



Helenton Carlos Da Silva
(Organizador)

Demandas Essenciais para o Avanço da Engenharia Sanitária e Ambiental 2

 **Atena**
Editora

Ano 2020



Helenton Carlos Da Silva
(Organizador)

Demandas Essenciais para o Avanço da Engenharia Sanitária e Ambiental 2

 **Atena**
Editora

Ano 2020

Profª Drª Diocléa Almeida Seabra Silva – Universidade Federal Rural da Amazônia
Prof. Dr. Écio Souza Diniz – Universidade Federal de Viçosa
Prof. Dr. Fábio Steiner – Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul
Prof. Dr. Fágner Cavalcante Patrocínio dos Santos – Universidade Federal do Ceará
Profª Drª Girlene Santos de Souza – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia
Prof. Dr. Júlio César Ribeiro – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Profª Drª Lina Raquel Santos Araújo – Universidade Estadual do Ceará
Prof. Dr. Pedro Manuel Villa – Universidade Federal de Viçosa
Profª Drª Raissa Rachel Salustriano da Silva Matos – Universidade Federal do Maranhão
Prof. Dr. Ronilson Freitas de Souza – Universidade do Estado do Pará
Profª Drª Talita de Santos Matos – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Prof. Dr. Tiago da Silva Teófilo – Universidade Federal Rural do Semi-Árido
Prof. Dr. Valdemar Antonio Paffaro Junior – Universidade Federal de Alfenas

Ciências Biológicas e da Saúde

Prof. Dr. André Ribeiro da Silva – Universidade de Brasília
Profª Drª Anelise Levay Murari – Universidade Federal de Pelotas
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 Eleuza Rodrigues Machado – Faculdade Anhanguera de Brasília
Profª Drª Elane Schwinden Prudêncio – Universidade Federal de Santa Catarina
Prof. Dr. Ferlando Lima Santos – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia
Prof. Dr. Gianfábio Pimentel Franco – Universidade Federal de Santa Maria
Prof. Dr. Igor Luiz Vieira de Lima Santos – Universidade Federal de Campina Grande
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 Mylena Andréa Oliveira Torres – Universidade Ceuma
Profª Drª Natiéli Piovesan – Instituto Federaci do Rio Grande do Norte
Prof. Dr. Paulo Inada – Universidade Estadual de Maringá
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
Prof. Dr. Carlos Eduardo Sanches de Andrade – Universidade Federal de Goiás
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
Prof. Dr. Marcelo Marques – Universidade Estadual de Maringá
Profª Drª Neiva Maria de Almeida – Universidade Federal da Paraíba
Profª Drª Natiéli Piovesan – Instituto Federal do Rio Grande do Norte
Prof. Dr. Takeshy Tachizawa – Faculdade de Campo Limpo Paulista

Conselho Técnico Científico

Prof. Msc. Abrãao Carvalho Nogueira – Universidade Federal do Espírito Santo
Prof. Msc. Adalberto Zorzo – Centro Estadual de Educação Tecnológica Paula Souza
Prof. Dr. Adailson Wagner Sousa de Vasconcelos – Ordem dos Advogados do Brasil/Seccional Paraíba
Prof. Msc. André Flávio Gonçalves Silva – Universidade Federal do Maranhão
Profª Drª Andreza Lopes – Instituto de Pesquisa e Desenvolvimento Acadêmico
Profª Msc. Bianca Camargo Martins – UniCesumar
Prof. Msc. Carlos Antônio dos Santos – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Prof. Msc. Cláudia de Araújo Marques – Faculdade de Música do Espírito Santo
Prof. Msc. Daniel da Silva Miranda – Universidade Federal do Pará
Profª Msc. Dayane de Melo Barros – Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. Edwaldo Costa – Marinha do Brasil
Prof. Msc. Eliel Constantino da Silva – Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita
Prof. Msc. Gevair Campos – Instituto Mineiro de Agropecuária
Prof. Msc. Guilherme Renato Gomes – Universidade Norte do Paraná
Prof^a Msc. Jaqueline Oliveira Rezende – Universidade Federal de Uberlândia
Prof. Msc. José Messias Ribeiro Júnior – Instituto Federal de Educação Tecnológica de Pernambuco
Prof. Msc. Leonardo Tullio – Universidade Estadual de Ponta Grossa
Prof^a Msc. Lilian Coelho de Freitas – Instituto Federal do Pará
Prof^a Msc. Liliani Aparecida Sereno Fontes de Medeiros – Consórcio CEDERJ
Prof^a Dr^a Lívia do Carmo Silva – Universidade Federal de Goiás
Prof. Msc. Luis Henrique Almeida Castro – Universidade Federal da Grande Dourados
Prof. Msc. Luan Vinicius Bernardelli – Universidade Estadual de Maringá
Prof. Msc. Rafael Henrique Silva – Hospital Universitário da Universidade Federal da Grande Dourados
Prof^a Msc. Renata Luciane Polsaque Young Blood – UniSecal
Prof^a Msc. Solange Aparecida de Souza Monteiro – Instituto Federal de São Paulo
Prof. Dr. Welleson Feitosa Gazel – Universidade Paulista

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
(eDOC BRASIL, Belo Horizonte/MG)**

D371 Demandas essenciais para o avanço da engenharia sanitária e ambiental 2 [recurso eletrônico] / Organizador Helenton Carlos da Silva. – Ponta Grossa, PR: Atena Editora, 2020.

Formato: PDF

Requisitos de sistema: Adobe Acrobat Reader

Modo de acesso: World Wide Web

Inclui bibliografia

ISBN 978-85-7247-947-9

DOI 10.22533/at.ed.479202101

1. Engenharia ambiental. 2. Engenharia sanitária. I. Silva, Helenton Carlos da.

CDD 628.362

Elaborado por Maurício Amormino Júnior – CRB6/2422

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

2020 by Atena Editora

Copyright © Atena Editora

Copyright do Texto © 2020 Os autores

Copyright da Edição © 2020 Atena Editora

Editora Chefe: Profª Drª Antonella Carvalho de Oliveira

Diagramação: Geraldo Alves

Edição de Arte: Lorena Prestes

Revisão: Os Autores



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

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

Conselho Editorial

Ciências Humanas e Sociais Aplicadas

Profª Drª Adriana Demite Stephani – Universidade Federal do Tocantins
Prof. Dr. Álvaro Augusto de Borba Barreto – Universidade Federal de Pelotas
Prof. Dr. Alexandre Jose Schumacher – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Mato Grosso
Prof. Dr. Antonio Carlos Frasson – Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Prof. Dr. Antonio Gasparetto Júnior – Instituto Federal do Sudeste de Minas Gerais
Prof. Dr. Antonio Isidro-Filho – Universidade de Brasília
Prof. Dr. Carlos Antonio de Souza Moraes – Universidade Federal Fluminense
Prof. Dr. Constantino Ribeiro de Oliveira Junior – Universidade Estadual de Ponta Grossa
Profª Drª Cristina Gaio – Universidade de Lisboa
Profª Drª Denise Rocha – Universidade Federal do Ceará
Prof. Dr. Deyvison de Lima Oliveira – Universidade Federal de Rondônia
Prof. Dr. Edvaldo Antunes de Farias – 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 Internazionale delle Figlie di 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. William Cleber Domingues Silva – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Prof. Dr. Willian Douglas Guilherme – Universidade Federal do Tocantins

Ciências Agrárias e Multidisciplinar

Prof. Dr. Alexandre Igor Azevedo Pereira – Instituto Federal Goiano
Prof. Dr. Antonio Pasqualetto – Pontifícia Universidade Católica de Goiás
Profª Drª Daiane Garabeli Trojan – Universidade Norte do Paraná

APRESENTAÇÃO

A obra “*Demandas Essenciais para o Avanço da Engenharia Sanitária e Ambiental*” aborda uma série de livros de publicação da Atena Editora, em seu I volume, apresenta, em seus 28 capítulos, discussões de diversas abordagens acerca da importância da engenharia sanitária e ambiental, tendo como base suas demandas essenciais interfaces ao avanço do conhecimento.

Os serviços inerentes ao saneamento são essenciais para a promoção da saúde pública, desta forma, a disponibilidade de água em quantidade e qualidade adequadas constitui fator de prevenção de doenças, onde a água em quantidade insuficiente ou qualidade imprópria para consumo humano poderá ser causadora de doenças; observa-se ainda o mesmo quanto à inexistência e pouca efetividade dos serviços de esgotamento sanitário, limpeza pública e manejo de resíduos sólidos e de drenagem urbana.

Destaca-se ainda que entre os muitos usuários da água, há um setor que apresenta a maior interação e interface com o de recursos hídricos, sendo ele o setor de saneamento.

O plano de saneamento básico é o instrumento indispensável da política pública de saneamento e obrigatório para a contratação ou concessão desses serviços. A política e o plano devem ser elaborados pelos municípios individualmente ou organizados em consórcio, e essa responsabilidade não pode ser delegada. O Plano deve expressar o compromisso coletivo da sociedade em relação à forma de construir o saneamento. Deve partir da análise da realidade e traçar os objetivos e estratégias para transformá-la positivamente e, assim, definir como cada segmento irá se comportar para atingir as metas traçadas.

Dentro deste contexto podemos destacar que o saneamento básico é envolto de muita complexidade, na área da engenharia sanitária e ambiental, 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 demandas essenciais do conhecimento da engenharia sanitária e ambiental. A importância dos estudos dessa vertente é notada no cerne da produção do

conhecimento, tendo em vista o volume de artigos publicados. Nota-se também uma preocupação dos profissionais de áreas afins em contribuir para o desenvolvimento e disseminação do conhecimento.

