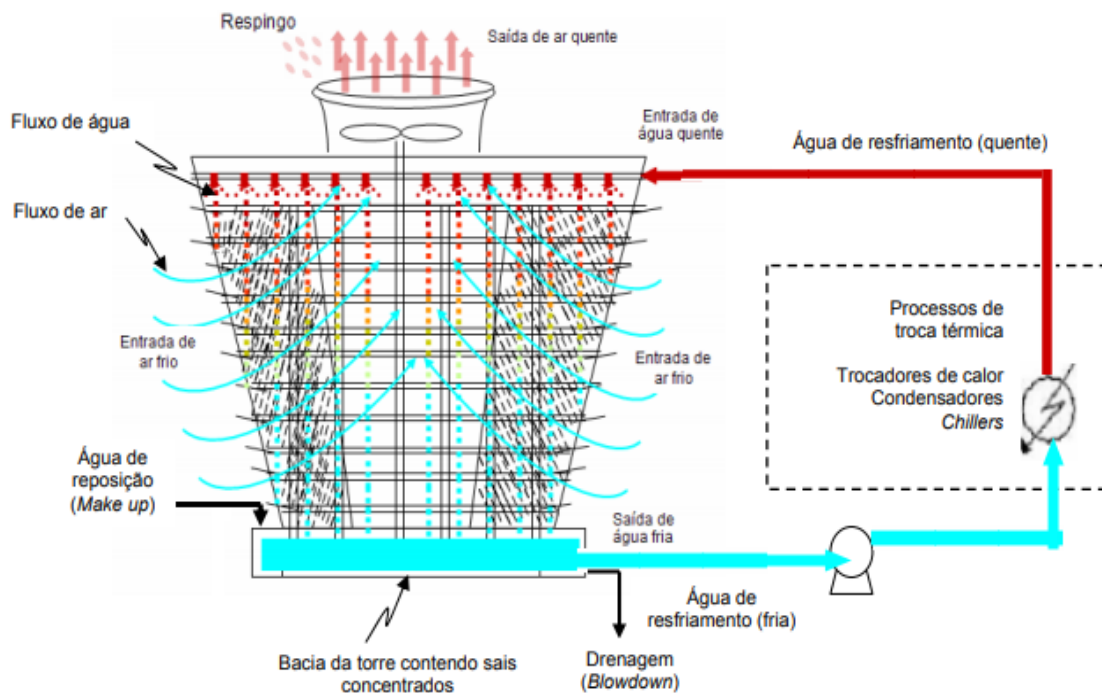


Figura 1- Princípio de funcionamento de uma torre de resfriamento semi-aberta (MIRRE., 2012).

Este trabalho tem como objetivo principal avaliar o tratamento da purga da torre de resfriamento de uma usina termelétrica localizado no Nordeste Brasileiro, com vistas ao reúso e reciclo desta corrente. Em decorrência da grande quantidade de sais dissolvidos o estudo se baseou na remoção de sais por meio de processos de filtração por membranas como pré-tratamento ao processo de osmose inversa. As principais fontes de reúso fixadas neste trabalho foram as purgas das torres em decorrência das maiores vazões existentes do balanço hídrico.

2 | MATERIAIS E MÉTODOS

A. Amostras

A avaliação das características das correntes hídricas da Usina Termoelétrica Pecém foi realizada pelas análises quantitativas de amostras dos pontos TR01, TR02 e TR03 (referentes às torres de resfriamento), Blowdown da caldeira, bacia 65 e bacia 66 (referentes a captação de águas pluviais) e ponto B (que representa a junção de todas as correntes), os quais podem ser identificados no fluxograma a Figura 2. Os estudos foram desenvolvidos pelo Laboratório de Tratamento de Água e Reúso de Efluentes (LabTare), da Escola de Química da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ).

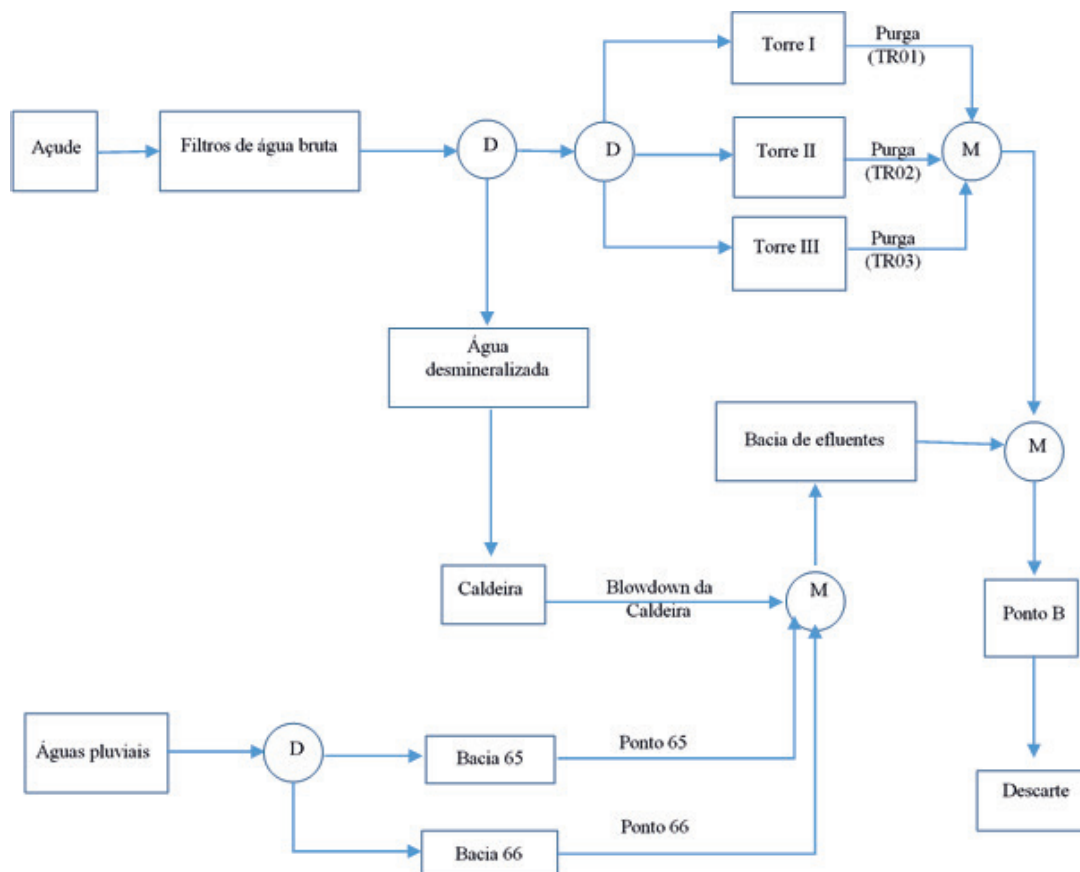


Figura 2- Fluxograma representativo das amostras utilizadas no presente trabalho.

O parâmetro sólidos foi determinado através de análise gravimétrica. A turbidez foi avaliada com o auxílio de um turbidímetro. Os parâmetros condutividade e pH foram determinados através de método potenciométrico, enquanto a análise de alcalinidade foi realizada através de método titulométrico. Os parâmetros cloro residual livre e total, cor, sílica reativa, DQO e alumínio foram obtidos com o auxílio de um espectrofotômetro modelo HACH DR 2800. A determinação de carbono orgânico dissolvido foi realizada utilizando-se um analisador de carbono modelo TOC-Vwp acoplado a um amostrador automático modelo ASI-V, ambos da marca Shimadzu® e controlados por software TOC Control-V Shimadzu®. Análises de sódio, potássio, cálcio, magnésio, cloreto, sulfato e dureza total foram realizadas através de cromatografia líquida (930 Compact IC Flex 1). O parâmetro Óleos & Graxas foi determinado pela técnica de espectrometria na região de Infravermelho. O equipamento utilizado foi o Infracal TOG/TPH, modelo HATR-T, marca Wilks Enterprise.

B. Ensaios com ultrafiltração

Realizou-se ultrafiltração com membranas de 5KDa, 10KDa e 20KDa. O sistema de ultrafiltração utilizado nos ensaios de permeação consiste de um tanque de alimentação com a capacidade de 5 L, retificador de corrente, rotâmetro, manômetro, termômetro, indicador de vazão e bomba de engrenagem.

C. Ensaios com osmose inversa (OI)

A OI vem se tornando uma tecnologia com bastante aceitação no setor industrial

e de tratamento de água, cuja aplicação mais comum envolve simplesmente a remoção de contaminantes indesejáveis. Seu principal campo de aplicação é a dessalinização de águas salobras e marinhas, para uso em navios, plataformas de extração de petróleo, em poços artesianos nas regiões áridas, etc. Este processo é também aplicado em larga escala na produção de água ultrapura nas indústrias eletrônicas, nos hospitais, indústrias farmacêuticas, etc (BAKER, 2004; FRITZMANN et al., 2007; HABERT et al., 2006).

Realizou-se o ensaio de osmose inversa com a membrana BW30-4040 (Dow) a 15 bar. Realizou-se o ensaio com amostras após passarem pelo processo de ultrafiltração.

3 | RESULTADOS

A. Amostra

A Tabela 1 apresenta a caracterização das amostras analisadas, seguindo as metodologias de APHA observa-se que a amostra TR01 apresenta elevados valores de condutividade, dureza, cloreto. Características semelhantes à TR01 são encontradas na amostra TR02.

PARÂMETROS	Amostras 08/2015						
	TR01	TR02	TR03	Blowdown da caldeira	Ponto 65	Ponto 66	Ponto B
Alcalinidade (mg/L)	260 ±3	296 ±2,5	92 ±4	76 ±2	124 ±2,1	104 ±3,3	216 ±6
Cálcio (mg/L)	162,5±9,3	161,5±8,9	188±9,7	18±0,3	38,5±2,0	79±5,0	18,5±0,7
Cloreto (mg/L)	878±15,2	779,5±16,5	1305,5±37,4	70±2,5	146±7,6	473,5±22,1	555±34,5
Cloro Residual Livre (mg/L)	0,012 ± 0,001	0,007 ± 0,001	0,26 ±0,001	0	0,004 ±0	0,126 ± 0,002	0,005 ± 0
Condutividade (mS/cm)	4,81 ±0,1	3,99 ±0,1	5,92 ±0,1	0,472 ±0,1	0,865 ± 0,1	1,67 ±0,1	2,78 ± 0,1
Cor aparente (UC)	57 ±1	54 ± 1	139 ±1	1 ±1	13 ±1	79 ±1	43 ± 1
Cor real (UC)	51 ±1	46 ±1	32 ±1	1 ±1	3 ±1	1 ±1	26 ±1
DQO solúvel (mg/L)	65 ±0,7	73 ±0,7	67 ±0,6	14 ±0,2	25 ±0,2	56 ±0,6	69 ±0,3
DQO total (mg/L)	80 ±1,5	81 ±0,3	72 ±1,2	20 ±0,4	24 ±1,0	83 ±0,3	77 ±0,7
Dureza (mg/L)	916 ±4,1	684 ±3,8	180 ±2	92 ±1	152 ±1,2	252 ±3	460 ±6,7
pH	8,5 ± 0,05	8,6 ± 0,05	7,1 ± 0,05	8,11	7,81	8,7	8,51
Potássio (mg/L)	85,5±3,8	79,5±4,2	113,5±7,9	13±0,2	13±0,6	46±1,6	62±4,1
SDT (mg/L)	3217 ±76	2932 ±201	4174 ±20	517 ±158	508 ±74	910 ±0	1935 ±73
SST (mg/L)	23 ±2	17 ±1	200 ±12	19 ±2	141 ±11	261 ±57	29 ±3
ST (mg/L)	3240 ±78	2949 ±202	4374 ±32	536 ±160	649 ± 85	1171 ±51	1964±76
Sílica reativa (mg/L)	9,2 ±0,4	7,8 ±0,5	16,9 ±0,2	0,5 ±0	1,9 ±0,1	3,5 ±0,1	21,8 ±1
Sódio (mg/L)	553,5±17,3	514±13,4	835,5±34,8	36,5±2,9	82,5±5,6	301±10,2	351,5±9,7

Sulfato (mg/L)	673,5±28,1	483,5±26,0	1077,5±35,8	0	73±2,4	238,5±10,4	362,5±8,6
TOC (mg/L)	80,9±5,1	68,3±4,3	89,8±7,0	9,5±0,1	14,8±0,4	39,9±1,3	50,2±2,1
Turbidez (NTU)	1,1 ±0,1	0,75 ± 0,02	12,55 ±0,15	1,42 ±0,16	1,35 ± 0,18	7,28 ± 0,065	2,32 ± 0,095
O & G (mg/L)	0,2±0	0,2±0	0,9±0,05	1,0±0,05	1,2±0,05	1,4±0,05	1,0±0

Tabela 1 – Resultados da caracterização das amostras de agosto de 2015.

Em seguida, nota-se que a amostra TR03 apresenta os maiores valores de turbidez, condutividade, sílica e cloreto. Sendo os 2 últimos parâmetros de extrema relevância se considerarmos a proposta de reúso desta corrente.

A amostra Blowdown da caldeira apresenta os melhores resultados, com características mais brandas no que se refere ao potencial de corrosão e/ou incrustação, considerando a possibilidade de reúso. Outras amostras com características favoráveis ao reúso seriam o Ponto 65 e 66, respectivamente. Já o Ponto B apresenta elevada condutividade, dureza, sílica e cloreto. Após análise é possível concluir que não há variações significativas entre as amostras TR01 e TR02, no entanto, a amostra TR03 apresenta-se com alterações significativas se comparadas às demais amostras referentes à purga da torre de resfriamento. A diferença nos valores pode estar relacionada a alguma contaminação decorrente da operação, uma vez que as unidades são idênticas em sua estrutura e composição.

A Tabela 2 apresenta os resultados da caracterização das amostras recebidas em novembro de 2015 a fim de através de análise comparativa, avaliar possíveis alterações em períodos diferentes de operação.

PARÂMETROS	Amostras 11/2015						
	TR01	TR02	TR03	Blowdown da caldeira	Ponto 65	Ponto 66	Ponto B
Alcalinidade (mg/L)	490 ± 5	115 ± 5	92,5 ± 3,54	15 ± 0	118,3 ± 11,55	200,0 ± 0	210,7 ± 1,15
Cálcio (mg/L)	93,5±7,2	110,5±3,6	138±9,7	38±2,4	165±9	114±7,3	72,5±2,0
Cloreto (mg/L)	707,6±10,3	559,81±15,1	757,39±16,7	75,65±4,2	335,08±7,9	515,76±20,7	497,51±18,5
Cloro Residual Livre (mg/L)	0,056 ± 0,032	0,411 ± 0,027	0,491 ± 0,044	0,191 ± 0,009	0,474 ± 0,112	0,747 ± 0,016	0,155 ± 0,020
Condutividade (mS/cm)	2,64 ± 0,02	2,67 ± 0,01	3,35 ± 0,01	0,32 ± 0	2,06 ± 0,01	2,55 ± 0,01	2,41 ± 0,01
Cor aparente (UC)	63,7 ± 5,51	44 ± 3,61	47 ± 3,08	39,5 ± 4,95	37 ± 2,83	261,7 ± 8,74	47,3 ± 9,24
Cor real (UC)	53,3 ± 5,66	39 ± 3,0	44 ± 4,36	1,5 ± 0,12	14,7 ± 2,90	28,7 ± 3,06	39,3 ± 1,02
DQO solúvel (mg/L)	67 ± 4,70	73 ± 4,53	64 ± 2,82	14 ± 3,77	30 ± 2,96	272 ± 9,89	74 ± 1,26
DQO total (mg/L)	79 ± 0,46	77 ± 4,06	77 ± 1,04	23 ± 7,23	42 ± 8,13	75 ± 4,77	43 ± 5,65
Dureza (mg/L)	570,0 ± 10	826,67 ± 37,86	893,33 ± 20,86	140 ± 10	510 ± 17,32	656,67 ± 5,77	570,70 ± 5,77
pH	8,5 ± 0,05	6,9 ± 0,05	6,6 ± 0,05	6,3 ± 0,05	7,1 ± 0,05	7,9 ± 0,05	8,2 ± 0,05
Potássio (mg/L)	103,5±4,1	76,5±2,3	178±9,0	22±0,3	121,5±3,7	73±3,2	63,5±4,2

SDT (mg/L)	2001	2668	3055	528	2358	2571	2401
SST (mg/L)	183 ± 0	151 ± 44	118 ± 2	118 ± 5,51	171 ± 35	96 ± 9	67 ± 5
ST (mg/L)	2184 ± 206	2820 ± 126	3173 ± 32	646 ± 42	2530 ± 56	2668 ± 82	2468 ± 70
Sílica reativa (mg/L)	4,12 ± 0,06	6,77 ± 0,08	6,8 ± 0,24	2,47 ± 0,02	3,35 ± 0,03	4,29 ± 0,02	4,52 ± 0,03
Sódio (mg/L)	539,5±22,4	410±15,6	554,5±23,7	57,5±2,0	356,5±18,4	404±16,1	391±17,9
Sulfato (mg/L)	97,9±6,3	538±29,7	607,42±42,1	58,3±3,1	392,94±16,4	366,24±15,8	271±13,4
TOC (mg/L)	70,4±2,5	57,6±3,9	74,6±2,4	8,4±2,1	19±0,6	46,6±1,7	50,6±3,4
Turbidez (NTU)	1,78 ± 0,07	1,15 ± 0,04	1,21 ± 0,12	5,41 ± 0,84	1,42 ± 0,17	26,97 ± 0,85	0,96 ± 0,06
O & G (mg/L)	0,5±0	0,3±0	1,1±0,05	1,8±0,05	1,4±0	1,0±0	1,2±0,05

Tabela 2 - Resultados da caracterização das amostras de agosto de 2015.

Após a análise da Tabela 1 é possível observar que os dados das amostras TR01, TR02 e TR03 apresentam divergências entre eles e também se comparados às amostras de novembro. Novamente, estas diferenças podem ser atribuídas a questões operacionais, dada a semelhança estrutural entre as unidades. Sendo as mudanças mais drásticas encontradas nos parâmetros alcalinidade, condutividade, dureza, pH (que está diretamente relacionado à alcalinidade) e sílica. As variações observadas nas concentrações dos íons analisados justificam a variação de condutividade observada entre as amostras.

B. Seleção de amostras

Conforme os dados repassados pela usina, as vazões de operação constam na Tabela 3 e foram usadas como critério para a seleção de amostras com vistas ao reúso.

Amostras	Vazões (m³/h)
TR01	95
TR02	95
TR03	95
<i>Blowdown</i> da caldeira	70
Ponto 65	30
Ponto 66	30
Ponto B	415

Tabela 3 – Vazões das correntes analisadas.

De acordo com as vazões apresentadas e considerando a necessidade de reúso, as amostras Ponto 65 e Ponto 66 foram descartadas, pois além de apresentarem baixa vazão, sua periodicidade é sazonal, uma vez que são constituídas de águas pluviais. A amostra *Blowdown* da caldeira, a qual possui características favoráveis ao reúso, apresenta vazão menor que a necessária para abastecer uma unidade de torre de resfriamento. E a amostra Ponto B, embora apresente vazão suficiente para abastecer 3 unidades de torre de resfriamento, sua maior vazão requer um maior gasto com tratamento, tornando o processo mais dispendioso. Assim, optou-se por

trabalhar apenas com a junção das amostras de purga da torre de resfriamento (TR01, TR02 e TR03), que foi denominada Purga da Torre Composta (PTC).

As características de água de reposição (make up) necessárias, segundo a usina, podem ser observadas na Tabela 4. No entanto, para adequar às purgas de torre de resfriamento ao padrão para água de abastecimento são necessárias etapas de tratamento.

Parâmetro	Valor médio
Alcalinidade total ((mg CaCO ₃ /L)	100,6
Cloreto (mg/L)	96,2
Condutividade (µS/cm)	535
Dureza total (mg/L)	105,5
Dureza cálcio (mg/L)	39,1
Ferro (mg/L)	0,03
pH	8,07
Sílica (mg/L)	4,3
Sulfato (mg/L)	3,3
Turbidez (NTU)	0

Tabela 4 – Perfil analítico de água de make up de torre de resfriamento de 2015.

C. Processos de separação por membranas - Ultrafiltração

O pré-tratamento utilizando UF apresenta resultados satisfatórios, reduzindo a pressão de operação, reduzindo custos com energia e aumentando os intervalos de limpeza do sistema de OI (LAUTENSCHLAGER et al., 2009). O pré-tratamento com UF para a osmose é capaz de reduzir a concentração de diversos parâmetros como: DQO, sílica e substâncias coloidais, que são prejudiciais ao processo de troca térmica.

Segundo Shang et al. (2008), o uso de MF e UF como pré-tratamento para reuso em torres de resfriamento proporciona um permeado de melhor qualidade, com redução de turbidez.

De acordo com Mierzwa e Hespanhol (2005), os processos de filtração por membranas são indicados para a remoção de dureza, nos casos onde a amostra em questão apresenta concentrações deste parâmetro acima de 80mg/L.

Assim, após a formação da amostra Purga da Torre Composta (PTC), a mesma foi submetida a um processo de UF por membranas, com o principal objetivo de remover a dureza da amostra, como forma de pré-tratamento para a osmose inversa, tendo em vista seu elevado potencial corrosivo e incrustante.

No intuito de melhor avaliar a eficiência deste processo, foram testadas 2 membranas (UP005 P e UP010 P) com tamanhos de poros distintos, 5KDa e 10KDa, respectivamente.

A amostra foi avaliada em relação aos parâmetros de dureza, alcalinidade, turbidez e condutividade, por estes serem os parâmetros mais importantes a serem

monitorados em torres de resfriamento (CARVALHO e MACHADO, 2010).

Embora o parâmetro de Sólidos Dissolvidos seja importante, o mesmo pode ser inferido, indiretamente através da análise de condutividade ou até mesmo medido em análise posterior a definição da melhor membrana sob a condição de operação mais viável.

A Tabela 5 apresenta os dados de caracterização dos permeados da amostra PTC

Permeados da amostra PTC						
PARÂMETROS	5 KDa			10 KDa		
	1 bar	2 bar	3 bar	1 bar	2 bar	3 bar
Turbidez (NTU)	0,37±0,04	0,41±0,02	0,53±0,01	0,84±0,05	0,84±0,03	1,95±0,05
Condutividade (mS/cm)	3,0±0,3	2,90±0,04	3,07±0,06	3,14±0,02	3,01±0,07	3,29±0,03
Alcalinidade (mg/L)	400±15	390±18	410±17	440±22	390±19	440±28
Dureza (mg/L)	1150±15	1090±37	1200±28	1260±41	1180±34	1310±42

Tabela 5- Permeados de PTC após ultrafiltração.

A análise da Tabela 5 demonstra que a melhor condição é representada pelo uso da membrana de 5KDa sob 1 bar. Embora outras condições também apresentem reduções o gasto de energia empregado não compensaria a redução alcançada.

As figuras 3 a 6 demonstram um comparativo entre a amostra bruta e os permeados oriundos da ultrafiltração por membrana de 5KDa e 10 KDa, representando graficamente os dados mencionados na Tabela 4.

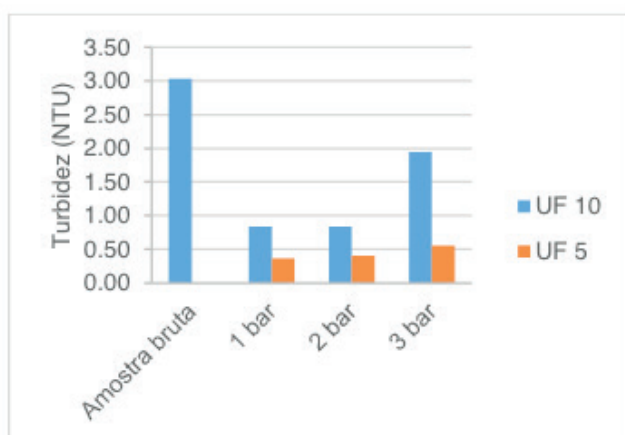


Figura 3 – Característica de turbidez do permeado da PTC.

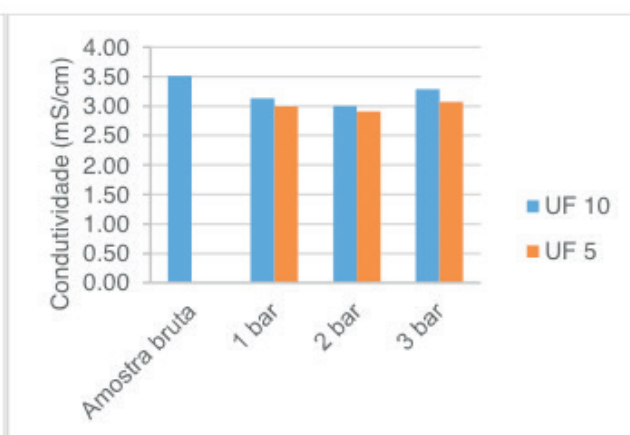


Figura 4 – Característica de condutividade do permeado da PTC.

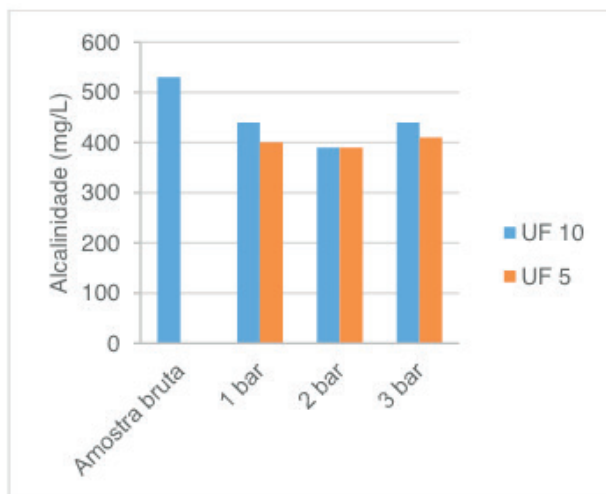


Figura 5 – Característica de alcalinidade do permeado da PTC.

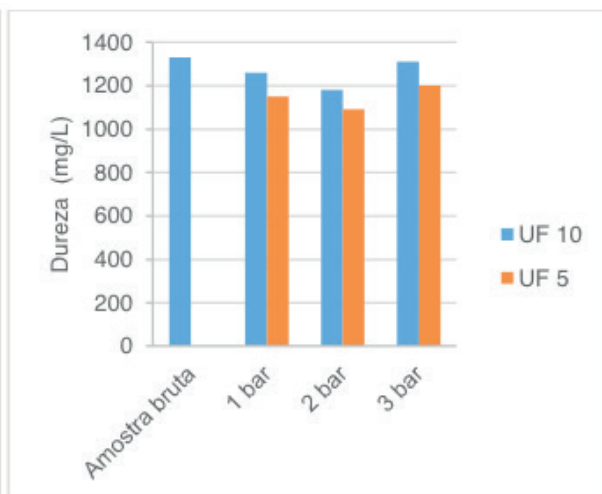


Figura 6- Característica de dureza do permeado da PTC.

C. Processos de separação por membranas – Osmose Inversa

Para este trabalho, após ser submetida a UF, a amostra passou por um processo de osmose (DOW FILMTEC™ BW30-4040) sob pressão de 15 bar, tendo seus resultados apresentados na tabela 6.

Análises	PTC	Desvio Padrão
Condutividade ($\mu\text{S/cm}$)	55,02	0
Turbidez (NTU)	< 0,1	0
Sílica Reativa (mg/L)	0,241	0,004
Cor aparente (UC)	12	0
Cor real (UC)	12	0
Cloro Residual Livre (mg/L)	0,016	0
Cloro Total	0,017	0,001
Cloreto (mg/L)	21,04	1,2
Dureza Total (mg/L)	5,0	0
Ca (mg/L)	2,5	0
DQO Total (mg/L)	14,3	1,5
DQO solúvel (mg/L)	14,3	1,5
COT (mg/L)	0,05	0
Alcalinidade (mg CaCO_3/L)	4	0
pH	5,55	0,1

Tabela 6 – Caracterização do permeado de osmose inversa.

O processo de osmose inversa apresentou ótimos resultados, em virtude dos baixos valores encontrados para os parâmetros analisados.

4 | CONCLUSÕES

De acordo com os resultados, podemos concluir que a amostra purga da torre composta apresenta características prejudiciais para o sistema de resfriamento e requer pré-tratamento antes do reúso. Devido aos parâmetros envolvidos, o tratamento com membrana é o mais indicado e considerando o tratamento aplicado, a membrana de ultrafiltração de 5KDa demonstrou-se mais eficiente quando combinada a condição operacional de 1 bar, o que configura um resultado mais econômico do ponto de vista energético. Contudo, para o reúso desta corrente, ainda é necessário um tratamento complementar de osmose inversa.

No intuito de melhor definir as possibilidades de reúso dentro da usina, além de conferir caráter inovador ao projeto, pretende-se aplicar a técnica de Diagrama de Fontes de Água (DFA), que se trata de um procedimento algorítmico heurístico, onde são gerados cenários, aos quais vão ilustrar as possibilidades de reúso na planta, para que a empresa possa ter a possibilidade de escolha de qual configuração será melhor aplicar em um determinado momento da operação, considerando as particularidades sazonais e de operação de cada local. A principal inovação neste caso é a ausência da aplicação desta ferramenta para usinas termelétricas, uma vez que a mesma é bem difundida para outros setores, como petroquímico, refinarias, papel e celulose, dentre outros. Além disso o DFA ainda não foi implementado para uso comercial, como é a proposta deste projeto.

AGRADECIMENTOS

Sinceros agradecimentos a ENEVA pelo apoio técnico e científico, com questionamentos que fomentaram a pesquisas.

REFERÊNCIAS

1. ALTMAN, S. J.; JENSEN, R. P.; CAPPELLE, M. A.; SANCHEZ, A. L.; EVERETT, R. L.; ANDERSON JR, H. L.; MC GRATH, L. K. **Membrane treatment of side-stream cooling tower water for reduction of water usage desalination**. V. 285, p. 177- 183, 2012.
2. APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22nd ed. Washington: APHA; AWWA; WEF, 2012.
3. BAKER, R. W. **Membrane Technology and Applications**, 2º edição, John Wiley & Sons, 2004.
4. CARVALHO, D. D.; MACHADO, B. J. F. Reúso de efluentes em torres de resfriamento – Estudo conceitual: Aeroporto internacional do Rio de Janeiro. *Acta Scientiarum Technology*, v. 32, n 3, pp. 295-302, 2010.
5. DANTAS, E. **Tratamento de água de refrigeração e caldeiras**. 2ª ed. Rio de Janeiro: Ecolab Química LTDA, p. 123-237, 1988.
6. EPA-Environmental Protection Agency. **Guidelines for water reuse**. Washington, D.C., 2013.

7. FRICK, J. M. **Avaliação de pré-tratamento de uma corrente de purga para um sistema de filtração por membranas de osmose inversa descartadas**. Dissertação de Mestrado, 109f. Programa de Pós Graduação em Engenharia Química/ UFRS. Porto Alegre, RS, 2013.
8. FRITZMANN, C.; LÖWENBERG, J.; WINTGENS, T.; MELIN, T. **State-of-the-art of reverse osmosis desalination**. *Desalination*, v. 216, p. 1–76, 2007.
9. HABERT, A. C.; BORGES, C. P.; NOBREGA, R. **Processos de Separação por Membranas**. E-papers Serviços Editoriais Ltda. Rio de Janeiro, pp. 180, 2006.
10. LAUTENSCHLAGER, S. R.; FERREIRA FILHO, S. S.; PEREIRA, O. **Modelação matemática e otimização operacional de processos de membrana de ultrafiltração**. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. v.14, n. 2, p. 215-222, 2009.
11. LEVERENZ, H. L.; TCHOBANOGLIOUS, G.; ASANO, T.; **Direct potable reuse: a future imperative**. *Journal of Water Reuse and Desalination*. v. 1, n. 1, p 2-10, 2011.
12. MIERZWA, J. C.; HESPANHOL, I. **Água na indústria: uso racional e reúso**. Oficina de textos, São Paulo, 2005.
13. NASCIMENTO, M. A. R.; LORA, E. E. S. **Geração termelétrica: planejamento, projeto e operação**. Interciência, 2004.
14. SHANG, J.; SENG, H.; YE, C.; YAN, X. **Pilot test of UF pretreatment prior to RO for cooling tower blowdown reuse of power plant**. *Desalination*. v. 222, p. 9-16, 2008.
15. TAYLOR, J. S.; JACOBS, E. P. **Reverse osmosis and nanofiltration**. In: Joel Mallevalle et al (eds), *Water Treatment Membrane Processes*, pp. 9.1-9.70. McGraw Hill, New York, 1996.
16. WANG, Y. P.; SMITH, R. **Wastewater minimization**. *Chemical Engineering Science*. v. 49, n. 7, p. 981-1006, 1994.

PRÉ-TRATAMENTO DE ÁGUA DO MAR AO SISTEMA DE OSMOSE INVERSA EM USINAS TERMELÉTRICAS

Luciano Dias Xavier

Doutorado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos pela UFRJ.

Rio de Janeiro – RJ.

Lídia Yokoyama

Professor Associado II do Departamento de Processos Inorgânicos da Escola de Química da Universidade Federal do Rio de Janeiro.

Doutorado em Química pela Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro.

Rio de Janeiro – RJ.

Vanessa Reich de Oliveira

Engenheira Química pela ENEVA. Mestre em Energy Systems and Environment – University of Strathclyde.

Rio de Janeiro – RJ.

Gabriel Travagini Ribeiro

Engenheiro nas áreas de Pesquisa, Desenvolvimento e Inovação no setor elétrico pela empresa EDP Energias do Brasil. Engenharia de Energia, Engenharia Ambiental e Urbana e Bacharelado em Ciência e Tecnologia na Universidade Federal do ABC.

São Paulo - SP.

RESUMO: Usinas termelétricas requerem uma quantidade significativa de água. Além disso, há uma necessidade de condicionar a qualidade da água para cada uso específico. Este trabalho tem como objetivo principal avaliar o processo de dessalinização da água do mar através

de uma combinação de processos físicos e químicos, como coagulação-floculação, filtração de areia e microfiltração como pré-tratamento à osmose inversa. Testes de coagulação e floculação com PACl (cloreto de polialumínio) e polímeros floculantes foram testados. A combinação de dosagens de PACl de 30 mg/L e 0,3 mg/L de polímero aniônico Nalclear 8173 permitiu a redução dos valores de turbidez para abaixo de 1 NTU. O permeado da microfiltração apresentou melhor qualidade como água de alimentação para a osmose inversa, sendo indicativo de substituição aos atuais projetos de usinas com filtro cartucho.

PALAVRAS-CHAVE: Osmose inversa; Coagulação; Floculação; Microfiltração; Água salina.

PRETREATMENT OF SEAWATER TO REVERSE OSMOSIS SYSTEM IN THERMAL POWER PLANTS

ABSTRACT: Thermal power plants require a significant amount of water. In addition, there is a need to condition water quality for each specific use. The main objective of this work is to evaluate the seawater desalination process through a combination of physical and chemical processes, such as coagulation-flocculation, sand filtration and microfiltration as reverse

osmosis pretreatment. Coagulation and flocculation tests with PACl (polyaluminium chloride) and flocculant polymers were tested. The combination of PACl dosages of 30 mg/L and 0.3 mg/L Nalclear 8173 anionic polymer allowed turbidity to be reduced below 1 NTU. The microfiltration permeate showed better quality as feed water for reverse osmosis, being indicative of replacement to the current projects of cartridge filter plants.

KEYWORDS: Reverse osmosis; Coagulation; Flocculation; Microfiltration; Saline water.

1 | INTRODUÇÃO

A usina termelétrica Itaqui é o primeiro empreendimento da Eneva no Maranhão. Localizada no Distrito Industrial de São Luís e movida a carvão mineral, a usina está em operação comercial desde fevereiro de 2013, com capacidade para gerar 360 MW de energia.

Itaqui capta água salina do mar para utilização em sistemas de caldeira para geração de energia. Esta água passa por etapas de coagulação-floculação, filtro multimídia, filtro cartucho e osmose inversa. No entanto, o sistema de filtro cartucho é repostado várias vezes ao longo do ano, gerando custo para o processo, além do fato das membranas de osmose inversa possuírem tempo de vida útil operacional menor do que o projetado, em decorrência da presença de alumino silicatos, agredindo sua estrutura.

A osmose inversa é de longe o mais difundido tipo de processo de dessalinização. É capaz de rejeitar quase toda a matéria coloidal ou dissolvida a partir de uma solução aquosa, produzindo uma corrente de salmoura concentrada e uma corrente de permeado que consiste de água quase pura. Embora seja usada para concentrar substâncias, o seu uso mais frequente reside nas aplicações de dessalinização (BAKER, 2004; FRITZMANN et al., 2007; HABERT et al., 2006).

Para assegurar desempenho estável, em longo prazo, o pré-tratamento deve fornecer água de alimentação de alta qualidade, independentemente da flutuação da qualidade da água bruta, sendo essencial para a operação da usina. O pré-tratamento serve para reduzir o potencial de incrustação, aumentar a vida da membrana da osmose inversa, manter a eficiência do processo e minimizar o fouling na superfície da membrana (AL-MALEK et al., 2005).

O pré-tratamento é um passo de processo cuidadoso para evitar danos às membranas. A coagulação-floculação é um processo usado para agregar colóides e partículas dissolvidas em flocos maiores, que podem ser removidos por processos de sedimentação ou flotação, dependendo das características dos flocos serem coesivos ou grumosos, respectivamente (JINMING et al., 2002; DI BERNARDO & DANTAS, 2005).

Pré-tratamento convencional geralmente usa coagulação-floculação,

sedimentação, filtro de areia e filtro cartucho. Com o declínio da qualidade da água e diminuição dos custos, surgiram projetos de utilização de pré-tratamento por membrana antes do estágio de osmose inversa como uma alternativa ao pré-tratamento convencional. Membranas de micro e ultrafiltração são opções alternativas consideráveis e estima-se que o pré-tratamento por membrana cresça rapidamente nos próximos anos (VIAL et al., 2003).

O objetivo deste trabalho é simular em escala laboratorial etapas de pré-tratamento que conduzam ao maior tempo de vida útil das membranas de osmose inversa, através de uma combinação de processos físicos e químicos, como coagulação-floculação, filtração de areia e microfiltração, gerando como produto final, um permeado com maior qualidade para alimentação de sistemas de osmose inversa.

2 | MATERIAIS E MÉTODOS

Foram recebidas amostras oriundas da Usina Termelétrica Itaqui no Laboratório de Tratamento de Águas e Reuso de Efluentes (LabTare) da UFRJ. Os volumes recebidos foram 150L da água de captação em maré baixa e alta do dia 28 de Outubro de 2015.

O parâmetro sólidos foi determinado através de análise gravimétrica. A turbidez foi avaliada com o auxílio de um turbidímetro. Os parâmetros condutividade e pH foram determinados através de método potenciométrico, enquanto a análise de alcalinidade foi realizada através de método titulométrico. Os parâmetros cloro residual livre e total, cor, sílica reativa, DQO e alumínio foram obtidos com o auxílio de um espectrofotômetro modelo HACH DR 2800. A determinação de carbono orgânico dissolvido foi realizada utilizando-se um analisador de carbono modelo TOC-Vwp acoplado a um amostrador automático modelo ASI-V, ambos da marca Shimadzu® e controlados por software TOC Control-V Shimadzu®. Análises de sódio, potássio, cálcio, magnésio, cloreto, sulfato e dureza total foram realizadas através de cromatografia líquida (930 Compact IC Flex 1). O parâmetro Óleos & Graxas foi determinado pela técnica de espectrometria na região de Infravermelho. O equipamento utilizado foi o Infracal TOG/TPH, modelo HATR-T, marca Wilks Enterprise.

A. Coagulação-floculação

Os testes de coagulação foram realizados com o coagulante Cloreto de polialumínio (PACl) por ser o utilizado na Unidade Industrial e por trazer a grande vantagem de não consumir alcalinidade do meio quando adicionado na água e conseqüentemente, provoca pouca variação no pH. Para avaliar as condições de coagulação / floculação / sedimentação, testes foram conduzidos em equipamento de Jar Test.

Os ensaios de Jar test foram realizados a partir dos dados de projeto fornecidos

pela ENEVA, com reprodução das condições operacionais do clarificador em relação os tempos de agitação rápida e lenta e as velocidades de agitação rápida e lenta. A partir de testes preliminares, procurou-se trabalhar com concentrações de coagulante de 20, 30, 40, 50, 60 e 70 mg/L, assim como variando as concentrações de polímero floculante de 0,1, 0,2 e 0,3 mg/L. Foram avaliados os seguintes parâmetros:

- ü Influência do pH para coagulação, com varredura de diferentes faixas de pH;
- ü Diferentes concentrações de coagulante PACI (Al_2O_3 – 18% m/m);
- ü Clarificação com polímeros auxiliares de floculação.

A.1. Influência do pH para a coagulação

Inicialmente foram realizadas as medidas de pH e turbidez das amostras brutas (antes do ensaio de clarificação). Após a adição de PACI na concentração de 60 mg/L, o pH das amostras foram corrigidos para os valores na faixa de 5,0 a 10,0, utilizando ácido sulfúrico e hidróxido de sódio 10%. Os ensaios foram realizados nas seguintes condições de operação do Jar Test (Tabela 1).

Volume de água bruta	500 mL
Velocidade de mistura rápida	100 rpm
Tempo de mistura rápido	1 min
Velocidade de mistura lenta	40 rpm
Tempo de mistura lenta	15 min
Tempo de sedimentação	20 min

Tabela 1 – Dados do Jar Test.

A.2. Definição da concentração de PACI

Foram testadas dosagens de PACI varrendo-se faixas de concentração de 20 a 70 mg/L a fim de obter menores valores de turbidez, atentando ao fato de que concentrações de turbidez abaixo de 5 mg/L são requeridas para a planta.

A.3. Clarificação com polímeros auxiliares de floculação

Considerando a influência das características da água a ser tratada na dosagem de coagulante a ser aplicada, estudos adicionais foram conduzidos para determinar a aplicação ótima de auxiliares de coagulação / floculação, juntamente com o coagulante primário. A utilização de polímeros auxiliares de floculação pode ser sugerida para aumentar a eficiência do processo, avaliando a sua turbidez no final do Jar test. Assim, realizaram-se testes preliminares com os polímeros descritos na Tabela 2, variando a sua concentração de 0,1 a 0,3 mg/L.

Polímeros	
Aniônico	Nalclear 8173
	Magnafloc LT27
Catiônico	Nalco 8110 pulv

Tabela 2 – Polímeros floculantes utilizados.

B. Ensaio com filtro de areia

As amostras foram filtradas em coluna de areia com granulometria média no valor de 1,00 mm, utilizando bomba peristáltica com vazão de operação de 0,1 L/min, diâmetro do leito de 2,8 cm e altura de 57 cm. Estas condições foram reduzidas em escala a partir do projeto original.

A tendência de bloqueio das membranas pode ser avaliada em testes específicos como o Índice de elementos siltosos (SDI). O equipamento básico, consiste de um sistema de filtração pressurizada equipado com filtros de 0,45 μm de porosidade e diâmetro de 47mm. A amostra é filtrada a uma pressão de 30 psig (TAYLOR & JACOBS, 1996). O SDI é calculado a partir de três intervalos de tempo: o primeiro intervalo (ti) é o tempo necessário para a coleta dos primeiros 500 mL de permeado, o segundo intervalo de tempo (tt) varia de 5, 10 ou 15 minutos, o qual é intervalo de tempo entre o término da coleta dos primeiros 500 mL de permeado e o início da coleta dos segundos 500 mL de permeado. O terceiro intervalo (tf) é o tempo necessário para a coleta dos últimos 500 mL de permeado. O tempo padrão para o tt é 15 minutos. O SDI é determinado através da Equação (1): $SDI = 100 * [1 - (ti/tf)] / tt$

C. Ensaio com microfiltração

Realizou-se microfiltração com a membrana MFKTM-618 (Koch) com porosidade de 0,1 μm a 1 bar. O sistema de microfiltração utilizado nos ensaios de permeação consistia de um tanque de alimentação com a capacidade de 5 L, retificador de corrente, rotâmetro, manômetro, termômetro, indicador de vazão e bomba de engrenagem.

D. Ensaio com osmose inversa

Realizou-se o ensaio de osmose inversa com a membrana BW30-4040 (Dow) a 35 bar. Realizou-se o ensaio com amostras após passarem pelo filtro de areia e amostras após passarem por processo de microfiltração. O sistema de osmose inversa utilizado nos ensaios de permeação consistia de um tanque de alimentação com a capacidade de 10 L, com capacidade de operação até 40 bar.

3 | RESULTADOS

A Tabela 3 apresenta a caracterização das amostras recebidas, seguindo as metodologias de APHA (2012). Observou-se pouca variabilidade na grande maioria dos parâmetros analisados independente do dia e maré. Parâmetros mais influenciados pelo dia e maré são turbidez e sólidos, que exibem uma relação próxima entre eles. Observa-se que não há grandes variações no Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) que está relacionado com a presença de sais dissolvidos. Entretanto, verificam-se variações significativas nos parâmetros Sólidos Suspensos Totais (SST) e na Turbidez que estão relacionados com a presença de particulado suspenso na amostra, sendo um fator determinante para a eficiência de separação no processo

de membranas.

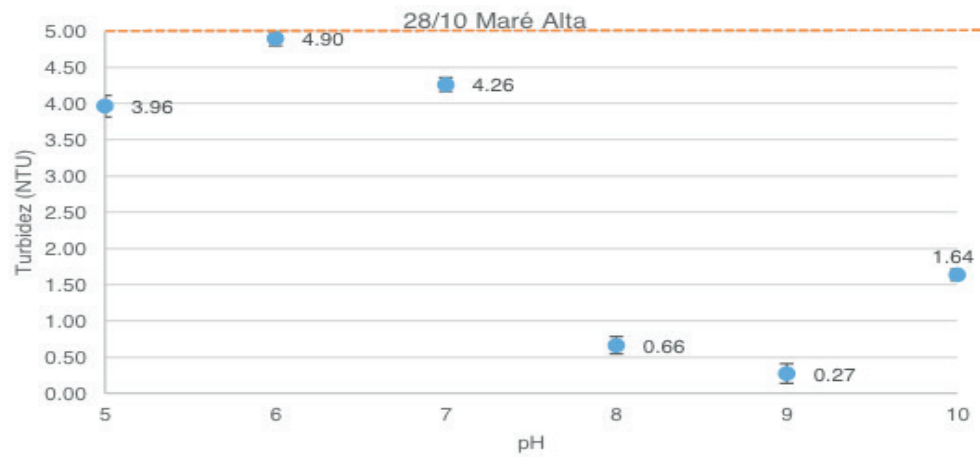
Parâmetros	Água do mar			
	Maré Alta		Maré Baixa	
	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão
Condutividade (mS/cm)	45,72	0,13	46,04	0,10
Turbidez (NTU)	124	2	135	1
Sílica Reativa (mg/L)	3,47	0,16	3,54	0,04
Silício (mg/L)	3,7	0,1	4,7	0,1
Cor aparente (UC)	288	6	235	3
Cor real (UC)	24	2	60	10
Salinidade (%)	35,1	0,6	31,2	0,9
Cloro Livre (mg/L)	0,12	0	0,13	0,04
Cloro Total (mg/L)	0,13	0,03	0,26	0,03
DQO (mg/L)	28	2	24	2
Alcalinidade (mg/L)	116,3	1,2	119,3	1,2
ST (mg/L)	43008	1163	45556	1251
SST (mg/L)	317	28	328	38
SDT (mg/L)	42691	1626	45228	1551
pH	7,42	0,03	7,32	0,02
COD (mg/L)	6,1	0,3	4,3	0,2
Alumínio (mg/L)	0,023	0,001	0,020	0,002
Sódio (mg/L)	10929	180	10803,5	198
Potássio (mg/L)	441	32	418	25
Cálcio (mg/L)	368,4	28,3	369,1	38,0
Magnésio (mg/L)	1253,7	47,0	1264,0	14,7
Cloreto (mg/L)	19430	314	19297	498
Sulfato (mg/L)	1883,2	40	2402,1	20
Dureza (mg/L)	6073,6	100,4	6117,8	144,8
O & G (mg/L)	0,65	0,05	0,6	0,05

Tabela 3 – Caracterização da água do mar.

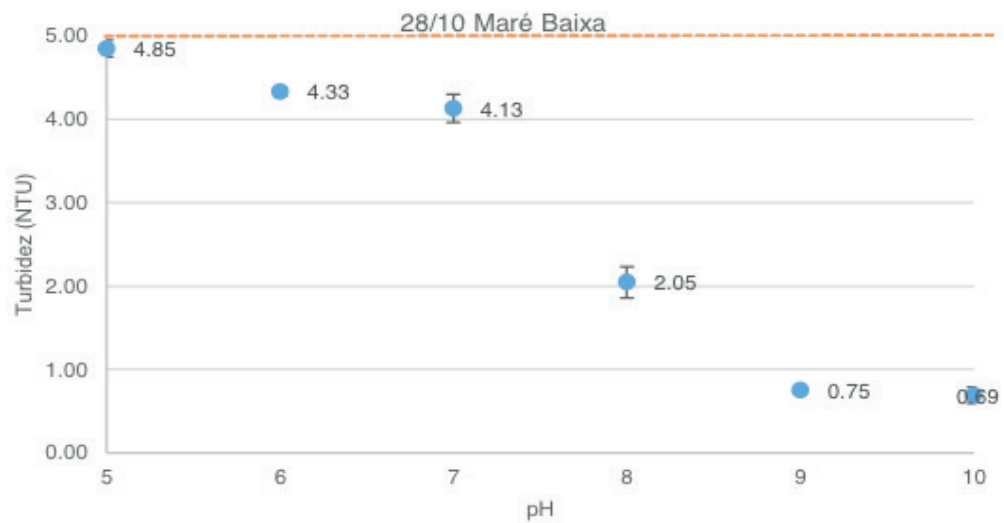
A. Coagulação-floculação

A.1. Influência do pH para a coagulação

A coagulação foi avaliada através das medidas de turbidez da amostra clarificada de acordo com a Figura 1 onde a linha tracejada indica a meta desejada de turbidez abaixo de 5 NTU. Optou-se por não efetuar o ajuste do pH nos próximos Jar Test devido a resultados satisfatórios com o pH da amostra bruta, além do uso de um dispersante em estágios posteriores da osmose inversa cujo desempenho está comprometido acima de pH 7,80. Observa-se que não pode estabelecer uma relação direta entre o nível das marés e as melhores concentrações de PACI, bem como diretamente relacionado ao valor inicial da turbidez.



(a)



(b)

Figura 1 – Avaliação da influência do pH em Jar test realizado com a amostra do dia 28/10/2015 – Maré Alta (a) e Maré Baixa (b).

A.2. Definição da concentração de PACI

A Figura 2 ilustra graficamente os resultados encontrados. As amostras independentemente da maré já atendem a expectativa de turbidez abaixo de 5 NTU.

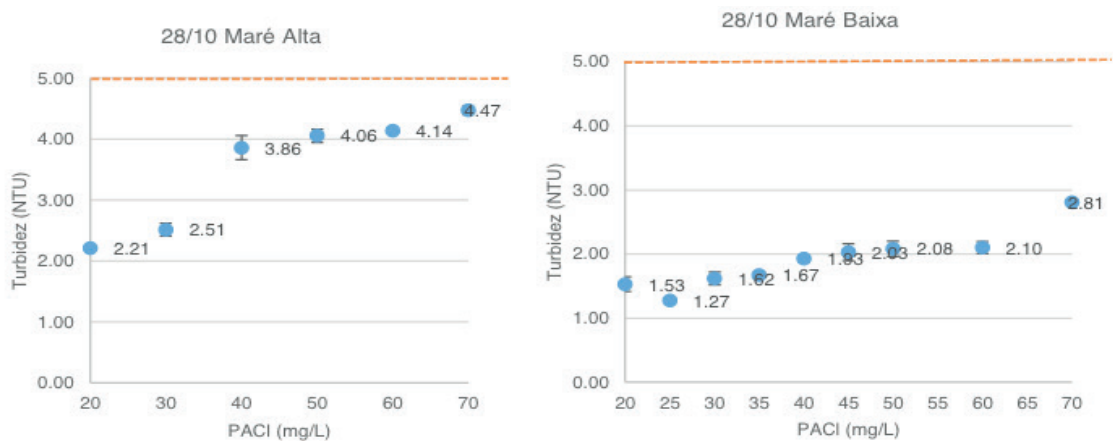


Figura 2 – Avaliação da concentração de PACI (mg/L) em Jar test realizado com a amostra do dia 28/10/2015 – Maré Alta e Maré Baixa.

A.3. Clarificação com polímeros auxiliares de floculação

A partir dos resultados apresentados, pode-se sugerir a utilização de polímeros auxiliares para floculação, a fim de aumentar a eficiência do processo, avaliando-se sua turbidez ao fim do Jar test. Assim, realizaram-se testes preliminares com os polímeros da Tabela 2, variando sua concentração de 0,1 a 0,3 mg/L. Os resultados são apresentados na Figura 3, para todas as amostras, onde observa-se o melhor desempenho para o polímero Nalclear 8173.

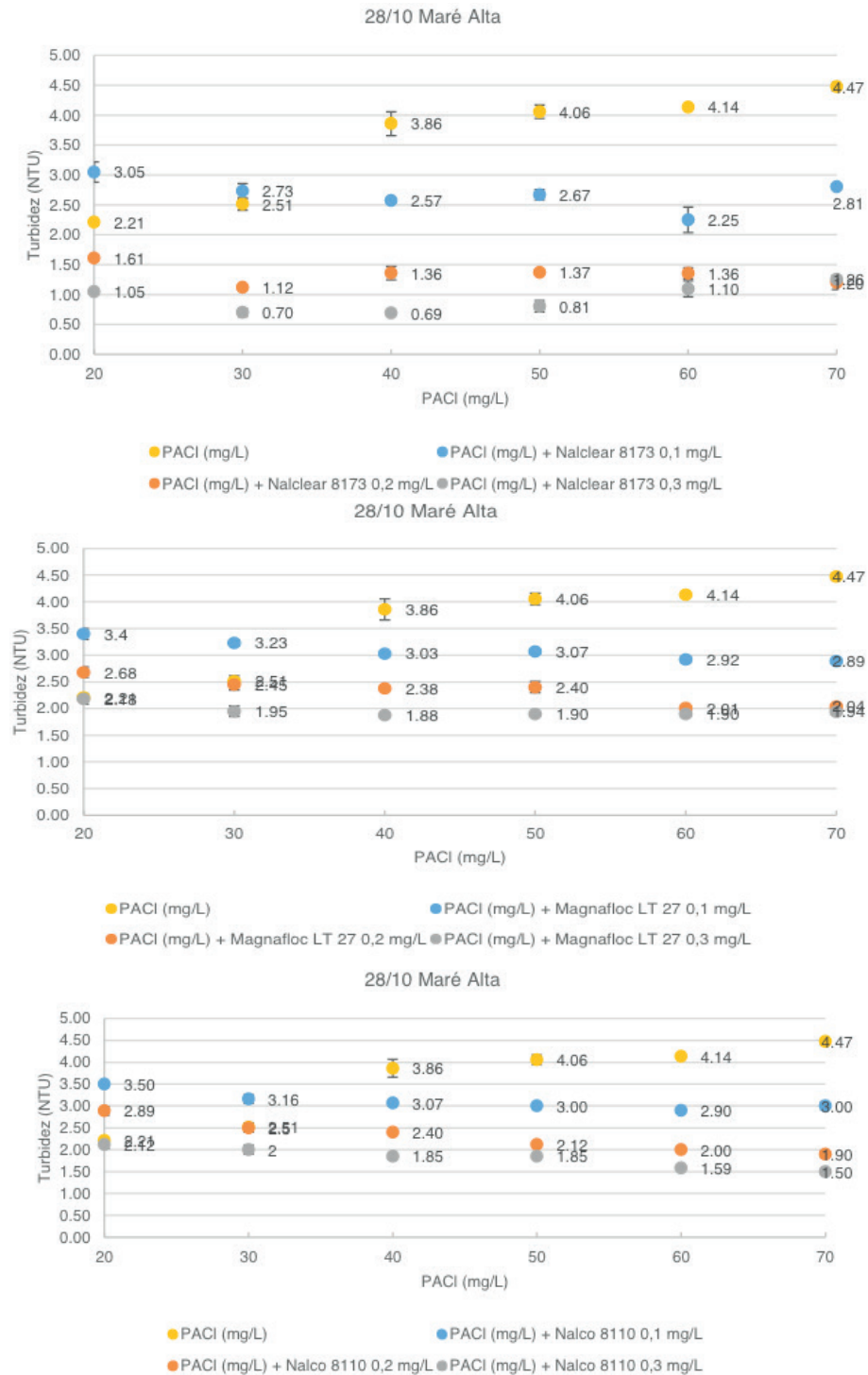




Figura 3 – Resultados com as dosagens de PACI (mg/L) + polímero floculante (mg/L).

Após escolha das melhores condições de dosagem de PACI e polímero, reportadas na Tabela 4, observou-se valores finais de turbidez abaixo de 2 NTU.

Condição	Maré	PACI (mg/L)	Nalclear 8173 (mg/L)	Turbidez (NTU)
1	Baixa	30	0,3	1,41
2	Alta	30	0,3	0,70

Tabela 4 – Melhores condições experimentais.

B. Ensaio com filtro de areia

Após a clarificação das amostras das condições experimentais apresentadas na Tabela 4, foram realizados ensaios de caracterização, incluindo os ensaios de SDI e alumínio (Kit Hach 8326). Para esta etapa, analisou-se as condições 1 e 2 da Tabela 4, pois representam o maior e menor valor de turbidez alcançado. Os resultados da caracterização das amostras clarificadas e posteriormente filtradas são apresentados na Tabela 5.

Maré Alta								Maré Baixa					
Parâmetros	Unidade	Água Bruta	D.P.	Coagulação	D.P.	Filtro	D.P.	Água Bruta	D.P.	Coagulação	D.P.	Filtro	D.P.
Turbidez	NTU	123,7	2	0,7	0,07	0,4	0,4	135	1	1,41	0,02	0,82	0,02
Alumínio	mg/L	0,023	0,001	0,027	0	0,027	0	0,02	0,002	0,028	0	0,028	0
Cloro Livre	mg/L	0,12	0	0	0	0	0	0,13	0,04	0	0	0	0
Cloro Total	mg/L	0,13	0,03	0,1	0	0,1	0	0,26	0,03	0,1	0	0,1	0
Condutividade	mS/cm	45,72	0,13	43,68	0,05	43,65	0	46,04	0,1	43	0	43	0
Cloreto	mg/L	19430	314	18916	80	18346	39	19297	498	18980	20	18500	12
Sulfato	mg/L	1883,2	40	1863	20	1800	10	2402,1	20	2300	18	2258	20
pH	-	7,42	0,03	7,12	0,02	7	0,1	7,32	0,02	7,2	0,01	7,09	0,05
Cálcio	mg/L	368,4	18,3	201,6	8	200,9	1	369,1	18	204,2	1,8	201	1
Magnésio	mg/L	1253,7	17	136,3	1	135,8	1	1264	14,7	137,0	1	136	1
Dureza Total	mg/L	6073,6	10,4	1064,1	6	1050,3	2	6117,8	14,8	1063,4	3	1051,4	2
ST	mg/L	43008	1163	41695	321	41670	230	45556	1251	42698	300	42680	290
SST	mg/L	317	28	6	0	2	0	328	38	4	0	2	0
SDI	---	---	---	5	0,1	4,8	0,07	---	---	4,58	0,05	4,27	0,03
COD	mg/L	6,1	0,3	2,4	0	2,38	0	4,3	0,2	2,1	0,1	2,1	0

Tabela 5 - Caracterização comparativa entre as amostras de água de captação, água clarificada e água após filtro de areia. D.P. = Desvio Padrão.

De acordo com os resultados obtidos, pode-se concluir que para ambas as concentrações de PACI na clarificação das amostras, o valor de alumínio total nas amostras filtradas encontra-se abaixo do estabelecido em projeto (valor máximo de 0,05 mg/L).

Em relação ao valor de SDI, os valores obtidos após clarificação e filtração em leito de areia, se encontram acima de 3 unidades (valor máximo estabelecido em projeto para entrada da água clarificada nos módulos de osmose inversa – O.I.). Assim, optou-se pela substituição do processo de filtração em areia por uma microfiltração, a fim de tentar garantir uma maior qualidade de permeado e redução do SDI.

C. Ensaio com microfiltração

Realizou-se o ensaio com amostras após processo de coagulação-floculação (Tabela 4). A Tabela 6 mostra os resultados encontrados, onde percebe-se claramente uma redução maior dos parâmetros analisados quando comparados ao processo de filtração em areia ilustrado na Tabela 5.

Maré Alta								Maré Baixa					
Parâmetros	Unidade	Água Bruta	D.P.	Coagulação	D.P.	MF	D.P.	Água Bruta	D.P.	Coagulação	D.P.	MF	D.P.
Turbidez	NTU	123,67	2	0,7	0,07	0,33	0	135	1	1,41	0,02	0,44	0
Alumínio	mg/L	0,023	0,001	0,027	0	0,025	0	0,02	0,002	0,028	0	0,027	0
Cloro Livre	mg/L	0,12	0	0	0	0	0	0,13	0,04	0	0	0	0
Cloro Total	mg/L	0,13	0,03	0,1	0	0,1	0	0,26	0,03	0,1	0	0,1	0
Condutividade	mS/cm	45,72	0,13	43,68	0,05	41,98	0	46,04	0,1	43	0	41	0
Cloreto	mg/L	19430	314	18916,2	80	17056,2	19	19297	498	18980	20	17100	32
Sulfato	mg/L	1883,2	40	1863	20	1612	10	2402,1	20	2300	18	2009,1	20
pH	-	7,42	0,03	7,12	0,02	6,8	0,1	7,32	0,02	7,2	0,01	6,88	0,05
Cálcio	mg/L	368,4	28,3	201,6	8	180,3	2,1	369,1	38	204,2	1,8	181,5	1
Magnésio	mg/L	1253,7	47	136,3	1	130,5	2	1264	14,7	137,0	1	129	1
Dureza Total	mg/L	6073,6	100,4	1064,1	6	978,1	2	6117,8	144,8	1063,4	3	974,9	2
ST	mg/L	43008	1163	41695	321	36580	200	45556	1251	42698	300	35200	140
SST	mg/L	317	28	6	0	0	0	328	38	4	0	1	0
SDI	---	---	---	5	0,1	3,1	0,1	---	---	4,58	0,05	2,98	0
COD	mg/L	6,1	0,3	2,4	0	2,1	0,1	4,3	0,2	2,1	0,1	1,98	0

Tabela 6 - Caracterização comparativa entre as amostras de água de captação, água clarificada e água após microfiltração. MF = Microfiltração. D.P. = Desvio Padrão.

D. Ensaios com osmose inversa

Realizou-se o ensaio com amostras após processo de coagulação-floculação (Tabela 4) e filtração em areia (Tabela 6). A Tabela 7 mostra os resultados encontrados, onde percebe-se claramente uma redução maior dos parâmetros analisados quando comparados ao processo de filtração em areia ilustrado na Tabela 5.

Maré Alta								Maré Baixa					
Parâmetros	Unidade	Água Bruta	D. P.	Filtro	D. P.	O. I.	D. P.	Água Bruta	D. P.	Filtro	D. P.	O. I.	D. P.
Turbidez	NTU	0,7	0,07	0,4	0,4	<0,1	0	1,41	0,02	0,82	0,02	<0,1	0
Alumínio	mg/L	0,027	0	0,027	0	0	0	0,028	0	0,028	0	0	0
Cloro Livre	mg/L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cloro Total	mg/L	0,1	0	0,1	0	0	0	0,1	0	0,1	0	0	0
Condutividade	mS/cm	43,68	0,05	43,65	0	13,91	0,1	43	0	43	0	13,98	0,1
Cloreto	mg/L	18916,2	80	18345,9	39	5513,3	10	18980	20	18500	12	5590	4
Sulfato	mg/L	1863	20	1800	10	300,44	3	2300	18	2258	20	326,6	5
pH	-	7,12	0,02	7	0,1	3	0,1	7,2	0,01	7,09	0,05	2,8	0,02
Cálcio	mg/L	201,6	8	200,9	1	77,2	2,3	204,2	1,8	201	1	76,4	3
Magnésio	mg/L	136,3	1	135,8	1	27,8	2,1	137,0	1	136	1	28	1,2
Dureza	mg/L	1064,1	6	1050,3	2	303,4	2	1063,4	3	1051,4	2	302,3	2
COD	mg/L	2,4	0	2,38	0	1,01	0	2,1	0,1	2,1	0	0,99	0

Tabela 7 - Caracterização comparativa entre as amostras de água clarificada, após filtro de areia e após osmose inversa (O.I.). D.P. = Desvio Padrão.

Realizou-se o ensaio com amostras após processo de coagulação-floculação (Tabela 4) e microfiltração (Tabela 6). A Tabela 8 mostra os resultados encontrados, onde percebe-se claramente a maior qualidade deste permeado frente aos outros processos.

Maré Alta								Maré Baixa					
Parâmetros	Unidade	Água Bruta	D. P.	MF	D. P.	O. I.	D. P.	Água Bruta	D. P.	MF	D. P.	O. I.	D. P.
Turbidez	NTU	0,7	0,07	0,33	0,4	<0,1	0	1,41	0,02	0,44	0,02	<0,1	0
Alumínio	mg/L	0,027	0	0,025	0	0	0	0,028	0	0,027	0	0	0
Cloro Livre	mg/L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cloro Total	mg/L	0,1	0	0,1	0	0	0	0,1	0	0,1	0	0	0
Condutividade	mS/cm	43,68	0,05	41,98	0	12,88	0,1	43	0	41	0	12,7	0,02
Cloreto	mg/L	18916,2	80	17056,2	19	2097,4	8,1	18980	20	17100	32	2087,5	3
Sulfato	mg/L	1863	20	1612	10	179,7	1	2300	18	2009,1	20	170,8	2
pH	-	7,12	0,02	6,8	0,1	2,78	0,1	7,2	0,01	6,88	0,05	2,7	0
Cálcio	mg/L	201,6	8	180,3	2,1	0,55	0,1	204,2	1,8	181,5	1	0,49	0,1
Magnésio	mg/L	136,3	1	130,5	2	0,66	0,3	137,0	1	129	1	0,61	0,2
Dureza	mg/L	1064,1	6	978,1	2	4,1	0,1	1063,4	3	974,9	2	3,71	0,1
COD	mg/L	2,4	0	2,1	0,1	0,88	0	2,1	0,1	1,98	0	0,8	0

Tabela 8 - Caracterização comparativa entre as amostras de água clarificada, após microfiltração (MF) e após osmose inversa (O.I.). D.P. = Desvio Padrão.

4 | CONCLUSÕES

A partir dos resultados apresentados, conclui-se que a utilização de 30 mg/L de PACl e 0,3 mg/L de polímero Nalclear 8173, a fim de aumentar a eficiência do processo, diminuindo a turbidez da amostra para abaixo de 1 NTU.

Conclui-se que após o sistema coagulação-floculação, a combinação microfiltração e osmose inversa apresentou a maior redução de todos os parâmetros físico-químicos analisados, principalmente SDI próximo a 3, no entanto, não é possível ainda adequar esta água permeada ao uso em caldeiras de termelétricas, sendo necessário um segundo passe no sistema de osmose inversa, a fim de garantir o polimento final desta água e conseqüentemente, o atendimento a qualidade para uso em caldeiras.

O projeto ITAQUI contempla etapa de clarificação quimicamente assistida e necessária devido a grande quantidade de SST e Turbidez decorrente da grande variação da maré na costa do Maranhão. Neste caso não se justifica a substituição da primeira etapa de clarificação unicamente por membranas.

AGRADECIMENTOS

Sinceros agradecimentos a ENEVA pelo apoio técnico e científico, com questionamentos que fomentaram a pesquisas.

REFERÊNCIAS

1. AL-MALEK, S.; AGASHICHEV, S. P.; ABDULKARIM, M. **Techno-economic aspects of conventional pretreatment before reverse osmosis (Al-Fujairah Hybrid Desalination Plant)**, in IDA World Congress, Singapura, 2005.

2. APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22nd ed. Washington: APHA; AWWA; WEF, 2012.
3. BAKER, R. W. **Membrane Technology and Applications**, 2ª edição, John Wiley & Sons, 2004.
4. DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 2. Ed. São Carlos: RiMA, 2005.
5. FRITZMANN, C.; LÖWENBERG, J.; WINTGENS, T.; MELIN, T. **State-of-the-art of reverse osmosis desalination**. *Desalination*, v. 216, p. 1–76, 2007.
6. HABERT, A. C.; BORGES, C. P.; NOBREGA, R. **Processos de Separação por Membranas**. E-papers Serviços Editoriais Ltda. Rio de Janeiro, pp. 180, 2006.
7. JINMING, D.; JIANHUI, W.; NIGEL, G.; FRANCIS, W. **Coagulation of humic acid by aluminium sulphate in saline water conditions**. *Desalination*, v. 150, p. 1-14, 2002.
8. TAYLOR, J. S.; JACOBS, E. P. **Reverse osmosis and nanofiltration**. In: Joel Mallevalle et al (eds), *Water Treatment Membrane Processes*, pp. 9.1-9.70. McGraw Hill, New York, 1996.
9. VIAL, D.; DOUSSAU, G.; GALINDO, R. **Comparison of three pilot studies using Microza® membranes for Mediterranean seawater pre-treatment**, *Desalination*, 156, pp. 43–50, 2003.
10. WOLF, P. H.; SIVERNS, S. **The new generation for reliable RO pre-treatment**, In *International Conference on Desalination Costing*, Limassol, 2004.

QUALIDADE DAS ÁGUAS DO PARQUE LAGOAS DO NORTE, TERESINA-PI

Rafael Diego Barbosa Soares

Doutorando em Desenvolvimento e Meio Ambiente pela Universidade Federal do Piauí (UFPI).
Teresina-PI

Carlos Ernando da Silva

Professor Titular da Universidade Federal do Piauí junto ao Departamento de Recursos Hídricos, Geotecnia e Saneamento Ambiental do Centro de Tecnologia.
Teresina-PI

Ronne Wesley Lopes da Cruz

Discente de Engenharia Civil da Universidade Federal do Piauí (UFPI).
Teresina-PI

RESUMO: Com intuito de contribuir para o conhecimento da qualidade da água do parque Lagoas do Norte, estudos foram desenvolvidos visando avaliar sazonalmente este ambiente sob a óptica da dimensão ambiental. A área estudada tem estado sujeita a uma gama de alterações ambientais devido à intensa urbanização. O objetivo deste trabalho foi relacionar dados físico, químicos e biológicos com a influência do período sazonal. Foram estabelecidos quatro pontos de coleta ao longo das lagoas próximas à sede administrativa do parque obedecendo à sazonalidade. Foram realizadas medidas de pH, temperatura, oxigênio dissolvido, demanda

biológica de oxigênio, sólidos totais, nitrato, fósforo total, turbidez, condutividade elétrica e coliformes fecais. Com os dados obtidos foi realizada a análise dos componentes principais (ACP), os dois primeiros fatores explicaram 97,88% da variação dos dados físico-químicos e biológicos. O fator 1 explicou 93,51% da variação dos dados e o fator 2 explicou 4,36% da variação dos dados físico-químicos e biológicos. Os resultados obtidos neste trabalho demonstram que as águas das Lagoas do Norte estão impactadas pela ação antrópica, sendo necessário que devam ser implementadas alternativas de restauração/preservação da vegetação do entorno para que haja uma maior qualidade de suas águas, e com isso eliminando o lançamento de esgotos domésticos e dejetos de animais no curso d'água, além de campanhas educacionais com a população local.

PALAVRAS-CHAVE: ação antrópica; qualidade da água; parque lagoas do Norte.

ABSTRACT: In order to contribute to the knowledge of the water quality of the Lagoas do Norte park, studies were developed aiming to evaluate this environment seasonally from the perspective of the environmental dimension. The study area has been subject to a range of environmental changes due to intense urbanization. The objective of this work was to

relate physical, chemical and biological data with the influence of the seasonal period. Four collection points were established along the lagoons near the park's administrative headquarters according to seasonality. Measurements of pH, temperature, dissolved oxygen, biological oxygen demand, total solids, nitrate, total phosphorus, turbidity, electrical conductivity and fecal coliforms were performed. With the obtained data the principal component analysis (PCA) was performed, the first two factors explained 97.88% of the variation of the physicochemical and biological data. Factor 1 explained 93.51% of the data variation and factor 2 explained 4.36% of the physicochemical and biological data variation. The results obtained in this work demonstrate that the waters of Lagoas do Norte are impacted by anthropic action, and it is necessary that alternative restoration / preservation of the surrounding vegetation must be implemented in order to have a higher quality of its waters, and thus eliminating the release. domestic sewage and animal waste in the watercourse, as well as educational campaigns with the local population.

KEYWORDS: anthropic action; water quality; Northern lagoons park.

1 | INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural essencial, seja como componente bioquímico dos seres vivos, como meio de vida de inúmeras espécies vegetais e animais ou como fator de produção de vários bens de consumo, tanto final quanto intermediário. Aceita-se atualmente que as formas de vida vegetal e animal somente evoluíram sobre a face da Terra à medida que desenvolveram mecanismos de adaptação e sobrevivência fora do ambiente aquático, principalmente para minimizar as perdas de água. Em igual escala, a ascensão e queda de várias civilizações ocorreram em função de conflitos e da exploração que estas fizeram dos recursos hídricos e dos solos (ROSA et al., 2000).

A preservação da qualidade das águas é essencial ao equilíbrio aquático e para o abastecimento da população. Juntamente com as mudanças climáticas e a segurança alimentar, a segurança da água é um dos maiores desafios do século 21. No Fórum Econômico Mundial, em seu relatório Riscos Globais 2012, a água foi identificada como um dos cinco principais riscos para a saúde social, econômica e ambiental (The Royal Academy of Engineering, 2012).

Na cidade de Teresina, capital do estado do Piauí há um domínio lacustre com um conjunto de 9 (nove) lagoas interligadas localizadas entre os rios Poti e Parnaíba, que abriga no seu entorno um grande número de famílias de baixa renda, que haviam se instalado na região por meio de ocupações desordenadas. Nos últimos anos a prefeitura de Teresina criou o projeto Parque Lagoas do Norte, que teve como objetivo principal o incremento de condições ambientais, urbanas e de desenvolvimento econômico social da região conhecida como Lagoas do Norte. Antes da implantação do programa a região se caracterizava por uma ocupação

desordenada da área e irregular, trazendo riscos à saúde humana. Tratava-se de uma região ocupada por população de baixa renda em condições precárias e insalubres, com habitações em risco permanente de inundação e sem provimento de serviços básicos de saneamento (PMT, 2007).

O Monitoramento das Lagoas do Norte é de fundamental importância para o acompanhamento deste ambiente. Neste contexto, o objetivo deste estudo foi relacionar os dados em questão com a influência do período sazonal. Desta forma, será possível avaliar a evolução da qualidade do corpo aquático e suas tendências de variação anual. Conhecer melhor estes padrões permitirá o desenvolvimento de estratégias mais eficazes de gestão, uma vez que, para assegurar a qualidade da água, além de estar atento e acompanhar a água durante toda a estação de tratamento, a fonte da água é um fator determinante.

2 | MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O município de Teresina, capital do Estado do Piauí, está localizado na mesorregião Centro-Norte piauiense, na região denominada Meio Norte do Brasil, tendo como coordenadas geográficas 5°05'12", de latitude Sul e 42°48'42" de longitude Oeste, na área da Bacia Hidrográfica do rio Parnaíba, mais especificamente na sua margem direita. Possui altitude média de 74,4 metros a cima do nível médio do mar. (BASTOS e ANDRADE JÚNIOR, 2008). De acordo com o IBGE, o território de Teresina compreende uma área de 1.391,981 Km², onde segundo a Secretaria Municipal de Planejamento e Coordenação de Teresina (SEAMPLAM), 17% são considerados área urbana e 83% área rural (PMSB, 2013).

Dentro desta área urbana localiza-se o Parque Ambiental Lagoas do Norte, no bairro no bairro Matadouro, zona norte da cidade de Teresina – PI. A primeira parte foi inaugurada em 28 de junho de 2012 é constituído de duas Lagoas: Cabrinha, medindo 260 metros de comprimento por 152 metros de largura e do Lourival, medindo 400 metros de comprimento por 150 metros de largura (Figura 1).

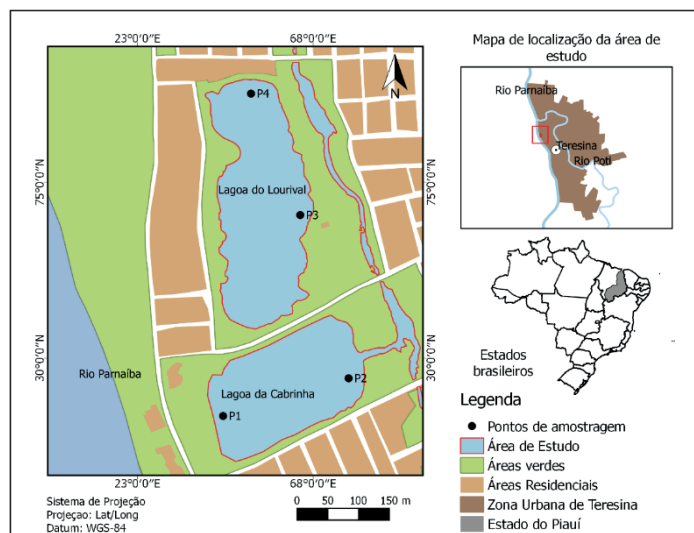


Figura 1. Pontos de Coletas realizadas no Parque Lagoas do Norte, Teresina-PI

O Parque também é composto por várias áreas de Convivência com Quiosques, Ciclovia infantil e adulto, brinquedos, Pista de Patins, Pista de Skate, aparelhos de ginástica, além de quadras esportivas e vestiário. (PMT, 2012).

Os pontos de coleta foram determinados próximo a área da sede administrativa do Parque, que correspondem as Lagoas da Cabrinha e do Lourival para avaliação da qualidade da água desta região (Tabela 1).

Pontos de Coleta	Coordenadas
P-01 – Lagoa da Cabrinha	Latitude: 5°3'58.95" S Longitude: 42°50'7.94 O
P-02 – Lagoa da Cabrinha	Latitude: 5°3'56.84" S Longitude: 42°50'1.33" O
P-03 – Lagoa do Lourival	Latitude: 5°3'48.25" S Longitude: 42°50'4.04" O
P-04 – Lagoa do Lourival	Latitude: 5°3'41.87" S Longitude: 42°50'6.76" O

Tabela 1. Coordenadas Geográficas dos pontos de coleta das variáveis físico-químicas nas Lagoas do Norte.

2.2 Procedimentos Amostrais e Analíticos

O trabalho foi constituído em análise das variáveis físico-químicas da água das Lagoas do Norte (Lagoa da Cabrinha e do Lourival) em quatro pontos. A pesquisa ocorreu em diferentes fases, tais como: o levantamento bibliográfico e documental referente ao Parque Lagoas do Norte, junto a órgãos públicos; levantamento de informações referentes ao crescimento urbano da cidade de Teresina.

As amostragens das variáveis físico-químicas e biológicas da água foram realizadas mensalmente em quatro pontos de coleta: P1 – Lagoa da Cabrinha; P2 – Lagoa da Cabrinha; P3 – Lagoa do Lourival e P4 – Lagoa do Lourival, no turno da manhã (entre janeiro de 2016 a novembro de 2016). As amostras foram analisadas

no Laboratório de Saneamento do Centro de Tecnologia da Universidade Federal do Piauí em Teresina.

Para determinar a qualidade da água foram determinados seguintes parâmetros: pH; oxigênio dissolvido (OD) mg/L; condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$); temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$); nitrato (mg/L); fósforo total (mg/L); coliformes termotolerantes (NMP/100mL); demanda bioquímica de oxigênio ($\text{DBO}_{5/20}$) mg/L; turbidez (NTU) e sólidos totais (mg/L). Todas as determinações analíticas foram realizadas de acordo com os procedimentos estabelecidos no Standard Methods (APHA, 2005).

Para a avaliação da variação dos parâmetros de físicos e químicos e sua relação os coliformes fecais, foi utilizada a análise fatorial em componentes principais (Análise dos Componentes Principais – ACP) (Legendre e Legendre, 1988). A análise foi obtida utilizando o software PAST (PAleontological STatistics) 2.16 (HAMMER ET AL., 2001).

3 | RESULTADOS E DISCUSSÕES

Através da Análise de Agrupamentos foi possível a construção de um dendograma com a distância euclidiana relacionando todos os dados físico, químicos e microbiológicos simultaneamente, considerando 40 amostras (4 pontos x 10 períodos de avaliação) (Figura 2). Quanto mais similares duas amostras entre si, menor é a distância euclidiana entre elas. Essa distância é medida a partir do valor zero no eixo X até o ponto em que há uma bifurcação que separa estas duas amostras. Por exemplo, as amostras P3-Mar e P3-Abr foram as mais similares entre si de todo o conjunto analisado. Além disso, ficou evidente a formação de um grupo bastante similar que englobou todas as amostras coletadas no período seco com uma distância aproximada de 10. Portanto, o Ponto 2 teve uma variação pequena em relação aos parâmetros avaliados nos períodos seco e chuvoso.

Através dessa análise estatística notou-se que os parâmetros mensurados foram bastante variáveis entre os distintos pontos e entre os diferentes períodos de análise, considerando-se o agrupamento aleatório das amostras observado no dendograma formou-se um grupo bem definido, o que está relacionado à relativa estabilidade de suas características físicas, químicas e biológicas.

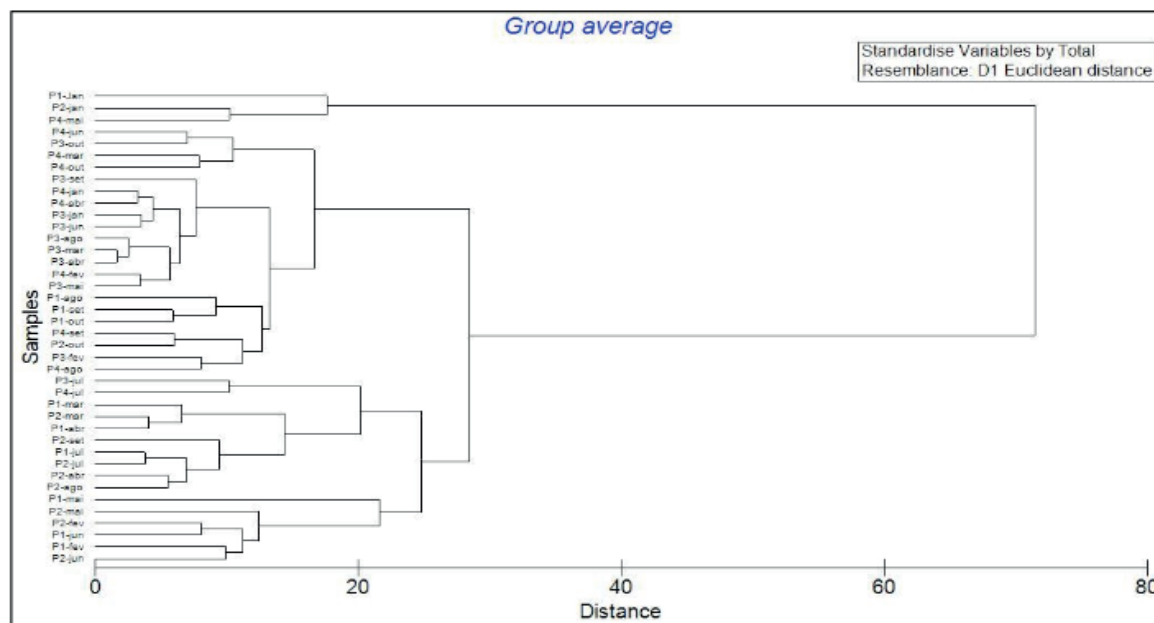


Figura 2. Análise de Agrupamentos Hierárquicos nos dados físicos, químicos e microbiológicos nas Lagoas do Norte em dez períodos de avaliação (de janeiro a outubro de 2016). O dendrograma foi construído pela distância euclidiana

A análise dos componentes principais (PCA) baseada nos dados físico, químicos e biológicos, revelou um padrão, os dois primeiros fatores explicaram 97,88% da variação dos dados físico-químicos e biológicos. O fator 1 explicou 93,51% da variação dos dados e associou diretamente os parâmetros: temperatura, saturação de oxigênio, sólidos totais, condutividade, turbidez e coliformes fecais e estes inversamente correlacionados com oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, nitrato, fósforo total e pH. O fator 2 explicou 4,36% da variação dos dados físico-químicos e biológicos e associou diretamente os parâmetros: temperatura, oxigênio dissolvido, saturação de oxigênio, demanda bioquímica de oxigênio, condutividade, turbidez, nitrato, fósforo total e pH, estes inversamente correlacionados com coliformes fecais (Tabela 2).

	PC1	PC2
Autovalores	37,4075	1,7464
% de explicação	93,519	4,366
Temperatura (°C)	1,5734	0,28095
OD (mg/L)	-2,6458	0,25834
OD (% saturação)	5,387	0,51028
DBO (mg/L)	-4,0458	0,87211
Sólidos totais (mg/L)	6,8402	0,91502
Condutividade (S/cm)	8,8662	1,03200
Turbidez (NTU)	0,75133	-0,13014
Nitrato (mg/L)	-9,3132	-0,02245
Fósforo (mg/L)	-9,1773	-0,16967
<i>E.Coli</i> (NMP/100 mL)	4,1019	-3,78070

Tabela 2. Análise dos componentes principais dos dados físico-químicos e biológicos das Lagoas do Norte no período de janeiro/2016 a outubro/2016

A temperatura correlaciona-se diretamente com a dissolução de oxigênio na água, sendo afetada quando poluentes orgânicos biodegradáveis são lançados no curso receptor.

Esta variável é resultante de variações climáticas, sendo que elevadas temperaturas podem ser resultantes do lançamento de águas aquecidas, podem acarretar um impacto ecológico significativo (APHA, 2005), uma vez que, muitas propriedades da água estão relacionadas com a temperatura. A dissolução do oxigênio é um parâmetro que sofre influência direta da temperatura da água, uma vez que, a 0°C seu valor é de 14mg/L, a 35°C esse valor cai menos que 7 mg/L (BRAILE., CAVALCANTI, 1979).

A elevação na temperatura das águas resulta também na diminuição da sua viscosidade, o que implica na precipitação do plâncton, estimulando assim a atividade biológica, resultando em consumo de oxigênio. Por isso, as condições sanitárias tendem a se agravar durante o período com menos chuva (FINOTTI et al., 2009).

Quando um efluente que contém compostos biodegradáveis, como é o caso do esgoto doméstico, em que, as bactérias originalmente presentes na água degradam esses compostos e consomem o oxigênio dissolvido na água (SANT'ANNA JUNIOR, 2010). Os valores de % OD calculados para os quatro pontos, indicam que os mesmos recebem esgotos domésticos, uma vez que os valores de % OD não inferiores a 100% (Figura 3).

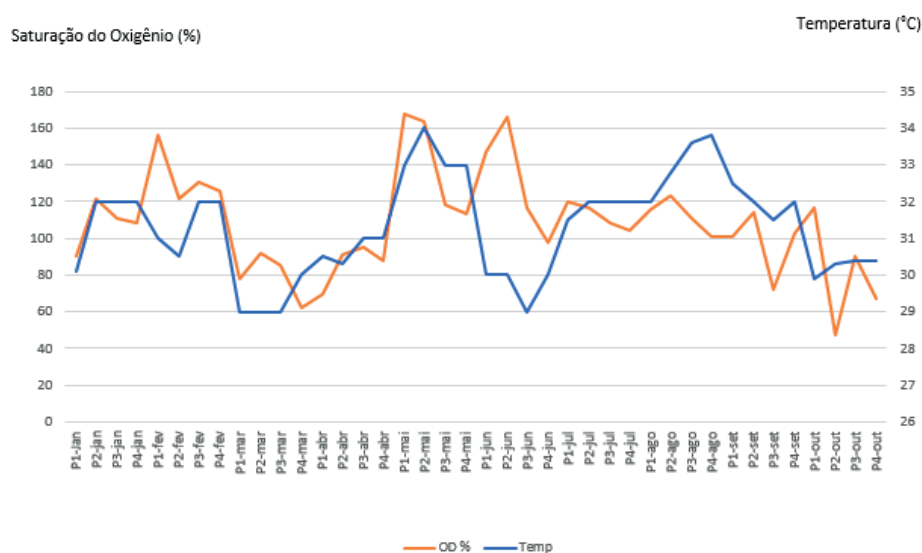


Figura 3: Variação da saturação de oxigênio e temperatura da água – Lagoas do Norte, Teresina-PI.

O parâmetro oxigênio dissolvido (OD) apresentou o mesmo comportamento do pH, sendo os maiores valores médios encontrados na ordem de 7,8 mg L⁻¹. Sabe-se

que baixos valores de OD e pH em corpos d'água estão associados ao processo de decomposição da matéria orgânica, gerando ácidos húmicos e fúlvicos (COSTA et al, 2006).

A temperatura média da água nos pontos de amostragem apresentou pequena variação (29,9, a 32,0 °C), não se registrando diferença significativa entre eles (Figura 4).

A condutividade elétrica das águas superficiais das lagoas teve seus níveis médios variando de 164 a 541 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Esses valores, de acordo com a Cetesb (2008), indicam ambiente ainda está impactado, pois, segundo essa fonte, considera-se ambiente impactado quando o valor de condutividade é superior a 100 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Os valores de condutividade elétrica podem ser afetados pelas características geoquímicas da região, pela pluviosidade ou pela concentração de sólidos totais (ESTEVEZ 1998, KRUPKE ET AL. 2008, OLIVEIRA et al. 2008, CABRAL 2007). No presente estudo, foram observados maiores valores médios de condutividade no período seco, acordando com os autores anteriormente citados. A Condutividade também fornece uma boa indicação das modificações na composição de uma água, especialmente na sua concentração mineral, aumentando à medida que mais sólidos dissolvidos são adicionados (PHILIPPI JR et al.,2014).

Os sólidos totais tiveram suas concentrações médias 177,5 mg L^{-1} . O menor valor de sólidos totais, 40 mg L^{-1} , foi verificado no ponto 1, que também apresentou baixa condutividade elétrica (185,9 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), valores estes que podem estar relacionados à baixa pluviosidade observada no período da campanha, a qual poderia levar a um efeito de diluição. A entrada de sólidos na água pode ocorrer de forma natural (processos erosivos, organismos e detritos orgânicos) ou antropogênica (lançamento de resíduo e esgoto). (BRASIL, 2006). Para análise dos coliformes termotolerantes, é importante verificar as taxas de pluviosidade dos locais amostrados, pois as concentrações podem variar de acordo com a precipitação. Em intervalos com maior frequência de chuvas, pode ocorrer diluição de poluentes (BELLUTA et al. 2009).

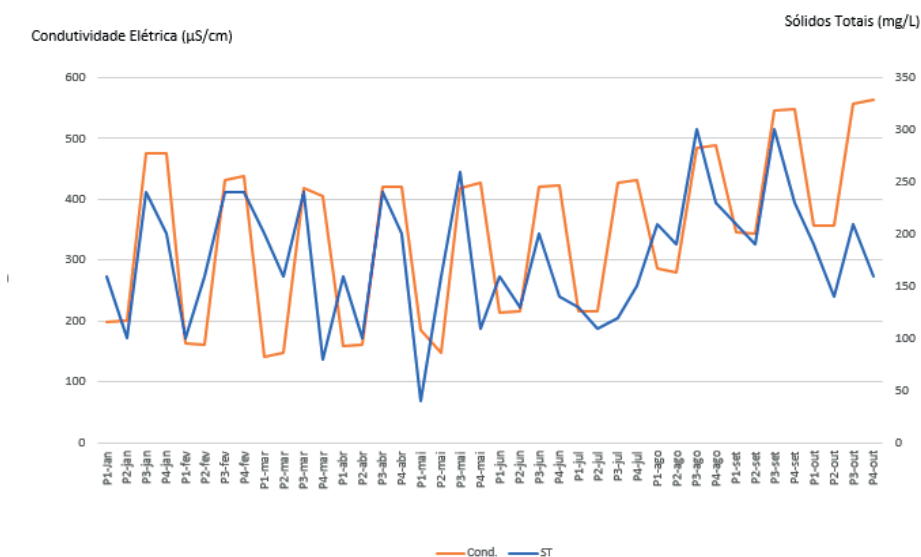


Figura 4: Variação da Condutividade Elétrica e Sólidos Totais – Lagoas do Norte, Teresina-PI.

No presente estudo observa-se a correlação positiva entre coliformes termotolerantes e sólidos totais, na figura 5 observa-se que esta associação pode estar associada ao aumento dos sólidos totais, sendo uma situação que favorece a proliferação bacteriana em corpos d'água, conforme discutido por Palhares e Calijuri (2007), em estudo sobre a interferência da suinocultura na qualidade da água. Segundo esses autores, a matéria orgânica favorece o crescimento de microrganismos, influenciando altos valores de DBO e conseqüentemente uma diminuição de oxigênio dissolvido, podendo afetar a vida aquática.

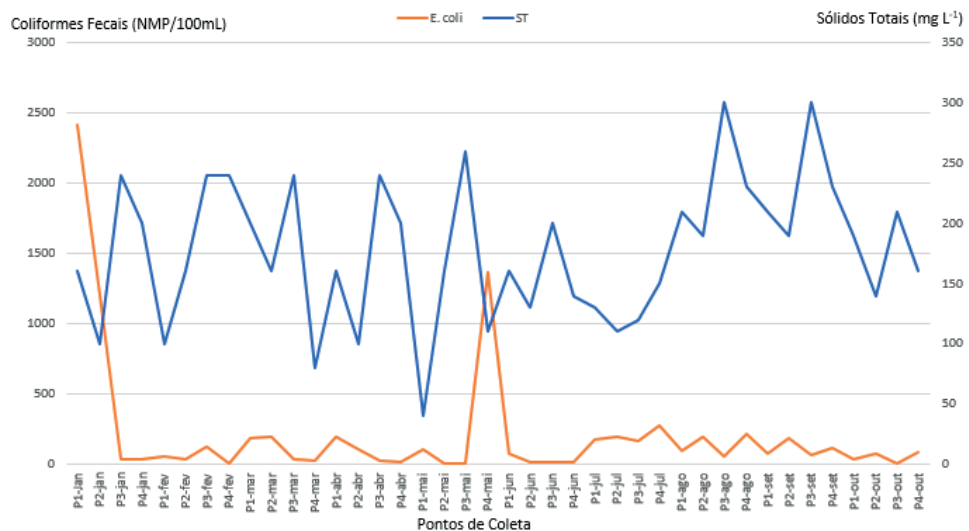


Figura 5: Variação Coliformes Totais e Sólidos Totais – Lagoas do Norte, Teresina-PI.

4 | CONCLUSÃO

Os resultados obtidos neste trabalho demonstram que as águas das Lagoas do Norte estão impactadas pela ação antrópica. Embora as pesquisas que visam a diagnosticar e tratar ambientes aquáticos degradados tenham aumentado muito nas últimas décadas, ainda se está longe do ideal. Os corpos hídricos brasileiros estão cada vez mais impactados. Considerando os resultados e as características das Lagoas do Norte, é necessário que devam ser implementadas alternativas de restauração/preservação da vegetação do entorno para que haja uma maior qualidade de suas águas, e com isso eliminando o lançamento de esgotos domésticos e dejetos de animais no curso d'água, além de campanhas educacionais com a população local.

REFERÊNCIAS

APHA, **Standard Methods for the examination of water and wastewaters 21 th edition**, American Public Health Association, Washington, 2005.

- BASTOS, A. E.; ANDRADE JUNIOR, A. S. Boletim agrometeorológico de 2007 para o município de Teresina, PI. Teresina: **Embrapa Meio-Norte**, 2008.
- BELLUTA I, SILVA AMM, CAMARGO C.H.C, RALL V.L.M. Impacts on the springs of Cintra Stream (Botucatu, São Paulo State, Brazil) and downstream variations in water quality. **Acta Limnological Brazilian** 21: 11-24, 2009.
- BRASIL. **Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano**. Brasília: Ministério da Saúde, 2006.
- CABRAL, D.C. A Bacia Hidrográfica como unidade de análise em história ambiental. **Revista de História Regional** 12(1): 133-162, Versão 2007.
- COSTA, A. M. B.; MELO, J. G.; SILVA, F. M. Aspectos da salinização das águas do aquífero cristalino no estado do Rio Grande do Norte, Nordeste do Brasil. **Águas Subterrâneas**, v.20, n.1, p.67-82, 2006.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1988.
- FINOTTI, A.R.; FINKLER, R.; SILVA, M.D.; CEMIN, G. **Monitoramento de recursos hídricos em áreas urbanas**. Caxias do Sul: EDUCS, 2009. 270 pp
- KRUPEK, R.A; BRANCO, C.C.Z.; PERES, C.K. **Macroalgas de riachos da bacia do rio das Pedras, região Sul do Brasil**. Hoehnea, São Paulo, v.35, n.2, p. 25-44, 2008.
- OLIVEIRA L.C, GOMES B.M, BAUMGARTNER G, SEBASTIEN N.Y. Variação espacial e temporal dos fatores limnológicos em riachos da microbacia do rio São Francisco Verdadeiro. **Engenharia Agrícola** 28: 770-781, 2008.
- PALHARES J.C.P, CALIJURI M.C. Caracterização dos afluentes e efluentes suínícolos em sistema de crescimento/ terminação e qualificação de seu impacto ambiental. **Ciência Rural** 37: 502-509, 2007.
- PHILIPPI JR, Arlindo (Ed.) et al. **Curso de Gestão Ambiental**. Barueri: Manole, 2014
- PMT, Prefeitura Municipal de Teresina. **Plano Municipal de Saneamento Básico de Teresina**, 2013.
- SANT'ANNA JUNIOR, G. L. **Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações**. Rio de Janeiro: Interciência, 2010.
- THE ROYAL ACADEMY OF ENGINEERING. **Engineering the future of water**. Review of 2011 discussion series London, 2012.

CARACTERIZAÇÃO MORFOMÉTRICA DA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO SANTO AMARO, ESTADO DO ESPÍRITO SANTO

Caio Henrique Ungarato Fiorese

Centro Universitário São Camilo, Curso de
Engenharia Ambiental
Castelo – Espírito Santo

Herbert Torres

Centro Universitário São Camilo, Curso de
Engenharia Ambiental
Cachoeiro de Itapemirim – Espírito Santo

Gilson Silva Filho

Centro Universitário São Camilo, Curso de
Engenharia Ambiental
Cachoeiro de Itapemirim – Espírito Santo

RESUMO: O estudo sobre bacias hidrográficas tem se tornado relevante por ser um importante alicerce em fatores como planejamento territorial, qualidade ambiental e de vida. O objetivo deste estudo foi analisar as características morfométricas da sub-bacia hidrográfica do ribeirão Santo Amaro (BHRSA), na região Sul do estado do Espírito Santo, como forma de subsidiar melhorias na área. Os procedimentos ocorreram com auxílio do ArcGIS®. A base de dados utilizada foi o GEOBASES/ES, que forneceu os arquivos acerca das curvas de nível do local estudado. No recurso Arc Hydro Tool, foi delimitada a BHRSA e traçada toda a linha de drenagem da região. Foram determinadas as características geométricas, de relevo e de drenagem, por meio

de expressões matemáticas encontradas na literatura considerada. A obtenção dos valores ocorreu através do Microsoft Excel, além de realizada uma caracterização hierárquica dos canais. O valor da razão de alongação induz a um risco a enchentes na BHRSA, contudo, não é elevado, devido ao fator de forma e coeficiente de compacidade. Há grande amplitude altimétrica e de declividade, evidenciando irregularidades no relevo local, que é mais propício a cultivos agrícolas. A bacia apresenta drenagem e abastecimento dos cursos hídricos considerados bons, porém, inferiores em relação a outras bacias. Há maior predominância de rios de ordem 1, realçando a importância da preservação das áreas de preservação permanentes. É de relevância a atuação do comitê local de bacias hidrográficas quanto a contenção da erosão das terras locais atrelada a um bom planejamento do uso e ocupação das terras.

PALAVRAS-CHAVE: Análise ambiental; Geoprocessamento; Planejamento Regional; Recursos Hídricos.

MORPHOMETRIC CHARACTERIZATION
OF THE RIBEIRÃO SANTO AMARO
HYDROGRAPHIC SUB-BASIN, STATE OF

ABSTRACT: The study of watersheds has become relevant because it is an important foundation in factors such as territorial planning, environmental quality and life. The objective of this study was to analyze the morphometric characteristics of the Santo Amaro stream sub-basin (SASB), in the southern region of the state of Espírito Santo, as a way to support improvements in the area. The procedures were performed with the aid of ArcGIS®. The database used was GEOBASES/ES, which provided the archives about the contours of the studied site. In the Arc Hydro Tool feature, the SASB was delimited and the entire drainage line of the region was drawn. The geometric, relief and drainage characteristics were determined through mathematical expressions found in the literature considered. The values were obtained through Microsoft Excel, as well as a hierarchical characterization of the channels. The elongation ratio value induces a flood risk in SASB, however, is not high due to the form factor and compactness coefficient. There is great altimetric amplitude and slope, showing irregularities in the local relief, which is more conducive to agricultural crops. The basin has drainage and supply of water courses considered good, but inferior in relation to other basins. There is a greater predominance of order 1 rivers, highlighting the importance of preserving permanent preservation areas. Relevant is the action of the local river basin committee on the containment of local land erosion linked to good planning of land use and occupation.

KEYWORDS: Environmental analysis; Geoprocessing; Regional planning; Water resources.

1 | INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural de extrema importância para a vida, pois, além de proporcionar condições básicas para sobrevivência das espécies e de manter o equilíbrio dos ecossistemas terrestres, a água contribui para garantir o desenvolvimento territorial e econômico. Esse recurso atende a demanda de atividades agrícolas, processos industriais, geração de energia elétrica e outras atividades humanas (MESQUITA, 2017).

Uma bacia hidrográfica envolve explicitamente o conjunto de terras drenadas por um corpo d'água principal e seus afluentes, sendo a unidade mais apropriada para o estudo qualitativo e quantitativo da água (SCHIAVETTI; CAMARGO, 2002). Segundo Trajano et al. (2012), as bacias hidrográficas são unidades estudadas na gestão dos recursos hídricos, sendo áreas de captação natural da água e de atividades humanas. Nela, fazem parte todas as áreas urbanas, industriais, agrícolas ou de preservação.

Uma bacia hidrográfica pode ser considerada como um ente sistêmico, onde ocorrem os balanços de entrada das águas pluviais e saída de água por meio do seu exutório, permitindo que sejam delineadas bacias e sub-bacias interconexadas por

sistemas hídricos (PORTO; PORTO, 2008).

As condições decorrentes do espaço geográfico no meio rural e urbano têm desencadeado uma série de problemas relacionados à utilização dos recursos naturais (CRISPIM; SOUZA, 2016). Dessa forma, a caracterização morfométrica de bacias hidrográficas é um dos primeiros e mais comuns procedimentos executados em análises hidrológicas ou ambientais, e tem como objetivo elucidar as várias questões relacionadas com o entendimento da dinâmica ambiental local e regional (TEODORO et al., 2009).

Abordagens que integrem informações obtidas nos cálculos dos índices morfométricos são relevantes para haver um planejamento de determinada bacia hidrográfica. Utilizar as informações geradas pode subsidiar a criação de estratégias de gerenciamento ambiental, uma vez que apresentam várias possibilidades de integração com uso e cobertura do solo, qualidade de água, erosão, exploração de recursos ambientais e dinâmica socioeconômica de determinada área, oferecendo auxílio no planejamento ambiental integrado das bacias hidrográficas em estudo (SOARES et al., 2016).

A caracterização morfométrica de bacias, sobretudo as que estão localizadas em ambientes rurais, também é essencial para a elaboração e implementação de projetos agroambientais regionais, pois os resultados podem auxiliar na compreensão do escoamento superficial da área considerada (NARDINI; CAMPOS; FELIPE, 2013). Além disso, a caracterização morfométrica expressa a relação solo-superfície de uma bacia hidrográfica, levando em consideração o relevo, a rede de drenagem e processos ambientais que permitem analisar os atributos geomorfológicos da região (PEREIRA et al., 2019).

Na atualidade, a análise morfométrica de bacias hidrográficas é feita pela integração de informações em ambiente de Sistemas de Informações Geográficas (SIG) (CARDOSO et al., 2006). A integração de técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento se dá por meio dos SIG's, que se configuram em ferramentas capazes de fornecer informações sobre a superfície da Terra, contribuindo para o monitoramento de áreas em diferentes escalas de mapeamento, em nível local, regional e global. Nesse sentido, a utilização destas geotecnologias vem evoluindo significativamente nos últimos anos, abrangendo diferentes organizações nas áreas de administração municipal, infra-estrutura, gestão ambiental, educação, entre outras (KALISKI; FERRER; LAHM, 2010).

Com auxílio de geotecnologias e diante da relevância da temática abordada, o objetivo deste estudo foi avaliar e descrever as características morfométricas da sub-bacia hidrográfica do ribeirão Santo Amaro, no estado do Espírito Santo, com vistas à subsidiar melhorias na área.

2 | METODOLOGIA

Este estudo se baseou em uma pesquisa exploratória acerca das características morfológicas da sub-bacia hidrográfica do ribeirão Santo Amaro (sigla - BHRSA). O local estudado é predominante rural e abrange parte dos municípios de Muniz Freire, Conceição do Castelo e Castelo, sendo uma região caracterizada por forte atividade agropecuária. De acordo com Sebrae (2005), o ribeirão possui cinco importantes afluentes e deságua no rio Castelo, além de estar inserido na bacia do Rio Itapemirim. A Figura 1 mostra a localização da BHRSA.

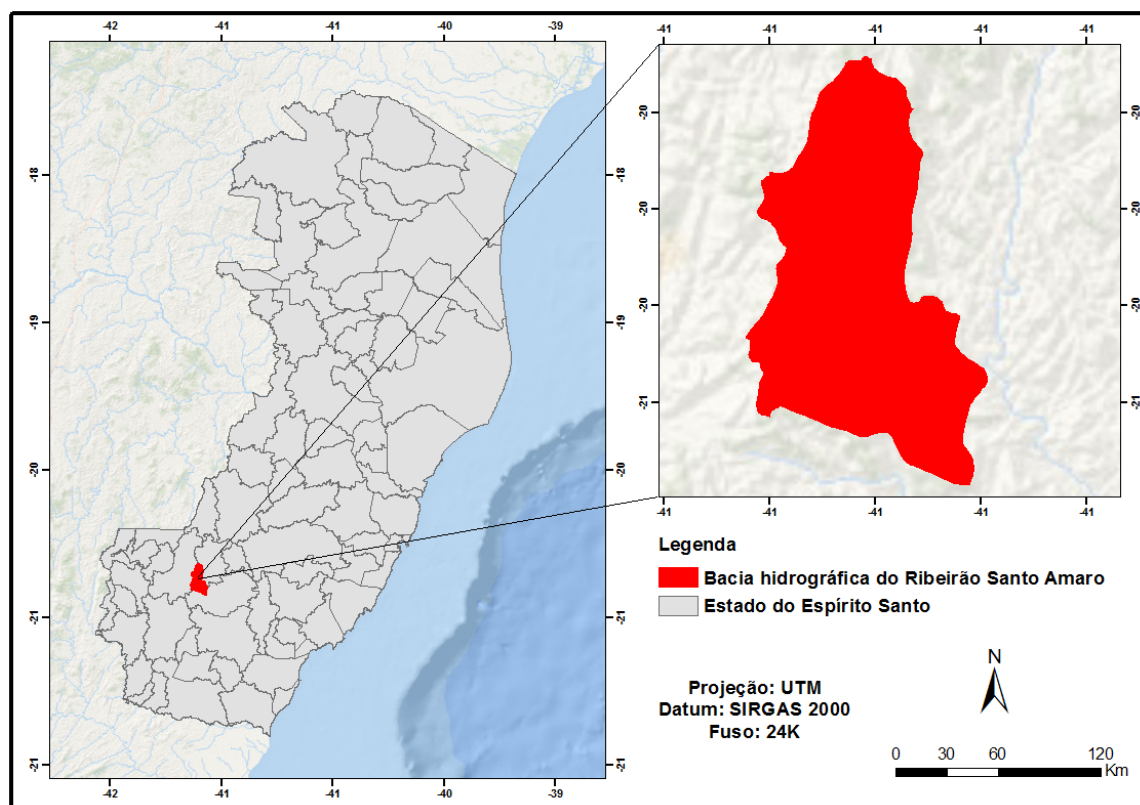


Figura 1 – Localização da BHRSA no estado do Espírito Santo

Fonte: Os Autores (2019).

A base de dados utilizada foi o Sistema Integrado de Bases Geoespaciais do Estado do Espírito Santo (GEOBASES) e o sítio eletrônico do Instituto Jones dos Santos (IJSN), em que foram consultados, os arquivos *curvas de nível* e *municípios*, em formato shapefile (shp). Com auxílio do programa ArcMap na versão 10.2.2 e dos arquivos, foi gerado um Modelo Digital de Elevação (MDE) da região de interesse. Para tal, antes de elaborar o MDE e com base na ferramenta *clip*, do ArcMap, foi feito um recorte das curvas de nível para os três municípios para, no final, delimitar a bacias hidrográfica considerada. Os procedimentos de delimitação da bacia e da sua rede de drenagem ocorreram com auxílio do recurso Arc Hydro Tools, em versão compatível à do ArcGis utilizada neste trabalho. O método passo a passo, da inserção do MDE no layout até a delimitação da sub-bacia, foi feito de acordo com

Processamento Digital (2015).

Os procedimentos quanto à determinação dos valores estudados foram semelhantes aos estudos feitos por Sousa e Paula (2016). Através da preparação do banco de dados requerido, foi possível realizar a análise hidrológica da sub-bacia hidrográfica do ribeirão Santo Amaro. Essas ferramentas do ArcMap possibilitam determinar parâmetros como, por exemplo, fluxo acumulado e sua direção, ordenamento dos cursos d'água e divisores de água (SANTOS; LOUZADA; EUGÊNIO, 2010). Nesta pesquisa, foram levantadas, por meio do ArcGIS, as seguintes características morfométricas apresentadas e agrupadas no Quadro 1.

GEOMETRIA	RELEVO	DRENAGEM
Área de drenagem	Altitude máxima	Comprimento do rio principal
Coefficiente de compacidade	Altitude média	Comprimento total dos cursos d'água
Fator de forma	Altitude mínima	Densidade de drenagem
Índice de circularidade	Declividade máxima	Índice de sinuosidade
Perímetro da bacia	Declividade média	Ordem da bacia
Razão de alongação	Declividade mínima	Quantidade total de canais de drenagem
	Índice de rugosidade	Coefficiente de manutenção
	Rugosidade topográfica	Extensão média do escoamento superficial
		Extensão do percurso superficial
		Densidade hidrográfica

Quadro 1 – Parâmetros morfométricos da BHRSA determinados.

Fonte: (SOUSA; PAULA, 2016).

As altitudes máxima, média e mínima foram estimadas através da geração do MDE, observando, assim, os valores por meio dos recursos estatísticos da tabela de atributos do ArcGIS. Para determinar as declividades, foi gerado um mapa de declividade a partir do MDE, com auxílio dos recursos da aba *symbolology*, nas propriedades do arquivo.

A área de drenagem e o perímetro foram obtidos a partir da delimitação da bacia hidrográfica estudada e da edição deste arquivo, em formato shapefile, na tabela de atributos. Os comprimentos do rio principal e de todos os cursos d'água foram obtidos a partir da geração e edição de outro arquivo, a partir também de estimativas feitas na tabela de atributos dos arquivos.

A quantidade total dos canais de drenagem que compõem a bacia foi estimada através da criação de um novo campo (denominado comprimento) na tabela de atributos e do recurso *summarize*, que permitiu somar o comprimento total dos cursos hídricos e o comprimento dos cursos d'água para cada ordem, que foi classificada para toda a malha hidrográfica com auxílio dos recursos do ícone *hydrology*, no ArcToolbox. Dessa forma, foi possível gerar também um mapa final acerca da ordem

dos cursos hídricos na BHRSA. As equações utilizadas para determinar os demais parâmetros, bem como a literatura consultada, são descritas a seguir:

Coefficiente de compacidade (Kc): Estabelece uma relação entre o perímetro da bacia e a circunferência de um círculo de área igual à da bacia (GEORGIN; OLIVEIRA; ROSA, 2015). Conforme Villela e Mattos (1975), esse é um coeficiente que varia com a forma de uma bacia, que independe do seu tamanho, sendo calculado pela equação (1):

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

Em que: KC = coeficiente de compacidade (adimensional); P = perímetro da bacia (Km); A = área da bacia (m²). Quanto mais próximo de 1 estiver o valor de KC, mais circular será a forma da bacia, portanto menor será o tempo de concentração de suas águas até o canal principal aumentando a probabilidade de picos de enchentes (CORREIA; BETTINE, 2015).

Fator de forma (Kf): Relaciona a forma de uma bacia com um retângulo, sendo uma razão entre a largura média e o comprimento axial da bacia hidrográfica, desde sua foz até o ponto mais distante (SANTOS et al., 2012). Esse valor foi estimado através da equação (2):

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

Sendo: Kf = fator de forma; A = área (Km²); L = comprimento axial (Km) (SANTOS et al., 2012).

Índice de circularidade (Ic): Valores acima de 0,51 indicam bacias hidrográficas alongadas, enquanto valores abaixo de 0,51 indicam bacias mais alongadas (SOUSA; PAULA, 2016). Relaciona os parâmetros área da bacia (A) e perímetro (P), ou seja (equação (3)):

$$Ic = 12,57 \times \frac{A}{P^2} \quad (3)$$

Razão de alongação (RE): De acordo com Mosca (2003), relaciona o diâmetro do círculo de área igual à área total de uma bacia e o comprimento do seu eixo, ou seja (equação (4)):

$$RE = 1,128 \times \left(\frac{A^{0,6}}{L}\right) \quad (4)$$

Sendo: RE = razão de alongação; A = área da bacia (Km²); r = raio (Km); L= comprimento da bacia (Km). A probabilidade de uma chuva intensa abranger toda uma bacia hidrográfica circular é maior no que nas bacias alongadas, com vazão intensa e maior probabilidade de ocorrer enchentes. Dessa forma, a ocorrência de enchentes é maior quanto mais próximo de 1 for o valor de RE (MOSCA, 2003).

Índice de rugosidade (IR): evidencia maior diversidade de ambientes e movimento do relevo, culminando na variação das declividades e comprimento das vertentes, além da dimensão das drenagens. Quanto maior esse coeficiente, mais restritiva serão as possibilidades de uso de solo (MACHADO et al., 2011). Esse índice combina as qualidades de declividade e comprimento das vertentes com a densidade de drenagem, resultando do produto entre a amplitude altimétrica (Δa) e a densidade de drenagem (Dd), ou seja, (equação (5)) (GUARIZ et al., 2008):

$$IR = \Delta a \times Dd \quad (5)$$

O coeficiente de rugosidade, segundo Gomes et al. (2015), “classifica a microbacia conforme a sua aptidão para práticas agrossilvopastoris”, conforme mostra a Tabela 2.

Coeficiente de rugosidade	Classes	Aptidão
1,09 - 10,63	A	Agricultura
10,64 - 20,18	B	Pastagem
20,19 - 29,73	C	Pastagem / Reflorestamento
29,74 - 39,28	D	Reflorestamento

Tabela 2 – Aptidão de uso de solo conforme o coeficiente de rugosidade.

Fonte: (ROCHA, 1997).

Rugosidade topográfica (Ht): Conforme Silva et al. (2003), trata-se de um índice aplicado em análise dimensional da topografia de bacias, sendo resultado do produto entre a amplitude topográfica (H) em metros, e a densidade de drenagem (Dd), em Km/Km², ou seja (equação (6)):

$$Ht = H \times Dd \quad (6)$$

Densidade de drenagem (Dd): O estudo da densidade de drenagem indica a maior ou menor velocidade com que a água deixa a bacia hidrográfica, sendo o índice que indica o grau de desenvolvimento do sistema de drenagem (CURTARELLI et al., 2009). Esse valor é estimado através da equação (7):

$$Dd = \frac{LTC}{A} \quad (7)$$

Sendo: Dd = densidade de drenagem (Km⁻¹); LTC = comprimento total dos cursos d'água (Km); A = área da bacia (Km²).

Índice de sinuosidade (IS): Villela e Mattos (1975) afirmam que é a relação entre o comprimento do rio principal e o comprimento de um talvegue, sendo um fator controlador da velocidade de escoamento e estimado pela seguinte relação (equação (8)):

$$IS = \frac{100 \times (Lp - Lt)}{Lp} \quad (8)$$

Sendo: IS = índice de sinuosidade (%); Lp = comprimento do rio principal (m); Lt = comprimento do talvegue (m). Esse índice, segundo Marcuzzo et al. (2012), possui classes, conforme mostra a Tabela 3.

Classes	Descrição	Sinuosidade
I	Muito reto	< 20
II	Reto	20 a 29
III	Divagante	30 a 39,9
IV	Sinuoso	40 a 49,95
V	Muito sinuoso	> 50

Tabela 3: Classificação do IS

Fonte: (MARCUIZZO et al., 2012).

Coefficiente de manutenção (Cm): significa a área que uma bacia precisa para manter perene cada metro de canal hídrico (SANTOS et al., 2012). Esse valor, estimado através da densidade de drenagem (Dd), é obtido pela equação (9):

$$Cm = \left(\frac{1}{Dd} \right) \times 1000 \quad (9)$$

Extensão média do escoamento superficial (Lm): é a distância média que a água da chuva teria que escoar sobre a área de uma bacia hidrográfica, se o escoamento ocorresse em linha reta, desde o ponto onde houve precipitação pluviométrica até o ponto mais próximo no leito de um curso d'água qualquer (GUARIZ, 2008), sendo estimado pela equação (10):

$$Lm = \frac{A}{4 \times LTC} \quad (10)$$

Sendo: Lm = extensão média do escoamento superficial (Km); A = área da bacia (Km²); LTC = comprimento total dos cursos d'água (Km).

Extensão do percurso superficial (EPS): segundo Romero, Formiga e Marcuzzo (2017), significa a distância média percorrida pelas enxurradas do interflúvio até o canal permanente, sendo uma das variáveis mais importantes que afeta nas partes hidrológica e fisiológica das bacias de drenagem, considerando, nos cálculos, o valor da densidade de drenagem (Dd). Esse valor, dado em Km, pode ser estimado através da equação (11):

$$EPS = \frac{1}{2 \times Dd} \quad (11)$$

Densidade hidrográfica (Dh): segundo Stipp, Campos e Caviglione (2010), “compara a frequência de cursos de água e estima a capacidade de gerar novos cursos hídricos”. Esse valor, dado em rios por Km², é estimado por meio da equação (12):

$$Dh = \frac{N}{A} \quad (12)$$

Sendo: N = número de rios; A = área da bacia (Km²). Todos os dados foram estimados por meio de planilha do Microsoft Excel e inseridos em uma tabela, para, posteriormente, estudá-los conforme a literatura considerada e as observações feitas.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÕES

A sub-bacia estudada possui área igual a 103,468 Km² e, entre os principais resultados obtidos, destacam-se a densidade de drenagem (1,82 Km/Km²), a extensão média do escoamento superficial (0,137 Km) e os dados de altitude e declividade. As Tabelas 4 a 7 mostram os resultados dos valores para as caracterizações geométricas, de relevo, de drenagem e da hierarquia dos canais, respectivamente, da área estudada.

PARÂMETRO	VALOR
Área de drenagem	103,468 Km ²
Coefficiente de compacidade	1,46
Fator de forma	0,33
Índice de circularidade	0,46
Perímetro da bacia	52,921 Km

Tabela 4 – Resultados dos parâmetros geométricos.

Fonte: Os Autores (2019).

PARÂMETRO	VALOR
Altitude máxima	1160 m
Altitude média	697,528 m
Altitude mínima	380 m
Amplitude altimétrica	780 m
Declividade máxima	90%
Declividade média	18%
Declividade mínima	0%
Índice de rugosidade	1,41
Rugosidade topográfica	1419 m/Km

Tabela 5 – Resultados dos parâmetros de relevo.

Fonte: Os Autores (2019).

PARÂMETRO	VALOR
Comprimento do rio principal	17,726 Km
Comprimento total cursos d'água	188,625 Km
Densidade de drenagem	1,82 Km/Km ²
Índice de sinuosidade	1,337
Ordem da bacia	5
Quantidade total canais de drenagem	315
Coeficiente de manutenção	549,450 m ²
Extensão média do escoamento superficial	0,137 Km
Extensão do percurso superficial	0,274 Km
Densidade hidrográfica	3,044 rios/Km ²

Tabela 6 – Resultados dos parâmetros de drenagem

Fonte: Os Autores (2019).

ORDEM	QUANTIDADE DE CANAIS	COMPRIMENTO MÉDIO (m)	COMPRIMENTO TOTAL (Km)
1	180	596,406	110,509
2	70	567,416	40,887
3	42	511,349	22,107
4	16	598,241	9,852
5	7	731,390	5,270

Tabela 7 – Resultados da hierarquia dos canais para a BHRSA.

Fonte: Os Autores (2019).

O valor do coeficiente de compacidade obtido não ficou muito próximo de 1, indicando, assim, que a bacia hidrográfica estudada não possui sua forma muito circular, permitindo, assim, haver menores picos de enchentes. Contudo, a razão de alongação apresentou número próximo a 1, indicando a maior possibilidade de

enchentes, ao passo que o índice de circularidade ficou abaixo de 0,51, caracterizando a bacia como sendo mais alongada. Na BHRSA, contudo, a ocorrência de inundações é predominante em épocas de precipitações fortes, apesar de a bacia não assumir forma mais arredondada, o que caracterizaria como vulnerável a picos de enchentes.

Quanto ao relevo, há amplitude de 780 metros de altitude, valor bem significativo em comparação com outras bacias hidrográficas como, por exemplo na bacia hidrográfica do rio Tapuio (104,68 metros, segundo Sousa e Paula (2016)) e nas sub-bacias hidrográficas Perdizes e Fojo (330 m e 430 m respectivamente, segundo Santos et al. (2012)), indicando, assim, irregularidades no relevo da BHRSA. A variação de declividade também foi alta, em comparação com estudos feitos por Sousa e Paula (2016) na bacia hidrográfica estudada.

Segundo a Embrapa (1979), com base no valor médio da declividade, o relevo da bacia hidrográfica estudada foi classificado como relevo ondulado (8 a 20%). Contudo, a alta amplitude da BHRSA permite que haja trechos de relevo forte montanhoso (acima de 75%) e relevo plano (0 a 3%). O índice de rugosidade obtido mostra que a BHRSA está mais apta, em boa parte de seu território, para a prática de agricultura, sendo esta uma atividade de forte importância e predominância na região, apresentando formas de canais classificados de retilíneos a sinuosos (formas intermediárias) e valores maiores indicam canais mais declivosos.

Com relação à densidade de drenagem, a BHRSA, de acordo com a classificação abordada por Carvalho e Silva (2006), ficou entre 1,5 e 2,5 Km/Km², ou seja, bacias com drenagem boa. Contudo, o valor ficou abaixo de outras bacias hidrográficas, em estudos como os de Santos et al. (2012). Christofolletti (1969) afirma que, quanto maior o valor da densidade de drenagem, maior a predominância de áreas com pouca infiltração e melhor é a estruturação dos canais. Na BHRSA, a tendência é haver mais o oposto, ou seja, áreas com maior infiltração, porém, predominância de canais menos estruturados, mesmo tendo classificada como boa drenagem.

O coeficiente de manutenção obtido significa que esta sub-bacia necessita de 549,45 m² de área para manter por um metro de canal de drenagem local. Valor inferior ao obtido por autores como Stipp, Campos e Caviglione (2010), na bacia hidrográfica do rio Taquara (1022,642 m²). Portanto, a BHRSA possui boa capacidade de abastecer seus cursos hídricos, em comparação com outras bacias, sendo um fator positivo para o abastecimento da região.

A extensão média do escoamento superficial estimada influi que a área da BHRSA precisa de 0,274 Km ou 274 m para que uma gota d'água oriunda de precipitações precisaria percorrer, em linha reta, para escoar até o leito hídrico mais próximo. Quanto à extensão do percurso superficial, o valor estimado foi inferior a de autores como Stipp, Campos e Caviglione (2010), que obtiveram o equivalente a 0,511 Km, porém, superior à de três bacias hidrográficas estudadas por Santos e Sobreira (2008). Menores valores de EPS indicam que as águas precipitadas precisam

percorrer curto caminho para chegar ao leito de um curso hídrico, contribuindo, assim, para o aumento do volume d'água dos corpos receptores (NUNES; RIBEIRO; FIORI, 2006). Portanto, para a BHRSA, o valor obtido pode ser considerado médio, indicando que o volume de água precipitado percorre distâncias relativamente aceitáveis até atingir o curso hídrico mais próximo. Quanto maior for essa distância, maior é a infiltração da água no solo.

A densidade hidrográfica encontrada não foi muito elevada, porém, apresentou valor acima do obtido por Nunes, Ribeiro e Fiori (2006), em estudos acerca da bacia hidrográfica do rio Atuba. Dessa forma, apresentou valor considerado razoável para a BHRSA, que abrange maior número de cursos hídricos de ordem 1, ao passo que o comprimento médio dos rios é maior para os de ordem 5, enfatizando, assim, a importância da preservação dos cursos d'água de primeira ordem (FIORESE; TORRES, 2019) e das nascentes locais.

4 | CONCLUSÃO

A sub-bacia do ribeirão Santo Amaro possui regular potencial de risco a enchentes, em virtude dos valores obtidos para o fator de forma e a razão de alongação, principalmente. Quanto ao relevo, há grande amplitude altimétrica e de declividade, induzindo a irregularidades na topografia local, além de ser favorável à agricultura. No tocante à análise de drenagem, a BHRSA apresentou bons valores dos parâmetros estimados, no entanto, alguns estavam inferiores ao obtido por autores em pesquisas similares, além de apresentar números consideráveis de cursos hídricos de ordem 1, capazes de alimentar consideravelmente o curso d'água principal.

Diante das observações registradas a partir dos resultados, é de grande relevância a atuação do comitê local de bacias hidrográficas no tocante contenção da erosão das terras locais, preservação dos cursos hídricos e nascentes aliada a um bom planejamento do uso e ocupação das terras, com vistas a minimizar o deterioramento dos recursos hídricos com base nas características locais.

REFERÊNCIAS

CARDOSO, C. A.; DIAS, H. C. T.; SOARES, C. P. B.; MARTINS, S. V. **Caracterização morfométrica da Bacia Hidrográfica do Rio Debossan, Nova Frigurgo, RJ**. Revista *Árvore*, Viçosa, v. 30, n. 2, p. 241-248, 2006.

CARVALHO, D. F. de.; SILVA, L. D. B. da. **Capítulo 3. Bacia hidrográfica**. Disponível em: < <http://www.ufrj.br/institutos/it/deng/leonardo/downloads/APOSTILA/HIDRO-Cap3-BH.pdf>>. Acesso em: 25 jan. 2018.

CHRISTOFOLETTI, A. **Análise morfométrica de bacias hidrográficas**. Notícia Geomorfológica, v. 18, n. 9, p. 35-64, 1969.

CORREIA, L. E.; BETTINE, S. do C. **Caracterização física da bacia hidrográfica do córrego Brandina, Campinas – SP.** In: ENCONTRO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 10., 2015, Campinas. Anais... Campinas: PUC, 2015.

CRISPIM, A. B.; SOUZA, M. N. **Degradação, impacto ambiental e uso da terra em bacias hidrográficas: o contexto da bacia do Pacoti/CE.** ACTA Geográfica, v. 10, n. 22, p. 17-33, 2016.

CURTARELLI, M. P. **SIG aplicado à caracterização morfométrica de bacias hidrográficas – estudo de caso da bacia hidrográfica do rio Cubatão do Sul – Santa Catarina/Brasil.** In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14., 2009, Natal. Anais... Natal: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2009.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Serviço nacional de levantamento e conservação de solos.** Rio de Janeiro: Embrapa, 1979. 83 p.

FIGEIRE, C. H. U.; TORRES, H. **Morfometria da sub-bacia hidrográfica do Córrego Amorim, em Muniz Freire-ES, Brasil.** Enciclopédia Biosfera, Goiânia, v. 16, n. 29, p. 157-172, 2019.

GEOBASES. **Iema – mapeamento ES - 2012-2015.** Disponível em: <<https://geobases.es.gov.br/links-para-mapas1215>>. Acesso em: 24 jan. 2019.

GEORGIN, J.; OLIVEIRA, G. A.; ROSA, A. L. D. da. **Estudo comparativo de índices morfométricos relacionado com cheias nas bacias hidrográficas do alto Jacuí e Vacacaí – Vacacaí Mirim – RS.** Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental, v. 19, n. 2, p. 1357-1364, 2015.

GOMES, L. N.; SOUZA, M. S. J. de.; ARDUINI, G. M.; NARDINI, R. C.; RIBEIRO, F. L. **Análise morfométrica e susceptibilidade à erosão da microbacia do nascente do Rio das Cinzas-PR.** Revista Ciência Geográfica, v. 19, n. 1, 2015.

GUARIZ, H. R. **Morfometria e atributos físicos do solo da microbacia do córrego Jaqueira – Alegre, ES.** 2008. 153f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) – Universidade Federal do Espírito Santo, Alegre, 2008.

KALISKI, A. D.; FERRER, T. R.; LAHM, R. A. **Análise temporal do uso do solo através de ferramentas de geoprocessamento – estudo de caso: município de Butiá/RS.** Revista Para Onde!?, v. 4, n. 2, p. 1-16, 2010.

IJSN. **Shapefiles.** Disponível em: <<http://www.ijsn.es.gov.br/mapas/>>. Acesso em: 24 jan. 2019.

MACHADO, R. A. S.; LOBÃO, J. S. B.; VALE, R. de M. C. do.; SOUZA, A. P. M. J. de. **Análise morfométrica de bacias hidrográficas como suporte a definição e elaboração de indicadores para a gestão ambiental a partir do uso de geotecnologias.** In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 15., 2011, Curitiba. Anais... Curitiba: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2011.

MARCUZZO, F. F. N.; OLIVEIRA, N. de L.; CARDOSO, M. R. D.; TSCHIEDEL, A. da F. **Detalhamento hidromorfológico da bacia do rio Paraíba.** In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 11., 2012, João Pessoa. Anais... João Pessoa: CPRM, 2012.

MESQUITA, L. F. G. de. **Gestão de recursos hídricos na bacia hidrográfica do Rio Preto: atores, ações e conflitos.** 2017. 182p. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Sustentável) – Universidade de Brasília, Brasília, 2017.

MOSCA, A. A. de O. **Caracterização hidrológica de duas microbacias visando a identificação de indicadores hidrológicos para o monitoramento ambiental do manejo de florestas plantadas.** 2003. 88f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

NARDINI, R. C.; CAMPOS, S.; FELIPE, A. C. **SIG aplicado na caracterização morfométrica da microbacia do Ribeirão Morro Grande – Bofete, SP**. Fórum Ambiental da Alta Paulista, v. 9, n. 2, p. 211-226, 2013.

NUNES, F. G.; RIBEIRO, N. C.; FIORI, A. P. **Propriedades morfométricas e aspectos físicos da bacia hidrográfica do rio Atuba: Curitiba-Paraná**. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE GEOMORFOLOGIA, 6., 2012, Goiânia. Anais... Goiânia: International Association of Geomorphologists, 2006.

PEREIRA, L. C. F.; BRITO, G. H. M.; VESPUCCI, I. L.; ROCHA, I. J. de F. **Análise morfométrica da bacia hidrográfica do Rio dos Patos, GO**. Agronomic Journal, v. 3, n. 1, p. 5-13, 2019.

PORTO, M. F. A.; PORTO, R. la L. **Gestão de bacias hidrográficas**. Revista Estudos Avançados, v. 22, n. 63, p. 43-60, 2008.

PROCESSAMENTO DIGITAL. **ArcGIS 10.2: delimitação de bacias hidrográficas com ArcHydro Tools**. Disponível em: <<http://www.processamentodigital.com.br/2015/03/05/arcgis102-delimitacao-de-bacias-hidrograficas-com-archydro/>>. Acesso em: 24 jan. 2019.

ROCHA, J. S. M. **Manual de projetos ambientais**. Santa Maria: Imprensa Universitária, 1997. 423p.

ROMERO, V.; FORMIGA, K. T. M.; MARCUZZO, F. F. N. **Estudo hidromorfológico de bacia hidrográfica urbana em Goiânia/GO**. Revista Ciência e Natura, Santa Maria, v. 39, n. 2, p. 320-340, 2017.

SANTOS, A. R. dos; LOUZADA, F. L. R. de O.; EUGÊNIO, F. C. **ARCGIS 9.3 total: aplicações para dados espaciais**. Alegre: CAUFES, 2010. 184 p.

SANTOS, A. M. dos.; TARGA, M. dos 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 e Água, v. 7, n. 3, p. 195-211, 2012.

SCHIAVETTI, A.; CAMARGO, A. F. M. **Conceitos de bacias hidrográficas: teorias e ações**. Ilhéus: Editus, 2002. 293p.

SEBRAE – Serviço de apoio às micro e pequenas empresas do Espírito Santo. **Inventário da oferta turística do município de Muniz Freire**. Disponível em: <<https://observatoriodoturismo.es.gov.br/Media/observatorio/Pesquisas/Inventarios%20Municipais/Muniz%20Freire.pdf>>. Acesso em: 30 ago. 2018.

SILVA, A. M.; SCHULZ, H. E.; CAMARGO, P. B. **Erosão e hidrossedimentologia em bacias hidrográficas**. 2.ed. São Carlos: RIMA, 2003.

SOARES, L. S.; LOPES, W. G. R.; CASTRO, A. C. L.; ARAUJO, G. M. C. de. **Análise morfométrica e priorização de bacias hidrográficas como instrumento de planejamento ambiental integrado**. Revista do Departamento de Geografia, v. 31, p. 82-100, 2016.

SOUSA, F. R. C.; PAULA, D. P. de. **Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do rio Tapuio (Ceará – Brasil)**. Revista do Regne, v. 2, p. 555-564, 2016.

STIPP, N. A. F.; CAMPOS, R. A.; CAVIGLIONE, J. H. **Análise morfométrica da bacia hidrográfica do rio Taquara – uma contribuição para o estudo das ciências ambientais**. Portal da Cartografia, v. 3, n. 1, p. 105-124, 2010.

TEODORO, V. L. I.; TEIXEIRA, D.; COSTA, D. J. L.; FULLER, B. B. **O conceito de bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local.** Revista UNIARA, n. 20, p. 136-157, 2007.

TRAJANO, S. R. R. da S.; SPADOTTO, C. A.; HOLLER, W. A.; DALCIO, J.; MARTINHO, P. R. R.; FOIS, N. S.; SANTOS, B. B. de O.; TOSCHI, H. H.; LISBOA, F. S. **Análise morfométrica de bacia hidrográfica:** subsídio à gestão territorial, estudo de caso no alto e médio Mamanguape. Campinas: Embrapa Gestão Territorial, 2012. 33 p.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada.** São Paulo: McGraw-Hill, 1975. 245 p.

CONTROLE DE ENCHENTES E A ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA EM BLUMENAU, SC, BRASIL

Raphael Franco do Amaral Tafner

Universidade Presbiteriana Mackenzie, Faculdade de Arquitetura e Urbanismo

São Paulo – S.P.

Roberto Righi

Universidade Presbiteriana Mackenzie, Faculdade de Arquitetura e Urbanismo

São Paulo – S.P.

RESUMO: Este artigo analisa a relação entre o controle das enchentes e a engenharia ambiental e sanitária em Blumenau, SC, no Vale do Itajaí, Brasil. Desde a fundação da colônia alemã em 1850 a cidade convive bem ou mal com as águas que recortam seu território. Na década de 1980 ocorreram fortes enchentes na cidade que se repetiram mais recentemente, e resultaram na criação e revisão das leis de uso e ocupação do solo, bem como do plano diretor. Também diversas ações foram tomadas nas últimas décadas, com projetos baseados na engenharia hidráulica, ambiental e sanitária, com a participação destacada da japonesa JICA, especialmente após as catástrofes de 1984 e 2008.

PALAVRAS-CHAVE: enchentes, engenharia ambiental e sanitária, Blumenau, JICA.

FLEET CONTROL AND ENVIRONMENTAL

AND SANITARY ENGINEERING IN
BLUMENAU, SC, BRAZIL

ABSTRACT: This article analyzes the relationship between flood control and environmental and sanitary engineering in Blumenau, SC, in the Itajaí Valley, Brazil. Since the founding of the German colony in 1850, the city has lived well or poorly with the waters that cut through its territory. In the 1980s, there were more recent floods in the city, resulting in the creation and revision of land use and occupation laws as well as the master plan. Also several actions have been taken in the last decades, with projects based on hydraulic, environmental and sanitary engineering, with the outstanding participation of Japanese JICA, especially after the catastrophes of 1984 and 2008.

KEYWORDS: floods, environmental and sanitary engineering, Blumenau, JICA.

1 | INTRODUÇÃO

A cidade de Blumenau está localizada na mesorregião do Vale do Itajaí, numa das três macrorregiões hidrográficas do estado catarinense: a do Paraná, do Uruguai e do Atlântico Sul. O município de Blumenau é a terceira maior aglomeração urbana catarinense, atrás de Joinville, a segunda, e a

de Florianópolis que é a maior e capital do estado (IBGE 2014).

O Vale do Itajaí teve um início raro no Brasil, pois resultou inicialmente do plano de colonização coordenado pelo Sr. Herman Bruno Otto Blumenau e integrado por 17 alemães em 1850. O processo de urbanização de Blumenau deu-se entre o rio e as montanhas. Inicialmente, ocorreu de forma linear, acompanhando os fundos de vale e mais tarde foi subindo as encostas, que devido a sua formação geológica apresentam grandes riscos, quando ocupados de forma inadequada.

Recentemente em 2008, Blumenau sofreu nova grande enchente. Considerada até hoje a maior catástrofe ambiental do estado, ocasionou perda de vidas humanas, enorme dano ambiental, e a paralisação do comércio, com a queda na economia regional. Este artigo destaca as principais mudanças ocorridas após os trágicos períodos de chuvas e quais foram as ações tomadas para reduzir os impactos futuros na cidade de Blumenau.

2 | URBANIZAÇÃO DO VALE DO ITAJAI E DE BLUMENAU

O povoamento que depende da configuração original do sítio, dos diferentes interesses dos agentes públicos e privados, e até da cultura local, que influenciam de forma direta a ocupação do espaço. (HANNAS, 2016). A ocupação do vale do Itajaí começou junto ao mar. Os colonos navegaram subindo o rio Itajaí-Açu até a região dos córregos do Garcia e da Velha, onde fundaram a Colônia de Blumenau. Assim, as primeiras ocupações aconteceram entre os ribeirões da Velha e do Garcia. Os primeiros lotes foram localizados próximos ao córrego do Garcia. A implantação dos terrenos seguiu o sentido sul, ocupando as planícies próximas ao rio. O parcelamento do solo seguiu o modelo comum alemão “*Stadtplatz*”, (lugar da cidade), ocupando as áreas baixas, a margem de rios e córregos. Desta forma, no plano de urbanismo os lotes eram divididos em fatias estreitas e compridas, paralelas entre si e perpendiculares aos cursos d’água trazendo a segurança, acesso a água para o plantio e consumo, além da via de transporte até o litoral, expresso na figura 2 (SIEBERT 2009).

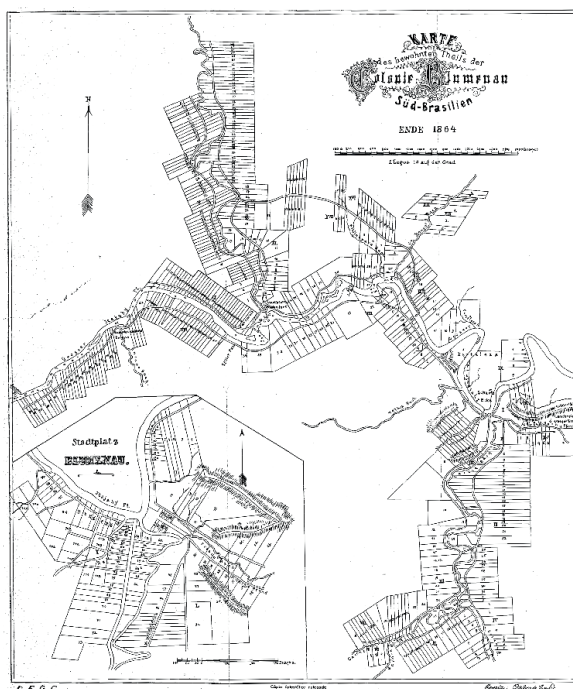


Figura 2 Mapa da colônia de Blumenau com a divisão dos lotes ao longo do Itajaí de 1864

Fonte: Arquivo Histórico José Ferreira Da Silva, Blumenau

A divisão dos lotes no território através do “*Statdplatz*”, (*lugar da cidade*), era baseada no assentamento da população seguindo o curso do rio. Esta forma de distribuição de terras adotada no leste Alemanha na Idade Média para áreas rurais, denominada *Waldhufen* (linha da floresta). O modelo urbano chamado *Statdplatz* (lugar da cidade), os colonos residiam próximos aos cursos d’água e deslocavam-se para os lotes destinados à agricultura, mais afastados. Com o desenvolvimento urbano surgiram estradas ao longo das glebas e o modelo “*Strasserdorf*”, (*ruas de ligação dos lotes*) assentava os colonos em suas próprias terras (MATTEDI, 1999).

O processo de ocupação no início da colônia apresentava os lotes divididos, antes mesmo dos colonos chegarem, com as primeiras clareiras (DEEKE, 1995). A localização da Colônia de Blumenau, próxima ao antigo porto, na barra do rio, potencializou sua evolução. O acesso a água, facilitava a navegação fluvial, favorecendo o comércio com o restante de Santa Catarina. Assim, em 1874 foi constituída, a Companhia Catarinense de Navegação, e com o “Vapor São Lourenço”, inaugurando uma linha regular, entre Gaspar e Desterro, para o transporte de carga, passageiros e malas postais. (SCHULT 2016), principal via de comunicação da cidade com o litoral, donde mais tarde vieram a ferrovia e posteriormente as rodovias.

Na correlação entre o espaço natural e ação do homem em Blumenau existe uma “relação bidirecional, onde todo assentamento humano é influenciado por seu sítio natural” (SIEBERT 1999). Também, Anne Sprin afirma de forma mais ampla que a formação de identidade do território decorre da interação de processos naturais e propósitos humanos, dando identidade única a Blumenau. É importante para implantação de uma cidade a importância da proximidade o rio e sua navegação,

como facilitadores da economia e da circulação de mercadorias. (LACAZE, 1999)

No caso de Blumenau, o sítio natural apresenta condicionantes específicos e destacados, como a marcante presença de montanhas e o vale com um rio interdigitado. Com um relevo acidentado, o Rio Itajaí Açu, que tem larguras variando entre 50 a 250 metros traça com seus afluentes um recorte acentuado do território, elemento estruturador da paisagem. (SIEBERT 1999) A região do Vale do Itajaí sempre enfrentou as forças da natureza. A união dos dois fatores foi decisiva para o desenvolvimento da vulnerabilidade em todo o Vale do Itajaí, formada pela ação humana e a pré-disponibilidade física a eventos naturais. (ESPINDOLA, NODARI, PAULA 2014)

Outro fator que condicionou a ocupação mais recente do espaço foi a indústria. A produção nasceu da transformação do excedente em produtos artesanais num primeiro estágio e que evoluiu posteriormente para produção industrializada. Esta vocação industrial da região foi resultado, principalmente, do perfil dos primeiros colonos, em sua maioria artesãos domésticos, atividade comum nas unidades rurais de subsistência européias. Eles tiveram que abandonar a Alemanha, pela rápida transformação da economia e sociedade, provocada pela crescente concorrência e o forte desenvolvimento industrial, além das guerras.

A indústria configurou a formação do território ao receber o privilégio de escolher o local para se estabelecer (POLICARPO 2012) A história de Blumenau levou a que no final do século XX, ela se tornasse em um dos maiores polos da indústria têxtil do Brasil, além de importante centro de turismo. (SIEBERT, 1999)

3 | A EVOLUÇÃO DA CIDADE E AS MUDANÇAS LEGISLATIVAS

Nos primeiros anos a colônia se manteve a encargo do seu fundador, Herman Bruno Otto Blumenau. Na sequência, em 1880, foi elevada à categoria de município, por meio da lei nº 860, de 04 de fevereiro do mesmo ano. De fato, o município só foi instalado três anos mais tarde em 1883, devido às fortes chuvas, que resultaram no transbordamento das águas e os grandes danos em 1880. Em 1928, passou à categoria de cidade. Na década de 1930 começaram diversos desmembramentos do território municipal, criando novos municípios como: Rio do Sul (1930), Gaspar, Indaial, Timbó e Ibirama (1934), compondo a rede urbana do Vale do Itajaí.

O primeiro Código de Posturas de Blumenau foi aprovado pela Assembleia Legislativa de Santa Catarina em 1883, logo após ser criado o município em 1880. Este código se manteve em rigor até 1905, no contexto de uma sociedade eminentemente rural (SIEBERT 1999)

Mais tarde, em 1923 o Conselho Municipal aprovou um novo Código de Posturas, que previu o avanço da urbanização e a presença do veículo a motor. Este código foi também de cunho sanitário, mas apresentava questões diferentes dos anteriores, pois colocava as primeiras preocupações com padrões de ocupação do

solo (SIEBERT, 1999). Também, o código de postura de 1923 colocou referências corretas ao meio ambiente. No art. 188 determina que nos morros que constituíssem divisores de água só seria permitido o desmatamento até uma distância de cinquenta metros, contados dos respectivos cimos. (Código de Posturas 1923)

Pouco tempo mais tarde também o estado de Santa Catarina passou a interferir de forma mais intensa nas decisões do espaço urbano. Em 1939 foi estabelecido o Código de Construções, a partir do decreto 45/39, que definiu as zonas rurais e urbanas do município.

É importante ressaltar que o Brasil, a partir de 1968, com determinações do SERFHAU – Serviço Federal de Habitação e Urbanismo passou a exigir Planos Diretores para cidades brasileiras. Acompanhando este processo, Blumenau tem seu primeiro PDM – Plano Diretor Municipal, aprovado pela câmara dos vereadores em 1977, com revisões feitas após as catastróficas enchentes nos anos 1983 e 1984. A Lei 2422 – 77 do PDM de Blumenau institui o código de zoneamento uso do solo na cidade, orientando a expansão da cidade, com diferentes zonas urbanas e rurais, além de ordenar três cotas de ocupação, prevendo possíveis enchentes.

Infelizmente, é possível dizer que o diagnóstico para fundamentação da lei foi errôneo, pois a cota estabelecida era insuficiente. Em decorrência, nos anos seguintes, em 1983 e 1984, as enchentes ultrapassaram a cota dos 15 metros, repetindo assim as ocorridas nas tragédias de 1911 e 1957. Assim, o PDM de 1977 é equivocados em seus princípios. A indignação na época pode ser avaliada por: “Grande parte dos danos causados pelas enchentes de 1983 e 1984 poderiam ter sido evitados se a população estivesse preparada.” (POLICARPO J, 2016 p. 92)

Felizmente, diversos dos problemas do PDM de 1977 foram corrigidos nas revisões do Plano Diretor Municipal de 1989. As discussões sobre medidas de prevenção, mitigação e soluções para os problemas relacionados às enchentes. Novamente ocorre o mesmo, como em cada período pós-enchente, como nos que sucederam as cheias de 1911, 1927, 1957, 1983, 1984 e 2008 (FRANK, 1995).

Neste raciocínio, também no nível federal, só após o trágico acontecimento no natal de 2011 no estado do Rio de Janeiro (RJ) é que levou ao Congresso Nacional a elaborar a Lei 12.608, que institui a PNPDEC - Política Nacional de Proteção e Defesa Civil.

4 | VULNERABILIDADE E ENGENHARIA AMBIENTAL - LEIS E AÇÕES EFETIVAS EM BLUMENAU

As políticas de prevenção e mitigação contra os eventos naturais da cidade de Blumenau devem considerar a conexão dos impactos naturais com o desenvolvimento do desenho urbano, gerando vulnerabilidade. As variações climáticas da natureza como secas, enchentes, fortes ventos e até os escorregamentos de terra sempre

estiveram presentes, especialmente em determinadas localizações mais vulneráveis.

A ocorrência de desastres pode ou não resultar numa catástrofe. Os eventos naturais tornam-se emergenciais quando relacionados a ocupação do território, quando ameaças tem o potencial de se transformar em desastres. (Hewwit, Burton. 1971)

Deve-se considerar que: “Condições determinadas por fatores ou processos físicos, sociais, econômicos e ambientais que aumentam a suscetibilidade de uma comunidade ao impacto de riscos.” (ONU, 2015, p. 4) Na conceituação da ONU, 2015 o perigo e a vulnerabilidade estão ligados ao lugar, ao território ocupado, a cidade, a ação antrópica e ao tempo. Estes conceitos podem ser estendidos, não somente em escala local, devendo assim também ser analisada em escala regional, nacional e global (POLICARPO 2016).

Os grandes desastres naturais podem ser minorados ou mesmo evitados com a correta avaliação de vulnerabilidade. Uma melhor gestão só poderá ocorrer com o correto mapeamento e avaliação das áreas de risco. Através de estudos geotécnicos é possível produzir mapas de suscetibilidade e com a gestão pública, nortear a urbanização (MARCELINO 2008).

Como constatado anteriormente, as discussões sobre a resolução dos problemas relacionados as águas, geralmente só vem à tona após as inundações. Artigos publicados no jornal *Blumenaer Zeitung*, da década de 1910, mostravam a preocupação local em Blumenau em construir muros de arrimo para retardar o volume das águas que chegavam a cidade. Na mesma edição avalia-se que esse modelo de construção não solucionaria o enfrentamento das águas, e apenas adiaria a execução de uma proposta definitiva e eficaz. Ainda neste mesmo artigo é retomada a ideia de uma abertura no canal extravasor, evitando a rápida elevação das águas na cidade, conceito que só mais tarde viria a ser apresentada pelo engenheiro Adolf Odebrecht, que inclusive propôs uma nova localidade para a cidade, em áreas mais altas (FRANK 1995)

O muro de contenção sugerido em 1911 foi construído décadas mais tarde, depois das novas enchentes, em 1927 e 1953, como resultado das solicitações da população e da prefeitura de Blumenau, demonstrando posteriormente sua inutilidade, que se somou com a construção da Avenida Beira Rio na década de 1960, pois as enchentes continuam. (FRANK 1995)

Também, o engenheiro alemão Otto Rohkohl em 1929 sugeriu a criação de uma sociedade anônima, a “S.A Contra Enchente”, para arrecadação de fundos para a construção de barragens, não só de forma local e urbana. Em paralelo, o engenheiro Adolf Odebrecht propôs a aceleração e o encurtamento do rio com canais extravasores até sua foz, em desenho editado no jornal *Der Urwaldsbote*, de 15 de agosto de 1930. Odebrecht orientava que em caso da não realização das propostas, deveria ser proibida a construção nas áreas baixas. Esta proposta é expressa na Figura 4, tendo sido encaminhada parcialmente, mais de meio século depois, após

as enchentes de 83 e 84, na revisão do plano diretor de 1977. Estudos recentes com tecnologia de satélites retomam sofisticação as análises e as propostas realizadas com os precários recursos do final da década de 1920.



Figura 4 Proposta do Engenheiro Adolf Odebrecht de 1930 para canais a serem abertos no rio Itajaí, analisados agora com recursos digitais

Fonte: <https://www.flickr.com/photos/sricanesh/6187185623/sizes//in/photostream/>

Retomando a evolução dos estudos e as ações efetivas de controle e gestão de enchentes nas cidades do Vale do Itajaí, estes passaram a contar com bases meteorológicas apenas nos anos de 1940, através da ação junto a TELESC – Telecomunicações de Santa Catarina e a CELESC – Centrais Elétricas de Santa Catarina. Estas empresas ligadas a energia elétrica e telefonia, no trecho de Blumenau a Itajaí, utilizavam as laterais do leito do rio para distribuir a rede de fios, exigindo uma devida fiscalização das cotas de enchente. Em 1984 o DNAEE (Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica) instalou um novo sistema de alerta e controle, em que a gestão passou a ser institucionalizada. (FRANK 1995).

É importante destacar que a lei de águas (lei 9.433/1997) que promulga a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) é posterior. Anteriormente só vigorava o código de águas de 1934, muito avançada, porém infelizmente pouco aplicada. Ele dava ao poder público o controle e as formas de incentivar o aproveitamento das águas para uso industrial e outros, com controle supervisionado pelo Ministério da Agricultura. Só partir da Lei de águas de 1997, houve o reconhecimento e a necessidade de proteger as águas dentro da estrutura ambiental, numa gestão que se preocupasse em integrar os recursos hídricos ao meio ambiente, para garantir o

desenvolvimento sustentável e a manutenção do ecossistema.

A participação civil institucionalizada, tão importante, só apareceu na década de 1950 com a criação da AIRVI (Associação de Imprensa e Rádio do Vale do Itajaí), que pleiteava a construção das barragens no alto vale do Itajaí.

Em 1957 o então presidente da república, Juscelino Kubitschek assinou um decreto incentivando a economia na bacia hidrográfica do vale do Itajaí, mas as cheias de 1961 foram determinantes para novas providências. João Goulart, presidente da república, e Juarez Távora, Ministro da Viação e Obras Públicas determinaram que se construíssem barragens nos braços que formam o rio Itajaí-Açu. A Barragem Oeste foi concluída em 1973. Em 1975 terminou a Barragem Sul. As obras da Barragem Norte iniciadas em 1976 e só foram concluídas em 1992. Infelizmente, os trágicos acontecimentos de 1983 e 1984 e os relatórios da JICA provaram que os projetos não eram adequados. [FRANK 1995]. Após a catastrófica cheia de 1983, foi preciso tomar decisões que representassem continuidade nas ações para o combate aos desastres naturais, devido à pré-disponibilidade da região.



Figura 5 Cheia de novembro de 1984 na rua XV novembro, principal via do centro histórico e comercial de Blumenau

Fonte: Acervo Histórico José Ferreira da Silva. Blumenau, 2019

Em Blumenau, a Defesa Civil teve grande importância a partir do final da década de 1980, em conjunto da Coordenação Estadual de Defesa Civil – CEDEC.

A situação grave que passava Blumenau e a região levou também ao envolvimento do governo federal para enfrentar a crise. Assim, no sentido de superar a ineficácia dos sucessivos planos contra as enchentes e as repetidas cheias, o

DNOS em parceria com a corporação japonesa JICA (*Japan International Corporation Agency*) elaborou uma proposta abrangendo toda a Bacia do Itajaí, o *The Itajaí River Basin Flood Control Project*. A primeira visita dos japoneses a Santa Catarina foi em 1984. Durante nos anos de 1986 a 1990 foi realizado um contrato entre o Governo do Estado de Santa Catarina e o Japão para o projeto de controle contra as enchentes. Infelizmente, por falta de garantia de pagamento da parte brasileira não houve continuidade do acordo. [NIPPON KOEI CO LTD, 2011].

A região de Blumenau desde a fundação da colônia esteve ameaçada pelas águas do rio Itajaí. Documentos históricos mostram que a sobre elevação dos níveis da água não é fator isolado, mas sim recorrente. O nível de algumas das consecutivas enchentes está na figura 6.

ANO	Nível da água	ANO	Nível da água	ANO	Nível da água	ANO	Nível da água
1852	16,3 m	1911	9,8 m	1954	12,5 m	1984	15,46 m
1855	13,3 m	1913	16,9 m	1961	12,4 m	2008	11,52 m
1870	10,0 m	1928	11,7 m	1972	11,3 m	2015	10,03 m
1880	17,0 m	1931	11,0 m	1983	15,34 m		

Figura 6 Níveis máximos alcançados pelas enchentes entre 1852 e 2015 em Blumenau.

FONTE: AlertaBLU Sistema de monitoramento e alerta de eventos extremos de Blumenau, Defesa Civil e Prefeitura de Blumenau. > <http://alertablu.cob.sc.gov.br/p/enchentes> acesso em 2019.

Assim, a ocupação humana está intimamente ligada a situações de risco e a vulnerabilidade social que se repetem. Em Blumenau a partir de 1945, com a segunda guerra, muitos imigrantes vieram para região e aproveitaram a força hídrica em algumas indústrias na época, estabelecendo-se próximo ao rio. Disto surgiram novos desastres, acompanhando o desmatamento e o adensamento inadequado do território.

Após 1983 e 1984 houve uma grande busca por terrenos mais altos e seguros, desta forma os morros passaram a ser ocupados. Essa ocupação mais tarde ocasionaria outras grandes fatalidades devido ao grande número de deslizamentos de terra, devido a impermeabilização do solo.

O impacto das águas sobre Blumenau chegou ao ápice em novembro de 2008, quando foram registrados índices pluviométricos históricos excepcionais, que ocasionaram a maior catástrofe ambiental do estado catarinense, aprofundando as discussões e a preocupação com o rio Itajaí. Afetou cerca de 60 cidades e mais de 1,5 milhões de pessoas. Foram registrados 133 óbitos, 22 desaparecidos e mais de 78.000 habitantes saíram de suas casas, evitando-se desastre maior. O número final de desabrigados após as enchentes girou em torno de 5 mil habitantes. (*SBMET – sociedade brasileira de meteorologia, INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais*).

Novamente, somente após a catástrofe de 2008, o estado catarinense demonstrou outra vez a intenção de implementar o plano integrado com o governo japonês. Em 2008 foi criado um Grupo Técnico Científico (GTC) que elaborou o PLADE Plano Integrado de Prevenção e Mitigação de Riscos de Desastres Naturais na Bacia do Rio Itajaí, onde foi revisado o plano de 1988 e atualizado de maneira mais abrangente. O relatório entregue pela JICA em 2011 mostrou que algumas das soluções para redução do risco de enchentes eram: aumentar a capacidade de contenção das barragens nas cabeceiras do rio, além de outras reformas estruturais e não estruturais. O relatório constata que a expansão urbana ocorreu preponderantemente nas planícies de inundação, ocasionando o aumento da reincidência das cheias e a diminuição da capacidade de escoamento nos leitos dos rios. Além disto, as áreas de encostas foram utilizadas como áreas de pastagem, provocando o aumento do pico de descarga das enxurradas, acentuando o número de acidentes ligados a sedimentação e escorregamentos de terra.

5 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

A história do município de Blumenau e do Vale do Itajaí está ligada ao constante desafio da elevação das águas. Seus mais de 160 anos de ocupação são marcados por diversas catástrofes e a omissão e descontinuidade nos projetos de prevenção e preparo para as situações prévias ao impacto do desastre.

O modelo medieval alemão ditou a ocupação das cidades do vale do Itajaí, mas infelizmente trouxe conseqüências ambientais e urbanas muito indesejáveis. O padrão de desenho urbano utilizado e seus desdobramentos levaram a ocupação indevida do leito do rio, inadequada a realidade, com índices excepcionais e irregularidades pluviométricas, somadas ao desmatamento e a estrutura física geológica do sítio. O resultado foi o aumento na recorrência de inundações e frequentes desmoronamentos de terra.

Assim, a ação antrópica resultante do rápido processo de urbanização e falta de continuidade em programas de prevenção contra desastres, levaram ao agravamento dos acidentes naturais, ocasionando enchentes recorrentes e escorregamentos de terra ao longo dos anos. Infelizmente, a história urbana no vale do Itajaí e em Blumenau está fortemente ligada as cheias e os riscos provocados pelos desastres naturais. Desde o início de sua ocupação no ano de 1850 quando foi estabelecido o núcleo inicial da colônia de Blumenau, houve periodicamente o enfrentamento das águas do rio Itajaí-Açu.

Hoje a situação de risco não está resolvida a contento, havendo constante ameaça de novos desastres. A cidade de Blumenau, apesar das ameaças, vem crescendo bastante.

A descontinuidade das gestões tem seu fulcro na política e na questão

financeira, somadas ao despreparo para enfrentar situações de emergência. A falta de continuidade de gestões políticas é um fator negativo, recorrente no Brasil. Especificamente, diversas situações de descontinuidades e interrupções são descritas ao longo da história do Vale do Itajaí. Na história de Blumenau é a grande número de interrupções nos projetos de prevenção e mitigação de enchentes, a falta da participação popular e de articulação de políticas locais, regionais e nacionais. É necessário superar estas deficiências, para trabalhar no desenvolvimento das propostas.

É importante pensar que a soma dos diferentes sistemas, o território construído e terreno pré-existente resultam na composição de um espaço adequado a urbanização, planejamento urbano e engenharia ambiental. Para que realmente funcione é necessária uma enorme gama de conhecimento, passando pelos recursos hídricos, abastecimento de água, circulação na cidade, os meios de transporte, desenho urbano, biodiversidade e relações sócio-culturais.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA, Governo Brasil 2018 <http://www3.ana.gov.br/> visitado em 10/11/2018.

AlertaBLU Sistema de monitoramento e alerta de evento extremos de Blumenau, Defesa Civil e Prefeitura de Blumenau. > <http://alertablu.cob.sc.gov.br/p/enchentes> acesso em 2019

ATLAS GEOGRÁFICO DE SANTA CATARINA 2014 - Estado De Santa Catarina Secretaria De Estado Do Desenvolvimento Econômico Sustentável - SDS Diretoria De Recursos Hídricos – DRHI Gerência De Planejamento De Recursos Hídricos – GEPHI. Santa Catarina, Brasil. 2014. http://www.aguas.sc.gov.br/jsmallfib_top/DHRI/bacias_hidrograficas/bacias_hidrograficas_sc.pdf, visitado em 19/02/2019.

BRASIL, Decreto nº 42.423 1957, 7 de outubro de 1957. Constitui um grupo de trabalho incumbido de estudar a situação econômica da Bacia Hidrográfica do rio Itajaí no Estado de Santa Catarina e de propor as medidas necessárias a seu desenvolvimento. Diário Oficial Brasília 07 out. 1957 Seção 1 - 9/10/1957, Página 23456.

DEEKE José. **O município de Blumenau e a história de seu desenvolvimento” Blumenau.** Nova Letra 1995.

ESPINDOLA, Marcos; NODARI, Eunice; PAULA, Simone. Urban growth and the floods of Blumenau (Santa Catarina) Brazil. **Revista do arquivo geral do Rio de Janeiro**, n.8, 2014, p.201-212. Rio de Janeiro 2014.

FRANK, Baite **Uma abordagem para o gerenciamento ambiental da bacia hidrográfica do rio Itajaí, com ênfase no problema das enchentes** UFSC, Florianópolis 1995.

HANNAS, Evy. Desenho ambiental e forma urbana. O caso do bairro de Riverside. Vitruvius online. 2016 Disponível em <http://www.vitruvius.com.br/revistas/read/arquitextos/17.196/6226> visitado em 25/09/2018.

HEWITT, K., BURTON, I. (1971). **The hazardousness of a place: a regional ecology of damaging events.** Toronto: University of Toronto.

LACAZE, Jean-Paul. **A cidade e o urbanismo**. Coleção: Biblioteca Básica de Ciência e Cultura. Tradução de Magda Bigotte de Figueiredo: Instituto Piaget, 1999.

MARCELINO Emerson **Desastres naturais e Geotecnologias: Conceitos Básicos**, INPE, São Jose dos Campos 2008.

MATEDDI Marcos, “*As enchentes como tragédias anunciadas: Impactos da problemática ambiental nas situações de emergência em Santa Catarina*” UNICAMP. 1999 Campinas.

NIPPON KOEI CO LTD 2011, relatório JICA.

POLICARPO Janea, “*Território e planejamento urbano em Blumenau: A disputa por espaços seguros*” UFSC, Florianópolis 2016.

PORATH Soraia “*A paisagem de rios urbanos. a presença do rio Itajaí-açu na cidade de Blumenau*”. UFSC, Florianópolis 2004.

SIEBERT, Claudia. “A evolução urbana de Blumenau – o (des)controle urbanístico e a exclusão socioespacial” UFSC, Florianópolis, 1999.

_____. (Des)controle urbano no vale do Itajaí. In B. Frank, & L. Sevegnani (Orgs.). *Desastre de 2008 no Vale do Itajaí: água, gente e política* (p. 38-51). Blumenau: Agência de Água do Vale do Itajaí.

SPIRN, Anne W. *O Jardim de granito: a Natureza no desenho da cidade*. São Paulo: Edusp, 1995.

SCHULT, Edmundo. **DIAGNÓSTICO E PROGNÓSTICO DAS DEMANDAS HÍDRICAS**. 2016. Comitê do Itajaí Governo do estado de Santa Catarina. 2016. disponível em http://www.aguas.sc.gov.br/SISTEMA_DE_INFORMACOES_DE_RECursos_HIDRICOS_DO_ESTADO_DE_SANTA_CATARINA

APLICAÇÃO DE TETO JARDIM RESIDENCIAL NA REDUÇÃO DE ALAGAMENTO URBANO

Raquel da Silva Pinto

Universidade São Francisco – São Paulo

Camila de Fátima Lustosa

Universidade São Francisco – São Paulo

Gabriele Sabbadine

Universidade São Francisco – São Paulo

André Augusto Gutierrez Fernandes Beati

Universidade São Francisco – São Paulo

**Rafael Augusto Valentim da Cruz
Magdalena**

Universidade São Francisco – São Paulo

Luciane de Souza Oliveira Valentim

Universidade São Francisco – São Paulo

RESUMO: Em decorrência da urbanização desenfreada, impermeabilização do solo e sistema inadequado e/ou ineficiente de drenagem urbana os alagamentos tornaram-se comuns em meios urbanos causando prejuízos materiais, transtornos emocionais e doenças relacionadas à falta de saneamento básico. Na busca pela minimização deste tipo de ocorrência este trabalho apresenta a técnica de teto jardim como alternativa em prol da diminuição das vazões de águas pluviais em via urbana minimizando a ocorrência de alagamentos. Foi realizada a construção de dois módulos experimentais, um de teto jardim e outro de telhado tradicional, ambos com 9,881m², localizados em área não afetada por

alagamento para coleta de dados bem como foram realizados ensaios em laboratório com o solo utilizado para verificação do seu grau de absorção e de escoamento verificando sua eficiência no teto jardim. Através destes estudos, foi possível analisar o comportamento do teto jardim quando submetido a índices pluviométricos de fraca e média intensidade. Realizou-se a transferência dos dados reais obtidos através da comparação entre os dois módulos experimentais, juntamente com os ensaios em laboratório, a um estudo de caso dirigido em uma área de 39.420,50 m², onde 4.353,41 m² foram atingidos por alagamento no município de Bragança Paulista. Analisando a eficiência constatada no módulo experimental e aplicando ao estudo de caso, conclui-se que a eficiência do teto jardim na redução da vazão de águas pluviais na área de estudo seria de 37%, ou seja, o teto jardim mostra-se como uma alternativa simples para esta problemática se comparada a obras de drenagem urbana.

PALAVRAS-CHAVE: Teto Jardim, Alagamento, Água Pluvial, Urbano.

RESIDENCIAL GREEN ROOF APPLICATION TO REDUCE URBAN FLOODING

ABSTRACT: Due to massive urbanization, soil sealing and inadequate and/or inefficient

urban drainage system, flood has become common in urban areas, causing material damage, emotional disturbances and diseases related to poor sanitation. In the search for the minimization of this type of occurrence, this work presents the green roofing technique as an alternative in favor of the reduction of the urban water flow, minimizing the occurrence of flooding. Two experimental modules were built, one with green roof and one with traditional roof, both with 9,881m², located in an area not affected by flooding for data collection, as well as laboratory tests were performed with the soil used to verify its degree of absorption and flow, verifying its efficiency in the ceiling. Through these studies, it was possible to analyze the behavior of the green roof when subjected to low and medium intensity rainfall. In addition, the actual data obtained by comparing the two experimental modules, along with the laboratory tests, was carried out to a case study conducted in an area of 39,420.50m², where 4,353,41m² were reached by flooding in the county of Bragança Paulista. Analyzing the efficiency found in the experimental module and applying it to the case study, it can be concluded that the efficiency of the green roof in reducing the stormwater flow in the study area would be 37%, that is, the green roof is shown as an alternative to this problem that can be minimized through this practice considered simple compared to urban drainage works.

KEYWORDS: Green Roof, flooding, Stormwater, Urban.

1 | INTRODUÇÃO

As precipitações pluviométricas de grande intensidade ocorridas em áreas urbanas com impermeabilização irregular do solo auxiliam na ocorrência de alagamentos. Segundo informação do Atlas Brasileiro de Desastres Naturais (2013), entre 1991 a 2001 a média de ocorrências de alagamento era de 4,5 eventos/ano. De 2002 a 2012, essa média passou a ser de 42 eventos/ano. Tal aumento deve-se, possivelmente, aos sistemas de drenagem urbano ineficientes frente ao crescimento populacional.

A cada situação de alagamento pessoas são atingidas direta e/ou indiretamente. Diretamente por conta de perda de bens materiais e, em alguns casos, infelizmente, perda humana. Indiretamente devido à obstrução de ruas, tráfego lento, escolas fechadas, entre outros.

Em função desses acontecimentos faz-se necessária a aplicação de técnicas alternativas a fim de minimizar os impactos ambientais e, principalmente, sociais causados pelo alagamento. Espera-se que as técnicas alternativas sejam viáveis economicamente e que apresentem resultados rápidos. Desta forma a técnica de aplicação de teto jardim apresenta-se como uma solução.

O Teto Jardim é uma técnica que envolve a aplicação de uma cobertura composta por: vegetação; camada de solo, onde a água é retida e escorada; camada de drenagem; camada impermeabilizante, voltada à mitigação de infiltrações; e camada estrutural sobre a residência, substituindo o telhado convencional.

Essa técnica busca minimizar os efeitos da urbanização antes que a água atinja

a rede de drenagem.

Com isso, este trabalho tem por objetivo verificar a viabilidade de implantação do teto jardim, analisando o desempenho da técnica, contribuindo para a minimização de alagamento.

2 | METODOLOGIA

Com base nas notícias divulgadas pelos jornais do município de Bragança Paulista foram identificadas e analisadas as áreas com registro de alagamento.

Após esta análise e confirmação da necessidade de se intervir na problemática de alagamento no município, passamos a realizar pesquisas bibliográficas recentes e antigas no que diz respeito à instalação de teto jardim, bem como seus benefícios.

Para analisar efetivamente a contribuição do teto jardim em prol da mitigação de alagamentos, realizamos a construção de dois módulos experimentais: um módulo de teto jardim e um módulo de telhado tradicional. Estes módulos foram aplicados em uma residência desabitada.

Com os módulos montados e prontos para análise, iniciamos a coleta de dados após cada precipitação pluviométrica. Esta coleta de dados se estendeu por cinco meses.

Como os módulos experimentais não foram aplicados em área de alagamento realizamos um estudo de caso migrando as informações obtidas dos módulos para uma área de alagamento realizando adequações para chegarmos à situação mais real possível.

3 | APLICAÇÃO DOS MÓDULOS EXPERIMENTAIS

Para obtenção de dados, aplicamos como metodologia de pesquisa a instalação de dois dispositivos experimentais de controle de águas pluviais no telhado de uma residência não habitada com ângulo de 28° , utilizando dois cômodos com uma área de 9.881m^2 (Figura 1).



Figura 1: Módulos experimentais

Destacamos a aplicação do teto jardim em um telhado de 28° a fim de demonstrar sua eficiência em telhados de residências populares já construídas onde, em geral, a angulação do telhado se imita 28°, sem a necessidade de reforma para receberem a cobertura vegetal.

Esta residência está localizada no bairro Boa Vista dos Silva, coordenadas 23°00'00.8"S 46°29'17.1"W, área rural do município de Bragança Paulista.

Nos dois módulos foram instaladas calhas que levavam a água precipitada até uma caixa d'água instalada logo abaixo dos módulos.

Um pluviômetro manual também foi instalado no local a fim de verificarmos o índice pluviométrico após cada precipitação.

4 | RESULTADOS

Para constatar a eficiência do teto jardim comparado com um teto tradicional, foram realizadas medições de vazão manuais após cada precipitação pluviométrica contabilizando sua duração, intensidade e situação do teto jardim: seco ou molhado.

Ao final de cada precipitação mediamos o volume armazenado nas caixas d'água do teto jardim e do teto tradicional, bem como o volume contabilizado no pluviômetro manual.

Após cada precipitação pluviométrica, os dados eram inseridos na planilha de coleta de dados para comparações conforme Tabela 1.

Data	Índice pluviométrico (L)	Tempo de precipitação (h)	Intensidade	Situação do teto jardim	Vazão telhado tradicional (L)	Vazão teto jardim (L)	Acumulado teto jardim (L)
25/03/2016	108,69	00:20	Média	Molhado	90	58	50,69
18/05/2016	153,15	00:31	Média	Seco	110	88	65,15
31/05/2016	39,52	07:00	Fraca	Seco	26	23	16,52

01/06/2016	24,7	10:00	Fraca	Molhado	18	8	16,7
03/06/2016	138,33	10:00	Média	Molhado	123	114	24,33
04/06/2016	163,03	01:00	Média	Molhado	148	128	35,03
31/08/2016	148,21	07:45	Fraca	Seco	124	102	46,21
Média	110,8	05:13	Média	Molhado	91,28	74,42	36,37

Tabela 1: Coleta de dados após cada precipitação pluviométrica

É possível verificar a eficiência do teto jardim quando comparado ao índice pluviométrico da vazão obtida no telhado tradicional, conforme Gráfico 1.

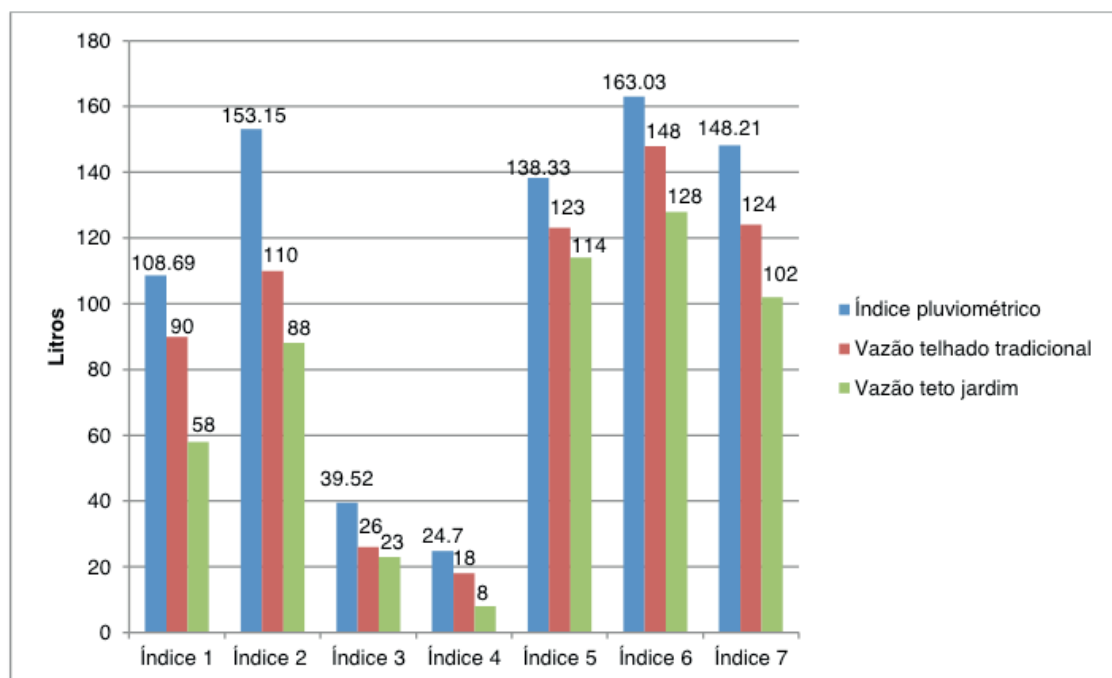


Gráfico 1: Dados obtidos após cada índice pluviométrico

Com isso, é possível comprovar a eficiência de retenção de água do teto jardim. Em todas as coletas de dados ele atendeu às expectativas de minimização do volume de água escoada, ou seja, se o mesmo estivesse instalado em área urbana, o volume de água que seria direcionado para via pública ou para drenagem de água pluvial seria minimizado significativamente.

Em porcentagem, pode-se dizer que, neste estudo, o teto jardim reteve a média de 37% da água pluvial que nele se depositou, e sua vazão foi 15% menor se comparado ao telhado tradicional.

Foi possível verificar uma diferença de absorção entre o teto jardim seco e o teto jardim molhado. Utilizando os valores obtidos em 18/05/2016 e 04/06/2016, onde os índices pluviométricos foram correlativos, é possível perceber essa diferença conforme Tabela 2.

Data	Índice pluviométrico (L)	Situação do Telhado	Intensidade da chuva	Vazão teto tradicional	Vazão teto jardim	Retenção teto jardim
18/05/2016	153,16	seco	média	71%	57%	42%
04/06/2016	163,04	molhado	média	90%	78%	21%

Tabela 2: Comparação teto jardim seco e teto jardim molhado

Nestes dois casos, evidencia-se a eficiência de absorção quando o teto jardim está seco e quando ele está molhado.

Com isso realizamos ensaio de escoamento no solo utilizado para verificar sua eficiência quanto ao tempo de escoamento de água.

5 | ENSAIO DE ESCOAMENTO

Para aplicação do teto jardim utilizamos solo composto retirados de uma mata. Junto ao solo tinham: raízes, folhas e galhos que se degradaram junto ao solo. Foram ainda acrescentando esterco de cavalo.

O ensaio de escoamento foi realizado expondo o solo utilizado a duas secagens forçadas: uma secagem a uma temperatura de 120°C a fim de verificar sua eficiência quando exposto ao extremo e uma secagem a 30°C que é a média de temperatura máxima existente no município na estação verão.

Com isso obtivemos 3 amostrar de solo para analisar: Coluna 1: solo in natura; Coluna 2: solo com secagem forçada a 30°C; Coluna 3: solo com secagem forçada a 120°C.

Este ensaio foi realizado em dois dias com a finalidade de verificar a eficiência do solo simulando dias seguidos de precipitação pluviométrica.

No primeiro dia submetemos as amostras em dois ensaios. Os resultados obtidos no primeiro ensaio do primeiro dia podem ser apreciados no Gráfico 2.

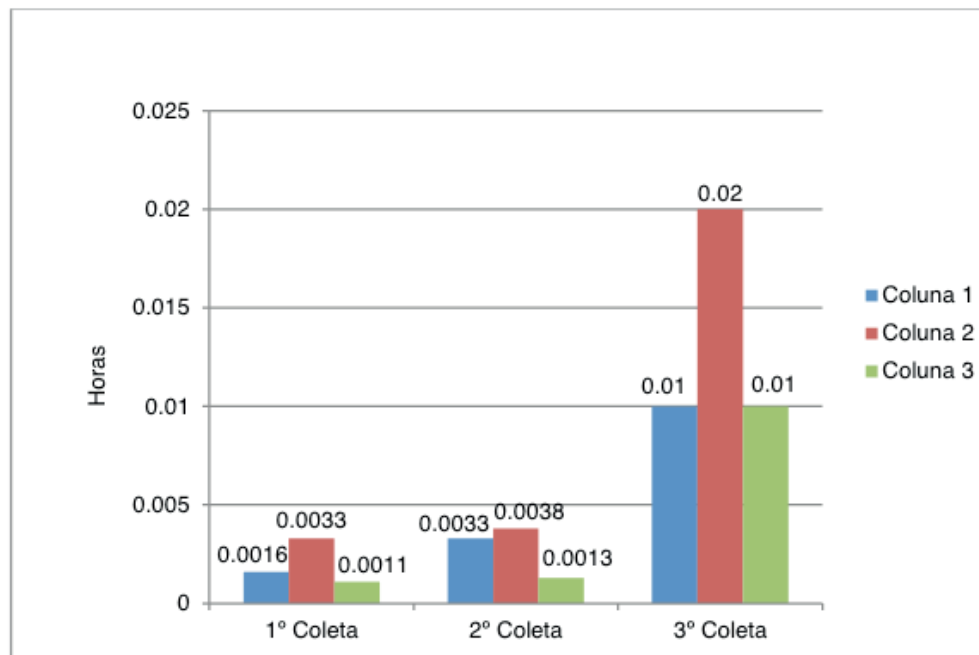


Gráfico 2: Resultado do ensaio de tempo de escoamento 1

Observando o comportamento do solo da coluna 1, sem passar por secagem forçada, percebemos que a absorção da água foi lenta. É possível, entretanto, verificar através do gráfico que seu escoamento foi rápido na primeira coleta de água sem compactação do solo. Já na segunda coleta de água, o escoamento ficou lento, o que nos faz entender que isso se deu devido ao empacotamento do solo existente após a primeira coleta de água.

No solo da coluna 2, com secagem forçada em 30°C por 24 h, a absorção foi mais rápida comparada ao solo da coluna 1, e seu escoamento um pouco mais lento principalmente na coleta dos últimos 30 mL.

O solo depositado na coluna 3, com secagem forçada a 120°C por 3 h, reagiu com uma absorção instantânea e com escoamento mais rápido que as demais colunas.

No segundo ensaio do primeiro dia observa-se que o solo das três colunas já estava mais compactado e, conseqüentemente, com um maior volume de água absorvido. Sendo assim, o resultado foi um pouco diferente do primeiro ensaio, conforme demonstrado no Gráfico 3.

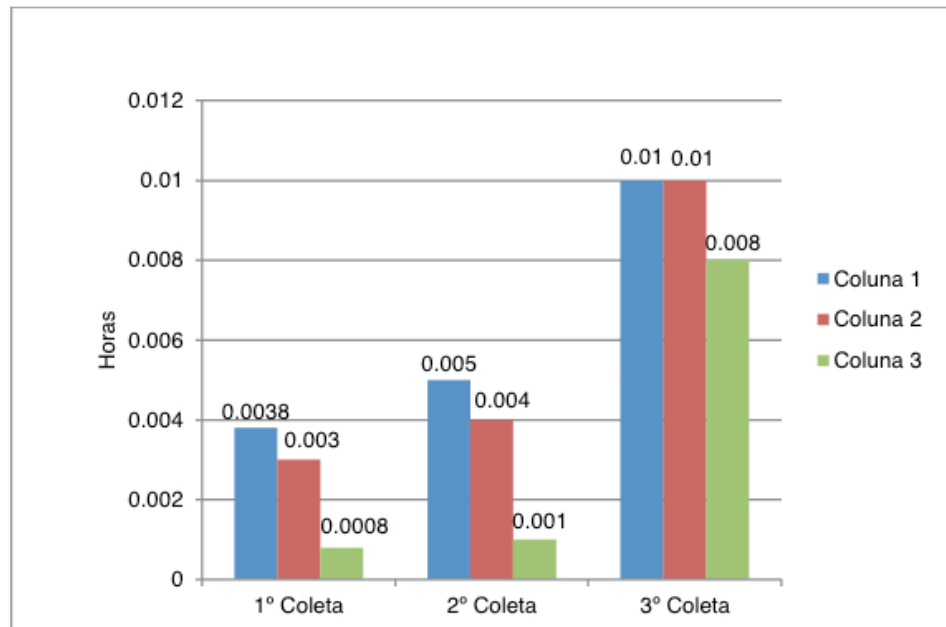


Gráfico 3: Resultado do ensaio de tempo de escoamento 2

Fica visível o aumento no tempo de escoamento ao compararmos com o tempo do escoamento 1, reforçando a hipótese de compactação do solo.

Após um descanso de 24h sem acrescentar água nas colunas realizamos mais um ensaio conforme Gráfico 4.

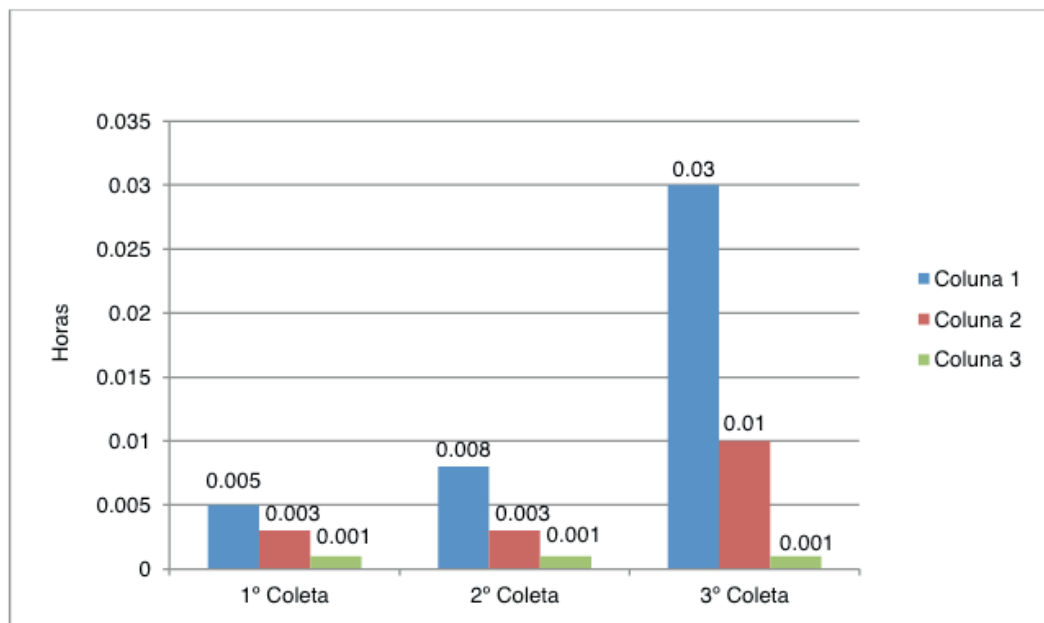


Gráfico 4: Resultado do ensaio de tempo de escoamento 3

Verificamos que após as 24 h de descanso o solo das colunas compactou. Com isso o escoamento da coluna 1 foi mais lento do que os demais, ao contrário dos primeiros testes. Já o solo da coluna 2 teve um escoamento mais rápido, diferente do resultado do primeiro teste. Tal variação demonstra a influência da compactação do solo no escoamento.

Comparando os 3 testes realizados, é possível afirmar que a coluna 1, com solo sem secagem forçada, comportou-se de forma a escoar rapidamente a água nele depositado, o que nos leva a afirmar que o solo utilizado na implantação de um teto jardim deverá ser acomodado úmido, sem estar muito seco.

Após os ensaios de escoamento realizamos o estudo de caso.

6 | ESTUDO DE CASO

Como não foi possível realizar a implantação do módulo experimental na área de alagamento migramos os valores encontrados para a área em estudo.

A área escolhida está localizada no bairro Jardim Águas Claras, coordenadas 22°55'20.5"S 46°31'38.0"W localizada a 28,4 km do local onde fora confeccionado o modelo experimental.

As residências do bairro Jardim Águas Claras, mais precisamente as localizadas na Avenida João Alberto Anhert, possuem telhado de, aproximadamente, 70 m². Os terrenos, por sua vez, possuem, em média, 120 m².

Para realizarmos comparações de dados, utilizamos a notícia publicada em 30 de dezembro de 2015, no site da Prefeitura de Bragança Paulista: “Na terça, em um período de 24 h, foi registrado um volume de 98 milímetros de chuva, através de um dos pluviômetros existentes no município”. Esta informação refere-se ao dia 23 de dezembro de 2015, terça-feira. Nesta data, o Jardim Águas Claras foi atingido por alagamento, conforme a notícia: “Já no bairro Jardim Águas Claras, a equipe foi acionada, pois algumas casas haviam sido alagadas”.

Sabe-se que o alagamento nesta área ocorreu após pouco mais de 30 min de precipitação pluviométrica de alta intensidade, com um índice pluviométrico de 40 mm, aproximadamente, atingindo nove residências distribuídas em uma área de 4.353,41 m².

O alagamento em questão fez com que o nível da água no interior das residências atingidas ascendesse, aproximadamente, 90 cm de altura.

Para cálculo de vazão, iremos utilizar não apenas a área alagada, mas a área com declive, auxiliando o escoamento da água pluvial para a área alagada, o que representa 39.420,50 m², conforme representado na Figura 2, o que representa um índice pluviométrico de 1.576.820 L.

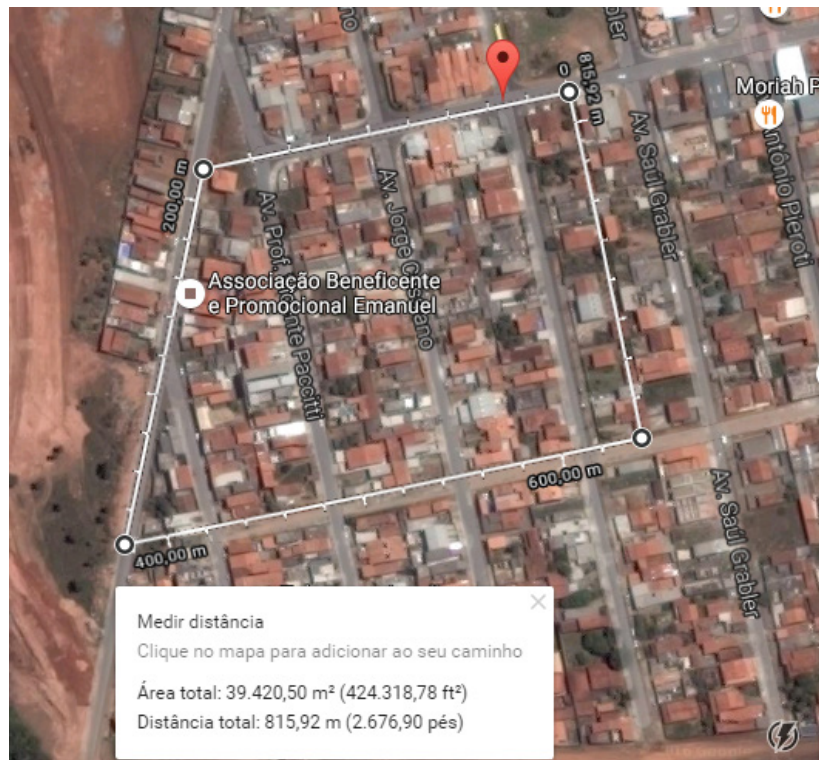


Figura 2: Área utilizada para cálculos

Uma residência padrão no bairro estudado possui, aproximadamente, 12 m de largura, 25 m de comprimento e 2,8 m de altura. Como o alagamento foi de 90 cm, utilizaremos para cálculo a altura de 0,9 m.

Pressupõe-se que para alagar uma residência são necessários 270.000 L de água. Convertendo para as 9 casas alagadas, temos 2.430.000 L de água.

Considerando que o módulo experimental do teto jardim possui 9,881 m², são necessários 7 módulos experimentais para equivaler ao telhado de uma casa padrão. Com isso, se um módulo do teto jardim retém 36,37 L de água, um teto jardim de 70 m² irá reter 252 L.

Sendo assim, se a área considerada possui 39.420,50 m², obtemos um total de 328 residências construídas nesta área.

Foram realizados dois cálculos: um representando apenas a área alagada e outro representando a área total de estudo.

Para calcularmos a área alagada com 36 residências que possuem um telhado de 70 m², obtêm-se uma área total equivalente de telhado de 2.520 m². Com isso, a área de terreno, sem telhado, será de 1.833,41 m².

Como o índice pluviométrico foi de 40 mm, em 30 min, consideramos 100,800 L de precipitação pluviométrica apenas na área de telhado. Utilizando o mesmo índice pluviométrico, teremos, na área do terreno, uma precipitação pluviométrica de 73.336,4 L.

Conforme mencionado a média, em porcentagem, de retenção no teto jardim é de 37%; com isso, se todas as residências localizadas na área de alagamento do estudo implantassem tetos jardins, os mesmos reteriam 38.304 L na data em estudo.

Considerando essa retenção, seria obtido um escoamento de 62.496 L.

A partir desses resultados, consideramos que a vazão total foi de 135.832,4 L. Considerando o escoamento no telhado, dividido pela área alagada, obtemos valor de 31,2 cm.

Ou seja, de um alagamento de 90 cm de altura, a utilização do teto jardim em todas as residências localizadas na área total iria reduzir 34,6% desse volume.

Já para cálculo da área total com 328 residências obtêm-se uma área total equivalente de telhado de 22.960 m². Com isso, a área de terreno, sem telhado, será de 39.397.540 m².

Como o índice pluviométrico foi de 40 mm, consideramos 1.575.901.600 L de precipitação pluviométrica apenas na área de terreno. Utilizando o mesmo índice pluviométrico, teremos, na área do telhado, uma precipitação pluviométrica de 918.400 L.

Conforme mencionado a média em porcentagem de retenção no teto jardim é de 37%; com isso, se todas as residências localizadas na área total do estudo implantassem tetos jardins os mesmos reteriam 348.992L na data em estudo. Considerando essa retenção, seria obtido um escoamento de 569.408L.