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

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

Helenton Carlos da Silva

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1	1
A UTOPIA DA UNIVERSALIZAÇÃO DO SANEAMENTO NO BRASIL	
Marcelo Motta Veiga	
DOI 10.22533/at.ed.4792021011	
CAPÍTULO 2	13
ANÁLISE DE UMA ESTAÇÃO ELEVATÓRIA DE ÁGUA BRUTA MIGRAR AO MERCADO LIVRE DE ENERGIA	
Leonardo Nascimento de Oliveira	
Luis Henrique Pereira da Silva	
Milton Tavares de Melo Neto	
DOI 10.22533/at.ed.4792021012	
CAPÍTULO 3	23
APLICABILIDADE DOS INDICADORES DO DIAGNÓSTICO NO PLANO DE SANEAMENTO BÁSICO DE BELÉM	
Arthur Julio Arrais Barros	
Marise Teles Condurú	
José Almir Rodrigues Pereira	
DOI 10.22533/at.ed.4792021013	
CAPÍTULO 4	41
APLICAÇÃO DA ULTRAFILTRAÇÃO NO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE SANITÁRIO VISANDO O REÚSO URBANO NÃO POTÁVEL	
Layane Priscila de Azevedo Silva	
Marcos André Capitulino de Barros Filho	
Larissa Caroline Saraiva Ferreira	
Moisés Andrade de Farias Queiróz	
Alex Pinheiro Feitosa	
DOI 10.22533/at.ed.4792021014	
CAPÍTULO 5	51
APLICAÇÃO WEB PARA PRÉ-DIMENSIONAMENTO DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO	
Rafael Pereira Maciel	
Luís Henrique Magalhães Costa	
Nágila Veiga Adrião Monteiro	
Liércio André Isoldi	
DOI 10.22533/at.ed.4792021015	
CAPÍTULO 6	64
AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE LAGOAS APLICADAS AO TRATAMENTO DE EFLUENTES SANITÁRIOS APÓS REMOÇÃO DE LODO	
Yasmine Westphal Benedet	
Patrick Ikaru Ferraz Suzuki	
Nattália Tose Lopes	
Sara Cristina Silva	
DOI 10.22533/at.ed.4792021016	

CAPÍTULO 7	75
AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO EM UMA INDÚSTRIA DE CALÇADOS VISANDO REÚSO NÃO POTÁVEL	
Layane Priscila de Azevedo Silva Matheus Frazão Arruda Diniz Julyenne Kerolainy Leite Lima	
DOI 10.22533/at.ed.4792021017	
CAPÍTULO 8	84
AVALIAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS E OPERACIONAIS EM ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO	
Ingrid Moreno Mamedes Karytany Ulian Dalla Costa	
DOI 10.22533/at.ed.4792021018	
CAPÍTULO 9	93
AVALIAÇÃO DO SISTEMA DE ULTRAFILTRAÇÃO POR MEMBRANAS PARA TRATAMENTO DE ÁGUA: ESTUDO DE CASO NA ETA ENGENHEIRO RODOLFO JOSÉ COSTA E SILVA	
Mara Yoshino de Castro	
DOI 10.22533/at.ed.4792021019	
CAPÍTULO 10	110
BIOFILTRAÇÃO PARA TRATAMENTO DE SULFETO DE HIDROGÊNIO	
Monise Fernandes Melo Alexandre Prado Rocha Michele Lopes Cerqueira	
DOI 10.22533/at.ed.47920210110	
CAPÍTULO 11	115
IV-027 – COLIFORMES TERMOTOLERANTES E TOTAIS COMO INDICADORES DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO CASCAÃO, SALVADOR-BA	
Maiza Moreira Campos de Oliveira Adriano Braga dos Santos Alessandra Argolo Espírito Santo	
DOI 10.22533/at.ed.47920210111	
CAPÍTULO 12	125
CONTROLE DE OCORRÊNCIA DE MAUS ODORES EM ETE COM SISTEMA COMBINADO ANERÓBIO/AERÓBIO: REATOR UASB E LODOS ATIVADOS	
Lucas Martins Machado Cláudio Leite de Souza Bruna Coelho Lopes Roberto Meireles Glória Déborah de Freitas Melo	
DOI 10.22533/at.ed.47920210112	

CAPÍTULO 13 138

DEFINIÇÃO DE PARÂMETROS DE CONTROLE DE EFLUENTES INDUSTRIAIS NO MUNICÍPIO DE JUIZ DE FORA-MG

Paula Rafaela Silva Fonseca
Sue Ellen Costa Bottrel
Ricardo Stahlschmidt Pinto Silva
Júlio César Teixeira

DOI 10.22533/at.ed.47920210113

CAPÍTULO 14 148

DEFINIÇÃO DO ABASTECIMENTO DE ÁGUA COM INTERMITÊNCIAS ATRAVÉS DE SIMULAÇÃO HIDRÁULICA – ESTUDO DE CASO - SÃO BENTO DO UNA - PE

Hudson Tiago dos S. Pedrosa
Marcos Henrique Vieira de Mendonça

DOI 10.22533/at.ed.47920210114

CAPÍTULO 15 158

DESINFECÇÃO DE EFLUENTE DE FBP UTILIZANDO REATOR DE ALGAS DISPERSAS (RAD)

Israel Nunes Henrique
Dayane de Andrade Lima
Keiciane Alexandre de Sousa
Layza Sabrine Magalhães da Silva
Timóteo Silva Ferreira
Fernando Pires Martins
Clodoaldo de Sousa
Júlia de Souza Carvalho
Ana Queloene Imbiriba Correa
Camila Pimentel Maia

DOI 10.22533/at.ed.47920210115

CAPÍTULO 16 167

ELABORAÇÃO DE PROPOSTA DE PROGRAMA DE RECEBIMENTO DE EFLUENTES INDUSTRIAIS PARA A CIDADE DE JUIZ DE FORA

Paula Rafaela Silva Fonseca
Sue Ellen Costa Bottrel
Ricardo Stahlschmidt Pinto Silva
Júlio César Teixeira

DOI 10.22533/at.ed.47920210116

CAPÍTULO 17 177

ENSAIO DE TRATABILIDADE PARA OTIMIZAÇÃO DA FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO PARA TRATAMENTO DE ÁGUA DO RIO CAPIBARIBE EM PERNAMBUCO

Joana Eliza de Santana
Romero Correia Freire
Aldebarã Fausto Ferreira
Mayra Angelina Quaresma Freire
Maurício Alves da Motta Sobrinho

DOI 10.22533/at.ed.47920210117

CAPÍTULO 18	185
ESTIMATIVA DA PRODUÇÃO E PERDAS DE METANO EM REATOR UASB DA ETE-UFLA POR MEIO DE DIFERENTES MODELOS MATEMÁTICOS	
<ul style="list-style-type: none"> Lucas Barreto Campos Mateus Pimentel de Matos Luciene Alves Batista Siniscalchi Sílvia de Nazaré Monteiro Yanagi Lucas Cardoso Lima 	
DOI 10.22533/at.ed.47920210118	
CAPÍTULO 19	196
ESTUDO DA GERAÇÃO DE TRIHALOMETANOS (THM) EM EFLUENTE TRATADO DE SISTEMA DE LODO ATIVADO DE FLUXO INTERMITENTE	
<ul style="list-style-type: none"> Vanessa Farias Feio Neyson Martins Mendonça 	
DOI 10.22533/at.ed.47920210119	
CAPÍTULO 20	205
ESTUDO DA TOXICIDADE DE EFLUENTE TÊXTIL SUBMETIDO À PROCESSO OXIDATIVO AVANÇADO	
<ul style="list-style-type: none"> Rogério Ferreira da Silva Gilson Lima da Silva Victória Fernanda Alves Milanez Ricardo Oliveira da Silva 	
DOI 10.22533/at.ed.47920210120	
CAPÍTULO 21	214
FITORREMEDIAÇÃO UTILIZANDO MACRÓFITAS AQUÁTICAS NO TRATAMENTO DE EFLUENTES DE ESGOTO DOMÉSTICO	
<ul style="list-style-type: none"> Israel Nunes Henrique Lucieta Guerreiro Martorano Nathalia Costa Scherer José Reinaldo Pacheco Peleja Timóteo Silva Ferreira Julia de Souza Carvalho Patrícia Santos Silva Luciana Castro Carvalho de Azevedo Dayhane Mayara Santos Nogueira Jaelbe Lemos de Castro 	
DOI 10.22533/at.ed.47920210121	
CAPÍTULO 22	225
GASEIFICAÇÃO DOS LODOS DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO DOS TIPOS CONVENCIONAL E UASB	
<ul style="list-style-type: none"> Luis Henrique Pereira da Silva Sérgio Peres Ramos da Silva Maria de Los Angeles Perez Fernandez Palha Adalberto Freire do Nascimento Júnior 	
DOI 10.22533/at.ed.47920210122	

CAPÍTULO 23 234

INDICADORES PARA AVALIAÇÃO DOS SERVIÇOS DE ABASTECIMENTO DE
ÁGUA E ESGOTAMENTO SANITÁRIO NA REGIÃO DOS LAGOS NO RIO DE
JANEIRO – 2010 A 2015

Fátima de Carvalho Madeira Reis
Gabriela Freitas da Cruz
Herleif Novaes Roberg
Maria Goreth Santos
Simone Cynamon Cohen

DOI 10.22533/at.ed.47920210123

CAPÍTULO 24 245

INFLUÊNCIA DAS NORMAS NBR 9649 E NBR 14486 NO DIMENSIONAMENTO DE
UMA REDE COLETORA DE ESGOTO DE MATERIAL PVC

Lívia Figueira de Albuquerque
Artemisa Fontinele Frota
Luís Henrique Magalhães Costa

DOI 10.22533/at.ed.47920210124

CAPÍTULO 25 255

POTENCIAL DO CARVÃO RESULTANTE DA PIRÓLISE DE LODO DE ESGOTO
DOMÉSTICO COMO ADSORVENTE EM TRATAMENTO DE EFLUENTES.