A partir desses resultados, consideramos que a vazão total, desconsiderando a retenção no telhado, foi de 1.576.471.008 L. Acumulou-se, portanto, na área alagada o equivalente a 362.123 L.

Apartir desses resultados, consideramos que a vazão total foi de 1.576.471.008L, considerando o escoamento no telhado, dividido pela área alagada, obtendo-se o valor de 40 cm.

Ou seja, de um alagamento de 90 cm de altura, a utilização do teto jardim em todas as residências localizadas na área total iria reduzir 44,45% desse volume.

7 | CONCLUSÕES

Ao verificarmos os efeitos causados por alagamento, suas consequências ambientais, sociais e econômicas, entendemos a necessidade de buscar uma proposta no mínimo mitigadora para a situação. Analisando as possibilidades, identificamos que o teto jardim poderia auxiliar nesta situação.

Tendo definido a proposta de solução, iniciou-se a construção de módulos experimentais. Nesta etapa, concluímos que a montagem de um teto jardim não é tão complexa a ponto de não ser viável devido à mão de obra.

As coletas de dados pluviométricos ocorreram em duas estações do ano: primavera e inverno. Durante a primavera, de 1 de março até 31 de maio, os índices pluviométricos foram considerados normais quando comparados aos outros anos. No mês de junho, entretanto, no qual se predomina o inverno, o índice foi superior aos registrados desde 2010, ficando próximo apenas dos registros de 2012. Mesmo com

este alto índice, não ocorreram problemas na estrutura dos módulos experimentais, principalmente no teto jardim, apenas na questão do extravasamento dos coletores de água, conforme descrito anteriormente.

Mesmo analisando o comportamento do módulo experimental e os resultados obtidos no local aplicado, foi realizado ensaio em laboratório a fim de verificar a eficiência do solo utilizado no teto jardim. Ambas as análises comprovaram que o solo utilizado, compostado com esterco de cavalo, comportou-se como esperado: solo leve com nutrientes capazes de suprir a necessidade das plantas, com absorção relativamente alta com escoamento rápido. O ensaio em laboratório contribuiu para obter credibilidade na escolha no solo.

Transferindo os dados obtidos para o local do estudo de caso, verificamos a eficiência do teto jardim em uma situação de alagamento com índice pluviométrico de alta intensidade. Os resultados obtidos com a análise reforçaram o trabalho realizado, mostrando a necessidade de intervenção na situação de alagamento, bem como sendo o teto jardim uma proposta eficaz e sustentável por amenizar os efeitos causados pela urbanização, podendo contribuir com áreas verdes, além de amenizar a problemática da impermeabilização do solo.

O teto jardim é uma proposta sustentável voltada à mitigação dos efeitos causados pela urbanização, podendo contribuir com áreas verdes e minimizar áreas urbanas impermeáveis.

REFERÊNCIAS

ARCHDAILY - Site de arquitetura. Clássicos da Arquitetura: VilleRadieuse / Le Corbusier. Disponível em: <http://www.archdaily.com.br/br/787030/classicos-da-arquitetura-ville-radieuse-le-corbusier>. Acesso em 17 jun. 2016

CANHOLI, Aluísio Pardo. Drenagem Urbana e Controle de Enchentes. São Paulo – SP, 2005.

CASTRO, Andréa Souza; GOLDENFUM, Joel Avruch. Uso de telhados verdes no controle qualitativo do escoamento superficial urbano. 2008. 6 f. Tese (Doutorado) - Curso de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (iph/ufrgs), Rio Grande do Sul, 2008. Disponível em: <<https://ecotelhado.com/wp-content/uploads/2015/03/ESCOAMENTO-SUPERFICIAL-URBANO.pdf>>. Acesso em: 05 set. 2016.

CENTRO DE ESTUDOS E PESQUISAS EM ENGENHARIA E DEFESA CIVIL (Florianópolis) (Org.). Atlas Brasileiro de desastres Naturais 1991 a 2012. 2. ed. Florianópolis: Volume Brasil, 2013. 126 p. Disponível em: <http://150.162.127.14:8080/atlas/Brasil_Rev2.pdf>. Acesso em: 02 mar. 2016.

MINKE, Gernot. Techos Verdes: planificación, ejecución, consejosprácticos. 2. ed.. Colombia: Merlin, 2010. 87 p.

OCORRÊNCIAS NO PERÍODO DE CHUVA. Bragança Paulista, 30 dez. 2016. Disponível em: <<http://braganca.sp.gov.br/v2/nota-oficial-ocorrencias-no-periodo-de-chuvas/>>. Acesso em: 25 set. 2016.

DESENVOLVIMENTO DE GEOPOLÍMEROS COM A INCORPORAÇÃO DO LODO DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA

Matheus Rossetto

Engenheiro de Infraestrutura

Luciano Senff

Universidade Federal de Santa Catarina,
Departamento de Engenharia da mobilidade
Joinville – Santa Catarina

Simone Malutta

Universidade Federal de Santa Catarina,
Departamento de Engenharia da mobilidade
Joinville – Santa Catarina

Rubia Lana Britenbach Meert

Engenheira de Infraestrutura

Bruno Borges Gentil

Engenheiro Sanitarista e Ambiental
Companhia Águas de Joinville

RESUMO: Essa pesquisa se concentrou em analisar as características físicas, químicas e mecânicas de argamassas com a presença de lodo de estações de tratamento de água, como fonte de aluminossilicatos em substituição parcial do metacaulim, como também, utilizando o lodo como forma de adição. As formulações tiveram relação sólido/líquido de 1,5 e relação silicato/solução de 50%/50%. Foram testadas amostras com substituição do metacaulim por lodo com 0%, 10%, 15%, 20%, 25% e 30% e com adição de 0%, 10%, 15% e 20%. Concluiu-se que, no estado fresco, a incorporação do lodo reduz significativamente a

trabalhabilidade da argamassa geopolimérica. No estado endurecido, após os 28 dias de cura, quando o lodo é adicionado em forma de substituição existe uma redução da resistência à compressão em relação a formulação de referência, sendo que a formulação com maior resistência à compressão foi com 25% de substituição, atingindo 33,25 MPa, redução de 25,39%. No caso de adição, todas as amostras apresentaram um aumento da resistência à compressão, sendo que a formulação com 15% de adição de lodo obteve 52,46 MPa de resistência à compressão, acréscimo de 17,73%.

PALAVRAS-CHAVE: Geopolímero, Lodo de ETA

ABSTRACT: This research was focused on analyzing the physical, chemical and mechanical characteristics of mortars with the presence of sludge from water treatment plants, as a source of aluminosilicates in partial replacement of metakaolin, as well as using sludge with addition in the geopolymer matrix. The formulations have a solid/liquid ratio of 1.5 and 50% / 50% silicate / solution ratio. Samples with substitution of 0%, 10%, 15%, 20%, 25% and 30% and 0%, 10%, 15% and 20% of the metakaolin were tested. It was concluded that in the fresh state the incorporation of the sludge significantly reduces the workability of the geopolymer

mortar. In the hardened state, after 28 days of curing, when the sludge is added in the form of substitution, there is a reduction of the compressive and flexural strength in relation to the reference formulation, and the formulation with the highest resistance to compression was with 25% of substitution, reaching 33.25 MPa, a reduction of 25.39%. In the samples with addition all the samples presented an increase of the resistance to compression and flexion, being that the formulation with 15% of addition of sludge obtained 52,46 MPa of resistance to compression, increase of 17,73%.

KEYWORDS: Geopolymer, WTS sludge. Waste use.

1 | INTRODUÇÃO

O concreto é amplamente utilizado em todas as obras da construção civil e tem evoluído para atender as necessidades com maior qualidade, durabilidade e menor custo (HAGEMANN, 2011). Em razão do volume consumido, atualmente a quantidade de matérias-primas provenientes de recursos naturais é muito significativa, e a energia utilizada para sua fabricação gera grande emissão de gases de efeito estufa, assim como poluição por poeira (ZHANG, 2014).

O concreto mais elementar é formado basicamente por aglomerante + agregado graúdo + agregado miúdo + água. O principal aglomerante é o cimento Portland. Deste modo, a comunidade científica tem procurado desenvolver ligantes alternativos capazes de apresentarem melhor desempenho, durabilidade e que sejam mais sustentáveis (HAGEMANN, 2011; WINCRET DESIGNER CONCRETE PRODUCTS LTDA, 2016).

Nesse contexto, surge o concreto de geopolímero, que consiste em uma pasta com ativação alcalina de aluminossilicatos e agregados com características similares aos materiais à base de cimento, porém, com o diferencial de apresentar menor impacto ambiental (DAVIDOVITS, 2002). São formados basicamente por uma fonte de aluminossilicato, geralmente o metacaulim, devido principalmente à sua elevada taxa de dissolução em meio alcalino e à facilidade de controle da relação Si:Al; e um ativador alcalino, responsável pela dissolução dos aluminossilicatos em um meio aquoso e em condições altamente alcalinas, usualmente sendo utilizado o hidróxido de sódio ou potássio (CESARI, 2015).

Os geopolímeros são membros da família de polímeros inorgânicos e podem ser fabricados com qualquer material ou resíduo que apresente uma quantidade considerável de silício (Si) e alumínio (Al) na forma amorfa à sem-cristalina (BHARATH, 2018). Assim, é possível utilizar, para a sua confecção, materiais que são rejeitos industriais e não tem um descarte adequado na natureza (BOCA SANTA, 2012).

Neste cenário, o processo de tratamento de água no Brasil gera grande volume de lodo que necessita ser descartado, usualmente tendo sido lançado nos recursos hídricos próximos ou transportado a aterros sanitários de lixo urbano. Os resíduos, quando lançados nos cursos de água, sem o tratamento adequado, colaboram para

aumentar a concentração de metais tóxicos, além de diminuir significativamente a luminosidade do meio. Conseqüentemente, o tratamento e descarte é uma atividade complexa com custos operacionais elevados. (BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2011; RODRIGUES; HOLANDA, 2013). O lodo das estações de tratamento de água (ETA) é um material de resíduo rico em minerais de silicatos e matéria orgânica (RODRIGUES; HOLANDA, 2013). Desta forma, se torna um material muito atrativo para a produção de geopolímeros.

Diante disso, este artigo se concentra em analisar propriedades físicas e mecânicas de argamassas geopoliméricas fabricadas com a utilização em diferentes quantidades do lodo de estações de tratamento de água em substituição parcial do metacaulim e como adição em uma matriz preestabelecida. O lodo utilizado, foi cedido pela Companhia Águas de Joinville e é proveniente da Estação de Tratamento de Lodo (ETL) da ETA Cubatão.

2 | MATERIAIS E METODOLOGIA EXPERIMENTAL

Para a produção das argamassas geopoliméricas os seguintes materiais foram utilizados:

- Metacaulim (MK) como fonte de aluminossilicato: disponibilizado pela empresa Metacaulim Brasil e segue as especificações da norma NBR15894/10. Ele é composto basicamente por Al_2O_3 (32,6%) e SiO_2 (57,12%) e tem o tamanho médio das partículas é de 21 μm e $D_{50} = 6,5 \mu m$;
- (Solução de $H_2O + NaOH$) (9 molar) + Silicato de sódio como agente ativador alcalino: o $NaOH$ é fabricado pela empresa Buschle & Lepper S/A e possui 98% de pureza e o silicato de sódio neutro Q-112 é fabricado pela mesma empresa;
- Areia média como agregado miúdo: de origem silícea, com massa unitária igual a 1,59 g/cm^3 .

O lodo é um resíduo gerado principalmente pela descarga de decantadores e pela lavagem dos filtros da ETA. O lodo misturado ao efluente é encaminhado para a ETL para o tratamento. Depois do efluente tratado a água clarificada é destinada ao rio Cubatão e o lodo adensado é encaminhado para um tanque de lodo, que serve como armazenamento. Este lodo é então direcionado aos equipamentos de desagüe que consistem em prensas parafusos. O teor de sólidos obtido no processo de desagüe gira em torno de 22 a 25%. Ainda na ETA é utilizado um polímero aniônico de alto peso molecular e baixa densidade de carga.

A determinação da composição do lodo da ETA foi realizada por espectrometria de fluorescência de raios-X e espectrometria de absorção atômica e os resultados estão apresentados na Tabela 1. Foi possível perceber o material tem uma quantidade considerável de Al_2O_3 (25,50%) e SiO_2 (28,40%), tornando-o interessante para ser utilizado como fonte de sílica e alumina na matriz geopolimérica.

O lodo fornecido pela Companhia Águas de Joinville contém uma grande quantidade de água (aproximadamente 80%), porém a concentração elevada de água não é desejada pela diminuição da cinética de geopolimerização. Toda fase líquida na composição do geopolímero provém da solução de hidróxido de sódio e do silicato de sódio. Visto isso, o lodo precisou de um processamento para ser utilizado.

Primeiramente o material foi seco em estufa a 100 °C durante 24 horas. Após a secagem, foi levado ao moinho Servitech CT-12242, utilizando um jarro com uma capa de alumínio de 300 ml. Foram usadas 39 bolas de 14 mm e 17 bolas de 20 mm. A definição da quantidade de bolas empregada foi feita de forma experimental em função da granulometria desejada. O material permaneceu no moinho durante 7 minutos com uma rotação de 380 rpm. Após o processo, tornou-se pó (figura 1b).

Para a caracterização do lodo em pó foi realizada sua granulometria. Neste procedimento, foram utilizadas as peneiras de 125,106,74,63,45 e 25 µm. A curva granulométrica é apresentada na Figura 1.

O material com granulometria superior a 125 µm não foi utilizado para a confecção dos corpos de prova. O erro da curva granulométrica apresentada é 2,42%. A densidade do material em forma de pó também foi calculada e está na ordem de 0,513 g/cm³.

A metodologia experimental está esquematizada na Figura 2 abaixo e foi definida seguindo os critérios abaixo relacionados:

- Ausência visual de eflorescência nos corpos de prova;
- Incorporação máxima possível do resíduo (limitada pela trabalhabilidade);
- Manutenção constante da relação sólido/líquido, silicato e solução;

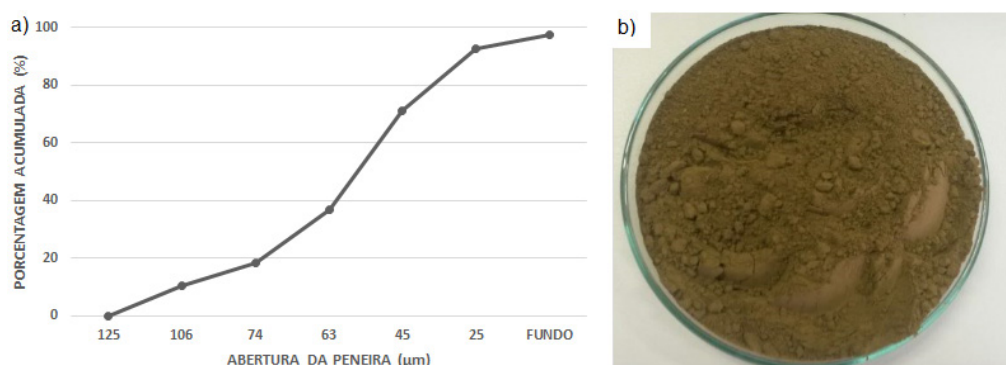


Figura 1 – a) Curva granulométrica do lodo após a moagem b) Lodo em forma de pó

Elementos Teor (%)	
Al ₂ O ₃	25,50
CaO	0,65
Fe ₂ O ₃	8,85
K ₂ O	0,95
MgO	0,69

MnO	0,12
Na ₂ O	0,22
P ₂ O ₅	0,59
SiO ₂	28,40
TiO ₂	0,65

Tabela 1 – Composição química do lodo. Fonte: Laboratório de Desenvolvimento e Caracterização de Materiais (LDMC), 2017.

Atendendo aos critérios já citados, foram definidas duas possibilidades de formulações (tabela 2). A primeira, utilizando o lodo como substituição parcial do metacaulim, sendo trocado em massa pelo lodo em pó. Nesta condição, foi adicionado lodo nas seguintes porcentagens: 10%, 15%, 20%, 25% e 30% (F1 até F5). A segunda possibilidade, empregando o lodo na forma de uma adição. Neste cenário, a quantidade de metacaulim é mantida constante e o lodo é adicionado e aproveitado como agregado miúdo, alterando assim a traço da composição. Nesta possibilidade, o lodo foi adicionado nas porcentagens de 10%, 15% e 20% (F6 a F8).

Primeiramente o silicato de sódio e o hidróxido de sódio foram colocados no agitador mecânico e misturados a 100 rpm por 5 minutos. Em seguida, adicionou-se o metacaulim e o lodo em pó. Estes, foram misturados a 100 rpm por 5 minutos e posteriormente, sendo feita uma pausa de 1 minuto para a mistura manual com uma espátula do material retido na lateral da cuba. Após este procedimento, o misturador foi ligado novamente a 100 rpm por mais 5 minutos. Por fim, foi adicionada a areia e misturada por 2 minutos. Para produção dos corpos de prova, seguiu-se a NBR 13279/15. Posteriormente, os corpos de prova foram levados a estufa durante 24 horas à temperatura de 40° C e depois retirados, desenformados e colocados em uma sala a temperatura ambiente.

	Formulação	S/L	Traço	Lodo (%)	MK (%)	NaOH (%) 9 M	Na ₂ SiO ₃ (%)	Areia (%)
Substituição	REF	1,5	1:2	0	100	50	50	200
	F1	1,5	1:2	10	90	50	50	200
	F2	1,5	1:2	15	85	50	50	200
	F3	1,5	1:2	20	80	50	50	200
	F4	1,5	1:2	25	75	50	50	200
Adição	F5	1,5	1:2	30	70	50	50	200
	F6	1,5	1:2,10	10	100	50	50	200
	F7	1,5	1:2,15	15	100	50	50	200
	F8	1,5	1:2,20	20	100	50	50	200

Tabela 2 – Formulações realizadas

No estado fresco foi realizado o ensaio de flow table test, que é especificado pelas normas NBR7215 e NBR13276 e tem por finalidade avaliar as argamassas

quanto a sua plasticidade e consistência logo após sua confecção Neste artigo, este ensaio foi utilizado para limitar a quantidade de lodo inserido na matriz, uma vez que se adicionou até se obter quantidades aceitáveis de trabalhabilidade. Além disso, através do ensaio, pode-se relacionar a quantidade de lodo incorporado com as propriedades do estado fresco.

Para analisar as propriedades no estado endurecido foram produzidos três corpos de prova, com dimensões 4x4x16 cm, para cada formulação analisada. Condicionou-se estes na estufa a 40°C nas primeiras 24 horas. Após este período, foram retirados da estufa, desmoldados e deixados a temperatura ambiente até completarem 28 dias de cura. Ao término deste período foram submetidos aos ensaios de compressão e flexão.

No estado endurecido, além do ensaio de compressão e flexão, foram obtidas as propriedades físicas (absorção de água, densidade aparente e porosidade aberta) utilizando corpos de prova com 28 dias de cura. O método segue o princípio de Arquimedes e consiste em: a) condicionar o corpo de prova em estufa a aproximadamente (103±1) durante 24 horas e realizar sua pesagem (m_s); b) imergir os corpos de prova em água durante 72 horas para que todos os poros sejam preenchidos e fazer a pesagem imersa (m_i); c) pesagem da amostra com sua superfície seca (m_{ss}).

Com base nas medições realizadas é possível obter as propriedades físicas com as seguintes equações:

$$\text{Absorção de água} = \frac{m_{ss} - m_s}{m_s} \cdot 100 \quad \text{Equação (1)}$$

$$\text{Densidade aparente} = \frac{m_s}{m_{ss} - m_i} \quad \text{Equação (2)}$$

$$\text{Porosidade aberta} = \frac{m_{ss} - m_s}{m_{ss} - m_i} \cdot 100 \quad \text{Equação (3)}$$

m_s é massa seca, m_i é a massa imersa e m_{ss} é a massa de superfície seca.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 Ensaio no estado fresco

Para a caracterização das amostras no estado fresco foi utilizado o flow table test. Este, realizado para todas as amostras a fim de avaliar a influência no lodo nas diferentes porcentagens estudadas. A Figura 2 mostra os resultados obtidos e as diferenças de trabalhabilidade para as amostras com maiores porcentagens de lodo.

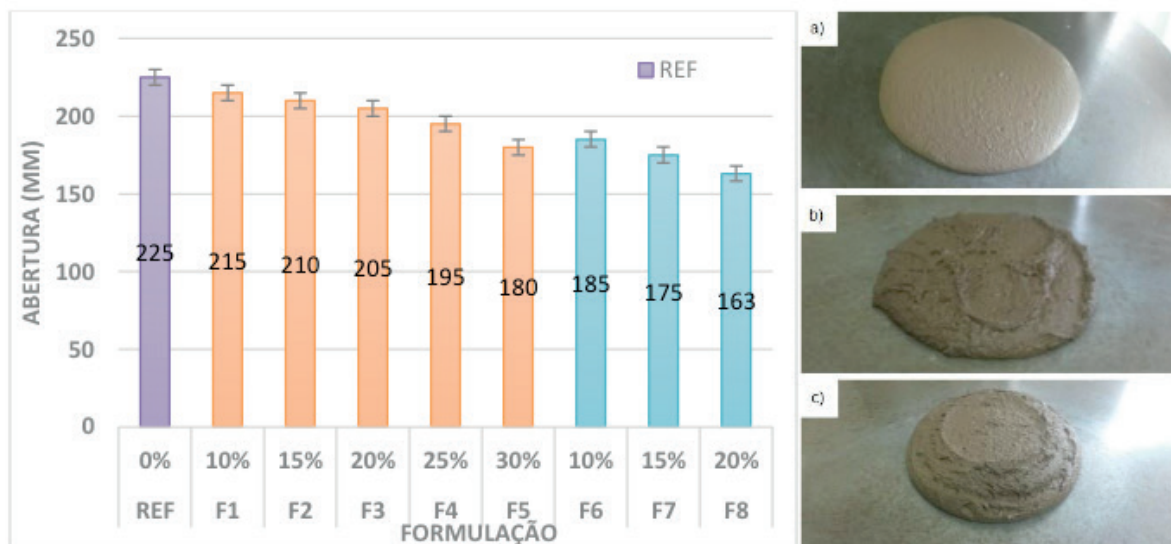


Figura 2 – Valores de espalhamento das formulações realizadas e abertura na mesa de consistência a) Formulação de referência b) 30% de substituição (F5) c) 20% de adição (F8)

Pode-se observar na Figura 2, que a presença do lodo causou uma redução significativa da trabalhabilidade, variando a abertura na mesa, no caso da substituição de 215 mm (F1) até 180 mm (F5) e de 185 mm (F6) a 163 mm (F8) para adição. Outro fato relevante, é que com as mesmas porcentagens de lodo adicionado mas com métodos diferentes (adição e substituição) a trabalhabilidade apresenta grande alteração. Os valores de abertura para adição são menores, pois para estas formulações, a quantidade de metacaulim e areia foram mantidas constantes, assim existe maior quantidade de sólidos para a mesma quantidade de líquido, o que resulta na aproximação entre os sólidos e maior atrito superficial.

É importante ressaltar que não foi possível manter a trabalhabilidade constante nas formulações. Nos geopolímeros, todo o líquido provem da solução (hidróxido de sódio) e do silicato de sódio, assim para manter a abertura na mesa constante a relação sólido/líquido deveria ser alterada. Foram realizadas amostras com relações s/l diferentes, porém para estas foi observado o aparecimento de eflorescência. A eflorescência aparece quando há hidróxido de sódio remanescente da reação com Si e Al. Assim, ocorre a formação de depósitos de sais por um processo chamado de lixiviação.

Referente a propriedades no estado fresco, a técnica que obteve os melhores resultados foi substituição, na qual os valores de abertura de mesa foram maiores. Contudo, vale ressaltar que a trabalhabilidade depende muito da aplicação desejada. Desta forma, as várias aberturas obtidas das formulações podem se apresentar adequadas para diferentes situações.

3.2 – Ensaios No Estado Endurecido

Os valores de resistência à compressão após 28 dias de cura são mostrados na Figura 3. Estes, são a média dos três corpos de prova produzidos para cada

formulação estudada. A formulação de referência atingiu resistência à compressão de 44,56 MPa.

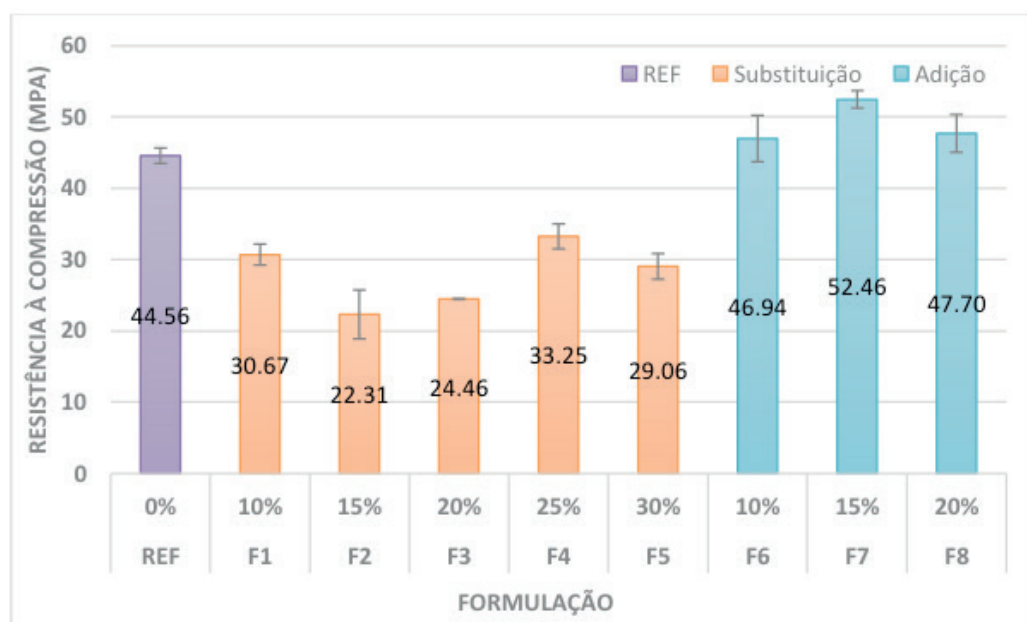


Figura 3 – Resistência à compressão após 28 dias

Verifica-se na Figura 6 que, para formulações com o lodo como substituição, o valor de resistência à compressão reduziu significativamente em relação a REF. Outro dado importante, é que existe um aumento da resistência nas formulações com 25% e 30%. Isto pode ser explicado, pela diferença já apresentada das propriedades físicas, na qual sempre F4 e F5 mostravam uma diferença significativa em relação as anteriores (F1, F2, F3). Para adição, a resistência à compressão da REF foi sempre superada. Constata-se também que a formulação de substituição que obteve o melhor resultado foi F4, com uma redução da resistência, em relação a REF, de 25,39%, atingindo assim 33,25 MPa. A menor resistência, foi vista em F2 com 22,31 MPa, redução de 49,39% em comparação a REF. Para adição, F7 obteve a maior resistência, com 52,46 MPa, aumento de 17,73%.

Os valores obtidos podem ser relacionados com as propriedades físicas. A Figura 4 relaciona resistência à compressão com porosidade aberta, as quais apresentam uma relação inversamente proporcional e que pode ser aproximada pela equação exponencial $y = 1164,7e-0,154x$ com R^2 de 0,92. Essa relação é importante para se estimar os valores de resistência à compressão com dados de porosidade.

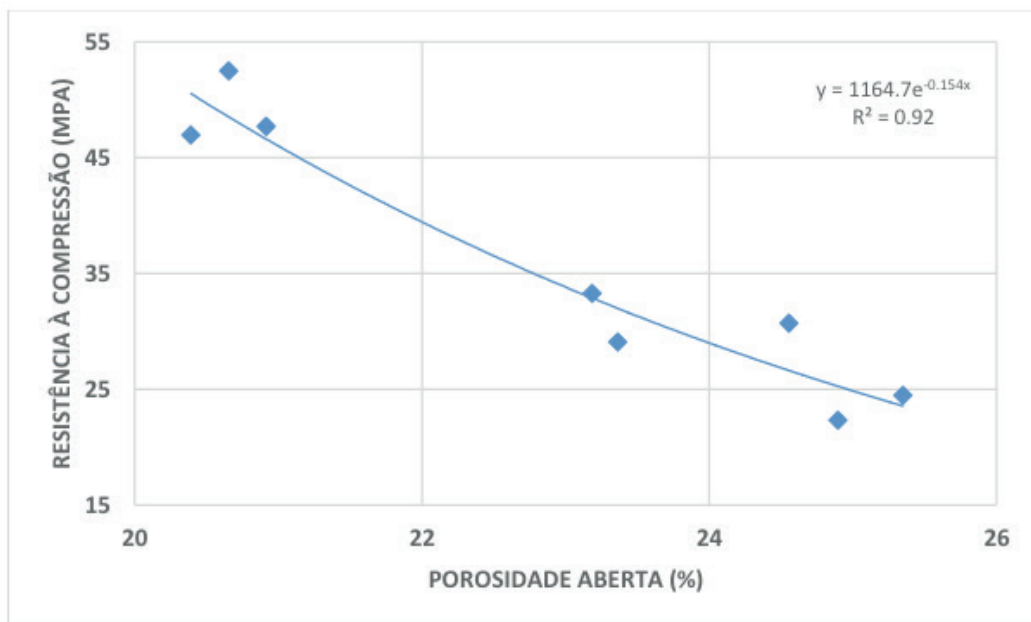


Figura 4 – Resistência à compressão X porosidade aberta

Observa-se na Figura 4, que para se obter uma argamassa geopolimérica com maior resistência à compressão é preciso ter uma menor porosidade possível, a qual tem uma variação que não é constante e depende diretamente da quantidade de lodo adicionado.

Neste sentido, identifica-se também na Figura 4 o motivo de as amostras de adição apresentarem os maiores valores de resistência à compressão, pois estas, obtiveram os menores valores de porosidade aberta. Neste ponto de vista, as formulações de substituição, F4 e F5 contiveram menores valores de porosidade que F1, F2 e F3, assim pode ser explicado o aumento de resistência à compressão observado anteriormente.

Em resumo, a técnica que apresenta os melhores resultados de resistência à compressão é a adição, na qual o valor de REF sempre foi superado. Vale ressaltar, que os valores de resistência para substituição também são muito significativos, pois todos se apresentam acima dos 20 MPa que é a valor mínimo aceitável para aplicações em obras da construção civil.

A Figura 5 mostra a comparação com outros estudos já realizados nesta área (Figura 5).

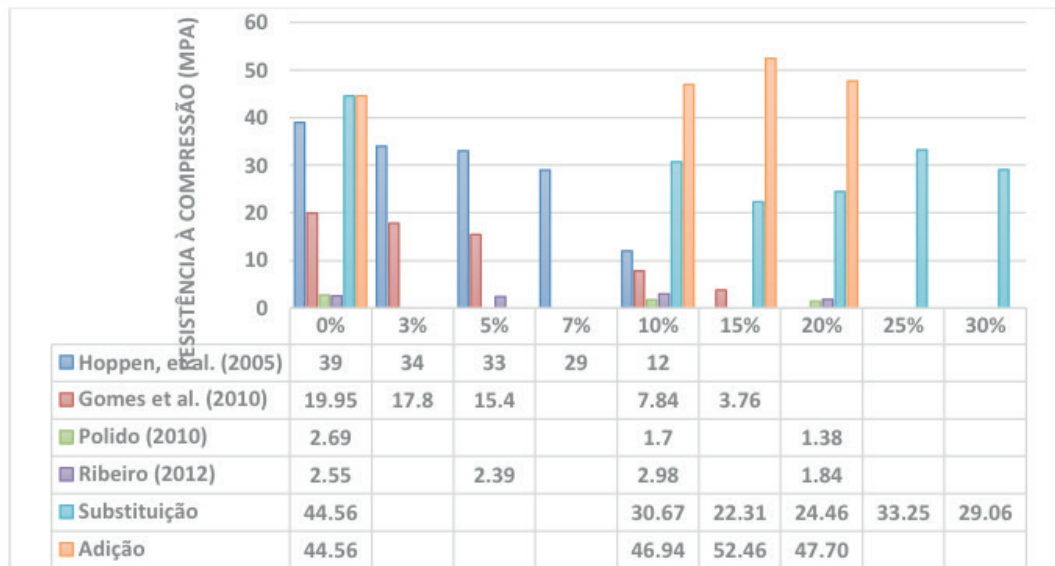


Figura 5 – Comparação com estudos já realizados

Percebe-se na Figura 5, que Hoppen, et al. (2005), com incorporação do lodo em concreto, atingiram resistência à compressão aos 28 dias, de 39 MPa, 34 MPa, 33 MPa, 29 MPa e 12 MPa para 0%, 3%, 5%, 7% e 10% de incorporação, respectivamente. Chama atenção a formulação com 10%, que nas argamassas geopoliméricas atingiu 33,67 MPa para substituição e 46,94 MPa para adição. Gomes et al. (2010), também em concreto, atingiu 19,95 MPa, 17,80 MPa, 15,40 MPa, 7,84 MPa e 3,76 MPa para 0%, 3%, 5%, 10% e 15% de adição de lodo. Polido (2010) e Ribeiro (2012) atingiram valores inferiores a 3 MPa em argamassas convencionais.

Os valores de resistência à flexão foram obtidos com corpos de prova com 28 dias de cura e são mostrados na Figura 6. Estes, são a média dos três corpos de prova produzidos para cada formulação. A formulação de referência atingiu resistência à flexão de 9,43 MPa.

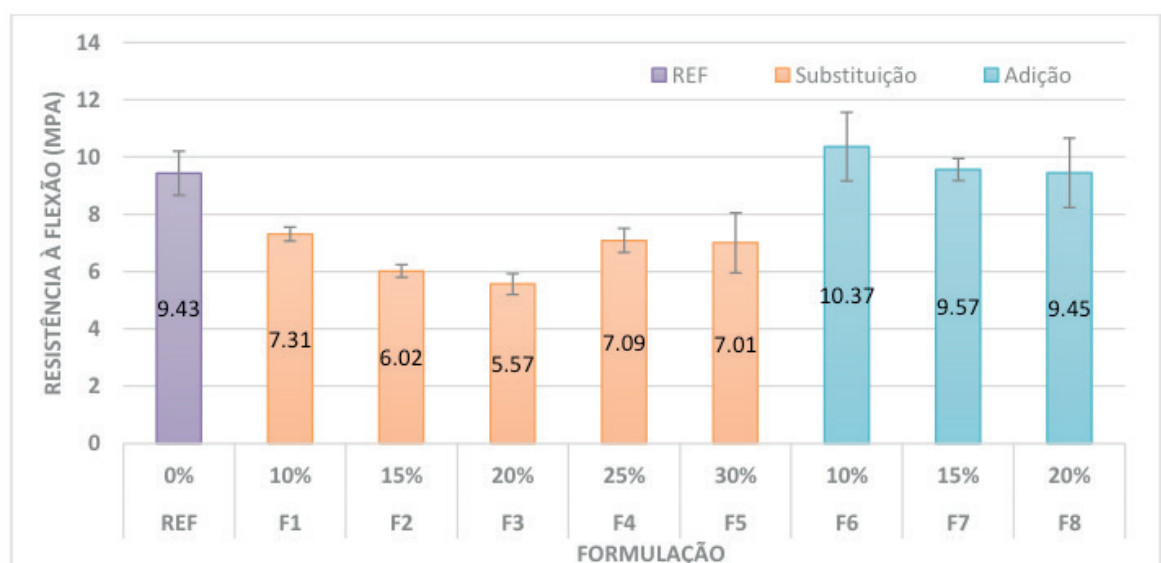


Figura 6 – Resistência à flexão após 28 dias de cura

Percebe-se que similarmente na resistência à compressão as formulações de substituição apresentaram uma redução da resistência à flexão se comparada a amostra de referência. Novamente, F4 e F5 tiveram um acréscimo da resistência, se comparadas com a tendência das formulações anteriores (F1, F2 e F3). Para as amostras de adição, o valor de resistência à flexão foi sempre maior que REF.

Observando a Figura 6, constata-se que a amostra de substituição que alcançou o maior valor de resistência à flexão foi F1 com 7,31 MPa, redução de 22,47% em relação a REF. Nas amostras de adição, F6 atingiu 10,37 MPa, aumento de 9,93% se comparado com REF.

Nota-se que a resistência à flexão é bem inferior do que a resistência à compressão. Esse comportamento também é observado nas argamassas a base de cimento Portland, na qual a resistência à tração é da ordem de , ou seja, para uma argamassa com resistência à compressão de 45 MPa tem-se, aproximadamente, uma resistência à flexão de 2,01 MPa. Assim, as amostras apresentam um valor de resistência à flexão muito superior se comparado com argamassas convencionais. Em média, as formulações estudadas alcançaram 22,4% da resistência à compressão como resistência à flexão.

Os dados de resistência à flexão podem ser relacionados com as propriedades físicas já estudadas. A Figura 7 relaciona resistência à flexão e porosidade aberta. Estas, tem uma relação inversamente proporcional que pode ser estimado pela equação exponencial com R^2 de 0,9274.

A Figura 7 mostra que para se obter argamassas geopoliméricas com maior resistência à flexão é necessário reduzir a porosidade, relacionada diretamente com a quantidade de lodo adicionada.

Para flexão, a técnica que apresenta os valores mais significativos de resistência é a adição, porém vale destacar que tanto nas formulações com adição, quanto nas com substituição, o valor de resistência à flexão foi muito superior ao valor de 2 MPa, que uma argamassa convencional a base de cimento apresentaria

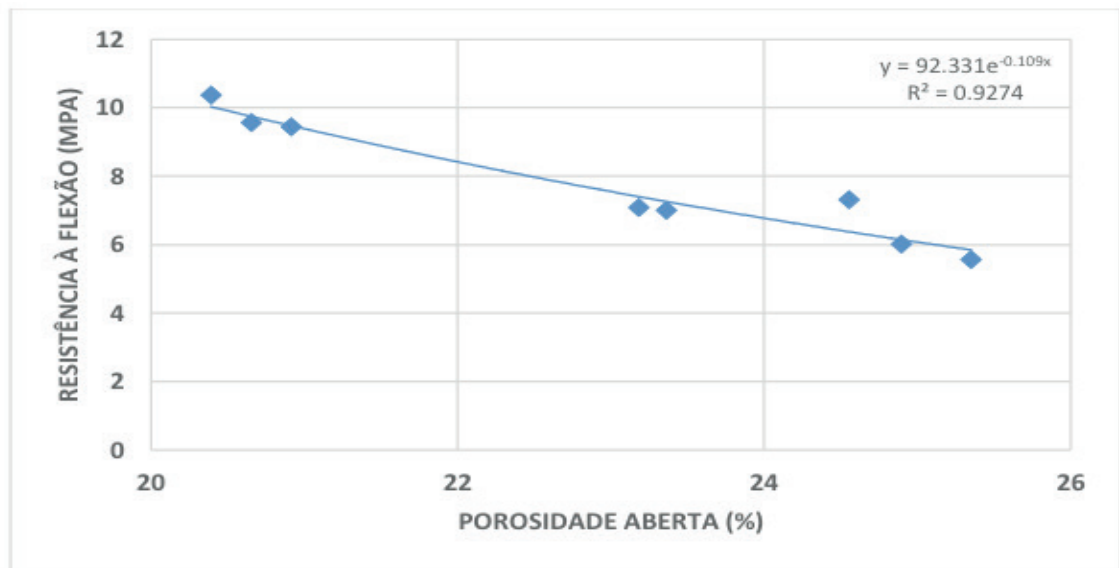


Figura 7 – Resistência à flexão X porosidade aberta

4 | 4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Por meio do ensaio de consistência (flow table test) foi possível perceber que a presença do lodo reduziu a trabalhabilidade significativamente nas duas situações estudadas. A técnica de substituição, apresentou valores de abertura maior se comparada ao caso de adição. Isso pode ser explicado pelo aumento do traço das amostras de adição, na qual existiam mais partículas sólidas para a mesma quantidade de líquido, fazendo com que estas ficassem mais próximas elevando o atrito superficial.

Quanto as propriedades físicas, comparadas a REF, para substituição, a absorção cresceu até F3 (20%) e reduziu para F4 (25%) e F5 (30%). A densidade aparente e a porosidade aberta sempre diminuíram. No caso de adição, a absorção, densidade aparente e porosidade aberta decresceram em todas as formulações. De maneira geral, a incorporação do lodo gerou queda nos índices de propriedades físicas.

Os parâmetros de resistência à compressão tiveram comportamentos semelhantes nas duas possibilidades estudadas. O caso de adição obteve os melhores resultados nas duas situações. Os dados mais significativos se mostraram na formulação F7 (15%), que exibiu um acréscimo de resistência de 17,73%, atingindo 52,46 MPa de resistência à compressão e F6 (10%). Na situação de substituição, os valores mais expressivos são de F4 (25%) com um decréscimo de 25,39%, tendo 33,25 MPa de resistência à compressão.

A redução dos parâmetros de resistência pode ser explicada pela função que o lodo tem em cada técnica. Para substituição, o lodo se apresenta como fonte de aluminossilicato, sendo assim, existe a necessidade da Si e Al reagirem com o ativador. Assim, conclui-se que a Si e Al presente no lodo não são totalmente reativas

ou apresentam uma reatividade inferior ao metacaulim, sendo assim, foi observada a variação de resistência para substituição. No modo de adição, o lodo tem a função de um agregado miúdo, desta forma, ele não precisa reagir e é incorporado para o aumento da resistência mecânica.

Além da função do lodo, a porosidade aberta influenciou na resistência mecânica. Esta, apresentou uma variação que não é constante e depende diretamente da quantidade de lodo adicionado. Percebeu-se que, para se obter argamassas geopoliméricas mais resistentes, é necessário diminuir a porosidade. Tendo isso em vista, pode ser explicado o valor de resistência à compressão e flexão elevado das formulações de adição, que apresentaram os menores valores de porosidade aberta.

Com base no dados obtidos, é correto afirmar que o lodo de ETA pode ser utilizado em argamassas geopoliméricas, tanto na forma de substituição parcial do metacaulim, como adição com função de um agregado miúdo. O método de substituição é mais indicado para aplicações que necessitam de argamassas fluídas e com maior trabalhabilidade. A técnica de adição seria apropriada para situações que necessitam valores elevados de resistência, como em estruturas, nas quais a trabalhabilidade não é muito relevante.

REFERÊNCIAS

BERNARDO, L.; DANTAS, A. B. ; VOLTAN, P. E. N. **Trabalhabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água**. São Carlos: Ldibe Editora, 2011. 453 p.

BHARATH, R. R. **Rheology of geopolymer concrete**. Disponível em: <http://www.kscst.iisc.ernet.in/spp/37_series/spp37s/synopsis_seminar/025_37S1026.pdf>. Acesso em: 6 fev. 2018.

BOCA SANTA, R. A. A. **Desenvolvimento de geopolímeros a partir de cinzas pesadas oriundas da queima do carvão mineral e metacaulim sintetizado a partir de resíduo da indústria de papel**. 2012. 34 p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis, 2012

CESARI, V. F. **Influência do uso de aditivos dispersantes em pastas de geopolímero produzido com cinza volante e hidróxido de sódio**. 2015. 128 p. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

DAVIDOVITS, J. **30 Years of successes and failures in geopolymer applications. market trends and potential breakthroughs**. Geopolymer institute. Geopolymer. Melbourne, Australia: Conference, oct. 28-29 2002.

GOMES, I. A. S. **Adição de lodo de estação de tratamento de água em argamassa**. 2010. 11^a Semana de Iniciação Científica e 2^a Semana de Extensão. Disponível em: <<https://www.unilestemg.br/pic/sic-11/resumos/pesquisa-engenharia-tecnologia/adicao-de-lodo-de-estacao-de-tratamento-de-agua-em-argamassa.pdf>>. Acesso em: 6 fev. 2018.

HAGEMANN, S. E. **Materiais de construção básicos**. Rio Grande do Sul: Instituto Federal Sul-Rio-Grandense; Universidade Aberta do Brasil, 2011. Disponível em: <http://tics.ifsul.edu.br/matriz/conteudo/disciplinas/_pdf/apostila_mcb.pdf>. Acesso em: 6 fev. 2018.

HOPPEN, C.; PORTELLA, K. F.; ANDREOLI, Cl. V.; SALES, A.; JOUKOSKY, A. Estudo de Dosagem para Incorporação de Lodo de ETA em Matriz de Concreto, Como Forma de Disposição Final. In:

CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005. Campo Grande. **Anais eletrônicos**. Disponível em: <[http://www.sanepar.com.br/sanepar/CalandraKBX/filesmng.nsf/C22AAD74368E2D9B832570B500646487/\\$File/I-106.pdf?OpenElement](http://www.sanepar.com.br/sanepar/CalandraKBX/filesmng.nsf/C22AAD74368E2D9B832570B500646487/$File/I-106.pdf?OpenElement)>. Acesso em: 6 fev. 2018.

POLIDO, M. A. **Estudo de argamassa com adição do lodo de ETA**. 2010. 49 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Curso de Tecnologia em Materiais de Construção. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2010.

RIBEIRO, R. F. **Estudo de dosagem de lodo de Estação de Tratamento de Água (ETA) em argamassa**. 2012. Trabalho de Conclusão de Curso Bacharelado em Engenharia Ambiental. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2012.

RODRIGUES, L. P.; HOLANDA, J. N. F.. **Influência da incorporação de lodo de estação de tratamento de água (ETA) nas propriedades tecnológicas de tijolos solo-cimento**. 2013. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/ce/v59n352/10.pdf>>. Acesso em: 6 fev. 2018.

WINCRET DESIGNER CONCRETE PRODUCTS LTDA. **Cimento Portland versus Ligantes Geopoliméricos Considerações econômicas sobre as implicações do mercado de carbono no custo dos concretos**. Disponível em <<http://www.geopolymer.com.br/PDF/cpxgp.pdf>>. Acesso em: 6 fev. 2018.

ZHANG, Z. Geopolymer foam concrete: An emerging material for sustainable construction. **Construction & Building Materials**. v.56, p.114, jan. 2014.

BENCHMARKING DE DESEMPENHO ENTRE OPERADORAS DE ÁGUA E ESGOTO EM NÍVEL DE BACIA HIDROGRÁFICA

Tiago Balieiro Cetrulo

Aline Doria de Santi

Rui Domingos Ribeiro da Cunha Marques

Tadeu Fabrício Malheiros

Natália Molina Cetrulo

RESUMO: O benchmarking é uma das ferramentas mais importantes para analisar os desempenhos, gerar bases de aferição e promover a comparação entre prestadoras de serviço. Dessa forma o presente trabalho apresenta um estudo de benchmarking para analisar o desempenho entre as operadoras de água e esgoto das Bacias PCJ. Optou-se pela utilização de benchmarking métrico total não paramétrico, mais especificamente a Análise Envoltória de Dados – DEA. Em essência, a DEA é uma técnica de programação linear matemática que converte múltiplos *inputs* e *outputs* em uma única medida de eficiência para cada operadora. Os resultados apontam que, das 57 operadoras estudadas, somente 1 está operando de forma eficiente, com base na eficiência global, DEA-CRS. Avaliando somente a eficiência técnica pura, DEA-VRS, se percebe que 5 operadoras estão operando de forma eficiente. 63% das operadoras estão operando em alta eficiência de escala. A estrutura de *benchmarking* aqui apresentada pode ser utilizada pelas operadoras para identificação de

seu *benchmark* e de suas folgas em relação às operadoras que estão na fronteira de eficiência. A estrutura também pode ser utilizada pelas entidades reguladoras para calcular o Fator-X que determina o *Price Cap*.

PALAVRAS-CHAVE: Eficiência de operadoras, Benchmarking métrico, Análise envoltória de dados.

INTRODUÇÃO

A ferramenta benchmarking está bem estabelecida como um tema de pesquisa científica. Para o setor de abastecimento de água, várias pesquisas o apontam como uma ferramenta com alto potencial para incrementar desempenho e eficiência das operadoras, como os de Cubbin e Tzanidakis (1998), Berg (2003), Corton (2003), Tupper e Resende (2004), Lin (2005), Seroa Da Motta e Moreira (2006), Kun, Talib e Redzwan (2007), Mugisha (2007); Picazo-Tadeo, Sáez-Fernández e Gonzáles-Gómez (2008), Corton e Berg (2009), Singh, Upadhyay e Mittal (2010), Romano e Guerrini (2011), Singh, Mittal e Upadhyay (2011), Carvalho, Marques e Berg (2012), Marques, Berg e Yane (2014), Storto (2014) e Wibowo e Alfen (2015).

O início do benchmarking acontece com os japoneses fazendo engenharia reversa de

produtos americanos, mas somente ganha visibilidade e essa nomenclatura quando, em 1970, a Xerox publica os resultados dessa prática ao assimilar processos de sua concorrente, a Fuji (PARENA; SMEETS, 2001).

Essa ferramenta teve grande aceitação mundial, porque pode auxiliar qualquer tipo de instituição, sendo um instrumento útil na tomada de decisão, uma vez que permite encontrar e, posteriormente, implantar melhores práticas que conduzirão a um desempenho superior ao atual (CARPINETTI; MELO, 2002).

O fundamental objetivo do Benchmarking é o de promover a mudança na gestão e encontrar o melhor desempenho para produtos, serviços ou processos de qualquer tipo de instituição e, assim, promover a melhor satisfação do cliente. O foco está em implantar as melhores práticas, que se traduzem no desempenho superior, sendo que às instituições com melhores práticas de desempenho dá-se o nome de “melhores práticas” e a seu respectivo desempenho “nível de desempenho superior” (FONG; CHENG; HO, 1998).

Helgason (1997) sugere que o benchmarking pode ser utilizado para comparar e avaliar objetivamente o desempenho das organizações; para criar uma pressão contínua de melhoria; para revelar áreas ou processo específicos que necessitam ser melhorados; identificar as melhores práticas e adotá-las; verificação de andamento de planos de melhoria.

Especificamente para os serviços de água, Water and Sanitation Program (2010) identifica que o benchmarking pode ser utilizado para promover a eficiência no contexto de monopólio, para apoiar o planejamento e a avaliação do setor e para identificar e partilhar as melhores práticas.

Nesse mesmo sentido, no setor de água o benchmarking permite simular ambientes de concorrência, comparando aspectos de gestão, identificando e medindo ineficiências, observando o impacto das decisões nas melhorias, dimensionando os incentivos para a melhora, além de assegurar o bom desempenho (ROMERO; FERRO, 2008; SEPPÄLÄ, 2015).

O benchmarking é uma das ferramentas mais importantes para analisar os desempenhos, gerar bases de aferição e promover a comparação entre as prestadoras de serviços (BERG, 2003), dessa forma o presente trabalho apresenta um estudo de benchmarking para analisar o desempenho entre as operadoras de água e esgoto das Bacias PCJ.

MATERIAIS E MÉTODOS

O Benchmarking é um processo contínuo e sistemático, onde comparações de eficiência são realizadas para relacionar as organizações, em termos de produtividade, qualidade e processos com aquela que tem as melhores práticas (The Tilde Partners, 2005). Existe uma variedade bastante grande de métodos de benchmarking, nesse

trabalho as análises realizadas são resultados de um benchmarking métrico total não paramétrico, mais especificamente uma Análise Envoltória de Dados (*Data Envelopment Analysis - DEA*).

Em essência, a DEA é uma técnica de programação linear matemática que converte múltiplos *inputs* e *outputs* em uma única medida de eficiência para cada DMU (Decision Making Units) de um conjunto homogêneo de operadoras (SINGH; MITTAL; UPADHYAY, 2011; MARQUES; BERG; YANE, 2014). A DEA constrói uma fronteira não paramétrica de produção eficiente unindo um grupo de segmentos lineares que inclui os produtores mais eficientes e avalia as outras DMUs com base na distância em que elas se encontram da fronteira (COOPER; SEIFORD; TONE, 2007; CORTON; BERG, 2009; ROMANO; GUERRINI, 2011; SINGH; MITTAL; UPADHYAY, 2011).

Dessa forma, as DMUs que estão sobre a fronteira são as mais eficientes em comparação ao grupo de benchmarking, recebendo um índice de eficiência técnica (TE) 1 (melhores práticas). As outras DMUs receberão índices de eficiência técnica (TE) entre 0 e 1, sendo que quanto mais perto de 0 menos eficiente ela é (ROMANO; GUERRINI, 2011; SINGH; MITTAL; UPADHYAY, 2011; STORTO, 2014).

A fronteira de produção é gerada ao resolver essa sequência de problemas de programação linear, uma para cada DMU incluída na amostra (SINGH; UPADHYAY; MITTAL, 2010). A eficiência relativa de uma unidade é medida pela distância entre a observação real e sua respectiva operadora virtual, que está localizada na fronteira obtida a partir de todas as unidades em análise (CAMP, 1998). O modelo ainda determina para cada unidade o melhor conjunto de pesos de entrada e de saída que maximizam seu escore de eficiência, ou seja, calcula metas de entrada e saída que tornariam uma unidade ineficiente em eficiente (CAMP, 1998; SINGH; UPADHYAY; MITTAL, 2010; STORTO, 2014). DEA é, portanto, uma medida de eficiência, relativa às melhores práticas dentro do grupo de amostra, sendo considerada como um método de ponto extremo (CAMP, 1998; CORTON; BERG, 2009; ROMANO; GUERRINI, 2011).

Segundo Singh, Upadhyay e Mittal (2010), Charnes, Cooper e Rhodes, originalmente, propuseram o DEA considerando retornos constantes de escala (CRS), esse modelo também é conhecido pela sigla de seus autores Charnes, Cooper e Rhodes (CCR). O modelo linearizado está representado pelas equações:

$$\begin{aligned} \min \theta \\ \sum_j \lambda_j x_{ij} \leq \theta x_{0i} \end{aligned}$$

$$\sum_j \lambda_j y_{jr} \geq y_{0r}$$

Equação (1)

$$\lambda_j, \theta \geq 0$$

Onde: θ = eficiência da DMU; j = n-ésima DMU; i = m-ésimo input; r = s-ésimo output.

Nessa abordagem considera-se indiferente o tamanho da DMU, ou seja, para a produção de uma pequena ou grande quantidade de produtos as eficiências são calculadas considerando uma função linear entre *inputs* e *outputs* (SINGH; UPADHYAY; MITTAL, 2010; ROMANO; GUERRINI, 2011; STORTO, 2014). Porém, quando não ocorrem relações lineares entre os *inputs* e *outputs* é necessário adotar o modelo com retornos variáveis de escala (VRS) (SINGH; UPADHYAY; MITTAL, 2010; ROMANO; GUERRINI, 2011; BERG, 2013; MARQUES; BERG; YANE, 2014). Nesse modelo, obriga-se que a fronteira de eficiência seja convexa, adicionando uma restrição na equação 1, $\sum_j \lambda_j = 1$.

Cooper, Seiford e Tone (2007) recomendam para setores formados de empresas com portes bastante distintos aplicar a técnica VRS para desassociar os efeitos de escala da “eficiência técnica pura”. Portanto, o resultado de um modelo CRS apresenta a eficiência global de uma DMU, sendo que o resultado do modelo VRS exclui da eficiência global os efeitos de escala (ROMANO; GUERRINI, 2011). Da razão entre os modelos se obtém somente o impacto do efeito de escala (CORTON; BERG, 2009).

Ambos os modelos DEA (CRS e VRS) podem ser orientados para o input ou para o output. Orientado pelo input, o modelo de programação linear destina-se a determinar o quanto uma DMU pode eficientemente restringir os *inputs* a fim de alcançar o mesmo nível de output. Orientada para os *outputs*, o modelo de programação linear tem por objetivo determinar a máxima produção de *outputs* restringindo os *inputs* (STORTO, 2014). A escolha vai depender do objetivo das operadoras que estão participando do exercício de benchmarking em minimizar os recursos ou maximizar os resultados (CORTON; BERG, 2009). Para os serviços públicos de água, quase sempre o foco é na minimização dos recursos, ou seja, orientação para *inputs*. A equação 1 está orientada para os *inputs*, minimização (PICAZO-TADEO; SÁEZ-FERNÁNDEZ; GONZÁLES-GÓMEZ, 2008; SINGH; UPADHYAY; MITTAL, 2010; BERG; MARQUES, 2011).

Wibowo e Alfen (2015) explicitam a importância de se selecionar indicadores de benchmarking para que sejam representativos daquilo que se pretende evidenciar. Se o benchmarking foca verificar eficiência de um serviço, os indicadores têm que representar bem os *inputs* e *outputs* desse serviço. Para Mosse e Sontheimer (1996),

os indicadores de input medem a quantidade de recursos necessários para uma atividade ou projeto, podem ser relacionados à: financiamento, recursos humanos, treinamento, equipamentos, materiais, suplementos, capital e custos em geral. Os de output medem a quantidade de produtos ou serviços criados através dos *inputs*. Os *inputs* e *outputs* utilizados nesse trabalho estão na Tabela 1, sendo que todos os dados foram coletados do Sistema Nacional de Informações sobre o Saneamento (SNIS). Dados do ano 2014, para operadoras que trabalham com abastecimento de água e esgotamento sanitário dos municípios do Estado de São Paulo, que pertencem às Bacias Piracicaba, Jundiaí e Capivarí.

<i>INPUTS</i>	
Custo de capital	Extensão de rede de água e esgoto
Custo com pessoal	Despesas com pessoal próprio e terceiros
Outras despesas operacionais	Despesas com energia e produtos químicos
<i>OUTPUTS</i>	
Volume de água faturado	1000 m ³ /ano
Volume de esgoto faturado	1000 m ³ /ano
Ligações ativas de esgoto	Quantidade de ligações ativas de esgoto à rede pública
Ligações ativas de água	Quantidade de ligações ativas de água à rede pública

Tabela 1: *Inputs* e *outputs* utilizados.

RESULTADOS

A Tabela 2 apresenta uma descrição estatística das variáveis utilizadas.

	MÍNIMO	MÁXIMO	MÉDIA	DESVIO PADRÃO
<i>Inputs</i>				
Extensão das redes de água e esgoto (km)	20,23	8808,75	687,36	1253,92
Despesa com pessoal próprio e terceiros (1000 R\$/ano)	104,19	383565,4	17916,61	50056,05
Despesas com energia e produtos químicos (1000 R\$/ano)	34,16	57906,6	4586,5	8864,29
<i>Outputs</i>				
Volume de água faturado (1.000 m ³ /ano)	0	88243,8	6866,84	12908,6
Volume de esgotos faturado (1.000 m ³ /ano)	0	75056,8	5803,8	11260,8
Quantidade de ligações ativas de água	664	349726	30774	51196,3
Quantidade de ligações ativas de esgotos	521	289268	26596,8	44171,2

Tabela 2: Estatística descritiva para os *inputs* e *outputs*.

	Input 1	Input 2	Input 3	Output 1	Output 2	Output 3	Output 4
Input 1	1	0,96	0,96	0,99	0,98	0,99	0,98
Input 2		1	0,93	0,95	0,94	0,94	0,92
Input 3			1	0,97	0,97	0,97	0,97
Output 1				1	0,99	0,99	0,99
Output 2					1	0,99	0,99
Output 3						1	1
Output 4							1

Tabela 3: Matriz de correlação entre os *inputs* e *outputs*.

Realizou-se uma agregação para se obter ao final somente um input e um output. Isso foi realizado devido ao alto grau de associação entre as variáveis, ver Tabela 3. Para tanto realizou-se um *Principal Component Analysis*, as variáveis resultantes explicam 99,57% e 99,65% das variáveis de *input* e *output*, respectivamente.

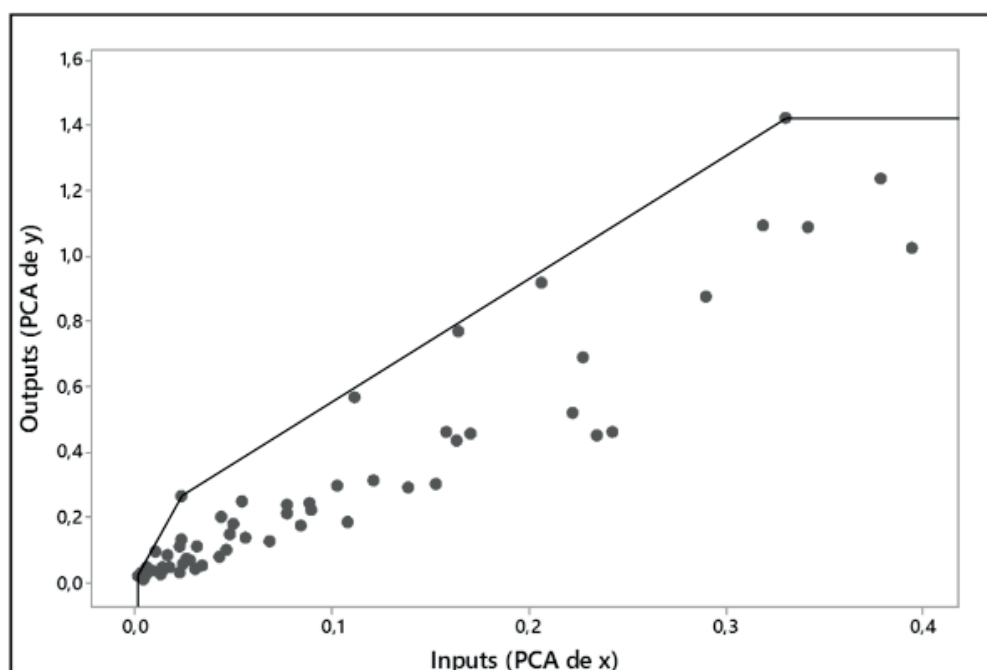


Figura 1: Fronteira de eficiência, considerando as DMUs estudadas.

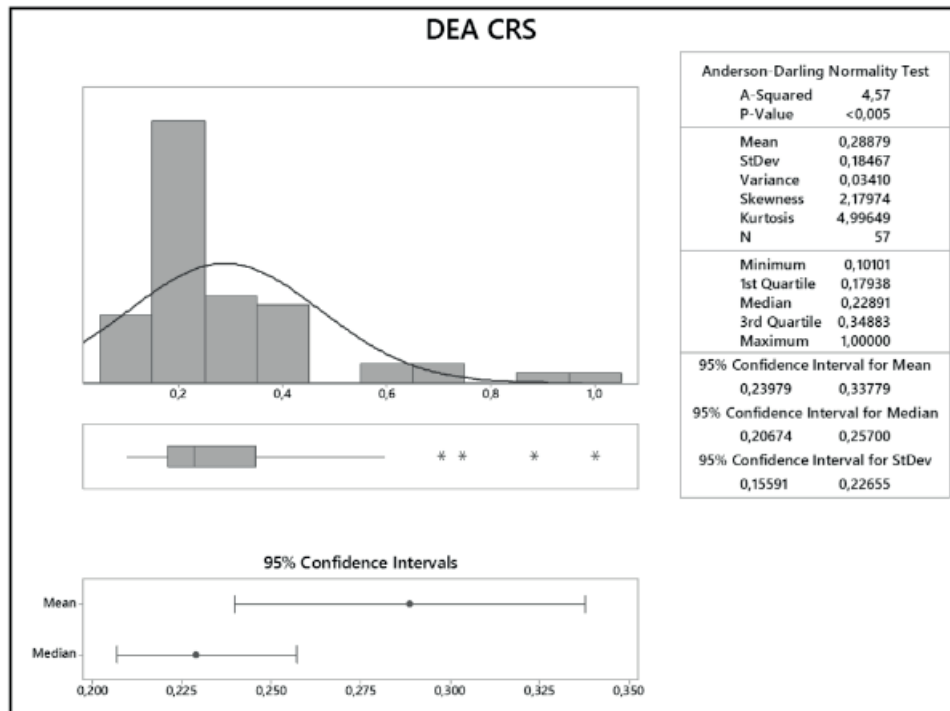


Figura 2: Estatística descritiva das eficiências calculadas, modelo DEA CRS.

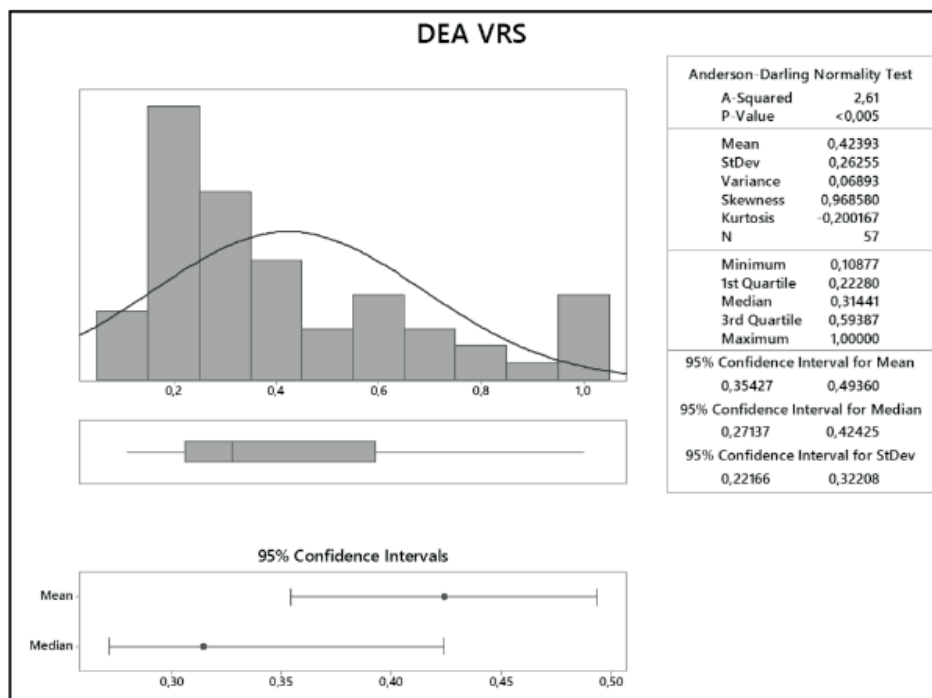


Figura 3: Estatística descritiva das eficiências calculadas, modelo DEA VRS.

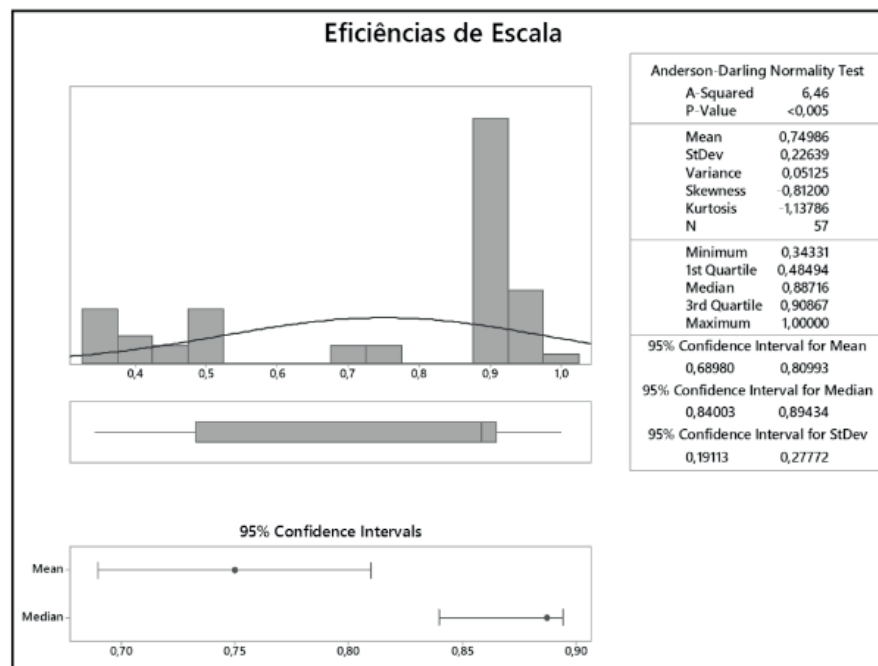


Figura 4: Estatística descritiva das eficiências de escala.

ANÁLISE DOS RESULTADOS

A Tabela 2 apresenta as estatísticas descritivas para todas as sete variáveis utilizadas das 57 operadoras estudadas (DMU's). A partir dos resultados dessa estatística é possível verificar a variabilidade de porte, custos operacionais e níveis de atendimento, no contexto das Bacias Piracicaba, Capivarí e Jundiáí.

Já a Tabela 3 apresenta uma matriz de correlação entres as sete variáveis selecionadas para o estudo com a finalidade de explicar as escolhas das variáveis para a modelagem do DEA. A correlação positiva entre as variáveis de input e de output confirmam a confiabilidade do modelo estruturado, sendo possível agregar as variáveis com alto grau de confiança. Outra qualidade do modelo estruturado é proveniente do número de DMU's ser maior que o produto entre o número de *inputs* e *outputs* e maior que três a soma do número de *inputs* e *outputs*.

A Figura 1 apresenta as operadoras, seus *inputs* (PCA dos *inputs* originais) e *outputs* (PCA dos *outputs* originais e a fronteira de eficiência, na qual somente 3 operadoras se encontram. A Figura 2 mostra os scores de eficiência relativa, utilizando os métodos com retorno constante e variável de escala para as operadoras de água e esgoto do Estado de São Paulo que fazem parte das Bacias PCJ, no ano de 2014. Das 57 operadoras estudadas, somente 1 está operando de forma eficiente (>95% de eficiência), quando os dados são analisados com base em sua eficiência global, DEA-CRS. Nesse mesmo método é possível verificar que 89% das operadoras estão com um score de eficiência abaixo de 0,45.

Avaliando somente a eficiência técnica pura, DEA-VRS, se percebe que 5 operadoras estão operando de forma eficiente (>95% de eficiência) e 66% estão operando abaixo de 45% de eficiência, Figura 3.

Aproximadamente 63% das operadoras estão operando em alta eficiência de escala (>87,5%), Figura 4. Porém, quase 30% estão operando em baixa eficiência de escala (<52,5%). Pode se inferir que a maior parte da ineficiência global das operadoras é devida à dificuldade de empregar os fatores de produção de forma eficiente, mas que para uma parte dela a escala é o principal problema.

CONCLUSÕES

A estrutura de *benchmarking* aqui apresentada pode ser utilizada pelas operadoras, para identificar o *benchmark* e melhorar seu desempenho através de um processo de aprendizagem, *benchmarking* de processos. Também pelas operadoras, pode ser utilizado para identificar suas folgas em relação às operadoras que estão na fronteira de eficiência e suas metas, para cada input e output, de forma a se torna eficiente. A estrutura também pode ser utilizada pelas entidades reguladoras da área, ARSESP e ARES, para ranquear a operadoras e desenvolver mecanismos de incentivos adequados ou uma regulação econômica. Na regulação econômica o DEA serve para calcular o Fator-X que determinará o *Price Cap*. A ideia central é sinalizar às operadoras que melhorando sua eficiência ela irá apropriar-se dos ganhos futuros resultantes desse esforço.

AGRADECIMENTOS

FAPESP. Projeto de pesquisa regular coordenado pelo Prof. Tadeu Fabrício Malheiros. Nº Processo: 2015/23382-1.

REFERÊNCIAS

BERG, S. V. The art and science of Benchmarking: what will we take home. Conference on Global Developments in Water Industry Performance Benchmarking. Perth, Australia: Public Utilities Research Center. 2003.

CAMP, R. C. Benchmarking: identificando, analisando e adaptando as melhores práticas que levam à maximização da performance empresarial: o caminho da qualidade total. 3ª. ed. São Paulo: Pioneira, 1998.

CARPINETTI, L. C. R.; MELO, A. M. D. What to benchmark? A systematic approach and cases.. Benchmarking: An International Journal, v. 9, n. 3, p. 244-255, 2002.

CARVALHO, P.; MARQUES, R. C.; BERG, S. V. A meta-regression analysis of benchmarking studies on water utilities market structure. Utilities Policy, v. 21, n. 1, p. 40-49, December 2012.

COOPER, W. W.; SEIFORD, L. M.; TONE, K. Data Envelopment Analysis: a comprehensive text with models, applications, references and DEA-solver software. 2ª. ed. New York, USA: Springer Science and Business Media, LLC, 2007.

CORTON, M. L. Benchmarking in the Latin American water sector: the case of Peru. Utilities Policy, v. 11, n. 1, p. 133-142, 2003.

- CORTON, M. L.; BERG, S. V. Benchmarking Central American water utilities. *Utilities Policy*, v. 17, n. 1, p. 267-275, 2009.
- CUBBIN, J.; TZANIDAKIS, G. Regression versus data envelopment analysis for efficiency measurement: an application to the England and Wales regulated water industry. *Utilities Policy*, v. 7, n. 1, p. 75-85, 1998.
- FONG, S. W.; CHENG, E. W. L.; HO, D. C. K. Benchmarking a general reading for management practitioners. *Management Decision*, Hong Kong, v. 36, n. 6, p. 407-418, 1998.
- HELGASON, S. International Benchmarking experiences from OECD countries [OECD/PUMA Working Paper]. Paris: OECD, 1997. 1-8 p.
- KUN, O. B.; TALIB, S. A.; REDZWAN, G. Establishment of performance indicators for water supply services industry in Malaysia. *Malaysian Journal of Civil Engineering*, v. 19, n. 1, p. 73-83, 2007.
- LIN, C. Service quality and prospects for benchmarking: Evidence from the Peru water sector. *Utilities Policy*, v. 13, n. 1, p. 230-239, 2005.
- MARQUES, R. C.; BERG, S.; YANE, S. Nonparametric Benchmarking of Japanese water utilities: institutional and environmental factors affecting efficiency. *Journal Of Water Resources Planning And Management*, v. 140, n. 5, p. 562-571, MAY 2014.
- MOSSE, R.; SONTHEIMER, L. E. Performance Monitoring Indicators Handbook [World Bank Technical Paper nº 334]. Washington, D.C.: The World Bank, 1996.
- MUGISHA, S. Performance assessment and monitoring of water infrastructure: an empirical case study of Benchmarking in Uganda. *Water Policy*, v. 9, n. 5, p. 475-491, 2007.
- PARENA, R.; SMEETS, E. Benchmarking initiatives in the water industry. *Water Science and Technology*, v. 44, n. 2-3, p. 103-110, 2001.
- PICAZO-TADEO, A. J.; SÁEZ-FERNÁNDEZ, F. J.; GONZÁLES-GÓMEZ, F. Does service quality matter in measuring the performance of water utilities? *Utilities Policy*, v. 16, n. 1, p. 30-38, 2008.
- ROMANO, G.; GUERRINI, A. Measuring and comparing the efficiency of water utility companies: A data envelopment analysis approach. *Utilities Policy*, v. 19, n. 1, p. 202-209, 2011.
- ROMERO, C. A.; FERRO, G. A Benchmarking exercise on Latin American water Utilities [Working Paper]. Buenos Aires: UADE - Universidad Argentina de la Empresa, v. 1, 2008.
- SEPPÄLÄ, O. T. Performance Benchmarking in Nordic water utilities. *Procedia Economics and Finance*, v. 21, n. 1, p. 399-405, 2015.
- SEROA DA MOTTA, R.; MOREIRA, A. Efficiency and regulation in the sanitation sector in Brazil. *Utilities Policy*, v. 14, n. 1, p. 185-195, 2006.
- SINGH, M. R.; MITTAL, A. K.; UPADHYAY, V. Benchmarking of North Indian urban water utilities. *Benchmarking: An International Journal*, v. 18, n. 1, p. 86-106, 2011.
- SINGH, M. R.; UPADHYAY, V.; MITTAL, A. K. Addressing sustainability in benchmarking framework for Indian urban water utilities. *Journal of Infrastructure Systems*, v. 16, n. 1, p. 81-92, March 2010.
- STORTO, C. L. Benchmarking operational efficiency in the integrated water service provision: Does contract type matter? *Benchmarking: An International Journal*, v. 21, n. 6, p. 917-943, 2014.

THE TILDE PARTNERS. D20 - Benchmarking tools. Trondheim: European Commission, 2005.

TUPPER, H. C.; RESENDE, M. Efficiency and regulatory issues in the Brazilian water and sewage sector: an empirical study. *Utilities Policy*, v. 12, n. 1, p. 29-40, 2004.

WATER AND SANITATION PROGRAM. A review in Bangladesh, India, and Pakistan: Benchmarking for performance improvement in urban utilities. The World Bank. Dhaka, Bangladesh, p. 52. 2010.

WIBOWO, A.; ALFEN, H. W. Benchmarking the efficiencies of Indonesia's municipal water utilities using Stackelberg data envelopment analysis. *Benchmarking: An International Journal*, v. 22, n. 4, p. 588-609, 2015.

ANÁLISE DA DEGRADAÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA EM EFLUENTES SIMULADOS DA INDÚSTRIA DE LATICÍNIOS

Micheli Tutumi de Araujo

Centro Universitário Senac – Santo Amaro
São Paulo – SP

Alexandre Saron

Centro Universitário Senac – Santo Amaro
São Paulo – SP

RESUMO: Os efluentes gerados pela indústria de laticínios nas etapas de processamento do leite são caracterizados por níveis altos de matéria orgânica. Se não lançados corretamente nas águas de superfície, esses efluentes alteram a qualidade desse recurso de modo a torna-lo prejudicial aos seres vivos. Considerando o alto teor de matéria orgânica dos efluentes da indústria de laticínios, este projeto teve como objetivo analisar a degradação de matéria orgânica em amostras de efluentes simulados da indústria de laticínios. Para isso, o trabalho contou com análises de pH, $DBO_{5,20}$, turbidez, condutividade e sólidos totais de amostras com diferentes concentrações. Também foram realizadas análises de DBO remanescente e DBO exercida durante 20 dias para verificar a variação temporal da demanda bioquímica de oxigênio. Além disso, foram calculados os coeficientes de desoxigenação (K_1) dos efluentes simulados, importante parâmetro para que se conheça a taxa de degradação de matéria orgânica e a intensidade do impacto que

pode ser ocasionado pelo lançamento desse efluente. Com o projeto, pode-se verificar a influência da concentração sobre os parâmetros analisados.

PALAVRAS-CHAVE: indústria de laticínios; matéria orgânica; demanda bioquímica de oxigênio; coeficiente de desoxigenação.

ANALYSIS OF DEGRADATION OF ORGANIC MATTER IN DAIRY INDUSTRY SIMULATED WASTEWATER

ABSTRACT: Dairy industry wastewaters come from steps of milk processing and they are characterized by high levels of organic material. When not released correctly in surface water, these wastewaters change the water quality and consequently water can become prejudicial to live beings. For this reason, releasing wastewaters must be in accordance with the current law. Considering high levels of organic material characteristic of dairy industry wastewaters, this project aimed to analyze organic material degradation in specimen of these wastewaters. To achieve this, the student analyzed pH, $BOD_{5,20}$, turbidity, conductivity and total solids of simulated wastewater at different concentrations. Furthermore, the student analyzed residual BOD and exerted BOD during 20 days to verify temporal variation of biological

oxygen demand, and calculated the deoxygenation tax (K_1) of simulated wastewater, important parameter to know the impact caused by release of the wastewater. The project also provided an observation about the influence of wastewater concentrations on its analyzed parameters.

KEYWORDS: dairy industry; organic material; biochemical oxygen demand; deoxygenation tax.

1 | INTRODUÇÃO

A indústria de laticínios produz diversos alimentos consumidos no mundo inteiro, como manteiga, queijo, iogurte e leite. Uma das principais características da indústria de laticínios é a geração de volumes elevados de efluentes devido ao consumo alto de água característico dessa atividade (VOURCH et al., 2008). Esses efluentes gerados contêm altas quantidades de gordura, caseína, lactose e sais inorgânicos, além de substâncias detergentes e demais produtos de limpeza utilizados na lavagem (SINGH; SINGH; IMAM, 2014). De acordo com os autores, a presença de tais compostos contribui consideravelmente para altos valores de demanda bioquímica de oxigênio (DBO).

Uma projeção para 2024 publicada em 2015 pela Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE) em parceria com a Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO) apresenta um aumento na demanda interna de produtos lácteos no Brasil, que deve acompanhar o crescimento populacional do país. Como apresentado no Gráfico 1, essa demanda deve aumentar para cerca de 9 kg/pessoa/ano em 2024.

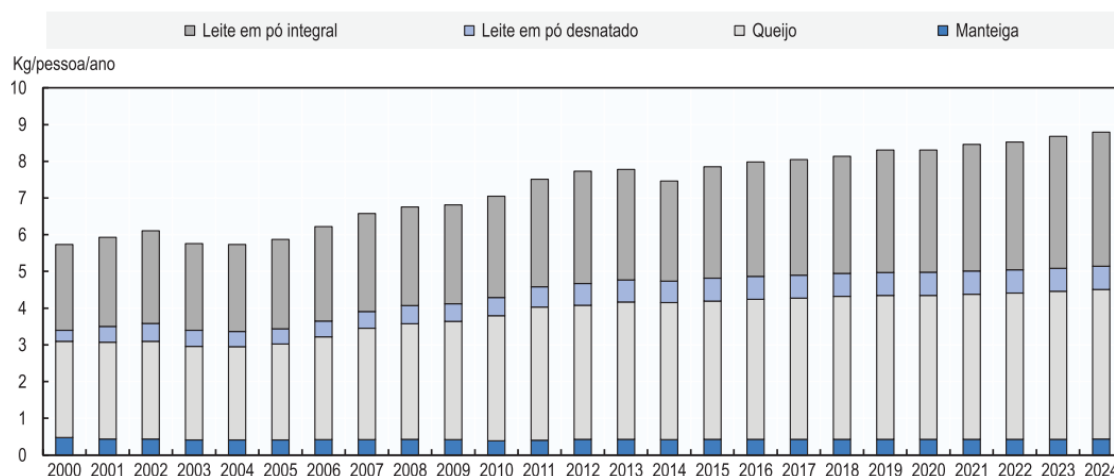


Gráfico 1 - Consumo per capita de produtos lácteos no Brasil.

Fonte: OCDE-FAO, 2015.

Singh, Singh e Imam (2014) também afirmam que a vazão total de efluentes da indústria de laticínios varia em média de 2,5 a 3,0 L/L de leite processado,

sendo que é gerado um efluente em cada etapa do processamento do leite. As principais operações que geram efluentes na indústria de laticínios são limpeza e/ou higienização do empreendimento, descartes, descargas, vazamentos e/ou derramamentos (MACHADO et al., 2002 apud TEIXEIRA, 2011). A descrição da origem dos efluentes nessas operações é apresentada no Quadro 1.

FASE/OPERAÇÃO	DESCRIÇÃO
Limpeza e/ou higienização do empreendimento	Retirada de impurezas presentes em latões de leite; tanques; tubulações de leite; mangueiras de soro; bombas e utensílios utilizados na produção. Lavagem de pisos e paredes; operações de limpeza na linha de produção.
Descartes e/ou descargas	Descarte do soro, leite e leite ácido nas tubulações; descarte de finos provenientes da fabricação de queijos; descarte de produtos provenientes da operação de empacotamentos perdidos durante o procedimento, produtos retornados a indústria.
Vazamentos e/ou derramamentos	Vazamento de leite nas tubulações e equipamentos devido a operações inadequadas; transbordamento de tanques; negligência durante as operações que possam ocasionar perdas e causar derramamentos em diversos locais.

Quadro 1 – Origem dos efluentes gerados na indústria de laticínios.

Fonte: MACHADO et al., 2002 apud TEIXEIRA, 2011.

Devido a características químicas do leite, os efluentes da indústria de laticínios apresentam alta carga orgânica e, quando lançados em corpos hídricos, alteram a qualidade desse recurso. Para que o impacto causado não torne a água nociva, imprópria ou ofensiva à saúde, o lançamento de efluentes no Estado de São Paulo deve seguir parâmetros estabelecidos no Decreto Estadual 8.468/76. No Art. 18, são apresentadas as condições necessárias para que os efluentes sejam “[...] lançados, direta ou indiretamente, nas coleções de água [...]”. Por outro lado, para que os efluentes sejam “[...] lançados em sistema de esgotos, provido de tratamento com capacidade e de tipo adequados [...]”, os parâmetros devem estar de acordo com os valores estabelecidos no Art. 19-A.

Assim, considerando o contexto apresentado, a pesquisa teve como objetivo analisar a degradação de matéria orgânica em simulações de efluentes da indústria de laticínios. Os efluentes simulados passaram por análises de pH, turbidez, sólidos totais, condutividade e demanda bioquímica de oxigênio (DBO), parâmetros com diferentes significados ambientais e sanitários, que afetam a vida aquática. Além das análises mencionadas, também foi calculado o coeficiente de desoxigenação (K_1) dos efluentes, permitindo, assim, uma análise da degradação de matéria orgânica. Para fundamentação e melhor entendimento do projeto proposto, serão apresentados os conceitos dos parâmetros abordados no desenvolvimento do trabalho.

1.1 Revisão Bibliográfica

O potencial hidrogeniônico (pH) corresponde a uma relação numérica que expressa o equilíbrio entre íons H^+ e íons OH^- , podendo variar de 0 a 14 (DERISIO, 2012). Os meios com pH de valor 7,0 são considerados neutros e sua concentração de íons H^+ é igual à concentração de íons OH^- . Quando o pH é menor do que 7, o meio é dito ácido e há o predomínio de íons H^+ , enquanto o meio com pH maior do que 7 é chamado de básico e nele predominam íons OH^- (SINGH; SINGH; IMAM, 2014). As maiores alterações no valor do pH de corpos d'água são provocadas por despejos de origem industrial (DERISIO, 2012).

Outros parâmetros abordados foram turbidez, sólidos totais e condutividade. A turbidez é caracterizada pela redução da transparência da água devido a materiais em suspensão (CHAGAS, 2015). Altos valores de turbidez ocasionam uma redução da fotossíntese realizada pela vegetação enraizada submersa e algas, afetando as comunidades biológicas aquáticas (CETESB, 2017).

De acordo com a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2017), na área do saneamento, sólidos presentes nas águas correspondem a “toda matéria que permanece como resíduo, após evaporação, secagem ou calcinação da amostra” a determinados valores de temperatura e tempo. Assim, os sólidos presentes em recursos hídricos podem ser prejudiciais à vida aquática, uma vez que podem sedimentar no leito dos rios, destruindo organismos que fornecem alimentos ou, também, danificando os leitos de desova de peixes (CETESB, 2017).

Ainda de acordo com a CETESB, a condutividade expressa numericamente a capacidade de uma água conduzir a corrente elétrica e representa uma medida indireta da concentração de poluentes, variando com as concentrações iônicas e a temperatura. De maneira geral, valores de condutividade acima de $100 \mu S/cm$ indicam “ambientes impactados” (CETESB, 2017).

Além desses parâmetros, também foi analisada a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) dos efluentes simulados durante 20 dias. De acordo com Braga et al. (2005), na presença de oxigênio dissolvido (OD) na água a matéria orgânica biodegradável lançada pelas indústrias é degradada por bactérias que consomem esse oxigênio. Os autores também afirmam que, se esse consumo for maior do que a capacidade do meio para repô-lo, o OD esgotará e muitos seres vivos que dependem dele para respirar não sobreviverão.

Os valores de DBO fornecem o consumo de oxigênio necessário para que bactérias aeróbias degradem a matéria orgânica presente em efluentes e águas de superfície. Assim, a análise da DBO de um meio é feita para quantificar a matéria orgânica biodegradável presente na água, medir o decréscimo dos teores de OD necessários para que as bactérias oxidem a matéria orgânica e conhecer o impacto causado pelo lançamento de efluentes em corpos d'água (MENESES, 2006). Por isso este parâmetro é importante para que se conheça o grau de poluição do meio.

O padrão utilizado na análise de DBO é um período de 5 dias a 20 °C (LEITE, 2004). Porém, a medição de DBO também pode ser realizada dia a dia durante determinado período e indicar tanto a matéria orgânica presente na amostra analisada (sendo chamada de DBO remanescente) como o consumo acumulado de oxigênio necessário para estabilizar a matéria orgânica, denominada DBO exercida, até o instante da medição (VON SPERLING, 1996). A progressão temporal da oxidação da matéria orgânica segundo análises de DBO exercida e DBO remanescente é apresentada no Gráfico 2.

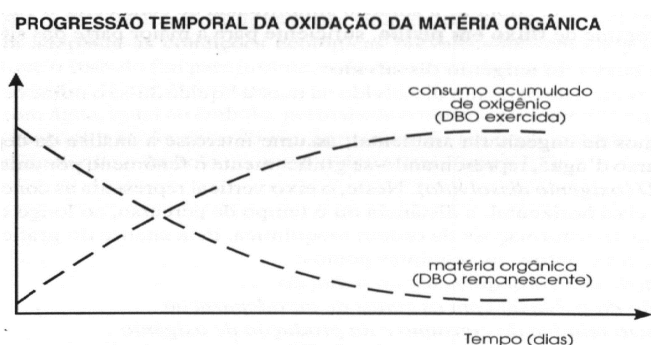


Gráfico 2 - Variação temporal de DBO exercida e DBO remanescente.

Fonte: Von Sperling, 1996.

De acordo com Von Sperling (1996), a matéria orgânica remanescente diminui com o passar do tempo, enquanto o consumo acumulado de oxigênio aumenta. Após determinado número de dias, a matéria orgânica fica praticamente toda estabilizada e o consumo de oxigênio, praticamente todo exercido.

Dessa forma, os valores de DBO obtidos durante 20 dias de análise permitem modelar a degradação de matéria orgânica da solução analisada. Essa modelagem, bem como de outros parâmetros, representa o comportamento de características de situações reais (como a capacidade de autodepuração de um corpo d'água), sendo, portanto, de extrema importância para avaliar os impactos causados por lançamentos de efluente e propor medidas de controle (ANDRADE, 2010). Nos processos de tratamento biológico de efluentes, uma das etapas envolve a desoxigenação e, por isso, o conhecimento da DBO última e da taxa de desoxigenação para o efluente em questão é essencial em projetos de estações de tratamento de efluentes (ETEs) biológico (ADEWUMI, OKE, BAMGBOYE, 2005).

De acordo com Braga et al. (2005), a poluição por matéria orgânica biodegradável pode ser analisada com a previsão do déficit de OD pelo Modelo de Streeter-Phelps, segundo o qual a decomposição de matéria orgânica no meio aquático acompanha uma relação de primeira ordem (Equação 1).

$$\frac{dL}{dt} = -K_1 \cdot L \quad (1)$$

Sendo:

L = concentração de DBO remanescente (mg/L);

t = tempo (dia);

K_1 = coeficiente de desoxigenação (dia^{-1}), que depende do tipo de efluente.

O sinal negativo indica que a concentração de DBO reduz com o passar do tempo (BRAGA et al., 2005).

Integrando a Expressão 1 entre os limites de $L = L_0$ e $L = L_t$, e $t = 0$ e $t = t$, tem-se a Equação 2 (VON SPERLING, 1996):

$$L = L_0 \cdot e^{-K_1 \cdot t} \quad (2)$$

Sendo:

L = DBO remanescente em um tempo t qualquer (mg/L);

L_0 = DBO remanescente em (mg/L).

Segundo Von Sperling (1996), para obter a quantificação da DBO exercida em um tempo t, a Equação 2 pode ser escrita como:

$$y = L_0 \cdot (1 - e^{-K_1 \cdot t}) \quad (3)$$

Sendo:

y = DBO exercida em um tempo t (mg/L), tal que .

L_0 = DBO remanescente, em , ou DBO exercida (em $t = \infty$). Também denominada demanda última, uma vez que representa a DBO total (mg/L) ao final da estabilização.

Com os valores de DBO média durante 20 dias de análise, é possível calcular o coeficiente de desoxigenação (K_1) do efluente analisado. O coeficiente de desoxigenação de um efluente fornece o tempo necessário para que se atinja determinado valor de DBO, que indica o momento em que a matéria orgânica do meio é estabilizada. Assim, o K_1 influencia o consumo de OD (NUNES, 2008) e seu valor depende das características da matéria orgânica, da temperatura e da presença de substâncias inibidoras (VON SPERLING, 1996). Alguns valores médios de K_1 são apresentados na Tabela 1.

ORIGEM	K_1 (dia^{-1})
Água residuária concentrada	0,35 – 0,45
Água residuária de baixa concentração	0,30 – 0,40
Efluente primário	0,30 – 0,40
Efluente secundário	0,12 – 0,24

Rios com águas limpas	0,09 – 0,21
Água para abastecimento público	< 0,12

Tabela 1 - Valores típicos de K_1 (base e, 20 °C)

Fonte: Von Sperling, 1996.

O K_1 pode ser calculado pelo método dos mínimos quadrados apresentado pelos autores Metcalf & Eddy (2003) (Equações 4 e 5).

$$na + b\Sigma y - \Sigma y' = 0 \quad (4)$$

$$a\Sigma y + b\Sigma y^2 - \Sigma yy' = 0 \quad (5)$$

Sendo:

n = número de dados;

$b = -k_1$;

y = DBO (mg/L);

$$y' = \frac{dy}{dt} = \frac{y_{n+1} - y_{n-1}}{2\Delta t}$$

2 | MATERIAIS E MÉTODOS

No desenvolvimento do projeto, foram realizados levantamento de dados secundários e simulações de efluentes da indústria de laticínios. Para simular esses efluentes, foi necessário acrescentar 10 mL, 20 mL e 30 mL de leite *in natura* em 1.000 mL de água cada. Assim, foram obtidos efluentes simulados com concentrações de 1% (v/v), 2% (v/v) e 3% (v/v), respectivamente.

Esses efluentes passaram por análises de pH, temperatura, turbidez, sólidos totais, condutividade e DBO no Laboratório de Química Ambiental do Centro Universitário Senac, seguindo os métodos preconizados no *22th Standard Methods for Examination of Water and Wasterwater* e na ABNT NBR 12614:1992. Para o cálculo do K_1 foi utilizado o método dos mínimos quadrados.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos na caracterização dos efluentes preparados e os respectivos valores encontrados na literatura são apresentados na Tabela 2.

Parâmetros	Efluentes simulados no projeto			Efluente bruto (SILVA <i>et al.</i> , 2016)	Efluente <i>in natura</i> (MESSIAS, 2015)
	1% (v/v)	2% (v/v)	3% (v/v)		
pH	7,5	7,5	7,5	12,49	5,0 – 11,0
Temperatura (°C)	19,5	22,2	13,5	27	-
DBO _{5,20} (mg/L)	533	985	1.407	1.780	1.800 – 2.300
Turbidez (NTU)	271	507	863	944	39,23 – 45,7
Sólidos totais (mg/L)	1.208	1.753	2.905	119.444	2.700 – 2.910
Condutividade (µS)	133,5	150,1	165,7	11,03	-

Tabela 2 - Caracterização dos efluentes preparados e respectivos valores na literatura.

Fonte: A autoria própria, 2018.

Os Gráficos 3, 4, 5 e 6 apresentam os valores dos parâmetros que apresentaram variação com as concentrações dos efluentes simulados.

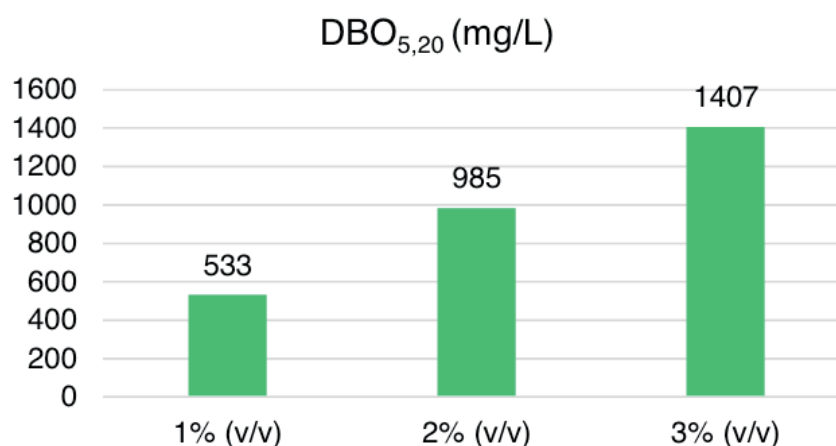


Gráfico 3 - Valores de DBO_{5,20} obtidos para os efluentes simulados no projeto.

Fonte: A autoria própria, 2018.

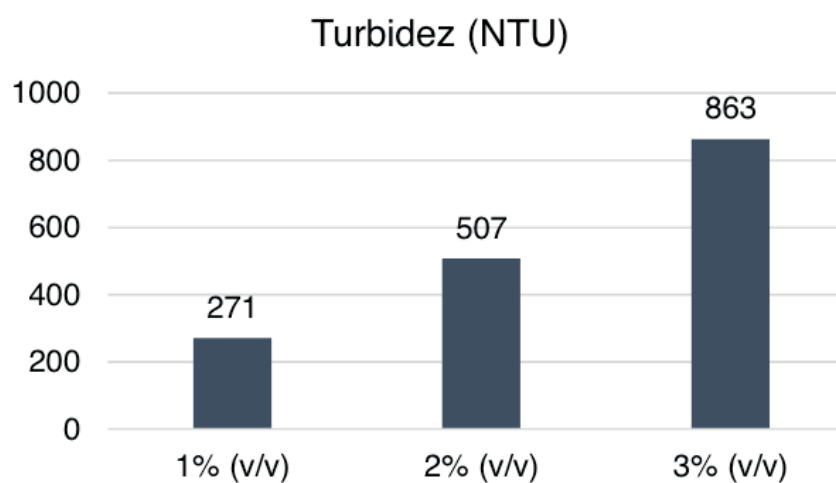


Gráfico 4 - Valores de turbidez obtidos para os efluentes simulados no projeto.