Murillo Barros de Carvalho
Glaucia Eliza Gama Vieira

DOI 10.22533/at.ed.47920210125

CAPÍTULO 26 265

RETIRADA DE LODO DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO COM MÁQUINA ANFÍBIA

Renata Araújo Guimarães
Analine Silva de Souza Gomes
Mariana Marquesini
Mario Márcio Gonçalves de Paula

DOI 10.22533/at.ed.47920210126

CAPÍTULO 27 275

UTILIZAÇÃO DE REATOR UASB SEGUIDO DE FILTRO BIOLÓGICO PERCOLADOR
NO TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO

Israel Nunes Henrique
José Tavares de Sousa
Layza Sabrine Magalhães da Silva
Keiciane Alexandre de Sousa
Rebecca da Silva Fraia
Timóteo Silva Ferreira
Fernando Pires Martins
Clodoaldo de Sousa
Julia de Souza Carvalho
Alisson Leonardo Vieira dos Reis
Rita de Cássia Andrade da Silva

DOI 10.22533/at.ed.47920210127

CAPÍTULO 28286

MONITORAMENTO FÍSICO E QUÍMICO DE UM SISTEMA DE LODOS ATIVADOS EM ESCALA DE BANCADA, DO TIPO UCT MODIFICADO

Israel Nunes Henrique
Fernando Pires Martins
Clodoaldo de Sousa
Timóteo Silva Ferreira
Rebecca da Silva Fraia
Julia de Souza Carvalho
Patrícia Santos Silva
Ana Queloene Imbiriba Correa
Yandra Cardoso Sobral

DOI 10.22533/at.ed.47920210128

SOBRE O ORGANIZADOR.....295

ÍNDICE REMISSIVO296

A UTOPIA DA UNIVERSALIZAÇÃO DO SANEAMENTO NO BRASIL

Data de aceite: 06/01/2020

Marcelo Motta Veiga

Professor e pesquisador da Escola Nacional de Saúde Pública da Fundação Oswaldo Cruz. Professor Associado da Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro.

CV: <http://lattes.cnpq.br/4795352303618963>

RESUMO: A necessidade de universalização dos serviços de saneamento é um desafio global, que afeta desproporcionalmente os países periféricos. Qualquer iniciativa de universalização exige grandes investimentos, que a maioria dos municípios não conseguem financiar. O Plano Nacional de Saneamento Básico estimou que seriam necessários R\$40 bilhões por ano até 2033 para universalizar as quatro componentes dos serviços de saneamento no Brasil. Contudo, os investimentos ocorridos nos últimos anos ficaram bem abaixo desta demanda. A principal justificativa seria o agravamento da crise brasileira, que teria provocado uma escassez de recursos públicos para financiar os investimentos em infraestrutura. Uma alternativa seria atrair investidores privados. Para isso, seria necessário que os serviços públicos de saneamento fossem sustentáveis, conciliando a capacidade de pagamento

dos usuários a disposição de prover os serviços pelas empresas. Contudo, o setor privado não tem demonstrado interesse em investir devido aos altos riscos envolvidos e à incerteza jurídica. A inadequação dos instrumentos legais, a insegurança jurídica e a situação econômica brasileira impossibilitam uma visão mais otimista dos investimentos privados nos serviços públicos de saneamento. Consequentemente, a universalização dos serviços públicos de saneamento no Brasil ainda continuará por muito tempo como uma utopia.

PALAVRAS-CHAVE: Universalização, Sustentabilidade, Saneamento, PPP

THE UTOPIA OF UNIVERSALIZING WASTE AND WATER RELATED SERVICES IN BRAZIL

INTRODUÇÃO

No Brasil, como na maioria dos países em desenvolvimento, as crescentes demandas populacionais por serviços públicos foram severamente impactadas pela crise econômica global que infligiu severas restrições orçamentárias aos gestores públicos. Esse cenário impôs uma competição brutal pelos

limitados recursos governamentais, principalmente em financiamentos públicos não reembolsáveis. A consequência foi vários serviços públicos subfinanciados. Melhorar as estratégias de financiamento de serviços públicos se tornou um desafio administrativo global.

A maioria dos governos enfrenta enormes dificuldades orçamentárias e deve fracassar no provimento de serviços públicos de qualidade com preços adequados. Não há recurso público suficiente para financiar muitos serviços essenciais, o que gera uma tensão entre as necessidades públicas e o poder de tributar e tarifar. Há uma discrepância entre o dever de fornecer serviços públicos e a capacidade de financiar esses serviços, resultando em aumento de impostos e diminuição de serviços (Fitzgerald, 1988).

No Brasil, 35% dos 5.570 municípios não arrecada o suficiente para cobrir o seu próprio custo com a máquina administrativa (executivo e legislativo). Além disso, 75% dos municípios brasileiros encontra-se em situação fiscal difícil ou crítica. A soma da população dos 50 menores municípios caberia em estádio de futebol. Na verdade, cerca de 3.800 municípios têm população inferior a 20.000 habitantes e não apresentam sustentabilidade para propor soluções eficientes para seus serviços públicos. A falta de uma economia de escala associada a uma incapacidade fiscal e técnica inviabiliza qualquer tentativa de universalizar serviços públicos essenciais (Firjan, 2019; IBGE, 2019).

De uma forma geral, esse problema é global. Contudo, países periféricos e centrais apresentam necessidades diferentes, pois estão em estágios distintos de desenvolvimento da infraestrutura dos Serviços de Água e Esgoto (SAE). Nos países periféricos, a “lacuna de acesso” existente pressiona a universalização dos serviços públicos, especialmente para as comunidades de baixa renda. Já nos países centrais, os investimentos em SAE são justificados em termos de melhorias para cumprir regulamentações ambientais mais rigorosas, porque a maior parte dos investimentos que geram uma alta relação custo-benefício (RCB) já foi obtida no final do século XIX, quando água e esgotamento sanitário foram fornecidos a toda a população (OCDE, 2011).

Uma forma comum utilizada para financiar um serviço público deficitário é a utilização de subsídios cruzados, onde, por exemplo, usuários de maior poder aquisitivo pagariam um valor maior pelo mesmo serviço para que usuários de menor poder aquisitivo possam ter acesso ao serviço. No entanto, legislações recentes possibilitam a contratação de serviços apenas em municípios onde estes são sustentáveis, criando um obstáculo legal para subsídios cruzados em diferentes municípios. Assim, os recursos obtidos com serviços de água e esgoto de um município mais rico não seriam utilizados para subsidiar um serviço em uma comunidade mais pobre de outro município. Portanto, seria necessário encontrar outras fontes

de financiamento para permitir a expansão dos serviços de água e esgoto para municípios carentes que não conseguem ser financeiramente sustentáveis (Motta & Moreira, 2006).

Além de evitar investir em serviços de infraestrutura (retornos de longo prazo), muitos gestores públicos não perdem a oportunidade de obter receita sempre que podem. Contudo, existem serviços que devem ser financiados inteiramente por meio de recursos públicos. Outros serviços poderiam ser financiados também pelo setor privado e pelos usuários. Apesar disso, alguns serviços públicos são considerados importantes fontes de renda para financiar governos famintos. Muitos governantes tentam aumentar a receita pública através de cobranças específicas (tarifas ou impostos) para financiar os serviços públicos. Nesse sentido, alguns gestores públicos estariam tentando cobrar por serviços que deveriam prestar e financiar. Todo serviço público que oferece benefícios universais ou que incorre em custos que não podem ser individualizados, deve ser financiado com recursos públicos. Consequentemente, alguns serviços públicos devem ser custeados exclusivamente através do orçamento público, sem nenhum encargo específico para os usuários (NACWA, 2016).

No entanto, a crescente crise econômica reforçou o juízo de ser imperativa a participação do setor privado como solução para universalização dos SAE, porque a maioria dos governos não dispõe dos recursos financeiros necessários para investir. Essa hipótese incorre em alguns problemas, porque investidores privados geralmente alavancam seus investimentos com retorno a longo prazo (e.g. infraestrutura) por meio de bancos públicos ou bancos de desenvolvimento, que proporcionam taxas de juros subsidiadas e mais atraentes. Por isso, essa relação entre os setores públicos e privados pode ser considerada uma simples privatização de resultados de investimentos públicos, i.e., fundos públicos gerando retornos privados.

Essa participação do setor privado pode ocorrer na forma de privatização de empresas estatais, de contratação de serviços ou de financiamento de infraestrutura, podendo variar desde uma privatização total a uma simples terceirização de operações. A maneira mais comum para atrair o setor privado é através de uma Parceria Público-Privada (PPP), implicando o uso de estratégias e de processos corriqueiros ao setor privado para fornecer serviços públicos. O principal pressuposto é que uma PPP tornaria os serviços mais eficientes. Qualquer PPP deve ser benéfica para ambas as partes, onde alguns dos benefícios esperados são: Reduções de custos de implementação e operacionais; Menor prazo de implementação; Transferência de riscos do setor público para o setor privado; e Internalização das habilidades, experiências e tecnologias do setor privado pelo setor público. (Akintoye, 2003, Gonzalez-Gomez et al, 2014).

Por fim, a escala de benefícios varia de acordo com as necessidades individuais

e a infraestrutura existente do SAE para cada país. Esse cenário de restrições nas finanças públicas e de custos elevados para universalizar o acesso à água e ao esgotamento sanitário exige que as políticas públicas se concentrem em priorizar investimentos com a maior relação custo-benefício (RCB) (OMS, 2012; OCDE, 2011).

SANEAMENTO E SAÚDE

No mundo, mais de 2 milhões de pessoas morrem de doenças relacionadas à falta de serviços de saneamento e mais de 2 bilhões de pessoas são infectadas com parasitas em cada ano. Anualmente, estima-se que o saneamento inadequado cause 280.000 mortes por diarreia. A maioria das pessoas afetadas por problemas relativos à água são crianças menores de cinco anos em países periféricos (WWDR, 2003).

A Organização Mundial de Saúde (OMS) ressalta essa relação direta entre saúde e saneamento. Os serviços públicos de abastecimento de água, tratamento de águas residuais, gestão de resíduos sólidos e drenagem de águas pluviais quando prestados de forma inadequada prejudicam a saúde e a qualidade de vida da população. Problema no provimento e no acesso a serviços de saneamento é causa de muitas doenças de veiculação hídrica originadas por: ingestão de água contaminada; vetores de ecossistemas aquáticos; bactérias ou parasitas associadas à higiene insuficiente. Nesse sentido, ações sanitárias são de caráter preventivas e deveriam ser priorizadas devido ao seu elevado potencial para reduzir os custos nos sistemas de saúde pública e produtivo (OMS, 2012 & 2016).

O Programa Conjunto de Monitoramento da Água e Saneamento (JMP) da OMS/ UNICEF estimou que um bilhão de pessoas em todo o mundo ainda não contam com água fornecida regularmente e 2,3 bilhões de pessoas não têm acesso a instalações sanitárias básicas em 2015 (OMS e UNICEF, 2017).

Em 2010, a Assembleia Geral e o Conselho de Direitos Humanos das Nações Unidas reconheceram que proporcionar acesso ao saneamento é um direito humano básico. Para cumprir esta demanda, as Nações Unidas estabeleceram como Objetivo de Desenvolvimento do Milênio das Nações Unidas (ODM) reduzir 50% da proporção de pessoas com acesso inadequado a água potável e esgotamento sanitário até 2015. Este ODM para fornecer acesso universal a saneamento básico não foi cumprido, deixando de atender cerca de 700 milhões de pessoas (WWDR, 2003; OMS & UNICEF, 2017).

Em verdade, conforme o relatório de atualização do JMP (2017) para este ODM, a meta para acesso a água potável foi atingida em 2010. O problema maior foi a necessidade de aumentar a cobertura de esgotamento sanitário de 63% para 75% entre 2010 e 2015. Em 2015, a cobertura de esgotamento sanitário atingiu

apenas 68% da população. Em 2017, a escassez de água ainda afetava mais de 40% da população mundial e mais de 80% de águas residuais ainda eram destinadas diretamente no meio ambiente sem qualquer tratamento (OMS, 2012; OMS & UNICEF, 2017).

Esta lacuna no acesso a saneamento recai desproporcionalmente nas pessoas pobres de países periféricos e particularmente nas crianças pequenas. Nos países de baixa e média renda, 842 mil pessoas morrem a cada ano devido a serviços inadequados de abastecimento de água e esgotamento sanitário (SAE). A estimativa de que a melhoria dos serviços de saneamento poderia reduzir 361 mil mortes de crianças menores de 5 anos de idade por ano. A maioria dessas doenças poderia ser evitada com o acesso aos serviços públicos de saneamento (WWDR, 2003; OMS & UNICEF, 2017).

Esta pesquisa exploratória analisou a expectativa de universalização dos serviços públicos de saneamento no Brasil baseado na construção de referencial teórico lastreado em dados secundários oficiais sobre a cobertura dos serviços e os investimentos necessários e realizados em infraestrutura de saneamento.

PANORAMA DOS SERVIÇOS PÚBLICOS DE SANEAMENTO NO BRASIL

Atualmente, no Brasil, apenas uma parcela dos esgotos domésticos é tratada antes da descarga final nos corpos aquáticos. Além disso, uma grande parte (18%) da população brasileira não tem acesso a água tratada. Conforme declarado ao SNIS (Quadro 1), metade da população não tem acesso à coleta de esgoto; da parte que é coletada mais de ¼ não é tratado, perfazendo um total de apenas 46% do esgoto gerado sendo tratado. No Quadro 1, pode-se perceber a existência de grandes diferenças regionais (SNIS, 2019; ANA, 2017).

Macrorregião	Índice de atendimento com rede (%)				Índice de tratamento dos esgotos (%)	
	Água		Coleta de esgotos		Esgotos gerados	Esgotos coletados
	Total	Urbano	Total	Urbano	Total	Total
Norte	58	70	10	13	23	85
Nordeste	73	89	27	35	35	81
Sudeste	91	96	79	83	50	67
Sul	90	98	44	51	45	93
Centro-Oeste	90	98	54	60	52	93
Brasil	84	93	52	60	46	74

Quadro 1 – Cobertura de Esgoto e de Água no Brasil

Fonte: SNIS, 2019

Com relação ao manejo de resíduos sólidos, nas últimas décadas no Brasil, a quantidade de resíduos gerados vem aumentando em taxas três vezes superiores ao crescimento populacional. O poder público ainda destina mais de 40% dos resíduos urbanos coletados em lixões, significando que 80.000 toneladas de resíduos são destinadas inadequadamente em lixões diariamente. Apesar disso, a disposição de resíduos em lixões não é o pior problema de resíduos brasileiro. Cerca de 20.000 toneladas de resíduos por dia não são sequer coletadas; ou seja, mais de sete milhões de toneladas de resíduos por ano tem destinação desconhecida (Abrelpe, 2019).

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) concedeu um prazo de quatro anos para que os municípios apresentassem propostas de solução e se adequassem a lei. A primeira etapa para propor políticas públicas necessárias ao setor seria a elaboração de planos de gestão de resíduos sólidos (federal, estaduais e municipais). O plano federal até hoje não foi promulgado; grande parte dos municípios nem sequer tentaram fazer um plano; os estados e os municípios que procuraram atender a legislação, com raríssimas exceções, o fizeram apenas para cumprir a determinação legal, contratando empresas de consultorias que produziram documentos técnicos impróprios (que não podem ser chamados de planos, muito embora levem o nome de tal), completamente insustentáveis e descolado da realidade do ente público.

Em 2014, esgotou-se o prazo de quatro anos concedido na PNRS para erradicação dos lixões. Ainda assim, mais da metade dos municípios não tinham encontrado soluções adequadas para seus resíduos e iriam continuar destinando-os para lixões. O poder executivo federal se omitiu de ter um papel mais proativo, se limitando a forçar o cumprimento da PNRS, ou seja, punir os municípios inadimplentes com apoio do Ministério Público e do Ibama. Todos sabiam que isso não seria possível.

Essa estratégia escolhida pelo Governo Federal para lidar com a inadimplência dos municípios se mostrou ineficaz. Após uma atuação efetiva dos prefeitos, em julho de 2015, o Senado, aprovou o PLS 425/2014 que propõe extensões de prazo que vão até 2021 para o fim dos lixões, sem que qualquer contrapartida fosse negociada. Após a aprovação, o projeto de lei foi encaminhado à Câmara sob o número de PL 2289/2015, ganhou novas liberalidades e continua tramitando sem ser votado até hoje. O resultado deste processo demonstrou a severa politização da gestão dos resíduos sólidos no Brasil, se tornando mais um descumprimento legal tolerado pelo poder público.

Portanto, uma parte substancial da população global, em especial de países periféricos como o Brasil, não tem acesso adequado a serviços de saneamento. Espera-se que o abastecimento de água, a educação sobre higiene, os serviços básicos de tratamento das águas residuais, manejo de resíduos sólidos possam

gerar benefícios substanciais em termos de melhoria da saúde pública, aumento de ganhos econômicos e redução de impactos ambientais (OCDE, 2011).

DÉFICIT DE INVESTIMENTOS EM SANEAMENTO

O JMP estimou que seriam necessários investimentos da ordem de US\$ 535 bilhões em serviços de água e de esgoto combinados (US\$ 332 bilhões para esgoto e US\$ 203 bilhões para água) para alcançar a cobertura universal desses serviços durante o período 2010-2015.

O objetivo nº 6 do Desenvolvimento Sustentável das Nações Unidas visa assegurar o acesso a água e esgoto para todos até 2030. O Banco Mundial, a UNICEF e a Organização Mundial da Saúde (OMS) calculam que, para atingir este objetivo da ONU de ampliação dos serviços básicos de água e esgoto da população mundial não atendida, exigiria US\$28,4 bilhões por ano em investimentos entre 2015 e 2030 (WB, 2016).

A Organização Mundial da Saúde (OMS) estima que cada US\$1,00 investido em saneamento há um retorno de US\$5,50 na redução dos custos em saúde, maior produtividade do trabalho e menos mortes prematuras (OMS, 2012). O Objetivo de Desenvolvimento do Milênio das Nações Unidas (ODM) apresentou um número ainda mais otimista, relatando uma relação benefício-custo de até 7 para 1 para países periféricos investindo em saneamento (OCDE, 2011).