Fonte: A autoria própria, 2018.

Sólidos totais (mg/L)

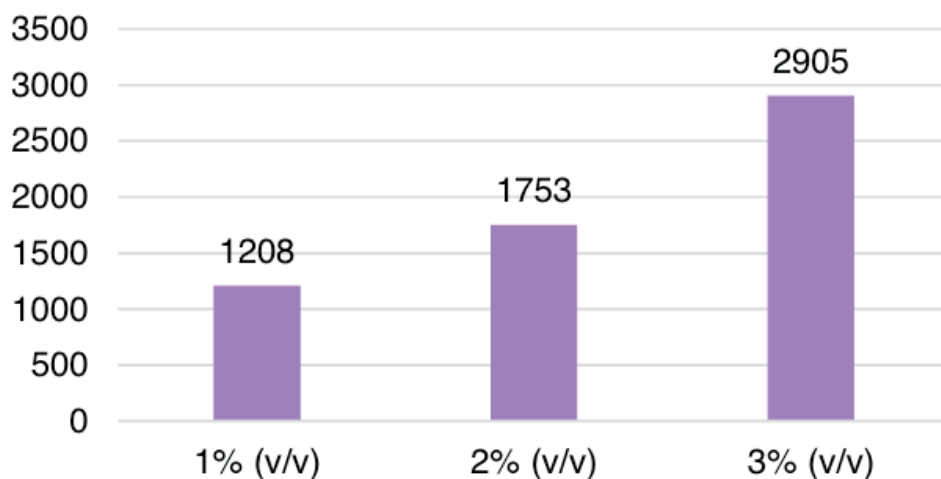


Gráfico 5 - Valores de sólidos totais obtidos para os efluentes simulados no projeto.

Fonte: Autoria própria, 2018.

Condutividade (μS)

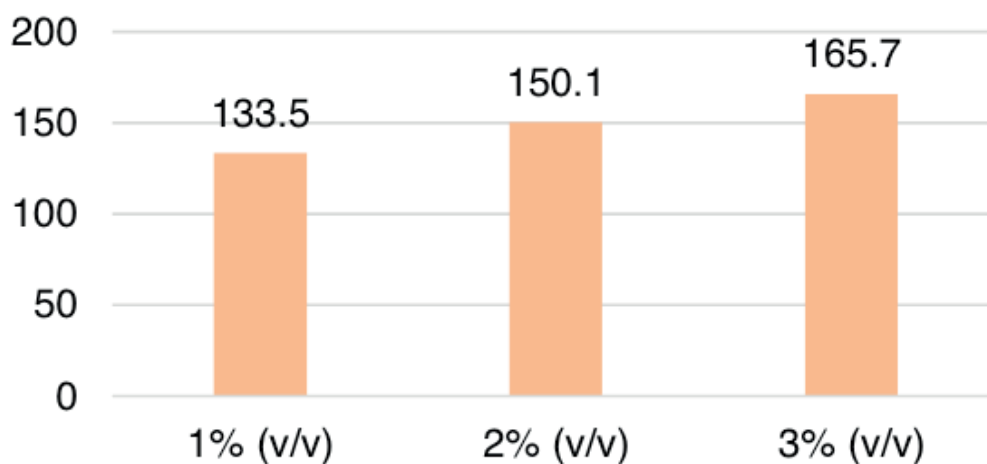


Gráfico 6 - Valores de condutividade obtidos para os efluentes simulados no projeto.

Fonte: Autoria própria, 2018.

A partir dos valores de DBO média obtidos durante os 20 dias de análise para os efluentes simulados, foi possível obter a variação temporal da DBO remanescente e DBO exercida para cada efluente (Gráficos 7, 8 e 9).

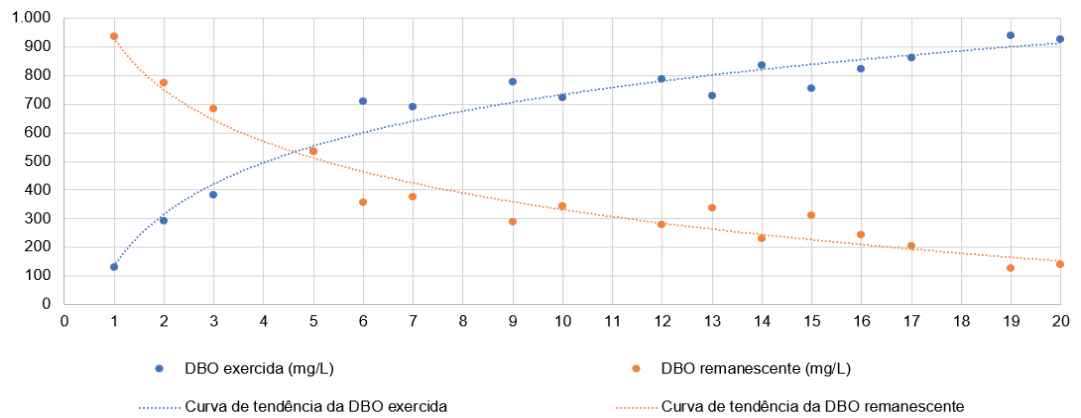


Gráfico 7 - Variação temporal da DBO exercida e DBO remanescente para o efluente simulado 1% (v/v).

Fonte: Autoria própria, 2018.

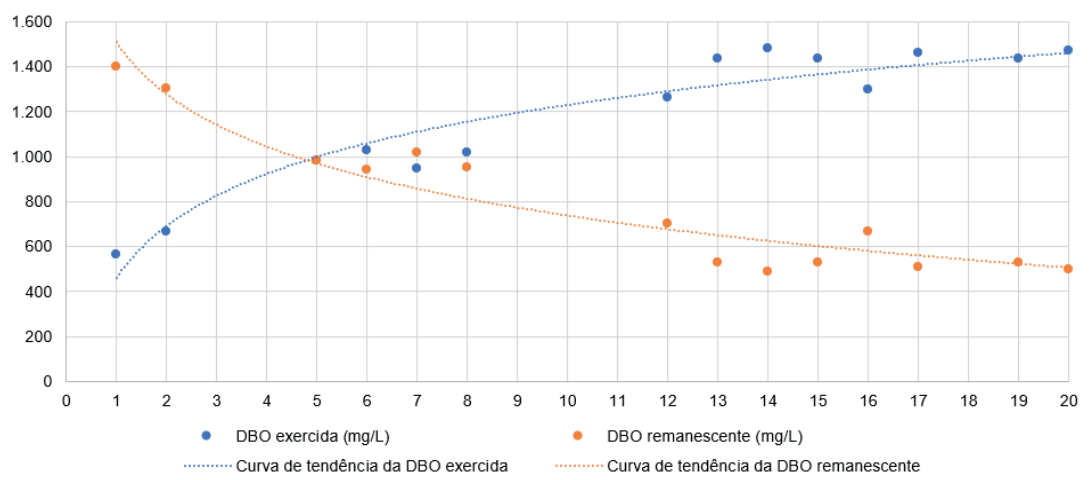


Gráfico 8 - Variação temporal da DBO exercida e DBO remanescente para o efluente simulado 2% (v/v).

Fonte: Autoria própria, 2018.

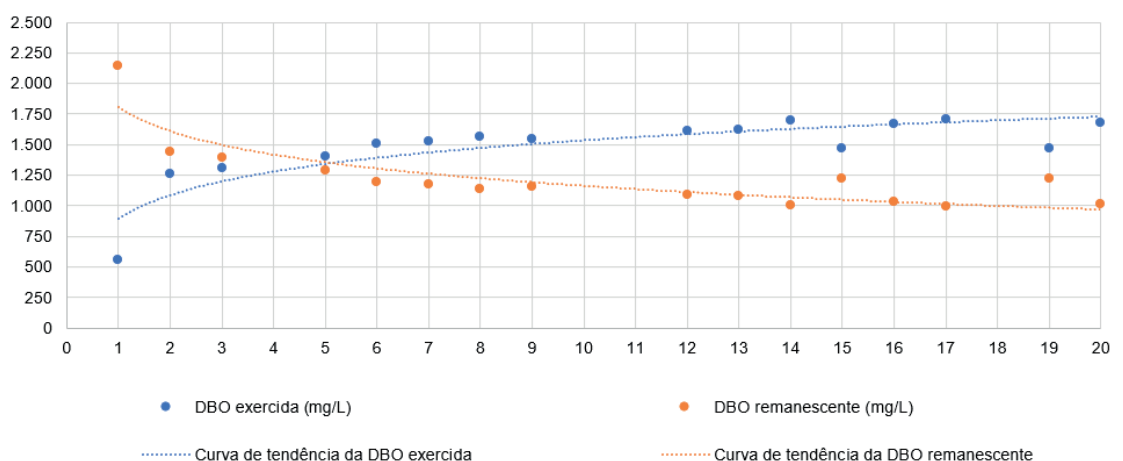


Gráfico 9 - Variação temporal da DBO exercida e DBO remanescente para o efluente simulado 3% (v/v).

Fonte: Autoria própria, 2018.

Com o método dos mínimos quadrados foram obtidos os resultados apresentados na Tabela 3 para os respectivos K_1 e L_0 dos efluentes simulados.

Parâmetros	Efluente 1% (v/v)	Efluente 2% (v/v)	Efluente 3% (v/v)
(dia ⁻¹)	0,18	0,20	0,50
(mg/L)	938	1.432	1.669

Tabela 3 – Coeficiente de desoxigenação e DBO última obtidos para os efluentes simulados.

Fonte: Autoria própria, 2018.

4 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com o desenvolvimento do projeto, foi possível alcançar o objetivo definido inicialmente. A diferença dos resultados obtidos na caracterização dos efluentes simulados com os respectivos valores encontrados na literatura pode ser explicada pelas diferentes concentrações e origens dos efluentes. Essa influência da concentração do efluente de laticínios sobre os parâmetros analisados é comprovada ao se observar os Gráficos 3, 4, 5 e 6 apresentados. Os valores de DBO_{5,20}, turbidez, sólidos totais e condutividade obtidos foram maiores nos efluentes simulados com maior concentração. Assim, efluentes de laticínio mais concentrados causariam impactos relativamente maiores ao meio ambiente, em relação a efluentes de laticínios com menor concentração.

Os valores de K₁ obtidos demonstram como a degradação da matéria orgânica nos efluentes estudados é afetada pela sua concentração, uma vez que o efluente 3% (v/v) apresentou o maior valor de K₁ e o efluente 1% (v/v) apresentou o menor valor de K₁. Portanto, pode-se afirmar que é de extrema importância a realização de estudos sobre o valor do K₁ de efluentes em projetos que os envolvam, como, por exemplo, modelagens matemáticas de autodepuração de corpos hídricos e projetos de ETEs. Com esses estudos, o valor do K₁ poderá ser o mais real possível, pois em um mesmo efluente, o valor do K₁ pode variar bastante de dados empíricos de literatura dependendo de sua concentração em matéria orgânica, o que poderá afetar nos resultados de modelagens matemáticas de autodepuração de corpos hídricos e projetos de ETEs.

REFERÊNCIAS

ADEWUMI, Ife K., OKE, Isaiah Adesola, BAMGBOYE, P. A. **Determination of the Deoxygenation Rates of a Residential Institution's Wastewater**. Journal of Applied Sciences, v. 5, n. 1, p. 108-112, 2005. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/46027528_Determination_of_the_Deoxygenation_Rates_of_a_Residential_Institutions_Wastewater>. Acesso em: 02 dez. 2018.

ANDRADE, Larice Nogueira de. **Autodepuração dos corpos d'água**. Revista da Biologia, v. 5, p. 16-19, dez. 2010.

BRAGA, Benedito et al. **Introdução à Engenharia Ambiental – 2ª ed.** São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Apêndice E - Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade das Águas e dos Sedimentos e Metodologias Analíticas e de Amostragem**. São Paulo: CETESB, 2017. Disponível em <<http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/12/2018/03/Appendice-E-Significado-Ambiental-e-Sanit%C3%A1rio-das-Vari%C3%A1veis-de-Qualidade-2016.pdf>>. Acesso em: 03 jun. 2018.

CHAGAS, Denize Sampaio. **Relação entre concentração de sólidos suspensos e turbidez da água medida com sensor de retroespalhamento óptico**. 2015. 78 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Centro de Ciências Agrárias, Ambientais e Biológicas, Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas, 2015.

DERISIO, José Carlos. **Introdução ao controle de poluição ambiental** – 4ª ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2012.

LEITE, Alfredo Estevão de Barros. **Simulação do lançamento de esgotos domésticos em rios usando um modelo de qualidade d'água, SisBAHIA®**. 2004. 94 f. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) – Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2004. Disponível em: <<https://www.arca.fiocruz.br/handle/icict/4619>>. Acesso em: 09 dez. 2018.

MENESES, Carla Gracy Ribeiro Meneses. **Evolução da Biodegradabilidade da Matéria Orgânica em um Sistema de Lagoas de Estabilização**. 2006. 120 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2006. Disponível em: <<https://repositorio.ufrn.br/jspui/handle/123456789/15938>>. Acesso em: 25 nov. 2017.

MESSIAS, Raquel de Aquino. **Ozonização catalítica de efluente de laticínio em processo semi-batelada com reciclo**. 2015. 219 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química, na área de Concentração: Processos catalíticos e biocatalíticos) – Escola de Engenharia de Lorena, Universidade de São Paulo, Lorena, 2015. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/97/97137/tde-20092016-100635/pt-br.php>>. Acesso em: 04 jun. 2018.

NUNES, Daniele Gonçalves. **Modelagem da Autodepuração e Qualidade da Água do Rio Turvo Sujo**. 2008. 109 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2008. Disponível em: <<http://alexandria.cpd.ufv.br:8000/teses/engenharia%20agricola/2008/211962f.pdf>>. Acesso em: 20 nov. 2017.

OCDE. ORGANIZAÇÃO PARA A COOPERAÇÃO E DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO. FAO. ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA AGRICULTURA E ALIMENTAÇÃO. **Perspectivas Agrícolas no Brasil: desafios da agricultura brasileira 2015-2024**. Disponível em: <<http://docente.ifsc.edu.br/odivar.marcos/MaterialDidatico/agroneg%C3%B3cio/Mercados%20Agricolas/FAO%20-%20Perspectivas%20Agricolas%202015-2024%20-%20Brasil.pdf>>. Acesso em: 09 dez. 2018.

SÃO PAULO (ESTADO). **Decreto Nº 8.468, de 08 de setembro de 1976. Aprova o Regulamento da Lei nº 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente**. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Institucional/documentos/Dec8468.pdf>>. Acesso em: 24 nov. 2017.

SILVA, Camila de Mello et al. **Pré-tratamento de efluente de laticínio visando a remoção da turbidez**. In: VII Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, 2016, Campina Grande. Anais eletrônicos... Campina Grande: UFCG, 2016, p. 1-8. Disponível em: <<http://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2016/II-016.pdf>>. Acesso em: 04 jun. 2018.

SINGH, N. B.; SINGH, R.; IMAM, M. M. **Waste Water Management in Dairy Industry: Pollution Abatement and Preventive Attitudes**. International Journal of Science, Environment and Technology, Uttar Pradesh, 2 abr. 2014. Uttar Pradesh, p. 672-683. Disponível em: <<http://www.ijset.net/journal/295.pdf>>. Acesso em: 18 nov. 2017.

TEIXEIRA, Carlos de Oliveira. **Efluentes de laticínios, enquadramento legal e a representação dos técnicos e gerentes**. 2011. 71 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Ciência e Tecnologia do Leite e Derivados) – Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2011. Disponível em: <<http://www.ufjf.br/mestradoleite/files/2013/01/Disserta%C3%A7%C3%A3o-final10.pdf>>. Acesso em: 20 nov. 2017.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos** – 2ª ed. Belo Horizonte: UFMG, 1996.

VOURCH, Mickael et al. **Treatment of dairy industry wastewater by reverse osmosis for water reuse**. Desalination, Amsterdam, 25 jan. 2008. Amsterdam, p. 190-202. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916407005747>>. Acesso em: 25 nov. 2017.

ANÁLISE DE VIABILIDADE TÉCNICA DO USO DE ÁGUA RESIDUÁRIA COMO ÁGUA DE AMASSAMENTO PARA CONCRETO

André Schramm Brandão

Companhia de água e esgoto do Ceará e
Universidade Federal do Ceará
Fortaleza – Ceará

Ênio Pontes de Deus

Universidade Federal do Ceará
Fortaleza – Ceará

Antônio Eduardo Bezerra Cabral

Universidade Federal do Ceará
Fortaleza – Ceará

Wyoskynaria Mihaly Maia da Silva

Universidade Federal do Ceará
Fortaleza – Ceará

Francisco Altanízio Batista de Castro Júnior

Universidade Federal do Ceará
Fortaleza – Ceará

RESUMO: Em decorrência do elevado crescimento populacional e da constante escassez de recursos hídricos, principalmente no Nordeste brasileiro, o uso de água para fins diferentes do abastecimento humano vem sendo investigado. Este trabalho avalia a viabilidade técnica da água do efluente secundário de esgoto para produção de concreto com o propósito de oferecer um destino sustentável para as águas da indústria do saneamento. A água em análise foi coletada na disposição final da Estação de Tratamento de Esgoto

Marechal Rondon na região metropolitana de Fortaleza, para a qual foi observada completa adequação aos parâmetros da NBR 15.900 de água para amassamento de concreto. Foram produzidos corpos de prova cilíndricos de concreto com a utilização da água de efluente e com água destilada, sendo realizados ensaios de resistência a compressão axial aos 3, 7, 28 e 56 dias, bem como ensaios de massa específica, índice de vazios e absorção. Através de uma análise estatística de variância (teste ANOVA) observou-se que não houve diferença significativa entre os dois tipos de concreto para as propriedades estudadas.

PALAVRAS-CHAVE: Viabilidade, Sustentabilidade hídrica, água residuária, reúso, concreto.

ANALYSIS OF THE TECHNICAL FEASIBILITY SECONDARY SEWAGE EFFLUENT AS WATER FOR STRUCTURAL CONCRETE

ABSTRACT: Due to the high population growth and the constant scarcity of water resources, mainly in the Brazilian Northeast, the use of water for purposes other than human supply has been investigated. This work evaluates the technical feasibility of secondary sewage effluent water for concrete production in order to provide a sustainable destination for the

sanitation industry waters. The water in analysis was collected in the final disposal of the Marechal Rondon Sewage Treatment Station in the metropolitan region of Fortaleza, for which it was observed complete adaptation to the parameters of NBR 15,900 of water for concrete kneading. Cylindrical concrete specimens were produced with the use of effluent water and distilled water, and tests of resistance to axial compression were performed at 3, 7, 28 and 56 days, as well as tests of specific mass, voids index and absorption. Through a statistical analysis of variance (ANOVA test) it was observed that there was no significant difference between the two types of concrete for the properties studied.

KEYWORDS: Feasibility, Water sustainability, wastewater, reuse, concrete.

1 | INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural essencial à vida, além de possuir valor econômico e social. Tal recurso, porém, é mal distribuído temporal e espacialmente. No Brasil, cerca de 80% da reserva hídrica do país se encontra na Região Amazônica, que abriga cerca de 5% da população, enquanto que os 20% restantes devem atender ao restante do país (MANCUSO e SANTOS, 2003).

A Região Nordeste do país sofre com escassez hídrica constante. Segundo dados da Agência Nacional de Águas, entre 2003 e 2016 cerca de 80% dos municípios nordestinos declararam Estado de Calamidade Pública ou Situação de Emergência devido a problemas com a seca. Os reduzidos valores de disponibilidade hídrica podem ser explicados pelos baixos índices pluviométricos, irregularidade no regime de chuvas, altas taxas de insolação e evapotranspiração, além de a região apresentar temperaturas elevadas ao longo de todo o ano (BRASIL, 2017).

Nesse cenário, o reúso da água se apresenta como uma maneira viável para atenuar o problema da falta de água. Com a prática, as águas de melhor qualidade podem ser preservadas para fins mais nobres, diminuindo o conflito pelos usos da água (CAIXETA, 2010). Segundo HESPANHOL (2003), a indústria da construção civil é um dos setores onde o reúso pode ser viabilizado, incluindo para as atividades de produção e cura de concreto. De acordo com MEYER em estudo publicado em 2004, a indústria do concreto consome cerca de 3,79 trilhões de litros de água por ano, sem incluir a quantidade utilizada para lavagem de equipamentos e agregados.

Na produção do concreto a água é utilizada em quatro etapas, sendo elas: lavagem dos agregados, amassamento do concreto, limpeza dos equipamentos e cura, cujos requisitos são similares, porém não idênticos (NEVILLE, 2000). Para cada litro de água utilizada para produzir concreto e materiais similares, como argamassas, é necessário 2,5 vezes mais litros de água para as atividades periféricas (HANNAD et al, 2013).

As regiões semiáridas, como o Nordeste do Brasil, não são as únicas a sofrer com a falta de água, apesar de o problema ser mais contundente. O reúso vem

sendo avaliado também por locais onde os recursos existentes não são suficientes para atender a elevada demanda. Tem-se, portanto, um ambiente favorável para avaliar a prática do reúso na construção civil.

SILVA e NAIK (2010) afirmam que mais pesquisas são necessárias sobre o reúso da água na indústria do concreto – no Brasil, são poucos os trabalhos publicados sobre o tema. Assim, o presente artigo tem como objetivo avaliar a viabilidade técnica da utilização de águas residuárias para produção de concreto, à luz da NBR 15.900, sendo a água escolhida o efluente secundário da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Marechal Rondon.

2 | MATERIAIS E METODOLOGIA UTILIZADA

Foram utilizadas duas águas para a realização desta pesquisa. A primeira é a água destilada e a principal é a água proveniente da ETE Marechal Rondon, localizada no município de Caucaia, na Região Metropolitana de Fortaleza. A estação é de grande porte, composta por grade, caixa de areia, calha Parshall, uma lagoa anaeróbia, duas lagoas facultativas em paralelo e duas lagoas de maturação em série, sendo o Riacho Urucutuba o corpo receptor. A Figura 01 abaixo apresenta o fluxograma do tratamento de esgoto na estação.

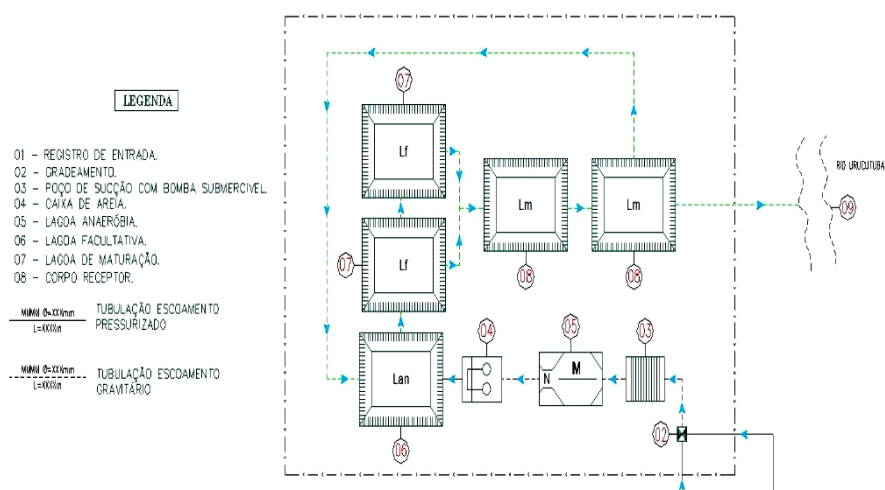


Figura 01 – Fluxograma do processo de tratamento de esgoto na ETE Marechal Rondon.

A amostra foi coletada na saída da última lagoa de maturação, antes de ser depositada no corpo hídrico. Tal efluente vêm atendendo aos parâmetros de lançamento regulamentados pela Portaria 154/02 da Secretaria de Meio Ambiente do Estado do Ceará (SEMACE).

Foram realizados ensaios de análise físico-química da água de efluente, segundo os parâmetros estabelecidos na NBR 15.900, sendo eles: óleos e gorduras, detergentes, cor, material sólido, odor, matéria orgânica, cloretos, sulfatos, álcalis, açúcares, fosfatos, nitratos, zinco, chumbo e pH. Para que seja aceita como água de

amassamento, ela deve atender a todos os requisitos. Segundo a referida norma, a água destilada é considerada adequada, não necessitando ser ensaiada. Os ensaios foram realizados no Laboratório de Saneamento (LABOSAN) da Universidade Federal do Ceará (UFC) e no Laboratório Central da Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE), para maior controle dos dados.

Conforme as diretrizes da norma de água para amassamento, a fim de verificar possíveis alterações devidas a substituição da água, foi realizado o ensaio de determinação dos tempos de início e fim de pega para as duas pastas de cimento, uma executada com a água de efluente e a segunda com a água destilada, cujo resultado foi admitido como valor de referência. O ensaio foi executado conforme o procedimento descrito na norma NBR 16.607:2017 no Laboratório de Materiais e Construção Civil (LMCC) da UFC.

O cimento utilizado na pesquisa foi o Cimento Portland tipo composto com pozolana de classe 32 MPa (CP II Z 32) da fabricante Poty. As Tabelas 01 e 02 a seguir apresentam os valores dos requisitos químicos, físicos e mecânicos do aglomerante exigidos pela NBR 11.578:1997 de acordo com o relatório técnico fornecido pela Poty.

	Resíduos insolúveis (%)	Perda ao fogo (%)	Óxido de magnésio (%)	Trióxido sulfúrico (%)	Dióxido de carbono (%)
Valores normatizados	≤ 16	≤ 6,5	≤ 6,5	≤ 4	≤ 5
Valores experimentais	11,82	5,62	2,57	3,59	-

Tabela 01 – Requisitos químicos para o aglomerante tipo CP II Z 32, segundo a NBR 11.578:1997

	Finura		Tempo de pega (h)		Expansibilidade (mm)		Resistência à compressão (MPa)		
	R.P.(%)	Área esp. (m ² /kg)	Início	Fim	A frio	A quente	3 dias	7 dias	28 dias
Valores normatizados	≤ 12	≥ 260	≥ 1	≤ 10	≤ 5	≤ 5	≥ 10	≥ 20	≥ 32
Valores experimentais	1,33	491,1	2,47	3,47	-	0,39	25,46	29,67	35,30

Tabela 02 – Requisitos físicos e mecânicos para o aglomerante tipo CP II Z 32, segundo a NBR 11.578:1997

Legenda: R.P. é o resíduo sólido retido na peneira de abertura 75mm e Área esp. é a área específica do material.

Os agregados utilizados para a execução dos concretos possuem as características apresentadas nas Tabelas 03 e 04 a seguir. Para obtenção dos parâmetros, foram realizados os ensaios de granulometria e determinação da massa específica.

Massa específica (g/cm ³)	Massa unitária (g/cm ³)	Módulo de finura	Dimensão máxima característica (mm)
2,57	1,51	2,60	4,80

Tabela 03 – Características do agregado miúdo utilizado.

Massa unitária (g/cm ³)	Massa específica seca (g/cm ³)	Massa específica saturada de superfície seca (g/cm ³)	Dimensão máxima característica (mm)
1,50	2,61	2,67	9,50

Tabela 04 – Características do agregado graúdo utilizado.

Foi efetuada uma dosagem experimental para um concreto com resistência à compressão característica (fck) de 20 MPa e abatimento de tronco de cone de 100 ± 20 mm de acordo com o método proposto pela Associação Brasileira de Cimento Portland (ABCP). O traço definido foi o apresentado na Tabela 05 abaixo:

	Cimento	Areia	Brita	Água
Traço unitário	1	1,85	2,02	0,56
Consumo por m ³	420	777	848	235

Tabela 05 – Traço de concreto utilizado na pesquisa

Foram executados dois tipos de concreto, partindo do mesmo traço piloto e utilizando os mesmos materiais, à exceção da água de amassamento. Um deles foi realizado com a água de efluente e o segundo foi realizado com a água destilada, cujos resultados foram admitidos como os valores de referência para a análise dos dados.

No estado fresco, foi executado o ensaio de abatimento de tronco de cone, de acordo com o procedimento descrito na NBR NM 67:1998, a fim de avaliar a trabalhabilidade do concreto no estado plástico e avaliar se os dois concretos obtiveram abatimento dentro do intervalo dimensionado.

Foram moldados corpos de prova cilíndricos de dimensões (10 x 20) cm, segundo o procedimento contido na NBR 5.738, para possibilitar a avaliação das propriedades do concreto no estado endurecido e a influência do tipo de água sobre elas. Após 24h, os corpos de prova foram retirados dos moldes e colocados em cura úmida até a data dos ensaios.

Aos 28 dias, foi realizado o ensaio de determinação das propriedades físicas do concreto, sendo elas a massa específica, o índice de vazios e a absorção por imersão, de acordo com as diretrizes da NBR 9.778. O ensaio de resistência à compressão axial foi realizado aos 3, 7, 28 e 56 dias, como prescrito na NBR 5.739. Cada ensaio foi realizado para três amostras, no Laboratório de Materiais e Construção Civil da UFC.

Foi realizada uma análise estatística de variância (ANOVA) com os resultados obtidos para verificar se as diferenças encontradas foram significativas através da comparação dos valores calculados e tabelados por meio do teste de Fisher (MONTGOMERY, 1997). O fator controlável selecionado foi o tipo de água de amassamento.

3 | APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

De acordo com a norma NBR 15.900 a água destilada é adequada para produção de concreto, não necessitando ser avaliada, e deve ser usada como referência para o estudo de viabilidade de outro tipo de água de amassamento.

A Tabela 06 a seguir apresenta os resultados da análise físico-química realizada para a água de efluente, bem como os limites de tolerância aceitos pela NBR 15.900, que preconiza que para a água ser aceita ela deve atender a todos os requisitos.

Com o objetivo de comparação, também são apresentados os valores limites estabelecidos pela norma europeia BS EN 1.008, publicada em 2002 pelo British Standards Institution (BSI). Para ela, a água pode ser utilizada para amassamento nas quantidades que garantem que os limites sejam obedecidos.

Analisando a Tabela 05 observa-se total observância da água residuária aos parâmetros de ambas as normas, exceto pelo valor de pH e da cor. que superou o limite imposto pela NBR 15.900. Entretanto, segundo MOHAMMAD et al (2011), essa pequena diferença não interfere negativamente nas propriedades do concreto, o que foi reiterado pelos resultados dos ensaios que serão apresentados na próxima seção.

O teor de sulfatos presentes na água foi inferior ao limite estabelecido pela norma. Essa é uma característica fundamental, uma vez que a presença de sulfatos, quando em grande quantidade, pode resultar na formação de etringita, normalmente acompanhada por um acréscimo no volume do concreto que provoca fissuração da peça e compromete a durabilidade (YILMAZ et al, 1997). EL-NAWAWY e AHMAD (2001) sugerem que, para não afete negativamente a resistência do concreto, o teor de sulfatos não deve ultrapassar 3.788 mg/L, limite atendido para a água residuária em análise.

Vale ressaltar que a norma brasileira carece de uma atualização, visto que a portaria do Ministério da Saúde que versa sobre os procedimentos de controle e vigilância sanitária e seu padrão de potabilidade já não é a MS 518/2014, e sim a Portaria 2.914/2011.

Parâmetro	Água de efluente	Limite de tolerância (NBR 15.900)	Limite de tolerância (EN 1.008)
Óleos e gorduras	Ausência	Não mais do que traços visíveis	Apenas traços (quantidades quase imperceptíveis)
Detergentes	Ausência	Qualquer espuma deve desaparecer em 2 minutos	A espuma deve desaparecer no máximo em 2 minutos
Cor	Verde claro	A cor deve ser comparada qualitativamente com água potável devendo ser: amarelo claro a incolor	Sem cor, até um amarelo-claro (Exceção: Água recuperada)
Material sólido (mg/L)	716	50.000	≤1% do total de agregado
Odor	Inodoro	Não deve apresentar cheiro, exceto um leve odor de cimento e, onde houver escória, um leve odor de sulfeto de hidrogênio após a adição de ácido clorídrico.	Apenas odor de água potável de beber e leve odor de cimento ou de odor de enxofre no caso de Cinzas Volantes (Fly-ash) na água.
pH	9,11	Entre 6 e 9	≥4
Matéria Orgânica	Mais claro	A cor da água deve ser mais clara ou igual à da solução-padrão, após a adição de NaOH	N.O.
Cloretos (mg/L)	137,43	Concreto protendido (< 500); Concreto armado (< 1.000); Concreto simples (sem armadura < 500)	≤ 4.500
Sulfatos (mg/L)	31,73	< 2.000	≤ 2.000
Álcalis (mg/L)	458,92	< 1.500	< 1.500
Açúcares (mg/L)	< L.D	< 100	< 100
Fosfatos (mg/L)	Ausência	< 100	< 100
Nitratos (mg/L)	1,18	< 500	< 500
Chumbo (mg/L)	< L.D	< 100	< 100
Zinco (mg/L)	< L.D	< 100	< 100

Tabela 06 – Análise físico-química da água de efluente.

Legenda: L.D. é o limite de detecção e N.O. significa não observado na referência (norma).

Assim como prescrito na NBR 15.900, foi realizado o ensaio de determinação dos tempos de início e fim de pega a fim de verificar possíveis alterações. Como as amostras não diferiram por mais de 30min, os ensaios foram considerados válidos, de acordo com o procedimento de ensaio prescrito na NBR 16.607. Os resultados estão apresentados na Tabela 07 abaixo.

Tipo de água	Início de pega (min)	Diferença no início de pega (min)	Fim de pega (min)	Diferença no fim de pega (min)
Destilada	115	-	170	-
Efluente	112	-3	179	+9

Tabela 07 – Tempos de início e fim de pega.

A NBR 15.900 diz que os tempos de início e fim de pega da pasta preparada com a água residuária não deve diferir mais que 25% do valor encontrado para a água destilada para que possa ser aceita. Os resultados obtidos diferiram apenas 2,60% e 5,3% para o início e fim de pega, respectivamente, atendendo a exigência da norma.

Com relação ao concreto foram executados dois tipos, utilizando o mesmo traço padrão e os mesmos materiais, a exceção da água. Um foi executado com a água residuária e o segundo foi executado com a destilada, cujos resultados foram tidos como valores de referência.

O primeiro ensaio realizado foi o abatimento de tronco de cone, também conhecido por slump test, no concreto fresco para avaliar a trabalhabilidade. Os valores estão apresentados na Tabela 08 a seguir.

Tipo de água	Abatimento (mm)	f_e/f_d
Destilada	80	-
Efluente	103	1,29

Tabela 08 – Abatimento de tronco de cone.

Observou-se que ambos os concretos apresentaram abatimento dentro do intervalo dimensionado, de 100 ± 20 mm. Nota-se que o concreto produzido com a água de efluente apresentou abatimento 29% superior ao concreto com água destilada. Os abatimentos ocorreram sem cisalhamento ou desagregação dos materiais, apresentando coesão da mistura.

As propriedades físicas dos concretos foram determinadas aos 28 dias, sendo elas a massa específica, o índice de vazios e a absorção, cujo ensaio é regulamentado pela NBR 9.778. O ensaio foi realizado para três amostras de cada concreto. A média dos resultados está disposta na Tabela 09 abaixo.

Tipo de água	Massa específica real (g/cm ³)	Índice de vazios (%)	Absorção (%)
Destilada	2,44	10,23	4,67
Efluente	2,43	10,00	4,57

Tabela 09 – Propriedades físicas do concreto.

Para verificar se as diferenças encontradas foram significativas, foi realizada

uma análise estatística de variância, ANOVA, com os resultados obtidos para cada propriedade. Os resultados do teste ANOVA estão apresentados nas Tabelas 10, 11 e 12 a seguir. Observou-se que para as três propriedades analisadas, não houve diferença significativa em decorrência do tipo de água de amassamento, o fator controlável escolhido para a análise, uma vez que o valor calculado para o Teste de Fisher foi menor que o valor de referência.

	SQ	GDL	MQ	Teste F	Referência
Entre grupo	0,0001	1	0,0001	0,6782	7,71
Dentro grupo	0,0004	4	0,0001	-	-
Total	0,0004	5	-	-	-

Tabela 10 – Teste ANOVA para massa específica real.

	SQ	GDL	MQ	Teste F	Referência
Entre grupo	0,0000	1	0,0000	0,3606	7,71
Dentro grupo	0,0001	4	0,0000	-	-
Total	0,0001	5	-	-	-

Tabela 11 – Teste ANOVA para o índice de vazios.

	SQ	GDL	MQ	Teste F	Referência
Entre grupo	0,0000	1	0,0000	0,3196	7,71
Dentro grupo	0,0000	4	0,0000	-	-
Total	0,0000	5	-	-	-

Tabela 12 – Teste ANOVA para a absorção.

O ensaio de resistência à compressão axial foi realizado aos 3, 7, 28 e 56 dias, de acordo com a NBR 5.739. A NBR 15.900 exige que a resistência média à compressão do concreto com água em análise deve ser pelo menos 90% da resistência obtida para o concreto com água destilada aos 7 e aos 28 dias. Os resultados obtidos estão apresentados na Tabela 13 abaixo, bem como a relação encontrada entre as resistências.

Tipo de água	Resistência à compressão axial (MPa)			
	3 dias	7 dias	28 dias	56 dias
Destilada	18,85	21,87	22,98	31,80
Efluente	18,44	22,02	23,31	30,08
f_e/f_d	0,97	1,01	1,01	0,95

Tabela 13 – Resistência à compressão do concreto.

Observou-se que para todas as idades a resistência média do concreto com água residuária foi superior a 90% da resistência do concreto com água destilada, atendendo, portanto, ao requisito da norma. Nota-se, também, que aos 3 dias o

concreto com água de efluente já apresentava 92% da resistência característica de 20 MPa, valor ultrapassado para as demais idades, chegando a 30 MPa aos 56 dias.

A fim de avaliar se as diferenças encontradas são significativas, apesar de o requisito da norma já ter sido atendido, foi realizado o teste ANOVA para as diferentes idades, tendo como fator controlável o tipo de água de amassamento. O teste é apresentado nas Tabelas 14, 15, 16 e 17 a seguir.

	SQ	GDL	MQ	Teste F	Referência
Entre grupo	0,2496	1	0,2496	2,3986	7,71
Dentro grupo	0,4162	4	0,1040	-	-
Total	0,6658	5	-	-	-

Tabela 14 – Teste ANOVA para a resistência aos 3 dias.

	SQ	GDL	MQ	Teste F	Referência
Entre grupo	0,0318	1	0,0318	0,4579	7,71
Dentro grupo	0,2780	4	0,0695	-	-
Total	0,3099	5	-	-	-

Tabela 15 – Teste ANOVA para a resistência aos 7 dias.

	SQ	GDL	MQ	Teste F	Referência
Entre grupo	0,1663	1	0,1663	0,3022	7,71
Dentro grupo	2,2010	4	0,5502	-	-
Total	2.3673	5	-	-	-

Tabela 16 – Teste ANOVA para a resistência aos 28 dias.

	SQ	GDL	MQ	Teste F	Referência
Entre grupo	1,2378	1	1,2378	6,1284	18,51
Dentro grupo	0,4039	4	0,2020	-	-
Total	1,6417	5	-	-	-

Tabela 17 – Teste ANOVA para a resistência aos 56 dias.

Pela análise estatística, não foram observadas diferenças significativas na resistência em decorrência do tipo de água de amassamento utilizado. A Figura 02 apresenta uma evolução da resistência dos concretos ao longo do tempo, onde se pode ver nitidamente que o crescimento acontece de maneira equivalente para os dois concretos.

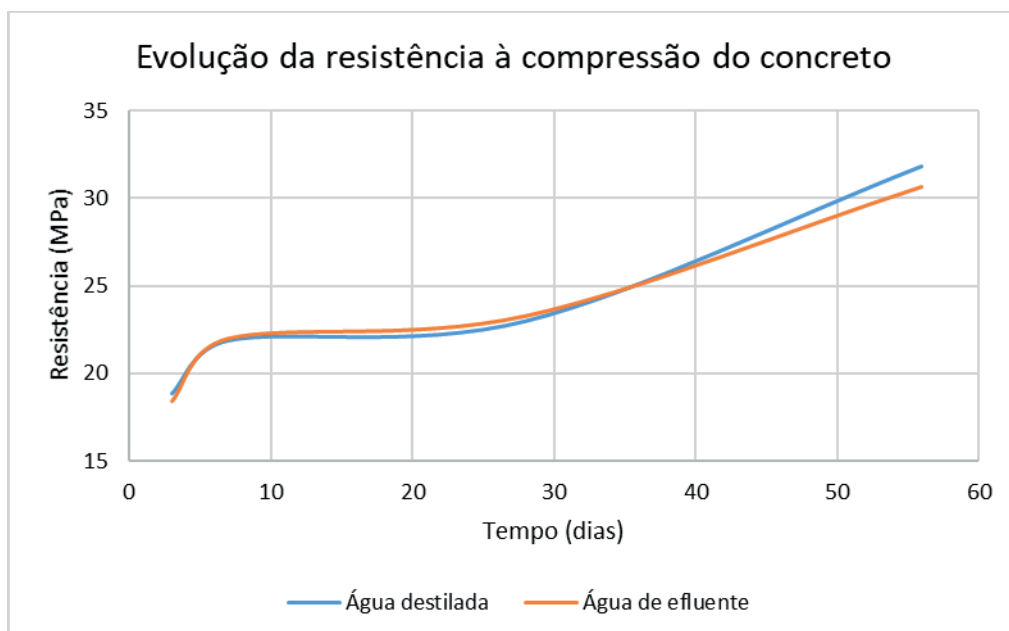


Figura 02 – Evolução da resistência à compressão do concreto.

4 | CONCLUSÃO

Diante da situação de estresse hídrico presente especialmente nas regiões semiáridas, como o Nordeste brasileiro, o reúso da água se torna uma realidade necessária, sendo a indústria da construção civil um dos setores onde a prática pode ser viabilizada. Entretanto, necessárias maiores investigações sobre a utilização da água residuária como água de amassamento, tema do presente trabalho.

Foi avaliada a água residuária coletada no efluente secundário da ETE Marechal Rondon, que funciona com um sistema de lagoas de estabilização, e mostrou conformidade aos parâmetros da NBR 15.900 e da norma europeia BS EN 1.008, exceto pelo pH e pela cor, que ultrapassaram os limites estabelecidos.

Entretanto, tal diferença não acarretou em variações significativas nos tempos de início e fim de pega, que diferiram apenas 2,60% e 5,3%, respectivamente, em relação aos valores obtidos para a água destilada.

Os resultados obtidos para as propriedades físicas do concreto executado com a água residuária – massa específica, índice de vazios e absorção – não apresentaram diferença significativa em relação aos resultados obtidos para o concreto com água destilada, como verificado pela análise estatística de variância realizada.

O emprego da água residuária também não afetou negativamente a resistência à compressão axial do concreto. Após o teste ANOVA, observou-se que a resistência média do concreto com água residuária foi estatisticamente equivalente a resistência encontrada para o concreto com água destilada.

Desse modo, conclui-se que não houve alteração significativa nas propriedades analisadas em decorrência da substituição do tipo de água de amassamento.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 5.738:2015**: Concreto – Procedimento para moldagem de corpos de prova. Rio de Janeiro: ABNT, 2015. 09p.

_____. **NBR 5.739:2007**: Concreto – Ensaio de compressão de corpos de prova cilíndricos. Rio de Janeiro: ABNT, 2007. 09p.

_____. **NBR 9.778: 2009**: Argamassa e concreto endurecidos: determinação da absorção de água, índice de vazios e massa específica. Rio de Janeiro: ABNT, 2009. 07p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 11.578:1997**: Cimento Portland composto – Especificação. Rio de Janeiro: ABNT, 1997. 05p.

_____. **NBR 15.900:2009**: Água para amassamento do concreto – Partes de 1 a 11: Requisitos. Rio de Janeiro: ABNT, 2009. 54p.

_____. **NBR 16.607:2017**: Cimento Portland – Determinação do tempo de pega. Rio de Janeiro: ABNT, 2002. 04p.

_____. **NBR NM 45:2006**: Agregado – Determinação da massa unitária e do volume de vazios. Rio de Janeiro: ABNT, 2006. 18p.

_____. **NBR NM 52:2009**: Agregado miúdo – Determinação da massa específica e massa específica aparente. Rio de Janeiro: ABNT, 2003. 13p.

_____. **NBR NM 53:2003**: Agregado graúdo – Determinação de massa específica, massa específica aparente e absorção de água. Rio de Janeiro: ABNT, 2003. 15p.

_____. **NBR NM 248:2003**: Agregados – Determinação da composição granulométrica. Rio de Janeiro: ABNT, 2003. 13p.

BRASIL. Agência Nacional de Águas (ANA). **Conjuntura dos Recursos Hídricos do Brasil 2017**. Brasília: ANA, 2017.

BRITISH STANDARDS INSTITUTION. **BS EN 1008:2002**: Mixing water for concrete. Specification for sampling, testing and assessing the suitability of water, including water recovered from processes in the concrete industry, as mixing water for concrete. Londres: BSI, 2002. 22 p.

CAIXETA, Cláudia Elizângela Tolentino. **Avaliação do atual potencial de reúso de água no estado do Ceará e propostas para um sistema de gestão**. 2010. 323 p. Tese (Doutorado) – Curso de Engenharia Civil, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2010.

EL-NAWAWY, Omar. A.; AHMAD, Shamim. **Use of treated effluent in concrete mixing in an arid climate**. Cement and Concrete Composites. Volume 13. [S.l.], p. 137-141. 1991.

HANNAD, Ben *et al.* **Water Usage Optimization During Concrete Operations**. *In*: WORLD ENVIRONMENTAL AND WATER RESOURCES CONGRESS, 2013, Cincinnati, Estados Unidos da América. **Proceedings...** . Cincinnati: ASCE, 2013. p. 3114 - 3121.

HESPANHOL, Ivanildo. **Potencial de reúso de água no Brasil: agricultura, indústria, município e recarga de aquífero**. *In*: MANCUSO, Pedro Caetano Sanches; SANTOS, Hilton Felício dos. Reúso da água. Barueri: Manole, 2003. Cap. 3, p. 37-95.

MANCUSO, Pedro Caetano Sanches; SANTOS, Hilton Felicio dos. **A escassez e o reúso de água em âmbito mundial.** In: MANCUSO, Pedro Caetano Sanches; SANTOS, Hilton Felicio dos. Reúso da Água. Barueri: Manole, 2003. p. 4-19.

MEYER, Christian. **Sustainable Development and the Concrete Industry.** [S.l.]: CIB Bulletin, 2004. Disponível em: <http://www.columbia.edu/cu/civileng/meyer/publications/publications/80_sustainable_development.pdf>. Acesso em: 13 set. 2017.

MONTGOMERY, Douglas. C. **Design and Analysis of Experiments.** Nova York: John Wiley and Sons, Inc: 1997.

NEVILLE, A. **Water – Cinderella ingredient of concrete.** Concrete International Journal, Volume 22, p. 66-77. 2000.

SILVA, Marcia; NAIK, Tarun R.. **Sustainable use of resource – Recycling of sewage treatment plant water in concrete.** In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON SUSTAINABLE CONSTRUCTION MATERIALS AND TECHNOLOGIES, II, 2010, Ancona, Itália. **Proceedings...** . Ancona, Itália: SCMT, 2010. p. 1731 - 1740.

YILMAZ, A.B.; YAZICI, B.; ERBIL, M. **The effects of sulfate ion on concrete and reinforced concrete.** Cement and Concrete Research Journal, Volume 27. [S.l.], p. 1271-1279. 1997.

APLICAÇÃO DO MÉTODO ESTATÍSTICO DCCR NA REMOÇÃO DE CORANTES EM EFLUENTE TÊXTIL POR PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO

Fabíola Tomassoni

Pós-doutoranda do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental na Universidade Federal de Santa Catarina (PPGEA/UFSC), Florianópolis - SC.

Elisângela Edila Schneider

Pós-doutoranda do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química na Universidade Federal de Santa Catarina (ENQ/UFSC), Florianópolis - SC.

Cristiane Lisboa Giroletti

Doutoranda do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental na Universidade Federal de Santa Catarina (PPGEA/UFSC), Florianópolis - SC.

Maria Eliza Nagel-Hassemer

Professora titular no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Florianópolis - SC.

Flávio Rubens Lapolli

Professor titular no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Florianópolis - SC.

RESUMO: O presente trabalho avaliou a otimização do processo de eletrocoagulação através do método estatístico delineamento composto central rotacional (DCCR) aplicado em efluente têxtil sintético, a fim de se investigar o efeito da intensidade de corrente e do pH com relação à remoção dos corantes. A indústria têxtil

se caracteriza pelo alto consumo de água e, conseqüentemente, pelos expressivos volumes de efluentes gerados. Os efluentes líquidos provenientes da indústria têxtil podem causar danos aos corpos receptores, representando um fator de risco sério à saúde, por apresentarem substâncias potencialmente tóxicas como os corantes. Em geral, o tratamento convencional destes efluentes não degrada/remove totalmente seus poluentes. Neste contexto, a eletrocoagulação foi investigada com o intuito de otimizar os parâmetros operacionais para remoção dos corantes *Levafix Brilliant Red* e *Remazol Preto B* 133%. Os resultados do processo de eletrocoagulação revelaram o potencial da aplicação do processo com valores de intensidade de corrente de 33A e pH inicial de 3, atingindo uma remoção dos corantes na ordem de 85%. O tempo de eletrólise estabelecido em 30 minutos contribuiu para a efetividade do processo no tratamento do efluente têxtil sintético e demonstrou capacidade para aplicação em efluentes em escala real.

PALAVRAS-CHAVE: Efluente têxtil, eletrocoagulação, DCCR.

APPLICATION OF DCCR STATISTICAL METHOD FOR DYES REMOVAL IN TEXTILE WASTEWATER BY ELECTROCOAGULATION

ABSTRACT: The present study evaluated the optimization of the electrocoagulation process through the statistical method central composite rotatable design (CCRD) applied in synthetic textile effluent, in order to investigate the effect of current intensity and pH in relation to dyes removal. The textile industry is characterized by high water consumption and, consequently, by the significant volumes of wastewater generated. Textile industry wastewater can cause damage to environment, representing a serious health risk factor, as they contain potentially toxic substances such as dyes. In general, conventional treatment of textile wastewater does not degrade or remove completely their pollutants. In this context, the electrocoagulation was investigated in order to optimize the operational parameters for the removal of Levafix Brilliant Red and Remazol Black B 133% dyes. The results of the electrocoagulation process revealed the potential of the process application with current intensity values of 33A and initial pH of 3, reaching a dyes removal of 85%. The electrolysis time established in 30 minutes contributed to the effectiveness of the process in the treatment of synthetic textile effluent and demonstrated its capacity for application in real scale effluents.

KEYWORDS: Textile wastewater, electrocoagulation, CCRD.

1 | INTRODUÇÃO

As indústrias têxteis representam uma parcela de grande importância na economia brasileira, ocupando lugar de destaque na economia nacional. Forte gerador de empregos e grande volume de produção e exportação, o valor da produção da cadeia têxtil em 2017 foi cerca de R\$45 bilhões (ABIT, 2018). No entanto, o setor têxtil é um dos maiores consumidores de água, atingindo volumes entre 200 e 400 litros por quilograma de tecido acabado. Conseqüentemente, estas indústrias geram grandes volumes de efluentes, os quais, quando não corretamente tratados, podem causar sérios problemas de contaminação ambiental (HOLKAR et al., 2016).

O efluente têxtil é caracterizado por ser altamente colorido devido à presença de resíduos de corantes que não se fixam nas fibras durante o processo de tingimento. Estes efluentes podem apresentar alta complexidade e variabilidade de acordo com o tipo de atividade e processo industrial. Em geral, cerca de 90% dos produtos químicos utilizados no beneficiamento têxtil são eliminados após cumprirem seus objetivos e 20% dos corantes não são fixados à fibra durante o processo de tingimento (CARDOSO, 2012). Com o elevado consumo de água, o baixo aproveitamento dos insumos e a geração de efluentes com elevada carga orgânica, essa atividade se tornou um potencial poluidor do meio ambiente (KARTHIKEYAN et al., 2017).

Efeitos deletérios causados pelos corantes e seus insumos provocam poluição visual, alterações em ciclos biológicos, afetando principalmente processos de fotossíntese, penetração da radiação solar e, conseqüentemente, a solubilidade dos gases. Sua descarga nos corpos receptores potencializa os riscos à saúde

das pessoas, os quais estão associados à entrada de componentes tóxicos nas cadeias alimentares de animais e seres humanos, podendo ser carcinogênicos e/ou mutagênicos (KUMAR et al., 2017).

Os processos convencionais de tratamento de efluentes, em geral, não são capazes de degradar/remover as estruturas moleculares complexas dos corantes, principalmente os corantes reativos, devido à sua estabilidade e difícil biodegradabilidade. Dependendo do processo utilizado, o seu tratamento pode gerar subprodutos mais nocivos do que o poluente original, entre outros inconvenientes como a geração de grandes quantidades de lodos contaminados. Devido a estas implicações ambientais, novas tecnologias têm sido buscadas para a degradação ou imobilização destes compostos, além da adequação dos efluentes tratados perante a legislação para lançamento no corpo receptor e reuso da água na própria indústria.

Dentre as novas tecnologias para o tratamento de efluentes, destaca-se a utilização da eletrocoagulação. Atualmente essa técnica é considerada versátil, de fácil operação e sem custos com reagentes químicos, sendo ambientalmente benigna (SEIFROTOVÁ et al., 2009; HOLKAR et al., 2016). A eletrocoagulação consiste em reações de oxidação, com a dissolução de ferro (Fe) ou alumínio (Al) anódicos e consequente produção de hidróxidos metálicos gelatinosos (pela hidrólise da água no cátodo) que desestabilizam e agregam as partículas, promovendo a adsorção dos contaminantes dissolvidos e a sua precipitação (QI; YOU; REN, 2017). A técnica é baseada no processo de oxirredução gerado por uma corrente elétrica contínua, que promove a formação de flocos e consequentemente a geração de um efluente com elevada qualidade (SEIFROTOVÁ et al., 2009).

Contudo, a eletrocoagulação é um processo complexo, que envolve fenômenos físicos, químicos e mecanismos que operam simultaneamente para remoção dos poluentes. Para liberar o agente coagulante que ajuda na formação dos flocos, uma diferença de potencial elétrica é aplicada nos eletrodos, para formação de complexos monoméricos e/ou poliméricos de hidróxidos metálicos (dependente do pH), que são responsáveis pela formação dos flocos (GOLDER, et al., 2011). Portanto, a eficiência do processo da eletrocoagulação está diretamente relacionada à otimização do pH e da intensidade de corrente elétrica aplicada. Estes dois parâmetros determinam a efetividade do processo na remoção de poluentes e seus custos operacionais (GARCIA et al., 2015).

De acordo com Mollah et al. (2001), esses parâmetros operacionais são importantes na eletrocoagulação, afetando não apenas o tempo de resposta do processo, mas também influenciando fortemente o modo dominante de separação e remoção de poluentes. O efeito do pH é importante no processo, pois a máxima eficiência de remoção de poluentes ocorre no pH ótimo para determinado efluente, podendo variar dependendo das suas características (KHANDEGAR; SAROHA, 2013). O mesmo acontece com a intensidade de corrente, responsável pela quantidade de coagulante liberada, e pelo tamanho e crescimento dos flocos no

processo (HAKIZIMANA et al., 2017).

Devido às limitações de remoção da cor presente em efluentes têxteis via processos de tratamento convencionais, o processo de eletrocoagulação apresenta-se como uma excelente técnica, pois controlando a intensidade de corrente e o pH, consegue-se gerar o coagulante in situ e na quantidade mínima que leva à máxima eficiência de remoção.

2 | OBJETIVO

O presente trabalho objetivou otimizar o processo de eletrocoagulação através do método estatístico delineamento composto central rotacional (DCCR), considerando como principais parâmetros o pH inicial e a intensidade de corrente em função da remoção dos corantes do efluente têxtil.

3 | METODOLOGIA

3.1 Efluente Sintético

O efluente sintético foi preparado conforme a metodologia de Mo et al. (2007), utilizando 25% da concentração original proposta pelos autores, cuja composição está detalhada na Tabela 1.

COMPOSIÇÃO	CONCENTRAÇÃO (g.L ⁻¹)
<i>Levafix Brilliant Red</i>	0,020
<i>Remazol Preto B 133%</i>	0,020
Cloreto de sódio (NaCl)	2,000
Álcool Polivinílico	0,125
Sulfato de sódio (Na ₂ SO ₄)	0,188

Tabela 1: Composição do efluente têxtil sintético.

Na Figura 1 estão apresentadas as estruturas químicas dos corantes têxteis utilizados: a) Levafix Brilliant Red e b) Remazol Preto B 133%. As concentrações dos reagentes basearam-se na quantidade média encontrada em efluente têxtil industrial.

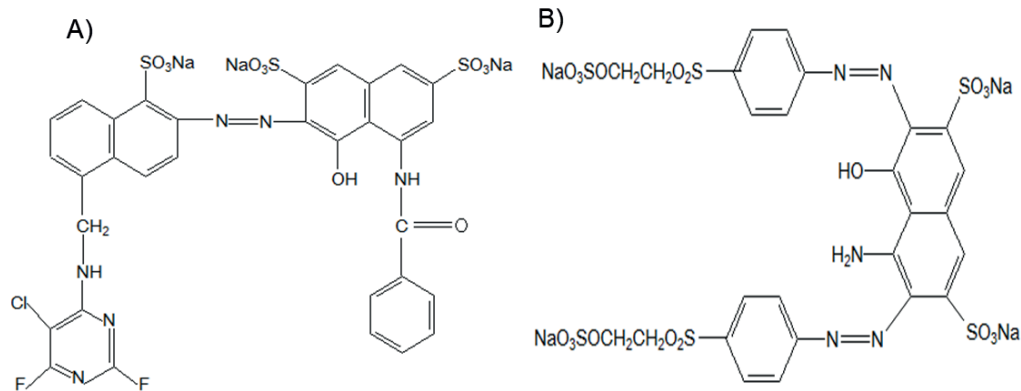


Figura 1: Estrutura química dos corantes: a) *Levafix Brilliant Red*; b) *Remazol Preto B 133%*.

3.2 Sistema Reacional

Os experimentos foram realizados em um reator de eletrocoagulação de bancada, com volume útil de 1 L, constituído por um béquer de vidro como célula eletroquímica e equipado com dois pares de eletrodos de placas planas de alumínio (ânodo e cátodo), no formato retangular, com dimensões de 16 cm x 0,5 cm x 0,2 cm. A intensidade de corrente contínua aplicada foi controlada através da fonte de alimentação digital ajustável (modelo PS - 1001) com variação de corrente de 0 - 10 A e tensão de 0 - 30 V. O conjunto de eletrodos inseridos verticalmente no reator ficou parcialmente imerso na solução, obtendo como área efetiva 0,6435 m² e arranjado dentro da célula eletrolítica de modo monopolar paralelo. A representação esquemática do reator de eletrocoagulação é apresentada na Figura 2.

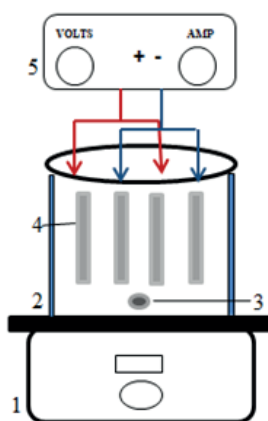


Figura 2: Representação esquemática do reator de eletrocoagulação monopolar paralelo: 1- Agitador magnético; 2- Célula eletroquímica; 3- Barra magnética; 4- Eletrodos de Alumínio; 5- Fonte de alimentação.

Para promover a homogeneidade do efluente durante o tempo de eletrólise, o reator recebeu um sistema de agitação, o qual operou com velocidade de agitação de 200 rpm, sendo desligada após cessar a aplicação da corrente. Este valor foi selecionado com base em alguns estudos da literatura (KOBAYASHI et al., 2003; CAN et

al., 2006; AOUDJ et al., 2010).

3.3 Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR)

De modo a obter melhores condições operacionais do reator de eletrocoagulação, foram analisadas duas variáveis do processo, sendo elas: pH inicial da solução (X_1) e intensidade de corrente (X_2) e como variável dependente (resposta) a eficiência de remoção dos corantes. Os valores das variáveis independentes foram definidos com base em estudos encontrados na literatura (CHANG et al., 2007; SECULA; CRETESCU; PRETESCU, 2011).

No DCCR foram utilizados quatro ensaios com pontos fatoriais (+1 e -1), quatro ensaios com os pontos axiais (+1,41 e -1,41) e quatro ensaios com os pontos centrais (0), totalizando 12 ensaios (executados em duplicata). A matriz do delineamento experimental da eletrocoagulação está representada na Tabela 2. O tempo de eletrólise foi determinado em função da remoção dos corantes no efluente através de ensaios preliminares que demonstraram remoção dos corantes na ordem de 80% após 30 minutos. Após a aplicação do processo de eletrocoagulação, as amostras foram mantidas em repouso por 60 minutos para sedimentação dos flocos, sendo posteriormente analisadas.

	Ensaio	X_1	Intensidade de corrente (A)	X_2	pH
Pontos Fatoriais	1	1	43	1	3,5
	2	1	43	-1	2,5
	3	-1	23	1	3,5
	4	-1	23	-1	2,5
Pontos Centrais	5	0	33	0	3,0
	6	0	33	0	3,0
	7	0	33	0	3,0
	8	0	33	0	3,0
Pontos Axiais	9	1,41	53	0	3,0
	10	-1,41	13	0	3,0
	11	0	33	-1,41	4,0
	12	0	33	-1,41	2,0

Tabela 2: Matriz do Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR).

Como variável dependente do planejamento, a concentração dos corantes no efluente foi avaliada por espectrofotometria através da leitura da absorbância, utilizando espectrofotômetro (Hach, modelo DR/5000) no comprimento de onda de maior absorção do efluente na faixa do visível. Nas condições experimentais pode-se aplicar a lei de Lambert-Beer entre as concentrações dos corantes e a absorbância das soluções.

Posteriormente, a análise estatística dos resultados de todos os ensaios da matriz foi realizada por meio do programa *Statistica*® (*Statsoft, Inc.*), que possibilitou

a obtenção do modelo matemático quadrático relacionando à remoção dos corantes com as variáveis testadas: intensidade de corrente e pH. A representação gráfica do modelo, com auxílio do gráfico de superfície de resposta, orientou a determinação da região ótima de operação da eletrocoagulação.

4 | RESULTADOS E DISCUSSÕES

O efluente sintético utilizado no experimento apresentou pH inicial de 7,0 e condutividade de $5,0 \text{ mS.cm}^{-1}$, sendo essas características semelhantes às de um efluente têxtil real após tratamento biológico. Na Figura 3 são apresentados os espectros de absorção do efluente sintético e de seus corantes constituintes. Pode-se observar que o espectro do efluente sintético é a soma dos espectros dos corantes *Levafix Brilliant Red* e *Remazol Preto B 133%*, formando assim uma curva com superposição de bandas de absorção.

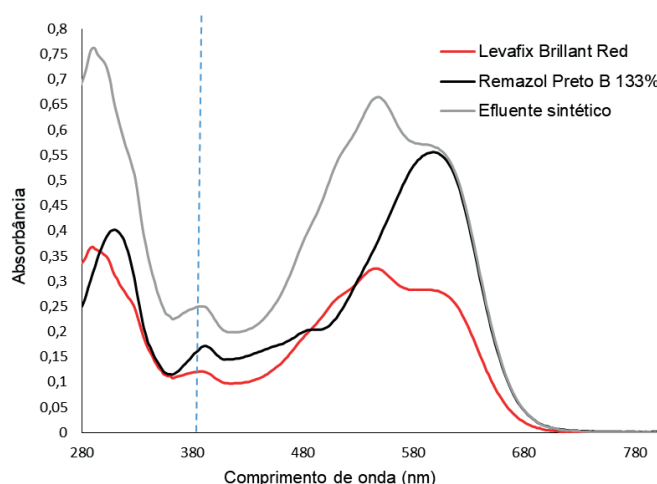


Figura 3: Espectros de absorção dos corantes e efluente sintético.

As absorções nos comprimentos de onda na região UV, correspondem aos grupos azo conjugados com anéis de benzeno e naftaleno. Já as absorções nos comprimentos de onda na região visível, correspondem aos grupos cromóforos hiperconjugados, responsáveis pela cor dos corantes (SILVERSTEIN, WEBER, KIEMLE, 2007). A absorbância máxima na região do visível encontrada na varredura foi alcançada em 548 nm e esta foi utilizada para leitura da concentração dos corantes no efluente.

As respostas de remoção dos corantes obtidas por meio do delineamento composto central rotacional e suas interações são apresentadas na Tabela 3.

	Variáveis independentes		Variável dependente
	Intensidade de corrente (A)	pH	Remoção dos corantes (%)
Ensaio 1	43	3,5	72,0 ± 1,7
Ensaio 2	43	2,5	75,1 ± 1,5
Ensaio 3	23	3,5	70,7 ± 1,6
Ensaio 4	23	2,5	73,9 ± 0,9
Ensaio 5	33	3,0	81,8 ± 1,5
Ensaio 6	33	3,0	83,6 ± 0,3
Ensaio 7	33	3,0	85,3 ± 0,7
Ensaio 8	33	3,0	83,9 ± 0,9
Ensaio 9	53	3,0	78,5 ± 1,2
Ensaio 10	13	3,0	64,6 ± 0,9
Ensaio 11	33	4,0	72,4 ± 2,3
Ensaio 12	33	2,0	71,7 ± 1,8

Tabela 3: Matriz de resultados do DCCR do processo de eletrocoagulação.

Observa-se pela Tabela 3, que as melhores configurações para remoção dos corantes ocorreram nos ensaios 6, 7 e 8, com intensidade de corrente de 33 A e pH inicial de 3,0. Já o pior desempenho foi observado nos ensaios 3 e 10, onde a aplicação da intensidade de corrente foi de 23 e 13 A e o pH inicial de 3,5 e 3,0, respectivamente. Can e colaboradores (2003) obtiveram uma taxa de remoção da cor de aproximadamente 97%, com pH ótimo igual a 3, concluindo que valores de pH entre 3 e 5 estimulam a formação de hidróxidos, porém valores de pH abaixo de 3 acabam retardando a formação dos flocos. O mesmo comportamento foi observado com a intensidade de corrente, em que valores altos deste parâmetro aumentam a velocidade de dissolução do ânodo, aumentando o número de flocos e, conseqüentemente, fornecendo maior remoção de poluentes.

Para validar o ajuste do modelo proposto com os resultados obtidos, realizou-se o teste de análise de variância (ANOVA) do modelo previsto para a remoção dos corantes (%), por meio do gráfico de Pareto, ilustrado na Figura 4. O gráfico de Pareto apresenta a significância dos resultados, com 95% de confiança, representado pela linha vermelha ($p = 0,05$). A extensão horizontal das barras fornece os resultados dos efeitos das variáveis lineares (L), quadráticas (Q) e da interação linear entre as variáveis independentes.

Nota-se, na Figura 4, que os termos quadráticos das variáveis analisadas, pH inicial e intensidade de corrente, apresentaram, respectivamente, maior significância estatística, com sinal do efeito negativo para remoção dos corantes. Ou seja, à medida que houve um incremento nos valores de pH observou-se um decréscimo na eficiência de remoção dos corantes no efluente. Já a variável intensidade de corrente, em termos lineares, mostrou-se significativa para o mesmo intervalo e com sinal do efeito positivo, indicando aumento na remoção da concentração dos corantes. A interação entre as variáveis (1L by 2L) e pH (L), não apontaram significância

estatística.

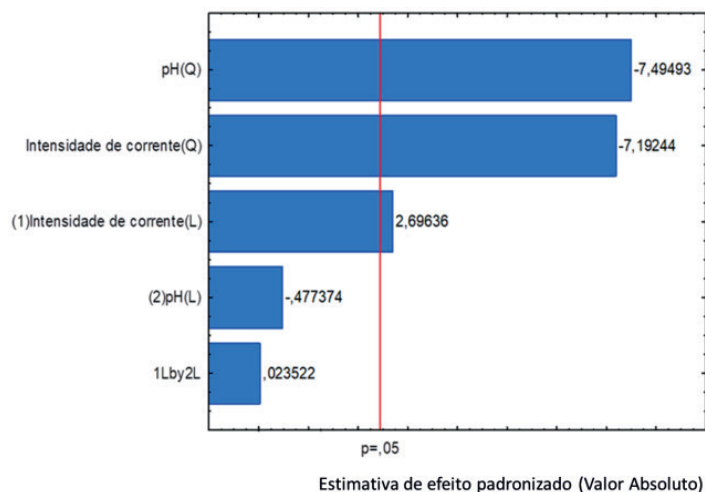


Figura 4: Gráfico de Pareto para remoção dos corantes do efluente têxtil sintético. L - Termos Lineares; Q- Termos Quadráticos; 1L by 2L- Interação entre intensidade de corrente e pH em termos lineares.

No estudo realizado por Secula et al. (2011) na remoção do corante índigo carmim a partir de solução aquosa por eletrocoagulação, os autores obtiveram um aumento da descoloração do efluente de 49,2% para 98,9% após a aplicação do dobro da intensidade de corrente de 5,46 A para 10 A com 3 horas de eletrocoagulação. Isso se deve ao fato de que, com valores maiores de intensidade de corrente, a taxa de dissolução anódica aumenta de acordo com a lei de Faraday e os hidróxidos de alumínio resultantes produzem mais flocos, aumentando assim o processo de coagulação. Entretanto, a aplicação de corrente acima da intensidade ótima não resulta no aumento na eficiência de remoção, pois existe uma quantidade suficiente de flocos de hidróxidos metálicos disponíveis para sedimentação (KHANDEGAR; SAROHA, 2013).

Com base no gráfico de Pareto, realizou-se novamente o teste ANOVA (conforme Tabela 4), mantendo as variáveis significativas, a fim de averiguar sua significância na remoção dos corantes.

Efluente têxtil Sintético ($\lambda = 548 \text{ nm}$)	SM	GL	QM	F (Cal)
Regressão	1.404,5	9	156,0	-
Resíduos	106,4	1	106,4	0,68
Total	1.514,3	11	-	-
	CR	Erro	Valor (t)	p-valor
Média	95,50	1,91	49,91	0,00
Intensidade de corrente (A) (L)	-7,29	2,70	-2,69	0,03
Intensidade de corrente (A) (Q)	-21,75	3,02	-7,19	0,00

pH (L)	1,29	2,70	-0,47	0,64
pH (Q)	-22,67	3,02	-7,49	0,00

Tabela 4: Teste da análise de variância e coeficiente de regressão do modelo previsto para remoção dos corantes ao nível de significância de 95% ($p < 0,05$). SM- Soma Quadrática; GL- Grau de Liberdade; QM – Quadrados Médios; CR- Coeficiente de Regressão; L- Termos Lineares; Q- Termos Quadráticos.

Os p-valores das variáveis, intensidade de corrente e pH, mostraram-se significativos ao nível de 95% de confiança nos termos lineares e quadráticos para intensidade de corrente e apenas quadráticos para pH. O teste F foi utilizado para investigar se o modelo proposto indica evidência estatística suficiente da relação dependente entre as variáveis de entrada e a resposta em % de remoção dos corantes. O valor do teste F calculado deve ser maior que o valor do teste F tabelado para que o modelo seja significativo, ou seja, válido estatisticamente. O valor obtido para F_{cal} foi de 13,19, valor este maior que $F_{Tab}(2; 9; 0,05)$ de 5,71. Isto é, a regressão obtida ajustou os pontos experimentais de forma satisfatória, validando o modelo para o intervalo de confiança de 95%.

Considerando apenas os termos significativos, o modelo de remoção dos corantes no comprimento de onda em que ocorre a maior absorção (548 nm) pode ser escrito de acordo com a equação 1. Os valores dos coeficientes foram arredondados na segunda casa decimal.

$$\% \text{ Remoção dos corantes (em 548 nm)} = 95,50 - 7,29 x_1 - 21,76 x_1^2 - 22,67 x_2^2 \quad \text{Equação (1)}$$

Onde: x_1 é a intensidade de corrente (A); e x_2 é o valor de pH.

De acordo com a equação 1, verificou-se que as duas variáveis independentes foram consideradas significativas de algum modo, sendo favorável ou não na remoção dos corantes. Nota-se que as variáveis intensidade de corrente e pH quadráticas (Q), influenciam os parâmetros em proporções inversas (valor negativo do coeficiente de regressão), ou seja, quanto maior o seu nível, menor é a eficiência de remoção. O gráfico de superfície de resposta e o perfil de contorno obtidos pela equação 1 podem ser observados na Figura 5.

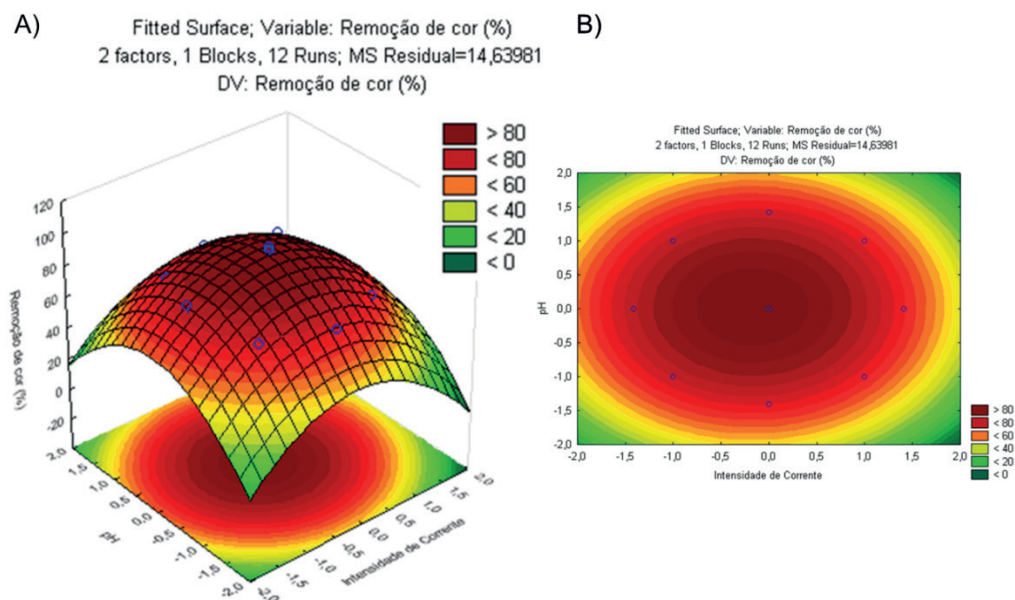


Figura 5: (A) Perfil de contorno e (B) superfície de resposta em relação à remoção dos corantes do efluente têxtil sintético por eletrocoagulação.

A partir do modelo obtido no planejamento de experimentos, possibilitou-se o entendimento de que as maiores eficiências na remoção dos corantes são observadas quando a solução é submetida às intensidades de corrente elétrica e valores de pH inicial próximos ao ponto central, ou seja, intensidades de corrente próximas a 33 A e de pH inicial de 3,0.

Os resultados obtidos apontam o processo de eletrocoagulação como promissor no tratamento de efluentes da indústria têxtil, podendo contribuir para o tratamento do efluente industrial sem causar agressão ou destruição do meio ambiente. A eficiência máxima de remoção dos corantes foi de 85% com valor de cor verdadeira no efluente final de 71 mg Pt.L⁻¹. A partir da otimização dos parâmetros operacionais investigados no planejamento fatorial experimental utilizado (DCCR) percebeu-se adequação das condições e padrões de lançamento de efluentes para cor verdadeira em até 75 mg Pt.L⁻¹, valor base exigido na legislação pertinente Resolução n° 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA (2005).

5 | CONCLUSÃO

A eletrocoagulação se mostrou um processo eficiente para descoloração de efluentes têxteis. O pH inicial da solução, a intensidade de corrente e o tempo de eletrólise são variáveis importantes que afetam a eficiência de descoloração. Desta maneira, estes parâmetros devem ser levados em consideração na definição das condições operacionais ótimas do processo.

A efetividade do processo de eletrocoagulação para remoção dos corantes em efluente têxtil é comprovada pelos bons índices de remoção dos corantes. As melhores condições operacionais com intensidade de corrente de 33 A e pH inicial

3, promoveram remoção dos corantes em até 85,3%, se adequando as condições e padrões de lançamento de efluentes para cor (Resolução CONAMA 357/2005). Além disso, a ausência da necessidade de correção do pH das amostras eletrocoaguladas para posterior descarte constitui-se como fator positivo do processo, já que no final da eletrocoagulação o pH do efluente ficou próximo da neutralidade.

O DCCR mostrou-se uma ferramenta simples e prática para planejar os experimentos e possibilitou a avaliação do efeito das variáveis independentes (intensidade de corrente e pH) e suas interações, na remoção dos corantes do efluente. Além disso, também proporcionou o desenvolvimento do modelo matemático que poderá ser útil para a realização de previsões quanto à remoção dos corantes do efluente têxtil no intervalo de valores das variáveis independentes estudadas.

Os resultados obtidos apontam o processo de eletrocoagulação como promissor no tratamento de efluentes da indústria têxtil, evidenciado que a aplicação da eletrocoagulação é apta ao tratamento de efluentes com corantes tipos azo, comprovando ter grande potencial em promover a remoção da cor. Deste modo a eletrocoagulação pode contribuir para o tratamento do efluente industrial sem causar agressão ou destruição do meio ambiente.

REFERÊNCIAS

AOUDJ, S., KHELIFA, A., DROUCHE, N., HECINI, M., HAMITOUCHE, H. **Electrocoagulation process applied to wastewater containig dyes from textile industry**. Chemical Engineering and Processing, n.49, p.1176-1182, 2010.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA TÊXTIL E CONFECÇÃO (ABIT). **Perfil do Setor – Dados Gerais do setor referentes a 2017**. São Paulo. ABIT, 2018.

CAN, O.T., BAYRAMOGLU, M., KOBYA, M. **Decolorization of reactive dye solutions by electrocoagulation using aluminum electrodes**. Industrial e Engineering Chemistry Research, v.42, p. 3391-3396, 2003.

CAN, O.T., KOBYA, M., DEMIRBAS, E., BAYRAMOGLU, M. **Treatment of the textile wastewater by combined electrocoagulation**. Chemosphere, v.62, p.181–187, 2006.

CHANG, E.E., HSING, H.J., KO, C.S., CHIANG, P.C. **Decolorization, mineralization and toxicity reduction of acid orange 6 by iron-sacrificed plates in the electrocoagulation process**. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, v.82, p.488-495, 2007.

CARDOSO, N. F. **Adsorção de corantes têxteis utilizando biossorvente alternativos**. Porto Alegre, 2012. Tese de doutorado-Programa de Pós-Graduação em Química, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2012.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resoluções do CONAMA: nº.357, de 17/08/2005**, Brasília, SEMA, 2005.

DANESHVAR, N., OLADEGARAGOZE, A., DJAFARZADEH, N. **Decolorization of basic dye solutions by electrocoagulation: An investigation of the effect of operational parameters**. Journal of Hazardous Materials, v.129, p.116-122, 2006.

- GARCIA, A.G., MIRANDA, V.M., CIENFUEGOS, I.G.M., SANCHEZ, P.T.A., JUAREZ, M.C., HERNANDEZ, I.L. **Industrial wastewater treatment by electrocoagulation-electrooxidation process powered by solar cells.** *Fuel*, v.149, p.46-54, 2015.
- GOLDER, A.K., CHANDA, A.K., SAMANTA, A.N., RAY, S. **Removal of hexavalent chromium by electrochemical reduction-precipitation: Investigation of process performance and reaction stoichiometry.** *Separation and Purification Technology*, v.76, n.3, p.345-350, 2011.
- HOLKAR, C.R., JADHAV, A.J., PINJARI, D.V., MAHAMUNI, N.M., PANDIT, A.B. **A critical review on textile wastewater treatments: Possible approaches.** *Journal of Environmental Management*, v.182, p.351-366, 2016.
- HAQUE, M.M., SMITH, W., WONG, D.K.Y. **Conducting polypyrrole films as a potential tool for electrochemical treatment of azo dyes in textile wastewaters.** *Journal of Hazardous Materials*, v.283, p.164-170, 2015.
- KARTHIKEYAN, N., SIVARANJANI, T., DHANAVEL, S., GUPTA, V.K., NARAYANAN, V., STEPHEN, A. **Visible light degradation of textile effluent by electrodeposited multiphase CuInSe_2 semiconductor photocatalysts.** *Journal of Molecular Liquids*, v.227, p.194-201, 2017.
- KHANDEGAR, V., SAROHA, A.K. **Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent – A review.** *Journal of Environmental Management*, v.128, p.949-963, 2013.
- KOBYA, M., CAN, O., BAYRAMOGLU, M. **Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation using iron and aluminum electrodes.** *Journal of Hazardous Materials*, p.163-178, 2003.
- KUMAR, M.A., VIGNESHWARAN, G., PRIYA, M.E., SEENUVASAN, M., KUMAR, V.V., ANURADHA, D., SIVANESAN, S. **Concocted bacterial consortium for the detoxification and mineralization of azoic-cum-sulfonic textile mill effluente.** *Journal of Water Process Engineering*, v.16, p.199-205, 2017.
- MO, J., HWANG, J.E., JEGAL, J., KIM, J. **Pretreatment of a dyeing wastewater using chemical coagulants.** *Dyes and Pigments*, v.72, p.240-245, 2007.
- MOLLAH, M.Y.A., SCHENNACH, R., PARGA, J.R., COCKE, D.L. **Electrocoagulation (EC)-Science and applications.** *Journal of Hazardous Materials*, v.84, p.29-41, 2001.
- SANTOS, E.G., ALSINA, O.L.S., SILVA, F.L.H.S. **Desempenho de biomassas na adsorção de hidrocarbonetos leves em efluentes aquosos.** *Química Nova*, v.30, n.2, 2007.
- SECULA, M.S., CRETESCU, I., PRETESCU, S. **An experimental study of indigo carmine removal from aqueous solution by electrocoagulation.** *Desalination*, v.277, p.277-235, 2011.
- SEIFRTOVÁ, M., NOVÁKOVÁ, L., LINO, C., PENA, A., SOLICH, P. **An overview of analytical methodologies for the determination of antibiotics in environmental Waters.** *Analytica Chimica Acta*, v.649, p.158-179, 2009.
- SILVERSTEIN, R.M., WEBER, F.X., KIEMLE, D.J. **Identificação espectrométrica de compostos orgânicos.** Tradução: Ricardo Bicca de Alencastro. Rio de Janeiro: LTC, 2007.
- SONG, P., YANG, Z., ZENG, G., YANG, X., XU, H., WANG, C., XU, R., XIONG, W., AHMAD, K. **Electrocoagulation treatment of arsenic in wastewaters: A comprehensive review.** *Chemical Engineering Journal*, 2017.

DESAGUAMENTO E HIGIENIZAÇÃO DE LODO DE ESGOTO UTILIZANDO ESTUFA AGRÍCOLA SOBRE LEITOS DE SECAGEM

Juliana Guasti Lozer

Companhia Espírito Santense de Saneamento
(CESAN)

Vitória – Espírito Santo

Ricardo Franci Gonçalves

Universidade Federal do Espírito Santo

Vitória - Espírito Santo

Vinicius Mattos Fabris

Companhia Espírito Santense de Saneamento
(CESAN)

Castelo – Espírito Santo

RESUMO: O objetivo deste estudo foi avaliar o desempenho de estufas agrícolas no desaguamento e na higienização do lodo de descarte de uma Estação de Tratamento de Esgoto operada por reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo associado a um biofiltro aerado submerso, utilizando-se cargas nos leitos de secagem entre $6,4 \text{ kgSST.m}^{-2}$ a $17,8 \text{ kgSST.m}^{-2}$. Foi possível concluir que o leito coberto que apresentava menores taxas de sólidos totais aplicadas foi o que obteve melhores resultados em relação a remoção de umidade do lodo, alcançando teores de até 6,8%. Ao final dos 28 dias do experimento foi constatado que, para uma mesma amostra, as reduções nas concentrações dos microrganismos não foram suficientes para enquadrar o biossólido

como Classe A, conforme estabelecido pela Resolução Conama nº 375/2006.

PALAVRAS-CHAVE: Lodo de esgoto, higienização, estufa agrícola, leitos de secagem.

DEWATERING AND HYGIENIZATION OF SEWAGE SLUDGE USING GREENHOUSE ON DEWATERING BEDS

ABSTRACT: The objective of this research is to study greenhouses performance on dewatering and sanitation of discarded sludge, based on long exposition to sunlight on dewatering beds, in a Sewage Treatment Plant applying Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor associated with submerged aired biofilter, using rates from $6,4 \text{ kgSST.m}^{-2}$ to $17,8 \text{ kgSST.m}^{-2}$ on the dewatering beds. It was possible to concludes that the covered bed which had lesser total solid rates showed the best results about the sludge water content removal, reaching rates of up to 6,8%. It was observed by the end of the 28 days that was not enough, for the same sample, the reductions on the microbiologic parameters for characterizing biosolid as Class A, according established by 375/2006 Conama Resolution.

KEYWORDS: Sewage sludge, hygienization, greenhouse, dewatering beds.

1 | INTRODUÇÃO

Considerado um resíduo sólido, o lodo de estações de tratamento de esgoto possui em sua composição de 40 a 80% de matéria orgânica, além de grandes concentrações de microrganismos patogênicos que podem causar danos à saúde humana e animal (GONÇALVES, *et al.*, 2001).

Atualmente, o lodo gerado na ETE Castelo é desaguado nos leitos de secagem e em seguida encaminhado a um aterro sanitário privado. As quantidades e custos mensais referentes ao período de janeiro/2011 a abril/2012 de lodo enviado ao aterro sanitário são apresentados na Tabela 1.

Data	Volume de lodo (m ³)	Teor de ST ¹ (%)	Peso (t)	Valor (R\$)
14/01/11	10	70	10,42	2.347,00
15/02/11	5	70	3,86	1.535,29
10/05/11	5	70	2,52	1.069,06
13/07/11	5	70	3,16	1.455,81
21/10/11	6	70	4,44	1.604,37
05/04/12	8	70	7,34	1.910,70
12/04/12	5	70	4,2	1.577,06
Total	44	-	35,94	11.499,29

Tabela 1 - Quantidade de lodo enviado a aterro sanitário periodicamente e respectivos custos

1Nota: valores aproximados.

Uma alternativa ambientalmente viável para o problema da disposição final do lodo de esgoto é a utilização na agricultura, desde que não ofereça riscos à saúde e ao meio ambiente. Para a utilização agrícola do lodo de esgoto é necessário que seus parâmetros de qualidade atendam ao disposto na resolução Conama n° 375 (BRASIL, 2006). Assim, o processo de higienização torna-se uma etapa fundamental para a reciclagem agrícola do lodo (ROCHA, 2009).

O uso de estufa agrícola para higienização de lodo de esgoto já foi objeto de estudo de alguns autores no Brasil. A estrutura plástica transparente permite a passagem dos raios solares, maximizando a retenção de calor e impedindo a entrada de águas pluviais e, com isso, acelera o processo de secagem do lodo, reduzindo a umidade, a concentração de microrganismos patogênicos e o volume a ser disposto.

A realização dessa pesquisa encontra justificativa na simplicidade operacional do tratamento do lodo de esgoto em estufas agrícolas, na ausência de dados sobre essa prática de higienização - com lodo gerado em UASB - no estado do Espírito Santo, e na contribuição para o recente estudo de mapeamento das áreas potenciais para aplicação de lodo de esgoto na agricultura no estado do Espírito Santo (LIMA *et al.*, 2011).

O presente trabalho apresenta como objetivo geral estudar o desempenho de

estufas agrícolas no desaguamento e na higienização do lodo de descarte da ETE Castelo e, como objetivos específicos:

- Caracterizar o lodo tratado e não tratado quanto aos parâmetros físico-químicos e microbiológicos;
- Comparar a capacidade de desague de lodo anaeróbio em leitos de secagem convencionais e em leitos de secagem com estufa;
- Avaliar a capacidade de higienização do lodo em leitos de secagem convencionais e leitos de secagem com estufa;
- Avaliar os impactos dos parâmetros microbiológicos do lodo tratado para utilização na agricultura.

2 | METODOLOGIA

O estudo experimental foi desenvolvido na Estação de Tratamento de Esgoto do município de Castelo, região sul do estado do Espírito Santo.

A ETE Castelo atende a uma população urbana de aproximadamente 21 mil habitantes e produz lodo resultante do tratamento de esgoto em reator anaeróbio (UASB) e filtro biológico aerado.

Plano experimental

A estrutura física para a realização dos experimentos constituiu-se de quatro leitos de secagem preenchidos com diferentes taxas de ST aplicadas, sendo que, dois leitos foram cobertos com módulos de estufa agrícola.

Foram previstos períodos de 28 dias para cada repetição do experimento, com as seguintes datas de início e fim das amostragens:

Primeira repetição: início em 24/02/2012 e término em 23/03/2012;

Segunda repetição: início em 27/03/2012 e término em 24/04/2012;

Terceira repetição: início em 27/04/2012 e término em 25/05/2012.

Em todas as amostras coletadas foram monitorados os parâmetros ST e SV a cada 7 dias e, os parâmetros *Salmonella sp.*, ovos viáveis de helmintos e coliformes termotolerantes a cada 14 dias.

Durante a realização do experimento foram monitoradas *in loco*, diariamente, as temperaturas máximas e mínimas dos leitos de secagem e do ambiente externo, bem como, o índice de precipitação pluviométrica.

Tratamentos utilizados

O lodo estabilizado proveniente do reator UASB foi descarregado em quatro leitos de secagem, e cada um foi exposto aos seguintes tratamentos:

LC1: Leito de secagem coberto por módulo de estufa agrícola e com taxa de

sólidos totais aplicada de $10,2 \text{ kgSST.m}^{-2}$;

LC2: Leito de secagem coberto por módulo de estufa agrícola e com taxa de sólidos totais aplicada de $14,3 \text{ kgSST.m}^{-2}$;

LD1: Leito de secagem descoberto e com taxa de sólidos totais aplicada de $14,3 \text{ kgSST.m}^{-2}$;

LD2: Leito de secagem descoberto e com taxa de sólidos totais aplicada de $10,2 \text{ kgSST.m}^{-2}$;

As taxas de sólidos totais aplicadas nos leitos de secagem obedeceram aos critérios da ABNT (2011), que recomenda taxas de aplicação de até $15,0 \text{ kgSST.m}^{-2}$. Para a variação das taxas, foi modificado apenas o valor da altura inicial de lodo, uma vez que esta variação representa, em uma mesma área superficial, o aumento/redução da taxa de sólidos aplicada.

A estrutura das estufas foi fechada com lona plástica translúcida, com 150 micrometros de espessura, de forma a evitar a entrada de água pluvial e possibilitar a penetração da radiação solar. Na Repetição 1, a estrutura possuía uma abertura frontal superior para permitir a ventilação interna e consequentemente a remoção da umidade dentro da estufa, que se torna elevada com a evaporação da água livre contida no lodo. No entanto, nas repetições 2 e 3 foi definido por fechar totalmente a estufa como forma de conter maior quantidade de calor, sendo assim, a ventilação interna, quando necessária, foi feita através das cortinas laterais reguláveis.

Os detalhes e dimensões dos módulos de estufa construídos são apresentados na Figura 1.

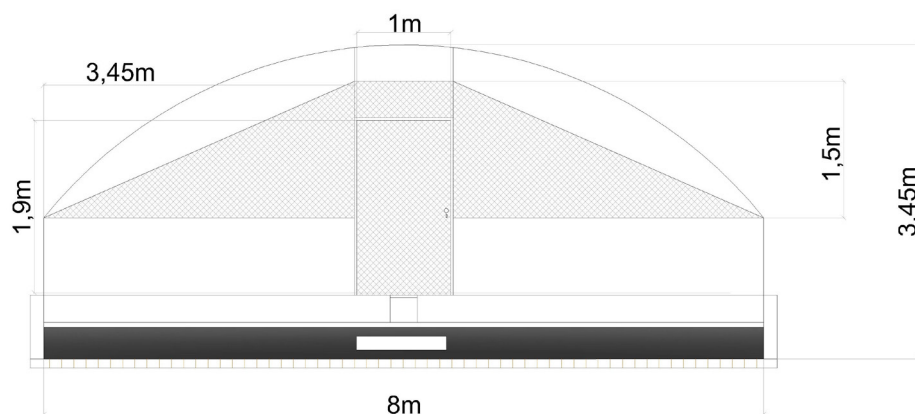


Figura 1 - Detalhes do módulo de estufa construído sobre os leitos de secagem

Nota. A área hachurada mostra a abertura frontal para ventilação interna durante a Repetição 1.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados apresentados a seguir utilizam-se da seguinte legenda:

LC1: Leito coberto 1 com taxas de sólidos totais aplicadas nas repetições 1, 2 e 3 de $6,4$, $7,6$ e $7,6 \text{ kgSST.m}^{-2}$, respectivamente.

LD1: Leito descoberto 1 com taxas de sólidos totais aplicadas nas repetições 1, 2 e 3 de 10,3, 12,1 e 15,3 kgSST.m⁻², respectivamente.

LD2: Leito descoberto 2 com taxas de sólidos totais aplicadas nas repetições 1, 2 e 3 de 9,7, 9,9 e 9,9 kgSST.m⁻², respectivamente.

LC2: Leito coberto 2 com taxas de sólidos totais aplicadas nas repetições 1, 2 e 3 de 16,8, 17,8 e 15,3 kgSST.m⁻², respectivamente.

Monitoramento da temperatura do ar

Resumidamente, são apresentadas na Tabela 2 as médias das temperaturas médias diárias, das máximas e das mínimas nos leitos cobertos, descobertos e no ambiente durante as 3 repetições do experimento.

Observa-se na Tabela 2 que as temperaturas dentro dos leitos cobertos com módulos de estufa agrícola (LC) ficaram ligeiramente acima das temperaturas nos leitos descobertos (LD).

A maior amplitude observada nas temperaturas máximas entre leitos cobertos e descobertos foi de 8,6°C, fato que ocorreu durante a Repetição 2. Observou-se que nos leitos cobertos por estufas a maior temperatura registrada foi de 49,6°C durante três dias consecutivos na Repetição 2, enquanto para os leitos descobertos a temperatura registrada foi de 42,6°C nesse período.

Repetição	Período	Temperatura (°C)								
		Média das médias			Média das Máximas			Média das Mínimas		
		T _{LC}	T _{LD}	T _A	T _{LC}	T _{LD}	T _A	T _{LC}	T _{LD}	T _A
1	24/02/12 a 23/03/12	31,7	31,2	27,9	41,3	40,1	34,2	22,2	22,4	21,6
2	27/03/12 a 24/04/12	32,8	29,2	25,2	43,9	37,5	30,3	21,7	20,8	20,1
3	27/04/12 a 25/05/12	27,5	25,5	21,5	36,0	33,0	25,3	19,0	18,0	17,6

Tabela 2 - Resultados do monitoramento da temperatura

Nota: TLC: Temperatura nos Leitos Cobertos; TLD: Temperatura nos Leitos Descobertos; TA: Temperatura Ambiente

Foi realizado o teste de comparação múltipla de Fisher que resultou em ausência de diferença estatisticamente significativa entre os leitos cobertos (LC1 e LC2), no entanto, pode-se verificar diferença entre as temperaturas para ambos os leitos cobertos em relação aos descobertos (LC1-LD e LC2-LD), fato já esperado devido a capacidade da estufa agrícola em aproveitar a radiação solar promovendo um

aquecimento do ar interno.

Monitoramento da umidade do lodo e relação com a produtividade dos leitos de secagem

Os menores valores de umidade do lodo foram alcançados na Repetição 1 e essa constatação pode estar associada ao fato da umidade média relativa do meio ambiente e do índice de precipitações pluviométricas terem sido menores no período, além disso, nessa repetição, as estufas continham uma abertura frontal na parte superior que permitira uma ventilação constante e conseqüente remoção da umidade do meio.

Os resultados da produtividade dos leitos de secagem são apresentados na Figura 2 para a Repetição 1, que foi a que obteve melhores resultados finais de incremento de sólidos totais do lodo.