Nos países periféricos, como o Brasil, os investimentos em saneamento têm maior relação benefício-custo em relação às intervenções do país periféricos. No entanto, mesmo em países centrais, a maioria dos investimentos em serviços de saneamento superam os custos. A exceção seria para decisões políticas que criam serviços públicos de saneamento insustáveis e economicamente ineficazes (OCDE, 2011).

A abordagem de demanda por investimentos em infraestrutura baseada no cumprimento dos direitos humanos das Nações Unidas visa responsabilizar os governos locais pela satisfação das necessidades humanas básicas, intensificando progressivamente as políticas públicas direcionadas aos grupos pobres e marginalizados (OMS, 2012).

Nesse sentido, principalmente nos países periféricos, reconhece-se a necessidade de alavancar o processo de universalização dos serviços de saneamento. Os serviços de saneamento são prestados através de infraestrutura construída pelo homem. O processo de universalização dos serviços de saneamento exige grandes investimentos, com retorno a longo prazo, onde as preocupações públicas e privadas são frequentemente contrastantes. No Brasil, há uma enorme insegurança jurídica.

Geralmente, há incapacidade orçamentária pública de fornecer fundos para

atender a universalização dos serviços públicos de saneamento. Por isso, é necessário assegurar: a sustentabilidade do serviço; a conciliação do interesse social; a adequação da qualidade do serviço prestado; a preservação do meio ambiente; a capacidade de pagamento dos usuários; e a atratividade do investidor privado.

O agravamento dos problemas orçamentários dos entes públicos brasileiros nas diferentes esferas do poder executivo (federal, estadual e municipal) ocasionou uma dificuldade de fontes de investimento para reduzir o déficit no acesso ao saneamento. Ressalta-se que essa lacuna no acesso e nos investimentos varia regionalmente, conforme apontado no Quadro 2.

Macrorregião	Participação no déficit de acesso, em %		Participação nos investimentos realizados, em %	
	Água	Esgotos	Água	Esgotos
Norte	28,5	13,4	5,0	3,0
Nordeste	31,5	32,9	22,0	13,7
Sudeste	33,0	28,4	51,8	58,0
Sul	4,8	16,5	12,5	16,7
Centro-Oeste	2,2	8,8	8,8	8,5
Brasil	100,0	100,0	100,0	100,0

Quadro 2 – Déficit de Acesso em Saneamento

Fonte: SNIS

A crise econômica brasileira afeta a capacidade de investimento estatal em saneamento. Além disso, nos serviços de saneamento atuais, pode-se esperar oscilações operacionais e desequilíbrios contratuais. Portanto, a melhor solução para a universalização dos serviços de saneamento no território brasileiro seria atrair os investidores privados através de concessões ou parcerias público-privadas (PPP).

Nesse sentido, a sustentabilidade (técnica, jurídica e econômica) desempenha papel fundamental em qualquer serviço público ou privado. Historicamente, o setor privado nunca teve interesse em investir em serviços de saneamento, devido aos altos riscos envolvidos e à incerteza jurídica. Um bom contrato deveria ser suficiente para garantir a sustentabilidade a qualidade do serviço prestado, a segurança jurídica e o equilíbrio econômico-financeiro. Porém, isto não ocorre devido a insegurança política e jurídica brasileira.

A estratégia tradicionalmente utilizada para viabilizar as concessões e as PPP de serviços públicos tem sido os subsídios governamentais e cruzados. Devido às restrições orçamentárias, os subsídios governamentais irão se tornar cada vez mais raros. O subsídio cruzado entre usuários ocorre, quando um grupo de usuários deve pagar mais do que recebem para que outros usuários possam pagar menos. Subsídios

cruzados são externalidades indesejáveis que criam distorções econômicas, gerando ineficiência de mercado. No entanto, os maiores problemas jurídicos e políticos ocorrem quando existe necessidade de subsídios cruzados entre municípios, como ocorre no setor de saneamento. Para que este modelo intermunicipal de subsídios funcione, faz-se necessário a presença de um poder coercitivo para evitar a saída dos municípios mais ricos do esquema, uma vez que estes suportam o maior ônus do sistema sem o correspondente benefício (Motta & Moreira, 2006).

DISCUSSÃO

O Plano Nacional de Saneamento Básico (Plansab, 2019) estima que seriam necessários R\$150 bilhões por ano até 2035 somente para universalizar o esgotamento sanitário urbano em todos os municípios brasileiros. No Brasil, os investimentos em coleta custam 2,7 vezes mais do que os previstos em tratamento. No entanto, a relação entre esses custos agrava ainda mais as desigualdades regionais, sendo maior na Região Norte (4,1x) e menor na Região Sudeste (1,3x).

Ressalta-se que a estratégia utilizada pelo Plansab é apurar os custos necessários à universalização para cada componente dos serviços públicos de saneamento. O foco da estimativa desses custos sempre foi na infraestrutura necessária para viabilizar a prestação dos serviços de saneamento.

As políticas públicas tentam disponibilizar recursos públicos não reembolsáveis para infraestrutura; não na operação de um serviço de qualidade. Prestar um serviço público de qualidade é muito mais complexo do que prover a infraestrutura necessária.

A afirmação de que saneamento inadequado estaria relacionado a falta de capacidade de pagamento dos usuários é corroborada pelos dados apresentados, onde as regiões mais carentes apresentaram índices de cobertura inferiores. Ressalta-se que, além desse aspecto, existe uma desigualdade na cobertura entre as áreas urbanas e rurais, que estaria associada a diferentes densidades populacionais.

Segundo o Plansab (2019), a universalização das quatro componentes dos serviços de saneamento (água, esgoto, lixo e drenagem) no Brasil pressupõe um montante total de investimentos necessários de R\$597,9 Bilhões em medidas estruturais e estruturantes de 2019 até 2033, significando uma média de investimentos de R\$40 Bilhões em cada ano, sendo que R\$332,4 bilhões (55,6% do total) seriam em investimentos de ações compostas por medidas estruturais.

Ressalta-se que nos últimos oito anos a média de recursos investidos em água e esgoto foi de R\$ 13,6 bilhões, enquanto deveria ter sido investido anualmente R\$ 21,6 bilhões para cumprir a meta de universalização do Plano Nacional de Saneamento Básico (Plansab) até 2033, ver figura 1. Nas outras componentes do saneamento esse déficit não foi diferente.



Figura 1 – Investimentos em Saneamento no Brasil

Neste ritmo, o país só cumpriria a meta de universalização com 20 anos de atraso. Mesmo assim, o Brasil precisaria ampliar em mais de 60% os investimentos em saneamento. Devido à crise econômica, essa ampliação de investimentos não deverá vir do setor público. Ressalta-se que dos investimentos em saneamento nos últimos anos apenas 20% originaram-se do setor privado.

Infraestrutura adequada é um fator crucial para prestação de serviços de saneamento. As políticas públicas brasileiras têm se concentrado em investimentos públicos não reembolsáveis em infraestrutura. No entanto, prestar um serviço público de saneamento é muito mais complexo.

Nesse sentido, a Lei 11.445/07 continua como uma tentativa frustrada. Passados mais de dez anos, ainda persistem várias preocupações para os três principais atores: o prestador, o usuário e o titular do serviço. Portanto, a universalização continuará como utopia enquanto persistirem a falta de clareza em relação: ao sistema de remuneração; ao modelo regulatório; aos direitos e deveres de cada ator; e ao compartilhamento de risco.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A universalização dos serviços de saneamento exige grandes investimentos em capital (Capex) e operacionais (Opex) para desenvolver infraestrutura adequada se tornando um enorme desafio global, principalmente nas comunidades de baixa renda.

Historicamente, persiste a imagem de que o problema da inadequação do sistema de saneamento brasileiro estaria atrelado a falta de uma infraestrutura adequada, ou seja, uma falta de Estações de Tratamento de Água; de Estações de Tratamento de Esgoto; Redes de Drenagem; e de Aterros Sanitários; o que é um enorme equívoco.

A maioria das políticas públicas que lidam com o desenvolvimento de

infraestrutura se concentrou na aplicação de investimentos não reembolsáveis, que devido a crescentes problemas orçamentários são cada vez mais difíceis de serem obtidos. Mesmo que uma infraestrutura seja muito importante, prover um serviço público adequado é muito mais complexo do que apenas oferecer a estrutura física necessária. O serviço deve ser sustentável (técnico, econômico e jurídico).

No entanto, a crise econômica afetou a capacidade dos investimentos públicos em infraestrutura. Nesse sentido, houve uma redução no orçamento público para a distribuição de fundos públicos para atender às metas de universalização. Houve necessidade de se criar alternativas de financiamento para iniciativas de universalização dos serviços de saneamento, sobretudo nos países periféricos. Essas ações deveriam incorporar políticas de estímulo aos investidores privados. Nesse sentido, é necessário garantir a sustentabilidade do serviço público, conciliando os diferentes pontos de vista de cada ator, ajustando a qualidade do serviço à capacidade de pagamento do usuário.

Em áreas mais pobres, a situação é crítica e a viabilidade do serviço público é ainda menor porque os custos são potencialmente maiores devido a dificuldades operacionais e a geração de receita é mais arriscada devido à baixa capacidade de pagamento do usuário. A estratégia do subsídio cruzado intermunicipal está com os dias contados, não encontrando respaldo legal. Deve-se tentar aumentar a base de contribuição e buscar novas formas de subsídios estatais.

O Banco de Desenvolvimento da América Latina estima que o Brasil precisa investir algo em torno de 0,3% do Produto Interno Bruto (PIB) por ano, para universalizar o acesso à água potável e a coleta de esgoto em 20 anos.

No entanto, a falta de sustentabilidade dos serviços aliada a escassez orçamentária estatal indica que por mais que o Poder Público se esforce para alocar recursos em saneamento, nunca será suficiente. Há necessidade de atrair o investidor privado. Para isso, deve-se desenvolver um modelo de regulação eficiente capaz de garantir a sustentabilidade (técnica, jurídica e econômica), a qualidade adequada do serviço prestado, a segurança jurídica e o equilíbrio econômico-financeiro dos contratos.

Porém, a inadequação dos instrumentos legais, a insegurança jurídica e a situação econômica brasileira impossibilitam uma visão mais otimista sobre uma possível alavancagem dos investimentos privados nos serviços públicos de saneamento, especialmente nos locais mais carentes, onde o déficit de acesso é mais crítico. Conseqüentemente, a universalização dos serviços públicos de saneamento no Brasil continuará como uma utopia.

AGRADECIMENTOS

O autor agradece ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Fundação para o Desenvolvimento Científico e Tecnológico em Saúde (Fiotec) pelo suporte e apoio à pesquisa.

REFERÊNCIAS

ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil. 2019.

ANA. Agência Nacional de Águas. Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. 2017.

CNI. Confederação Nacional da Indústria. Saneamento Básico: Uma Agenda Regulatória e Institucional. Brasília. 2018.

Firjan – Federação das Indústrias do Estado do Rio de Janeiro Índice Firjan de Gestão Fiscal 2019: Um Raio-X na Gestão Pública dos Municípios Brasileiros. 2019.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: <<https://ibge.gov.br/>>. Acesso em: Set. 2019.

MOTTA RS, MOREIRA, A. Efficiency and regulation in the sanitation sector in Brazil. Utilities Policy 14 (2006) 185-195.

OECD - Organisation for Economic Co-operation and Development. *Benefits of Investing in Water and Sanitation: An OECD Perspective*, OECD Publishing. 2011.

OMS - World Health Organization. Global costs and benefits of drinking-water supply and sanitation interventions to reach the MDG target and universal coverage. WHO/HSE/WSH/12.01. WHO Press, World Health Organization, Geneva, Switzerland. 2012.

OMS - World Health Organization. Sanitation safety planning: manual for safe use and disposal of wastewater, greywater and excreta. World Health Organization. Reprinted with changes. 2016.

OMS & UNICEF - World Health Organization and the United Nations Children's Fund. Progress on drinking water, sanitation and hygiene: 2017 update and SDG baselines. 2017.

PLANSAB. Plano Nacional de Saneamento Básico. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Ministério das Cidades. Brasília. 2019.

SNIS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos 2017. SNSA/MCIDADES, 2019.

WB – World Bank. Strategic Environmental Assessment for Policies - An Instrument for Good Governance. International Bank for Reconstruction and Development/The World Bank. World Bank Press. 2008.

WWDR - UN World Water Development Report. Water for People, Water for Life - 2003.

ANÁLISE DE UMA ESTAÇÃO ELEVATÓRIA DE ÁGUA BRUTA MIGRAR AO MERCADO LIVRE DE ENERGIA

Data de aceite: 06/01/2020

Leonardo Nascimento de Oliveira

Engenheiro Eletricista pela Universidade Federal do Vale do São Francisco (UNIVASF).

Especialista em Energia Solar e Eólica pela POLI/UPE. Engenheiro Eletricista da Companhia Pernambucana de Saneamento (COMPESA)

Recife - PE

Luis Henrique Pereira da Silva

Engenheiro Eletricista pela Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). Mestre em Tecnologia da

Energia pela Escola Politécnica de Pernambuco (POLI/UPE). Coordenador de Eficiência Energética da COMPESA.

Recife - PE

Milton Tavares de Melo Neto

Engenheiro Eletricista pela UFPE. Mestre e Doutor em Engenharia Elétrica também UFPE.

Especialista em Eficiência Energética da COMPESA.

Recife - PE

RESUMO: Os gastos com energia elétrica representam em torno de 12% a 15% dos custos totais das companhias de água e saneamento. Isso representa entre 2% e 3% do consumo total de energia elétrica do país. A partir de 2004, foi instituído o mercado livre de energia no Brasil, permitindo a essas companhias a opção de escolha: permanecer no mercado cativo

ou migrar para o novo mercado. Logo, faz-se necessário que as companhias de saneamento façam uma análise de custos e dos riscos envolvidos para balizar uma eventual migração entre os mercados, com o objetivo de reduzir seus custos operacionais.

O presente trabalho realiza uma análise da viabilidade econômica e sustentável para o sistema Piparama passar a ser atendido pelo mercado livre de energia. De posse do histórico do consumo e custo com energia elétrica da referida unidade e conhecendo-se as tarifas de energia aplicadas pela concessionária local, é possível verificar o valor pago nas faturas de energia e comparar com o custo estimado com a unidade no mercado livre, os riscos de exposição ao mercado *spot*, a estimativa dos encargos setoriais e as despesas com a gestão de energia que pode ser feito por representação. Antes, porém, será realizado o desmembramento da conta de energia em duas componentes: componente de uso do sistema de distribuição e de energia propriamente dito. Essa última componente é a que será usada na comparação com o resultado obtido no mercado livre. Uma vez que a outra componente está presente em ambos os mercados.

PALAVRAS-CHAVE: mercado livre de energia, eficiência energética, redução de custos.

ANALYSIS OF A RAW WATER ELEVATORY STATION MIGRATE TO THE ENERGY FREE MARKET

ABSTRACT: Electricity costs represent around 12% to 15% of the total expenses of water and sanitation companies. This represents between 2% and 3% of the country's total electricity consumption. From 2004, the energy free market was established in Brazil, allowing these companies the choice: to remain in the captive market or to migrate to the new market. Therefore, sanitation companies need to analyze the costs and risks involved to perform a possible migration between markets in order to reduce their operating costs.

This article analyzes the economic and sustainable viability of the *Piparama* system to be met by the energy free market. Having the history of consumption and cost of electricity of this unit and knowing the energy rates applied by the local utility, it is possible to verify the amount paid in the energy bills and compare with the estimated cost with the unit in energy free market, exposure risks in the spot market, estimated sector charges and power management expenses that may be done by the representative. First, however, the energy bill will be divided into two components: the distribution system usage component and the appropriate energy here. This last component will be used in comparison with the results obtained in the free market. Because the other component be present in both markets.

KEYWORDS: market free, energy efficiency, cost savings

1 | INTRODUÇÃO

Os sistemas de abastecimento e de esgotamento sanitário, são responsáveis por, aproximadamente, 3% da energia consumida no mundo. No Brasil, a situação não é diferente e, de acordo com dados de 2008 do Programa Nacional de Conservação de Energia para o Setor de Saneamento – PROCEL SANEAR, entre 2 e 3% do consumo total de energia elétrica no nosso país, o equivalente a cerca de 10 bilhões de kWh/ano, são consumidos por prestadoras de serviços de água e esgotamento sanitário. Este consumo refere-se aos diversos usos nos processos de abastecimento de água e de esgotamento (GOMES, 2010).

Segundo Tsutiya (2005), cerca de 90% dos gastos com energia elétrica das concessionárias de água devem-se às elevatórias dos sistemas de abastecimento público. A eficiência energética em sistemas de abastecimento de água mostra-se como uma grande oportunidade para redução de custos operacionais nas empresas do setor de saneamento.

A COMPESA (Companhia Pernambucana de Saneamento) mantém esse cenário das empresas de saneamento e faz uma gestão de energia visando uma maior eficiência nas suas unidades operacionais. A companhia possui em torno de 1700 conta contratos vinculados ao seu CNPJ e com um faturamento de energia

mensal superior a R\$ 16 milhões, mesmo com os descontos de 15% estabelecidos pela ANEEL (Agência Nacional de Energia Elétrica) para o setor de saneamento e a isenção de ICMS nas operações de energia elétrica imposta pelo Governo de Pernambuco desde novembro de 2012, conforme Decreto 38788/2012. O consumo de energia mensal é em torno de 45 GWh e as 40 unidades com o maior consumo de energia elétrica correspondem a um percentual aproximado de 48% do total de seus custos, demonstrando como é de vital importância a gestão adequada do insumo energia elétrica. Cerca de 95% desse consumo refere-se a unidades operacionais (estações de bombeamento e de tratamento) sendo, na sua maioria, referentes às estações elevatórias de captação de água, em virtude da morfologia dos sistemas (NETO, 2018). O sistema de maior consumo da companhia é justamente o objeto deste trabalho, o sistema Pirapama.

Esse sistema entrou em funcionamento a partir do segundo semestre de 2010. Considerada uma das maiores obras hídricas do país, o sistema Pirapama aumentou em cerca de 50% a oferta de água nos municípios pertencentes à região metropolitana de Recife, livrando-os de um racionamento que perdurou por mais de 20 anos. É composto por uma barragem de concreto, uma Estação Elevatória de Água Bruta – EEAB, cerca de 4 km de adutora de água bruta, uma Estação de Tratamento de Água – ETA e aproximadamente 20 km de adutora de água tratada. No final do processo, tem-se mais de 5.000 l/s de água tratada para a população (SILVA, 2015). O sistema é composto por 5 motores com potência de 1.600 cv, em que 4 operam de maneira intermitente e 1 fica de reserva, são alimentados por uma subestação elétrica abaixadora de 69kV para 4,16kV. Em situações especiais pode ter a necessidade de acionar a reserva e a unidade operar com 5 motores. O consumo médio no período de 2014 a 2018 foi em torno de 3.067MWh. Quando houve a necessidade de acionar mais um motor o contrato de demanda foi reajustado, com isso não ocorreu penalização de multa por ultrapassagem de demanda.