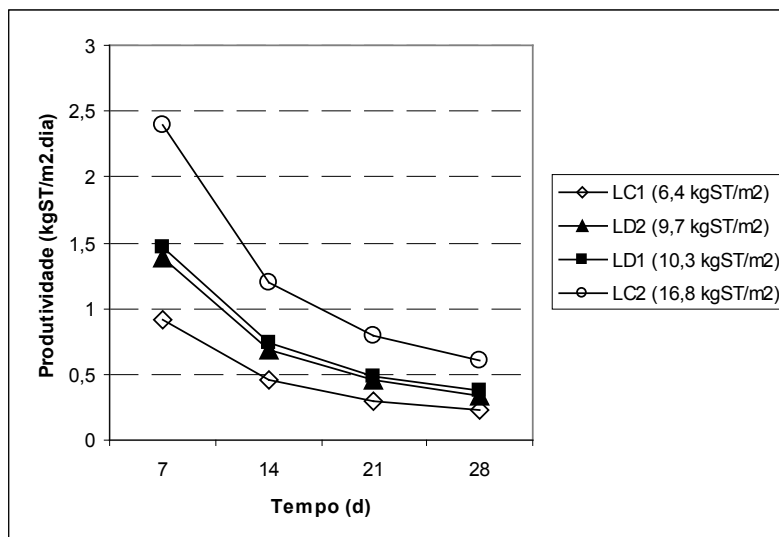


Figura 2 - Gráfico da produtividade dos leitos de secagem na Repetição 1

De acordo com o gráfico apresentado na Figura 2 é possível observar que, na teoria, o leito de secagem com maior produtividade é aquele que possui maior taxa de sólidos totais aplicada, neste caso, o LC2, entretanto, observou-se uma tendência inversa em relação ao incremento de sólidos totais, ou seja, quanto maior a taxa de sólidos totais aplicada maior a umidade final da amostra (Figura 3).

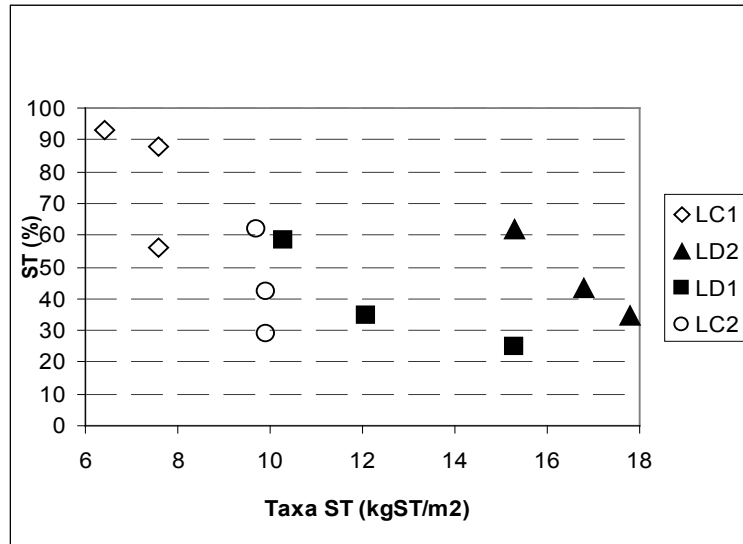


Figura 3 - Gráfico do teor de ST das amostras ao final dos 28 dias *versus* taxas de ST aplicadas nos leitos de secagem, para as três repetições do experimento

A amostra de lodo que obteve o menor valor de umidade ao final do experimento foi do LC1 na Repetição 1 (6,4 kgSST.m⁻²) apresentando 6,8% de umidade, consistindo numa amostra de consistência física de pó fino. Amostras que chegam a essa consistência indicam um bom resultado quanto aos aspectos econômicos da ETE, pois acarreta em diminuição do custo de transporte do lodo à destinação final.

Foi proposto ainda, um modelo de regressão linear múltipla, para relacionar o comportamento da umidade do lodo ao longo do tempo com a taxa de ST aplicada e com a influência da cobertura do leito.

A Figura 4 mostra o resultado do modelo proposto para taxas de ST aplicada de 7 kgSST.m⁻² e 17 kgSST.m⁻², ou seja, aproximadamente a menor e a maior taxa utilizada nesta pesquisa.

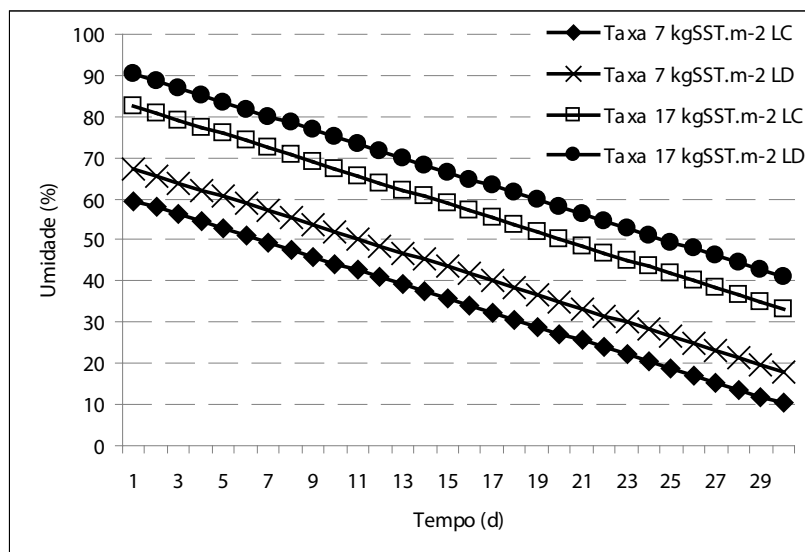


Figura 4 - Gráfico do modelo de regressão proposto

O modelo mostrou que para o mesmo tipo de leito, para cada incremento de 1 (uma) unidade na taxa de ST aplicada, a umidade do lodo no leito será, em média, acrescida em 2,3 unidades, para o mesmo período de exposição e desconsiderando-se as variáveis meteorológicas. Pode-se observar na Figura 4, que o leito coberto diminui o teor de umidade do lodo, em média, em 7,7 unidades em relação ao leito descoberto com mesma taxa de ST aplicada.

A Tabela 3 relaciona o tempo de exposição necessário do lodo no leito para se alcançar um teor de umidade final de aproximadamente 50%. Observa-se que para uma mesma taxa de ST aplicada, o leito coberto atinge o teor de umidade final do lodo em menor tempo, resultando em maior rotatividade para as descargas de lodo no leito.

Leito	Taxa (kgSST.m ⁻²)	Tempo aproximado (d)
LC	7	6
LD	7	10
LC	17	19
LD	17	24

Tabela 3. Tempo de exposição, Taxa de ST aplicada e teor de umidade final de 50%

Observa-se também, que com a utilização de menores taxas de ST aplicadas possibilita-se atingir uma umidade final desejada do lodo em menor tempo, propiciando ciclos mais curtos de desaguamento. Essa prática também se mostra interessante em períodos com condições climáticas mais amenas, ou seja, que apresentam menor temperatura ambiente e/ou maior umidade relativa do ar, em que o desaguamento torna-se mais demorado.

Monitoramento dos parâmetros microbiológicos

- **Ovos viáveis de helmintos**

Mesmo com reduções expressivas de até 99,8% (LC1 - repetição 1) na quantidade de ovos viáveis e baixas umidades das amostras, especialmente no LC1 que apresentou 6,8 % e 12,4% de umidade ao final das repetições 2 e 3 respectivamente, não foi possível atingir o padrão Classe A da Resolução Conama nº 375/2006 que estabelece um limite de 0,25 ovos viáveis / g ST. Sabe-se que a redução da umidade é um fator relevante na redução da concentração de ovos de helmintos da massa de lodo, entretanto, outras condições como temperatura e radiação solar também são fundamentais para a completa inviabilização dos ovos.

Dos resultados das análises de ovos viáveis de helmintos só foram encontrados aqueles do grupo nematóides (vermes cilíndricos), sendo que do gênero *Strongyloides* foi majoritária, representando 83% dos resultados de todas as amostras analisadas, enquanto os gêneros *Ancylostoma* e *Ascaris* representaram

15% e 2%, respectivamente.

- ***Salmonella sp.* e coliforme termotolerante**

A presença das bactérias *Salmonella sp.* e coliforme termotolerante foi detectada em várias amostras coletadas durante a realização do experimento, tanto nos leitos cobertos quanto nos leitos descobertos. Alguns fatores podem ter influenciado nesses resultados:

- a temperatura máxima da massa de lodo não foi suficiente para a letalidade da bactéria, ou seja, não alcançou 55°C por pelo menos 30 minutos de exposição segundo Tchobanoglous; Burton; Stensel (2003);

- ocorrência de recrescimentos devido as condições ambientais favoráveis durante o experimento, com temperaturas médias em torno de 32,0°C e máximas em torno de 45,0°C nos leitos de secagem;

- mesmo com a expressiva redução de umidade das amostras, especialmente no LC1, a insistente presença da bactéria parece configurar um caso de recontaminação por agentes externos.

Para os parâmetros microbiológicos, ao final dos 28 dias do experimento foi constatado que: apenas o leito coberto 2 na repetição 2 apresentou resultados de coliformes termotolerantes abaixo de 10^3 NMP/gST; apenas na repetição 3 obteve-se ausência de *Salmonella* em todos os quatro leitos de secagem e, por fim, as reduções nas concentrações de ovos viáveis de helmintos não foram suficientes para enquadrar o bio sólido como Classe A conforme estabelecido pela Resolução Conama nº 375/2006.

4 | CONCLUSÕES

A partir dos resultados obtidos na pesquisa conclui-se que:

O lodo de descarte da ETE Castelo possui teor médio de ST de 3,5%, concentração de coliformes termotolerantes da ordem de 10^5 NMP/gST, concentração média de 7,8 OVH/gST e ausência de *Salmonella sp.*

Pode-se observar que as temperaturas dentro dos leitos cobertos com módulos de estufa agrícola ficaram ligeiramente acima das temperaturas nos leitos descobertos, sendo que a maior amplitude observada nas temperaturas máximas foi de 8,6°C.

Verificou-se que apesar do aumento da produtividade do leito de secagem estar diretamente relacionada com o aumento da taxa de sólidos totais aplicada, ocorre uma tendência inversa em relação ao incremento de sólidos totais, ou seja, quanto maior a taxa de sólidos totais aplicada maior a umidade final da amostra. O leito coberto 1 foi o que obteve melhores resultados no incremento de ST, alcançando teores de umidade final da amostra de até 6,8%, representando diferença estatisticamente significativa em relação aos leitos descoberto 2 e coberto 2.

Ao final dos 28 dias do experimento foi constatado que as reduções em relação aos microorganismos de interesse não foram suficientes para enquadrar o biossólido como Classe A conforme estabelecido pela Resolução Conama nº 375/2006.

REFERÊNCIAS

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 12.209: **Elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro, 2011.

BRASIL - Ministério do Meio Ambiente. **Resolução do Conama 375/2006 que dispõe sobre a Regulamentação do Uso Agrícola do Lodo de Esgoto**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res06/res37506.pdf>>. Acesso em: 12 mai. 2011.

GONÇALVES, R. F.; DA SILVA, A. L. B.; PASSAMANI, F. R. F.; SPAVIER, L. C.; CRIBARI, B. S. **Influência da difusividade térmica na eficiência da Pasteurização de lodos de esgoto**. In: *Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 21, 2001, João Pessoa, PB. Anais eletrônicos: ABES/SC, 2001.

LIMA, M. de F. de; MATTOS, C. N. de; VIEIRA, P. L. C.; ALMEIDA, L. F. de. **Geração de lodo de esgoto e seu potencial como fonte de matéria orgânica para a agricultura**. In: _____. *Manual de uso agrícola e disposição do lodo de esgoto para o estado do Espírito Santo*. Vitória: Incaper, 2011. cap. 1, p. 11–17.

ROCHA, A. N. C. L. **Higienização de lodo anaeróbio por meio alcalino: Estudo de caso da ETE Lages** – Aparecida de Goiânia – GO: 2009, Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Goiás. Programa de Pós-Graduação em Engenharia do Meio Ambiente, 2009.

TCHOBANOGLOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4th ed. Metcalf & Eddy. Inc. New York: McGraw-Hill, 2003. 1819 p.

DESENVOLVIMENTO DE APLICATIVO DE CADASTRAMENTO E CLASSIFICAÇÃO DE ÁREAS POTENCIALMENTE CONTAMINADAS PELA DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS DE CONSTRUÇÃO E DEMOLIÇÃO

Renato Ribeiro Siman

Universidade Federal do Espírito Santo, Depto. de Engenharia Ambiental
Vitória – Espírito Santo

Hugo de Oliveira Fagundes

Universidade Federal do Espírito Santo, Depto. de Engenharia Ambiental
Vitória – Espírito Santo

Larissa Pereira Miranda

Universidade Federal do Espírito Santo, Depto. de Engenharia Ambiental
Vitória – Espírito Santo

Luciana Harue Yamane

Universidade Federal do Espírito Santo, Depto. de Engenharia Ambiental
Vitória – Espírito Santo

RESUMO: Os Resíduos de Construção e Demolição (RCD) representam uma fração considerável do resíduo sólido gerado nos centros urbanos por possuírem elevado volume e peso. Os RCD podem degradar a qualidade do solo, dos recursos hídricos, da paisagem e também afetar a saúde da população que está em contato direto ou indireto. A gestão pública enfrenta dificuldades ao gerir os RCD, seja pela quantidade e frequência com que são depositados em diversos locais pela cidade, seja pela falta de recursos humanos e financeiros. Assim, o objetivo desse trabalho

é utilizar o aplicativo “Caça-Entulho” para cadastrar e classificar áreas potencialmente contaminadas pela disposição inadequada de RCD juntamente com um mapa de vulnerabilidade ambiental da área de estudo. Esse mapa de vulnerabilidade ambiental foi desenvolvido levando-se em conta mapas de risco de inundação, áreas de preservação permanente e de proteção ambiental definidas por leis e áreas de risco identificadas pela Defesa Civil. Com o levantamento realizado constatou-se que 78,21% das áreas do mapa foram classificadas como de “baixa vulnerabilidade”, 20,0% como “média vulnerabilidade” e 1,79% como “alta vulnerabilidade”. A interação dos resultados obtidos a partir do aplicativo “Caça-Entulho” com o mapa de vulnerabilidade ambiental identificou o nível de criticidade de cada ponto e a vulnerabilidade da área, sendo uma importante ferramenta de suporte a gestão pública na tomada de decisão sobre quais locais devem ser remediados prioritariamente.

PALAVRAS-CHAVE: Resíduos de Construção e Demolição, Gestão de Resíduos Sólidos, Áreas Contaminadas, Impacto Ambiental.

APP DEVELOPMENT TO REGISTRATION
AND CLASSIFICATION OF AREAS
POTENTIALLY CONTAMINATED BY
DISPOSAL OF CONSTRUCTION AND

ABSTRACT: Construction and Demolition Waste (CDW) represents a considerable fraction of the solid waste generated in urban centers due to their high volume and weight. CDW can degrade soil, water resources, landscape quality and also affect the health of the population in direct or indirect contact. Public management faces difficulties in managing the CDW, either because of the amount and frequency with which they are deposited in various locations throughout the city, or because of the lack of human and financial resources. Thus, the purpose of this paper is to use the “Caça-Entulho” app to register and classify areas potentially contaminated by improper disposal of CDW along with an environmental vulnerability map of the study area. This environmental vulnerability map was developed taking into account flood risk maps, permanent preservation and environmental protection areas defined by laws and areas identified by Civil Emergency and Defense Agency. The survey showed that 78.21% of the map areas were classified as “low vulnerability”, 20.0% as “medium vulnerability” and 1.79% as “high vulnerability”. The interaction of the results obtained from the “Caça-Entulho” app with the environmental vulnerability map identified the criticality level of each point and the vulnerability of the area, being an important tool to support public management in deciding which locations should be remedied as a matter of priority.

KEYWORDS: Construction and Demolition Waste, Solid Waste Management, Contaminated Areas, Environmental Impact.

1 | INTRODUÇÃO

Os Resíduos de Construção e Demolição (RCD) são gerados a partir de atividades como a construção de edifícios e infraestrutura civil, demolição total ou parcial de edifício, construção e manutenção de estradas dentre outras obras de engenharia e compreendem dois tipos básicos de materiais: inertes (concreto, materiais de cerâmica vermelha e areia) e não inertes (plásticos, vidro, papel, madeira, vegetação e outros materiais orgânicos) (EUROPEAN COMMISSION, 2016).

Segundo o IPEA (2012), no Brasil, os RCD podem representar de 50 a 70% de toda a massa de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU).

A gestão de RCD no Brasil é definida pela Resolução nº307/2002 do Conselho Nacional de Meio Ambiente e pela Política Nacional de Resíduos Sólidos que estabelecem, dentre outras questões, a gestão compartilhada dos geradores de RCD e da municipalidade titular pelo serviço público local e a proibição do envio para aterros sanitários (CONAMA, 2002; BRASIL, 2010). Porém, os resíduos de geradores informais de pequeno porte, menos de 3 m³ gerados por dia, tem sido um desafio para a gestão pública.

Os gastos com a remoção de RCD e manutenção preventiva dos pontos de disposição irregular oneram as secretarias municipais que tratam do tema “limpeza pública”, as quais encontram dificuldades em gerenciar tais áreas (VENTURIM,

2011).

Para a remediação dos pontos de disposição irregular de RCD é necessário inicialmente que haja a identificação e cadastramento dessas áreas. Por meio da identificação e cadastramento desses pontos é possível estudar os focos de disposição com relação à vulnerabilidade da área e identificar as áreas prioritárias para a remediação.

Nesse contexto, o uso de ferramentas como Sistemas de Informações Geográficas (SIG), surge como um facilitador na organização e tratamento de dados, fornecendo informações que indicam soluções para as mais variadas questões do planejamento. Este, aliado com aplicativos de celular pode fornecer uma ferramenta de apoio à gestão de RCD.

A presente pesquisa teve por objetivo realizar uma análise de impacto ambiental preliminar de áreas potencialmente contaminadas pela disposição irregular de RCD, utilizando um aplicativo de cadastramento e classificação dessas áreas denominada “Caça-Entulho” juntamente com um mapa de vulnerabilidade ambiental. Essa análise teve por interesse auxiliar o processo de gestão dessas áreas facilitando a tomada de decisão por parte da administração pública.

2 | MATERIAIS E MÉTODOS

A área de estudo para a análise do aplicativo “Caça-Entulho” foi o município da Serra situado no Estado do Espírito Santo. O município possui uma área de 547.637km² e conta com aproximadamente 500 mil habitantes, sendo o segundo maior da região metropolitana da Grande Vitória (SERRA, 2018). A estratégia metodológica foi dividida em 5 etapas, sendo detalhadas a seguir.

2.1 Etapa 1 - Elaboração da matriz de aspectos e impactos ambientais

Foi utilizado como critério de seleção do aspecto ambiental relevante ao estudo, o conjunto daqueles que representariam de forma holística os impactos causados pela atividade ilegal do uso do território municipal como “bota-fora” de RCD. Visando facilitar o preenchimento dessa matriz pelos usuários e diminuir a subjetividade envolvida na análise de impactos ambientais, foi elaborado um questionário com linguagem simples e possibilidade de resposta em múltipla escolha para a maioria das questões.

Para classificar e hierarquizar os pontos de disposição irregular de RCD de modo a facilitar a tomada de decisão foram atribuídos valores (1, 2 ou 15) para cada uma das possibilidades de resposta. Esses valores permitiram quantificar numericamente o quão crítico era o estado de cada ponto. Os critérios utilizados para determinação dos valores foram: i) ‘1’: quando a resposta indicasse ausência para aquele parâmetro; ii) ‘2’: quando a situação apresentasse baixa nocividade à saúde humana ou ao ambiente; e iii) ‘15’: quando a situação apresentasse elevado

potencial de nocividade à saúde humana ou ao ambiente. O questionário formulado e os valores atribuídos para cada resposta pode ser visualizado no Quadro 2. Ao final da análise, a somatória dos aspectos/impactos verificados em campo determinaria se a área em questão possuía “baixa criticidade” indicados pela cor verde (somatória ≤ 22 pontos); “média criticidade” indicados pela cor amarela ($22 < \text{somatória} \leq 30$ pontos); ou “alta criticidade” indicados pela cor vermelha (somatória > 30 pontos). Esses níveis de criticidade indicam a necessidade de urgência na tomada de decisão por parte da gestão pública.

Nº	Pergunta	Respostas		Peso
1	Insira o tamanho da área potencialmente contaminada.	< 100m ²	Pequeno	1
		>100m ²	Grande	2
2	É possível notar a presença de pequenos vetores como ratos, baratas, moscas ou mosquitos ou, ainda, de animais peçonhentos como cobras ou escorpiões?	Sim	Pouco	2
			Muito	15
		Não	-	1
3	É possível notar a presença de animais de médio e grande porte como cães, gatos, pombos, urubus, cavalos?	Sim	Pouco	1
			Muito	2
		Não	-	1
4	Há a presença de Resíduos de Serviço de Saúde?	Sim	Pouco	2
			Muito	15
		Não	-	1
5	Há a presença de Resíduos Domiciliares?	Sim	Pouco	2
			Muito	15
	Além disso, pode-se notar a presença de pneus?	Sim	-	15
			Não	-
6	Há a presença de Resíduos Perigosos provenientes da construção civil como tintas, solventes e outros?	Sim	Pouco	2
			Muito	15
		Não	-	1
7	Há a presença de outros tipos de resíduos como Resíduos Volumosos, Resíduos Verdes, Resíduos Eletroeletrônicos?	Sim	Pouco	1
			Muito	2
		Não	-	1
8	É possível notar o entupimento dos elementos de drenagem causado pela disposição inadequada do resíduo?	Sim	Pouco	1
			Muito	2
		Não	-	1
9	O ponto está localizado próximo a núcleos urbanos?	Sim	-	2
			Não	-
	Existe o tráfego de veículos no local?	Sim	-	2
			Não	-
	As pessoas costumam transitar no local?	Sim	-	2
			Não	-
	Há ocorrência de atividades ilícitas no local?	Sim	-	2
			Não	-
Este ponto encontra-se próximo de creches, escolas, unidades de saúde, hospitais?	Sim	-	15	
		Não	-	1

Quadro 2: Questionário elaborado a partir da matriz de aspectos e impactos ambientais e pesos atribuídos a cada resposta.

2.2 Etapa 2 - Elaboração do aplicativo “Caça-Entulho”

Com base na aplicação do questionário apresentado no Quadro 2, desenvolveu-se um aplicativo chamado de “Caça-Entulho” desenvolvido em Android Studio (programa de licença gratuita). A linguagem de programação utilizada foi a Java (Oracle). Na Figura 2 são apresentadas algumas telas do aplicativo “Caça-Entulho”. Nota-se que a interface do aplicativo além de fácil manuseio é também sugestiva quanto ao assunto abordado, auxiliando o avaliador.

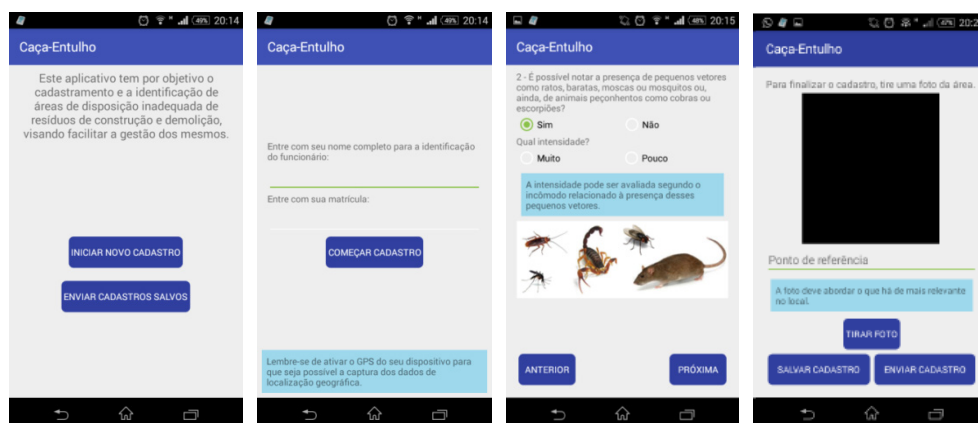


Figura 2: Telas do aplicativo “Caça-Entulho”.

Conforme mostra a Figura 2, as perguntas foram dispostas em telas consecutivas com respostas em múltipla escolha, exceto quanto à área e o ponto de referência onde se utilizou de respostas que poderiam ser inseridas manualmente (números e textos). O aplicativo foi elaborado para que armazenasse cada valor de resposta e, de acordo com a pontuação, classificasse e indicasse a criticidade de acordo com as faixas de classificação. Permitiu-se também obter a localização geográfica do local analisado conectando o dispositivo móvel a uma rede de dados. Além disso, foi programado para ter uma última tela em que fosse possível inserir um ponto de referência do local (foto) e, finalmente, enviar a análise realizada para a base fixa. Após a confecção, o aplicativo foi validado em campo com questionários e profissionais com conhecimento na área de resíduos sólidos.

2.3 Etapa 3 - Validação da matriz de aspectos e impactos ambientais e do aplicativo “Caça-Entulho”

Para validar tanto a matriz de aspectos/impactos quanto o aplicativo “Caça-Entulho” foram visitadas 6 localidades distribuídas no município da Serra para aplicação da ferramenta com um grupo de 7 profissionais, sendo composto por pesquisadores da Universidade Federal do Espírito Santo e funcionários da Prefeitura Municipal da Serra/ES. Os pontos visitados foram indicados pelos técnicos da Prefeitura Municipal escolhidos de forma a representar bairros de várias classes sociais. Após a aplicação/validação do aplicativo, os dados coletados foram

analisados buscando-se avaliar a dispersão das respostas entre os integrantes da equipe para os seis pontos cadastrados.

A metodologia utilizada para a avaliação da variável “Área” foi a utilização de gráficos tipo *box-plot*, uma vez que é a única variável objetiva. Os dados foram respondidos pelos sete avaliadores para todos os seis pontos passou por um tratamento de dados com a finalidade de normalizá-los. Para verificar o desvio das respostas de cada parâmetro verificou-se, de forma percentual, quantas pessoas optaram por cada opção de respostas, sendo estas “Não”, “Sim-pouco” e “Sim-muito”.

2.4 Etapa 4 - Elaboração de mapa de vulnerabilidade ambiental

O mapa de vulnerabilidade ambiental foi construído a partir da sobreposição do Mapa de Risco de Inundação (RI), mapa de Áreas de Preservação Permanente (APP), mapa de Áreas Especiais Ambientalmente Protegidas (APAs, UCs, Reservas Ecológicas, Parques, etc.) e mapa de áreas de risco identificadas pela Defesa Civil. Considerou-se que cada mapa possui igual relevância, porém individualmente cada parâmetro/mapa teve um valor associado às suas feições que poderia ser igual ou não. Todos os mapas foram trabalhados utilizando o *software* de geoprocessamento ArcGIS 10.3.1 (Licenças EFL000407172 e EFL328313571).

O Mapa de Risco de Inundação (RI) foi elaborado de acordo com a metodologia empregada por Santos *et al.* (2010). A partir dessa metodologia foram gerados os mapas de uso e cobertura do solo, tipos de solo, altitude e declividade. O cálculo da Razão de Consistência (RC) para esse trabalho resultou num valor abaixo de 0,1 mostrando a viabilidade de utilizar tal método. É importante destacar que as considerações e comparações realizadas entre os parâmetros (uso e cobertura do solo, etc.) resultaram nos mesmos resultados apontados por Santos *et al.* (2010) e que geraram a Equação 1.

$$RI = 0.5650 \times \text{declividade} + 0.2622 \times \text{altitude} + 0.1175 \times \text{uso do solo} + 0.0553 \times \text{tipo do solo} \quad (\text{Eq.1})$$

As APP foram calculadas com base no que é estabelecido no Novo Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 2012) para áreas não consolidadas, devido à dificuldade de se identificar as áreas consolidadas para todo o município. No entanto, observou-se que cerca de mais de 90% dos rios possuíam tamanho entre 10 e 50 metros, sendo que o Novo Código Florestal orienta estabelecer uma APP a partir de 50m. Devido à complexidade e quantidade de cursos d’água presentes no município da Serra, optou-se por estabelecer a distância de 50m para todos os rios. Não foram incluídas as áreas no entorno dos reservatórios artificiais. Para construção do mapa de APP utilizou-se os dados disponibilizados por Sistema Integrado de Bases Georreferenciadas do Estado do Espírito Santo (GEOBASES); curva de nível, para se obter as áreas com inclinações superiores a 100% (que equivale a 45°); e uso

do solo, a fim de se identificar as áreas de restinga e manguezais. Para se obter as áreas do entorno dos corpos d'água, utilizou-se a ferramenta *buffer* do ArcGIS 10.3.1. Após calcular a declividade, utilizou-se a ferramenta *extract by attributes* e a fórmula "VALUE > 100" para se obter as áreas com declividades superiores a 100%.

As Áreas Especiais Ambientalmente Protegidas foram selecionadas com base nas leis estaduais e municipais do município da Serra/ES. Essas áreas foram importantes pois, dentro ou as vezes até mesmo no entorno, não é permitido atividades como a disposição de RCD (BRASIL, 2000; CONAMA, 1989; CONAMA, 1990). Foram identificadas um total de nove regiões: Área de Proteção Ambiental (APA) Estadual de Mestre Álvaro; Unidade de Conservação (UC) Parque Natural Municipal de Bicanga; APA da Lagoa Jacuném; APA do Morro do Vigilante; APA Costa das Algas; Reserva de desenvolvimento sustentável municipal do manguezal de Cariacica; APA de Praia Mole; APA Manguezal Sul da Serra; e Estação Ecológica Municipal Ilha do Lameirão.

O mapa de área de risco ambientais identificados *in loco* e georreferenciados pela Defesa Civil do Espírito Santo foram representados na forma de polígonos dispostos em mapas as quais abrangeram as seguintes áreas: áreas de deslizamento planar; áreas de deslizamento planar e processos erosivos; áreas de deslizamento planar e rastejo; áreas de deslizamento planar/solo; áreas de inundação; Áreas de inundação e enxurradas.

O resultado final do Mapa de Vulnerabilidade variou de 1 a 20, mostrando assim o grau de relevância de cada área. Os intervalos obtidos foram: i) Áreas de "alta vulnerabilidade" ambiental (14-20): vermelha; ii) Áreas de "média vulnerabilidade" ambiental (8-13): amarela; e iii) Áreas de "baixa vulnerabilidade" ambiental (1-7): verde.

2.5 Etapa 5 - Coleta de dados em campo e interação com o mapa de vulnerabilidade

O aplicativo "Caça-Entulho" para cadastramento e classificação de áreas potencialmente contaminadas pela disposição de RCD foi aplicada em 28 locais com equipe composta por pesquisadores e técnicos da secretaria de Serviços da Serra/ES (Figura 1). A coleta foi realizada de forma a otimizar o percurso e representar bairros de diferentes classes sociais, além de representar as variadas características desses pontos tais como tamanho e presença de outros tipos de resíduos.

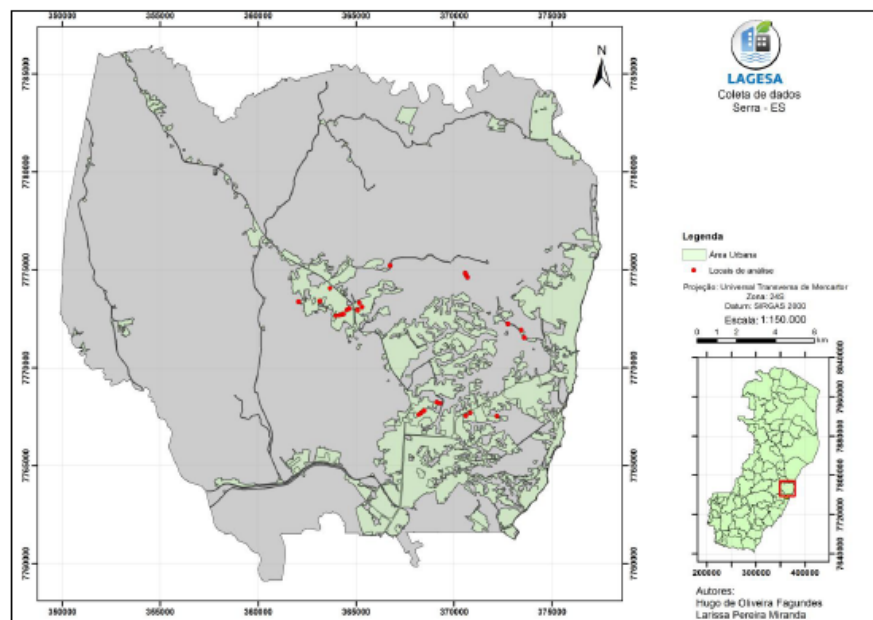


Figura 1: 28 Pontos de disposição irregular de resíduos de construção e demolição avaliados com uso do aplicativo “Caça-Entulho”.

Para identificar quais pontos precisavam de ações de remediação prioritárias, fez-se a interação entre os valores resultantes da matriz de aspectos/impactos ambientais e dos pontos avaliados com o “Caça-Entulho”. Esses dados foram compilados e importados para um *software* de geoprocessamento e então transformado para um formato *shapefile* do tipo ‘pontos’ no datum SIRGAS 2000. Esses pontos foram classificados de acordo com sua criticidade/cor e sobrepostos no mapa de vulnerabilidade ambiental, o que possibilitou identificar, por exemplo, se existia um ponto vermelho (“muito crítico”) sobre uma área vermelha (“alta vulnerabilidade”).

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Validação da matriz de aspectos e impactos ambientais e do aplicativo “Caça-Entulho”

Para a variável “área de abrangência”, única variável objetiva, o desvio das respostas apresentadas pelos avaliadores para todos os pontos cobertos pela pesquisa pode ser visualizado na forma de gráfico *box-plot* apresentado na Figura 3.

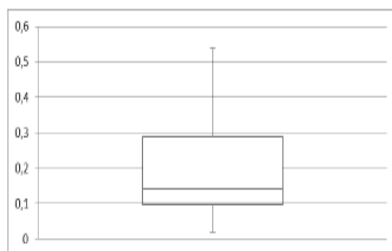


Figura 3: Gráfico *box-plot* para a variável “área de abrangência”.

Os resultados de dispersão (Figura 3) para as respostas relacionadas ao tamanho do ponto de disposição de RCD mostraram-se satisfatórios, uma vez que a variação foi pequena. O limite máximo se apresentou mais elevado que o desejado, fato possivelmente decorrente da dificuldade em realizar as contas para o cálculo de área sem o auxílio de uma calculadora.

Quanto às perguntas de caráter visual direto, tais quais “presença de pneus”, “proximidade de núcleos urbanos”, “presença de animais de médio e grande porte”, “tráfego de veículos”, “tráfego de pessoas” e “entupimento dos canais de drenagem”, a dispersão dos resultados foi razoavelmente baixa, verificando respostas convergentes sempre superior a 70% das respostas para toda a equipe para a maioria dos pontos analisados.

Já para perguntas de caráter visual indireto, ou seja, aquelas que dependiam da análise crítica dos fiscais para serem respondidas, tais quais “presença de pequenos vetores e animais peçonhentos”, “presença de resíduos perigosos de construção civil” e “presença de resíduos de serviço de saúde”, observou-se maior discrepância de resultados. Resultado esperado, uma vez que, para avaliar a presença de pequenos vetores e animais peçonhentos, seria necessária uma análise mais criteriosa do local por parte do fiscal.

De forma geral, pode-se afirmar que a dispersão de resultados foi consideravelmente baixa. Por isso, decidiu-se manter as perguntas com os textos, dicas e imagens propostos inicialmente, melhorando o treinamento para as questões relacionadas à presença de pequenos vetores e animais peçonhentos, presença de RCD e presença de resíduos de serviço de saúde, assim como sugerido por Venturim (2011).

3.2 Desenvolvimento de mapa de vulnerabilidade ambiental

O mapa de vulnerabilidade ambiental do município da Serra está apresentado na Figura 4.

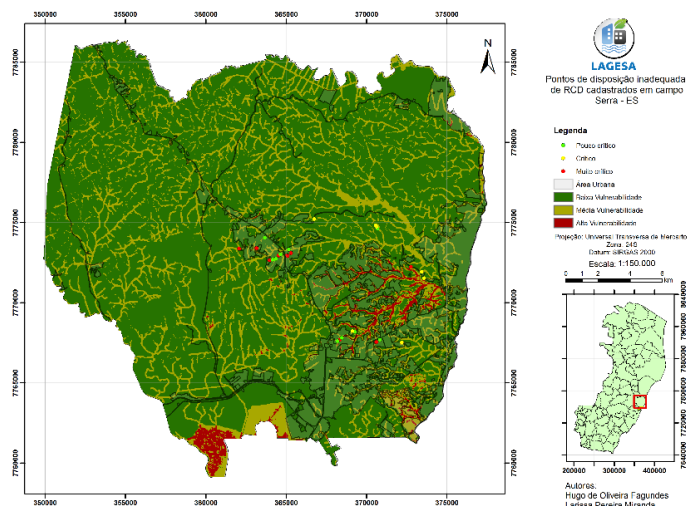


Figura 4: Resultado da classificação e localização dos 28 pontos avaliados pelo aplicativo “CAÇA-ENTULHO”.

Observa-se no mapa apresentado na Figura 4, que a maior parte das áreas (78,21%) foi enquadrada como sendo de “baixa vulnerabilidade” estando distribuídas por todo o município da Serra. Já as áreas de “média vulnerabilidade” representaram cerca de 20% das áreas territorial do município.

Destaca-se que essas áreas se assemelham as áreas ocupadas por APP e em alguns locais nota-se que ocupam as AEAP, como a APA Manguezal Sul da Serra e a APA de Praia Mole. As áreas de “alta vulnerabilidade” representaram apenas 1,79% das áreas do município. Essas áreas podem ser identificadas no mapa de Vulnerabilidade Ambiental também em AEAP, sendo concentradas em três principais APA: Manguezal Sul da Serra, Praia Mole e Lagoa Jacuném. Esse fato demonstra a importância e necessidade de monitoramento e proteção dessas áreas, principalmente da APA Lagoa Jacuném que é rodeada por áreas potenciais de ocupação humana.

O mapa de vulnerabilidade ambiental identificou também que as áreas com maior risco de inundação estão localizadas predominantemente na região sudoeste do município e no entorno dos principais rios.

3.3 Interação entre o mapa de vulnerabilidade e o aplicativo “Caça-Entulho”

Os locais de disposição irregular de RCD identificados possuem tamanhos que variaram desde 15m² até cerca de 10.000m² e com características variadas, desde depósitos com predominância de RCD até depósitos com diferentes tipos de resíduos, como domiciliares e volumosos, entre outros, o que também foi constatado por Venturim (2011). Como pode ser observado na Figura 4, os 28 pontos de coleta foram classificados em “pouco crítico”, “crítico” e “muito crítico”. Observou-se ainda que a metodologia proposta e sua aplicação na elaboração e implementação do aplicativo possibilitou de fato, que ao visitar depósitos irregulares com características distintas, obtivesse resultados diferentes. Essa constatação pode ser verificada tanto

na Figura 4 como na Tabela 1, que apresenta a quantidade de pontos associados a cada nível de criticidade.

Classificação	Quantidade
Pouco Crítico (Verde)	11
Crítico (Amarelo)	7
Muito Crítico (Vermelho)	10
Total	28

Tabela 1: Classificação dos pontos cadastrados com o aplicativo “Caça-Entulho”.

O número de pontos classificados como muito crítico (vermelho) representou cerca de 35,7% dos pontos avaliados. O principal fato que conferiu alta criticidade a esses pontos foi a presença de pneus nesses locais, em que foi possível observar, que esses estavam desprotegidos quanto à ação da chuva e acumulando água.

Além da presença de pneus, a proximidade de equipamentos públicos educacionais ou hospitalares também favoreceu a classificação do ponto como muito crítico (vermelho) uma vez que, dos 28 pontos visitados, 3 apresentavam essa característica. Nota-se, portanto, que os principais fatores que classificaram o ponto como muito crítico estão relacionados com as questões sociais e de saúde da população e não com as ambientais, fato que não exclui a possibilidade de degradação ambiental.

No que se refere aos pontos críticos (amarelos), esses representaram 25% do total de pontos avaliados. As principais características dessas áreas eram a presença de resíduos domiciliares, resíduos de construção civil, pequenos vetores e a presença de resíduos nos canais de drenagem em pouca quantidade e a proximidade com os núcleos urbanos. Além desses, cita-se que as áreas maiores que 100 m² também possuíam contribuição relevante para o ponto ser classificado como crítico. A disposição irregular de RCD pode provocar alteração da qualidade da água, do solo, do ar, além de assorear rios e causar danos à saúde da população (MARZOUK & AZAB, 2014; OLIVEIRA *et al.*, 2019).

Os pontos pouco críticos (verdes) tinham como características áreas menores que 100 m² e predominância dos resíduos de construção civil, e com baixa presença de materiais que pudessem conferir nocividade à saúde humana e ao meio ambiente. Nessas áreas foi possível, quase sempre, identificar a presença de resíduos domiciliares em pequenas quantidades. Sabe-se que os resíduos domiciliares, principalmente pela presença de matéria orgânica atraem a presença de vetores e degradam o solo e as águas. Sobre a vulnerabilidade do ambiente, percebe-se na Tabela 2 qual a classificação da área em que estão inseridos os pontos cadastrados.

Classificação do ponto	Quantidade	Classificação da área	Quantidade
Pouco crítico	11	Baixa vulnerabilidade	5
		Média vulnerabilidade	6
		Alta vulnerabilidade	0
Crítico	7	Baixa vulnerabilidade	5
		Média vulnerabilidade	2
		Alta vulnerabilidade	0
Muito Crítico	10	Baixa vulnerabilidade	8
		Média vulnerabilidade	2
		Alta vulnerabilidade	0

Tabela 2: Classificação dos pontos cadastrados com o aplicativo “Caça-Entulho”.

Conforme observado na Tabela 2, notou-se que grande parte dos pontos cadastrados em campo localizavam-se próximo a núcleos urbanos. Tal constatação também foi identificada nas pesquisas de Cavalcante & Ferreira (2007), Al Zaghrini *et al.* (2019), Lu (2019). Todos os autores, assim como nesta pesquisa, puderam observar que a maioria dos pontos de disposição inadequada de RCC está no entorno dos núcleos habitacionais, sendo muitas vezes um problema de saúde pública. O fato de muitos pontos de disposição inadequada de RCD estarem presente em/ou nas proximidades das áreas de proteção ambiental e de núcleos urbanos é reportado por Günther (2006) em função do processo de ocupação desordenada, fenômeno existente na Serra/ES.

4 | CONCLUSÃO

A utilização do aplicativo “Caça-Entulho” mostrou que, ao visitar locais de disposição irregular de RCD com características distintas, os resultados foram distintos, mostrando que o aplicativo foi sensível as condições do ambiente. Além disso, o aplicativo se mostrou uma ferramenta útil para a coleta de dados em campo de forma simples e rápida, gerando resultados imediatos ao final das análises realizadas e facilitando assim a tomada de decisões por parte da gestão pública.

A elaboração do mapa de vulnerabilidade ambiental da Serra permitiu a classificação de 77,78% de áreas com “baixa vulnerabilidade”, 20,43% com “média vulnerabilidade” e 1,79% com “alta vulnerabilidade”, sendo que as áreas com “média” ou “alta vulnerabilidade” ambiental são principalmente áreas de proteção ambiental.

A interação entre o mapa de vulnerabilidade e o aplicativo “Caça-Entulho” permitiu classificar a criticidade dos pontos cadastrados com o aplicativo, sendo que 35,7% foram avaliados como “muito críticos”, indicando dessa forma as áreas prioritárias para remediação.

REFERÊNCIAS

- AL ZAGHRINI, N.; SROUR, F. J.; SROUR, I. **Using GIS and optimization to manage construction and demolition waste: The case of abandoned quarries in Lebanon.** Waste Management, v. 95, p. 139-149, 2019.
- BRASIL. Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. **Política Nacional de Resíduos Sólidos.** Brasília, 2010.
- BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. **Novo Código Florestal.** Brasília, 2012.
- CAVALCANTE, C. F., FERREIRA, O. M. **Mapeamento dos pontos de disposição de resíduos da construção civil e demolição em Goiânia.** Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Católica de Goiás, Goiânia, 2007.
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 307, de 5 de julho de 2002. **Estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão dos resíduos da construção civil.**
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 12, de 14 de setembro de 1989. **Dispõe sobre a proibição de atividades em Área de Relevante Interesse Ecológico que afete o ecossistema.**
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 13, de 06 de dezembro de 1990. **Dispõe sobre normas referentes às atividades desenvolvidas no entorno das Unidades de Conservação.**
- EUROPEAN COMMISSION. **EU Construction & Demolition Waste Management Protocol,** 2016. 52p.
- GÜNTHER, W. M. R. Áreas contaminadas no contexto da gestão urbana. São Paulo em Perspectiva, v. 20, n. 2, p. 105-117. São Paulo, 2006.
- INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA – IPEA. **Diagnóstico dos Resíduos Sólidos da Construção Civil.** Brasília, 2012.
- LU, W. **Big data analytics to identify illegal construction waste dumping: A Hong Kong study.** Resources, Conservation and Recycling, v. 141, p. 264-272, 2019.
- MARZOUK, M.; AZAB, S. **Environmental and economic impact assessment of construction and demolition waste disposal using system dynamics.** Resources, Conservation and Recycling, v. 82, p. 41-49, 2014.
- OLIVEIRA, M. L. S.; IZQUIERDO, M.; QUEROL, X.; LIEBERMAN, R. N.; SAIKIA, B. K.; SILVA, L. F. O. **Nanoparticles from construction wastes: A problem to health and the environment.** Journal of Cleaner Production, v. 219, p. 236-243, 2019.
- SANTOS, A. R.; LOUZADA, F. L. R. O; EUGENIO, F. C. **ARCGIS 9.3 Total: aplicações para dados espaciais.** Alegre: CAUFES, 2010.
- SERRA (Município). **Plano Municipal de Assistência Social 2018-2021.** Secretaria de Ação Social. Serra, 2018.
- VENTURIM, A. B. **Desenvolvimento de ferramenta para apoio à gestão de resíduos de construção e demolição no município da Serra com o uso de geoprocessamento.** Projeto de mestrado em Tecnologia Ambiental, Faculdade de Aracruz, Aracruz, 2011.

ENZIMAS LIGNINOLÍTICAS DE *Trametes sp.* NA REMEDIAÇÃO DE COMPOSTOS FENÓLICOS GERADOS DURANTE TRATAMENTO DE EFLUENTE KRAFT EM LAGOAS AERADAS FACULTATIVAS

Eliane Perreira Machado

Universidade Tecnológica Federal do Paraná
(UTFPR)

Curitiba – Paraná

Gustavo Henrique Couto

Departamento de Química e Biologia da UTFPR

Curitiba – Paraná

Aline Cristine Hermann Bonato

Universidade Tecnológica Federal do Paraná
(UTFPR)

Curitiba – Paraná

Camila Peitz

Universidade Tecnológica Federal do Paraná
(UTFPR)

Curitiba – Paraná

Claudia Regina Xavier

Departamento de Química e Biologia da UTFPR

Curitiba – Paraná

RESUMO: O sistema de Lagoa Aerada Facultativa (LAF) é eficiente na remoção da matéria orgânica biodegradável do efluente de papel e celulose kraft, no entanto não consegue remover com eficiência os compostos lignínicos e fenólicos, que persistem no meio devido à sua recalcitrância, atribuindo cor e toxicidade ao efluente mesmo após o tratamento. Nesse sentido este trabalho teve como objetivo avaliar o potencial de enzimas ligninolíticas na remediação dos Compostos Fenólicos

Totais (CFT) presentes neste efluente, durante tratamento em LAF em escala de bancada, assistida com extrato enzimático de um Fungo da Podridão Branca (*Trametes sp.*). O sistema foi alimentado por 60 dias com Carga Orgânica Volumétrica de 0,2 kg DQO m³ d⁻¹ e aplicação diária de Extrato Fúngico (EF) contendo 0,02 U mL⁻¹ de Lacase. Os resultados mostraram incremento médio de aproximadamente 1 % dos CFT, na LAF com aplicação de EF, enquanto que uma LAF controle (operada paralelamente, nas mesmas condições, mas sem aplicação de EF) apresentou incremento de CFT significativamente maior (23 %), mostrando que o EF auxiliou na remediação da geração de compostos fenólicos dentro do sistema de tratamento.

PALAVRAS-CHAVE: Lacase, manganês peroxidase, fungos da podridão branca, setor de celulose e papel.

LIGNINOLYTIC ENZYMES OF *Trametes sp.* IN THE REMEDIATION OF PHENOLIC COMPOSITS GENERATED DURING TREATMENT OF KRAFT EFFLUENT IN OPTIONAL AERIAL POND

ABSTRACT: The Facial Aerated Lagoon (FAL) system is efficient in removing biodegradable

organic matter from *kraft* pulp and paper effluent, but cannot efficiently remove ligninic and phenolic compounds, which persist in the environment due to their recalcitrance, attributing color and toxicity to the effluent even after treatment. In this sense, this study aimed to evaluate the potential of ligninolytic enzymes in the remediation of Total Phenolic Compounds (TFC) present in this effluent during treatment in bench scale FAL, assisted with enzymatic extract of a white rot fungus (*Trametes sp.*). The system was fed for 60 days with Volumetric Organic Load of 0.2 kg COD m³ d⁻¹ and daily application of Fungal Extract (FE) containing 0.02 U mL⁻¹ Laccase. The results showed an average increase of approximately 1% of TFC in the FAL with application of FE, while a control FAL (operated in parallel under the same conditions, but without application of EF) showed significantly greater TFC increment (23%), showing FE helped in the remediation of the generation of phenolic compounds within the treatment system.

KEYWORDS: Laccase, manganese peroxidase, white rot fungi, pulp and paper sector.

1 | INTRODUÇÃO

A decomposição da matéria orgânica é um processo que ocorre de forma natural pela ação de microrganismos, entretanto, quando se trata de materiais lignocelulósicos, são poucos os organismos capazes de degradá-los¹. Os Fungos da Podridão Branca (FPB) cumprem uma função primordial na decomposição destes materiais em ambientes naturais, e só o fazem porque secretam enzimas capazes de, por meio da catálise enzimática, facilitar a digestão destes materiais nutritivos de difícil degradação².

Estas enzimas envolvidas na degradação da lignina são genericamente denominadas de enzimas ligninolíticas, e as mais conhecidas são: Lignina Peroxidases (LiPs), Manganês Peroxidases (MnPs) e as polifenoloxidasas (Lacases)². Enzimas ligninolíticas isoladas de fungos têm atraído atenção considerável da ciência e da indústria, em especial na biorremediação de efluentes da indústria de papel e celulose³.

As águas residuárias do processo de polpação de celulose são tipicamente caracterizadas por altas concentrações de matéria orgânica, compostos lignínicos e seus derivados fenólicos, além de cor. O tratamento mais utilizado no Brasil é o sistema de Lagoas Aeradas Facultativas (LAF), mas este tratamento, apesar de ser eficiente na remoção da matéria orgânica biodegradável, não consegue remover com eficiência os compostos lignínicos e fenólicos que persistem no meio, devido à sua recalcitrância, atribuindo cor e toxicidade ao efluente mesmo após o tratamento⁴.

No esforço para encontrar tecnologias alternativas e economicamente viáveis, processos de biorremediação deste efluente por enzimas ligninolíticas tem sido bastante explorados^{3, 5}. Mas, embora tenham sido publicados muitos trabalhos envolvendo a aplicação de enzimas ligninolíticas na biodegradação de compostos individuais, em sistemas de batelada, são poucos os estudos que descrevem a

aplicação destas enzimas em sistemas de fluxo contínuo, usando uma matriz de efluente.

Considerando que a associação de processos enzimáticos com sistemas de Lagoas Aeradas Facultativas (LAF) é uma alternativa para aumentar a eficiência destes sistemas sem implicar em grandes mudanças nas plantas mais antigas de tratamento, este trabalho teve como objetivo avaliar o potencial de enzimas ligninolíticas (em especial a Lacase) na remediação dos compostos fenólicos presentes no efluente *kraft*, durante tratamento em Lagoa Aerada Facultativa (LAF), assistida com extrato enzimático de um Fungo da Podridão Branca (*Trametes sp.*).

2 | METODOLOGIA

O efluente industrial utilizado foi obtido de uma indústria de papel e celulose *kraft* não branqueada, localizada na região metropolitana de Curitiba - PR, Brasil. O efluente foi coletado na entrada do sistema de lagoas de estabilização, transportado em galões de 10 L, e preservado a 4°C, na ausência de luz⁶. O Extrato Enzimático de *Trametes sp.* (EET), foi produzido no Laboratório de Biotecnologia da UTFPR – Campus Curitiba, por fermentação líquida⁷.

Tanto o efluente *kraft* quanto o EET foram caracterizados mediante análises de DQO, DBO_{5,20}, Cor, Compostos Lignínicos (CL), Compostos Fenólicos Totais (CFT) e Área Espectral (AE), em amostra filtradas em 0,45 µm^{8,9,10}, além de medições de pH (pHmetro CienlaB mPA-210) e Turbidez (Turbidímetro Policontrol AP2000) em amostras não filtradas. Por conta da possibilidade da presença das enzimas ligninolíticas Lacase, Manganês Peroxidase e Lignina Peroxidase no EET, também foram determinadas as atividades destas enzimas^{11,12,13}.

Para o experimento em fluxo contínuo, foi montado um sistema composto por 2 Lagoas Aeradas Facultativas (LAFs) em escala de bancada, uma para aplicação de Extrato Enzimático de *Trametes sp.* (EET) e outra como controle (nas mesmas condições de tratamento, mas sem aplicação de enzimas), ambas com volume útil de 1 L e separadas em duas zonas: zona de aeração (entrada do afluente) e zona de sedimentação (saída do efluente). A alimentação deu-se por meio de bombas peristálticas (Milan - Mod.BP 600) e a aeração por compressores de ar (Boyu - U 3800). Durante todo o experimento manteve-se a oxigenação para uma concentração maior que 5 mg O₂ L⁻¹, mediante medições de Oxigênio Dissolvido (OD) na zona de aeração (Oxímetro Lutron DO-5519).

Antes da entrada nas LAFs adicionou-se no efluente da indústria solução de NH₄Cl e K₂HPO₄, para uma proporção de 100:5:1 de DBO:N:P, e corrigiu-se o pH do efluente para 7,0. A Carga Orgânica Volumétrica (COV) foi de 0,2 kg DQO m⁻³ d⁻¹ (COV média da indústria) e foi mantida variando o Tempo de Detenção Hidráulica (TDH), levando em conta a concentração de matéria orgânica do efluente *kraft*

da indústria. Utilizou-se biomassa proveniente do fundo da LAF da indústria para inoculação das lagoas (controle e com EET), para uma concentração de 2 g SSV L⁻¹ em cada uma delas.

As LAFs operaram por 60 dias e os parâmetros de controle - OD e pH - foram medidos diariamente. Para fins de monitoramento da eficiência do sistema, foram realizadas análises de DQO, DBO_{5,20}, Cor, Compostos Lignínicos (CL), Compostos Fenólicos Totais (CFT), Área Espectral (AE) e Turbidez, duas vezes por semana, seguindo a metodologia usada na caracterização. Também foram realizadas análises de toxicidade aguda em *Daphnia magna*, nas amostras do afluente (efluente *kraft* industrial) e do efluente das LAFs após estas atingirem o estado estacionário¹⁴. Ao longo deste estudo, todas as análises laboratoriais foram realizadas em triplicata.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados de análise da atividade enzimática encontrada no Extrato Enzimático de *Trametes sp.* (EET) produzidos no Laboratório de Biotecnologia do campus universitário, mostraram uma atividade de 5,725 ± 0,320 U mL⁻¹ para Lacase e 0,005 ± 0,003 U mL⁻¹ para Manganês Peroxidase (MnP). Já para Lignina Peroxidase (LiP) não foi detectada atividade. A aplicação diária de EET dentro da LAF foi equivalente a 0,02 U mL⁻¹ d⁻¹ de Lacase. Na Tabela 1 são apresentados os valores de caracterização do efluente comparado às características do EET na proporção utilizada na LAF (0,02 U mL⁻¹ de Lacase).

Parâmetros	Efluente <i>kraft</i> *	Extrato Enzimático**
DQO (mg L ⁻¹)	655,57 ± 215,80	39,39 ± 0,54
DBO _{5,20}	214,93 ± 41,43	-
DBO _{5,20} /DQO	0,34 ± 0,05	-
Cor (VIS440) (1x1cm)	0,52 ± 0,12	0,0022 ± 0,0001
CFT (UV215) (mg L ⁻¹)	255,14 ± 69,88	1,66 ± 0,28
CL (UV280) (1x1cm)	4,26 ± 1,59	0,0011 ± 0,0001
Área espectral (cm ²)	72,34 ± 0,8	4,50 ± 0,02
pH	8,64 ± 0,28	7,12 ± 0,2
Turbidez (UNT)	51,9 ± 6,6	0,60 ± 0,08

Tabela 1: Caracterização do efluente *kraft* e do Extrato Enzimático de *Trametes sp.*

Obs.: * Média de três coletas. **Diluição em água deionizada para uma concentração de 0,02 U mL⁻¹ de Lacase.

Como se pode observar na Tabela 1, o efluente usado no estudo é predominantemente alcalino, um vestígio da polpação com sulfeto e hidróxido de sódio. O efluente também apresenta uma relação DBO_{5,20}/DQO superior a 0,25, o que viabiliza o tratamento biológico, entretanto possui também altos níveis de compostos lignínicos e fenólicos, além da cor. Processos biológicos convencionais apresentam

baixa eficiência quando aplicados para a remediação de compostos fenólicos em concentrações acima de 100 mg L^{-1} , devido a elevada toxicidade conferida por esses compostos¹⁵, por esse motivo há necessidade de testar tratamentos alternativos.

Ainda na Tabela 1 observa-se que na concentração de $0,02 \text{ U mL}^{-1}$ de Lacase bruta, o EET proporciona um incremento inicial nos parâmetros de análise da eficiência das LAFs, mas estes valores de incremento podem ser desconsiderados, já que representam uma fração mínima da concentração inicial do efluente e também por ser de composição biodegradável.

Na Figura 2 são apresentados os parâmetros de controle das duas LAFs, controle e com Extrato Enzimático de *Trametes sp.* durante os 60 dias da Fase I.

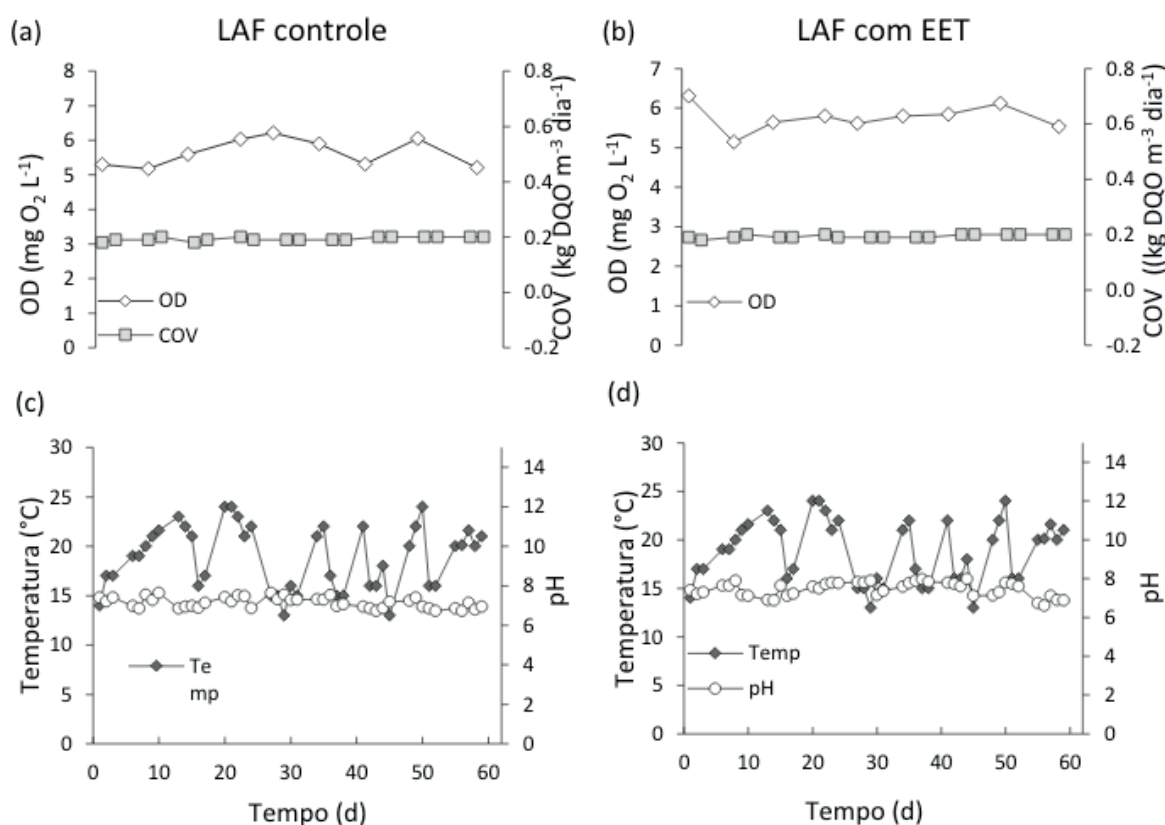


Figura 2: Parâmetros de controle medidos nas Lagoa Aerada Facultativa controle (a e c) e com aplicação de Extrato Enzimático de *Trametes sp.* (b e d), durante a Fase I.

Como se pode observar na Figura 2, a temperatura ambiente teve uma média de $18,87 \pm 3,23 \text{ }^\circ\text{C}$, o pH variou de $7,26 \pm 0,77$, a COV se manteve em $0,2 \pm 0,03 \text{ kg DQO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ e o Oxigênio Dissolvido (OD) foi de $6,33 \pm 0,40 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, entretanto, os valores de OD mostrados pela Figura 2 representam os valores mais altos, medidos próximo ao difusor de ar dentro das lagoas, sendo que a quantidade de O_2 diminuía nas extremidades mais distantes do ponto de aplicação, propiciando o surgimento de zonas de sedimentação nessas regiões, onde obteve-se medições de até $0,04 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$. As medidas da zona de sedimentação não foram incluídas na média da Figura 2.

De acordo com a literatura uma aeração eficiente proporciona Potencial de

Oxirredução (EH) > 100 mV¹⁶. A medição dentro de ambas as lagoas, após correção com o valor de referencia do eletrodo usado¹⁷, indicou valores de EH que variaram de 206 a 238 mV no meio do efluente. Já no sedimento, o EH foi de -40 ± 06 mV, configurando uma região anóxica. Condições anaeróbicas não foram detectadas no sedimento, possivelmente pela impossibilidade de fazer a medida no centro da biomassa sedimentada.

Na Figura 3 apresentam-se os valores de eficiência das Lagoas Aeradas Facultativas (LAFs), controle e com aplicação de EET, obtidos semanalmente, durante o período de 60 dias de funcionamento do sistema.

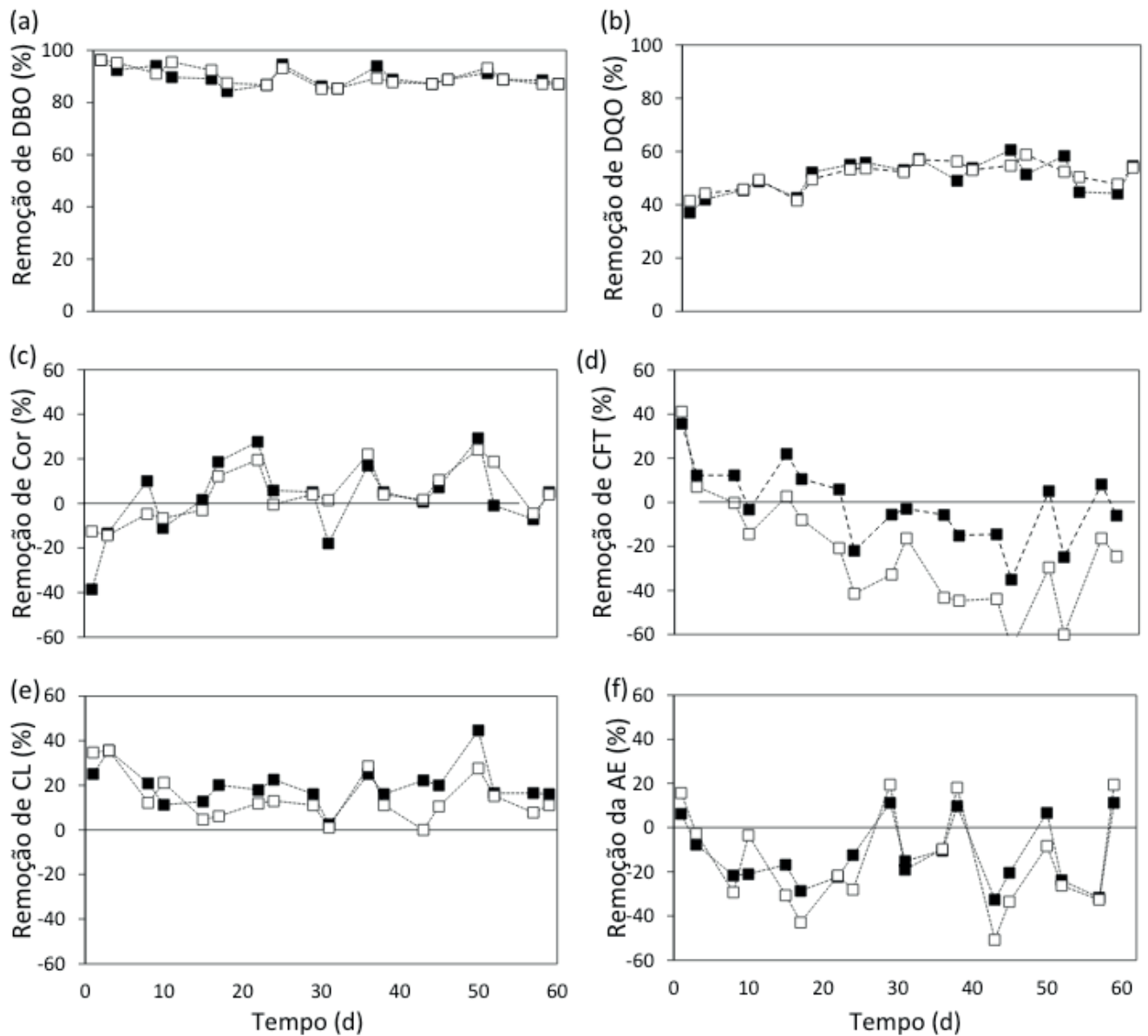


Figura 3: Valores de eficiência das Lagoas Aerada Facultativas (LAFs), controle (□) e com aplicação de Extrato Enzimático de *Trametes sp.* (■), durante 60 dias de experimento.

Como pode ser visto na Figura 3, os valores de remoção dos parâmetros de $DBO_{5,20}$, DQO, Cor, CL e AE obtidos na LAF com aplicação de Extrato Enzimático de *Trametes sp.* (EET) foram próximos dos valores obtidos na LAF controle. A LAF com EET apresentou remoção média de aproximadamente 90 % da $DBO_{5,20}$, 50 %

da DQO, 2 % da Cor, 20 % dos CL e -12 % da AE, e estes valores não apresentaram diferença significativa (ANOVA, $p < 0,05$) dos valores obtidos da LAF controle.

Os valores de remoção de $\text{DBO}_{5,20}$, DQO, Cor e Compostos Lignínicos obtidos em ambas as LAFs, controle e com EET, foram compatíveis com os resultados de Lagoas apresentados na literatura^{18,19}. As variações obtidas nos resultados de remoção dos CFTs, CL, Cor e Área Espectral, mostram a instabilidade das condições de degradação dos compostos específicos, também verificada por outros autores^{18,19,20}.

O aumento de Compostos Fenólicos Totais (CFTs) observado na Figura 1 d, é um comportamento típico de sistemas biológicos bem aerados, resultante da remoção biológica de grupos metoxi e da auto oxidação de Compostos Fenólicos de alta Massa Molecular (MM) gerando compostos de menor MM, que permanecem com o grupamento OH em ligações aromáticas^{18, 19}. Porém, enquanto na LAF controle se observou um incremento médio de aproximadamente 23 % dos CFT, na LAF com EET, o incremento foi significativamente menor (ANOVA, $p < 0,05$) apresentando uma média de aproximadamente 1%.

Uma vez que a reação catalítica de degradação de compostos lignínicos pela Lacase se inicia com a extração de um elétron de um substrato fenólico gerando um radical fenoxila, que torna a molécula instável e portanto mais favorável ao processo de degradação²¹, os resultados indicam que a presença do EET com atividade enzimática de Lacase favoreceu a degradação, de modo a reduzir a geração de compostos fenólicos.

Estudos sobre degradação de fenóis totais do efluente de uma indústria papelreira em meios submersos com FPB, observaram redução de fenóis de até 59%, sendo que esta redução foi associada à presença de enzimas Lacases e Peroxidases produzidas pelo fungo²². No caso do presente estudo, a presença, mesmo que pequena, de atividade de MnP no EET ($0,005 \text{ U mL}^{-1}$), indica atuação desta enzima em colaboração com a Lacase, além disso, já foi demonstrado que o íon Mn^{2+} atua como mediador ativo para MnP e Lacase, facilitando a catálise enzimática²³.

Mas o efeito da Lacase, claramente observado nos valores de remoção dos CFT, não refletiu da mesma forma nos CL e na AE. Isso porque, após desestabilização do polímero da lignina, ocasionada pela atividade catalítica da Lacase nos CFT, também pode ocorrer a repolimerização da estrutura da lignina, em que esta assume uma nova forma, pouco diferente da estrutura original, e conseqüentemente não se tem redução dos CL ou da AE do efluente²¹.

Para descartar a possibilidade da reorganização da estrutura polimérica da lignina ter formado estruturas com maior toxicidade aguda, foram realizados testes de ecotoxicidade aguda em *Daphnia magna* no estado estacionário das LAFs (96 % de remoção da DBO para ambas as lagoas, controle e com EET), e os resultados mostraram efeito agudo para o afluente do tratamento com Fator de Toxicidade FT = 2 e remoção da ecotoxicidade aguda na LAF controle e na LAF com EET (ambas

com FT=1), indicando que a aplicação de EET na LAF não proporcionou geração de subprodutos tóxicos durante a degradação biológica.

4 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

O sistema de Lagoa Aerada Facultativa (LAF) assistida com Extrato Enzimático de *Trametes* sp. apresentou valores de remoção típicos de LAFs para os parâmetros de DBO_{5,20}, DQO, Cor, CL e AE, apresentando diferença da LAF controle apenas nos resultados de remoção dos CFT. A redução do incremento dos CFT na LAF com EET mostrou que a Lacase fúngica pode catalisar a oxidação de compostos fenólicos, mas nem sempre essa oxidação desencadeia a completa despolimerização das moléculas de lignina, podendo também proporcionar a repolimerização sob novas formas de estruturas cromóforas com MM menor. Como os CFT são os principais agentes da toxicidade presente no efluente, a redução destes compostos já é de grande valia para o sistema de lagoas, considerando que os resultados positivos na remediação da geração de CFT poderiam ser potencializados fazendo uso de um extrato fúngico mais concentrado em termos de atividade enzimática.

REFERÊNCIAS

- [1] OKADA, W.S. **Otimização da produção de inóculo fúngico de *Psilocybe castanella* CCB 444 para biorremediação de solos**. Dissertação de Mestrado-Universidade de São Paulo, Departamento de Biotecnologia, 2010.
- [2] SOUZA, A.F., ROSADO, F.R. **Utilização de fungos Basidiomicetes em biodegradação de efluentes têxteis**. Revista em Agronegócios e Meio Ambiente, v.2, n.1, p.121-139, 2009.
- [3] KÜES, U. **Fungal enzymes for environmental management**. Current Opinion in Biotechnology, v.33, p.268-278, 2015.
- [4] RABELO, M.D. **Avaliação da aplicação combinada dos processos foto-fenton e biológico no tratamento de efluentes de indústria de celulose kraft branqueada**. Dissertação de mestrado-Programa de Pós-Graduação em Agroquímica da Universidade Federal de Viçosa, 2005.
- [5] SKORONSKI, E., FERNANDES, M., FURIGO JÚNIOR, A., SOARES, C.H.L., JUAREZ, J.J. **Imobilização de lacase de *Aspergillus* sp. em quitosana e sua aplicação na bioconversão de fenóis em reatores de leito fixo**. Química Nova, v.37, n.2, p. 215-220, 2014.
- [6] ABNT – **Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 9898: Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores**. Rio de Janeiro, 1987.
- [7] HERMANN, A.C. **Biodegradação dos Antimicrobianos Sulfametoxazol e Trimetoprima por Enzimas Ligninolíticas de Basidiomicetos**. Trabalho de Conclusão de Curso-Departamento Acadêmico de Química e Biologia-Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2015.
- [8] APHA - American Public Health Association. **Standard Methods For The Examination of Water and Wastewater**. 21 ed. Washington, USA, 2005.

- [9] ÇEÇEN, F. **The use of UV-VIS measurements in the determination of biological treatability of pulp bleaching effluents.** In Conference Proceedings – 7th International Water Association Symposium on Forest Industry Wastewaters, Seattle- Washington, USA, 2003.
- [10] SALVADOR, T., MARCOLINO, L.H., PERALTA-ZAMORA, P. **Degradação de corantes têxteis e remediação de resíduos de tingimento por processos fenton, foto-fenton e eletro-fenton.** Quimica Nova. v.35, p. 932-938, 2012.
- [11] HOU, H.M., ZHOU, J.T., WANG, J., DU, C., YAN, B. **Enhancement of laccase production by *Pleurotus ostreatus* and its use for the decolorization of anthraquinone dye.** Process Biochemistry, v.39, p.1415-1419, 2004.
- [12] WARIISHI, H., VALLI, K., GOLD, M.H. **Manganese (II) oxidation by manganese peroxidase from the basidiomycete *Phanerochaete chrysosporium* – kinetic mechanism and role of chelators.** Journal of Biological Chemistry, v.267, n.33, p.23688-23695, 1992.
- [13] ARCHIBALD, F.S. **A New Assay for Lignin-Type Peroxidases Employing the Dye Azure B.** Applied and Environmental Microbiology, v.58, n.9, p.3110-3116, 1992.
- [14] ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 12.713: Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda - Método de ensaio com *Daphnia sp.* (Cladocera, Crustacea).** Rio de Janeiro, p. 16, 2009.
- [15] WHITELEY, C.G., LEE, D.J. **Enzyme technology and biological remediation.** Enzyme and Microbial Technology, v.38, p.291-316, 2006.
- [16] METCALF & Eddy. Inc: TCHOBANOGLOUS, G., BURTON, F. L., STENSEL, H. D. **Wastewater Engineering treatment Disposal Reuse.** Mc Graw Hil Education. 4º Ed., p. 1815, 2003.
- [17] JARDIM, W. F. **Medição e interpretação de valores do potencial redox (EH) em matrizes ambientais.** Química Nova. Vol. 37, n. 7, p.1233-1235, 2014.
- [18] CHAMORRO, S., XAVIER, C., HERNÁNDEZ, V., BECERRA, J., VIDAL, G. **Aerobic removal of stigmasterol contained in kraft mill effluents.** Electronic Journal of Biotechnology, v.12 n.2, p.1–7, 2009.
- [19] XAVIER, C.R., OÑATE, E., MONDACA, M.A., CAMPOS, J.L., VIDAL, G. **Genotoxic effects of kraft pulp mill effluents treated by biological aerobic systems.** Interciencia, v.36, p.412-416, 2011.
- [20] VILLELA, S. M. **Imobilização de lacase e seu uso na biotransformação de efluentes de indústrias papéis.** Dissertação de mestrado-Programa de Pós-graduação em Biotecnologia- Universidade Federal de Santa Catarina, 2006.
- [21] HATAKKA, A. **Lignin-modifying enzymes from selected white-rot fungi: production and role in lignin degradation.** FEMS Microbiology Reviews, v.13, p.125-135, 1994.
- [22] MUNARI, F.M., GAIO, T.A., DILLON, A.J.P. **Cinética da secreção de lacases e peroxidases e degradação de fenóis totais em cultivo submerso de *Pleurotus sajor-caju* com efluentes da indústria papéis.** In: XIV Simpósio Nacional de Fermentações. Florianópolis. Anais. Florianópolis, 2003.
- [23] KEREM, Z.; HADAR, Y. **Effect of manganese on preferential degradation of lignin by *Pleurotus ostreatus* during soli-state fermentation.** Applied and Environmental Microbiology, v.61, p.3057-3062, 1993.

ESTUDO COMPARATIVO DA SECAGEM NATURAL DE LODOS DE ETES SUBMETIDOS AO PROCESSO DE CENTRIFUGAÇÃO

Sara Rachel Orsi Moretto

Universidade Tecnológica Federal do Paraná –
UTFPR – Curitiba
Curitiba - PR

Walmor Cardoso Godoi

Universidade Tecnológica Federal do Paraná –
UTFPR – Curitiba
Curitiba - PR

Sebastião Ribeiro Junior

Institutos Lactec e UFPR
Curitiba - PR

RESUMO: A fim de melhor gerir os espaços físicos tão disputados de uma ETE e de diminuir os custos de transporte para a destinação final do lodo, é importante que se conheça o menor volume atingido por uma massa úmida, e o teor de sólidos totais ou umidade gravimétrica correspondente, conforme esta massa perde umidade por secagem natural. Por outro lado, conhecendo-se a densidade do lodo para um determinado teor de sólidos ou umidade, pode-se conhecer a massa úmida ou seca de lodo que ocupa um determinado volume. O objetivo do presente trabalho é comparar a secagem natural de lodos gerados por reatores UASB em duas ETEs, após terem sido sujeitos ao desaguamento mecânico por centrífuga. Para tanto, curvas da variação relativa de massa, da variação relativa de volume, e curvas da

densidade destes lodos foram levantadas durante a secagem. Embora os lodos estudados sejam semelhantes, assim como o processo de tratamento a que se sujeitaram, as respectivas curvas de densidade e de variação relativa de volume, durante a secagem destes lodos, foram diferentes, muito provavelmente, devido às diferenças das condições climáticas, no período que estes experimentos foram realizados. Curvas da variação relativa de volume destes lodos, em função da umidade gravimétrica, revelam valores de umidades gravimétricas (ou teores de sólidos totais), onde, a partir dos quais, o volume deixa de contrair em decorrência da perda de umidade.

PALAVRAS-CHAVE: secagem de lodos, contração de lodos, densidade de lodos.

COMPARATIVE STUDY OF NATURAL SLUDGE DRYING OF WWTPS (WASTEWATER TREATMENT PLANTS) SUBMITTED TO A CENTRIFUGATION PROCESS

ABSTRACT: To better manage physical space so much disputed of a WWTP and to decrease transportation costs, in the final destination of the sludge, it is important to know the smallest volume reached by a wet mass, and

the corresponding total solid content or gravimetric water content, as this mass loses moisture through natural drying. On the other hand, by knowing the sludge density and the corresponding solid content or moisture content, it is possible to know the moist or dry mass of the sludge, which occupies a specific volume. The objective of the current work is to compare the natural drying of sludges produced by UASB reactors in two WWTPs, after being subjected to mechanic dewatering by centrifuge. Therefore, mass relative variation curves, volume relative variation curves, and the density curves of these sludges were made during the drying. Even though the sludges studied are similar, as well as the treatment process they have been subjected to, the respective curves of density and volume relative variation, during the drying of these sludges, were different, highly probably to different climate conditions in the period these experiments were made. Volume relative variation curves of these sludges, as a function of gravimetric water content, reveal values of gravimetric water contents (or total solid contents) from which the volume ceases to contract due to moisture loss.

KEYWORDS: sludge drying, sludge contraction, sludge density.

1 | INTRODUÇÃO

A quantificação do volume de lodo em uma estação de tratamento de esgoto (ETE) é importante em diversas etapas do tratamento do mesmo, como por exemplo, no descarte, após desaguamento, e na disposição final. Lodos que sofreram desaguamento podem permanecer por alguns meses em pátios de cura e secagem para a redução de patógenos em níveis aceitáveis, quando estes lodos são destinados à agricultura e/ou para a redução complementar de volume e massa, pela secagem natural (MIKI; ANDRIGUETI; SOBRINHO, 2002). Os custos de manuseio e transporte, para a destinação final, são normalmente calculados com base no volume da massa úmida. No entanto, muitas vezes se faz o cálculo com base na massa seca do lodo, para efeito comparativo entre as alternativas existentes (FERNANDES et al., 2001). Assim, a fim de melhor gerir os espaços físicos tão disputados de uma ETE e de diminuir os custos de transporte para a destinação final do lodo, é importante que se conheça o menor volume atingido por uma massa úmida, e o teor de sólidos totais ou umidade gravimétrica correspondente, conforme esta massa perde umidade por secagem natural. Por outro lado, conhecendo-se a densidade do lodo para um determinado teor de sólidos ou umidade, pode-se conhecer a massa úmida ou seca de lodo que ocupa um determinado volume. Entretanto, nas ETEs no Brasil, estas medidas, quando realizadas, são elaboradas de uma maneira bastante informal.

Trabalhos publicados no passado (MORETTO; PUPPI; PEGORINI, 2012; MORETTO et al., 2013) levantaram as curvas da variação relativa do volume e da densidade de lodos, em função do teor de sólidos totais ou da umidade gravimétrica destes lodos, que são gerados na ETE CIC Xisto, Curitiba – PR. Esta ETE realiza

tratamento de esgotos através de reatores UASB, cujo lodo descartado é desaguado mecanicamente por centrífuga. As amostras utilizadas para estes trabalhos foram coletadas em janeiro de 2012.

Mais recentemente, em novembro de 2015, novas amostras foram extraídas e acondicionadas de forma similar às amostras utilizadas nas pesquisas anteriores, com o intuito de realizar as curvas citadas acima. Porém, estas amostras foram obtidas na ETE Fazenda Rio Grande, município de Fazenda Rio Grande – PR. A referida ETE também realiza tratamento de esgoto através de reatores UASB, cujo lodo descartado é, igualmente, desaguado mecanicamente por centrífuga.

O objetivo geral do presente trabalho é comparar a secagem natural de lodos gerados por reatores UASB, após terem sido sujeitos ao desaguamento mecânico por centrífuga. Os objetivos específicos consistem em levantar curvas da variação relativa de massa, da variação relativa de volume, e curvas da densidade destes lodos, em função do teor de sólidos totais.

2 | MATERIAIS E MÉTODOS

A coleta das amostras, tanto no caso das amostras mais recentes, quanto no caso das anteriores, foi realizada com uma bandeja (50cm x 35cm x 10cm) colocada bem próxima à saída da centrífuga, onde deixava-se o lodo cair sobre ela, até que grande parte da bandeja fosse preenchida. Anéis de alumínio, com volumes (em torno de 55 cm³) e massas aferidas, e com uma das extremidades cortantes, eram introduzidos manualmente na massa de lodo pelo lado cortante, até que o lodo extravasasse pela extremidade superior. A massa ao redor dos anéis era retirada com uma espátula, e esta mesma espátula era introduzida por baixo dos anéis, a fim de retirá-los da bandeja. Com uma espátula cortante, a massa de lodo que extravasou a extremidade superior de cada um dos anéis era retirada e uma lâmina de vidro (9cm x 9cm) era colocada nesta extremidade a fim de vedá-la. Os anéis preenchidos eram virados e limpos, e suas massas medidas em balança digital.

Após a coleta, estas amostras foram transferidas e dispostas em local coberto e arejado, numa condição similar à que ocorre na secagem de lodos, nas referidas ETEs. No caso das amostras mais recentes, o local coberto e arejado era nas dependências dos Institutos Lactec, e no caso das anteriores, nas dependências da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) – campus Curitiba.

No experimento mais recente (2015), foram analisadas 4 amostras em onze dias, distribuídos num período de 39 dias (desde 13/11/2015 até 16/12/2015). Foram realizadas medidas da massa em balança digital (resolução 0,0001g), e volume, utilizando um paquímetro digital para as medidas de diâmetro e altura destas amostras, resultando num total de 44 procedimentos de medidas de massa e volume para o conjunto.

Os teores de sólidos totais das amostras, no momento das análises, foram determinados através das medidas de massa destas amostras, e através da medida de massa seca destas, após secagem em estufa por 24h, ocorrida apenas no final do processo.

No experimento anterior (2012), tomavam-se aleatoriamente, a cada dia, 4 ou 3 amostras diferentes de um conjunto inicial de 40 amostras, onde medidas de massa (resolução 0,01g), e volume através de paquímetro digital, eram realizadas para estas amostras. As análises ocorreram diariamente, durante 11 dias seguidos (de 29/01 a 08/02 de 2012), resultando em 43 procedimentos de medidas de massa e volume. Fez-se também, apenas para as amostras coletadas em 2012, medidas de volume, pela impermeabilização destas amostras por parafina, e imersão em recipiente com álcool etílico, a partir do terceiro dia de análise. Estas medidas não foram utilizadas, uma vez que as mesmas tendem a ser subestimadas, principalmente depois que as amostras atingem teor de sólidos totais 65% (MORETTO; PUPPI; PEGORINI, 2012; MORETTO et al., 2013).

No caso do experimento anterior, o teor de sólidos totais, para o conjunto de amostras retiradas de uma bandeja (10 unidades por vez), no momento da coleta, foi determinado através da média realizada sobre os teores de sólidos medidos para quatro pequenas amostras extraídas aleatoriamente da bandeja. Conhecendo-se a massa de cada uma das amostras extraídas com os anéis, e conhecendo-se o teor de sólidos totais atribuído ao conjunto, no momento da amostragem, pôde-se calcular a massa de sólidos contida em cada uma destas amostras, e assim determinar o teor de sólidos totais destas amostras, em qualquer momento da análise. Adotou-se tal procedimento, uma vez que após medidas de massa e volume pelo paquímetro, estas amostras eram envoltas em parafina (a partir do terceiro dia de análise), para medida alternativa de volume, o que inviabilizou a secagem natural ou em estufa destas amostras, a posteriori.

As medidas de densidade das amostras foram baseadas na metodologia para solos, para obtenção da densidade aparente pelo Método do Anel Volumétrico (EMBRAPA, 1997), com algumas adaptações, uma vez que se mediu a densidade do lodo úmido.

3 | RESULTADOS OBTIDOS

A Figura 1, referente ao experimento mais recente (novembro e dezembro de 2015), mostra o gráfico da variação relativa de massa $\left(\frac{m}{m_0}\right)$, ou seja, a razão entre a massa das amostras no momento da amostragem (m) e a massa inicial das mesmas, no momento da coleta, (m_0), em função do teor de sólidos totais (TS) destas amostras. Mostra também o gráfico da variação relativa de volume $\left(\frac{V}{V_0}\right)_{paq}$, que corresponde à razão entre o volume das amostras no momento da amostragem (V) e a volume inicial destas, no momento da coleta (V_0), lembrando que estes volumes foram

determinados através do paquímetro, e o gráfico da densidade destas amostras (D_{paq}) (volumes determinados pelo paquímetro), em função do TS.

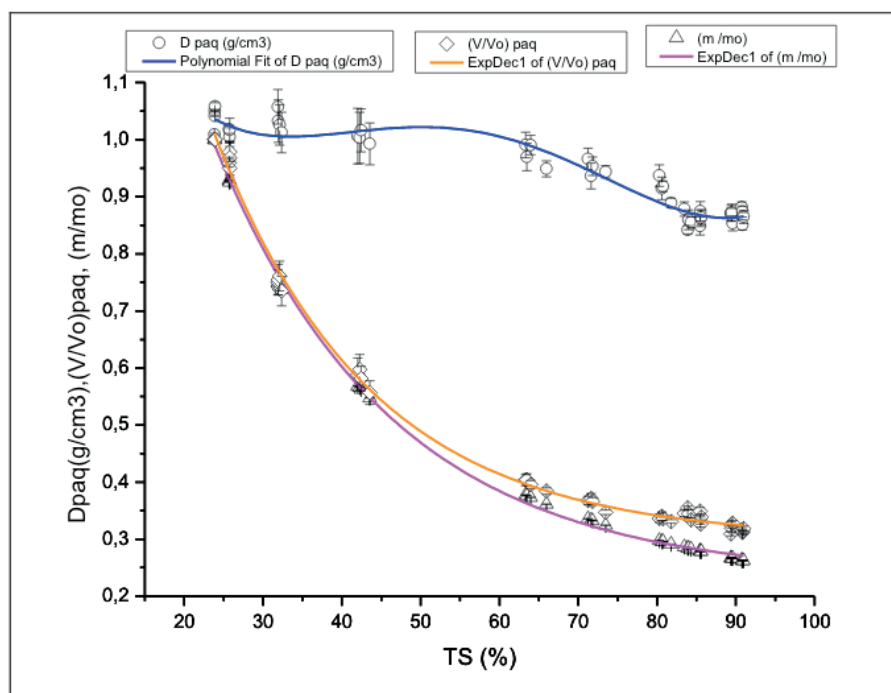


Figura 1: Curvas da D_{paq} (g/cm^3), $\left(\frac{V}{V_o}\right)_{paq}$ e $\left(\frac{m}{m_o}\right)$ para as amostras mais recentes.

A Figura 2 mostra as mesmas curvas contidas na Figura 1, porém para as amostras do experimento anterior (janeiro a fevereiro de 2012), lembrando que os volumes destas amostras também foram determinados pelo paquímetro. Utilizou-se nestas relações o símbolo **ant**(de anterior), para diferencia-las das relações obtidas no experimento mais recente.

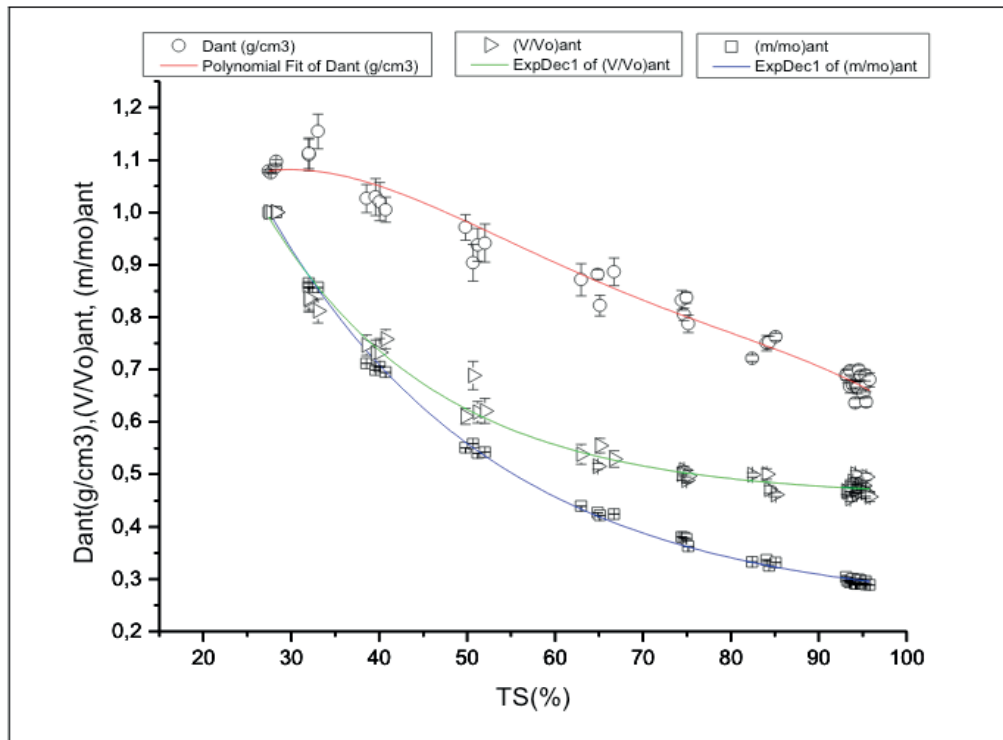


Figura 2: Curvas da D_{ant} (g/cm^3), $(\frac{V}{V_o})_{ant}$ e $(\frac{m}{m_o})_{ant}$ para as amostras anteriores.

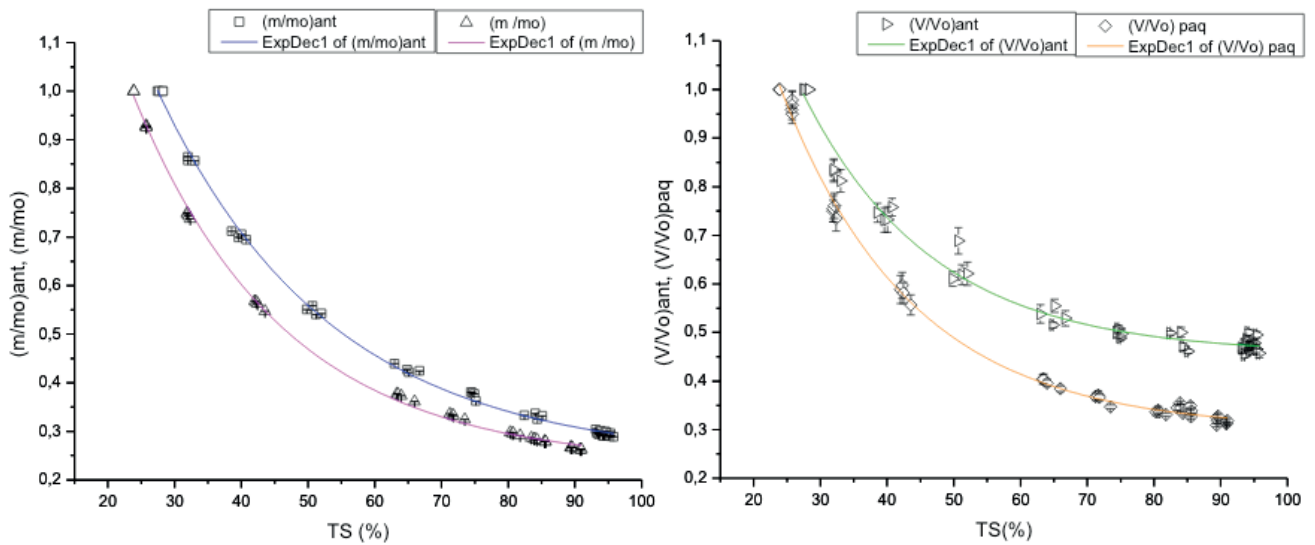


Figura 3: (a) Curvas da relação $(\frac{m}{m_o})$ para as amostras mais recentes e as anteriores. (b) Curvas da relação $(\frac{V}{V_o})$ para as amostras mais recentes e as anteriores.

No sentido de tornar mais claras as diferenças ocorridas nestes dois processos de secagem, as Figuras 3 (a) e 3 (b) apresentam, respectivamente, as curvas de variações relativas de massa $(\frac{m}{m_o})$ e volume $(\frac{V}{V_o})$, em função do teor de sólidos totais, para as amostras mais recentes e as anteriores, e a Figura 4 mostra a curva de densidade, em função do teor de sólidos totais, para estas amostras.

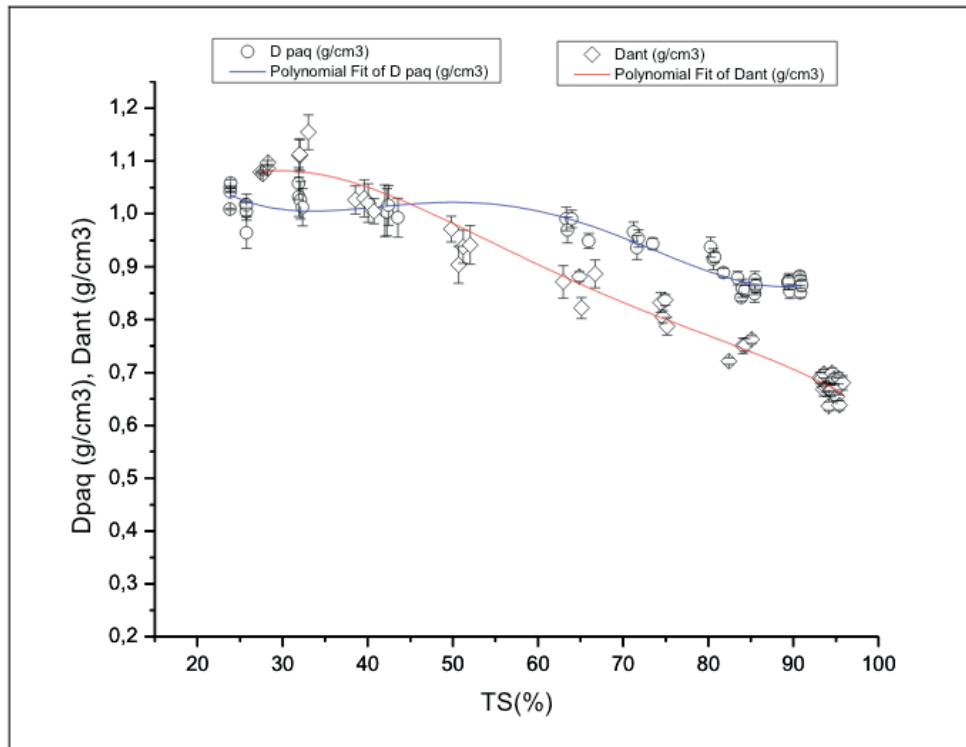


Figura 4: Curvas das densidades (g/cm³) para as amostras mais recentes e as anteriores.