A figura 01 mostra a curva de carga do sistema no dia que houve aumento de carga. A princípio os 4 motores estavam acionados em que foi registrada a demanda de 4500kW, após a partida do quinto motor passou a registrar uma demanda de 5400kW. No ano de 2018 o fator de carga médio teve o valor de 0,90 para ponta e 0,88 fora ponta, o fator de carga próximo a 1 indica que o sistema está sendo utilizado de forma racional.

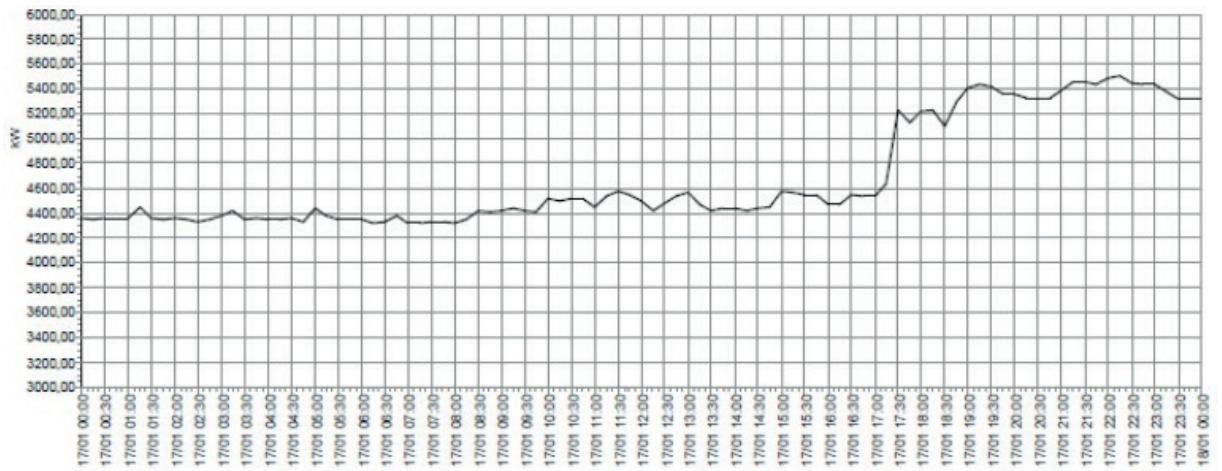


Figura 01: Curva de carga diária

Atualmente, o sistema analisado é um consumidor cativo em que são permitidos apenas comprar energia da distribuidora detentora da concessão ou permissão na área onde se localizam as instalações. A COMPESA tem os contratos de uso da distribuição (CUSD) e o de compra de energia regulada (CCER) junto à CELPE. As tarifas são reajustadas anualmente, no mês de abril, e são cobrados os impostos de PIS e COFINS, além disso, a ANEEL divulga no final de cada mês a situação da bandeira tarifária do mês seguinte.

No Ambiente Contratação Livre (ACL) preços, prazos de concessão e montantes de energia podem ser livremente negociados entre os agentes envolvidos (agentes geradores, comercializadores e os consumidores ditos “livres”), sendo os contratos e transações obrigados a serem registrados na Câmara de Comercialização de Energia Elétrica (CCEE) (RIZKALLA, 2018). O papel dos comercializadores de energia é fundamental no ambiente, eles são os responsáveis por intermediar as negociações de compra e venda de energia entre os geradores e os consumidores livres. A compra da energia por parte da comercializadora se dá por contratos bilaterais de curto, médio ou longo prazo ou no mercado *spot*. (CLÍMACO, 2010).

Para se tornar um cliente no mercado livre é necessário seguir os requisitos básicos. A demanda contratada de, entre 500kW e 3MW para se tornar consumidor especial e a partir de 3 MW para se tornar livre (ABRACEEL, 2016). O consumidor especial pode contratar energia proveniente apenas de usinas eólicas, solares, a biomassa, pequenas centrais hidrelétricas (PCHs) ou hidráulica de empreendimentos com potência inferior ou igual a 50.000 kW, as chamadas fontes especiais (ou incentivadas) de energia, enquanto os consumidores livres podem contratar energia proveniente de qualquer fonte de geração. Para os consumidores especiais tem o incentivo de redução, não inferior a 50%, nas tarifas de uso do sistema de transmissão e distribuição.

2 | MATERIAIS E MÉTODOS

A tarifa de energia ambiente contratação regulada (ACR), de forma simplificada, é dividida em duas parcelas: a Tarifa de Energia (TE) e a Tarifa de Utilização de Serviços de Distribuição (TUSD). A primeira parcela, a qual há o interesse de valorar, é composta pelos custos de aquisição da energia e pelos percentuais de perdas na rede básica do SIN. Já a segunda parcela, como o próprio nome diz, cobre os custos operacionais e de investimento da distribuidora local, e é paga por qualquer consumidor, seja este cativo ou livre, ou seja, é a parcela em comum aos dois ambientes. (RIZKALLA, 2018).

NOTA FISCAL FATURA CONTA DE ENERGIA ELÉTRICA			
DADOS DO CLIENTE COMPANHIA PERNAMBUCANA DE SANEAMENTO EEAB BARRAGEM PIRAPAMA CNPJ: Inscrição Estadual: ENDEREÇO RUA BARRAGEM PIRAPAMA 1 s/n -PR EEAB Barragem de Pirapama ENGENHO NOVO/CABO 54500-001 CABO DE SANTO AGOSTINHO PE	DATA DE VENCIMENTO 10/12/2018 TOTAL A PAGAR (R\$) 1.018.001,43	DATA DA EMISSÃO DA NOTA FISCAL 30/10/2018 DATA DA APRESENTAÇÃO 05/11/2018 NÚMERO DA NOTA FISCAL 037569768	CONTA CONTRATO Nº DO CLIENTE Nº DA INSTALAÇÃO
	CLASSIFICAÇÃO A3 Horo-sazonal Azul SERVIÇO PÚBLICO - AGUA, ESGOTO E SANEAMENTO RESERVADO AO FISCO 3C17.E94A.7E1C.7CCF.B036.08C3.03E3.15D8		
DESCRIÇÃO DA NOTA FISCAL E INFORMAÇÕES IMPORTANTES			
DESCRIÇÃO	QUANTIDADE	PREÇO(R\$)	VALOR(R\$)
Demanda Ativa Na Ponta(kW)	4.600,0000000	11,77370823	54.159,05
Demanda Ativa Fora de Ponta(kW)	4.622,4000000	6,75555094	31.226,85
Demanda Reativa Exc. Na Ponta(kVAR)	0,0000000	7,94770699	0,00
Demanda Reativa Exc. Fora de Ponta(kVAR)	0,0000000	7,94770699	0,00
BANDEIRA VERMELHA			
Consumo Ativo Na Ponta(kWh)	257.641,2000000	0,41456992	106.810,29
Consumo Ativo Fora Ponta(kWh)	2.916.360,0000000	0,28316300	825.805,24
Consumo Reativo Exc. Na Ponta(kVARh)	0,0000000	0,25548869	0,00
Consumo Reativo Exc. Fora Ponta(kVARh)	0,0000000	0,25548869	0,00

Figura 2: Imagem da fatura no ciclo 10/2018

A figura 02 retrata a cobrança da CELPE no mês de outubro/2018, período de leitura 21/09/2018 a 23/10/2018. Os custos provenientes da demanda ativa na ponta e fora ponta são referentes a TUSD, enquanto que os custos do consumo ativo na ponta e fora ponta são destinados a TE.

Como o nível de tensão da subestação que alimenta a unidade é 69kV, pela legislação da ANEEL, compulsoriamente, a modalidade contratada é a horária-azul (THA A3) o que consiste em duas tarifas de demanda contratadas horo sazonal, referente à infraestrutura de distribuição, e duas tarifas de consumo, concernente a energia. Portanto, o custo com energia elétrica é dividido em quatro parcelas sem considerar as multas técnicas que podem ocorrer (multas por ultrapassagem de demanda e por baixo fator de potência).

A partir do momento que as empresas migram para o mercado de energia, os custos relacionados com a disponibilidade de energia, que são os custos de demanda de energia, permanecem iguais, pois a concessionária continua responsável pela entrega de energia. Assim como as multas técnicas que podem ocorrer no ciclo. Portanto, a análise será feita baseado nos custos referentes ao consumo de energia

elétrica.

Como a unidade tem a demanda contratada de 4600kW, tem a possibilidade de migrar para o mercado livre. No ACL para realizar o contrato de compra e venda de energia são necessárias informações para iniciar as tratativas: valor da energia (R\$/MWh), duração do contrato, quantidade de energia a ser comercializada em MWh, potência associada (MWmédio) disponível em um ponto de entrega representativo, geralmente no centro de gravidade do submercado e condição de flexibilidade, sazonalidade e modulação. O valor da energia na negociação com uma comercializadora depende justamente da característica da carga, o tempo de contrato e da flexibilidade exigida do consumidor, além disso as tarifas de energia são reajustadas anualmente pelo índice da inflação (IGPM ou IPCA).