A Figura 5 mostra as curvas das variações relativas de volumes para as amostras mais recentes e as anteriores, só que agora em função da umidade gravimétrica destas amostras, U , definida como a razão entre a massa de água e a massa de sólidos da amostra.

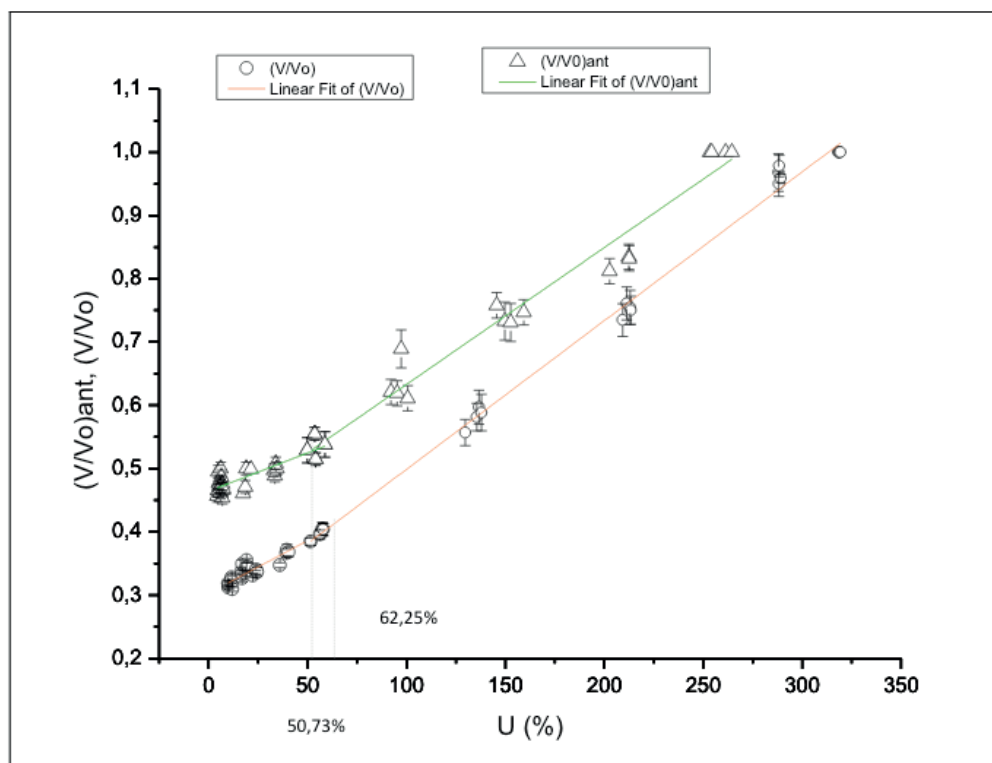


Figura 5: Curvas da relação $(\frac{V}{V_0})_{ant}$ para as amostras mais recentes e as anteriores, em função da

As Figuras 6 e 7 mostram, respectivamente, valores médios diários da temperatura, umidade relativa e precipitação, na cidade de Curitiba, no período do experimento mais recente (desde 13/11/2015 até 16/12/2015) e no período do experimento anterior (de 29/01 a 08/02 de 2012) (SIMEPAR, 2017).

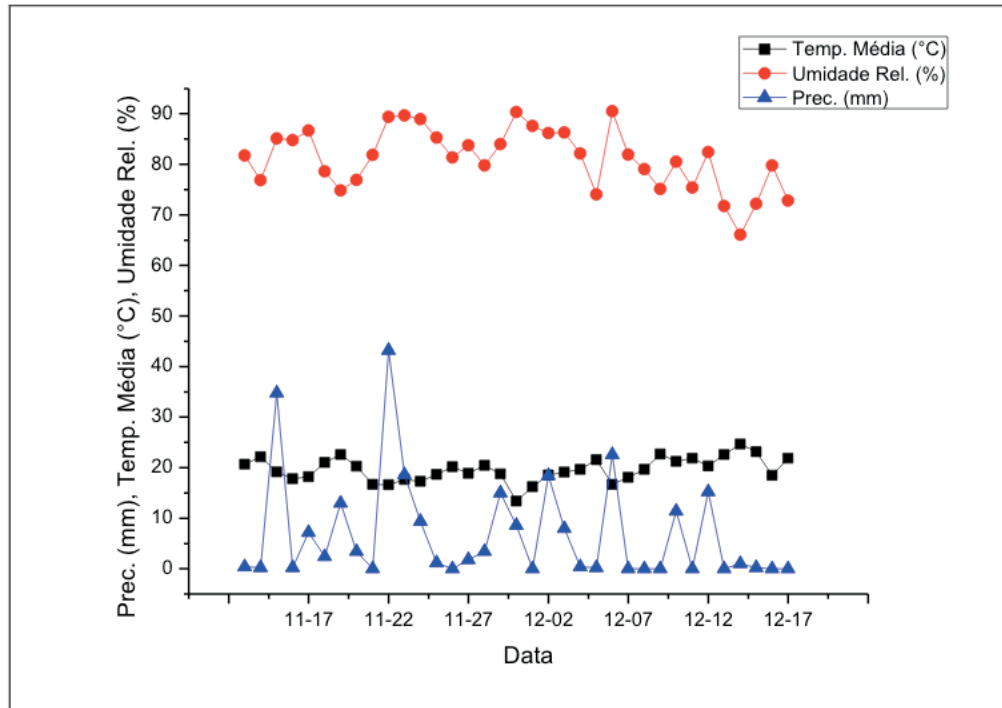


Figura 6: Temperatura média (°C), umidade relativa (%) e a precipitação (mm) (valores médios diários) na cidade de Curitiba, no período do experimento mais recente (desde 13/11/2015 até 16/12/2015). Fonte: SIMEPAR (2017).

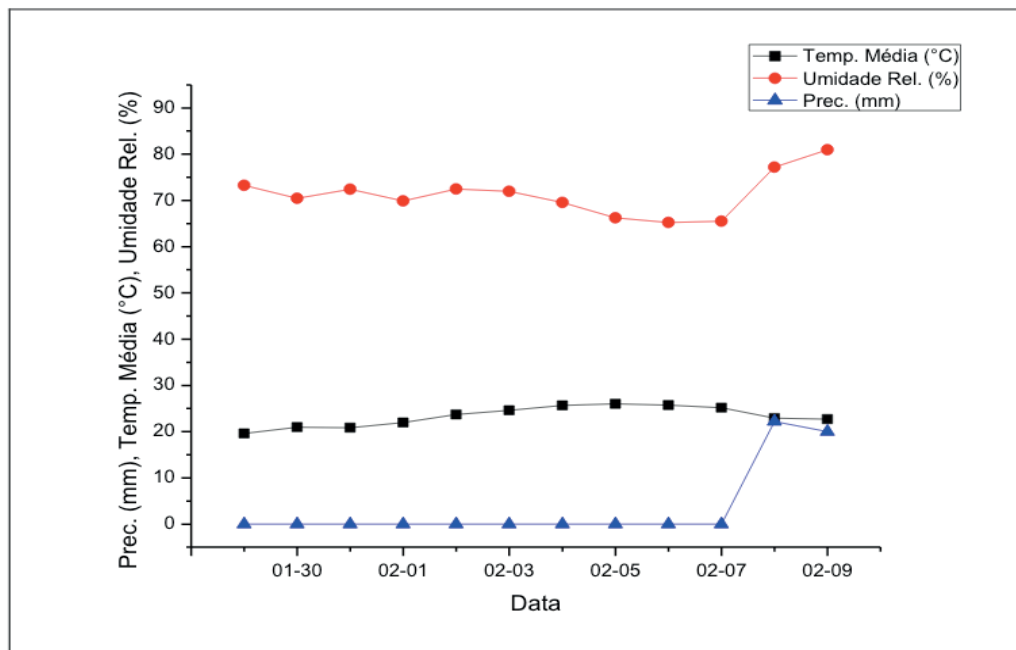


Figura 7: Temperatura média (°C), umidade relativa (%) e a precipitação (mm) (valores médios diários) na cidade de Curitiba, no período do experimento anterior (de 29/01 a 08/02 de 2012). Fonte: SIMEPAR (2017).

4 | ANÁLISE DOS RESULTADOS

Dos gráficos da Figura 3(a), podem-se observar comportamentos das variações relativas de massa bem semelhantes, durante toda a secagem das amostras do experimento mais recente e das amostras do experimento anterior, uma vez que as curvas são praticamente paralelas. Observa-se ao longo do processo de secagem das amostras, que para iguais variações relativas de massa, as amostras mais recentes terão sempre teores de sólidos menores que os das amostras anteriores. Este fato é compreensível, uma vez que o TS médio inicial das amostras mais recentes (23,89%) é cerca de 14% menor que o TS inicial das amostras anteriores (27,91%). A densidade média inicial das amostras mais recentes (1,04 g/cm³) é pouco menor (cerca de 5%) que a densidade média inicial das amostras anteriores (1,09 g/cm³). O tempo total para ocorrer uma perda significativa de massa de água, por parte das amostras do experimento mais recente, é bem maior que o tempo para as amostras anteriores, muito provavelmente, devido à alta umidade do ar durante o período de secagem das amostras mais recentes. Estas atingem TS \approx 91% após 39 dias, enquanto as anteriores atingem TS \approx 95% em 10 dias.

Embora estas amostras tenham características bem parecidas, uma vez que resultam de tratamentos de esgotos bem similares, as condições climáticas, durante a secagem das mesmas, foram bastante diferenciadas. O experimento mais recente ocorreu num período de menor temperatura, maior umidade relativa e maior precipitação, quando comparado com o experimento anterior. Os valores médios da temperatura, umidade relativa e precipitação, estendidos para estes períodos, são, respectivamente, 19,62 °C, 81,24%, 6,83 mm (experimento mais recente) e 23,32 °C, 71,26%, 2,02 mm (experimento anterior) (SIMEPAR, 2017).

Dentro do intervalo de teores de sólidos totais observado nos dois experimentos (Δ TS \approx 67%), as variações relativas de massa, no final da secagem, são próximas (0,26 para as mais recentes e 0,29 para as anteriores), porém, conforme a Figura 3(b), no final da secagem, as amostras do experimento mais recente tiveram uma maior variação de volume que as do experimento anterior (a variação relativa de volume foi 0,32 para as mais recentes e 0,48 para as anteriores). Isto explica porque a densidade média das amostras mais recentes (0,87 g/cm³) é maior que a densidade média das amostras anteriores (0,67 g/cm³), no final do processo de secagem (Figura 4). Como o comportamento da variação relativa do volume para as amostras mais recentes é muito semelhante ao comportamento da variação relativa da massa destas amostras, até TS \approx 55% (Figura 1), a densidade (Figura 1 e Figura 4) destas fica praticamente constante até este TS. A partir daí, a densidade reduz um pouco, uma vez que a massa decai um pouco mais que o volume. Para as amostras do experimento anterior, a variação da massa decai razoavelmente mais que a variação do volume (Figura 2), para TS acima de 35%, resultante em uma queda mais acentuada da densidade, a partir deste TS (Figura 2 e Figura 4).

Os gráficos da Figura 5 mostram uma redução abrupta da variação relativa de volume (redução da inclinação da reta) em $U = 62,25\%$ ($TS = 61,63\%$), para as amostras mais recentes, e em $U = 50,73\%$ ($TS = 66,34\%$), para as amostras do experimento anterior. Segundo a Física dos Solos, a partir destas umidades, denominadas limites de contração, o solo, ou lodo, neste caso, deixaria de contrair em virtude da perda de água, durante a secagem. Qualquer redução adicional de volume, a partir destas umidades, dependeria apenas da atração entre as partículas que compõe o solo, ou seja, dependeria das propriedades do solo em questão (LAL; SHUKLA, 2004). Estes valores encontrados dão um indicio importante sobre os valores da umidade gravimétrica ou do teor de sólidos totais, que devem ser atingidos num processo de secagem destes lodos, quando se vislumbra alcançar os menores volumes de resíduos, decorrentes deste processo.

5 | CONCLUSÃO

Embora os lodos estudados sejam semelhantes, assim como o processo de tratamento a que se sujeitaram, as respectivas curvas de densidade e variação relativa de volume, durante a secagem destes lodos, foram diferentes. Observa-se também um tempo muito maior para a secagem das amostras mais recentes (39 dias), que o tempo de secagem das amostras anteriores (10 dias), muito provavelmente, devido às diferenças das condições climáticas, no período que estes experimentos foram realizados. Curvas da variação relativa de volume destes lodos, em função da umidade gravimétrica, revelam valores de umidades gravimétricas (ou teores de sólidos totais), onde, a partir dos quais, o volume deixa de contrair em decorrência da perda de umidade.

REFERÊNCIAS

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Centro Nacional de Pesquisas de Solos. Rio de Janeiro. 1997.

FERNANDES F.; LOPES D. D.; ANDREOLI C.V.; SILVA S.M.C.P. **Avaliação de alternativas e gerenciamento do lodo na ETE**. In: Lodo de esgotos: tratamento e disposição final. DESA-UFMD-SANEPAR. Belo Horizonte, 2001. vol. 6.

LAL R.; SHUKLA M. K. **Principles of soil physics**. New York. Marcel Dekker, Inc. 2004.

MIKI M. K.; ANDRIGUETI E. J.; SOBRINHO P. A. **Tratamento da fase sólida em estações de tratamento de esgotos**. In: Biosólidos na agricultura. ABES, USP, ESALQ, UNESP, 2002.

MORETTO S. R. O.; PUPPI R. F. K.; PEGORINI E. S. **Análise do comportamento da densidade do lodo de ETE sujeito à secagem natural após centrifugação**. In: XXXIII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Salvador. 2012.

MORETTO S. R. O.; KUVADA J. T.; PUPPI R. F. K.; PEGORINI E. S. **Estudo da contração de lodos provenientes de digestão anaeróbia**. In: 27º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Goiânia, 2013.

SISTEMA METEOROLÓGICO DO PARANÁ - SIMEPAR. Dados fornecidos através de ofício e termo de compromisso. Maio 2017.

ESTUDO DA AÇÃO DE CONSÓRCIOS MICROBIANOS NA REMEDIAÇÃO DE ÁGUAS CONTAMINADAS

Viviane Nascimento da Silva e Sá

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola de Química, Cidade Universitária, Rio de Janeiro

Fabiana Valéria da Fonseca

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola de Química, Cidade Universitária, Rio de Janeiro

Leila Yone Reznik

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola de Química, Cidade Universitária, Rio de Janeiro

Tito Lívio Moitinho Alves

Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE-PEQ,
Cidade Universitária, Rio de Janeiro

RESUMO: O presente trabalho tem como objetivo investigar o potencial da ação de consórcios microbianos (CM) como uma aplicação para a redução de matéria orgânica em matrizes ambientais. O estudo foi conduzido em uma unidade de bancada durante 4 semanas e neste período foram avaliados o percentual de redução de matéria orgânica na corrente aquosa, a redução do volume de lodo e o efeito sobre corrosão de corpos de prova de aço carbono. Nas condições estudadas, houve destaque para o resultado obtido a amostra de efluente sanitário tratada por 10mL/L do CM, quando foi verificada a ação protetora contra a corrosão em cupons de aço carbono (AISI1020), obtendo-se resultados satisfatórios

quando da exposição destes por 1 semana com redução da taxa de corrosão em 60%. Para as amostras de lodo, o consórcio microbiano também mostrou-se promissor com redução de até 2,5 % do volume de lodo em 2 semanas. O efeito de redução não foi verificado sobre as concentrações de matéria orgânica na corrente aquosa, porém houve uma redução de 42% na concentração da matéria orgânica sobre o lodo. **PALAVRAS-CHAVE:** Tratamento de água, consórcios microbianos, redução do lodo, biofilme, corrosão.

STUDY OF THE ACTION OF MICROBIAL CONSORTIUM ON THE REMEDIATION OF CONTAMINATED WATER

ABSTRACT:The present work aims to investigate the action potential of microbial consortia (CM) as an application for the reduction of organic matter in environmental matrices. The study was conducted in a bench unit for 4 weeks and during this period the percentage of organic matter reduction in the water stream, the sludge volume reduction and the corrosion effect of carbon steel specimens were evaluated. Under the conditions studied, the result obtained was the sanitary effluent sample treated by 10mL/L of the CM, when the protective action against corrosion in carbon steel coupons (AISI1020)

was verified, obtaining satisfactory results when exposure for 1 week with 60% reduction of corrosion rate. For the sludge samples, the microbial consortium was also promising with a reduction of up to 2.5% of the sludge volume in 2 weeks. The reduction effect was not verified on the organic matter concentrations in the water stream, but there was a 42% reduction in the organic matter concentration on the sludge.

KEYWORDS: water treatment, microbial consortial, sludge reduction, biofilm, corrosion

1 | INTRODUÇÃO

A recuperação de ambientes degradados por rejeitos industriais e urbanos utilizando microrganismos como catalisadores têm sido amplamente estudadas (WAITE C., SILVA G., BITENCOURT J., SABADINI-SANTOS E. , CRAPEZ, 2016). Embora processos físico-químicos de tratamento possam ser empregados com certa eficiência, o uso de processos biológicos muitas vezes é mais indicado devido à maior capacidade de assimilação de variados compostos químicos presentes nos efluentes por parte da diversidade microbiana presente neste tratamento, sendo esta uma grande vantagem (VAN LOOSDRECHT; SALEM, 2006).

Muitos desses consórcios microbianos são obtidos através de técnicas de enriquecimento de microrganismos a partir de amostras de solo de locais preservados da natureza. O produto final, também conhecido como Microrganismos Efetivos (ME), integra um consórcio de bactérias lácticas, bactérias fotossintetizantes, leveduras entre outros microrganismos encontrados no solo, sendo desenvolvido com a finalidade de proporcionar a revitalização de solos através da sua inoculação nestes. Tem havido grande sucesso na aplicação de ME em sistemas sépticos, lagoas e sistemas de lodos ativados, reduzindo indicadores de qualidade de água como DBO, COD, TSS, odor de esgoto, coliformes, etc (SHANKA, B., MATHEW, W., AND PETER, 2002).

Estudos anteriores mostram que, apesar de ter sua ação estabelecida em diversas matrizes ambientais, os resultados obtidos são distintos. Esse desempenho divergente demonstra ainda a necessidade de estudos que visem complementar a compreensão sobre a ação do produto, pois a associação do ME como tratamento complementar deve estar delimitada por estudos conclusivos. No que diz respeito aos trabalhos anteriores, Lokare, et al (2007) citam a importância da confiabilidade sobre os dados gerados em pesquisas sobre o ME e os resultados apresentados na Tabela 1 reforçam a importância dessas pesquisas quanto a comparação desses estudos para a viabilidade do uso

Matriz	Resultados	Referência
Águas residuárias (aquicultura)	Redução do Fósforo (99%), redução na amônia (97%) Após 1 semana, houve aumento dos parâmetros fosforo e amônia, devido à liberação do teor de nutrientes absorvidos da biomassa microbiana à medida que o ME entrou na fase estacionária devido à depleção do substrato para sustentar o seu crescimento.	(LANANAN et al., 2014)the relationship between both bioremediators especially in term of nutrient reduction had not been studied thoroughly in enclosed treatment system. Bioremediation of either Effective Microorganisms (EM
Águas residuárias (tratamento de efluentes)	Sem efeito sobre a redução do volume de lodo (expresso em sólidos suspensos) apesar de apresentar flutuações ao longo do tratamento	(SZYMANSKI; PATTERSON, 2003) with the benefits of reduced sludge handling, and consequently lower costs and decreased impacts upon the environment. This project aimed to test the hypothesis that EM is beneficial in reducing sludge volumes. Two areas of experimentation were undertaken, one at a controlled experiment at the Coffs Harbour Wastewater Treatment Plant (CHWTP
Águas residuárias (tratamento de efluentes)	Eficiência de remoção de 83,5%, 91,5% e 96,0% de TSS, DQO e DBO	(KARAMANY et al., 2013)
Água de abastecimento (Malásia)	Supressão de patogênicos e eliminação de odores	(ZAKARIA; GAIROLA; SHARIFF, 2010)pollutant impurities that impede adequate supply of water have a detrimental effect on the quality and harmful for living organisms including aquatic life. For the reduction of water pollution level, various chemical and biological treatments are available but the emergence of an amazing technology of a multiculture of anaerobic and aerobic beneficial microorganisms is presently gaining popularity due to its environmentally friendly nature. This effective microorganism (EM
Resíduos Bovinos	Diminuição dos valores DQO em 79% e Sólidos Totais em 42%	(BATISTA, 2014)
Águas residuárias	Redução de HPA de 70% em lodo de águas residuais lácteas e 65,7% em lodos mistos. Aumento de 280% para lodos de flotação	(BORUSZKO, 2017)
Águas superficiais (lagos eutrofizados)	Efeito somente em altas concentrações, no entanto com o aumento da dosagem, houve redução da concentração de O.D	(LURLING; TOLMAN; VAN OOSTERHOUT, 2010)the ability of \”Effective Microorganisms (EM, in the form of mudballs or Bokashi-balls
Águas cinzas	As taxas de remoção atingiram 98,1, 91,1, 96,1 e 96,2% para o TSS, COD, BOD5 e óleos e graxas, respectivamente	(ABDEL-SHAFY; MANSOUR, 2016)

Tabela 1- Uso do ME associado a diferentes matrizes ambientais

Considerando que no tratamento de efluentes convencional os microrganismos não são totalmente removidos, a alta concentração microbiana presente nos efluentes aumenta a potencialidade da corrosão induzida por microrganismos (CIM), o que

pode comprometer a integridade da superfície metálica favorecendo a formação de ambiente corrosivo nos equipamentos e tubulações de estações de tratamento, causando diversos prejuízos em função da ruptura e consequente vazamento de esgotos (ALBUQUERQUE; NEVES, 2014; SCHUMERTH, 2006).

A CIM ocorre na presença de biofilmes que são capazes de modificar as condições químicas na superfície metálica e criar mudanças locais no tipo e na taxa das reações eletroquímicas envolvidas no processo de corrosão. Mas nem todos os biofilmes induzem a corrosão e nem sempre é possível relacionar os processos corrosivos a consórcios bacterianos ou ao número de bactérias (D. THIERRY, 1997).

No caso dos sistemas de tratamento de efluentes secundários, não é previsto a dosagem de agentes antimicrobianos após a finalização desta etapa. Logo, a presença remanescente dos microrganismos pode promover uma atividade indesejável microbiana como a corrosão das tubulações de transporte de efluentes (MADIGAN, et al., 2010). O efeito de microrganismos seja sobre o aumento ou a diminuição da corrosão ocorre em superfícies colonizadas na presença de biofilmes (JUZELIUNAS et al., 2006). Neste ponto a dosagem de ME pode ser uma opção promissora complementar ao tratamento, uma vez que são apresentados por outros autores (BORUSZKO; BUTAREWICZ, 2015; HIGA; WIDIDANA, 1991; SAMPAOTONG, et al., 2016) sua atividade antimicrobiana sobre outros microrganismos.

O objetivo geral deste trabalho é avaliar a aplicação de um consórcio microbiano, visando a biorremediação das amostras estudadas, neste caso: amostras de águas superficiais marinhas e lodo de praias próximas à Ilha do Fundão na Baía de Guanabara, com características que permitam a autodepuração ambiental, bem como a avaliação desta aplicação na presença de corpos de prova em ensaios de corrosão, como escolha de uma ferramenta auxiliar no tratamento de efluentes.

2 | MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Coleta de amostras

As amostras aquosas e de lodo foram coletadas na Baía de Guanabara, região próxima a Ilha do Fundão, na cidade do Rio de Janeiro. Os experimentos foram conduzidos no Labtare - (Laboratório de Reuso de Aguas e Efluentes) - Escola de Química da Universidade Federal do Rio de Janeiro.

2.2 Caracterização das amostras

A Tabela 2 apresenta os parâmetros e métodos utilizados na caracterização das correntes coletadas antes e após o experimento.

Parâmetros	Amostra	Técnica analítica	Unidade
pH	Água / Efluente	Direto, Potenciométrico	-----
OD	Água / Efluente	Direto, Potenciométrico	mg/L
Condutividade	Água	Direto, Potenciométrico	mS/cm
DQO	Água	Standard Methods, refluxo fechado	mg/L
Matéria orgânica	Sedimentos	Massa seca	%
Nitrogênio Amoniacal	Água	Standard Methods, eletrodo seletivo	mg/L
Fosfato	Água	Standard Methods, Kit Hach	mg/L
Taxa de corrosão	Efluente	Gravimétrico	mm/ano

Tabela 2 - Caracterização das correntes estudadas – corrente aquosa e fase sólida

2.3 Análises preliminares

Foi realizada uma etapa de avaliação da redução do volume de sedimento, com uma dosagem fixa de ME (10mL/L). Nesta fase foi avaliada a taxa de corrosão em corpos de prova de aço de carbono AISI1020. Para o estudo de degradação da matéria orgânica no sedimento foram utilizadas amostras de lodo e para o estudo de corrosão foi utilizada amostra da corrente aquosa.

2.4 Ativação do consórcio microbiano

O ME foi adquirido em estado de dormência e foi ativado conforme indicação do fabricante (90% de água 5% de melado de cana e 5% de ME) e foi cultivado a 30 °C em estufa bacteriológica (Quimis). Para acompanhamento do crescimento celular foi realizada a leitura de absorbância (600 nm) em espectrofotômetro (agilent/8453) e a análise de peso seco. Foi acompanhado também a variação de pH neste período.

2.5 Avaliação da redução do volume de sedimento

Em uma proveta com capacidade de 250 mL foram adicionados os sedimentos oriundos de dois pontos distintos da Baía de Guanabara. Foram dosados 10 mL/L de ME, misturados com bastão de vidro e deixados em repouso por 2 semanas para avaliação da redução do volume de sedimento.

2.6 Análise do teor de matéria orgânica no sedimento

Após 4 semanas do ensaio foram retiradas alíquotas de 100 g do sedimento e pesadas 15 g em balança analítica digital GEHAKA AG-200, para determinação do teor de matéria orgânica. A determinação do teor de matéria orgânica foi realizada de acordo com o método citado por Silva (2012), que estabelece a determinação da matéria orgânica por oxidação a quente com o cálculo através da perda de massa. A determinação do teor de matéria orgânica foi realizada em razão da perda de massa em função das variações de temperaturas utilizadas no teste (105 °C e 550°C).

Utilizando-se a Equação 1:

$$MO\% = (P - (T - C)) \times \frac{100}{P} \quad \text{Equação 1}$$

Onde: P= peso da amostra (g), após 105 °C C= tara do Cadinho (g) T= peso (g), após 550°C

2.7 Montagem do aparato experimental

Para avaliação da ação biorremediadora na fase aquosa, foram montados 4 experimentos (controle, dosagens de ME 0,5, 1,0 e 2,0 mL/L) em um recipiente plástico com capacidade de 14 L com camadas intercaladas de areia (1 cm), sedimento (1,5 cm) e 7,0 L de água. Este sistema permaneceu em estabilização por 24 horas. Após este tempo, um compartimento contendo mais 2,0 L de água foi utilizado a fim de manter uma circulação contínua do fluxo, com bomba submersa (mini C - Sarlobetter) numa taxa média de 1,0 L/hora. Todas as medições e dosagem de produto foram realizadas neste compartimento, a fim de evitar perturbações nos compartimentos-teste. A Figura 1 indica o esquema experimental:

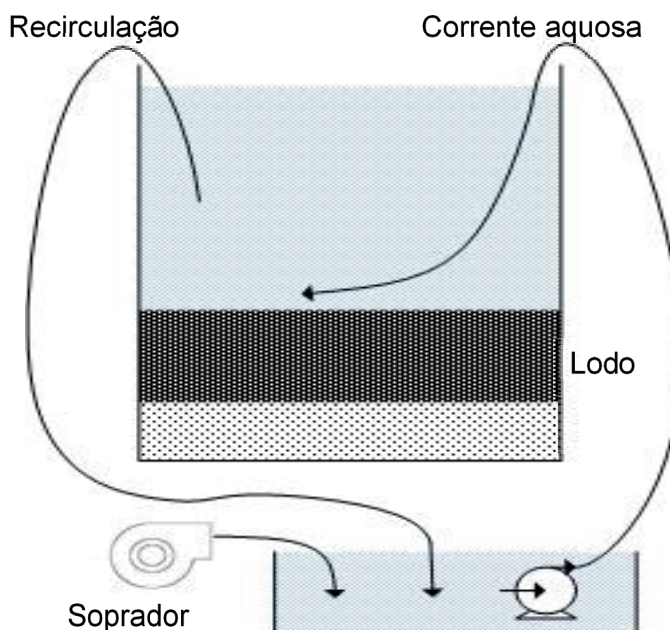


Figura 1- Esquema do teste de bancada – Primeira camada: Areia; Segunda camada: Lodo; Terceira camada: Água. Tempo total do experimento: 4 semanas.

2.8 Montagem e realização do ensaio de corrosão

O estudo de corrosão da água tratada com o ME foi realizado com 4 amostras de aço carbono AISI 1020 que foram previamente preparadas conforme Norma ASTM G31 (ASTM, 2003a) submetidos ao processo de imersão total, em temperatura ambiente. Foram montadas 2 condições experimentais com 4 cupons de aço carbono

cada. A primeira condição consistiu em submergir 4 corpos de prova no efluente sem ME e na segunda condição foi adicionado uma dosagem única de ME na concentração 10 mL/L no primeiro dia de experimento e após 168 horas foi determinada a taxa de corrosão por perda de massa. Ao término do ensaio, 3 dos corpos de prova foram retirados e o produto de corrosão foi removido seguindo o método de limpeza química descrito na norma ASTM (ASTM, 2003b) e procedeu-se a limpeza mecânica seguida de decapagem com Solução de Clark. O 4º corpo de prova foi removido e reservado para análise de MEV (microscopia eletrônica de varredura). Foi realizado então o cálculo da taxa de corrosão por perda de massa, que utilizou a Equação 2:

$$T_c = \frac{8,76 \times 10^4 \times \Delta m}{A \times t \times d} \quad \text{Equação 2}$$

Onde: Δm = perda de massa expressa em g; T_c = taxa de corrosão expressa em $\mu\text{m}/\text{ano}$; d = densidade do corpo-de-prova expressa em g/cm^3 ; A = área do corpo-de-prova expressa em cm^2 ; t = tempo do ensaio expresso em ano.

3 | RESULTADOS

3.1 Análise de pH, Oxigênio Dissolvido e Condutividade

Durante as 4 semanas de experimento foi verificado que na presença do ME, foi verificado que houve uma evolução dos valores de pH nas três condições de dosagem, isto pode ter acontecido pelo processo de nitrificação, pois em pH neutro a amônia encontra-se sobre a forma de íon amônio (NH_4^+) e com o leve aumento de pH pode favorecer o deslocamento da reação para formação da amônia (NH_3^+). Asano (2007) também cita que esta reação favorece a alcalinidade do processo. Quanto a concentração oxigênio dissolvido, houve um aumento mais acentuado, especialmente observada nas condições de dosagem (0,5; 1,0 e 2,0 mL/L) com valor médio inicial de 1,8 e evoluindo até média 3,4 (Figura 3B) que corrobora que após a oxidação do nitrogênio amoniacal (Figura 4B), o consumo de oxigênio é menor. Todos os valores de condutividade apresentaram valores mais elevados ao fim do experimento mesmo na condição controle (Figura 3C), isto pode ter acontecido, devido a alguma perda de água por retirada das alíquotas para análise ou por evaporação, favorecendo o aumento da concentração de íons presentes no sistema. Os valores iniciais foram em média de 29,1 ms/cm para as condições controle e e 27, 2 ms/cm para as condições 1,0 mL/L e 2,0 mL/L, finalizando com valores médios de 32,3 ms/cm para as condições controle, 0,5 e 1,0 mL/L e para a condição 2,0 mL/L, 33,17ms/cm.

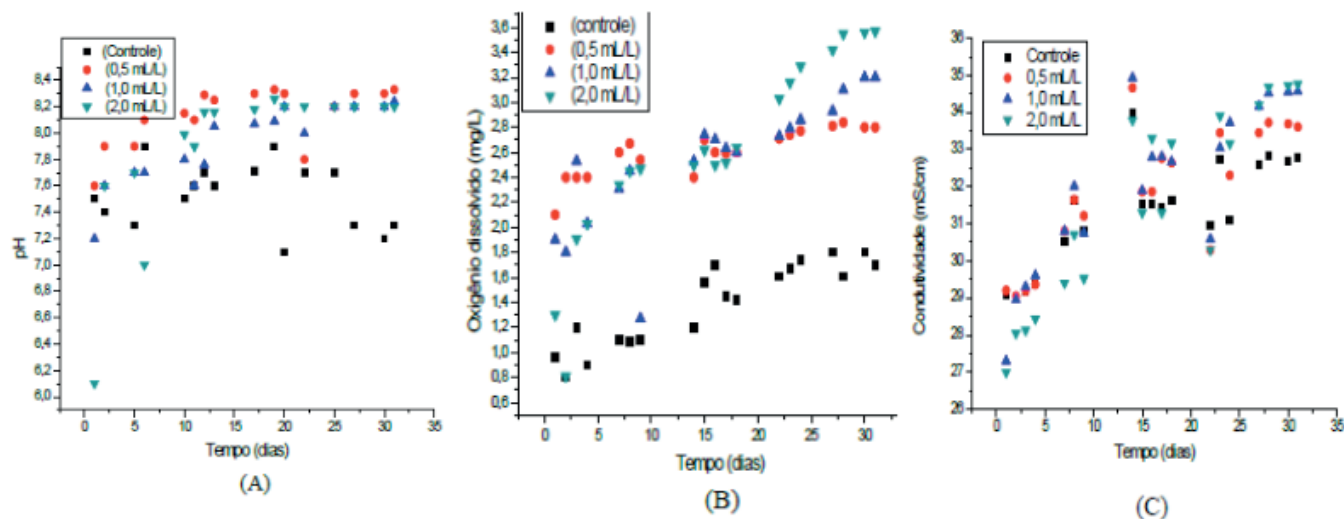


Figura 3- Acompanhamento de pH (A), Oxigênio Dissolvido(B) e Condutividade (C)

3.2 Análise de DQO e Nitrogênio Amoniacal

Na avaliação de DQO, a primeira semana reflete que em função do aumento da concentração de ME, foi observado o aumento do valor da matéria orgânica (141,42; 142,52;155,6;157,67 mg/L). Foi verificado um leve aumento de DQO (Figura 4A) para todas condições estudadas, isto pode ter sido devido à natureza cada vez mais facilmente oxidável de decomposição do material na fase sólida que pode ter sido liberada deste compartimento para a fase líquida, com reflexo maior nas maiores concentrações da dosagem do produto. Para o Nitrogênio Amoniacal na primeira semana houve uma redução dos valores quando comparando ao teste controle (27,69; 15,94; 18,99; 13,76 mg/L de $\text{NH}_3\text{-NH}$), na segunda e terceira semanas essa tendência se manteve indicando que houve uma melhora na redução deste parâmetro por ação do ME. Na quarta semana, os valores seguiram nesta tendência, exceto para a 2a condição de dosagem, mas para a primeira e terceira condição, essa tendência permaneceu (1,55; 0,92; 9,94; 0,8 mg/L de $\text{NH}_3\text{-NH}$) (Figura 4B). Este comportamento pode estar relacionado com o processo de nitrificação que ocorre pela ação microbiana, quando há consumo de amônio, sob condições aeróbias. Embora não tenham sido monitoradas outras formas de nitrogênio, é possível através da avaliação da Figura 4B constatar que houve uma redução do nitrogênio amoniacal assim como a elevação do pH e OD verificados nas Figura 3A e Figura 3B.

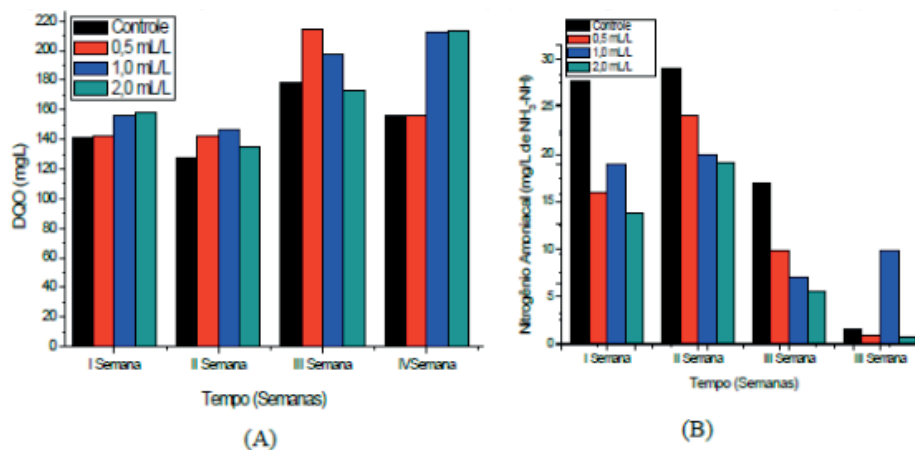


Figura 4- Acompanhamento de DCO (A); Nitrogênio Amoniacoal (B)

3.3 Avaliação da redução do volume de sedimento

Com os sedimentos da Baía de Guanabara de dois pontos diferentes, foi observado que em aproximadamente 2 semanas, o ME favoreceu a degradação do sedimento, reduzindo volume inicial do primeiro dia que foi de 250 mL. Foi observado que no 6º sexto dia já houve uma redução de volume de 2,12% e 12º dia uma redução de 2,48%.

3.4 Análise da concentração de matéria orgânica no sedimento

O teor de matéria orgânica no sedimento foi determinado através da estimativa de perda de massa por ignição (gravimetria). Os valores apresentaram variação entre 9,55% e 16,68%. A condição de dosagem de 1,0 mL/L favoreceu a redução de 42,74% de matéria orgânica quando comparada a condição controle.

A associação entre matéria orgânica e a granulometria do sedimento está diretamente relacionada. Carmo & Silva (2012) encontraram uma variação de matéria orgânica na Baía de Guanabara de 0,59 até 8,4%, enquanto os valores apresentados por Catanzaro et al., (2004) variaram entre 4 e 6%. O trabalho de Barbosa et al., (2004) apresentou cerca de 15 a 27% de matéria orgânica, no canal da Ilha do Fundão. Essas referências indicam perfis variados de matéria orgânica de um modo geral em função da granulometria.

3.5 Determinação da taxa de corrosão

A perda de massa foi avaliada para as seguintes condições: efluente tratado na ausência e na presença do ME. O valor médio da taxa de corrosão em (mm/ano) para o efluente tratado com ME foi de $0,024 \pm 0,010$ mm/ano e para o efluente tratado sem ME foi de $0,040 \pm 0,004$ mm/ano. Foi verificado que houve redução na taxa de corrosão da classificação de moderada para baixa, de acordo com a classificação da NACE RP-07-75. Os resultados indicam que a amostras que foram submetidas ao ensaio na presença do ME apresentaram uma taxa de corrosão menores do que na ausência do ME, com uma diferença de 60%.

3.6 Avaliação da superfície metálica por MEV

A microscopia eletrônica de varredura foi realizada para melhor avaliação do aspecto da superfície metálica. A Figura 5A e B, ilustra a diferença da camada formada sobre a superfície metálica através da análise de MEV.

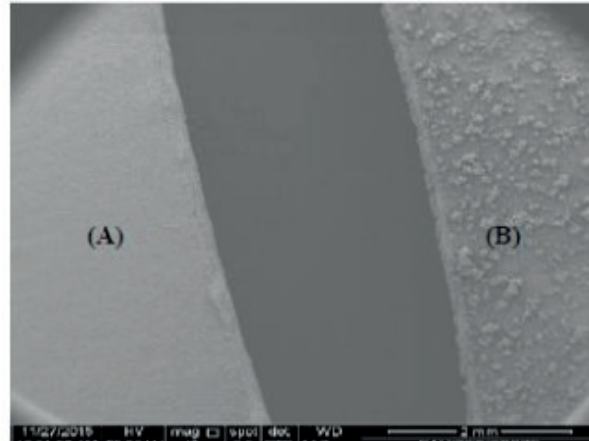


Figura 5-Análise de MEV dos corpos de prova. À esquerda (A) o aspecto da superfície o cupom na presença do ME. À direita (B) o aspecto da superfície do cupom na ausência do ME.

A redução na taxa de corrosão foi atribuída a ação dos microrganismos presentes no ME. Segundo Videla (2003), a presença de microrganismos pode favorecer a formação de um biofilme (protetor) na superfície metálica, retardando as reações de corrosão uniforme, mediante a redução da atividade ou a suspensão de determinadas reações no processo corrosivo. Através da avaliação do MEV é possível verificar a diferença na formação do produto de corrosão quando na presença do ME é verificada a uma cobertura microbiana mais uniforme sobre a superfície metálica.

A capacidade de algumas bactérias formadoras de biofilme em inibir a corrosão foi demonstrada por alguns estudos experimentais (CHONGDAR; GUNASEKARAN; KUMAR, 2005; GUNASEKARAN et al., 2004; LITTLE; WAGNER; MANSFIELD, 1991). O biofilme formado atua como um inibidor pela formação de uma camada que permanece adsorvida na interface metálica com a solução que inibe as reações catódicas e anódicas, sendo dependente da adesão a superfície. As vezes mesmos microrganismos que causam corrosão podem apresentar comportamento inibidor, mas a maioria desses mecanismos é contraditória (VIDELA, 2003), pois os biofilmes não são irreversíveis e estáveis, o que explica parcialmente este efeito inibitório.

4 | CONCLUSÕES

O uso de consórcios microbianos em diferentes amostras ambientais foi investigado preliminarmente e apresentou uma potencial eficiência de tratamento. Considerando que estes resultados contribuem para uma nova perspectiva de uso do ME, a avaliação dos parâmetros físico químicos pH e oxigênio dissolvido indicaram

uma tendência ao aumento em todas as condições de dosagem. Não foi possível determinar ainda a eficácia do produto na redução da matéria orgânica através das análises de DQO. Para o nitrogênio amoniacal, houve diminuição de todos os valores, mesmo na condição controle, exceto a condição 2.

Os testes de corrosão indicaram uma potencialidade do uso do consórcio microbiano na proteção contra a corrosão, na presença do ME, embora os mecanismos de corrosão e sua inibição microbiana necessitem de maior investigação, devido à variabilidade da atividade microbiana.

Os resultados obtidos estão de acordo com a literatura uma vez foram verificadas algumas respostas diferentes quanto ação do ME sobre a redução da matéria orgânica. Contudo, a utilização do produto se apresenta de forma promissora, por não oferecer riscos à saúde humana ou do ambiente e por ter sua aplicação isolada ou associada a outros tratamentos com bons resultados expressas por outros autores. A associação do ME na remediação de águas contaminadas com aplicação para prevenção da corrosão destaca a importância do assunto e se apresenta como uma alternativa promissora no tratamento de efluentes, por não oferecer toxicidade, sendo necessários mais estudos até seu aproveitamento como uma técnica de controle de corrosão aplicável.

REFERÊNCIAS

ABDEL-SHAFY, H. I.; MANSOUR, M. S. M. Integration of effective microorganisms and membrane bioreactor for the elimination of pharmaceutical active compounds from urine for safe reuse. **Journal of Water Reuse and Desalination**, v. 6, n. 4, p. 495–504, 1 dez. 2016.

ALBUQUERQUE, A. C.; NEVES, C. A. B. BIOCORROSÃO – DA INTEGRIDADE DO BIOFILME À INTEGRIDADE DO MATERIAL. **Corrosão & Proteção de materiais**, v. 33, n. 1–2, p. 18–23, 2014.

ASANO, T. **Metcalf & Eddy, Inc Water reuse_ issues, technologies, and applications-McGraw-Hill (2007)**. [s.l.: s.n.].

ASTM. ASTM- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. ASTM- G31-72: Standard Practice for Laboratory Immersion Corrosion Testing of Metals. 2003a.

ASTM. **ASTM - AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. ASTM G1- 03. Standard practice for preparing, cleaning, and evaluating corrosion test specimens**, 2003b.

BARBOSA, M. C. et al. **Studies of channel sediments contaminated with organics and heavy metals**. Journal of Hazardous Materials. **Anais...2004**

BATISTA, M. **Effective microorganisms (EM) como bioalimentadores na digestão anaeróbia de resíduos de bovinos**. [s.l.] Universidade federal de Viçosa, 2014.

BORUSZKO, D. Research on the influence of anaerobic stabilization of various dairy sewage sludge on biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons PAHs with the use of effective microorganisms. **Environmental Research**, v. 155, p. 344–352, 2017.

- BORUSZKO, D.; BUTAREWICZ, A. Impact of effective microorganisms bacteria on low-input sewage sludge treatment. **Environment Protection Engineering**, v. 41, n. 4, p. 83–94, 2015.
- CARMO, D. L. DO; SILVA, C. A. Métodos de quantificação de carbono e matéria orgânica em resíduos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 4, p. 1211–1220, ago. 2012.
- CATANZARO L., BAPTISTA NETO J., GUIMARÃES M., S. C. G. Distinctive sedimentary processes in Guanabara Bay-SE/Brazil based on the analysis of echo-character (7.0 kHz). **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 22, p. 69–83, 2004.
- CHONGDAR, S.; GUNASEKARAN, G.; KUMAR, P. Corrosion inhibition of mild steel by aerobic biofilm. **Electrochimica Acta**, v. 50, n. 24, p. 4655–4665, ago. 2005.
- D. THIERRY. Biofilms Analysis of Different Steels Immersed in Ground Water. In: **Aspects of Microbially Induced Corrosion: Papers from Eurocorr'96 and the Efc Working Party on Microbial Corrosion**. [s.l.] Maney Materials Science, 1997. p. 77–88.
- DO CARMO, D. L.; SILVA, C. A. Métodos de quantificação de carbono e matéria orgânica em resíduos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, 2012.
- GUNASEKARAN, G. et al. Influence of bacteria on film formation inhibiting corrosion. 2004.
- HIGA, T.; WIDIDANA, G. N. The Concept and Theories of Effective Microorganisms. **Proceedings of the First International Conference on Kyusei Nature Farming**, p. 118–124, 1991.
- JUZELIUNAS, E. et al. Influence of wild strain *Bacillus mycoides* on metals: From corrosion acceleration to environmentally friendly protection. **Electrochimica Acta**, v. 51, n. 27, p. 6085–6090, 2006.
- KARAMANY, H. EL et al. Potential of Effective Microorganisms (Em) for Conventional Activated Sludge Upgrade. **International Water Technology Journal**, v. 3, n. 2, p. 78–86, 2013.
- LANANAN, F. et al. Symbiotic bioremediation of aquaculture wastewater in reducing ammonia and phosphorus utilizing Effective Microorganism (EM-1) and microalgae (*Chlorella* sp.). **International Biodeterioration and Biodegradation**, v. 95, n. PA, p. 127–134, 2014.
- LITTLE, B.; WAGNER, P.; MANSFIELD, F. Microbiologically influenced corrosion of metals and alloys. **Int. Mater. Rev.**, v. 36, n. 6, p. 253–272, 1991.
- LOKARE, C. Effective Microorganisms : Myth or reality ? **Peruvian Journal of Biology**, v. 14, n. 2, p. 315–319, 2007.
- LURLING, M.; TOLMAN, Y.; VAN OOSTERHOUT, F. Cyanobacteria blooms cannot be controlled by Effective Microorganisms (EM) from mud- or Bokashi-balls. **Hydrobiologia**, v. 644, p. 133–143, 2010.
- MADIGAN, M.T.; MARTINKO, J.M.; DUNLAP, P.V.; CLARK, D. P. **Microbiologia de Brock**. Porto Alegre: Artmed, 2010.
- SAMPAOTONG, TANITTA; LEK-UTHAI, USA; ROONGRUANGCHAI, JANTIMA; ROONGRUANGCHAI, K. Viability and morphological changes of *Acanthamoeba* spp. cysts after treatment with Effective microorganisms (EM). **journal of parasite diseases**, v. 40, n. 2, p. 369–373, 2016.
- SCHUMERTH, D. J. **Gray and Impaired Water Cooling in Surface Condensers and Heat Exchangers**. ASME 2006 Power Conference. **Anais...ASME**, 2006Disponível em: <<http://proceedings.asmedigitalcollection.asme.org/proceeding.aspx?articleid=1589028>>

SHANKA, B., MATHEW, W., AND PETER, F. **Evaluation of Effective Microorganisms Wastewater Treatment Method for Use in a Solar Aquatic Facility in Bozeman, Montana, USA.** Sustainable Community Development, L.L.C. 811 Cherry St, Ste 302, Columbia. **Anais...**2002

SZYMANSKI, N.; PATTERSON, R. A. Effective Microorganisms (Em) and Wastewater Systems. **Best Management Practice Conference**, n. October, p. 347–354, 2003.

VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; SALEM, S. Biological treatment of sludge digester liquids. **Water Science and Technology**, v. 53, n. 12, p. 11–20, 2006.

VIDELA, H. A. **Biocorrosão, Biofouling e Bioterioração de materiais.** 1a. ed. [s.l.] Edgard Blücher Ltda, 2003.

WAITE C., SILVA G., BITENCOURT J., SABADINI-SANTOS E. , CRAPEZ, M. Copper and lead removal from aqueous solutions by bacterial consortia acting as biosorbents. **Marine Pollution Bulletin**, v. 109, n. Issue 1, p. 386–392, 2016.

ZAKARIA, Z.; GAIROLA, S.; SHARIFF, N. M. Effective microorganisms (EM) technology for water quality restoration and potential for sustainable water resources and management. **International Environmental Modelling and Software Society (iEMSs)**, v. 1, n. 1, p. 80–87, 2010.

ESTUDO DO ACÚMULO DE NITRITO EM REATOR SEQUENCIAL EM BATELADA VISANDO A REMOÇÃO DE NITROGÊNIO PELA VIA CURTA

Ajadir Fazolo

Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Londrina - PR

Alisson Luiz Boeing

Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Londrina - PR

Kátia Valéria Marques Cardoso Prates

Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Londrina - PR

Paulo Henrique Mazieiro Pohlmann

Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Londrina - PR

Rafael Coelho Ciciliato

Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Londrina - PR

Rafaella Oliveira Baracho

Universidade Federal de Goiás
Goiania – GO

RESUMO: Vários fatores influenciam o acúmulo de nitrito na nitrificação pela via curta, incluindo a concentração de oxigênio dissolvido, pH, temperatura, amônia livre e ácido nitroso livre. Neste trabalho operou-se um reator em bateladas seqüenciais, revestido internamente com espuma de poliuretano e alimentado com água residuária com cerca de $200 \text{ mgN-NH}_4^+ \text{ L}^{-1}$. O sistema foi submetido a diferentes condições operacionais, conforme delineamento composto

central rotacional (DCCR). O objetivo principal foi estudar a influência da vazão de ar e do pH inicial no acúmulo de nitrito no reator, visando a desnitrificação pela via curta. Os principais resultados apontaram que, os níveis mais elevados de remoção do N-amoniaco e acúmulo de nitrito, avaliado pela relação N-nitrito/N-nitrito+N-nitrato, foram verificados em pH próximo a 8,0 e vazão de ar de 0,3 vvm, com valores na faixa 90% e 94%, respectivamente.

PALAVRAS-CHAVE: reator seqüencial em batelada, nitrificação parcial, acúmulo de nitrito.

NITRITE ACCUMULATION IN A SEQUENTIAL BATCH REACTOR FOR SHORTCUT NITROGEN REMOVAL

ABSTRACT: Several factors influence accumulation of nitrite in shortcut nitrification by including dissolved oxygen concentration, pH, temperature, free ammonia, and free nitrous acid. In this study, a sequential batch reactor was operated with its internal surfaces covered with polyurethane matrices and fed with wastewater of about $200 \text{ mgN-NH}_4^+ \text{ L}^{-1}$. The system was submitted to different operational conditions, as central composite rotational design (CCRD). The main goal was to study the influence of air flow and initial pH on the short-cut nitrification. The main results indicated that the highest

levels of N-ammoniacal removal and nitrite accumulation, evaluated by the relation N-nitrite / N-nitrite+N-nitrate were found at pH levels of 8,0 and air flow of 0,3vvm, with values within the range of 90% and 94%, respectively.

KEYWORDS: sequential batch reactor, partial nitrification, nitrite accumulation.

1 | INTRODUÇÃO

A remoção biológica do nitrogênio é tradicionalmente alcançada em duas etapas sequenciais. Na nitrificação (primeira etapa), bactérias autotróficas oxidam o nitrogênio amoniacal a nitrito e nitrato, em meio ambiente com disponibilidade de oxigênio. Na segunda (desnitrificação), bactérias heterotróficas reduzem as formas oxidadas do nitrogênio a nitrogênio gasoso, utilizando uma fonte de carbono, em ambientes caracterizados pela ausência de oxigênio dissolvido (METCALF & EDDY, 2016).

Inúmeras pesquisas estão sendo desenvolvidas visando estudar formas alternativas para a remoção de nutrientes das águas residuárias, que possibilitem o aumento da eficiência dos processos e a redução dos custos operacionais Dawas et al. (2019). Neste contexto, a remoção biológica de nitrogênio pela via curta, se baseia na ocorrência de nitrito, como produto intermediário, tanto no processo de nitrificação quanto de desnitrificação (CIUDAD et al. 2005). Geralmente, a via curta é alcançada por meio da inibição da nitratação e, conseqüente, acúmulo de nitrito, sendo a desnitrificação efetuada a partir do nitrito. De acordo com Henze (1997), o acúmulo de nitrito no sistema tende a ocorrer apenas em condições desfavoráveis a nitrificação convencional, como a presença de substâncias inibidoras, tempo de detenção hidráulica inadequado, e temperatura e pH desfavoráveis.

Dentre os aspectos positivos do emprego da desnitrificação pela via curta, destacam-se: a menor demanda de oxigênio, que resulta em uma economia de 25% nos custos operacionais de aeração; redução de cerca de 40% dos substratos orgânicos para a desnitrificação heterotrófica; redução na produção de lodo de aproximadamente 40% e possível aumento da velocidade de desnitrificação (ZANG et al. 2015; GAO et al. 2009; METCALF & EDDY, 2016).

De acordo com Jianlong & Ning (2004), são, geralmente, empregadas três estratégias para execução de nitrificação curta (via nitrito):

- 1) Promover a mudança no pH, pois este interfere nas concentrações de amônia e ácido nitroso livres, inibindo seletivamente as *Nitrobacter* (embora alguns autores descrevam a instabilidade deste processo pela adaptação dos microrganismos e restauração da nitrificação completa);

- 2) Manter a temperatura do meio mais elevada (acima de 25 °C), tendo em vista que, nesta faixa, as bactérias que oxidam o íon amônio têm maior velocidade de crescimento que as oxidadoras de nitrito;

- 3) Provocar a competição por oxigênio, uma vez que a maior afinidade das

bactérias que oxidam o N amoniacal diminuir e/ou restringir o crescimento das que oxidam o nitrato.

Assim, inúmeros pesquisadores tem demonstrado o efeito, principalmente, da temperatura, da concentração de oxigênio dissolvido e do pH no acúmulo de nitrito em sistemas de tratamento, entre eles Yan e Hu(2009), Zhang et al.(2015), Liu et al. (2017), Dawas et al. (2019), Wang et al. (2019).

O presente trabalho teve como objetivo estudar, a influência da vazão de ar e do pH inicial no acúmulo de nitrito em um reator operado em batelada, utilizando a metodologia de planejamento experimental fatorial associada à análise de superfície de resposta descrita por Rodrigues & lemma (2005).

2 | MATERIAIS E MÉTODOS

A pesquisa foi desenvolvida na da Universidade Tecnológica Federal do Paraná- Campus Londrina-PR.

Instalações experimentais: Os experimentos foram realizados em um reator em batelada sequencial, contendo biomassa imobilizada em espuma de poliuretano, conforme apresentado na Figura 1.

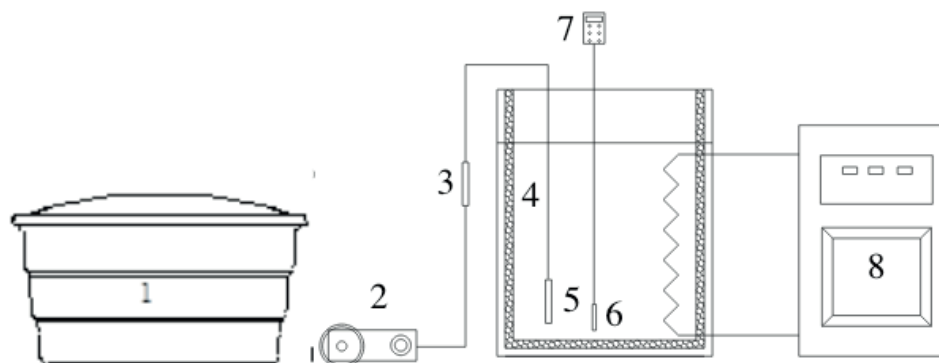


Figura 1. Fotografia e esquema das instalações experimentais: (1) reservatório de água residuária; (2) compressor de ar; (3) rotâmetro (4) espuma de poliuretano; (5) pedra difusora de ar; (6 e 7) eletrodo e medidor de pH; (8) banho ultratermostatizado.

O reator foi confeccionado em aço inox, com diâmetro de 20 cm e altura útil de 16 cm, resultando num volume útil de 5 L. As paredes internas foram revestidas com uma manta de espuma de poliuretano, com 1 cm de espessura, para possibilitar a adesão e a retenção da biomassa.

Funcionamento das unidades: O reator foi alimentado manualmente, no início de cada ensaio, e mantido sob condições operacionais controladas. Durante a fase experimental foram ajustados: o pH inicial, por meio da adição de **ácido sulfúrico** (H_2SO_4) para redução e hidróxido de sódio (NaOH) para elevação do pH inicial); a temperatura, mantida em 25°C por um banho ultratermostatizado e a vazão de ar, através da regulagem na válvula de controle do rotâmetro. Ao final, o efluente foi removido pelo fundo do reator por um sistema de sifão.

Inicialmente, o sistema foi pré-operado por cerca de 15 dias para desenvolvimento e adesão da biomassa nitrificante à espuma de poliuretano. Durante este período, o reator foi operado sem o controle das diversas variáveis envolvidas como pH inicial, temperatura, vazão de ar e alcalinidade.

A água residuária utilizada continha aproximadamente de 200 mgN L⁻¹ na forma amoniacal.

Planejamento estatístico: Foi utilizado o planejamento estatístico Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR) para avaliar a influência das variáveis independentes em uma superfície de resposta, conforme apresentado por Rodrigues & Lemma (2005). As variáveis independentes foram a vazão de ar e pH inicial. A vazão de ar (Q_{ar}) é apresentada na forma de volume de ar por minuto dividido pelo volume de líquido (VVM), para melhor comparação com outros sistemas de aeração. A faixa de valores de VVM foi estabelecida tomando por base em Andrade et al. (2010), variando na faixa de 0,10 e 0,50. Para o pH inicial, os valores testados cobrirão uma ampla faixa de 6,0 a 10,0.

A Tabela 1 apresenta o planejamento fatorial com os valores codificados e reais dos fatores avaliados nos experimentos.

Fatores	Valores Codificados	-1,414	-1	0	+1	+1,414
pH inicial	Valores Reais	6,0	6,6	8,0	9,4	10,0
Q_{ar} (vvm)		0,10	0,16	0,30	0,44	0,50

Tabela 1. Planejamento fatorial com os valores codificados e reais

Parâmetros calculados: Foram calculados parâmetros relacionados com a oxidação do N-amoniaco e acúmulo de N-nitrito.

O N-amoniaco oxidado, foi quantificado pela equação (1):

$$N - \text{amoniaco} (\%) = \frac{(N_i - N_f) \cdot 100}{N_i} \quad (1)$$

sendo: N-amoniacal (%) o percentual de N-amoniacal oxidado;
 N_i a concentração inicial de N-amoniacal;
 N_f a concentração final de N-amoniacal.

O acúmulo de N-nitrito foi estimado pela distribuição das formas oxidadas de nitrogênio, expressa, em termos percentuais, pela equação (2):

$$\frac{\text{N - nitrito}}{\text{N - oxidado}} (\%) = \frac{(\text{NO}_2^-)100}{(\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-)} \quad (2)$$

Em que: N-nitrito / N-oxidado é a fração percentual de N-nitrito em relação a soma N-nitrito e N-nitrato.

N-NO_2^- é a concentração de N-nitrito ($\text{mg N-NO}_2^- \text{ L}^{-1}$)

N-NO_3^- é a concentração de N-nitrato ($\text{mg N-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$)

Os resultados serão avaliados pela Metodologia de Superfície de Resposta (MSR), Análise de variância (ANOVA).

Parâmetros monitorados: Os parâmetros monitorados e os métodos utilizados são apresentados na Tabela 2, conforme preconizados pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA/AWWA/WEF, 2012). As análises foram realizadas no início e ao final de cada ciclo.

Parâmetro analisado	Método utilizado
pH	Potenciométrico
N-NH_4^+ (mgN L^{-1})	Espectrofotométrico
N-NO_2^- (mgN L^{-1})	Espectrofotométrico
N-NO_3^- (mgN L^{-1})	Espectrofotométrico
Alcalinidade ($\text{mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$)	Titulométrico

Tabela 2. Parâmetros de monitoramento e métodos utilizados

A concentração de amônia livre (NH_3) foi estimada pela equação (3) apresentada por Anthonisen *et al.* (1976).

$$\text{NH}_3 = \frac{17 \text{ N } 10^{\text{pH}}}{14 e^{\frac{6344}{(273+T)}} + 10^{\text{pH}}} \quad (3)$$

em que: NH_3 é concentração de amônia livre ($\text{mg N-NH}_3 \text{ L}^{-1}$)

N é concentração de N como amônia total (mg N L⁻¹)

T é a temperatura (°C)

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 3 estão apresentados os resultados experimentais para as variáveis resposta utilizadas no planejamento estatístico. O tempo de cada ciclo foi de 12 horas.

Ensaio	Qar (vvm)	pH -	N-NH ₃ (mgN L ⁻¹)	N-amoniacal (%)	N-NO ₂ /N-NO ₂ +N-NO ₃ (%)
1	-1	-1	0,58	12,86	97,13
2	+1	-1	0,52	67,35	48,82
3	-1	1	139,34	42,69	47,01
4	+1	1	132,71	51,07	77,21
5	-1,41	0	11,97	65,51	78,77
6	+1,41	0	11,15	98,36	76,34
7	0	-1,41	0,12	68,64	66,47
8	0	+1,41	192,95	24,54	55,67
9	0	0	10,97	98,21	99,90
10	0	0	11,29	91,45	94,06
11	0	0	11,55	99,43	95,15

Tabela 3. Matriz do planejamento (DCCR) com os fatores codificados e resultados experimentais para amônia, oxidação de N-amoniacal e N-nitrito acumulado

A partir dos resultados apresentados na Tabela 3 é possível verificar que os melhores resultados foram obtidos na região do ponto central do planejamento estatístico (ensaios 9, 10 e 11). Nessa condição, foram observadas conversão do N-amoniacal inicial e acúmulo de nitrito acima de 90%. No ensaio 1, o acúmulo de nitrito foi elevado, porém, a eficiência na conversão do N-amoniacal foi inferior a 13%, o que resultaria em uma pequena remoção de nitrogênio da água residuária.

Na Tabela 4, são apresentados os valores dos efeitos estimados para a oxidação do N-amoniacal e acúmulo de nitrito.

Parâmetro	Efeito	Erro padrão ¹	t	p-valor
-----------	--------	--------------------------	---	---------

a	Intercepto	96,4450	10,4356	9,2425	0,0002
	Qar (L)	27,3786	12,8002	2,1386	0,0854
	Qar (Q)	-24,9469	15,2740	-1,6333	0,1633
	pH (L)	-12,1940	12,8002	-0,9526	0,3845
	pH (Q)	-60,5035	15,2740	-3,9612	0,0107
	Qar x pH	-23,0550	18,0753	-1,2757	0,2581
b	Intercepto	96,3764	1,9488	49,7276	<0,0001
	Qar (L)	-5,4001	2,3904	-2,2716	0,0722
	Qar (Q)	-19,7428	2,8523	-6,9599	0,0009
	pH (L)	-9,2671	2,3904	-3,8983	0,0114
	pH (Q)	-36,3265	2,8523	-12,8061	<0,0001
	Qar x pH	39,2550	3,3755	11,6938	<0,0001

Tabela 4. Efeito estimado dos fatores para a) oxidação de N-amoniaco pela variável resposta N-Amoniaco (%), b) acúmulo de nitrito pela variável resposta N-NO₂/N-NO₂+N-NO₃ (%)

1 Erro padrão efeito; 2 Erro padrão do coeficiente; L: linear; Q: quadrático

Considerando-se o nível de confiança de 95% (p-valor < 0,05) e excluindo-se os parâmetros não significativos, foram obtidos modelos matemáticos reparametrizados, dos valores codificados, para as variáveis independentes (remoção de N-amoniaco e acúmulo de N-nitrito), conforme equações (4) e (5), respectivamente.

$$\text{N-amoniaco (\%)} = 96,44 + 13,69\text{Qar} - 30,25\text{pH}^2 \quad (4)$$

$$\text{N-Nitrito/N-oxidado(\%)} = 96,38 - 2,70\text{Qar} - 9,87\text{Qar}^2 - 4,63\text{pH} - 8,16\text{pH}^2 + 19,63\text{Qar}\text{pH} \quad (5)$$

Os dados foram submetidos a análise de variância (ANOVA) com a finalidade de verificar a validade dos modelos gerados e a construção de gráficos de superfícies de respostas. A Tabela 5 sumariza a ANOVA.

	Fonte de Variação	Soma dos quadrados	Graus de Liberdade	Quadrado médio	F _{calculado}	F _{tabelado}
a	Regressão	7530,54	2	3765,27	18,45	3,11
	Resíduo	1633,43	8	204,17		
	Total	9163,97	10			
b	Regressão	37546,75	5	749,35	65,49	3,45
	Resíduo	56,34	5	11,269		
	Total	3803,10	10			

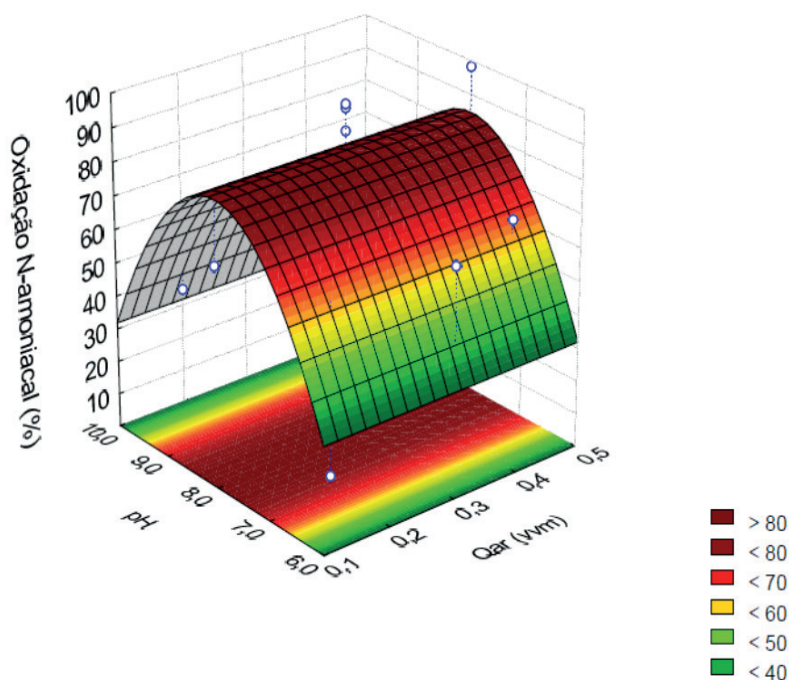
Tabela 5. Análise de variância para as variáveis resposta a) N-Amoniaco (%); b) N-Nitrito/ (N-NO₂+N-NO₃) (%).

Constata-se que os modelos matemáticos são significativos ao nível de significância de 5%, já que os valores dos F_{calculados} são maiores que os valores dos F_{tabelados}. Além disso, os modelos de regressão obtidos apresentaram porcentagens de variação explicada (R²) de 82,2% (oxidação do N-amoniaco) e R² igual a

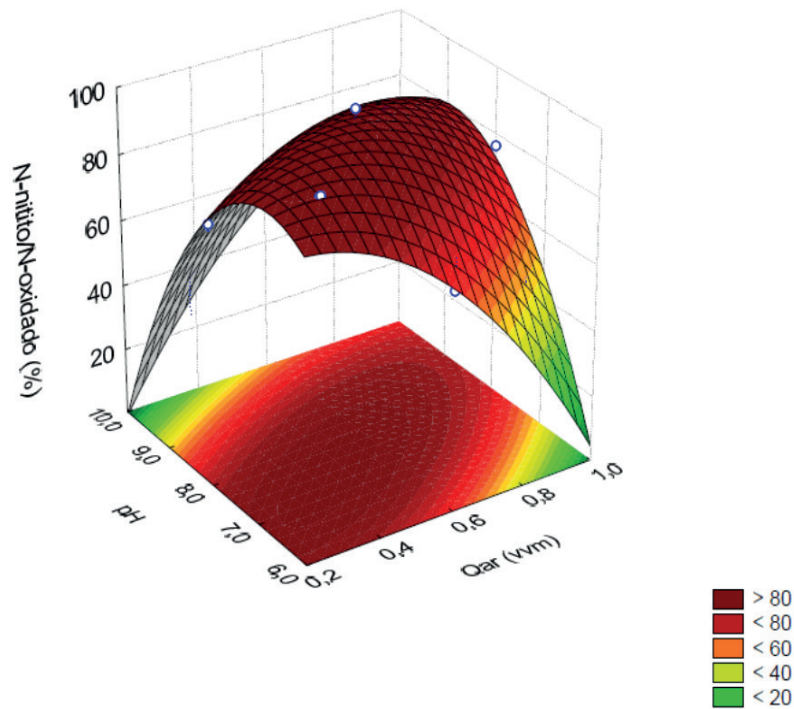
98,5% (acúmulo de N-nitrito) indicando que se ajustam satisfatoriamente aos dados experimentais.

As Figuras 2(a) e 2(b), representam superfície de resposta para as variáveis resposta oxidação N-amoniacal (%) e N-nitrito/N-oxidado (%) em função da vazão de ar e do pH inicial. Observa-se que, os valores de maior eficiência encontram-se na faixa central, com vazão de ar próximo a 0,30 vvm e pH na faixa de 8,3.

Autores como Anthonisen et al.(1976), Kim et al. (2008), Gao et al. (2009), Zang et al. (2015), destacam o papel da amônia livre na inibição da nitratação e, conseqüentemente, no acúmulo do N-nitrito em sistemas de tratamento, que é fundamental para a remoção biológica de nitrogênio pela via curta.



(a)



(b)

Figura 2. Superfície de resposta (a) para a oxidação do nitrogênio amoniacal (%) e (b) proporção de N-nitrito em relação as formas oxidadas de nitrogênio em função do pH inicial e da vazão de ar, dada em volume de ar por volume de água residuária por minuto.

A explicação mais aceita é que os organismos oxidantes de N-nitrito (*Nitrobacter*) são mais sensíveis às concentrações de amônia livre e nitrito que os organismos oxidantes de N-amoniacal (*Nitrossomonas*). Segundo Anthonisen et al.(1976), a inibição das *Nitrobacters* por amônia Livre (NH_3) pode ocorrer em concentrações acima de $0,1 \text{ mgNH}_3\text{-N.L}^{-1}$ e a inibição das *Nitrossomonas* pode ocorrer no intervalo de 10 à $150 \text{ mgNH}_3\text{-N.L}^{-1}$.

Entretanto, verifica-se na Tabela 3, que os valores de N-NH_3 , calculados pela equação (3), resultaram em assentuada redução nas eficiências do acúmulo de N-nitrito e da oxidação do N-amoniacal (abaixo de 52%) em concentrações de amônia livre superiores à $130 \text{ mgNH}_3\text{-N L}^{-1}$.

Constata-se na Figura 2(b), que o acúmulo de nitrito é afetado pela aeração. Possivelmente, vazões de ar acima de 0,8 vvm, resultem em concentrações de oxigênio dissolvido que conduzam ao processo de nitratação, com a oxidação do nitrito em nitrato.

Ruiz et al. (2003) verificaram que concentrações de $5,7$ à $2,7 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ não foram efetivas para o acúmulo de N-nitrito em um sistema de lodos ativados com água residuária sintética. Com $0,7 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ os autores obtiveram 65% de acúmulo de N-nitrito e conversão de 98% do N-amoniacal. Ciudad et al. (2005), por sua vez, alcançaram 75% de acúmulo de N-nitrito e 90% de conversão de N-amoniacal com $1,4 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$.

Bae et al (2002) obtiveram condições ótimas para o acúmulo de N-nitrito com

pH igual à 8,0 e 1,5 mgO₂.L⁻¹ utilizando água residuária sintética com concentração de N-amoniaco de 50 mgN.L⁻¹. Nestas condições 77% do N-amoniaco convertido acumulou na forma de N-nitrito. Para Zang et al. (2014) as condições ótimas foram alcançadas com pH na faixa de 8,0 e concentração de OD de 0,5 mgO₂ L⁻¹ e temperatura de 30°C.

De acordo com os resultados apresentados nas Figuras 2(a) e 2(b), o acúmulo de N-nitrito no reator em batelada com biomassa imobilizada é favorecido nas condições previstas no ponto central (0,3 vvm e pH igual à 8,0) empregando águas residuárias com concentração de N-amoniaco por volta de 200 mgN.L⁻¹. Observa-se o declínio das eficiências da variável resposta e N-NO₂/N-NO₂+N-NO₃ (%) com a elevação ou redução dos parâmetros operacionais Qar e pH.

4 | CONCLUSÃO

Com base no trabalho desenvolvido, pode-se concluir que o pH e a aeração são duas variáveis importantes na conversão do nitrogênio amoniaco em nitrito.

Valores de pH acima de 9,5 e abaixo de 5,5, levam a redução da oxidação do nitrogênio amoniaco, possivelmente, pela inibição pela amônia e ácido nitroso. A vazão de ar não interferiu nesta etapa.

Para o acúmulo de nitrito, a aeração mais elevada, acima de 0,8 vvm, favorece a conversão do nitrito em nitrato.

Os ensaios 9, 10 e 11 apresentaram os melhores resultados, com elevadas eficiências de conversão do N-amoniaco (91% e 99%, respectivamente) e acúmulo de nitrito com eficiência de 94% e 95% para as variáveis resposta N-NO₂/N-NO₂+N-NO₃ (%), respectivamente.

REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22.ed., Washington, 2012.

ANDRADE, L.; KUMMER, A C. B.; FAZOLO A.; GOMES, S.D.; HASAN, S. D. M. **Influência de nitrogênio amoniaco e vazão de ar no processo de nitrificação, etapa de tratamento de efluente de abatedouro de peixe**. Engenharia Agrícola, v. 30, n.1, p. 160-167. 2010.

ANTHONISEN, A.C.; LOEHR, R. C.; PRAKASAM, T. B. S.; SRINATH, E.G. **Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid**. Journal of Water Pollution Control Federation, v. 48, n. 5, p. 835 – 852, mai. 1976.

CIUDAD, G.; RUBILAR, O.; MUNOZ, P.; RUIZ,G.; CHAMY, R.; JEISON,D. **Partial nitrification of high ammonia concentration wastewater as a part of shortcur biological nitrogen removal process**. Process Biochemistry, v.40, p.1715-1719, 2005.

DAWAS, A.; ABU-SALIH, S.; SABBAAH, I.; NEJIDAT, A.; DOSORETZ, C. G. **Controlling nitrification in a continuous split-feed/aeration biofilm nitrifying bioreactor**. Bioresource Technology, Volume 288,

121599, 2019.

GAO, D.; PENG, Y.; LI, B., LIANG, H. **Shortcut nitrification–denitrification by real-time control strategies.** *Bioresource Technology*, v. 100 P. 2298–2300. 2009.

WANG, H.; KIM, M.; LI, K.; SHAO, Y.; ZHU, J.; NAKHLA, G. **Effective partial nitrification of ammonia in a fluidized bed bioreactor.** *Environmental Technology*, 40:1, 94-101, 2019.

HENZE, M. **Basic biological processes.** In: FORSTNER, U.; MURPHY, R.J. RULKNES, W.H. **Wastewater treatment: biological and chemical processes.** 2ª ed. Berlin: Springer, 1997.

JIANLONG, W.; NING, Y. **Partial nitrification under limited dissolved oxygen conditions.** *Process Biochemistry*, v. 39, p. 1223–1229, 2004.

LIU, X., KIM, M. & NAKHLA, G. **A model for determination of operational conditions for successful shortcut nitrification.** *Environmental Science and Pollution Research*, Volume 24, Issue 4, pp 3539–3549. 2017.

METCALF, L. & EDDY, H. P. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos.** 5. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.

RODRIGUES, M.I.; IEMMA, A.F. **Planejamento de experimentos e otimização de processos.** Ed. Casa do Pão. 326 p., 2005.

RUIZ, G.; JEISON, D.; CHAMY, R. **Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration.** *Water Research*, Oxford, v. 37, p. 1371 - 1377, 2003.

YAN, J.; HU, Y.Y. **Partial nitrification to nitrite for treating ammonium-rich organic wastewater by immobilized biomass system.** *Bioresource Technology* v. 100 p. 2341–2347. 2009.

ZHANG, C., ZHANG, S., ZHANG, L., RONG, H., ZHANG, K. **Effects of constant pH and unsteady pH at different free ammonia concentrations on shortcut nitrification for landfill leachate treatment.** *Applied Microbiology. Biotechnology* 99 (8), 3707–3713, 2015.

GESTÃO DE MICROPOLUENTES EM BACIAS HIDROGRÁFICAS URBANAS: O CASO DO RIO BELÉM, CURITIBA, PARANÁ

Demian da Silveira Barcellos

Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUCPR), Programa de Pós-graduação em Gestão Urbana (PPGTU), Curitiba, Paraná

Harry Alberto Bollmann

Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUCPR), Programa de Pós-graduação em Gestão Urbana (PPGTU), Curitiba, Paraná

RESUMO: O objetivo principal deste trabalho foi caracterizar a situação da poluição hídrica por micropoluentes e seu atual contexto de gestão na bacia hidrográfica do rio Belém em Curitiba, dando atenção especial aos residuais de produtos farmacêuticos. Para isso foi realizada uma revisão bibliográfica buscando identificar quais classes de micropoluentes têm sido monitorados nesta bacia e quais foram os intervalos de concentração encontrados. Também foram realizadas 32 entrevistas semiestruturadas com os atores que possuem interface na redução e controle dos residuais de produtos farmacêuticos ou que estejam ligados à gestão das águas do rio Belém. As concentrações de micropoluentes quantificadas nesta bacia revelam teores de desreguladores endócrinos muito acima dos limites considerados seguros pelos toxicologistas europeus, o que indica a necessidade de redução e controle destes poluentes. Apesar disso, os

stakeholders entrevistados apontam que os micropoluentes são os poluentes aquáticos prioritários para a gestão das águas urbanas, em detrimento dos patógenos e nutrientes. As prioridades, quanto aos residuais de produtos farmacêuticos, segundo os entrevistados espelharam justamente o foco dos estudos e das iniciativas de gestão europeias e norte-americanas que tem priorizado os antibióticos e os hormônios. Entretanto apesar da priorização dos micropoluentes, as iniciativas de gestão voltadas para a redução e controle deles na bacia do rio Belém ainda são escassas. Os destaques foram: o programa de despoluição hídrica da secretaria municipal de meio ambiente; projetos colaborativos entre instituições (notadamente universidades e a Companhia de Saneamento); e a logística reversa de medicamentos domésticos em desuso.

PALAVRAS-CHAVE: Micropoluentes, Gestão das águas, Controle da poluição, Rios urbanos, Fármacos.

MICROPOLUENT MANAGEMENT IN URBAN WATER BASINS: THE BELÉM RIVER CASE, CURITIBA, PARANÁ

ABSTRACT: The main objective of this work was to characterize the situation of water pollution by micropollutants and its current

management context in the Belém river basin in Curitiba, paying special attention to the residues of pharmaceutical products. To this end, a literature review was conducted to identify which classes of micropollutants have been monitored in this basin and which were the concentration ranges found. Thirty-two semi-structured interviews were also conducted with the actors who interface with the reduction and control of pharmaceutical residues or who are linked to the management of the Belém River waters. Quantified micropollutant concentrations in this basin reveal levels of endocrine disruptors far above the limits considered safe by European toxicologists, which indicates the need to reduce and control these pollutants. Nevertheless, stakeholders interviewed point out that micropollutants are the priority aquatic pollutants for urban water management, to the detriment of pathogens and nutrients. Priorities for pharmaceutical residues, according to respondents, mirrored precisely the focus of European and USA studies and management initiatives that have prioritized antibiotics and hormones. However, despite the prioritization of micro-pollutants, management initiatives aimed at reducing and controlling them in the Belém River basin are still scarce. The highlights were: the water purification program of the municipal secretary of the environment; collaborative projects between institutions (notably universities and the Sanitation Company); and unwanted or expired domestic pharmaceuticals take-back collection programs.

KEYWORDS: Micropollutants, Water management, Pollution control, Urban rivers, pharmaceuticals.

1 | INTRODUÇÃO

Os micropoluentes são elementos encontrados em concentrações muito baixas nas matrizes ambientais e por isso recebem este nome. O termo já é utilizado há bastante tempo na literatura científica, tanto que na década de 80 já era utilizado para designar compostos presentes no ambiente em concentrações abaixo de 1 mg/L (REIS FILHO; ARAUJO; VIEIRA, 2006). Apesar de suas baixas concentrações, estes poluentes têm apresentado uma vasta quantidade de efeitos adversos sobre os seres vivos, como: toxicidade aquática, genotoxicidade, interferência endócrina e seleção de bactérias patogênicas resistentes (KIM; AGA, 2007; SCHWARZENBACH *et al.*, 2006; HALLING-SØRENSEN *et al.*, 1998). Nesse grupo de poluentes estão incluídos milhares de compostos, mas os principais grupos de interesse são os Poluentes Orgânicos Emergentes (POEs), os Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs) e traços de metais.

Dentro da vasta gama de compostos considerados micropoluentes os grupos dos traços de metais e dos Poluentes Orgânicos Persistentes já são controlados na água da maior parte dos países, por instrumentos legais, sejam eles em desenvolvimento como o Brasil, México e Chile, ou desenvolvidos como os países da União Europeia, Estados Unidos, Canadá e Austrália (USEPA, 2009; UE, 1998; HC, 2014; AG, 2011; SSM, 1994; NCO, 2005; BRASIL, 2011). No entanto o grupo dos Poluentes Orgânicos Emergentes tem recentemente chamado maior atenção da comunidade

científica, por serem muito frequentes em águas superficiais, apresentarem relação com efeitos deletérios ao meio ambiente e possivelmente a saúde humana, serem persistentes aos tratamentos convencionais, serem muito usados pela sociedade moderna e principalmente por ainda não terem suas concentrações devidamente controladas por instrumentos de gestão (BOXALL, 2012). Dentro deste grupo, a partir de meados dos anos 90 as pesquisas têm se dedicado mais intensivamente a classe dos residuais farmacêuticos (KÜMMERER, 2009), que são considerados na atualidade o grupo de poluentes emergentes prioritário para monitoramento e regulação.

Este trabalho objetivou contextualizar o caso da bacia do rio Belém, principal bacia hidrográfica da cidade de Curitiba, quanto a poluição por micropoluentes e seu atual contexto no que tange a gestão destes, dando atenção especial aos residuais de produtos farmacêuticos por estes ainda não terem regulamentações específicas. A bacia hidrográfica do rio Belém é tipicamente urbana e está inteiramente dentro do município de Curitiba (Figura 1). Possui área de 87,85 km², ocupa 20% do território da cidade. No ano de 2010, segundo os dados do Censo do IBGE por setor censitário, a bacia abrigava em suas cercanias 475.606 habitantes, dentre os 1.751.907 habitantes de Curitiba – o que consiste 27% da população da cidade. Considerando que no ano de 2017, segundo as estimativas do IBGE, a população de Curitiba chegou 1.908.359 habitantes, o número de habitantes da bacia do rio Belém deve ter alcançado cerca de 518 mil habitantes. De acordo com a Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR), 97% da área da bacia do Belém possui rede de esgoto, mas apenas 45% da população está conectada a ela. O que conseqüentemente reflete em altos níveis de poluição por esgotos domésticos. No que se refere à qualidade geral das águas do rio Belém, ocorre uma degradação das nascentes em direção à foz devido a fontes pontuais e difusas de poluição, sendo que cerca de 90% desta poluição é oriunda de esgotos domésticos lançados através das redes de drenagem (BOLLMANN; EDWIGES, 2008).

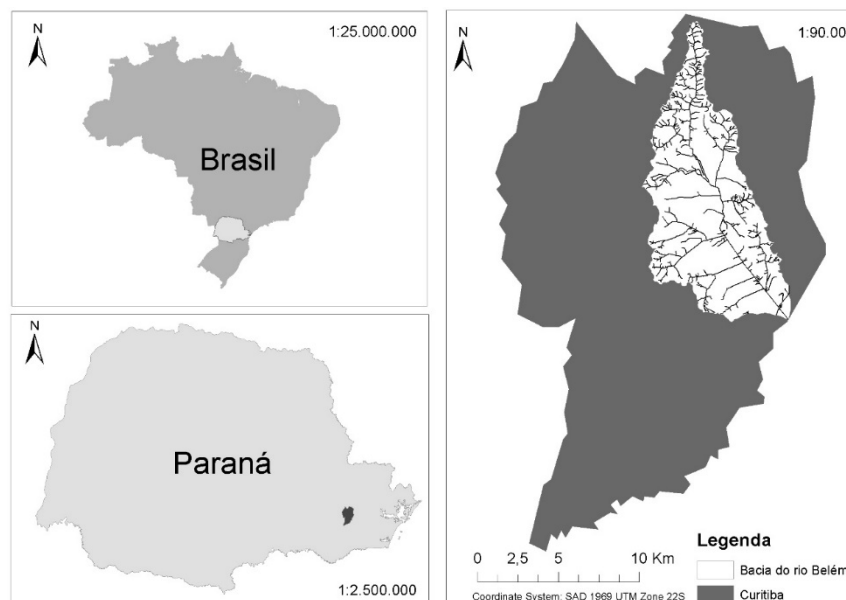


Figura 1: Localização da bacia hidrográfica do rio Belém.

2 | MATERIAIS E MÉTODOS

Foi realizada uma revisão bibliográfica sobre o estado da arte da poluição por micropoluentes na bacia hidrográfica do rio Belém, identificando as concentrações destes poluentes já encontradas em suas águas. Também foram realizadas 32 entrevistas (Tabela 1) com atores sociais que possuem interface na redução e controle dos residuais de produtos farmacêuticos ou que estejam ligados à gestão das águas do rio Belém. Procurou-se observar por meio destas entrevistas as atividades de gestão das águas aplicáveis a esta bacia, enfatizando os fármacos, bem como as prioridades para a qualidade das águas dos atores selecionados.

Os entrevistados foram selecionados por amostragem intencional, considerando as suas contribuições à literatura sobre micropoluentes, seu envolvimento com iniciativas de gestão do controle da poluição hídrica e indicações de seus colegas de instituição. Os entrevistados não foram escolhidos aleatoriamente, já que o objetivo não foi gerar informações que poderiam ser aplicadas a populações inteiras, mas sim, conhecer as iniciativas de gestão e explorar os pontos de vista de uma variedade de partes interessadas.

Setor	Instituição	Entrevistados
Governo	SEMA (Secretaria de Estado de Meio Ambiente)	2
	SESA (Secretaria de Estado de Saúde)	1
	SMMA (Secretaria Municipal de Meio Ambiente)	1
	SMS (Secretaria Municipal de Saúde)	1
	SEED (Secretaria de Estado de Educação)	1
	IAP (Instituto Ambiental do Paraná)	1
	SANEPAR (Companhia de Saneamento do Paraná)	2
	AGUASPARANA (Instituto Águas do Paraná)	1

Universidades	PUC-PR (Pontifícia Universidade Católica do Paraná)	2
	UTFPR (Universidade Tecnológica Federal do Paraná)	1
	UFPR (Universidade Federal do Paraná)	6
	UP (Universidade Positivo)	2
Farmacêutico	CRF-PR (Conselho Regional de Farmácia do Paraná)	1
	SINDIFAR (Sindicato dos Farmacêuticos do Estado do Paraná)	1
	SINDIFARMA (Sindicato do Comércio Varejista de Produtos Farmacêuticos do Paraná)	1
Produção de fármacos	Herbarium	1
	Prati-Donaduzzi	1
	Ervas Curam	1
	Nunes Farma	1
Comunidade	Conselho Local de Saúde (baixo Belém)	1
	Associação de Moradores (alto Belém)	1
	Associação de Moradores (baixo Belém)	1
	Colégio Estadual (médio Belém)	1
Total		32

Tabela 1: Atores entrevistados por instituição.

3 | RESULTADOS E DISCUSÃO

No que tange a poluição por micropoluentes recentemente vários estudos têm sido feitos no rio Belém, como mostra a Tabela 2. Porém observa-se pelos trabalhos realizados, que as campanhas de monitoramento tiveram um caráter exploratório com uma rede e uma frequência amostral, em geral, pouco significativa, medindo apenas alguns compostos de acordo com os interesses de cada pesquisador e com esforços de monitoramento realizados em períodos diferentes. Além disso, o foco do monitoramento ainda tem sido a concentração e não a carga de poluentes, que é uma medida mais significativa, já que relaciona a concentração com a vazão. Todos estes fatores não permitem ter um diagnóstico seguro e detalhado da poluição por estes compostos na bacia, mas fazem parte de uma etapa exploratória necessária. É possível observar que dentre o grupo dos micropoluentes as classes até o momento mais estudadas nesta bacia são, os metais, com um número muito mais significativo de pesquisas, seguido dos hormônios naturais e sintéticos.

Classe	Composto	Concentração		Referência
		Água	Sedimento	
		P0% - P100%	P0% - P100%	
Hormônios	17 β -estradiol	<25 - 5880 ng/L	12710 - 16690 ng/kg	Padilha e Leitzke, 2013; Ide, 2014
	17 α -etinilestradiol	<48 - 5830 ng/L	31650 - 33890 ng/kg	Padilha e Leitzke, 2013; Ide, 2014
	Estrona	<26 - 2420 ng/L	58080 - 128080 ng/kg	Padilha e Leitzke, 2013

Anti-hipertensivos	Metoprolol	<4,5 - 2125,9 ng/L		Osawa <i>et al.</i> , 2015; Osawa, 2013
	Propranolol	<5,8 - 299,7 ng/L		Osawa <i>et al.</i> , 2015; Osawa, 2013
	Nadolol	<14,1 - 30 ng/L		Osawa <i>et al.</i> , 2015; Osawa, 2013
Anti-inflamatórios	Ibuprofeno	<14 - 729 ng/L	<11800 ng/kg	Kramer,2012
	Paracetamol	120* - 261 ng/L	<380 -1290* ng/kg	Kramer,2012
	Diclofenaco	<9 - 61 ng/L	<19000 ng/kg	Kramer,2012
	Ácido acetilsalicílico	<36,1 - 8570 ng/L		Ide,2014
	Naproxeno	<9,5 - 640 ng/L		Ide,2014
	Cetoprofeno	<5,0 - 2540 ng/L		Ide,2014
Metabólitos	Ácido salicílico	<33,7 - 1550 ng/L		Ide,2014
Reguladores lipídicos	Genfibrozila	<0,92 - 217 ng/L		Ide,2014
	Fenofibrato	<0,77 - 69 ng/L		Ide,2014
Filtros de UV	Metoxicinamato de octila	<2,09 - 373 ng/L		Ide,2014
	Octacrileno	<1,4 - 202 ng/L		Ide,2014
	Metilbenzeldieno cânfora	<0,33 - 1 ng/L		Ide,2014
Estimulantes	Cafeína	100 - 59810 ng/L		Ide,2014
Conservantes	Metilparabeno	<1,7 - 1600 ng/L		Santos <i>et al.</i> , 2016
	Etilparabeno	<1,4 - 380* ng/L		Santos <i>et al.</i> , 2016
	Propilparabeno	<1,7 - 480* ng/L		Santos <i>et al.</i> , 2016
	Butilparabeno	<2 - 280* ng/L		Santos <i>et al.</i> , 2016
	Benzilparabeno	<1,9 ng/L		Santos <i>et al.</i> , 2016
	Triclosan	<0,4 - 325* ng/L		Santos <i>et al.</i> , 2016
Metais	Cobre	<0,009 - 0,0471mg/L	<LD - 52,22 mg/kg	Adam <i>et al.</i> , 2010; Heinrich <i>et al.</i> , 2015; Paraná, 2009
	Niquel	0,0068 - 0,0291 mg/L	<LD - 183,63 mg/kg	Adam <i>et al.</i> , 2010; Heinrich <i>et al.</i> , 2015; Garcias e Sottoriva, 2010
	Zinco	0,0124 - 0,4999 mg/L	58,78 - 289 mg/kg	Adam <i>et al.</i> , 2010; Heinrich <i>et al.</i> , 2015; Paraná, 2009
	Prata		<LD	Heinrich <i>et al.</i> , 2015
	Cádmio	<0,001 mg/L	<LD	Heinrich <i>et al.</i> , 2015; Garcias e Cidreira, 2012; Paraná, 2009
	Cromo	<0,05 mg/L	10,54 - 378,84 mg/kg	Heinrich <i>et al.</i> , 2015; Garcias e Sottoriva, 2010; Paraná, 2009
	Chumbo	<0,01 mg/L	<LD - 1495,1 mg/kg	Heinrich <i>et al.</i> , 2015; Garcias e Sottoriva, 2010; Garcias e Cidreira, 2012; Paraná, 2009
	Ferro	0,56 - 1,38 mg/L		Garcias e Sottoriva, 2010
	Lítio	<0,05 mg/L		Garcias e Cidreira, 2012
	Mercúrio	<0,0002 mg/L		Garcias e Cidreira, 2012; Paraná, 2009

Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs)	Antraceno		<LD - 0,26 mg/kg	Heinrich <i>et al.</i> , 2015
	Benzo(a)pireno		<LD - 9,07 mg/kg	Heinrich <i>et al.</i> , 2015
	Benzo(g,h,i)perileno		<LD - 0,53 mg/kg	Heinrich <i>et al.</i> , 2015
	Fluoreno		<LD - 0,46 mg/kg	Heinrich <i>et al.</i> , 2015
	Benzo(b)fluoranteno		<LD - 0,06 mg/kg	Heinrich <i>et al.</i> , 2015

Tabela 2: Micropoluentes nas águas e no sedimento do rio Belém.

Nota: LD= Limite de Detecção; * = valor aproximado.

Os metais, além de serem monitorados por pesquisadores de diversas universidades (Pontifícia Universidade Católica do Paraná, Universidade Federal do Paraná, Universidade Tecnológica Federal do Paraná e Universidade Positivo), tem sido alvo de monitoramento periódico pelo Instituto Ambiental do Paraná (IAP), visando a verificação da adequação da qualidade das águas do rio as classes 2 e 3 da Resolução nº 357/05 do CONAMA. No entanto, o monitoramento periódico de metais realizado pelo IAP, no período de 2005-2009, não mostra violações nas águas dos ambientes lóticos da bacia, considerando os limites estabelecidos pela Resolução do CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005). As violações ocorreram apenas na água dos ambientes lênticos da bacia (como a lagoa do Parque São Lourenço) e também foram constatadas concentrações relevantes no sedimento do rio.

Já no caso dos hormônios, as pesquisas realizadas foram feitas por pesquisadores da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). E provavelmente estes contaminantes emergentes tenham recebido maior foco por se tratarem de desreguladores endócrinos importantes que já tem chamado a atenção de autoridades ambientais e sanitárias tanto na América do Norte como na Europa.

Na bacia hidrográfica do rio Belém pode-se observar concentrações significativas de diversos micropoluentes com impacto ambiental. Como é o caso do analgésico, diclofenaco, e dos hormônios sexuais femininos, 17 α -etinilestradiol, 17 β -estradiol e estrona. Mas, o destaque fica para as concentrações do hormônio sintético 17 α -etinilestradiol. As concentrações encontradas deste composto nas águas do rio Belém variaram de <48 – 5.830 ng/L. Sendo que de acordo com os toxicologistas europeus 6 ng/L é a concentração necessária para causar grandes danos populacionais nos ecossistemas aquáticos, por interferência endócrina (GILBERT, 2012). O que revela uma relevante problemática ambiental e sanitária. E apesar dos problemas relacionados a poluição hídrica em geral no rio Belém, tanto de macropoluentes como de micropoluentes, os atores com interface no controle da poluição por fármacos indicaram que suas prioridades para a gestão das águas são os micropoluentes.

3.1 As prioridades dos *stakeholders*

A partir das entrevistas realizadas com atores sociais relacionados com a gestão de residuais de produtos farmacêuticos na região da bacia do rio Belém foi possível identificar quais são os poluentes aquáticos prioritários destes atores e também suas percepções de importância quanto aos residuais de produtos farmacêuticos. Dentre os 32 entrevistados 29 tiveram condições de responder quais são os poluentes aquáticos prioritários (apenas os 3 representantes diretos da comunidade, das associações de moradores e do colégio estadual não tiveram conhecimento para responder). Já dentre os produtos farmacêuticos prioritários para a qualidade das águas, foram obtidas 28 respostas, já que além dos três representantes diretos da comunidade não terem condição de responder, um membro da Secretaria de Estado de Meio Ambiente (SEMA) também não se julgou apto para responder esta pergunta. O que indica que no caso estudado até setores do governo envolvidos com a gestão ambiental ainda não estão bem familiarizados com o problema dos residuais farmacêuticos.

Conforme mostra a Figura 2, construída a partir da média das respostas dos entrevistados, a percepção geral destes atores é de que os micropoluentes são os poluentes mais importantes. Um resultado surpreendente, já que as prioridades de gestão no Brasil, para o setor de saneamento, ainda estão voltadas para a superação da fase higienista de gestão do saneamento e a redução e controle das concentrações de patógenos e nutrientes nas bacias hidrográficas. Apesar de já haverem medidas de gerenciamento para redução e controle de pesticidas e metais por meio de fixação de limites à sua concentração no ambiente e campanhas de monitoramento, os pesticidas apareceram em primeiro lugar nas prioridades, seguidos dos metais (Figura 2). Isso provavelmente ocorreu, porque estes dois tipos de poluentes oferecem sérios riscos ambientais e sanitários relacionados principalmente a intoxicação. E como foi mencionado pelos entrevistados, as medidas de gerenciamento para estes elementos, apesar de existirem, ainda não são suficientes para assegurar a qualidade ambiental desejada dos rios urbanos brasileiros. Em terceiro lugar nas prioridades destes atores, vêm os fármacos, seguido dos nutrientes e patógenos. Em último lugar ficaram os solventes orgânicos.

A pesquisa realizada por Doerr-MacEwen e Haight (2006) com os *stakeholders* relacionados a gestão de fármacos na Europa e na América do Norte (EUA e Canadá) mostrou uma ordem de prioridades distinta das prioridades apontadas pelos *stakeholders* brasileiros. Como pode ser visualizado na Tabela 3 as prioridades indicadas pelos *stakeholders* brasileiros são mais similares com as dos europeus. A única distinção das prioridades apontadas pelos europeus e brasileiros é referente aos nutrientes. Pelos europeus eles são vistos como os poluentes mais importantes, já os brasileiros os elencam como o menos importante dentre os seis tipos de poluentes aquáticos. Porém, com exceção dos nutrientes a ordem de prioridades

apontada pelos brasileiros e europeus é a mesma. Enquanto os norte-americanos apresentam um ranking de prioridades bastante distinto tanto dos europeus como dos brasileiros. No que se refere especialmente aos fármacos, para os brasileiros estes poluentes estão na terceira colocação do ranking de prioridades, para os europeus na quarta colocação e para os norte-americanos na quinta.

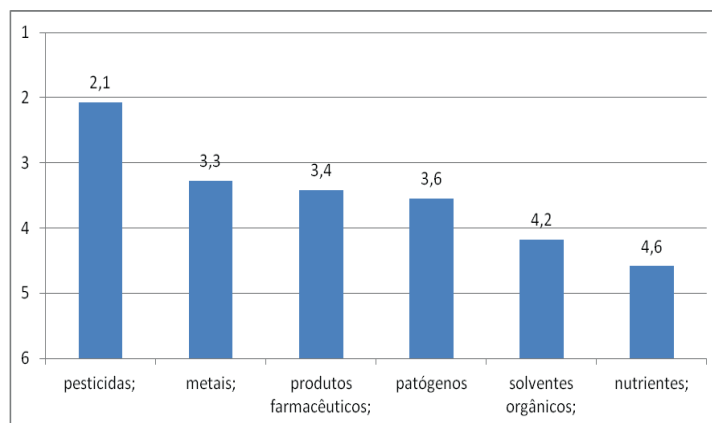


Figura 2: Poluentes aquáticos prioritários de acordo com os atores selecionados.

	Europeus	Norte-americanos	Brasileiros
1	Nutrientes	Patógenos	Pesticidas
2	Pesticidas	Pesticidas	Metais
3	Metais	Nutrientes	Fármacos
4	Fármacos	Metais	Patógenos
5	Patógenos	Fármacos	Solventes orgânicos
6	Solventes orgânicos	Solventes orgânicos	Nutrientes
Fonte:	Doerr-MacEwen e Haight, 2006		Autores, 2017

Tabela 3: Prioridades na gestão das águas dos *stakeholders*, europeus, norte-americanos e brasileiros.

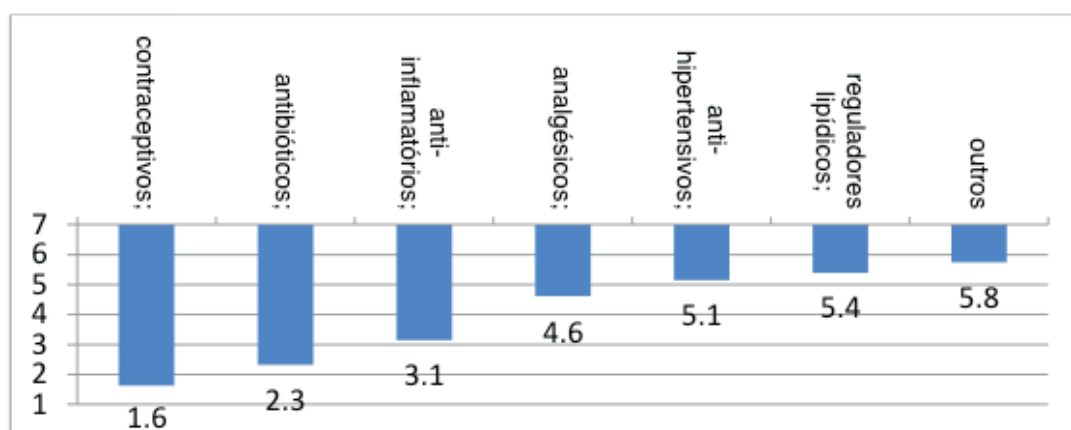


Figura 3: Produtos farmacêuticos prioritários de acordo com os atores selecionados.

Já do ponto de vista dos residuais de produtos farmacêuticos, os poluentes prioritários para os atores selecionados são os contraceptivos, seguidos dos antibióticos e dos demais produtos farmacêuticos (Figura 3). O que reflete

justamente as preocupações internacionais que também colocam estas duas classes como prioritários, já que os hormônios naturais e notadamente os sintéticos oriundos das pílulas anticoncepcionais comprovadamente são desreguladores endócrinos, enquanto, os antibióticos têm sido frequentemente relacionados com o desenvolvimento de cepas bacterianas resistentes.

Porém, apesar destes atores apontarem que suas prioridades são os micropoluentes, as iniciativas de gestão aplicáveis a eles na bacia hidrográfica do rio Belém ainda estão em fase incipiente. E o controle da poluição por nutrientes e patógenos, oriundos do lançamento de esgotos domésticos brutos, ainda é um grande desafio que carece de significativas medidas estruturais de gestão, mas, que até então também tem caminhado em ritmo lento.

3.2 A gestão das águas e dos fármacos no rio Belém

As iniciativas de gestão apontadas pelos 32 entrevistados foram divididas por setor da sociedade que a instituição de cada entrevistado representa. As respostas foram tabuladas por instituição e divididas em dois grupos de iniciativas de gestão para o controle da poluição hídrica, aquelas voltadas para os poluentes aquáticos em geral, e as voltadas especificamente para os residuais de produtos farmacêuticos.

No que se refere as iniciativas do governo para o controle da poluição por poluentes aquáticos em geral (Tabela 4) o IAP, a SEMA e AGUASPARANA indicaram que realizam monitoramento periódico em uma rede de 68 trechos de 40 rios da região metropolitana de Curitiba. Na Bacia Hidrográfica do rio Belém são 7 pontos amostrais, sendo 3 pontos no canal principal e 4 pontos nos seus tributários. Enquanto a SANEPAR indica que mantém o investimento na ampliação da rede de esgoto e promove programas que tem contribuído para despoluir os rios urbanos, como é o caso do “se ligue na rede” e do “programa de revitalização de rios urbanos”. Neste mesmo sentido, a SEED destacou o convenio que tem com a SANEPAR “Sustentabilidade da escola ao rio” que também é focado nos rios urbanos e promove a educação ambiental para os alunos de ensino médio e a integração da comunidade com os problemas ambientais locais. Mas o destaque das iniciativas de gestão do controle da poluição hídrica aplicáveis ao rio Belém é o Programa de Despoluição Hídrica (PDH) encabeçado pela SMMA. O PDH une tanto medidas estruturais, como a fiscalização e correção das redes coletoras da SANEPAR e das ligações prediais de esgoto doméstico que estão inadequadas, como não estruturais, monitoramento periódico de 120 sub-bacias e educação ambiental informativa e educativa. Trata-se de um programa abrangente e de grande esforço que tem mostrado resultados positivos. Os dados de qualidade das águas mostram que o PHD tem melhorado a qualidade da água do rio Belém, também contribuindo para a gestão participativa da comunidade (JORGE *et al.*, 2015).

No que se refere a gestão do controle da poluição por fármacos nos rios urbanos várias esferas do governo ainda não têm trabalhado neste sentido (Tabela

4). A SANEPAR afirma apoiar o programa conscientização da população para o uso consciente e devolução de produtos farmacêuticos encabeçada pela Associação Brasileira das Empresas Estaduais de Saneamento (AESB). Mas em termos práticos de gestão de residuais farmacêuticos o que realmente tem sido feito a nível de governo na região de Curitiba é a participação ativa da SEMA, SESA, SMMA e SMS no GTM-PR (Grupo de Trabalho de Medicamentos do Paraná). Estas secretarias têm tido papel importante para o crescimento da logística reversa de medicamentos em desuso na região. Porém, destaca-se que no momento a abrangência da logística reversa de medicamentos em desuso ainda é pequena, mas, o esforço que tem sido feito pelo governo municipal de Curitiba e do estado do Paraná, além de outros setores da sociedade, para seu crescimento têm sido significativo. O esforço do governo do estado do Paraná e do município de Curitiba para a promoção de um acordo setorial que garanta a responsabilidade compartilhada dos medicamentos em desuso resultou na Lei estadual nº 17.211/2012 (PARANÁ, 2012) e na Lei municipal nº 13.978/2012 (CURITIBA, 2012).

As iniciativas de gestão de poluentes aquáticos e de residuais de produtos farmacêuticos aplicáveis ao caso do rio Belém, tanto do setor farmacêutico como do setor de produção e distribuição de fármacos também se resumem na participação no GTM-PR e na promoção da logística reversa de medicamentos em desuso (Tabela 5 e 6). As quatro empresas do setor produtivo entrevistadas têm garantido o transporte e a destinação final dos resíduos de medicamentos recolhidos em 19 pontos no estado do Paraná, sendo 9 na região da grande Curitiba. Estas empresas (três indústrias e uma distribuidora) foram pioneiras no estado do Paraná no que se refere ao acordo setorial para o setor de medicamentos. Mas em virtude das leis criadas na esfera municipal e estadual, as grandes redes de farmácias de Curitiba também já têm recebido medicamentos em desuso da população. Estas redes têm arcado com o custo do transporte e tratamento destes resíduos, já que a adesão do setor produtivo ainda é pequena. O que nestes casos não caracteriza o acordo setorial para o setor de medicamentos proposto pelas leis estadual e municipal da logística reversa (PARANÁ, 2012; CURITIBA, 2012), mas, de qualquer forma já é um avanço mesmo que de forma desorganizada. As instituições do setor farmacêutico também têm sido essenciais para o crescimento e a solidificação da logística reversa de medicamentos em desuso na região de Curitiba. O destaque fica para o CRF-PR que tem encabeçado o GTM-PR e unido os diversos setores da sociedade que estão envolvidos na cadeia dos produtos farmacêuticos. Inclusive esta instituição também esteve à frente do Projeto Piloto da Logística Reversa de Medicamentos em Desuso, que agregou governo, setor produtivo, farmacêutico e universidades.

Setor	Instituição	Tipo de Iniciativa de gestão para controle da poluição hídrica	
		Poluentes em geral	Fármacos
Governo	IAP	Monitoramento periódico de rios.	Controle de efluentes de indústrias farmacêuticas.
	SEMA	Monitoramento periódico de rios.	Participação no GTM-PR e indução da logística reversa de medicamentos.
	AGUASPARANÁ	Monitoramento periódico de rios.	Ainda não trabalhamos diretamente com esta questão.
	SANEPAR	Investimento em ampliação da rede de esgoto e da capacidade de tratamento, programa “se ligue na rede”, participação no comitê de bacias e no grupo de revitalização da bacia do alto Iguaçu.	Programa conscientização da população quanto ao uso consciente e devolução de produtos farmacêuticos encabeçada pela Associação Brasileira das Empresas Estaduais de Saneamento (AESB).
	SEED	Convenio com a SANEPAR chamado “Sustentabilidade da escola ao rio” e palestras sobre esta temática para alunos.	Ainda não.
	SESA	Participação no grupo de revitalização da bacia do alto Iguaçu.	Fiscalização da destinação de resíduos de unidades de saúde do SUS e de hospitais, participação no GTM-PR e indução da logística reversa de medicamentos.
	SMMA	Fiscalização e correção das redes coletoras da SANEPAR e ligações prediais de esgoto doméstico inadequadas (Programa de Despoluição Hídrica - PDH), monitoramento periódico de 120 sub-bacias, educação ambiental informativa e educativa, participação do GT da logística reversa de medicamentos.	Participação no GTM-PR e indução da logística reversa de medicamentos.
	SMS	Participação do GT da logística reversa de medicamentos.	Participação no GTM-PR e indução da logística reversa de medicamentos.

Tabela 4: Iniciativas para controle da poluição hídrica do setor governamental.

Setor	Instituição	Tipo de Iniciativa de gestão para controle da poluição hídrica	
		Poluentes em geral	Fármacos
Produtivo	Nunes Farma	Promove a logística reversa dos medicamentos que fornece e participa do GTM-PR.	Promove a logística reversa dos medicamentos que fornece e participa do GTM-PR.
	Herbarium	Promove a logística reversa dos medicamentos que produzem, participa do GTM-PR, recolhe medicamentos vencidos em distribuidores.	Promove a logística reversa dos medicamentos que produzem, participa do GTM-PR, recolhe medicamentos vencidos em distribuidores.
	Prati-Donaduzzi	Programa de logística reversa de medicamentos domiciliares que produz, fabricação de medicamentos fracionáveis, recolhimento de medicamentos vencidos em distribuidores.	Programa de logística reversa de medicamentos domiciliares que produz, fabricação de medicamentos fracionáveis, recolhimento de medicamentos vencidos em distribuidores.
	Ervas Curam	Promove a logística reversa dos medicamentos que produzem, participa do GTM-PR	Promove a logística reversa dos medicamentos que produzem, participa do GTM-PR

Tabela 5: Iniciativas para controle da poluição hídrica do setor produtivo.

O papel da academia para a gestão das águas da região do rio Belém foi analisado nas quatro instituições que tem o maior número de estudos sobre este rio e sobre os micropoluentes aquáticos em geral (Tabela 7). Além, dos estudos de diagnóstico, tratamento e gestão que os pesquisadores entrevistados relataram, foi possível identificar vários projetos colaborativos entre docentes internos (de outros departamentos) e de outras instituições (outras universidades e a SANEPAR que tem parcerias em pesquisas com a UP, UTFPR e UFPR). Projetos colaborativos desta natureza são promissores para a gestão das águas, especialmente quando envolvem instituições de saneamento. Varias experiências europeias de projetos colaborativos mostram isso (START, 2008; PILLS, 2012; NOPILLS, 2015), mas, a nível de intervenção no meio os projetos colaborativos brasileiros ainda têm muito a avançar. Quanto aos residuais de produtos farmacêuticos nas águas dos rios urbanos o escopo das contribuições da academia tem sido basicamente o mesmo dos poluentes em geral. Com exceção da UFPR, que na fase do Projeto Piloto da Logística Reversa de Medicamentos deu um forte apoio ao GTM-PR produzindo diversos materiais para apresentar e divulgar a campanha a comunidade. E elaborando e desenvolvendo uma atividade de educação ambiental com crianças de escolas municipais, apresentando o problema do descarte inadequado dos medicamentos em desuso e de forma lúdica as conscientizando e orientando.

Setor	Instituição	Tipo de Iniciativa de gestão para controle da poluição hídrica	
		Poluentes em geral	Fármacos
Farmacêutico	SINDIFAR	Participação no projeto piloto de descarte de medicamentos de uso domiciliar e do GT de medicamentos do Paraná.	Participação no projeto piloto de descarte de medicamentos de uso domiciliar e do GT de medicamentos do Paraná.
	SINDIFARMA	Participação no projeto piloto de descarte de medicamentos de uso domiciliar e do GT de medicamentos do Paraná.	Participação no projeto piloto de descarte de medicamentos de uso domiciliar e do GT de medicamentos do Paraná.
	CRF-PR	Criação do GT de medicamentos do Paraná e Indução da logística reversa em Curitiba, no Paraná e em todo país.	Criação do GT de medicamentos do Paraná e Indução da logística reversa em Curitiba, no Paraná e em todo país.

Tabela 6: Iniciativas para controle da poluição hídrica do setor farmacêutico.

Setor	Instituição	Tipo de Iniciativa de gestão para controle da poluição hídrica	
		Poluentes em geral	Fármacos
Universidades	PUC-PR	Pesquisas de diagnóstico e gestão.	Pesquisas de gestão.
	UFPR	Pesquisas de diagnóstico, tratamento e redução; acessória a empresas em sistemas de tratamento; e projetos colaborativos entre docentes e instituições (como outras universidades e a SANEPAR).	Pesquisas de diagnóstico, tratamento e redução; apoio nas atividades do GTM-PR; acessória a empresas em sistemas de tratamento; e projetos colaborativos entre docentes e instituições (como outras universidades e a SANEPAR).
	UTFPR	Pesquisas de diagnóstico e projetos colaborativos com SANEPAR e docentes de outras instituições.	Pesquisas de diagnóstico e projetos colaborativos com SANEPAR e docentes de outras instituições.
	UP	Pesquisas de avaliação dos efeitos ecotoxicológicos, mecanismos de remoção e propostas de gestão; projetos colaborativos com a SANEPAR; e envolvimento com trabalhos de educação ambiental.	Pesquisas de avaliação dos efeitos ecotoxicológicos, mecanismos de remoção e propostas de gestão; projetos colaborativos com a SANEPAR; e envolvimento com trabalhos de educação ambiental.

Tabela 7: Iniciativas para controle da poluição hídrica da academia.

Setor	Instituição	Tipo de Iniciativa de gestão para controle da poluição hídrica	
		Poluentes em geral	Fármacos
Comunidade	Conselho Local de Saúde (baixo Belém)	Ainda não realizamos atividades com este foco.	Ainda não realizamos atividades com este foco.
	Associação de Moradores (alto Belém)	Parceria com as unidades de saúde onde, focou-se o rio Belém, com distribuição de panfletos conscientizando a população, organizando palestras e promovendo mutirões de coleta de lixo no rio.	Ainda não realizamos atividades com este foco.
	Associação de Moradores (baixo Belém)	Atividade com a SANEPAR de educação ambiental para a ligação das casas da região com a rede de esgoto. Participação no programa municipal Cambio Verde, que troca o lixo reciclável por frutas e verduras (que também acaba por contribuir para que menos lixo seja jogado no rio).	Ainda não realizamos atividades com este foco.
	Colégio Estadual (médio Belém)	Projetos de professores do colégio tratando dos processos de poluição e os maiores poluidores do rio Belém.	Ainda não realizamos atividades com este foco.

Tabela 8: Iniciativas para controle da poluição hídrica da comunidade.

A comunidade é considerada no Brasil como elemento essencial para a gestão dos recursos hídricos, como postula a Política Nacional dos Recursos Hídricos. E o modelo descentralizado de gestão baseado na formação de comitês de bacia tem como objetivo integrar a comunidade neste processo de gestão das águas. Mas a nível prático, em geral, este modelo ainda não tem funcionado bem e no caso do rio Belém isto é bem visível. Hodja *et al.* (2014) mostra que no que se refere a bacia do rio Belém o Comitê do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira (COALIAR) teve um histórico de poucas decisões e discussões sobre projetos e melhorias para a bacia. Por sua vez seria de se esperar poucas inserções da comunidade nas iniciativas de gestão do rio Belém. A Tabela 8 mostra exatamente isso, onde os três representantes diretos da comunidade, líderes comunitários de duas associações de moradores e o representante de um colégio estadual, já participaram de atividades de educação ambiental envolvendo o rio Belém. Porém, estas atividades conduzidas ou pela SANEPAR ou pelas unidades de saúde locais foram esforços isolados e localizados que não tiveram continuidade. Já o gestor do conselho local de saúde entrevistado não relatou qualquer atividade desta instituição voltada para o controle da poluição no rio Belém. No que se refere a presença de produtos farmacêuticos no rio a comunidade desconhece completamente os problemas ambientais relacionados a isso. E logo, nenhum dos quatro entrevistados relatou atividades voltadas para a poluição por fármacos no rio Belém.

4 | CONCLUSÕES

As concentrações de micropoluentes encontradas na bacia hidrográfica do rio

Belém representam condições de insalubridade ambiental que precisam ser melhor investigadas e controladas pelo Estado. Ficou evidente a necessidade de esforços periódicos de monitoramento que considerem a carga de poluição (relação entre concentração e vazão), e não apenas a concentração destes compostos. Considerar a carga de poluição permitirá conhecer a variabilidade média real destes poluentes na bacia. Porém mesmo com as limitações do monitoramento, por negligenciar a vazão, as concentrações de fármacos encontradas no rio Belém são bem maiores do que os limites considerados seguros pelos estudos europeus. Indicando ser muito provável a existência de efeitos de desregulação endócrina nos ecossistemas aquáticos do rio. Este contexto mostra a necessidade de iniciativas voltadas para o controle da poluição por micropoluentes. O discurso dos atores entrevistados vai nesta mesma direção, colocando os micropoluentes como prioritários para a gestão das águas urbanas da região.

Apesar dos *stakeholders* entrevistados terem interface com a gestão de micropoluentes, era de se esperar que as prioridades destes atores fossem os macropoluentes. Considerando que nos rios urbanos das grandes cidades brasileiras as iniciativas de gestão ainda estão voltadas para estes. Mas os resultados obtidos mostraram que os atores selecionados já entendem que os poluentes prioritários para as águas urbanas são os micropoluentes. As prioridades destes *stakeholders* quanto aos poluentes aquáticos em geral mostrou grande similaridade com o ranking de prioridades dos *stakeholders* europeus. Em contrapartida, uma ordem de prioridades bastante distinta da dos norte-americanos. Inferir sobre o que leva as similaridades e dissimilaridades de visões no Brasil, Europa e América do Norte é bastante difícil. Já que as condições, sociais, econômicas e ambientais destas regiões são bastante distintas, assim como os modelos de gestão do controle da poluição hídrica. Mas considerando apenas as prioridades quanto aos produtos farmacêuticos, à ordem de importância apontada pelos atores entrevistados mostrou congruência com os estudos e as iniciativas de gestão norte-americanas e europeias, colocando os hormônios e antibióticos como fármacos prioritários para os rios urbanos. Embora apesar da priorização dos micropoluentes, o gerenciamento deles ainda se encontra em fase incipiente carecendo de mais atenção, já que mesmo em baixas concentrações eles oferecem riscos ambientais e sanitários.

As iniciativas de gestão voltadas para o controle da poluição hídrica por micropoluentes no rio Belém ainda estão em estado incipiente. Está bacia ainda enfrenta um grande desafio, controlar as concentrações de nutrientes e patógenos em suas águas. E inclusive neste âmbito a gestão do controle da poluição ainda tem sido pouco eficiente. No que diz respeito as iniciativas de gestão da qualidade das águas aplicáveis aos micropoluentes destaca-se o Programa de Despoluição Hídrica do governo, que apesar de ser um programa que trabalha para a redução da poluição hídrica por esgotos, conseqüentemente também contribui muito para a redução do aporte de micropoluentes no rio Belém. Já que muitos micropoluentes, como por

exemplo os fármacos, são lançados no rio Belém através do esgoto doméstico. Outro destaque se refere a contribuição da academia, que além de diagnosticar e propor formas de gerenciamento por pesquisas, também tem trabalhado em projetos colaborativos. Que apesar de terem uma contribuição relacionada a intervenção prática ainda pequena, em relação aos europeus, já mostram uma configuração promissora que a longo prazo pode contribuir significativamente para a redução da poluição por micropoluentes. Entretanto, o maior destaque das iniciativas de gestão de micropoluentes aplicáveis ao rio Belém é a logística reversa de medicamentos em desuso. Esta iniciativa já tem alguma representatividade na bacia, por méritos do governo e principalmente do setor farmacêutico que organizou um grupo de trabalho/câmara técnica para o tema. A câmara técnica além de induzir o governo regulamentar a logística reversa de medicamentos, garantiu que ela tivesse um desenho viável e coerente, baseado na responsabilidade compartilhada e buscando um acordo setorial. O GTM-PR se assemelha com as experiências europeias de gestão de micropoluentes. Que por meio de uma rede de governança ambiental entre governo, sociedade civil organizada e setor produtivo encontra caminhos factíveis que efetivamente podem propiciar avanços na gestão. Iniciativas deste tipo ainda são incomuns no Brasil e configuram uma oportunidade de avançarmos no que se refere ao modelo de gestão dos recursos hídricos.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos aos colaboradores do projeto *WENSI (Water Environment Micropollutant Science Initiative: A UFABC-PUCPR-GCU)* e aos seus financiadores: CAPES (Edital PGCI n.02/2015 de Cooperação Internacional – Projeto n.004/2016), e *Newton Fund (application ID 122728076)*.

REFERÊNCIAS

ADAM, M. L. TORRES, R. A. SPONCHIDO, G. MOTTA, T. S. OLIVEIRA, C. M. R. CARVALHO – FILHO, M. A. CORREIA, M. I. S. Environmental Degradation at a Public Park in Southern Brazil as Revealed Through a Genotoxicity Test (MN) on Peripheral Blood Cells from *Poecilia vivipara* (Teleostei). **Water Air Soil Pollut** (2010) 211:61–68.

AG - Australian Government. **Australian drinking water guideline/2011**. Disponível em: <https://www.nhmrc.gov.au/_files_nhmrc/file/publications/nhmrc_adwg_6_february_2016.pdf> Acesso em 08 de julho de 2016.

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

BRASIL. **Resolução nº 357 do CONAMA de 18 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 18 mar 2005.

BOLLMANN, H.; EDWIGES, T. Avaliação da qualidade das águas do rio Belém, Curitiba-PR, com o emprego de indicadores quantitativos e perceptivos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 13, n.4, p. 443-452, outubro/dezembro 2008.

BOXALL, A. B. A. **New and Emerging Water Pollutants arising from Agriculture** (2012). Disponível em: <<https://www.oecd.org/tad/sustainable-agriculture/49848768.pdf>> Acesso em 08 de junho de 2016.

CURITIBA. **Lei nº 13.973, de 30 de abril de 2012**. Dispõe sobre a coleta de medicamentos vencidos ou não utilizados por pontos de venda de medicamentos instalados no município de Curitiba e dá outras providências. Diário Oficial do Município, Curitiba, PR, 30 abr 2012.

DOERR-MACEWEN, N.A.; HAIGHT, M.E. Expert stakeholders' views on the management of human pharmaceuticals in the environment. **Environ. Manage.** v. 38 p. 853–866, 2006.

GARCIAS, C. M. CIDREIRA, L. E. Poluição difusa em ambientes urbanos: cádmio, chumbo e mercúrio. 33º Congresso interamericano de engenharia sanitária e ambiental. **Anais eletrônico**. 2012.

GARCIAS, C. M. SOTTORIVA, E. M. Poluição difusa urbana decorrente do desgaste dos freios automotivos: estudo de caso na sub-bacia do rio Belém em Curitiba – PR. **REDES**, Santa Cruz do Sul, v. 15, n. 3, p. 5 - 25, set/dez 2010.

GILBERT, N. Drug-pollution law all washed up. **Nature**, v. 491, n. 7425, p. 503–504, 2012.

HALLING-SØRENSEN, B.; NIELSEN, S.N.; LANZKY, P.F.; INGERSLEV, F.; LUTZHEFT, H.C.H.; JØRGENSEN S.E. Occurrence, Fate and Effects of Pharmaceutical Substances in the Environment – A review. **Chemosphere**, v. 36, n. 2, p. 357-393, 1998.

HC - Health Canada. **Guidelines for Canadian Drinking Water Quality/2014**. Disponível em: <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/pdf/pubs/water-eau/sum_guide-res_recom/sum_guide-res_recom_2014-10_eng.pdf> Acesso em 08 de julho de 2016.

HEINRICH, A. B, METZGER, J. W, FISHER, K. M, MATHIAS, A. L. Gerenciamento de sedimentos do desassoreamento do rio Belém na área urbana de Curitiba: um estudo de caso. **Revista Brasileira Ciências do Solo**, 39:626-636, 2015.

HOJDA, A.; VODONIS, B.; DUTRA, M.; FREDER, S. M.; VAZ, T. C. Comitê do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira: uma proposta do “Subcomitê da Bacia do Rio Belém”. **Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v. 6, p. 330-343, 2015.

IDE, A. H. **Produtos farmacêuticos e de higiene pessoal no Rio Iguaçu e seus afluentes**. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Departamento Acadêmico de Química e Biologia – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2014.

JORGE, M. T. E; HARTMANN, R.; GUTMANN, M. M. Renascentes - Programa de Despoluição Hídrica PDH. XIX Exposição de Experiências Municipais em Saneamento. **Anais eletrônico**. 2015.

KIM, S.; AGA, D.S. Potential ecological and human health impacts of antibiotics and antibiotic-resistant bacteria from wastewater treatment plants. **Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B**, v. 10, n. 8, p. 559-573, 2007.

KRAMER, R. D. **Bacia hidrográfica do Alto Iguaçu: caracterização física e química e determinação de diclofenaco, ibuprofeno e paracetamol**. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Departamento Acadêmico de Química e Biologia – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2012.

KÜMMERER, K. The presence of pharmaceuticals in the environment due to human use – present knowledge and future challenges. **Journal of Environmental Management**, 90 (2009) 2354–2366.

NCO – Norma Chilena Oficial. **NCh 409/1.Of2005**. Disponível em: <<http://ciperchile.cl/pdfs/11-2013/norovirus/NCh409.pdf>> Acesso em 08 de julho de 2016.

NOPILLS. **noPILLS Report** (2015). Disponível em: <<http://www.no-pills.eu/>> Acesso em 18 de julho de 2016.

OSAWA, R. A. **Determinação de Fármacos Anti-hipertensivos em Águas Superficiais na Região Metropolitana de Curitiba**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2013.

OSAWA, R. A. ; IDE, A. H. ; SAMPAIO, N. M. F. M. ; AZEVEDO, J. C. R. . Determinação de Fármacos Anti-hipertensivos em Águas Superficiais na Região Metropolitana de Curitiba. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, p. 1039-1050, 2015.

PADILHA, C. F.; LEITZKE, F. L. S.. **Determinação de Hormônios sexuais femininos na bacia do Alto Rio Iguaçu na região de Curitiba – PR**. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Química Tecnológica com ênfase Ambiental) – Departamento Acadêmico de Química e Biologia – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2013.

PARANÁ. **Lei nº 17.211, de 3 de julho de 2012**. Dispõe sobre a responsabilidade da destinação dos medicamentos em desuso no Estado do Paraná e seus procedimentos. Diário Oficial do Estado, Curitiba, PR, 3 jul 2012.

PARANÁ. **Qualidade das águas: rios da bacia do Alto Iguaçu na Região Metropolitana de Curitiba 2005 a 2009**. Instituto Ambiental do Paraná (IAP), Curitiba, 2009, p. 114.

PILLS. **PILLS Report** (2012). Disponível em: <new.production.nwe.beenetwork.eu/admin/doc?id=246&download=1> Acesso em 18 de julho de 2016.

REIS FILHO, R. W.; ARAÚJO, J. C.; VIEIRA, E. M. Hormônios Sexuais Estrógenos: Contaminantes bioativos. **Química Nova**, v. 29, p. 817-822, 2006.

SANTOS, M. M. ; BREHM, F. A. ; FILIPPE, T. C. ; KNAPIK, H. G. ; AZEVEDO, J. C. R. . Occurrence and risk assessment of parabens and triclosan in surface waters of southern Brazil: a problem of emerging compounds in an emerging country. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 21, p. 603-617, 2016.

SCHWARZENBACH, R.P, et al. The challenge of micropollutants in aquatic systems. **Science**, 313(5790):1072–1077, 2006.

SSM - Secretaría de Salud de México. **Norma oficial mexicana NOM-127-SSA1-1994**. Disponível em: <<http://www.salud.gob.mx/unidades/cdi/nom/127ssa14.html>> Acesso em 18 de julho de 2016.

START. **START: A Practical Guide** (2008). Disponível em: <http://www.start-project.de/downloads/start_Practical_Guide.pdf> Acesso em 24 de junho de 2016.

UE - União Europeia. **Diretiva 1998/83/CE**. Disponível em: <<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:1998:330:0032:0054:pt:PDF>> Acesso em 20 de junho de 2016.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. **National Primary Drinking Water Regulations/2009**. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-06/documents/npwdr_complete_table.pdf> Acesso em 22 de junho de 2016.

II-032 AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE REÚSO AGROPECUÁRIO DOS EFLUENTES DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO DA EMBASA, SITUADAS NO SEMIÁRIDO BAIANO

Evanildo Pereira de Lima

Engenheiro Agrônomo, especialista em Solos e Meio Ambiente e Analista Ambiental da Gerência de Mananciais e Segurança de Barragens da Empresa Baiana de Águas e Esgoto S.A. (Embasa).

evanildo.lima@embasa.ba.gov.br

Helder Guimarães Aragão

Cientista da Computação pela UNIT. Especialista em Componentes Distribuídos e Web pela Faculdade Ruy Barbosa. Mestre em Sistemas e Computação pela Unifacs. Professor Adjunto da Estácio FIB. Gerente da Divisão de Geoprocessamento da Empresa Baiana de Águas e Saneamento (Embasa).

RESUMO: Os crescentes problemas de escassez dos recursos hídricos, provocados pelo aumento da demanda devido ao crescimento populacional, a falta de gestão do uso e ao lançamento de esgotos que, mesmo tratados, têm levado ao comprometimento dos mananciais, levaram a que o reúso da água voltasse a ser considerado. Outro fator que contribuiu para o desenvolvimento das práticas de reúso foi o maior rigor das legislações ambientais em relação ao padrão de qualidade de lançamento dos efluentes e uma maior cobrança da sociedade para que as empresas do ramo do saneamento ambiental evoluam para o uso de técnicas menos impactantes.

O estado da Bahia tem cerca de 70% de sua área incluída na região semiárida, onde vive, aproximadamente, a metade da população do estado, sendo que desta, pouco mais da metade vivem em áreas urbanas. As condições climáticas e geológicas do semiárido fazem com que a maioria dos rios seja intermitente, os quais se caracterizam por não ter vazão nos períodos de estiagem, o que requer na maior parte dos meses do ano um nível alto de tratamento para que não haja poluição destes mananciais, tendo em vista que o lançamento do efluente tratado diretamente no talvegue e solos dos cursos de água é ilegal e ambientalmente inadequado. Quanto maior o nível do tratamento, maiores são os custos associados, o que inviabiliza a adoção em grande escala pelas empresas de saneamento ambiental, cujo maior esforço está hoje em dia na ampliação do acesso ao esgotamento sanitário. Este trabalho tem por objetivo avaliar o potencial de reúso com fins agropecuários dos efluentes líquidos tratados pelas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) operadas pela Embasa. Para tanto, foram definidos atributos aos quais foram atribuídos pesos e notas para cada um, obtendo-se uma nota final classificatória do seu potencial de reúso para cada ETE estudada. Aos cinco atributos anteriormente definidos foi acrescido mais um: qualidade do efluente para irrigação, por entender que a qualidade da água de

irrigação pode se tornar um fator limitante e pode, inclusive, inviabilizar a prática do reúso de efluentes com fins agropecuários. Com a utilização da ferramenta GIS, associou-se a cada faixa de notas um padrão de cor, aplicado às áreas estudadas. Através da ferramenta SIG (Sistema de Informação Geográfica), foram analisadas as relações espaciais entre as ETE's e os respectivos atributos. Entre as quatro estações de tratamento, a ETE de Itaberaba foi a que obteve maior pontuação e, portanto maior potencial de reúso agrícola.

PALAVRAS-CHAVE: Geoprocessamento. Tratamento de Esgoto. Reúso Agrícola. Desenvolvimento sustentável. Semiárido. Poluição Hídrica.

INTRODUÇÃO

Este trabalho tem por objetivo avaliar o potencial de aplicação na agropecuária dos efluentes líquidos tratados pelas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) operadas pela Embasa. Para tanto, foram definidos seis atributos aos quais foram atribuídos pesos e notas para cada um, obtendo-se uma nota final para cada área estudada. Com a utilização da ferramenta SIG (Sistema de Informação Geográfica), foram analisadas as relações espaciais entre as ETE's e os respectivos atributos e, no final, associou-se a cada faixa de notas um padrão de cor. Esta ferramenta é específica para tratar dados com componentes espaciais, ou seja, dados que possuem uma referência geográfica com coordenadas. As vantagens na utilização de um SIG em estudos diversos, incluindo a área ambiental, são a visualização espacial dos dados, suas relações de proximidade e distância; bem como a observação visual e gráfica de fenômenos perceptíveis apenas através de imagem.

Na Bahia, o semiárido ocupa uma área de 393.056Km², cerca de 70% da área do estado; sendo o local onde moram 6.453.283 pessoas, aproximadamente metade da população do estado, das quais 53% em áreas urbanas (BRASIL, 2005; IBGE, 2002). Nesta região, nos frequentes períodos de estiagem, há significativa redução de vazão nos poucos rios perenes e, nos muitos rios intermitentes, o fluxo cessa por completo. Nestas condições, o lançamento de efluentes domésticos urbanos nos corpos d'água representa uma certeza de poluição, pois, considerando a razão entre a carga poluente e o volume de água nesta região semiárida, o corpo receptor tem pouca ou nenhuma capacidade de diluição desses efluentes líquidos, mesmo que previamente tratados. Souza e Mota, 1994, estimam que para absorver a carga orgânica lançada nos rios, estes teriam que ter uma vazão correspondente a 40 vezes à vazão dos efluentes. Portanto, para evitar que ocorra poluição nestes rios, o nível do tratamento tem de ser de tal ordem, que os custos associados os inviabiliza enquanto prática de tratamento de esgotos domésticos (SOUZA; MOTA, 1994; SOUZA et al., 2003).

O reúso de águas residuárias na agricultura nestas regiões semiáridas, como técnica de pós-tratamento, possibilita a adoção de técnicas de tratamento de baixo

custo, a nível secundário, pois o efluente final, após percolar subsuperficialmente no solo, tem sua carga orgânica poluente reduzida. Isto se dá pelo fato do solo, dentro de sua capacidade e limite de absorção, atuar como meio filtrante [físico e químico], possibilitando que a adsorção do material orgânico em suspensão e dissolvido no efluente facilite pelas argilas eletricamente carregadas estimule a ação microrganismos decompositores que tratam o efluente.

Os microrganismos usam a matéria orgânica contida no efluente como alimento, convertendo-a em matéria mineralizada, nutriente, a qual fica à disposição para absorção radicular da vegetação.

A questão ainda a ser mais bem definida tanto técnica como legalmente, é até que ponto uma classe de solo específica, entre as treze atualmente catalogadas pela Embrapa, consegue absorver e tratar certo volume desse efluente das ETE sem, contudo, perder essa sua capacidade de meio filtrante.

Assim, a aplicação de águas residuárias na agricultura via irrigação, além de propiciar uma fonte permanente de água para a agricultura, possibilitando o desenvolvimento de atividades agrícolas de subsistência e comercial durante todo o ano em regiões onde o desenvolvimento sustentável e a geração de trabalho e renda tem a água como principal fator limitante.

Esse reúso agropecuário com efluentes tratados de ETE também pode permitir o enquadramento dos rios em classes de qualidade compatíveis com os usos mais exigentes a que forem destinadas e diminuindo os custos de mitigação da poluição das águas.

Igualmente, além de estimular essa prática não só importante, mas necessária ao estágio atual desenvolvimento da sociedade, o presente trabalho também propõe principalmente o uso de uma metodologia, claramente estabelecida por meio de uma matriz avaliativa do potencial de reúso de ETE, que pode, eventualmente, ser ajustada e adequada às diversas realidades e condições edafoclimáticas.

METODOLOGIA

Foram escolhidos cinco atributos, aos quais foram dadas notas 1, 3 e 5, conforme apresentado no quadro 1.

Atributo	Critério		
	Baixo	Médio	Alto
Classe de Solo	Neossolo	Argissolo	Latossolo
	1	3	5
Relevo	Ondulado	Suave Ondulado	Plano
	8% a 20%	3% a 8%	0% a 3%
	1	3	5

Hidrografia	Muito Próxima			Próxima			Distante		
	Reúso até 500m do curso d'água			Reúso entre 500m e 1.000m do curso d'água			Reúso acima de 1.000m do curso d'água		
	1			3			5		
Aptidão Agrícola	CTC			Ph			Matéria Orgânica		
	0 a 100 mmol/Kg	101 a 250 mmol/Kg	> 250 mmol/Kg	1 a 3	3,1 a 5,5	5,6 a 6,5	< 15 g/Kg	15 a 30 g/Kg	> 30 g/Kg
	5	3	1	5	3	1	5	3	1
Volume de Efluente	Baixo			Médio			Alto		
	< 5 L/s			5 a 15 L/s			> 15 L/s		
	1			3			5		
Qualidade do efluente	Condutividade Elétrica			Razão Adsorção Sódio			Sais dissolvidos totais		
	> 2,3 Ds/m	0,81 a 2,3 Ds/m	0 a 0,8 Ds/m	> 30 (meq/L ou mmol _c /L)	13,1 – 30 (meq/L ou mmol _c /L)	< 13 (meq/L ou mmol _c /L)	500 – 1.500 (mg/L)	175 – 500 (mg/L)	0 – 175 (mg/L)
	1	3	5	1	3	5	1	3	5

Quadro 1- Atributos e Critérios para Escolha de Áreas Propícias ao Reúso

A estes seis atributos foram dados pesos, os quais ponderaram as notas obtidas, chegando-se a uma valor final através da fórmula 1, apresentada abaixo.

$$\text{Fórmula 1 : } NF = \underline{NCS \times 4 + NR \times 3 + NH \times 2 + NAG \times 1 + NVE \times 3 + NQE \times 3}$$

16

Para a definição dos pesos, foram adotados basicamente dois critérios, a saber:

- Riscos potenciais de contaminação, poluição e degradação do ambiente com o efluente tratado;
- Potencial em estimular o desenvolvimento local com práticas agrícolas sustentáveis.

Os atributos Classe de Solo, Relevo, Hidrografia e qualidade do efluente estão diretamente relacionados aos riscos de gerarem contaminação e degradação ambiental, seja potencializando ou limitando esses riscos. Já a aptidão agrícola, que leva em conta principalmente a questão da fertilidade natural dos solos, e o volume de efluente produzido estão, sobretudo, associados ao cenário de desenvolvimento de práticas agrícolas sustentáveis.

Os pesos privilegiarem os atributos ligados aos riscos de contaminação e degradação, tendo em vista que apesar de serem efluentes tratados, ainda assim há risco de contaminação e de degradação do solo, sobretudo em relação à persistência de ovos de helmintos viáveis, à instalação de processos erosivos e à salinização.

Os atributos Classe de Solo, Relevo e Qualidade do efluente praticamente determinam a viabilidade da prática do reúso agrícola controlado no quesito ambiental. Lançar mão do reúso sobre uma classe de solo inapropriada e pior, quando associado a um relevo acidentado e um efluente fora dos padrões exigidos para a água de irrigação, é impor o insucesso à prática do reúso. O sistema brasileiro de classificação de solos, feito pela EMBRAPA para enquadramento de diferentes

solos em sua respectiva classe, reúne para tanto a grande maioria dos atributos diagnósticos (pH, textura, profundidade, pedregosidade, razão de adsorção do sódio, teores de cátions básicos, teores de matéria orgânica, CTC e etc.) utilizados para diferenciação e categorização dos mesmos e que influem diretamente na viabilidade da prática da fertirrigação. Por esse motivo, no presente estudo, a esse atributo da classe de solo foi dada grande relevância e maior peso.

Por seu turno, o Relevo, quando acidentado, além de potencializar o transporte, mistura e a contaminação dos cursos superficiais de água com os efluentes tratados, potencializa a degradação dos solos pela instalação de processos erosivos. Relevos mais acidentados propiciam, em tese, o aumento do escoamento superficial e menores taxas de infiltração, predispondo, portanto, o solo a processos erosivos. A esse atributo, também foi dado um peso ambiental relevante na nota final do potencial de reúso da ETE.

Todavia, cumpre registrar, sendo bem criterioso e observando esses dois atributos ambientais anteriormente referidos, que é o que se espera de uma prática feita de forma controlada e responsável de reúso agrícola, o terceiro atributo ambiental, hidrografia, terá sua relevância relativizada. Ou seja, ainda que a prática de reúso controlado ocorra nas proximidades de cursos de água superficiais a observância rigorosa da classe de solo e do relevo permitirá que a prática se desenvolva sem maiores problemas. Todavia, se a única área disponível para a prática do reúso agrícola estiver sobre um solo de classe inapropriada e relevo ondulado o atributo hidrográfico nesse caso deverá ser observado com maior rigor, pois a relevância desse atributo ambiental em relação aos riscos de contaminação serão maiores, tendo nessa condição um peso mais valorizado.

Por sua vez, o atributo Aptidão Agrícola entre os demais é o único que tem o sentido inversamente proporcional ao potencial de reúso, pois, à medida que a fertilidade natural do solo é elevada, menor será seu potencial para o reúso agrícola controlado. Se forem adicionados matéria orgânica e nutrientes, a partir da fertirrigação com reúso, a um solo já naturalmente fértil, menores serão as respostas em termos de produtividade agrícola e maiores serão os riscos de ocorrer um desbalanço químico-nutricional por excesso de nutrientes (cátions básicos e íons metálicos) presentes na solução e/ou adsorvido às argilas e matéria orgânica do solo. Esse atributo, calculado pela média da Capacidade de Troca de Cátions (CTC), do pH do solo e da Matéria Orgânica, recebeu um peso secundário porque, com raras exceções, a fertilidade natural da grande maioria dos solos brasileiros é limitada.

Por sua vez, o atributo Volume de Efluente Produzido pela ETE tem sua relevância associada principalmente à viabilidade econômico-financeira do empreendimento agrícola. Dadas as razoáveis inversões iniciais para aquisição dos equipamentos e materiais de irrigação e o capital de giro necessário para manter, principalmente, os custos com a energia para operação do sistema, supomos haver um volume mínimo de efluente que precise ser produzido pela ETE para que a prática agrícola

se justifique na recuperação a curto e médio prazo das inversões realizadas, principalmente quanto ao tamanho de área e a rentabilidade da cultura agrícola escolhida. Por exemplo, para o reúso agrícola de um hectare de banana (*Musa sp.*) com sistema de irrigação localizado por microaspersão operando dez horas diárias durante nove meses do ano (fora do período chuvoso) com energia elétrica para recalcar o efluente, monitoramento do solo e do efluente e o acompanhamento técnico durante três anos foi calculado com preços da Embasa de 2017 como tendo um custo médio de R\$ 99.272,40 (noventa e nove mil duzentos e setenta e dois reais e quarenta centavos).

Desse modo, uma ETE com baixo volume de efluente tratado (< 5 L/s) só poderá fertirrigar áreas de pequenas dimensões com no máximo um hectare que estejam situadas no entorno imediato ou no interior da própria ETE para não necessitar de bombeamento e transporte a maiores distâncias devido aos custos financeiros associados. Talvez, ETE's com vazões de tratamento de efluentes menores sejam mais adequadas à irrigação de cinturões verdes, de paisagismo e gramados implantados no interior da própria estação de tratamento ou no máximo em área de um hectare que seja contígua à ETE. Uma agricultura de subsistência, onde via de regra a finalidade principal do cultivo é o consumo na própria unidade familiar, portanto com fins não comerciais e onde os agricultores são em geral mais descapitalizados, nesse caso não seria recomendável a implantação de sistemas de reúso agrícola prevendo a recuperação do investimento inicial realizado.

Por fim, ressaltamos o atributo Qualidade do efluente, que para o reúso agrícola de efluentes tratados devem ser consideradas como parâmetros os padrões mínimos requeridos para a água de irrigação. A qualidade da água de irrigação costuma ser avaliada com base em três fatores principais: condutividade elétrica (**CE**), razão de adsorção de sódio (**RAS**) e teor de Sólidos Dissolvidos Totais (**SDT**). Os principais problemas que podem ocorrer com o uso inadequado da irrigação são a salinização e a redução da permeabilidade do solo; ambos decorrem do uso de águas com elevados teores de sais. Quanto maior a condutividade elétrica maior a quantidade de substâncias dissolvidas na água. Outro ponto a ser observado é o teor de sólidos totais (**SDT**), parâmetro que também deve ser monitorado nos projetos de reúso agrícola; a literatura aponta que valores entre **500 e 1000 mg/L de SDT** em águas residuárias para irrigação podem afetar plantas sensíveis como por exemplo a manga e a laranja. Valores elevados de SDT associado a pH elevados do efluente (>7), também podem causar entupimentos nos equipamentos de irrigação (aspersores, microaspersores e gotejadores). Em geral pH elevados propiciam a precipitação de carbonatos e de sais à base de ferro que podem causar esses entupimentos.

Considerando as vantagens da ferramenta SIG, já citadas, visando uma melhor interpretação dos critérios definidos no Quadro 1, neste trabalho, foi utilizada a ferramenta livre de SIG denominada QuantumGIS. Com esta ferramenta, foram separadas as áreas dentro de cada atributo, isoladamente, de modo a permitir a

pontuação dentro de cada atributo, nas proximidades das ETE das cidades de Itaberaba, Rui Barbosa, situadas na região do Piemonte do Paraguaçu; bem como Lençóis e Palmeiras, situadas na região da chapada diamantina, como mostram as figuras 1 e 2.

RESULTADO

Com as notas atribuídas, obteve-se uma nota final, como mostrado no quadro 2.

Cidade ETE	Classe de Solo	Relevo	Hidrografia	Aptidão Agrícola	Volume Efluente	Qualidade Efluente*	Nota Final
Itaberaba	5	2	5	5	4	3	4
Ruy Barbosa	3	3	3	3	4	3	3
Lençóis	5	1	3	4	1	4	3
Palmeiras	1	1	3	4	1	3	2

Quadro 2 – Avaliação do Potencial de Aplicação de Efluentes na Agricultura

****Nota:** Tendo em vista não ter sido possível a análise em laboratório do indicador Condutividade Elétrica, para atribuição da nota final de cada ETE do parâmetro “Qualidade do Efluente” só foram considerados os indicadores RAS e SDT.

A partir da nota final, foram criados mapas especiais denominados de mapas temáticos, os quais permitem a classificação espacial dos dados, dividindo-os em cores. O potencial de reúso, dado pela nota final, foi classificado em forte, representado pela cor vermelha; médio, representado pela cor amarela; e baixo representado pela cor verde.

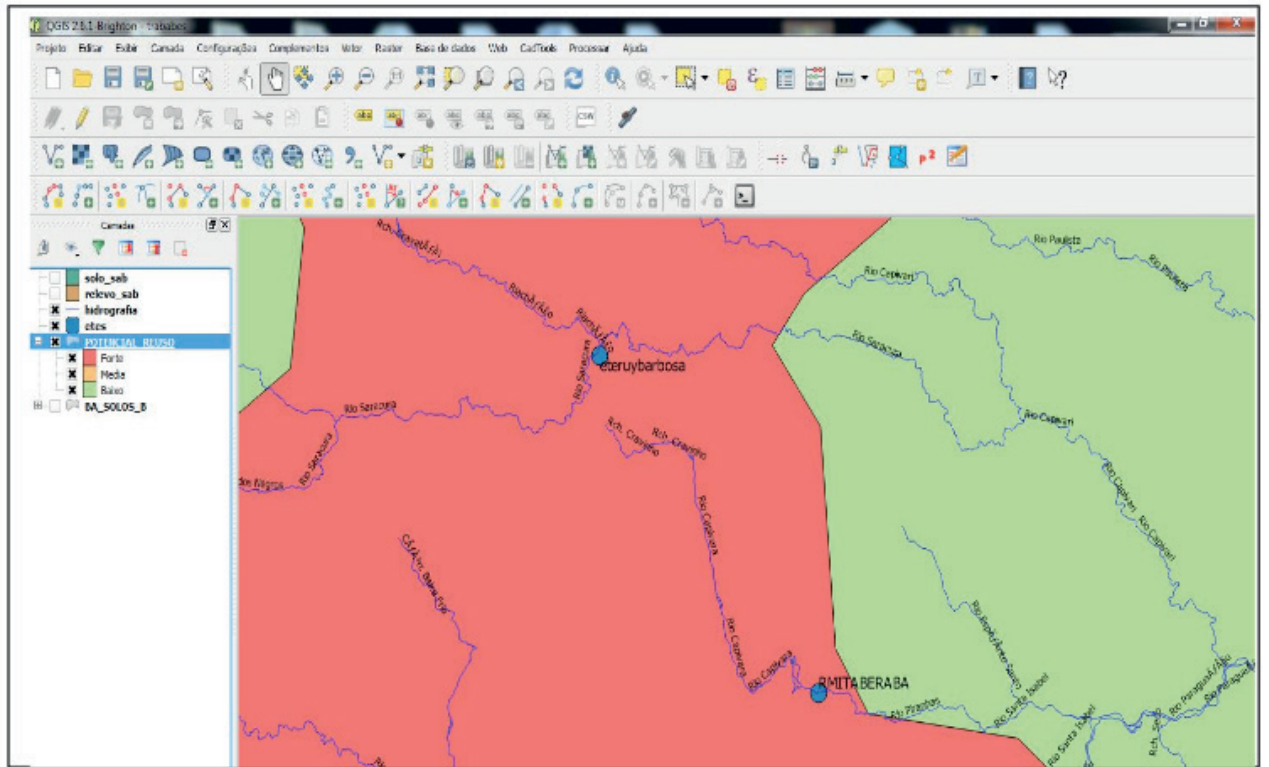
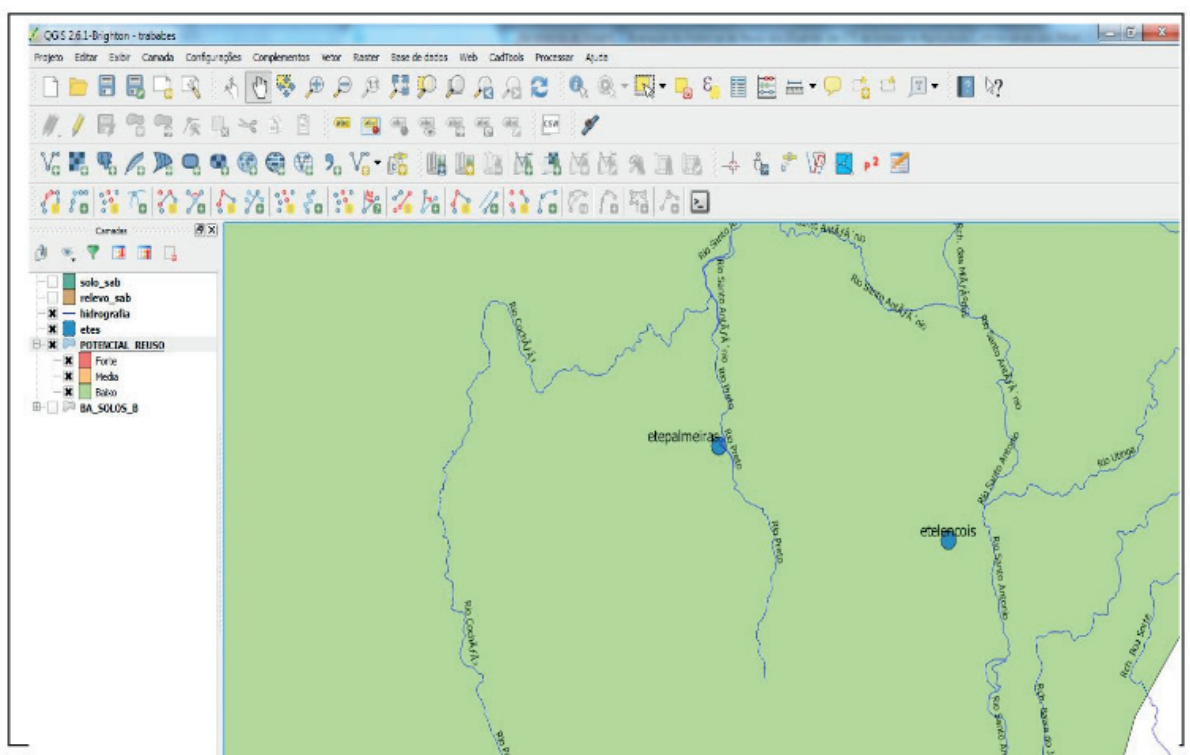


Figura 1- região das ETEs de Itaberaba e Rui Barbosa

Na Figura 1, pode-se perceber com a utilização da ferramenta SIG que as ETES estão contidas em um polígono destacado na cor vermelha, o que indica forte potencial de reuso. Em contrapartida, a Figura 2 mostra duas ETEs (ETE PALMEIRAS e ETE LENÇÓIS) contidas no polígono verde, o que indica baixo potencial de reuso.

Em contrapartida, a Figura 2 que segue, mostra duas ETE's, Palmeiras e Lençóis, contidas no polígono verde; o que indica baixo potencial de reúso.



REFERÊNCIAS

- BRASIL. Ministério da Integração Nacional. Secretaria de Políticas de Desenvolvimento Regional. Nova Delimitação do Semiárido Brasileiro (cartilha). Brasília: Secretaria de Políticas de Desenvolvimento Regional, 2005a. 35f;
- FLORENCIO, Lourdinha, AISSE, Miguel Mansur et al (Coord.). Reúso das Águas de Esgoto Sanitário, inclusive tecnologias de tratamento para esse fim. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2006, 427p;
- IBGE. Área territorial oficial, Resolução da Presidência do IBGE de nº 5 (R.PR-5/02) de 10 de outubro de 2002;
- RAIJ, B. Van. Avaliação da Fertilidade do Solo: Piracicaba/SP. Instituto Potassa & Fosfato, 1981, 142p;
- SOUZA, Francisco Gláucio Cavalcante de et al. Padrão de emissão para rios intermitentes – enfoque ao semiárido do Ceará. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., Joinville, 2003. Anais... Joinville: ABES, 2003;
- SOUZA, Raimundo Oliveria de; MOTA, Francisco Suetônio. Qualidade e Conservação da Água com Vistas ao Desenvolvimento Sustentável no Semiárido Nordeste. Projeto Áridas. Brasília: SEPLAN/PR, 1994. 52p.

IMPLANTAÇÃO DE SISTEMA DE REÚSO URBANO NÃO POTÁVEL EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO

Juliana Guasti Lozer

Companhia Espírito Santense de Saneamento
(CESAN)

Vitória – Espírito Santo

Victor Correia Faustini

Companhia Espírito Santense de Saneamento
(CESAN)

Vitória – Espírito Santo

Cynthia Gabriela de Freitas Ribeiro Vieira Reis

Companhia Espírito Santense de Saneamento
(CESAN)

Vitória – Espírito Santo

Nadja Lima Gorza

Companhia Espírito Santense de Saneamento
(CESAN)

Vitória – Espírito Santo

Renata Maia das Flores

Companhia Espírito Santense de Saneamento
(CESAN)

Vitória – Espírito Santo

O reúso controlado de água reduz o consumo de água potável e minimiza a captação nos mananciais, sendo uma opção ambientalmente sustentável. Atenta ao cenário de escassez, em outubro de 2015 a Companhia Espírito Santense de Saneamento iniciou o projeto de implantação de sistema de fornecimento de água de reúso em Estações de Tratamento de Efluentes (ETEs). Tais sistemas constituem-se em uma etapa de tratamento em filtro de areia e desinfecção por cloro do efluente final da ETE. Após estas etapas a água de reúso segue para os reservatórios, de onde serão distribuídos para o atendimento à demanda dos clientes. O investimento nos sistemas de reúso foi de R\$ 57.000,00 e gerou uma receita total de R\$ 74.140,60 em 2017, com a comercialização de 72.711 m³ de água de reúso no período pós-implantação dos sistemas até dezembro de 2018. Além disso, a água de reúso produzida nas ETEs tem sido utilizada no próprio processo de tratamento, gerando economia de água potável e dos recursos hídricos.

PALAVRAS-CHAVE: Reúso de águas residuais, saneamento, tratamento de esgoto.

IMPLANTATION OF NON-POTABLE URBAN REUSE SYSTEMS IN SEWAGE TREATMENT

RESUMO: No contexto mundial, aproximadamente 50% da população é afetada pela escassez de água, e no Brasil, pelo menos 12 áreas federais apresentam situação de emergência por motivo de estiagem e seca. Estes dados levam à necessidade de racionamento de água e à procura por formas alternativas de obtenção e utilização da água disponível.

ABSTRACT: In a worldwide context, approximately 50% of the population is affected by water scarcity, and in Brazil, at least 12 federal areas present an emergency situation due to drought. These data lead to the need for water rationing and the search for alternative ways of obtaining and using available water. Controlled wastewater reuse reduces drinking water consumption and minimizes uptake into water sources, therefore being an environmentally sustainable option. In October 2015, Companhia Espírito Santense de Saneamento started to implement a system for supplying reuse water to Wastewater Treatment Plants (ETEs). Such system consists of a stage of sand filter treatment and chlorine disinfection of the final ETE effluent. After these steps, the reuse water goes to the reservoirs, from where it will be distributed to meet customer demand. The investment in the reuse systems was R\$ 57,000.00, which generated back a total revenue of R\$ 74,140.60 in 2017, with the sale of 72,711 m³ of reuse water in the post-implementation period of the system until December 2018. In addition, the reuse water produced in the ETEs has been used in the treatment process, saving drinking water and water resources.

KEYWORDS: wastewater reuse, sanitation, sewage treatment.

1 | INTRODUÇÃO

Em 2016, a Secretaria Nacional de Proteção e Defesa Civil do Brasil reconheceu a situação de emergência de 12 áreas federais por motivo de estiagem e seca. No contexto mundial, aproximadamente 50% da população é afetada pela escassez de água, segundo a edição de 2018 do Relatório Mundial das Nações Unidas sobre Desenvolvimento dos Recursos Hídricos. Esses dados levam à necessidade de racionamento de água e procura por formas alternativas de obtenção e utilização da água disponível.

O Conselho Econômico e Social das Nações Unidas propôs em 1958 que “a não ser que exista grande disponibilidade, nenhuma água de boa qualidade deve ser utilizada para usos que toleram águas de qualidade inferior”. Por águas de qualidade inferior entende-se: efluentes de estações de tratamento de água e esgoto, efluentes industriais, esgotos domésticos, drenagem agrícola, etc. Quando essas águas são utilizadas para outros fins que não apenas o despejo no corpo receptor (reciclagem de águas residuárias) são chamadas de águas de reúso.

Água de reúso pode ser utilizada para diversos fins potáveis e não potáveis. Quando há demanda de uma elevada qualidade dessa água, o sistema de tratamento e o controle deste devem ser muito eficientes, entretanto, deve-se garantir a viabilidade técnica, econômica e financeira do produto. O estudo de viabilidade deve ser feito para todas as possibilidades de uso, sendo eles potáveis ou não. Porém, quando as estações de tratamento de efluentes se encontram próximas de áreas urbanas e/ou industriais, o custo unitário de tratamento e transporte tende a diminuir.

Pensando no uso urbano não potável do efluente tratado de esgoto sanitário, alguns exemplos de aplicação dessa água são: irrigação de parques e áreas gramadas, lavagem de veículos e pisos, reserva de proteção contra incêndio, descarga sanitária, etc. Para uso industrial são citados: limpeza de redes de tubulações de esgoto, compactação de solo, lavagem de gases, torres de resfriamento e desodorização, entre outros. A água de reúso quando utilizada na indústria passa a se chamar “água de utilidade” (Hespanhol, 2002).

Assim, o reúso controlado reduz o consumo de água potável e minimiza a captação de água nos mananciais, sendo uma opção ambientalmente sustentável.

2 | HISTÓRICO DO REÚSO NA COMPANHIA

No período de 2014 e 2015 foi constatado que os índices de pluviosidade no Estado brasileiro do Espírito Santo estiveram abaixo das médias históricas, o que acarretou uma redução gradual nos níveis de vazão dos rios que abastecem a região da Grande Vitória. Em decorrência deste fato, a Agência Estadual de Recursos Hídricos (AGERH) publicou a Resolução nº 005/2015 em 02/10/2015. Tal resolução “dispõe sobre a declaração do Cenário de Alerta frente ao prolongamento da Escassez Hídrica em rios de domínio do Estado do Espírito Santo e dá outras providências”. No artigo 9º a resolução proíbe “as captações em cursos de água superficiais destinadas a todo e qualquer uso, exceto para o abastecimento humano” por um período de 15 dias (AGERH, 2015). Dessa forma, algumas atividades de uso menos nobre da água como irrigação de áreas verdes, lavagem de vias públicas e serviços de compactação do solo ficaram comprometidos.

Tal dilema levou as prefeituras e empresas privadas a buscarem fontes alternativas de suprimento de água.

Atenta ao cenário de escassez, em outubro de 2015 a Companhia Espírito Santense de Saneamento iniciou o projeto de implantação de sistema de fornecimento de água de reúso, inicialmente, na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Araçás no município de Vila Velha, que desde 2017 não é mais operada pela Companhia. Em 2016 o projeto foi expandido para a ETE Bandeirantes, município de Cariacica, e ETE Guarapari Centro e, em 2017, para a ETE Aeroporto, ambas no município de Guarapari.

3 | OBJETIVOS

Este estudo de caso tem por objetivo apresentar os resultados da implantação de sistema de fornecimento de água de reúso nas ETES Bandeirantes, Aeroporto e Guarapari Centro localizadas no Estado do Espírito Santo, Brasil.

4 | METODOLOGIA

As ETEs Bandeirantes, Guarapari Centro e Aeroporto possuem sistema de tratamento de esgoto do tipo lodos ativados, com eficiências médias de remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) de cerca de 90%. Estas ETEs possuem vazão de projeto de 250 L/s, 155 L/s e 150 L/s, respectivamente.

É ilustrada na Figura 1 a vista aérea da ETE Bandeirantes.

Em cada estação supracitada foi executado um projeto específico de reúso no qual utiliza parte do efluente tratado.

Na ETE Bandeirantes, após passar por todo sistema de tratamento de esgoto, parte do efluente segue para uma etapa de polimento em filtro de areia, conforme Figura 2.



Figura 1. Vista aérea ETE Bandeirantes.



Figura 2. Sistema de polimento de efluente da ETE Bandeirantes.

Em seguida, o efluente filtrado é bombeado para os reservatórios elevados, de onde os caminhões são abastecidos, como visto nas Figuras 3 e 4.



Figura 3. Abastecimento de caminhão com água de reúso na ETE Bandeirantes.



Figura 4. Reservatórios ETE Bandeirantes - capacidade total de 35 m³.

As figuras 5 a 8 ilustram os sistemas de reúso implantados nas ETEs Aeroporto e Centro.



Figura 5. Filtro de areia instalado na ETE Aeroporto.



Figura 6. Filtro de areia instalado na ETE Centro.



Figura 7. Tomada para abastecimento de caminhões na ETE Aeroporto.



Figura 8. Abastecimento de caminhão na ETE Aeroporto.

Para garantia da segurança sanitária, o efluente tratado é clorado, obtendo um residual de cloro total maior que 1,0 mg/L. Este tratamento tem finalidade de desinfecção do efluente final, e consiste na inativação de microrganismos patógenos ainda presentes na água.

A qualidade da água de reúso é monitorada continuamente e deve seguir o padrão estabelecido na norma interna de reúso da companhia (CESAN, 2015), conforme descrito na Tabela 1.

USO	PARÂMETROS	FREQUÊNCIA
Irrigação de parques e jardins, lavagem de pisos, calçadas e espaços públicos	<i>Escherichia Coli</i> < 600 UFC/100mL ou CRT > 1 e < 10 mg/L no caminhão; pH > 6.0 e < 9.0; Turbidez < 20 NTU; DBO < 120 mg/L	Mensal
Desobstrução de galerias e rede de esgoto	CRT > 1 e < 10 mg/L	Semanal no caminhão
Agricultura, irrigação de áreas degradadas em recuperação	<i>Escherichia Coli</i> < 5 000 UFC/100mL; pH > 6.0 e < 9.0	Mensal
Construção civil (cura de laje, compactação do solo)	<i>Escherichia Coli</i> < 1 000 UFC/100mL; pH > 6.0 e < 9.0	Mensal

Tabela 1. Padrão e controle da qualidade do reúso de acordo com o uso pretendido.

Fonte: CESAN (2015).

A mesma norma também aprova os valores para cobrança do fornecimento de água de reúso, sendo um valor diferenciado para o setor público. Tal cobrança incentiva o faturamento de toda a água de reúso, retornando como receita para a empresa.

5 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Com a instalação dos reservatórios para água de reúso, as ETEs Bandeirantes, Guarapari Centro, e Aeroporto possuem capacidades de reserva do produto de 35 m³, 60 m³ e 30 m³, respectivamente, garantindo o atendimento aos clientes a qualquer momento do dia.

O investimento com aquisição dos reservatórios, filtros de areia, conexões, instalações, pintura, entre outros, para a execução dos três projetos de reúso nestas estações foi em torno de R\$ 57.000,00 e o custo operacional do sistema de reúso foi calculado em 0,14 R\$/m³ efluente.

A receita total gerada foi de R\$ 74.140,60, com a comercialização de 72.711 m³ de água de reúso no período pós-implantação dos sistemas até dezembro de 2018. O valor faturado foi suficiente para retorno do investimento realizado nos sistemas.

A água de reúso produzida nas três ETEs é comercializada tanto para o setor público (lavagem de vias e irrigação de jardins) quanto para o setor privado (compactação de solo), bem como, é utilizada para abastecimento de caminhões jato vácuo que prestam serviço de desobstrução de redes de esgoto da Companhia. De 2016 a 2018 foram utilizados cerca de 8.000 m³ de água de reúso para esta finalidade. No cenário anterior ao reúso, estes caminhões eram abastecidos com água potável.

As Figuras 9 e 10 demonstram a aplicação da água de reúso das ETEs para finalidades não potáveis, ou seja, usos menos nobres.



Figura 9. Irrigação de jardins com água de reúso.



Figura 10. Desobstrução de rede de esgoto da Companhia com água de reúso.

As ETEs Bandeirantes e Centro utilizam a água de reúso também como água de processo.

Na ETE Bandeirantes todo preparo de polímero para o processo de desidratação de lodos da ETE e lavagem da centrífuga é feito com água de reúso, gerando uma

economia mensal de cerca de 150 m³ de água potável.

Na ETE Centro, a água de reúso alimenta as peneiras rotativas do tratamento preliminar e os adensadores mecânicos de lodo, o que representa uma economia mensal de cerca de 80% do consumo total de água potável da estação, ou seja, uma redução de 1.200 m³/mês para 200 m³/mês aproximadamente.

Em relação à qualidade da água de reúso, os resultados das análises laboratoriais comprovam o atendimento aos parâmetros previstos na norma interna de reúso da companhia, conforme observado na Tabela 2 e Figura 11.

Mês/2017	pH	Turbidez (NTU)	DBO ₅ (mg/L)	<i>E. Coli</i> (NMP/100 mL)	CRT (mg/L)
Janeiro	7,0	4,9	20,2	1,80E+00	1,9
Fevereiro	7,1	4,4	10,9	1,80E+00	1,9
Março	6,9	5,6	11,4	1,80E+00	1,3
Abril	6,9	4,3	6,3	1,80E+00	1,5
Mai	6,8	7,5	4,5	1,80E+00	2,8
Junho	7,1	4,1	9,7	1,80E+00	1,9
Julho	7,0	3,7	8,2	1,80E+00	2,0
Agosto	7,1	3,6	9,9	1,80E+00	1,9
Setembro	7,2	4,4	9,8	1,80E+00	1,8
Outubro	6,9	3,6	20,7	1,80E+00	1,8
Novembro	6,8	3,3	16,7	1,80E+00	1,8
Dezembro	6,9	2,2	12,0	1,80E+00	1,6

Tabela 2. Valores médios da qualidade da água de reúso da ETE Bandeirantes em 2017



Figura 11. Aspecto da qualidade da água de reúso.

6 | CONCLUSÃO

Devido à escassez hídrica, a água se tornou um fator limitante para o desenvolvimento agrícola, industrial e urbano no Estado brasileiro do Espírito Santo, por isso a Companhia vem buscando, continuamente, novas fontes de recursos para complementar a disponibilidade hídrica ainda acessível, visando o atendimento a demanda do Estado.

Os sistemas de fornecimento de água de reúso das estações de tratamento de esgoto que estão em operação garantem um produto em quantidade e qualidade suficientes para atender às diversas finalidades exigidas pelos clientes, gerando receita para a empresa e contribuindo com a preservação dos mananciais.

AGRADECIMENTOS

À Companhia Espírito Santense de Saneamento (CESAN).

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS. **Dispõe sobre a declaração do Cenário de Alerta frente ao prolongamento da Escassez Hídrica em rios de domínio do Estado do Espírito Santo e dá outras providências.** Resolução n. 005, de 02 de outubro de 2015, Vitória, Brasil. 2015.

BRASIL. Secretaria Nacional de Proteção e Defesa Civil. Reconhece situação de emergência em municípios. **Portaria n. 205, de 29 de novembro de 2016.** Diário Oficial da União, Brasília, DF, 01 dez. 2016. Seção 1, p. 60. 2016.

CESAN. Norma Interna ENG.008.00.2015 – **Reutilização de Efluentes das Estações de Tratamento de Água e Esgoto,** Vitória, Brasil, 2015.

Hespanhol, I. **Potencial de Reúso de Água no Brasil Agricultura, Industria, Municípios, Recarga de Aquíferos.** Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v.7, n.4, p.75-95, 2002.

PROGRAMA MUNDIAL DAS NAÇÕES UNIDAS PARA AVALIAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS. Gabinete do Programa de Avaliação Global da Água. **Relatório Mundial das Nações Unidas sobre Desenvolvimento dos Recursos Hídricos 2018.** Perúgia, Itália, 2018.

UNITED NATIONS, **Water for industrial use.** Economic and Social Council. Report E/3058STECA/50, United Nations, New York, 1958.

O REÚSO DA ÁGUA DE EFLUENTE NO PÓLO PETROQUÍMICO DE CAPUAVA – SÃO PAULO

Sâmia Rafaela Maracaípe Lima

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de São Paulo (IFSP-Câmpus São Roque). São Roque – São Paulo

Eduardo Ueslei de Souza Siqueira

Universidade Federal do Pará (UFPA). Belém – Pará

Layse de Oliveira Portéglio

Universidade Federal do Pará (UFPA). Belém – Pará

Mainara Generoso Faustino

Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN-CNEN/SP). São Paulo – São Paulo

RESUMO: A busca por alternativas sustentáveis visando a economia de água traz no reúso de efluentes tratados uma opção para minimizar problemas relacionados à escassez hídrica. Nesse contexto, a Região Metropolitana de São Paulo que apresenta características geográficas, demográficas e socioeconômicas extremamente complexas, é também grande consumidora de água, visto que concentra inúmeras indústrias e o Pólo Petroquímico de Capuava. Localizado entre o grande aglomerado urbano e industrializado de São Paulo, os municípios do Grande ABC e as áreas de preservação ambiental da represa Billings e da Serra do Mar, o Pólo tem seu abastecimento diário de água estimado em 600.000 L/s,

o que equivale ao abastecimento de um município com aproximadamente 350.000 habitantes. Devido à crescente demanda, no ano de 2008 uma parceria entre o Pólo Petroquímico, a Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo e a Foz do Brasil, da Organização Odebrecht, anunciaram um projeto de implantação de um Sistema de Abastecimento de Água a partir dos efluentes tratados na Estação de Tratamento de Esgotos do ABC. Este projeto tem por finalidade suprir necessidades dos processos industriais do Pólo a partir da redução no consumo de água potável pelas indústrias em um número capaz de atender a 300.000 pessoas, ao funcionar em sua capacidade máxima. Com a economia de um grande volume de água, o projeto de reúso de efluentes desponta como uma alternativa para usos que podem prescindir da água potável, garantindo o desenvolvimento industrial na região e conseqüentemente a economia de água para a população.

PALAVRAS-CHAVE: Região Metropolitana de São Paulo; Reúso; Aquapolo.

WASTEWATER REUSE AT THE CAPUAVA PETROCHEMICAL COMPLEX - SÃO PAULO

ABSTRACT: The search for sustainable alternatives aiming at saving water brings

in the reuse of treated effluents, an option to minimize problems related to water scarcity. In this context, the Metropolitan Region of São Paulo, which has extremely complex geographical, demographic and socioeconomic characteristics, is also a large consumer of water, as it concentrates countless industries and the Capuava Petrochemical Complex. Located between São Paulo's large urban and industrialized agglomeration, the municipalities of Greater ABC and the environmental preservation areas of the Billings Dam and Serra do Mar, the Complex has an estimated daily water supply of 600,000 L / s, which is equivalent to supplying a municipality with approximately 350,000 inhabitants. Due to the growing demand, in 2008 a partnership between the Petrochemical Complex, the São Paulo State Basic Sanitation Company and the Odebrecht Organization's Foz do Brasil, announced a project to implement a Water Supply System from wastewater treated at ABC's Sewage Treatment Plant. This project aims to meet the needs of the Complex's industrial processes by reducing the consumption of drinking water by industries by a number capable of serving 300,000 people, while operating at full capacity. With the saving of a large volume of water, the wastewater reuse project emerges as an alternative to uses that can do without drinking water, ensuring industrial development in the region and consequently saving water for the population.

KEYWORDS: Metropolitan Region of Sao Paulo; Reuse; Aquapolo.

1 | INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural que se renova através dos processos físicos do ciclo hidrológico. Presente em toda a natureza é ainda parte integrante dos seres vivos, sendo essencial à vida. Sua escassez em determinadas regiões, ocorre principalmente devido às condições climáticas e por conta do desenvolvimento acelerado em áreas urbanas. A Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) insere-se nesse contexto, pois apresenta características geográficas, demográficas e socioeconômicas extremamente complexas (SABESP, 2013). Considerando tais fatores, faz-se necessário a busca por alternativas sustentáveis que visem à economia de água, como é o caso do uso de água de efluentes tratados em estações de tratamento de esgotos.

O reúso da água de efluente vem como uma alternativa, pois, ele visa contribuir na minimização de problemas relacionados à escassez de água para as finalidades que podem prescindir da água potável, tendo como consequência um volume muito grande deste recurso economizado. Visto que hoje é possível se reduzir os poluentes a níveis aceitáveis, tornando a água apropriada para usos específicos através de operações e processos de tratamento.

Localizada próxima às cabeceiras do rio Tietê e seus formadores, além da necessidade de importação de água bruta de outras bacias, a RMSP convive com dois problemas extremos: um associado às vazões de pequena magnitude e consequente

baixa capacidade de diluição de cargas poluidoras de seus principais corpos d'água, e, outro, enfrentado anualmente nos períodos de verão, quando alguns municípios, inclusive o de São Paulo, vivem seríssimos problemas de inundação devido à baixa capacidade de escoamento de seus rios e a elevação do nível do rio Tietê (SABESP, 2013).

Na RMSP, na bacia do Alto Tietê (BAT), parte expressiva do uso da água é destinada ao uso industrial, conforme informações do Plano da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê (2009). A indústria utiliza água em seus processos seja para resfriamento, aquecimento, solubilização, limpeza, geração de energia (elétrica, térmica, química). Para cada aplicação a qualidade da água deve apresentar padrões de qualidade que atendam ao processo, na qual será aplicada. Todos esses processos geram resíduos que, quando dispostos de forma inadequada, podem causar impactos na qualidade dos solos, aquíferos e rios. Para evitar a poluição dos corpos d'água receptores, as indústrias possuem sistemas de tratamento, capazes de controlar a concentração de alguns poluentes e atender as exigências estabelecidas pela Resolução CONAMA nº 357/2005 e Resolução CONAMA nº 430/2011. Estes tratamentos são implantados para que o descarte dos efluentes não altere a qualidade da água no meio receptor (SANTOS, 2014).

Diante do quadro de escassez dos recursos hídricos, através articulações de grupos e instituições na região e do novo marco legal das Leis de nº 7. 663/91 e 9. 443/97 os efluentes domésticos passaram a ser considerados como recursos hídricos, abrindo possibilidade de uso pelo Pólo Petroquímico (PALLEROSI, 2010).

O Pólo Petroquímico está localizado entre o grande aglomerado urbano e industrializado da cidade de São Paulo, os municípios do Grande ABC e as áreas de preservação ambiental da represa *Billings* e da Serra do Mar (PALLEROSI & KERBAUY, 2010). Seu abastecimento era feito inicialmente por meio da captação de água no rio Tamandateí, através de seu afluente, o córrego dos Meninos. Mas, devido o quadro de deterioração que o rio sofreu ao longo da década de 80, a captação de água do rio Tamandateí para abastecimento do Pólo tornou-se encarecida e de qualidade ruim, provocando até corrosão nos maquinários industriais (PALLEROSI & KERBAUY, 2010).

No ano de 2008 uma parceria entre a Sabesp e a empresa Odebrecht Ambiental, possibilitou a criação de um projeto visando produzir água de reúso para as empresas do Pólo Petroquímico de Capuava através de uma Sociedade de Propósito Específico (SPE), denominada Aquapolo Ambiental. A iniciativa permite substituir a água consumida pelas indústrias do Pólo, por água obtida a partir do tratamento de esgotos, liberando volume suficiente para abastecer 300.000 pessoas (SCOPINHO, 2013). O projeto tem como objetivo transformar o esgoto, previamente tratado na Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) do ABC, em água adequada para o uso industrial.

Na ETE-ABC tem-se o principal fornecimento de água de reúso ao Pólo

Petroquímico de Capuava, que opera uma vazão inicial de 600 L/s, podendo ser expandida para 1.000 L/s. Essa água é utilizada em torres de resfriamento e sistemas de geração de vapor das empresas pertencentes ao Pólo. Sua operação foi iniciada em novembro de 2012, o investimento foi da ordem de R\$364 milhões. As intervenções incluíram, além da construção de uma estação de água de reúso para fins industriais, a implantação de 17 km de adutora – que atravessam os municípios de São Paulo, São Caetano do Sul, Santo André e Mauá – e 3,6 km de redes de distribuição, opera atualmente fornecendo aproximadamente 400 L/s para dez plantas industriais situadas dentro do Pólo: Braskem(4), Cabot, Oxicap, Oxiteno (2) e White Martins (2) (SABESP, 2013).

A estrutura que produz a água de reúso foi erguida dentro da ETE-ABC, localizada na divisa de São Paulo com São Caetano do Sul. O efluente da estação, que antes era lançado nos corpos d'água, agora é matéria-prima para a produção da água de reúso. Além disso, atende a todos os padrões da Resolução CONAMA nº 357/2005 e da Resolução nº 430/2011 do Ministério do Meio Ambiente enquadrando-se em todos os padrões de qualidade para lançamento em rios e/ou córregos (SABESP, 2013).

Para fazer frente à situação de escassez hídrica presente na RMSP, o reúso de água, especialmente o reúso de efluentes gerados a partir do tratamento de esgotos, desponta como uma alternativa. O favorecimento de técnicas que tragam maior economia e eficiência no uso dos recursos naturais traz grandes benefícios ambientais à região. Neste sentido, a água de reúso do Aquapolo tem ajudado a não deixar faltar água tanto para a população, quanto para o desenvolvimento industrial da RMSP.

2 | REÚSO E SUA IMPORTÂNCIA

O reaproveitamento ou reúso da água pode ser definido como o uso de água previamente utilizada para uma determinada função, mesmo que sua qualidade tenha sido alterada durante o primeiro uso; o reaproveitamento é feito antes que essa água seja despejada na rede de coleta de esgoto (LAVRADOR, 1987 *apud* SILVA, 2003; MANCUSO & SANTOS, 2003).

Essa reutilização pode ser direta ou indireta, decorrentes de ações planejadas ou não.

- Reúso Indireto: ocorre quando a água já utilizada uma ou mais vezes para uso doméstico ou industrial, é descarregada em águas superficiais e utilizada novamente à jusante;
- Reúso Direto: uso planejado de esgotos tratados para certas finalidades como uso industrial, irrigação, recarga de aquíferos, etc.

Segundo Ozório, (2014) o reúso de água para qualquer fim, deve satisfazer condições e requisitos de qualidade específicos para uma finalidade (ou um conjunto

de finalidades). Logo, torna-se fundamental o conhecimento das características físicas, químicas e biológicas da água residuária que se pretende recuperar.

A qualidade da água requerida e o objeto específico do reúso definirão os níveis de tratamento adequados, além de critérios de segurança a serem seguidos e os custos vinculados, operação e manutenção associados. Fatores locais como aspectos políticos, esquemas institucionais, disponibilidade técnica e fatores econômicos, sociais e culturais, são essenciais para verificar as possibilidades e as formas potenciais de reúso (HESPANHOL, 2002).

No Brasil, a aplicação de práticas de uso e reúso de água é feita, mais especificamente, nas áreas industriais e de irrigação. O reúso de água na indústria muitas vezes está associado a iniciativas isoladas, sendo a maioria no setor privado. O uso industrial da água tem diversas finalidades, como matéria-prima, sistema de refrigeração, limpeza e lavagem de pátios e jardins, consumo humano e higiene pessoal, entre outras aplicações. O acelerado crescimento econômico associado à ausência de alternativas sustentáveis, bem como a exploração de recursos naturais fizeram com que este assunto adquirisse interesse público e, conseqüentemente, desencadeou iniciativas políticas e econômicas (TELLES et al., 2010).

De acordo com Scopinho, (2013) com a instituição da Política Nacional de Recursos Hídricos – Lei nº 9.433 de 08 de janeiro de 1997, a água foi dotada de valor econômico, instituindo-se a cobrança pelo seu uso com vistas à utilização racional dos recursos hídricos. Com a ideia de uso racional, o reúso de água ganhou impulso, se mostrando como uma das formas de utilização racional dos recursos hídricos, podendo ser considerado um dos instrumentos para atingir o objetivo da Política Nacional, que é a garantia da disponibilidade de água, em quantidade e qualidade, à atual e às futuras gerações.

No Brasil, a norma técnica brasileira NBR 13.969 de 1997 foi o primeiro regulamento que discutiu o reúso de água no Brasil, sendo tratado como uma opção à destinação de esgotos de origem doméstica ou com características similares. A norma também trata do planejamento do sistema de reúso, salientando que o reúso local de esgoto deve ser planejado de modo a permitir seu uso seguro e racional para minimizar o custo de implantação e de operação, definindo os seguintes itens:

- Usos previstos para o esgoto tratado;
- Volume de esgoto a ser utilizado;
- Grau de tratamento necessário;
- Sistema de reservação e de distribuição; e,
- Manual de operação e treinamento dos responsáveis.

2.1 Reúso da água região metropolitana de São Paulo – pólo petroquímico de Capuava

Segundo a Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano SA (Emplasa) que é a responsável pelo planejamento regional e metropolitano do Estado de São Paulo. A Região Metropolitana da Grande São Paulo foi criada pela Lei Complementar Federal nº 14, de 8 de junho de 1973. Em maio de 1974, a Lei Complementar Estadual nº 94 institucionalizou a RMSP, através do Decreto Estadual nº 6.111, de 5 de maio de 1975. Em 2011, a Lei Complementar Estadual nº 1.139, de 16 de junho reorganizou a então denominada RMSP como unidade regional do território estadual, nos termos do artigo 25, § 3º, da Constituição Federal e dos artigos 152 a 158 da Constituição Estadual, alterando sua denominação para RMSP.

Formada por conurbação contínua e orgânica de áreas municipais, a RMSP concentra 39 municípios, agrupados em cinco sub-regiões, conforme a Figura 1. É o maior Pólo de riqueza nacional, seu Produto Interno Bruto (PIB) corresponde a cerca de 18% do total brasileiro e a mais da metade do PIB paulista (55,47%). Vivem nesse território quase 50% da população estadual, chegando a 22 milhões de habitantes, segundo estimativa do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) para 2015. A metrópole centraliza importantes complexos industriais (São Paulo, ABC, Guarulhos e Osasco), comerciais e, principalmente, financeiros (Bolsa de Valores), que controlam as atividades econômicas no país.

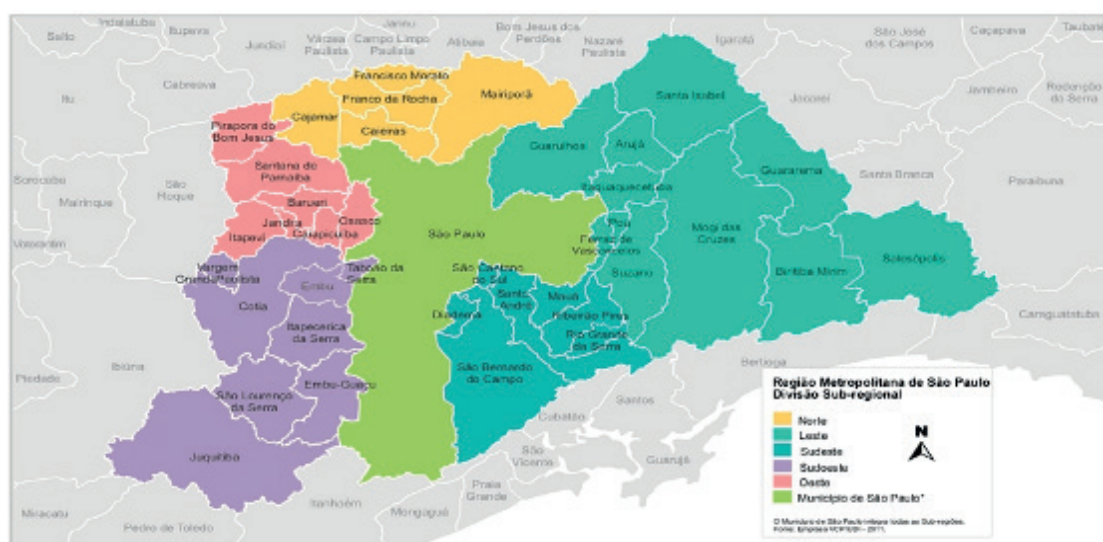


Figura 1: Região Metropolitana de São Paulo. Fonte: Emplasa (2017).

ARMSP apresenta características geográficas, demográficas e socioeconômicas extremamente complexas. A expansão urbano-industrial iniciada nos anos 1970 foi sendo intensificada, tornando elevadíssimo tanto o grau de urbanização como o de impermeabilização do solo, dificultando a recarga do lençol freático, ocasionando na época de estiagem, uma redução brusca das vazões de água dos mananciais

localizados nessa região (Sabesp, 2013).

O Grande ABC foi o berço da indústria petroquímica brasileira, a partir de 1954, quando a Petrobrás instalou uma unidade de refino de petróleo em Capuava. Em 1972, a primeira central petroquímica iniciou sua produção, marcando o início da consolidação do setor na região. Foi viabilizado via capital privado de um grupo empresarial de São Paulo (grupo União) com parceria do governo e capital estrangeiro, modelo que ficou conhecido como “modelo Tripartite”. O capital estatal foi representado pela Petroquisa, subsidiária da Petrobras para o setor petroquímico. O capital estrangeiro foi importante para agregar tecnologia. Hoje é composto por indústrias que produzem petroquímicos para a fabricação de resinas termoplásticas, borrachas, tintas, entre outros. A central petroquímica possui capacidade de produção de 700.000 toneladas de eteno. Atualmente o Pólo Petroquímico do Grande ABC (Figura 2) é formado por cerca de 14 empresas de primeira e segunda geração que alimentam centenas de indústrias químicas e plásticas espalhadas por toda a região.



Figura 2: Pólo Petroquímico de Capuava. Fonte: Fiesp (2015).

3 | PROJETO AQUAPOLO

Em 2008 a Sabesp e a Odebrecht Ambiental em parceria criaram o projeto Aquapolo para produzir água de reúso para as empresas do Pólo Petroquímico de Capuava. O projeto tem como objetivo transformar o esgoto, previamente tratado na ETE-ABC, em água adequada para o uso industrial. É considerado o 5º maior empreendimento de recuperação de água para fins industriais do mundo, tendo como insumo esgoto tratado (ODEBRECHT, 2010).

A Aquapolo Ambiental é uma empresa de propósito específico que tem como acionistas a Foz do Brasil, empresa de soluções ambientais da Odebrecht, com

51% das ações, e a Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, a Sabesp, com 49% das ações. O investimento total para a construção da Estação Produtora de Água Industrial foi de R\$ 364 milhões, dos quais 90% (R\$ 327,6 milhões) são provenientes de um financiamento junto à Caixa Econômica Federal. Os outros 10%, R\$ 36,4 milhões, foram de responsabilidade dos sócios na proporção das ações. A construção da Estação Produtora de Água Industrial ficou a cargo da Odebrecht Infraestrutura, que utilizou uma área de 15 mil m² do terreno da ETE-ABC, de propriedade da Sabesp. A empresa também foi responsável pela construção da adutora encarregada de transportar a água do Aquapolo para o Pólo Petroquímico de Capuava, instalada ao longo de 17 km pela Avenida dos Estados, entre os municípios de Santo André, São Caetano do Sul e Mauá (CARVALHO, 2017).

Abastecendo cinco indústrias do Pólo Petroquímico que são: Braskem, Cabot, Oxiteno, Oxicap, Withe Martins, em 2015 o Aquapolo (Figura 3) ampliou sua atuação para fora do Pólo e passou a atender empresas da região, Bridgestone e Paranapanema, totalizando sete clientes, que deixaram de utilizar água potável em seus processos produtivos, contribuindo para a disponibilidade hídrica do ABC.



Figura 3: Aquapolo Ambiental. Fonte: Aquapolo (2017).

A condução da água de reúso para o Pólo Petroquímico demandou a construção de uma adutora de aço com cerca de 17 km de extensão, que passa pelos municípios de São Caetano do Sul e Santo André até chegar ao Pólo petroquímico em Mauá (SILVA, 2012).

3.2 Etapas pré - aquapolo na ETE ABC

Para chegar até o tratamento no Aquapolo, o esgoto da região metropolitana do ABC passa por um tratamento prévio na Sabesp em três etapas:

- **Tratamento preliminar:** são removidos grãos de areia e sólidos grosseiros maiores que 1 cm.

- **Tratamento primário:** esgoto flui vagarosamente por um tanque de decantação, permitindo que os sólidos em suspensão, que apresentam densidade maior que a do líquido circundante, sedimentam gradualmente no fundo.
- **Tratamento secundário (biológico):** nos efluentes passam por tanques de aeração onde os micro-organismos presentes no esgoto vão remover parte da matéria orgânica dos efluentes, que posteriormente irão para novos tanques de decantação, de onde serão enviados parte para o Córrego dos Meninos e parte para o tratamento terciário do Aquapolo.

3.3 Etapas da produção de água de reúso

- **Etapa 1:** O esgoto recebido é bombeado por uma estação elevatória de baixa carga até o filtro-disco. Ele é transportado pela tubulação verde e filtrado por uma espinha com filtro-disco empilhados, de forma a não permitir a passagem de partículas maiores que 400 micron. O sólido é coletado pela tubulação marrom e enviado à Sabesp para tratamento do lodo. O efluente filtrado segue pela tubulação para a segunda etapa.
- **Etapa 2:** Depois de filtrado pelos discos, o esgoto vai para o tanque de tratamento biológico, onde recebe a adição de soda cáustica para o controle de pH, que deve ficar entre 6,5 e 7,5, permitindo que a ação biológica aconteça e para que ocorra a remoção de nitrito e nitrato.
- **Etapa 3:** Depois de passar pelo tratamento biológico, o esgoto é enviado para tanques de ultrafiltração. Cada tanque possui oito conjuntos de membranas de polissulfona, com produção de até 30 L/s de água cada. As membranas ficam em suspensão dentro do tanque e possuem poros que impedem a passagem de sólidos e bactérias superiores a 0,05 micron. A água é aerada para limpar os poros das membranas que, quando não estão em funcionamento, permanecem mergulhadas nos tanques, dessa vez na água de reúso já produzida acrescida de hipoclorito, para que não ressequem. A água filtrada entra pelos tubos das membranas e, caso tenha condutividade inferior a 720 $\mu\text{S}/\text{cm}$, é fornecida diretamente para o uso industrial, sendo transportada por uma tubulação de aço. O lodo retido pela membrana volta para a etapa anterior para ajudar na biodegradação da matéria orgânica do esgoto e permanece nesse ciclo de ida e volta por 35 dias, conhecidos como “idade do lodo”. Após esse período, ele é encaminhado para a Sabesp para tratamento e posterior descarte em aterro sanitário.
- **Etapa 4:** Se a condutividade for superior a 720 $\mu\text{S}/\text{cm}$, a água ultrafiltrada passa pela etapa de osmose reversa, para a remoção de sais, que são partículas menores que 0,05 micron. São 18 tanques semelhantes a pilhas com membranas internas ultrafinas, que são enroladas em espiral. A água filtrada no processo de osmose reversa é, então, encaminhada por uma tubulação de aço, para outro reservatório com volume de 35.000 m^3 . Tanto na entrada do reservatório, quanto na saída para o cliente, é adicionada uma solução de dióxido de cloro à água produzida, a fim de evitar uma possível contaminação da água ao longo dos 17 km da adutora. Depois de produzida, a água de reúso passa por uma Estação Elevatória de Alta Carga, que possui três bombas responsáveis por bombear a água pelos 17 km da adutora.

As etapas de produção de água no Aquapolo são apresentadas em quatro

etapas, conforme a Figura 4.



Figura 4: Etapas de produção de água no Aquapolo. Fonte: Aqualopo (2017).

4 | BENEFÍCIOS DO REÚSO PARA AS INDÚSTRIAS DO PÓLO PETROQUÍMICO DO ABC

A RMSP é uma área de baixa disponibilidade hídrica, semelhante à do semiárido brasileiro, e o Aquapolo ajuda a não deixar faltar água tanto para a população, quanto para o desenvolvimento industrial dessa região. Além disso, o Aquapolo funcionando em sua capacidade máxima é possível reduzir o consumo de água potável pelas indústrias em um número capaz de atender a 300 mil pessoas (SABESP, 2013).

Para as indústrias do Pólo a água de reúso tem diversos fins, como: geração de energia, resfriamento de equipamentos, limpeza de ruas e praças, entre outros projetos industriais. Além de economia dos recursos hídricos, reutilizar a água também resulta na preservação do meio ambiente, uma vez que cada litro de água reaproveitado corresponde a um litro de água disponível para o abastecimento público, ajudando prefeituras, o comércio e indústrias a reduzirem seus custos.

De acordo com Antônio Emílio Meireles, diretor industrial da Braskem, principal cliente da Aquapolo, a empresa deixou de consumir água captada do Rio Tamandateí - fonte de cerca de 70% do seu consumo antes do Aquapolo - e água potável da Sabesp - 30% do consumo. Além disso, a água de reúso trouxe outras vantagens para a empresa, que proporciona a redução da manutenção para limpeza e a substituição de equipamentos de resfriamento, além da redução de custos com produtos químicos usados para tratamento da água para a geração de vapor.

5 | CONCLUSÃO

Devido ao cenário vivido na RMSP o reúso de água revela-se como importante instrumento para lidar com problemática hídrica nesta região. Considerando que nem toda a água distribuída na região é utilizada para fins potáveis e que na região há uma elevada geração de esgotos, a prática de reúso pode ser considerada uma opção estratégica tanto para o abastecimento do Pólo Petroquímico de Capuava, quanto para aumentar a disponibilidade hídrica da região em questão. Além disso, o reúso tem como consequência a redução do despejo de efluentes nas águas dos rios e aquíferos, reduzindo com isso, os impactos ambientais. Nesse contexto, o reúso implica em diminuição de custos, principalmente se for considerado em associações com novos projetos de sistemas de tratamento, uma vez que os padrões de qualidade de efluentes, necessários para diversos tipos de uso, são menos restritivos do que os necessários para proteção ambiental. Dessa forma, as medidas com o reúso da água devem ser incentivadas, visando sempre o bem-estar da população, a preservação do meio ambiente e a adaptação a uma realidade existente na região de estudo. Observados os cuidados necessários e vencidas as resistências de natureza cultural, o reúso apresenta-se como uma solução sanitariamente segura, economicamente viável e ambientalmente sustentável.

REFERÊNCIAS

AQUAPOLO. **Conhecendo o processo**. Disponível em: <<http://www.aquapolo.com.br>>. Acesso em: 20 de maio de 2017.

CARVALHO, C. **Revista Infraestrutura Urbana: projetos, custos e construções**. Disponível em: <<http://infraestruturaurbana.pini.com.br/solucoes-tecnicas/23/artigo276272-1.aspx>>. Acesso em: 25 de maio de 2017.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO TIETÊ. **Plano de bacia hidrográfica do Alto Tietê**. São Paulo: Fundação de apoio à Universidade de São Paulo (FUSP), 2009.

EMPLASA - Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano AS. Disponível em: <https://www.emplasa.sp.gov.br>. Acesso em: 25 de maio de 2017.

HESPAÑHOL, I. **Potencial de reúso de água no Brasil: agricultura, indústria, municípios e recarga de aquíferos**. RBRH: Revista Brasileira de Recursos Hídricos. São Paulo, v.7, n. 4, p. 75-95, 2002.

MANCUSO, P. C.; SANTOS, H. F. **Reuso de água**. 1.ed. Barueri.SP: Manole. 2003.

ODEBRECHT. **Foz do Brasil e Sabesp desenvolvem o maior projeto de água de reúso do Hemisfério Sul**. Odebrecht, São Paulo, 02 junho 2010. Disponível em: <<http://www.odebrecht.com/sala-imprensa/press-releases?id=14273>>. Acesso em: 10 de fevereiro de 2017.

OZÓRIO, R. C. F. **Estudo do potencial reúso industrial de água não potável a partir de efluentes domésticos tratados**. Universidade Federal do Paraná (UFPR), 2014.

PALLEROSI, G. G.; KERBAUY, M. T. M. **O Reuso de Água no Pólo Petroquímico do ABC Paulista e o Paradigma das Tecnologias Ambientais**. V Encontro Nacional da Anppas. Florianópolis/ SC, 2010.

SABESP. **Termo de Referência para Revisão e Atualização do Plano Diretor de Abastecimento de Água da RMSP**, 2013.

SANTOS, A. B. **Reúso de efluentes no processo industrial de siderurgia**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) – Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Guaratingueta, 2014.

SCOPINHO, E. S. **Reúso de Água na Região Metropolitana de São Paulo: aspectos jurídicos de os caminhos para o desenvolvimento sustentável**. Dissertação de Mestrado. Universidade Presbiteriana Mackenzie, 2013.

SILVA, F. G. **Projeto Aquapolo Ambiental**. Apresentação oral. Trabalho apresentado no 1º SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE REÚSO DE ÁGUA SIMPÓSIO, ABES-PR, Curitiba, 2012.

TELLES, D. A. COSTA, R. H. NUVOLARI, A. TEIXEIRA, E. P. RIBEIRO, F. M. NASCIMENTO, J. E. STANGE, K. BASSOI, L. J. SOUZA, M. O. PAULA, P. N. BRESAOLA JR, R. CARRARA, S. M. **Reuso de água: conceitos, teorias e práticas**. 2.ed. São Paulo.SP: Blucher. 2010.

PRODUÇÃO DE BIOMASSA MICROALGAL EM EFLUENTE SUCROALCOOLEIRO CLARIFICADO POR COAGULAÇÃO ELETROQUÍMICA

Mauricio Daniel Montaña Saavedra

Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Agrárias, Departamento de Tecnologia Agroindustrial e Socioeconomia Rural
Araras – São Paulo

Viktor Oswaldo Cárdenas Concha

Universidade Federal de São Paulo, Departamento de Engenharia Química
Diadema – São Paulo

Reinaldo Gaspar Bastos

Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Agrárias, Departamento de Tecnologia Agroindustrial e Socioeconomia Rural
Araras – São Paulo

RESUMO: O processo de produção de etanol combustível gera quantidades consideráveis de vinhaça como água residuária. Devido aos grandes volumes gerados por safra, o cultivo de microalgas surge como alternativa de tratamento, visando a remoção de carbono e nutrientes e obtendo biomassa passível de aproveitamento comercial. Como o efluente apresenta pH ácido e elevada turbidez, faz-se necessário um pré-tratamento para adequar a vinhaça como meio de cultivo. Neste contexto, o trabalho teve como objetivo avaliar o processo integrado de eletrocoagulação da vinhaça de cana-de-açúcar com eletrodos de alumínio ou ferro e posterior cultivo da microalga

Desmodesmus subspicatus. A eletrocoagulação com ambos materiais adequou o pH da vinhaça e clarificou o efluente, sendo necessária a dosagem de 2,9 g Al⁺³ L⁻¹ ou 11,1 g Fe⁺² L⁻¹ pela eletrólise usando eletrodos de alumínio ou ferro, respectivamente. O grau de clarificação atingido foi superior à centrifugação (método de clarificação alternativo), a qual precisou de ajuste de pH para o posterior cultivo da microalga. O cultivo mixotrófico de *D. subspicatus* mostrou uma elevada produtividade de biomassa (1,47 g L⁻¹ dia⁻¹) e rendimento biomassa/substrato (1,46 g biomassa g COT⁻¹). O processo integrado atingiu a remoção de 68 e 76% do carbono orgânico e nitrogênio total da vinhaça *in natura*, respectivamente, usando eletrodos de alumínio. O cultivo em vinhaça pré-tratada com eletrodos de ferro mostrou resultados inferiores, indicando uma possível interferência de espécies do metal remanescentes no meio. **PALAVRAS-CHAVE:** Clarificação, Cultivo mixotrófico, *Desmodesmus subspicatus*, Eletrocoagulação, Vinhaça.

MICROALGAL BIOMASS PRODUCTION
FROM SUGARCANE PROCESSING
WASTEWATER CLARIFIED BY
ELECTROCHEMICAL COAGULATION

ABSTRACT: The ethanol fuel productive

process generates considerable amounts of vinasse as wastewater. Due to the large generated volumes, microalgae cultivation is an alternative for treatment, in order to remove carbon and nutrients and to produce valuable biomass. However, due to vinasse high turbidity and acidic pH, it is necessary to perform a pretreatment process to adequate the effluent as a culture medium. In this context, the objective of this work was to evaluate the integrated process of electrocoagulation of sugarcane vinasse using aluminum or iron electrodes and subsequent cultivation of the *Desmodesmus subspicatus* microalgae. Electrocoagulation with both materials adjusted vinasse pH and clarified the effluent, being necessary the dosage of 2.9 g Al⁺³ L⁻¹ or 11.1 g Fe⁺² L⁻¹ by the electrolysis using aluminum or iron electrodes, respectively. Electrocoagulation was more efficient in turbidity removal than centrifugation (an alternative clarification method), which required adjustment of pH for the subsequent cultivation of the microalgae. The mixotrophic cultivation of *D. subspicatus* showed high biomass productivity (1.47 g L⁻¹ day⁻¹) and biomass to substrate yield (1.46 g biomass g COT⁻¹). The integrated process removed 68 and 76% of the organic carbon and total nitrogen from raw sugarcane vinasse, respectively, using aluminum electrodes. The microalgae cultivation in vinasse pretreated using iron electrodes showed inferior results, indicating a possible interference of remaining metal species in the medium.

KEYWORDS: Clarification, *Desmodesmus subspicatus*, Electrocoagulation, Mixotrophic cultivation, Vinasse.

1 | INTRODUÇÃO

A produção brasileira de etanol a partir de cana-de-açúcar atinge atualmente mais de 30 bilhões de litros (CONAB, 2019). A depender da configuração da fermentação-destilação, o processo produtivo gera, por cada litro de etanol, em torno de 10 a 14 litros de vinhaça, a principal água residuária deste setor (DIAS *et al.*, 2015). Por causa do grande volume gerado, a disposição desta água residuária é um dos maiores desafios envolvidos na produção de etanol. Atualmente, a disposição de vinhaça *in natura* no solo é permitida sem nenhum tipo de tratamento prévio, na forma de fertirrigação dos canaviais. No entanto, o volume do efluente utilizado para tal prática é restrito e a mesma deve ser efetuada de forma criteriosa segundo estabelece a normativa P4.231 da CETESB para evitar poluição de corpos de água, acúmulo superficial de vinhaça, ocorrência de processos erosivos, geração de maus odores e proliferação de vetores (CETESB, 2015). Nesse sentido, o volume de vinhaça restante deve receber um tratamento adequado antes de sua disposição no ambiente.

Dentre as alternativas para o tratamento da vinhaça destaca-se o cultivo microbiano. Em especial, a produção de biomassa microalgal tem se tornado atrativa nos últimos anos devido a que é uma potencial fonte de biomoléculas de interesse industrial e matéria prima para uma variedade de produtos de valor agregado (BENEMANN, 2013). Portanto, o cultivo desses micro-organismos no efluente

poderia gerar um duplo ganho, ou seja, ambiental, ao minimizar a carga poluidora da vinhaça, e econômico, ao possibilitar o desenvolvimento de novos produtos, gerando novas fontes de receita e uma maior competitividade da indústria sucroalcooleira (BRASIL; SILVA; SIQUEIRA, 2016).

Considerando que a vinhaça apresenta uma elevada turbidez, faz-se necessário a clarificação prévia para permitir a adequada incidência de luz no efluente, possibilitando dessa forma o cultivo mixotrófico (SANTANA *et al.*, 2017). Nesse sentido, a eletrocoagulação pode ser uma alternativa promissora, uma vez que o processo tem a capacidade de clarificar variados efluentes sem diluição prévia nem adição de reagentes químicos (MOUSSA *et al.*, 2017). Este método eletroquímico baseia-se na geração *in situ* simultânea de espécies químicas coagulantes (cátions polivalentes), hidrogênio gasoso (H₂) e íons hidroxila (OH⁻) pela oxidação eletrolítica de um ânodo de sacrifício e pela decomposição da água na superfície do cátodo, desencadeada pela passagem de uma corrente elétrica entre eletrodos (HAKIZIMANA *et al.*, 2017).

Nesse contexto, o trabalho teve como objetivo estudar o processo integrado de eletrocoagulação da vinhaça de cana-de-açúcar e posterior cultivo da microalga *Desmodesmus subspicatus*, avaliando o material dos eletrodos, a dosagem de Al⁺³ ou Fe⁺² pela eletrólise necessária para a clarificação, a produtividade de biomassa e a remoção da carga poluidora do efluente.

2 | MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Vinhaça de cana-de-açúcar

A vinhaça utilizada no estudo foi coletada no mês de setembro/2017 diretamente da saída das colunas de destilação de uma usina sucroalcooleira de Araras-SP e mantidas congeladas (-20°C) até uso. A caracterização da vinhaça *in natura* utilizada no estudo é descrita na Tabela 1.

PARÂMETRO	VALOR	UNIDADES
pH	4,3 ± 0,1	-
Turbidez	2400 ± 400	NTU
Sólidos suspensos (SS)	5,5 ± 0,2	g L ⁻¹
Carbono orgânico total (COT)	10,1 ± 0,4	g L ⁻¹
Nitrogênio total (NT)	0,59 ± 0,02	g L ⁻¹

Tabela 1. Parâmetros físico-químicos da vinhaça de cana-de-açúcar *in natura*.

Valor médio ± desvio padrão (n = 3).

2.2 Pré-tratamento por coagulação eletroquímica

Para o estudo do pré-tratamento por eletrocoagulação (EC) usou-se um reator eletrolítico de bancada tipo batelada (Figura 1), composto por: (1) fonte elétrica de corrente contínua (0-12 V; 0-50 A); (2) cuba eletrolítica de material plástico (150 x 150 x 150 mm), contendo 2,8 L de vinhaça; (3) eletrodos metálicos (125 x 80 x 2 mm) em arranjo paralelo, 2 cátodos e 2 ânodos, área anódica total de 300 cm² e distância cátodo-ânodo de 2 cm; (4) agitador magnético (45 x 9 mm diâmetro). A eletrocoagulação foi conduzida usando eletrodos de alumínio ou ferro por até 5 horas, corrente constante de 6 A (densidade de corrente = 20 mA cm⁻²; relação área anódica : volume = 0,107 cm⁻¹), inversão de polaridade automática em intervalos de 15 min e agitação de 450 rpm, como sugerido em estudos similares (KANNAN; KARTHIKEYAN; TAMILSELVAN, 2006; KHANDEGAR; SAROHA, 2012). Coletaram-se amostras em intervalos de uma hora, para posterior sedimentação por 24 horas e avaliação físico-química do sobrenadante, a fim de estabelecer a dosagem necessária de Al⁺³ ou Fe⁺², segundo o material dos eletrodos utilizado, para adequar a vinhaça para o posterior cultivo de *D. subspicatus*.

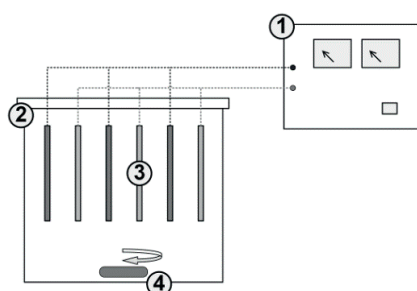


Figura 1. Reator eletrolítico de bancada.

A dosagem de Al⁺³ ou Fe⁺² em cada caso foi calculada a partir da lei de *Faraday*, segundo a Equação 1, na qual = dosagem de Al⁺³ ou Fe⁺² (massa de ânodo dissolvido na eletrólise), expresso em g L⁻¹; = corrente elétrica aplicada, expressa em A; = tempo de eletrólise expresso em h; = massa molar da espécie química (55,8 g mol⁻¹ para o ferro e 27 g mol⁻¹ para o alumínio); = carga elétrica da espécie química (3 para o alumínio e 2 para o ferro); = constante de *Faraday* (96500 C mol⁻¹); = volume de vinhaça, expresso em L.

$$m = \frac{I t M}{3600 z F Vol} \quad \text{Equação 1}$$

Uma vez determinadas as dosagens necessárias, a eficiência na remoção de turbidez, COT e NT da eletrocoagulação com eletrodos de ferro e alumínio com essas dosagens (pré-tratamentos 1 e 2, respectivamente) foi comparada com a eficiência de

processos de pré-tratamento alternativos (pré-tratamentos 3 e 4), segundo a Tabela 2. A centrifugação nos pré-tratamentos 3 a 4 foi realizada por 5 minutos a 3000 rpm (1844g) e 25°C. Em cada caso, o sedimentado foi descartado e o sobrenadante coletado para análise físico-química e posterior cultivo de *D. subspicatus*. Para o ajuste de pH da vinhaça *in natura* (pré-tratamento 4) usou-se uma solução de NaOH 10 M até o pH final de 7,5. A vinhaça não foi diluída em nenhum dos pré-tratamentos (1 a 4).

PRÉ-TRATAMENTO	DETALHE
1	Eletrocoagulação com eletrodos de alumínio
2	Eletrocoagulação com eletrodos de ferro
3	Centrifugação
4	Ajuste de pH e centrifugação

Tabela 2. Resumo de pré-tratamentos efetuados na vinhaça de cana-de-açúcar *in natura*.

Calculou-se o custo estimado da eletrocoagulação dos pré-tratamentos 1 e 2, expresso em R\$ m⁻³, segundo a Equação 2. Na qual: *m* = dosagem de Al⁺³ ou Fe⁺² (massa de ânodo dissolvido na eletrólise) expresso em kg m⁻³; *a* = custo do alumínio ou ferro metálico no mercado brasileiro, calculado como R\$ 7,54 kg⁻¹ para o alumínio e R\$ 1,43 kg⁻¹ para o ferro, a partir dos dados das exportações brasileiras registrados no MDIC (2018); *E* = consumo de energia elétrica pela eletrólise (calculado segundo a Equação 3), expresso em kWh m⁻³; *b* = custo da energia elétrica para a usina de produção de etanol combustível, calculado como R\$ 0,21 kWh⁻¹ a partir do preço de venda da energia elétrica gerada a partir do bagaço de cana-de-açúcar segundo a ANEEL (2019), levando em conta os leilões de geração de energia dos últimos 5 anos; *t* = tempo de eletrólise expresso em h; *V_{cel(t)}* = voltagem nos eletrodos a cada tempo *t* expressa em V; *I* = corrente elétrica aplicada durante a eletrólise expressa em A; *Vol* = volume de vinhaça, expresso em L.

$$\text{Custo estimado} = m a + E b \quad \text{Equação 2}$$

$$E = \frac{\int_0^t V_{cel(t)} I dt}{Vol} \quad \text{Equação 3}$$

2.3 Cultivo De Microalga *D. Subspicatus*

As cepas da microalga *D. subspicatus* foram obtidas do banco de microalgas do LABMAC-UFSCar e propagadas em meio BG11 (RIPPKA *et al.*, 1979) até biomassa seca aproximada de 0,5 g L⁻¹. Logo após, um volume suficiente de inóculo foi centrifugado a 3000 rpm (1844g) por 20 minutos, o sobrenadante foi descartado

e o sedimentado ressuspendido em vinhaça pré-tratada por cada um dos processos detalhados na Tabela 2. Em cada experimento, começou-se o cultivo com biomassa seca inicial de aproximadamente 0,3 g L⁻¹ e volume de meio de cultivo de 25 mL contido em frascos Erlenmeyer de 125 mL. Os cultivos foram conduzidos em agitador orbital (100 rpm, 25°C) por 48 horas, com fotoperíodo de 12 horas e intensidade luminosa aproximada de 2 klux, conforme usado em anteriores trabalhos do grupo de pesquisa (FONTE, 2016; MORAIS, 2018). Os frascos foram retirados em cada intervalo de tempo para determinação de biomassa seca e COT, NT e pH do meio de cultivo.

A velocidade específica de crescimento máxima da biomassa ($\mu_{\text{máx biomassa}}$), expressa em dia⁻¹, foi calculada mediante regressão linear dos dados obtidos durante a fase exponencial de crescimento ajustados na Equação 4. Na qual: $X_{(t)}$ corresponde à biomassa seca (g L⁻¹) a cada tempo t (h) pertencente à fase exponencial de crescimento; X_1 corresponde à biomassa seca no início da fase exponencial (g L⁻¹); t_1 corresponde ao tempo inicial da fase exponencial de crescimento, expresso em h.

$$\ln(X_{(t)}) = \ln(X_1) + \frac{\mu_{\text{máx biomassa}}}{24}(t - t_1) \quad \text{Equação 4}$$

A produtividade de biomassa (P_{biomassa}), expressa em g L⁻¹ dia⁻¹, foi calculada segundo a Equação 5. Na qual: X_0 e X_f correspondem respectivamente à biomassa seca no início e no fim do cultivo, expressa em g L⁻¹; t_f corresponde ao tempo total do cultivo (48 horas).

$$P_{\text{biomassa}} = 24 \frac{X_f - X_0}{t_f} \quad \text{Equação 5}$$

O rendimento biomassa/substrato ($Y_{\text{biomassa/COT}}$), expresso em g biomassa g COT⁻¹, foi calculado mediante regressão linear dos dados obtidos durante o cultivo ajustados na Equação 6. Na qual: $X_{(t)}$ corresponde à biomassa seca (g L⁻¹) a cada tempo t (h) durante o cultivo, X_0 corresponde à biomassa seca (g L⁻¹) no início do cultivo; $COT_{\text{consumido}(t)}$ corresponde à diferença entre o COT inicial do meio de cultivo e o COT do meio a cada tempo t (h) durante o cultivo, expressos em (g L⁻¹).

$$X_{(t)} = X_0 + Y_{\text{biomassa/COT}} COT_{\text{consumido}(t)} \quad \text{Equação 6}$$

2.4 Análises

A caracterização físico-química da vinhaça *in natura* e nas diferentes etapas

dos tratamentos foi conduzida conforme a metodologia do *Standard Methods* (APHA, 2005). Na Tabela 3 são apresentadas as técnicas analíticas utilizadas para a determinação de cada parâmetro. Os resultados foram apresentados como o valor médio \pm desvio padrão. As análises estatísticas (ANOVA e teste Tukey $p < 0,05$) foram feitas usando o *software* R versão 3.4.0.

PARÂMETRO	TÉCNICA UTILIZADA	UNIDADES
pH	Potenciometria	-
Turbidez	Nefelometria	NTU
Sólidos suspensos	Gravimetria (membrana de 0,45 μm)	g L^{-1}
Carbono orgânico total (COT)	Combustão a alta temperatura	g L^{-1}
Nitrogênio total (NT)	Combustão e quimioluminescência	g L^{-1}
Biomassa seca	Gravimetria (membrana de 0,45 μm)	g L^{-1}

Tabela 3. Parâmetros e técnicas analíticas utilizadas.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Pré-tratamento por coagulação eletroquímica

Verificou-se uma remoção superior a 98% da turbidez inicial da vinhaça, atingindo valores menores a 30 NTU após as dosagens entre 2,9 e 3,6 g L^{-1} de Al^{+3} pela eletrólise (Figura 2a). No entanto, a eletrocoagulação com eletrodos de ferro demandou maior quantidade de Fe^{+2} para o mesmo grau de clarificação (11,1 g L^{-1} de Fe^{+2}). Tal diferença pode ser atribuída à menor carga positiva do Fe^{+2} quando comparado ao Al^{+3} (CHEN, 2004). Resultados similares observaram-se em outros efluentes, como no efluente de produção de levedura (KOBYA; DELIPINAR, 2008) ou em água residuária da produção de vinho (KARA *et al.*, 2013). Cabe destacar que a sedimentação da vinhaça *in natura* por 24 horas sem dosagem de Al^{+3} ou Fe^{+2} (0 horas de eletrocoagulação) removeu ao redor de 90% da turbidez inicial, atingindo o valor final de 205 ± 10 NTU.

No caso da EC com alumínio, observou-se um aumento da turbidez após as dosagens de 0,7 e 1,4 g L^{-1} de Al^{+3} . Esse comportamento foi analisado por Chou, Wang e Chang (2009) sendo atribuído à mudança no mecanismo de sedimentação dos coágulos formados durante a EC segundo o pH e a concentração das espécies coagulantes. No entanto, esse comportamento não foi observado na EC com eletrodos de ferro nas faixas analisadas. Nesse caso, a turbidez foi removida gradualmente. Na Figura 2b, pode se observar a aparência dos sobrenadantes conforme a dosagem de Al^{+3} ou Fe^{+2} (segundo o material dos eletrodos utilizado), correspondente a cada hora de EC (0 até 5 horas). Observou-se uma intensa coloração nas primeiras horas usando eletrodos de ferro, provavelmente pela presença de espécies de Fe (II) e Fe (III) em suspensão (KHANDEGAR; SAROHA, 2012).

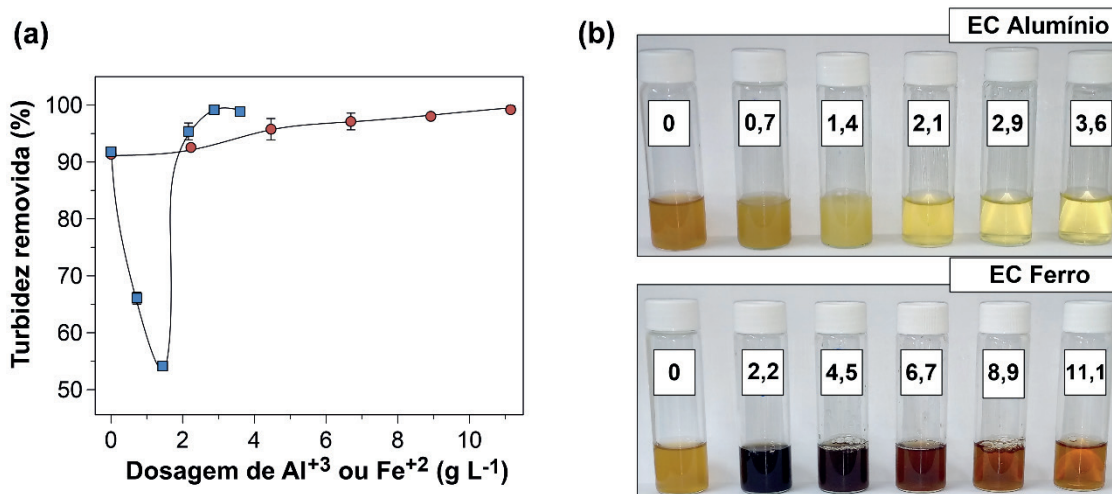


Figura 2. Turbidez removida (a) e aparência do sobrenadante (b) conforme a dosagem de Al^{+3} ou Fe^{+2} pela eletrólise com eletrodos de alumínio (■) ou ferro (●), respectivamente.

As barras de erro representam o desvio padrão ($n = 3$).

Foi observado uma tendência à estabilidade na porcentagem de COT e NT restante no sobrenadante conforme o aporte dos cátions pela eletrólise (Figuras 3a e 3b). O processo com eletrodos de alumínio se mostrou mais eficiente na remoção de COT e NT quando comparado à EC com eletrodos de ferro. O resultado confirmou o observado por Khandegar e Saroha (2012) com o mesmo efluente e o reportado por Ryan *et al.* (2008) com o efluente biodigerido da fermentação de melaço. No entanto, observaram-se resultados diferentes daqueles obtidos com efluente de produção de levedura, o que pode ser atribuído à diferente natureza físico-química dos efluentes anteriormente citados (KOBYA; DELIPINAR, 2008; MOHAMMAD; MUTTUCUMARU, 2009).

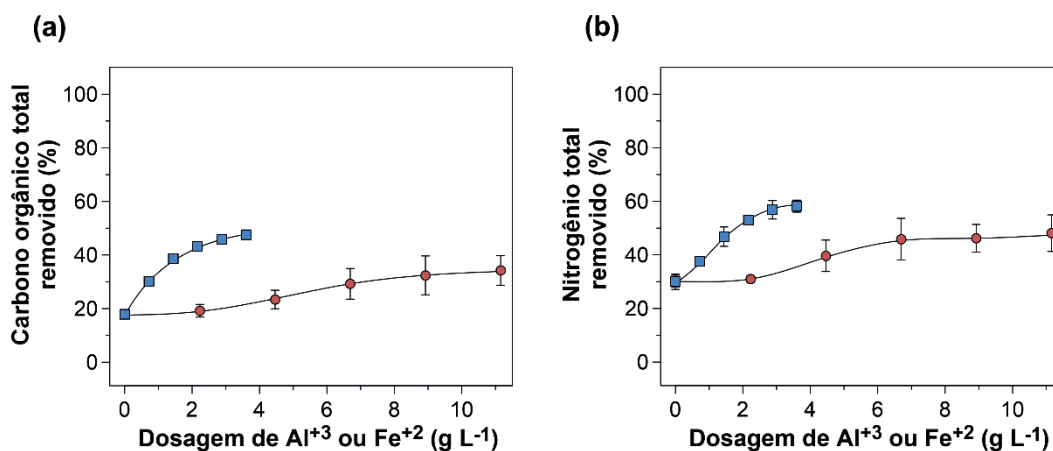


Figura 3. Remoção de carbono orgânico total (a) e nitrogênio total (b) no sobrenadante conforme a dosagem de Al^{+3} ou Fe^{+2} pela eletrólise com eletrodos de alumínio (■) ou ferro (●), respectivamente.

As barras de erro representam o desvio padrão ($n = 3$).

No estudo, a remoção máxima de COT da vinhaça foi em torno a 45 e 30% para eletrodos de alumínio e ferro, respectivamente. O resultado foi inferior ao citado na literatura para vinhaça *in natura*, de ao redor de 70% de remoção da demanda química de oxigênio (DQO) (KANNAN; KARTHIKEYAN; TAMILSELVAN, 2006; KHANDEGAR; SAROHA, 2012). No entanto, o resultado obtido é promissor levando em conta que após EC se tem um efluente altamente clarificado contendo em torno a 5,5-6,5 g L⁻¹ de COT passível de reaproveitamento via cultivo da microalga. Ainda se observou entre 40-50% de NT remanescente na vinhaça, o que conservou a relação carbono/nitrogênio (C/N) em torno de 20, valor original do efluente *in natura*.

O valor do pH do sobrenadante conforme a eletrocoagulação tendeu à neutralidade para ambos materiais (Figura 4). De forma geral, a coagulação eletroquímica tende a elevar o pH de efluentes ácidos conforme o tempo devido à produção de íons OH⁻ no cátodo (CHEN, 2004), sendo esta uma vantagem do processo de EC quando comparado à coagulação química (CAÑIZARES *et al.*, 2009). Cabe destacar que a neutralização da vinhaça após EC possibilita o cultivo de *D. subspicatus* sem a necessidade de correção do pH do meio, uma vez que o pH observado se aproximou ao pH do meio padrão BG11 (pH ≈ 7,4).

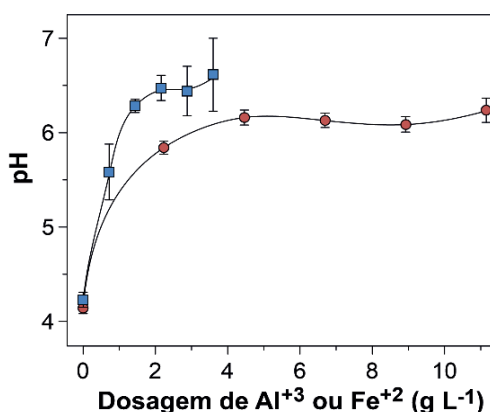


Figura 4. pH do sobrenadante conforme a dosagem de Al³⁺ ou Fe²⁺ pela eletrólise com eletrodos de alumínio (■) ou ferro (●), respectivamente.

As barras de erro representam o desvio padrão (n = 3).

O perfil de consumo elétrico conforme a dosagem de Al³⁺ ou Fe²⁺ mostrou-se linear conforme a eletrólise com ambos materiais (Figura 5a), uma vez que não se registrou variação considerável na voltagem nos eletrodos (V_{cel}) durante o processo ($4,0 \pm 0,3$ V para EC com eletrodos de alumínio e $4,9 \pm 0,5$ V para EC com eletrodos de ferro). Estes resultados sugerem passivação desprezível dos eletrodos durante a eletrocoagulação. Na Figura 5b, apresenta-se uma estimativa do custo do processo de eletrocoagulação segundo a dosagem de Al³⁺ ou Fe²⁺ pela eletrólise. Não foram encontrados relatos na literatura que reportem valores de custo estimado, consumo de eletrodos nem consumo de energia elétrica por volume do tratamento de EC de vinhaça de cana-de-açúcar *in natura*. De acordo com Guerreiro *et al.* (2016), o

custo estimado da coagulação química de vinhaça biodigerida é de R\$ 5,70 m⁻³, considerando somente o custo do coagulante (R\$ 2,00 kg⁻¹ de FeCl₃ 38% m/m). A eletrocoagulação pode se apresentar como uma alternativa de menor custo quando comparada ao processo oxidativo avançado *Fenton* (R\$ 86,60 m⁻³ segundo Guerreiro *et al.* (2016)), considerando que a eficiência na remoção de COT do biodigerido foi similar (40-55%).

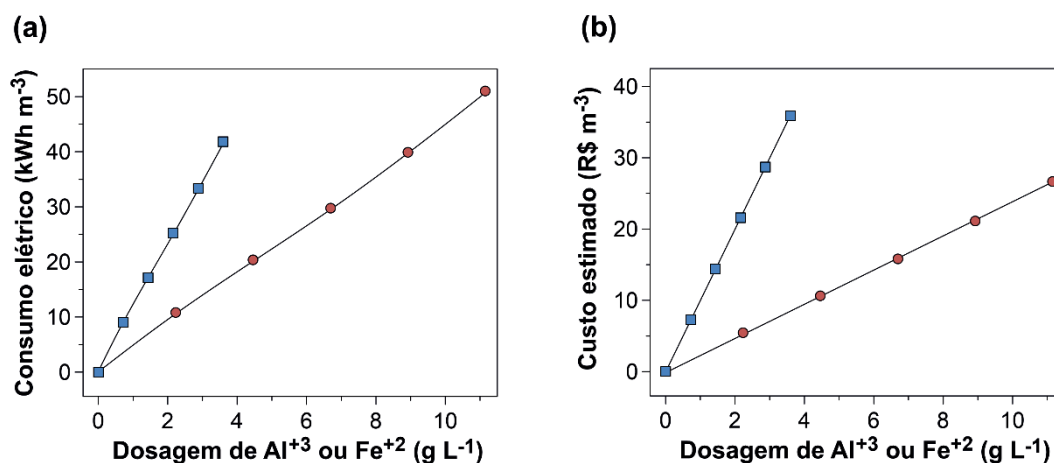


Figura 5. Consumo elétrico (a) e custo estimado (b) conforme a dosagem de Al⁺³ ou Fe⁺² pela eletrólise com eletrodos de alumínio (■) ou ferro (●), respectivamente.

De acordo com os resultados anteriores, o cultivo de *D. subspicatus* foi conduzido utilizando como meios de cultivo o sobrenadante da EC após a dosagem de 2,9 g L⁻¹ de Al⁺³ (nomeada pré-tratamento 1) e o sobrenadante da EC após dosagem de 11,1 g L⁻¹ de Fe⁺² (nomeada pré-tratamento 2). Observou-se que a eletrocoagulação tanto para eletrodos de alumínio como ferro (pré-tratamentos 1 e 2) leva a remoções superiores dos parâmetros citados quando comparado à centrifugação sem e com ajuste prévio do pH (pré-tratamentos 3 e 4), segundo a Figura 6.

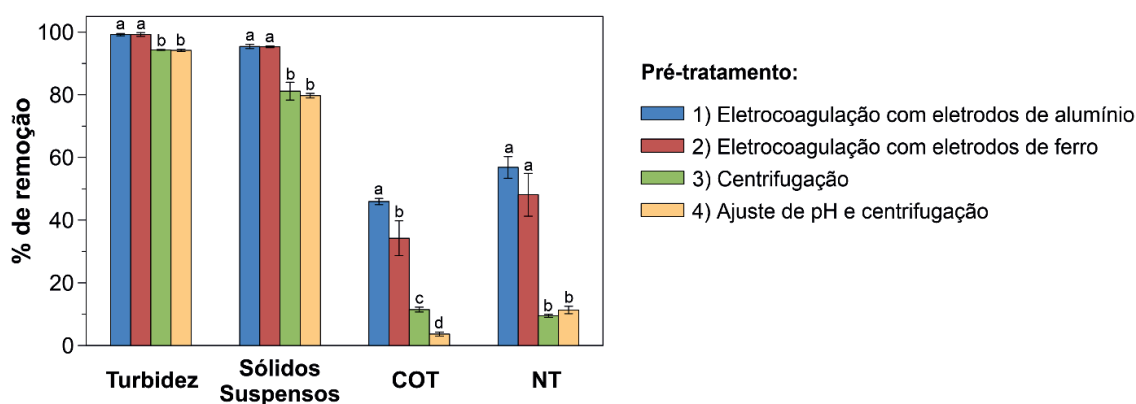
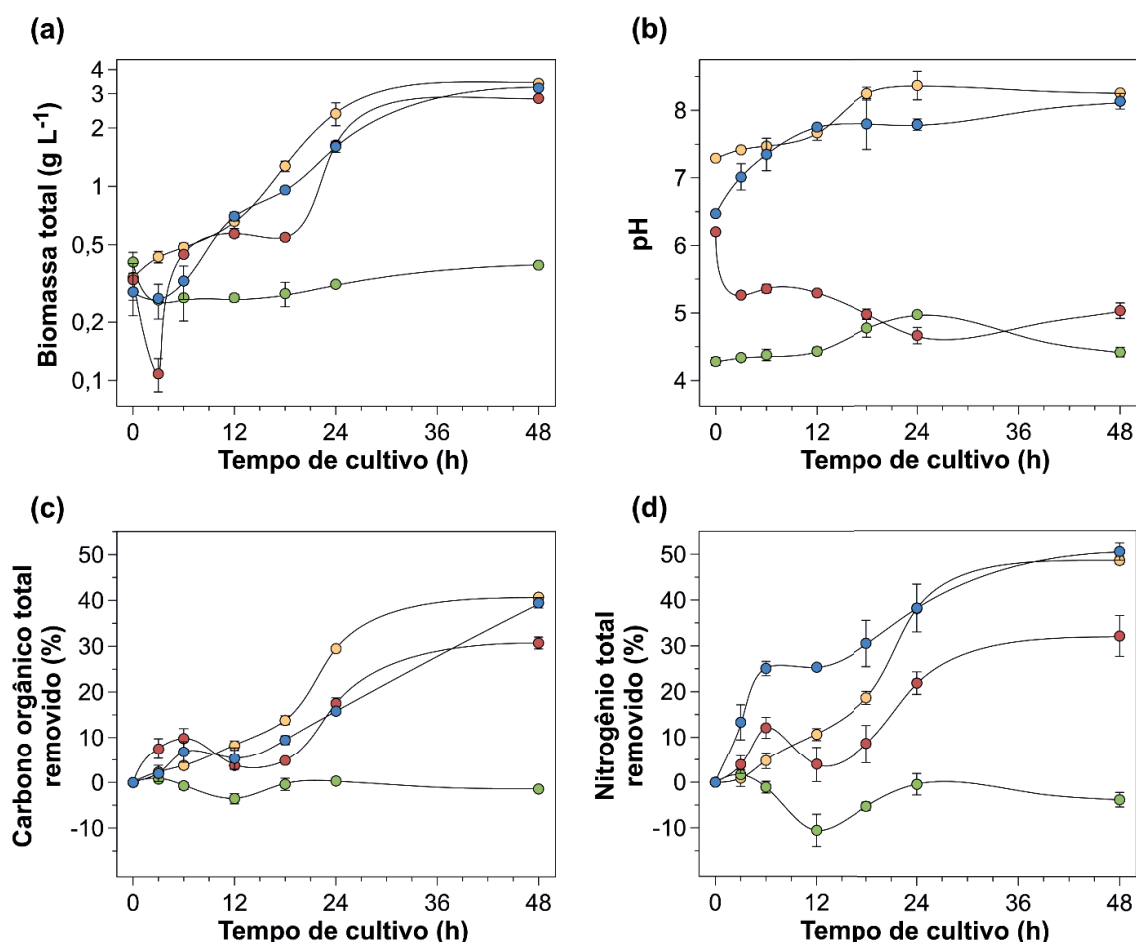


Figura 6. Eficiência de remoção de turbidez, sólidos suspensos, carbono orgânico total (COT) e nitrogênio total (NT) segundo pré-tratamentos.

Letras diferentes indicam diferenças significativas pelo teste Tukey ($p < 0,05$). As barras de erro representam o desvio padrão ($n = 3$).

3.2 Cultivo da microalga *D. Subspicatus*

A Figura 7a apresenta as curvas de cultivo em vinhaça segundo os diferentes pré-tratamentos. Os resultados indicaram perfis de crescimento similares no cultivo nas condições 1 (EC com eletrodos de alumínio) e 4 (ajuste de pH com posterior centrifugação), apresentando a fase exponencial de crescimento entre 3 e 24 horas, velocidades específicas de crescimento ($\mu_{\text{máx biomassa}}$) em torno de $2,0 \text{ dia}^{-1}$ e produtividades de biomassa (P_{biomassa}) ao redor de $1,5 \text{ g L}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ (Tabela 4).



Cultivo em vinhaça pré-tratada por:

- 1) Eletrocoagulação com eletrodos de alumínio
- 2) Eletrocoagulação com eletrodos de ferro
- 3) Centrifugação
- 4) Ajuste de pH e centrifugação

Figura 7. Curvas de crescimento (a), pH do meio de cultivo (b), carbono orgânico total (c) e nitrogênio total (d) removido segundo tempo de cultivo nas diferentes condições.

As barras de erro representam o desvio padrão ($n = 3$).

Por outro lado, a velocidade de crescimento e produtividade foi menor em vinhaça eletrocoagulada com eletrodos de ferro ($1,54 \text{ dia}^{-1}$ e $1,26 \text{ g L}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, respectivamente). Esse resultado pode estar relacionado à queda no pH durante as primeiras horas de cultivo observado nesta condição (Figura 7b). O fenômeno observado pode ter sido ocasionado pela oxidação de espécies de Fe (II) dissolvido remanescentes no meio,

as quais ao passar a espécies de Fe (III) pela ação da aeração (cultivo agitado, o qual favoreceu a difusão de O₂ no meio), poderiam ter formado hidróxidos e consumido OH⁻, acidificando o meio e prejudicando o cultivo nos tempos iniciais (CHEN, 2004). O cultivo em vinhaça centrifugada sem ajuste de pH (condição de cultivo 3) mostrou um crescimento baixo a partir da terceira hora (0,24 dia⁻¹) e uma produtividade de biomassa nula. Tal resultado ressaltou a importância de adequação prévia do pH da vinhaça para o cultivo de *D. subspicatus*.

PRÉ-TRATAMENTO	$\mu_{\text{máx biomassa}}$ (dia ⁻¹)	P _{biomassa} (g L ⁻¹ dia ⁻¹)	Y _{biomassa/COT} (g biomassa g COT ⁻¹)
1) Eletrocoagulação, eletrodos de alumínio	2,08 ± 0,16 (R ² = 0,98)	1,47 ± 0,06 a	1,46 ± 0,12 (R ² = 0,97)
2) Eletrocoagulação, eletrodos de ferro	1,54 ± 0,67 (R ² = 0,72)	1,26 ± 0,03 b	1,30 ± 0,21 (R ² = 0,88)
3) Centrifugação	0,24 ± 0,02 (R ² = 0,97)	0,00 ± 0,00 c	0,06 ± 0,23 (R ² = 0,01)
4) Ajuste de pH e centrifugação	1,96 ± 0,20 (R ² = 0,97)	1,53 ± 0,06 a	0,87 ± 0,03 (R ² = 0,99)

Tabela 4. Avaliação do cultivo de *D. subspicatus* nas diferentes condições.

Valor médio ± desvio padrão (n = 3).

R²: coeficiente de determinação da regressão linear.

Letras diferentes indicam diferenças significativas pelo teste Tukey ($p < 0,05$).

Observou-se uma tendência à alcalinização do meio durante todo o tempo de cultivo nas condições 1 e 4, e a partir de 24 horas no caso da condição 2 (Figura 7b). Sabe-se que a alcalinização do meio de cultivo pode ser ocasionada pela ação da fotossíntese realizada por micro-organismos fotossintetizantes (MARKOU; VANDAMME; MUYLEAERT, 2014) ou pelo consumo de ácidos orgânicos presentes na vinhaça (DE MATTOS; BASTOS, 2015), pelo que o metabolismo autotrófico pode ter acontecido paralelamente ao consumo de matéria orgânica do meio (metabolismo mixotrófico).

Santos *et al.* (2016) registraram velocidade específica de crescimento máxima de 0,096 dia⁻¹ para cultivo heterotrófico de *Spirulina* máxima em vinhaça filtrada 1% v/v. Santana *et al.* (2017) observaram valores de produtividade de 0,16 e 0,22 g L⁻¹ dia⁻¹ para cultivo mixotrófico de *Micractinium* sp. e *Chlamydomonas biconvexa*, respectivamente, em vinhaça clarificada com Ca(OH)₂ sem diluição. Candido e Lombardi (2018) obtiveram velocidades específicas de crescimento máximas entre 1,4 e 1,6 dia⁻¹ no cultivo mixotrófico de *C. vulgaris* em vinhaça filtrada 60% v/v e biodigerida 80% v/v. Os resultados anteriores indicaram o potencial de *D. subspicatus*, uma vez que os parâmetros cinéticos de crescimento em vinhaça clarificada pelos métodos apresentados no presente estudo foram superiores.

Nas Figuras 7c e 7d, pode se observar que, após 48 horas de cultivo, a remoção máxima de COT e NT nas condições 1 e 4 foi similar (em torno de 40 e 50% do COT e NT do meio de cultivo). No entanto, devido a que a concentração de carbono orgânico total inicial nessas condições foi diferente (os pré-tratamentos removeram quantidades diferentes de COT da vinhaça *in natura*, segundo a Figura 6), os rendimentos biomassa/substrato ($Y_{\text{biomassa/COT}}$) obtidos diferiram. Os maiores rendimentos foram registrados nas condições 1 e 2 (1,46 g biomassa g COT⁻¹ na condição 1 e 1,30 g biomassa g COT⁻¹ na condição 2, em relação a 0,87 g biomassa g COT⁻¹ na condição 4). O resultado sugeriu que outra fonte de carbono além do orgânico foi usada para sustentar o crescimento da biomassa nos cultivos em vinhaça pré-tratada por eletrocoagulação. Nesse sentido, à maior incidência de luz promovida pelo elevado grau de clarificação atingido com a eletrocoagulação (Figura 6) teria promovido o consumo paralelo de fontes de carbono inorgânico (CO₂ e carbonatos) mediante a fotossíntese (metabolismo mixotrófico).

3.3 Processo Global

O processo de EC com eletrodos de alumínio e posterior cultivo apresentou o maior potencial de remoção de COT e NT do efluente quando comparado ao processo com eletrodos de ferro e cultivo (Tabela 5). Ambos processos atingiram maiores remoções de COT e NT quando comparados à centrifugação (com e sem ajuste de pH) e cultivo. Tal resultado sugeriu que o processo integrado de EC e posterior cultivo de *D. subspicatus* é uma alternativa promissora para o tratamento da vinhaça, levando em conta adicionalmente que o processo de EC pode ser facilmente escalonado para tratar os grandes volumes de vinhaça gerados (HAKIZIMANA *et al.*, 2017) e que o cultivo de microalgas vem sendo estudado como parte importante para a implementação da biorrefinaria baseada em cana-de-açúcar (BRASIL; SILVA; SIQUEIRA, 2016).

TRATAMENTO	PARÂMETRO (remoção)		
	pH	Carbono orgânico total (g L ⁻¹)	Nitrogênio total (g L ⁻¹)
Vinhaça de cana-de-açúcar <i>in natura</i>	4,3 ± 0,1 c	10,1 ± 0,4 a	0,59 ± 0,02 a
1) Eletrocoagulação com eletrodos de alumínio e cultivo de <i>D. subspicatus</i>	8,1 ± 0,2 a	3,2 ± 0,1 (68,4%) e	0,14 ± 0,01 (76,4%) e
2) Eletrocoagulação com eletrodos de ferro e cultivo de <i>D. subspicatus</i>	5,0 ± 0,2 b	4,6 ± 0,1 (54,6%) d	0,21 ± 0,01 (62,8%) d
3) Centrifugação e cultivo de <i>D. subspicatus</i>	4,4 ± 0,1 c	8,4 ± 0,1 (16,0%) b	0,49 ± 0,01 (17,3%) b
4) Ajuste de pH, centrifugação e cultivo de <i>D. subspicatus</i>	8,3 ± 0,1 a	5,2 ± 0,1 (49,0%) c	0,25 ± 0,01 (57,5%) c

Tabela 5. Parâmetros físico-químicos da vinhaça *in natura* e após tratamentos.

O valor em parênteses representa a remoção calculada a partir da vinhaça *in natura*.

Valor médio \pm desvio padrão (n = 3).

Letras diferentes indicam diferenças significativas entre valores do parâmetro pelo teste Tukey ($p < 0,05$).

Os resultados obtidos para a EC e posterior cultivo de *D. subspicatus* foram similares aos obtidos por Liu e Liu (2016) em estudo integrando o cultivo da microalga *C. vulgaris* com o pré-tratamento por EC com eletrodos de ferro. Os autores reportaram a remoção global de 77% da demanda química de oxigênio (DQO) e 88% do NT do digerido anaeróbico diluído de uma mistura de esterco de gado leiteiro e resíduos orgânicos de alimentos. Os resultados do presente estudo são promissores, uma vez que demonstraram a possibilidade de replicar o método de EC e posterior cultivo de microalgas em vinhaça.

4 | CONCLUSÕES

Os resultados indicaram a viabilidade do processo integrado de eletrocoagulação e posterior cultivo mixotrófico de *D. subspicatus*, obtendo simultaneamente produção de biomassa e remoção de carbono orgânico e nitrogênio total da vinhaça de cana-de-açúcar. A eletrocoagulação foi eficiente na remoção da turbidez característica do efluente *in natura* e corrigiu o pH inicial ácido da vinhaça até valores próximos ao meio padrão BG11, o que permitiu o cultivo da microalga logo após a eletrocoagulação. A eletrocoagulação com eletrodos de alumínio demandou uma menor dosagem de coagulante (Al^{+3}) (menor tempo de eletrólise) em relação ao processo usando ferro como eletrodos. O cultivo na vinhaça pré-tratada com eletrodos de ferro apresentou menor produtividade de biomassa e menor remoção de carbono orgânico e nitrogênio total do meio, devido provavelmente à interferência de espécies de ferro dissolvido nas primeiras horas do cultivo.

REFERÊNCIAS

ANEEL – AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. Resultados Leilões de Geração, 2014-2019. Disponível em: <<http://www.aneel.gov.br/leiloes>>. Acesso em: 3 julho 2019.

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 21 ed. Washington, D.C., 2005.

BENEMANN, J. **Microalgae for Biofuels and Animal Feeds**. *Energies*, v. 6, p. 5869-5886, 2013.

BRASIL, B. S. A. F.; SILVA, F. C. P.; SIQUEIRA, F. G. **Microalgae biorefineries: The Brazilian scenario in perspective**. *New Biotechnology*, 2016.

CANDIDO, C.; LOMBARDI, A. T. **The physiology of *Chlorella vulgaris* grown in conventional and biodigested treated vinasses**. *Algal Research*, v. 30, p. 79-85, 2018.

CAÑIZARES, P.; JIMÉNEZ, C.; MARTÍNEZ, F.; RODRIGO, M. A.; SÁEZ, C. **The pH as a key parameter in the choice between coagulation and electrocoagulation for the treatment of wastewaters.** Journal of Hazardous Materials, v. 163, p. 158–164, 2009.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Vinhaça - Critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola**, 2015. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/normas-tecnicas-cetesb/normas-tecnicas-vigentes/>>. Acesso em: 15 de maio de 2019.

CHEN, G. **Electrochemical technologies in wastewater treatment.** Separation and Purification Technology, v. 38, p. 11-41, 2004.

CHOU, W. L.; WANG, C. T.; CHANG, S. Y. **Study of COD and turbidity removal from real oxide-CMP wastewater by iron electrocoagulation and the evaluation of specific energy consumption.** Journal of Hazardous Materials, v. 168, p. 1200-1207, 2009.

CONAB - COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. Safra Brasileira de Cana-de-Açúcar, Boletim Cana 1 Levantamento 19-20, 2019. Disponível em: <<https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/cana>> Acesso em: 15 de maio de 2019.

DE MATTOS, L. F. A.; BASTOS, R. G. **COD and nitrogen removal from sugarcane vinasse by heterotrophic green algae *Desmodesmus* sp.** Desalination and Water Treatment, v. 57, p. 9465-9473, 2015.

DIAS, M. O. S.; FILHO R. M.; MANTELATTO P. E.; CAVALETT O.; ROSSELL C. E. V.; BONOMI A.; LEAL M. R. L. V. **Sugarcane processing for ethanol and sugar in Brazil.** Environmental Development, v. 15, p. 35-51, 2015.

FONTE, J. C. **Efeito da razão carbono: nitrogênio no cultivo heterotrófico de cianobactérias unicelulares e filamentosas em vinhaça de cana-de-açúcar**, Dissertação de mestrado, Universidade Federal de São Carlos, Araras-SP, Brasil, 2016.

GUERREIRO, L. F.; RODRIGUES, C. S. D.; DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A.; BOAVENTURA, R. A. R.; MADEIRA, L. M. **Treatment of sugarcane vinasse by combination of coagulation/flocculation and Fenton's oxidation.** Journal of Environmental Management, v. 181, p. 237-248, 2016.

HAKIZIMANA, J. N.; GOURICH, B.; CHAFI, M.; STIRIBA, Y.; VIAL, C.; DROGUI, P.; NAJA, J. **Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches.** Desalination, v. 404, p. 1-21, 2017.

KANNAN, N.; KARTHIKEYAN, G.; TAMILSELVAN, N. **Comparison of treatment potential of electrocoagulation of distillery effluent with and without activated *Areca catechu* nut carbon.** Journal of Hazardous Materials, v. B137, p. 1803–1809, 2006.

KARA, S.; GÜRBULAK, E.; EYVAZ, M.; YÜKSEL, E. **Treatment of winery wastewater by electrocoagulation process.** Desalination and Water Treatment, v. 51, p. 5421–5429, 2013.

KHANDEGAR, V; SAROHA, A. K. **Electrochemical Treatment of Distillery Spent Wash Using Aluminum and Iron Electrodes.** Chinese Journal of Chemical Engineering, v. 20, n. 3, p. 439- 443, 2012.

KOBYA, M.; DELIPINAR, S. **Treatment of the baker's yeast wastewater by electrocoagulation.** Journal of Hazardous Materials, v. 154, p. 1133–1140, 2008.

LIU, Z.; LIU, Y. **Synergistic integration of electrocoagulation and algal cultivation to treat liquid anaerobic digestion effluent and accumulate algal biomass.** Process Biochemistry, v. 51, p. 89–94, 2016.

MARKOU, G.; VANDAMME, D.; MUYLAERT, K. **Microalgal and cyanobacterial cultivation: The supply of nutrients**. *Water Research*, v. 65, p. 186-202, 2014.

MDIC – MINISTÉRIO DA INDÚSTRIA, COMÉRCIO EXTERIOR E SERVIÇOS. Estatísticas de comércio exterior do Brasil, Exportação e Importação Geral 2018, NCM 76011000, NCM 72011000. Disponível em: <<http://comexstat.mdic.gov.br/pt/geral>>. Acesso em: 3 julho 2019.

MOHAMMAD, M. E.; MUTTUCUMARU, S. **Review of pollutants removed by electrocoagulation and electrocoagulation/flotation processes**. *Journal of Environmental Management*, v. 90, p. 1663–1679, 2009.

MORAIS, D. V. **Produção de ficocianina por *Aphanothece microscopica Nägeli* a partir de vinhaça de cana-de-açúcar**, Dissertação de mestrado, Universidade Federal de São Carlos, Araras-SP, Brasil, 2018.

MOUSSA, D. T.; EL-NAAS, M. H.; NASSER, M.; AL-MARRI, M. J. **A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges**. *Journal of Environmental Management*, v. 186, n. 1, p. 24-41, 2017.

RIPPKA, R.; DERUELLES, J.; WATERBURY, J. B.; HERDMAN, M.; STANIER R. G. **Generic assignments strain histories and properties of pure cultures of cyanobacteria**. *Journal of General Microbiology*, v. 111, p. 1-61, 1979.

RYAN, D.; GADD, A.; KAVANAGH, J.; ZHOU, M.; BARTON, G. **A comparison of coagulant dosing options for the remediation of molasses process water**. *Separation and Purification Technology*, v. 58, p. 347-352, 2008.

SANTANA, H.; CEREIJO, C.; TELES, V.C.; NASCIMENTO, R.; FERNANDES, M.; BRUNALE, P.; CAMPANHA, R.; SOARES, I.P.; SILVA, F.; SABAINI, P.S.; SIQUEIRA, F.G.; BRASIL, B. **Microalgae cultivation in sugarcane vinasse: Selection, growth and biochemical characterization**. *Bioresource Technology*, v. 228, p. 133-140, 2017.

SANTOS, R. R. D.; ARAÚJO, O. Q. F.; MEDEIROS, J. L.; CHALOUB, R. M. **Cultivation of *Spirulina maxima* in medium supplemented with sugarcane vinasse**. *Bioresource Technology*, v. 204, p. 38-48, 2016.

USO DE ESGOTOS TRATADOS NO NORDESTE DO BRASIL: POTENCIAIS E DESAFIOS

Rafaela Ribeiro de Oliveira

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte.

Natal – Rio Grande do Norte.

Yldenev Silva Domingos

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte.

Natal – Rio Grande do Norte.

Luara Musse de Oliveira

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte.

Natal – Rio Grande do Norte.

RESUMO: Com a escassez dos recursos hídricos, fala-se cada vez mais em reutilizar os recursos de maneira sustentável. A disponibilidade da água, tanto na qualidade quanto na quantidade, somada a alta demanda, deve ser pensada de forma planejada levado em consideração à conservação e o reúso. A região nordeste possui características climáticas peculiares e neste cenário as técnicas de reúso são bastante aplicáveis. As tecnologias de reúso de águas residuais são variadas, e elas incluem: reúso agrícola, industrial, recreacional e/ou público, doméstico, na aquicultura, em recargas de aquíferos subterrâneos, dentre outros. Neste trabalho, será mostrado o uso de efluentes tratados no nordeste do Brasil, apresentando de maneira clara os potenciais

desta medida, bem como os desafios.

PALAVRAS-CHAVE: Reúso, Efluentes, Nordeste.

USE OF SEWERS TREATED IN THE NORTHEAST OF BRAZIL: POTENTIAL AND CHALLENGE

ABSTRACT: Considering the scarcity of water resources, it has been increasingly discussed about reusing resources in a sustainable way. The availability of water, both in quality and in quantity, combined with high demand, should be thought in a planned way, regarding conservation and reuse. Brazil's northeast region has peculiar climatic characteristics and, in this context, reuse techniques are rather applicable. Wastewater reuse technologies are varied and include: agricultural reuse, industrial, recreational and public, domestic, aquaculture, underground aquifer recharge, among others. The present article discuss about the use of treated effluents in Brazil's northeast region and aims to expose the potentials of this providence in a clear way, as well its challenges

KEYWORDS: Reuse, Effluents, Northeast.

1 | INTRODUÇÃO

Reúso significa de maneira bem simplista,

o aproveitamento de uma água que já foi utilizada, de um efluente tratado ou não, em qualquer aplicação diferente daquela da qual foi gerada, como exemplo: usar a água do banho para regar o jardim ou a água que foi utilizada em um processo de resfriamento industrial seja direcionada para lavagem de equipamentos. A vantagem disso desse tipo de postura recai na redução nos gastos, na geração de esgotos e, principalmente, em uma mudança de postura cultural, pois partirá do princípio que é preciso fazer uso da água com responsabilidade. (ASSOCIAÇÃO DOS ENGENHEIROS DA SABESP, 2006)

A região semiárida do nordeste do Brasil tem como característica apresentar um curto período chuvoso, possuir temperaturas elevadas e altas taxas de evaporação. No que diz respeito à quantidade de água no solo disponível para as plantas, nessa região, registra-se uma deficiência hídrica na grande maioria dos meses do ano. O reúso planejado de águas residuárias domésticas na agricultura vem sendo estudado como uma medida para minimizar o problema da escassez hídrica nessa região, sendo uma das alternativas para os agricultores localizados especificamente nas áreas circunvizinhas das cidades. (SOUSA, 2005)

Segundo Hespanhol (2008) a reutilização de águas residuais tratadas para irrigação doméstica-agrícola é uma atividade viável e considerada de multiuso, é capaz de resolver problemas de escassez de água e escassez ecológica de forma simultânea, uma vez que a aplicação do efluente para irrigação também tem a vantagem de diminuir a necessidade de fertilização artificial. O esgoto ou efluente tratado pode ser reutilizado para uma série de propósitos, tais como agricultura, irrigação de campos, recarga de aquíferos e refrigeração industrial. (ORON, 1994)

Em áreas urbanas, o potencial de reúso de efluentes é muito amplo e diversificado. Entretanto, usos que demandam água com qualidade elevada requerem sistemas de tratamento e de controle avançados, podendo levar a custos incompatíveis com os benefícios correspondentes.

A reutilização de águas residuais era aplicada principalmente na irrigação de culturas industriais em grande escala, mas com a irrigação por gotejamento, principalmente para sistemas em superfície, foram ampliadas as possibilidades de reúso e tornou-se possível ser aplicada na irrigação de vegetais e hortaliças. Porém, um dos problemas que se possui quanto à reutilização de águas residuais, diz respeito aos critérios de controle exigidos pelas legislações para a reutilização destes efluentes. (ORON, 1994)

Hespanhol (2008) mostra que atualmente, diversas companhias de saneamento se preparam para fornecer a chamada “água de reúso” ou “água de utilidades” para o atendimento de fins não-potáveis na área urbana. Essa prática, já bastante disseminada em diversas regiões metropolitanas brasileiras, consiste em complementar, geralmente por meio de sistemas de tratamento físico-químicos, o tratamento dos efluentes de sistemas biológicos e efetuar a distribuição em áreas restritas, para atender a usos diversos, especialmente de novos usuários.

O reúso urbano não-potável é, portanto, efetuado tendo os esgotos domésticos como matéria-prima básica. Entretanto, considerações têm sido feitas ultimamente sobre a possibilidade de utilização de águas cinza-claras, como matéria-prima para reúso não-potável em áreas urbanas, especialmente em edificações e sistemas condominiais. (HESPANHOL, 2008)

No Brasil, um dos entraves no que diz respeito ao reúso de águas é o fato de ainda não existir, uma legislação que estabeleça critérios para os sistemas de reúso e, principalmente, padrões de qualidade aceitáveis. Como essa água pode conter uma quantidade elevada de microrganismos que trazem danos à saúde, como bactérias, vírus e afins, os padrões de qualidade utilizados, até o momento, são os internacionais. Existem diretrizes sobre o tema, porém nenhuma regra estabelecida ou políticas de incentivo ao sistema. (ASSOCIAÇÃO DOS ENGENHEIROS DA SABESP, 2006)

2 | OBJETIVO

Este trabalho tem como o objetivo apresentar algumas formas de reúso de efluentes utilizadas no nordeste brasileiro, bem como apresentar sua aplicabilidade e respectivas dificuldades de execução.

3 | MATERIAIS E MÉTODOS

Neste trabalho foi realizada uma pesquisa quantitativa e exploratória, através de pesquisa bibliográfica nas diversas fontes de informações, tais como livros, revistas, publicações em periódicos, artigos científicos, jornais, boletins, monografias, dissertações, teses e legislações.

4 | RESULTADOS

Segundo a ABNT 13.969 (1997) o esgoto de origem essencialmente doméstica ou com características similares, passando por um tratamento, deve ser reutilizado para fins que exigem qualidade de água não potável, mas sanitariamente segura, tais como, irrigação dos jardins, lavagem de pisos e dos veículos automotivos, na descarga dos vasos sanitários, na manutenção paisagísticas dos lagos e canais com água, na irrigação dos campos agrícolas, pastagens, etc.

A simples prática de recirculação de água de enxágue da máquina de lavagem de roupas, já é considerado uma forma de reúso de efluente doméstico. Admite-se também que o esgoto tratado, em condições de reúso, possa ser direcionado para limites externos do sistema local para atender à demanda industrial ou outra demanda da área próxima.

A qualidade da água utilizada e o objetivo específico do reúso, estabelecerão os níveis de tratamento recomendados, os critérios de segurança a serem adotados e os custos de capital, operação e manutenção associados. As possibilidades e formas potenciais de reúso dependem, evidentemente, de características, condições e fatores locais, tais como decisão política, esquemas institucionais, disponibilidade técnica e fatores econômicos, sociais e culturais. (HESPANHOL, 2002)

Devido à impossibilidade de identificar adequadamente a enorme quantidade de compostos de alto risco, particularmente micro poluentes orgânicos, presentes em efluentes líquidos industriais, mananciais que recebem, ou receberam, durante períodos prolongados, esses efluentes, são, “a priori”, desqualificados para a prática de reúso para fins potáveis. O reúso, para fins potáveis, só pode ser praticado, tendo como matéria prima básica, esgotos exclusivamente domésticos. (ORON, 1996)

No Brasil, o Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) lançou, em 2003, uma minuta de resolução, bastante similar à recomendação da Organização Mundial da Saúde, incentivando o reúso de águas de qualidade inferior e estabelecendo os padrões de qualidade dos efluentes para cada modalidade de reúso, o que representou um grande passo na legalização da técnica no país. Contudo, tal resolução não entrou em vigor e no ano de 2005 o órgão o lançou a Resolução N° 54, que incentiva a prática do reúso em diversas modalidades, mas não estabelece parâmetros específicos para seu emprego. (BERTONCINI, 2008)

As formas de reúso do efluente tratado incluem variadas tecnologias de aplicações. Dependendo das características do efluente e de sua destinação, o reúso dos efluentes podem ser aplicados de várias maneiras, conforme pode ser visualizado na tabela a baixo.

As várias Formas de Reúso	
Reúso agrícola	Utilização de um efluente de Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), com o devido pós-tratamento, para a irrigação de cultura de sustento ou forrageira e/ou para a dessedentação de animais. Como consequência desta modalidade de reúso, na maioria das vezes, ocorre a recarga do lençol freático.
Reúso industrial	Utilização de um efluente de ETE, com o devido pós-tratamento, caso necessário, para torres de resfriamento, caldeiras, água de processamento, construções civis e fins menos nobres que possam prescindir da qualidade da água potável.
Reúso recreacional e/ou público	Utilização de um efluente de ETE, com o devido pós-tratamento, caso necessário, para a irrigação de parques, campos de esporte, rega de jardins, lagos ornamentais e/ou recreacionais, postos de serviço para lavagem de automóveis.
Reúso doméstico	Trata-se do reúso do efluente das ETEs, acondicionado, para regar jardins residenciais, lavar carros, em áreas verdes de condomínios e para as descargas de vasos sanitários.
Reúso para aquicultura	Trata-se do reúso dos efluentes das ETEs, convenientemente acondicionado para a alimentação de reservatórios destinados à produção de peixes e plantas aquáticas. O objetivo é a obtenção de alimentos e/ou energia de biomassa aquática.

Reúso de aquíferos subterrâneos	Trata-se do reúso do efluente de ETEs, para suplementar o nível do aquífero ou para evitar a intrusão da cunha salina em cidades a beira mar. A recarga permite a redução dos custos de bombeamento de água, uma vez que o nível da água subterrânea aumenta após a recarga.
---------------------------------	--

Tabela 1: Tipos de reúsos.

Fonte: ASSOCIAÇÃO DOS ENGENHEIROS DA SABESP, 2006.

Dentre as formas de reúso existentes abordaremos neste trabalho a piscicultura, agricultura, a recarga de aquífero e reúso industrial, que são técnicas bem difundidas e aplicadas.

4.1 Piscicultura

A piscicultura é uma atividade difundida há muito tempo, a nível mundial e em escala regional também. O desenvolvimento de uma cultura de pescado depende do ecossistema no qual ela está inserida, este deve permanecer em equilíbrio antes e depois de sua utilização. Estudos estão sendo desenvolvido sobre a potencialidade do reúso de efluentes para aplicação na piscicultura.

Como desenvolvido por Santos (2001), seu trabalho mostra que os resultados referentes à produtividade piscícola dos sistemas avaliados foram de 4.717,5 kg/(ha.safra) para o sistema de piscicultura convencional; 1.562,0 kg/(ha.safra) para o sistema de reúso na piscicultura sem aeração; 7.018,5 kg/(ha.safra) para o sistema de reúso na piscicultura com aeração. O sistema de lagoa de estabilização apresentou produtividade nula, por não se tratar de um sistema de produção de peixes.

Com isso, reforça-se a prática do reúso de águas residuárias nesta atividade como uma ferramenta ambientalmente sustentável para o aumento da oferta hídrica. Quando se avaliam os resultados obtidos neste trabalho para o sistema denominado reúso sem aeração, observa-se que não houve alteração significativa na condição da qualidade do efluente da ETE, o que mostra que é possível se realizar o reúso em piscicultura, nas condições testadas, sem que haja prejuízo ambiental. (SANTOS, 2011)

Um dos principais pré-requisitos para a criação de peixes é que a água seja de boa qualidade e que esteja disponível em quantidade adequada. No entanto, a maioria dos sistemas de piscicultura não possui unidades para filtragem e/ou tratamento dos seus efluentes, o que pode comprometer a qualidade da água a jusante dos cultivos. Dessa forma muitos cultivos acabam agindo como agentes de degradação da qualidade da água no meio natural. (CASTELLANI, 2006)

De acordo com a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (2013) a aquicultura moderna se baseia em três componentes: a produção lucrativa, a preservação do meio ambiente e o desenvolvimento social. Assim, para que a atividade se estabeleça, é preciso que algumas condições ambientais sejam respeitadas, e

que a produção dos animais aquáticos seja conduzida dentro de parâmetros de qualidade de água especificados pela legislação brasileira. Também é preciso que a qualidade dos efluentes gerados nas pisciculturas seja a melhor possível, a fim de que os impactos ou alterações provocadas nos corpos hídricos às jusantes sejam minimizados.

Dentre os principais impactos potenciais, destaca-se que a quantidade elevada de matéria orgânica e nutrientes, como nitrogênio e fósforo nos efluentes que podem comprometer a qualidade da água nos cursos hídricos a jusante. O uso de ração cresceu proporcionalmente ao aumento da produção e produtividade da aquicultura em todo o mundo.

Segundo Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (2013) em sistemas de produção tradicionais, o aporte significativo de nutrientes e matéria orgânica da ração poderá levar ao excesso de fitoplâncton, à baixa concentração de oxigênio dissolvido, à alta concentração de amônia e a condições insatisfatórias do sedimento de fundo dos viveiros (pois o sedimento reflete as condições alóctones, como por exemplo processos erosivos das margens, no caso de viveiros escavados, e também fatores internos, como altas concentrações de sólidos em suspensão na água, o que certamente prejudicará a produção aquícola.

A ração não consumida e os excrementos dos peixes contribuem para o aumento na concentração de nitrogênio e fósforo na água, por meio da eliminação por via das brânquias e fezes. Estes elementos podem ser os principais poluentes em águas naturais e solos que os recebem, principalmente nos sistemas de produção semi-intensivos e intensivos. (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA, 2013)

4.2 Agricultura

No Brasil a prática do reúso de esgotos, principalmente para a irrigação é de certa forma, difundida. Na agricultura a reutilização de águas residuais também está relacionada as condições climáticas da região, caracterizada por escassez de chuvas, falta de fontes de água doce e a alta salinidade da água subterrânea. Para o reaproveitamento de águas residuárias na agricultura é necessário que o seu tratamento seja eficaz. Técnicas de tratamento, eficazes, práticas, econômicas e recomendadas ao meio rural. (BERTONCINI, 2008)

A prática do uso de efluentes para fins agrícolas, está associado a alta carga de nutrientes presentes no esgoto. A agricultura é a atividade humana que mais consome água, em média 70% de todo o volume captado, destacando-se a irrigação como atividade de maior demanda. Em áreas de clima seco a irrigação é responsável pelo consumo de 50 a 85 % dos recursos hídricos disponíveis; já no Brasil, a agricultura utiliza 61% de todo o volume captado. (DUARTE, 2008)

No que se refere à irrigação, o aproveitamento de esgotos sanitários

tratados se constitui em uma valiosa ferramenta para minimizar os conflitos pelo uso da água, quer seja pela redução da quantidade extraída dos mananciais, ou por possibilitar a redução dos impactos decorrentes do seu lançamento nesses mananciais. Comparativamente, no Brasil, o volume de água utilizado para irrigação é significativamente superior àquele utilizado para consumo humano, o qual dará origem aos esgotos sanitários. Mesmo em condições ideais, na qual se admite que o índice de coleta e tratamento de esgotos seja de 100% e que todo o volume gerado possa ser aproveitado, sempre haverá necessidade de complementar a demanda para irrigação com a água proveniente de fontes tradicionais, ou então, desenvolver e utilizar métodos mais eficientes de irrigação. (MIERZWA, 2015)

Segundo Hespanhol, (2012) durante as duas últimas décadas, o uso de esgotos para irrigação de culturas aumentou, significativamente, devido aos seguintes fatores: dificuldade crescente de identificar fontes alternativas de águas para irrigação; custo elevado de fertilizantes; segurança de que os riscos de saúde pública e impactos sobre o solo são mínimos, se as precauções adequadas são efetivamente tomadas; custos elevados dos sistemas de tratamento, necessários para descarga de efluentes em corpos receptores; aceitação sociocultural da prática do reúso agrícola e reconhecimento, pelos órgãos gestores de recursos hídricos, do valor intrínseco da prática.

De acordo com Duarte (2008) apesar do reúso planejado ser amplamente difundido e utilizado mundialmente, no Brasil, mesmo com escassez dos recursos hídricos em algumas regiões, esta prática não tem sido utilizada de forma intensiva; entretanto, é consenso geral que a irrigação com esgoto sem tratamento adequado pode ser nociva ao meio ambiente, à saúde humana, ao solo, aos aquíferos e às culturas irrigadas, pois tanto o afluente como o efluente pode conter certos constituintes poluentes.

As águas residuárias tratadas e destinadas ao reúso agrícola devem ser avaliadas sob os aspectos de sodicidade, salinidade, excesso de nutrientes e, sobretudo, sob os aspectos sanitários: bactérias, cistos de protozoários, ovos de helmintos e vírus que criam graves problemas de saúde pública, uma vez que acarretam enfermidades. (SOUZA, 2005)

4.3 Hidroponia

Diante da escassez dos recursos hídricos, da crescente pressão demográfica e visando atendimento da população em geral com água potável está sendo tarefa cada vez mais difícil de ser cumprida. A busca por alternativas para contornar este problema é, sem dúvida, o reúso de esgoto. Uma forma de reúso de efluente que está se apresentando como uma alternativa viável no Nordeste é a hidroponia.

A hidroponia é uma técnica na qual a planta recebe os nutrientes que precisam. Segundo Andrade Neto (2015), os efluentes de sistemas de tratamento de esgotos

sanitários são ricos em macro e micronutrientes e podem, portanto, com algumas adaptações das técnicas, serem utilizados como solução nutritiva em hidroponia.

Nesta técnica há o controle dos fatores ambientais, temperatura, macro e micronutrientes, pH da solução, salinidade, intensidade de luz, condutividade elétrica, umidade do ar, dentre outras. Desta forma garante-se uma cultura estável, elevada produtividade, eficiente uso da água, eficiente uso nutrientes produzindo plantas bem nutridas. Os desafios do uso desta técnica são os riscos associados ao uso de efluentes na agricultura no geral.

Outra forma de cultura hidropônica é a forragem verde hidropônica com esgoto tratado. Esta possui vantagens como: tratamento complementar de esgotos em nível terciário com eficiência inigualável, controle da poluição: não polui águas, nem solo nem ar, proteção da saúde pública e do meio ambiente; Reúso de água e reciclagem de nutrientes; necessita de pequenas áreas; alta produção; controle natural de pragas; cultura sem agrotóxico, natural e orgânica; Alta relação benefício/custos e excelente retorno social do investimento; proteção dos animais (rumem); Altíssima eficiência evapotranspirométrica e alta eficiência fotossintética. (ANDRADE NETO, 2015)

4.4 Recarga de aquíferos

Diante do quadro caótico da utilização, Moura (2004) afirma que, há a inexistência ou insuficiência de água superficial em quantidade suficiente para atender as necessidades do homem, a recarga artificial de aquíferos (RAA) surge como uma alternativa rápida e eficiente para manter ou elevar o volume de água em aquíferos subterrâneos.

Segundo a NBR 13.969, a infiltração é o processo de tratamento/disposição final do esgoto que consiste na percolação do mesmo no solo, onde ocorre a depuração devido aos processos físicos (retenção de sólidos) e bioquímicos (oxidação). Como utiliza o solo como meio filtrante, seu desempenho depende grandemente das características do solo, assim como do seu grau de saturação por água

A recarga artificial de um aquífero se faz necessária quando a taxa de exploração de suas águas é superior a sua taxa de recarga natural, o que acarreta o rebaixamento de seu nível e a redução do volume de água nele disponível, que por sua vez traz como consequências o colapso estrutural do solo (MOURA, 2004)

A prática de recarga artificial, mais propriamente designada como recarga gerenciada de aquíferos, com efluentes domésticos tratados, de acordo com Hespanhol (2008), vem encontrando aplicação em diversas partes do mundo, tanto em regiões áridas e semiáridas como em áreas com disponibilidade hídrica elevada. No Brasil, a prática, que é ainda pouco conhecida, vem suscitando reações de hidrogeólogos, biólogos, engenheiros ambientais e de conservacionistas em geral, que a consideram uma metodologia com grande potencial para contaminar as águas

subterrâneas.

Um dos métodos de se realizar a recarga diz respeito a recarga direta, para tanto é necessário tratar os efluentes no nível de água potável com a finalidade de proteger a integridade sanitária do aquífero (Foster et al., 1994). Considerando os custos do tratamento mais os custos dos poços, o processo exige grandes investimentos. (HESPANHOL, 2008)

As bacias de infiltração consistem no método mais simples, antigo e amplamente utilizado para executar a RAA, pois se baseia na simples infiltração da água destinada à recarga. O método é preferido por permitir o uso eficiente do espaço e requerer uma manutenção simples e rápida, sendo sua utilização indicada para áreas que disponham de topografia favorável e solos que apresentem boa permeabilidade. A recuperação de efluentes de ETEs pode ser relativamente fácil através do tratamento solo-aquífero (TSA) em locais que disponham de condições hidrogeológicas que favoreçam o uso de bacias de infiltração. (MOURA, 2004)

Fink e Santos (2003) argumenta que a presença de organismos patogênicos e de compostos orgânicos sintéticos na grande maioria dos efluentes disponíveis para reúso, principalmente naqueles oriundos de estações de tratamento de esgotos de grandes conurbações, com polos industriais expressivos, caracteriza reúso potável como uma alternativa associada a riscos muito elevados, tornando-o praticamente inaceitável. Além disso, os custos dos sistemas de tratamento avançados, que seriam necessários para um projeto dessa natureza, levariam a inviabilidade econômica-financeira do abastecimento público, não-havendo, ainda, garantia de proteção adequada da saúde dos consumidores.

4.5 Reúso industrial

As indústrias cada vez mais tendem a reutilizar a água utilizada no processo dentro da própria planta. O reúso de água na produção pode ser reutilizado para a refrigeração como para o auxílio da produção de energia industrial e tem sido praticada há muitos anos. Um dos maiores desafios associados à reutilização ou reciclagem de água nesta situação são os requisitos de qualidade da água. A degradação das águas de processo, ou aumento do acúmulo de sais na água de refrigeração são dois exemplos primários. Os requisitos de tratamento para aliviar essas degradações devem atender a qualidade da água necessária no custo suficientemente baixo para manter a viabilidade econômica do esquema de reutilização. (DEBOER; LINSTEDT, 1997)

Segundo a Firjan (2015) para a aplicação da prática do reúso de água em indústrias, existem duas alternativas a serem consideradas. Uma delas é o reúso chamado de macro externo, definido como o uso de efluentes tratados provenientes das estações administradas por concessionárias ou outras indústrias. A segunda é o reúso chamado de macro interno, definido como o uso interno de efluentes, tratados ou não, provenientes de atividades realizadas na própria indústria.

O tratamento da água de arrefecimento para o processo exige a eliminação dos sais que se formam durante ciclos repetidos de arrefecimento. Os sais de cálcio e sulfatos tipicamente representam os problemas mais graves. Além disso, a remoção de compostos orgânicos também se faz necessário. (DEBOER; LINSTEDT, 1997)

As imposições de mercado para o setor industrial tornam impraticáveis as tomadas de qualquer decisão sem uma avaliação dos aspectos econômicos associados. Para a escolha da alternativa que apresente a melhor viabilidade econômica, é necessário que sejam identificadas as tecnologias disponíveis para tratamento de efluentes e seus respectivos custos.

5 | CONCLUSÕES

Verificamos que ainda não existem limites estabelecidos em legislações nacionais para o reúso de efluentes nas tecnologias descritas neste trabalho. Se verificarmos o histórico sobre o avanço deste tema, podemos visualizar que até o advento da Constituição Federal de 1988, sempre considerou a água um bem inesgotável, passível de utilização abundante. Esse pensamento, foi disseminado até pouco mais da metade do século XX.

No Decreto Federal nº 24.643, de 10 de julho de 1934, conhecido como Código das Águas, previa a propriedade privada de corpos d'água, assegurava o uso gratuito de qualquer corrente ou nascente e tratava os conflitos sobre o uso das águas como meras questões de vizinhança. (FINK, SANTOS, 2003). Somente com a própria Constituição Federal de 1988 e a lei que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997) que a consciência de que os recursos hídricos são finitos fica mais evidenciado.

Ao tratarmos da região nordeste, apontamos como um avanço no quesito legislativo a iniciativa do município de Caicó do Estado do Rio Grande do Norte. A lei nº 4.593/2013, de 19 de junho de 2013 que recomenda critérios e padrões de qualidade para água de reúso a ser utilizada nas seguintes atividades: produção agrícola, fins urbanos, piscicultura.

Segundo Fink e Santos (2003) a própria legislação em vigor, ao instituir os fundamentos da gestão de recursos hídricos, cria condições jurídicas e econômicas para a hipótese do reúso de água como forma de utilização racional e de preservação ambiental.

Embora a água seja um recurso natural renovável, a consciência de sua escassez como fonte de manutenção da vida, seja nas atividades produtivas, agropastoris e até mesmo para o abastecimento público das populações, tem levado os países a tratarem seus recursos hídricos como se não fossem renováveis, institucionalizando e sistematizando políticas para sua utilização e descarte.

O reúso controlado de águas residuais, possui pontos positivos pois, reduz a

necessidade de captação de águas primárias em mananciais naturais, que são assim preservados para usos mais restritivos. Combinações adequadas de técnicas de tratamento de esgotos, tipo de cultura, método de irrigação e cuidados ambientais, permitem a utilização de esgotos sanitários em variadas aplicações, com baixo risco à saúde pública, de forma econômica e tecnicamente viável.

REFERÊNCIAS

ANDRADE NETO, Cícero Onofre de. **Reúso de água na agricultura**. Natal: UFRN, 2015.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13.969**. Tanques septos- unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – projetos, construção e operação. Rio de Janeiro, 1997.

ASSOCIAÇÃO DOS ENGENHEIROS DA SABESP. Reúso de água: uma necessidade para as próximas décadas. **Saneas**. v. 02, n. 23, ago, 2006.

BERTONCINI, Edna Ivani. Tratamento de efluentes e reúso da água no meio agrícola. **Revista Tecnologia & Inovação Agropecuária**. Jun, 2008.

CASTELLANI, Daniela; BARRELLA, Walter. Impactos da atividade de piscicultura na bacia do Rio Ribeira de Iguape, SP – Brasil. **B. Inst. Pesca**, v. 32, n.2, p. 161 - 171, 2006.

DEBOER, J.; LINSTEDT, K. D. Advances in water reuse applications. **Water Res**. v.i9, n. 11, p. 1455-1461, 1985.

DUARTE, Anamaria S. Efeitos da aplicação de efluente tratado no solo: pH, matéria orgânica, fósforo e potássio¹. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.12, n.3, p.302–310, 2008.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Aquicultura**: manejo e aproveitamento de efluentes. São Paulo: Embrapa Meio Ambiente, 2013.

EMPRESA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA DE MINAS GERAIS. **Hidroponia**: Uma Técnica Alternativa de Cultivo. Disponível em: <file:///C:/Users/yldeney/Downloads/hidroponia%20(1).pdf>. Acesso em: 07 dez 2015.

FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO. **Manual de conservação e reúso de água na indústria**. Rio de Janeiro: [s.n], 2015.

FINK, Daniel Roberto; SANTOS, Hilton Felício. A legislação de reúso de água. In: MANCUSO, Pedro Caetano Sanches; SANTOS, Hilton Felício (ed). **Reúso do de água**. São Paulo: Manole, 2003. (Coleção ambiental)

HESPANHOL, Ivanildo. Potencial de Reúso de Água no Brasil Agricultura, Industria, Municípios, Recarga de Aquíferos. **RBRH - Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v.7, n.4, p. 75-95, Out-Dez, 2002.

HESPANHOL, Ivanildo. Um novo paradigma para a gestão de recursos hídricos. **Estudos avançados**. v.22, n.63, 2008.

LIBERTI, Lorenzo; LOPEZ, Antônio. Strategy for agriculture wastewater reuse in s. italy. **Desalination**, v.83, p. 173-182, 1991.

MIERZWA, José Carlos. Uso de águas residuárias na agricultura: o caso do Brasil. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/upf/mierzwa.pdf>>. Acesso em: 09 dez 2015.

MOTA, Suetônio. **Aproveitamento de Águas Residuárias Tratadas em Irrigação e Piscicultura: A Experiência da Universidade Federal do Ceará.**2013.

MOURA, André Negrão de. **Recarga artificial de aquíferos: os desafios e riscos para garantir o suprimento futuro de água subterrânea.** 2004.

Trabalho apresentado no XIII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas. São Paulo, 2004.

ORON, Gideon. Duckweed culture for wastewater renovation and biomass production. **Agricultural Water Management.** v. 26, p. 27-40, 1994.

SANTOS. Emanuel Soares et al. Avaliação da sustentabilidade ambiental do uso de esgoto doméstico tratado na piscicultura. **Eng. Sanit. Ambient.** v.16, n.1, Mar. 2011.

SOUSA, José Tavares de. et al. Tratamento de esgoto para uso na agricultura do semi-árido nordestino. **Eng. sanit. ambient.** v.10, n. 3, p. 260-265, jul-set, 2005.

SOBRE O ORGANIZADOR

HELENTON CARLOS DA SILVA - Possui graduação em Engenharia Civil pela Universidade Estadual de Ponta Grossa (2007), especialização em Gestão Ambiental e Desenvolvimento Sustentável pelo Centro de Ensino Superior dos Campos Gerais (2010) é MBA em Engenharia Urbana pelo Centro de Ensino Superior dos Campos Gerais (2014), é Mestre em Engenharia Sanitária e Ambiental na Universidade Estadual de Ponta Grossa (2016), doutorando em Engenharia e Ciência dos Materiais pela Universidade Estadual de Ponta Grossa e pós-graduando em Engenharia e Segurança do Trabalho. A linha de pesquisa traçada na formação refere-se à área ambiental, com foco em desenvolvimento sem deixar de lado a preocupação com o meio ambiente, buscando a inovação em todos os seus projetos. Atualmente é Engenheiro Civil autônomo e professor universitário. Atuou como coordenador de curso de Engenharia Civil e Engenharia Mecânica. Tem experiência na área de Engenharia Civil, com ênfase em projetos e acompanhamento de obras, planejamento urbano e fiscalização de obras, gestão de contratos e convênios, e como professor na graduação atua nas seguintes áreas: Instalações Elétricas, Instalações Prediais, Construção Civil, Energia, Sustentabilidade na Construção Civil, Planejamento Urbano, Desenho Técnico, Construções Rurais, Mecânica dos Solos, Gestão Ambiental e Ergonomia e Segurança do Trabalho. Como professor de pós-graduação atua na área de gerência de riscos e gerência de projetos.

ÍNDICE REMISSIVO

A

Ação antrópica 131, 139, 161, 165
Acompanhamento 1, 2, 3, 6, 14, 15, 70, 133, 291, 294, 295, 335, 391
Adensamento por gravidade 92, 93, 94, 95, 99, 100, 103, 104
Água clarificada 92, 93, 94, 96, 97, 99, 100, 102, 103, 127, 128, 129, 182
Água pluvial 168, 172, 176, 247
Água salina 118, 119
Águas subterrâneas 50, 74, 82, 83, 84, 85, 86, 87, 88, 89, 90, 91, 140, 386, 390
Água subterrânea 37, 383, 384, 390
Alagamento 168, 169, 170, 176, 177, 178, 179
Análise ambiental 141
Análise envoltória de dados 194, 196

B

Belém do Pará 29, 30, 31
Benchmarking métrico 194, 196
Blumenau 156, 157, 158, 159, 160, 161, 162, 163, 164, 165, 166, 167

C

Carbono orgânico total 92, 93, 94, 95, 97, 98, 100, 102, 365, 369, 370, 372, 373, 375
Coagulação 94, 98, 118, 119, 120, 121, 123, 127, 128, 129, 239, 363, 366, 369, 371, 372
Coliformes 74, 75, 77, 78, 80, 81, 82, 83, 84, 90, 131, 135, 136, 138, 139, 246, 252, 288
Contaminação 55, 74, 75, 76, 81, 83, 84, 87, 89, 111, 232, 333, 334, 359
Crise hídrica 51, 52, 53, 54, 58, 59, 60

D

Desaguamento por centrifugação 92, 93, 94, 96, 100, 101, 102, 103, 104
Disponibilidade hídrica subterrânea 37, 39, 46, 48

E

Eficiência de operadoras 194
Enchentes 141, 146, 147, 150, 151, 152, 156, 160, 161, 162, 163, 164, 165, 166, 167, 179

F

Floculação 94, 118, 119, 120, 121, 123, 125, 127, 128, 129

G

Geopolímero 180, 181, 183, 192

Geoprocessamento 141, 143, 153, 259, 261, 266, 330, 331

Gestão da demanda 51, 52, 56

Gestão da oferta 51, 52, 55, 56

J

Jica 156, 163, 164, 165, 167

L

Lodo de ETA 180, 192, 193

M

Microfiltração 118, 120, 122, 127, 128, 129

O

Obras de saneamento 25, 29

Osmose inversa 105, 106, 107, 108, 109, 110, 113, 115, 116, 117, 118, 119, 120, 122, 123, 127, 128, 129

P

Parcerias público-privadas 61, 62, 65, 71, 72, 73

Parque Lagoas do Norte 131, 132, 134

Planejamento 1, 2, 3, 4, 5, 6, 12, 15, 17, 19, 20, 22, 23, 24, 26, 27, 30, 52, 53, 64, 73, 117, 133, 141, 143, 152, 154, 166, 167, 195, 236, 241, 256, 302, 303, 305, 310, 355, 356, 361, 391

Planejamento regional 141, 356

Plano municipal de saneamento básico 1, 2, 3, 4, 5, 6, 10, 12, 13, 14, 17, 19, 20, 21, 27, 140

Potencial hídrico subterrâneo 37

PPP 61, 62, 63, 64, 65, 66, 67, 68, 69, 70, 71, 72

Projeção populacional 29, 30, 31, 33, 36

Projetos de saneamento 29, 31, 36

Q

Qualidade da água 76, 91, 103, 106, 118, 119, 120, 131, 133, 134, 135, 139, 140, 216, 264, 320, 327, 330, 335, 346, 349, 353, 355, 382, 383, 384, 387

R

Recursos hídricos 18, 20, 21, 25, 28, 37, 38, 41, 42, 49, 50, 51, 52, 54, 55, 56, 75, 106, 131, 132, 140, 141, 142, 152, 153, 162, 166, 167, 179, 181, 208, 218, 229, 254, 325, 327, 329, 330,

339, 340, 341, 350, 353, 355, 360, 361, 379, 382, 384, 385, 388, 389

Regulação 10, 19, 20, 22, 51, 59, 60, 63, 70, 72, 202, 313

Reserva ativa 37

Resíduos de ETA 92

Reúso 105, 106, 108, 111, 112, 116, 117, 218, 219, 220, 228, 229, 230, 330, 331, 332, 333, 334, 335, 336, 337, 338, 339, 340, 341, 342, 343, 344, 346, 347, 348, 349, 350, 351, 352, 353, 354, 355, 356, 357, 358, 359, 360, 361, 362, 379, 380, 381, 382, 383, 384, 385, 386, 387, 388, 389

Revisão 1, 2, 3, 5, 6, 10, 11, 12, 15, 27, 52, 54, 59, 60, 156, 162, 208, 311, 314, 362

S

Saneamento 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 31, 35, 36, 37, 38, 51, 52, 53, 54, 55, 56, 57, 59, 60, 61, 62, 63, 65, 69, 70, 71, 72, 131, 133, 135, 140, 168, 179, 198, 208, 218, 221, 244, 311, 313, 314, 318, 321, 322, 323, 328, 330, 339, 340, 341, 350, 351, 358, 380

T

Teto jardim 168, 169, 170, 171, 172, 173, 176, 177, 178, 179

Torre de resfriamento 105, 108, 111, 112, 113

U

Ultrafiltração 105, 109, 110, 113, 114, 116, 120, 359

Urbano 76, 134, 143, 158, 160, 165, 166, 167, 168, 169, 179, 181, 339, 341, 350, 351, 353, 356, 381, 391

Agência Brasileira do ISBN
ISBN 978-85-7247-694-2



9 788572 476942