O consumidor livre deverá informar o seu consumo e será responsável pela contratação total da energia, a compra dessa energia é feita por estimativa, por isso, é comum o montante de energia adquirido ser diferente da energia consumida. No caso de não atingir ou ultrapassar a quantidade de energia contratada, é necessário que seja vendida ou comprada essa diferença. Para essa comercialização, há uma tarifa diferenciada chamada Preço de Liquidação das Diferenças (PLD). (RIZKALLA, 2018). No caso de a energia contratada ser inferior ao consumo registrado, o consumidor ficará sujeito a penalidades e irá adquirir o restante da energia no mercado de curto prazo, ficando exposto ao preço do PLD. Por isso, é muito importante o controle no consumo, e tem a necessidade de respeitar o contrato e a sua flexibilidade para não aumentar o custo com energia.

Para ser possível realizar o comparativo entre a energia consumida e contratada é necessário a adequação do sistema de medição para faturamento (SMF). Os custos da implantação da medição e aquisição dos equipamentos é integralmente do consumidor. Porém, o responsável pelo registro da medição na CCEE é o agente de medição que, no caso dos consumidores livres, fica a cargo da concessionária local (CLÍMACO, 2010). A medição física consiste no processo de coleta e tratamento dos dados de energia dos medidores, em que calcula a diferença entre as energias. Para cada período de comercialização, o sistema apura as diferenças entre a energia verificada e a energia contratada e valora essas diferenças ao PLD no mercado de curto prazo ou *spot* (RIBEIRO, 2015). A coleta de dados nos pontos de medição ocorre a cada 5 minutos em kWh e repassa os dados para o Sistema de Coleta de Dados de Energia (SCDE) que verifica as informações e os integraliza para cada hora. As perdas técnicas, decorrentes do efeito Joule na rede básica, existentes na transmissão entre os pontos de consumo e os pontos de geração são rateadas pelos agentes consumidores e geradores. A tal processo denomina-se ajuste ao centro de gravidade do submercado. O centro de gravidade é um ponto virtual para cada submercado, onde os valores de geração e consumo daquele submercado são

iguais (CLÍMACO, 2010). As considerações pelas perdas técnicas são fundamentais no momento da contratação para não haver um equívoco e contratar um valor menor. Com as informações entre o consumo contratado e o registrado ocorrem os processos de contabilização e liquidação financeira. A contabilização é responsável pela liquidação no mercado *spot*, enquanto a liquidação financeira é responsável pelas garantias financeiras. Na contabilização tem-se custo adicional às transações, pago pelos consumidores. Trata-se dos Encargos de Serviços do Sistema – ESS, correspondente aos serviços realizados pelos agentes de geração para preservar a estabilidade e a segurança do Sistema Interligado Nacional (CLÍMACO, 2010).

3 | RESULTADOS OBTIDOS

Para a obtenção dos resultados, foi necessária a realização de simulações em planilhas, do conhecimento das regras do mercado livre de energia e da estrutura tarifária existente pela concessionária local para comparar com os dois custos. A partir dos custos do ano de 2018 foi dividido o custo mensal da unidade representado pela TE e pela TUSD. Como a TUSD é comum nos dois ambientes, foi analisado os custos na TE e calculado o valor médio da tarifa (R\$/MWh) no ACR no ano de 2018, para encontrar um valor limite da tarifa no ACL. Além disso, a partir do histórico de consumo no período de 2014 a 2018 calculou qual seria o montante de energia a ser contratada no ACL em cada mês a partir da média do consumo e com uma flexibilidade de 10% e como seria o custo final no ano de 2018.

A tabela 01 demonstra os valores de consumo (MWh) em cada ciclo, a parcela que foi paga referente ao TUSD (R\$), o montante pago em função ao TE (R\$), o custo total (R\$) e a relação entre o TE e o consumo (R\$/MWh). O preço médio mensal pago pelo consumo faturado no período estudado foi de 263,34 R\$/MWh.

Ciclo	Consumo (MWh)	TUSD (R\$)	TE (R\$)	Custo Total(R\$)	TE/MWh (R\$/MWh)
Janeiro	3.060,05	65.441,39	711.009,00	776.450,39	232,35
Fevereiro	3.133,55	72.236,09	698.487,96	770.724,05	222,91
Março	2.933,61	71.068,30	664.873,81	735.942,11	226,64
Abril	3.500,16	73.340,14	775.634,04	848.974,18	221,60
Maio	3.039,82	85.544,72	776.524,41	862.069,13	255,45
Junho	3.006,37	86.127,62	856.893,76	943.021,38	285,03
Julho	3.095,25	86.710,10	927.759,34	1.014.469,44	299,74
Agosto	2.674,64	89.273,16	823.816,65	913.089,81	308,01
Setembro	2.872,68	87.133,11	865.489,99	952.623,10	301,28
Outubro	3.174,00	85.385,90	932.615,53	1.018.001,43	293,83
Novembro	2.977,75	85.732,71	791.781,61	877.514,32	265,90
Dezembro	3.342,83	90.773,09	826.841,24	917.614,33	247,35
Média	3.067,56	81.563,86	804.310,61	885.874,47	263,34

Figura 3: Consumo e custo mensal do ano de 2018

A tabela 02 demonstra os dados de consumo da unidade entre os anos de 2014 a 2018. Com posse desses dados simula como seria a contratação pelo ACL por sazonalidade, cada valor sendo contratado por mês, e com flexibilidade de 10%. O valor a ser contratado seria a média do consumo em cada ciclo.

Ciclo	2014 (MWh)	2015 (MWh)	2016 (MWh)	2017 (MWh)	2018 (MWh)	MWh Contratado	Flexibilidade Mínima (MWh)	Flexibilidade Máxima (MWh)
Janeiro	3.140,20	3.068,34	2.948,95	3.212,16	3.060,05	3.085,94	2.777,35	3.394,53
Fevereiro	2.652,64	3.015,99	2.934,45	3.446,29	3.133,55	3.036,58	2.732,93	3.340,24
Março	2.895,80	3.013,85	2.641,16	3.489,51	2.933,61	2.994,79	2.695,31	3.294,26
Abril	2.873,61	2.962,67	2.526,25	2.956,15	3.500,16	2.963,77	2.667,39	3.260,15
Maio	3.096,32	2.842,14	2.820,50	3.124,13	3.039,82	2.984,58	2.686,12	3.283,04
Junho	2.900,25	2.679,73	2.446,47	2.365,23	3.006,37	2.679,61	2.411,65	2.947,57
Julho	2.918,18	2.452,51	2.539,48	3.193,61	3.095,25	2.839,81	2.555,83	3.123,79
Agosto	2.871,78	2.547,16	2.830,33	3.123,46	2.674,64	2.809,48	2.528,53	3.090,42
Setembro	3.109,24	2.409,97	2.554,86	2.913,17	2.872,68	2.771,98	2.494,79	3.049,18
Outubro	2.801,57	2.885,28	2.819,93	3.076,33	3.174,00	2.951,42	2.656,28	3.246,56
Novembro	2.913,71	2.576,52	2.537,59	2.871,16	2.977,75	2.775,35	2.497,81	3.052,88
Dezembro	2.597,89	2.475,24	2.698,69	2.952,96	3.342,83	2.813,52	2.532,17	3.094,87

Figura 4: Histórico de consumo de 2014 a 2018 com a média por mês e flexibilidade de 10%.

Analisando a tabela, verifica que os meses 02/2014, 07/2015, 09/2015, 12/2015, 03/2016, 04/2016, 07/2016 e 06/2017 ficaram na exposição negativa (marcados em amarelo). Enquanto os meses 09/2014, 02/2017, 03/2017, 07/2017, 08/2017, 04/2018, 06/2018, 12/2018 (marcados em verde) ficaram na exposição positiva. Com isso, nesses meses seria passível de penalidades pelo CCEE e nos meses de exposição positiva seria necessário adquirir o excedente pelo PLD.

A partir dos dados de 2018, faz a simulação de quanto seria pago em energia, caso a unidade já estivesse no mercado livre de energia. Nesse caso calculou uma TE de 150 R\$/MWh e com o PLD máximo de 505,18 R\$/MWh nos ciclos 04/2018, 06/2018, 12/2018 em que houve exposição negativa. A tabela 03 mostra essa análise demonstrando os valores da TE que foi pago no ACR com a simulação no ACL, assim como os custos representado pela TE em cada ambiente.

Ciclo	2018 (MWh)	MWh Contratado	ACL (R\$)	ACR (R\$)	TE ACL (R\$/MWh)	TE ACR (R\$/MWh)
Janeiro	3.060,05	3.085,94	462.891,13	711.009,00	151,27	232,35
Fevereiro	3.133,55	3.036,58	470.032,74	698.487,96	150,00	222,91
Março	2.933,61	2.994,79	449.217,90	664.873,81	153,13	226,64
Abril	3.500,16	2.963,77	715.539,66	775.634,04	204,43	221,60
Maio	3.039,82	2.984,58	455.972,76	776.524,41	150,00	255,45
Junho	3.006,37	2.679,61	567.012,59	856.893,76	188,60	285,03
Julho	3.095,25	2.839,81	464.287,14	927.759,34	150,00	299,74
Agosto	2.674,64	2.809,48	421.421,40	823.816,65	157,56	308,01
Setembro	2.872,68	2.771,98	430.902,72	865.489,99	150,00	301,28
Outubro	3.174,00	2.951,42	476.100,18	932.615,53	150,00	293,83
Novembro	2.977,75	2.775,35	446.662,62	791.781,61	150,00	265,90
Dezembro	3.342,83	2.813,52	689.422,87	826.841,24	206,24	247,35

Figura 5: Simulação no ACL com os valores de consumo e custo de 2018

4 | ANÁLISE DOS RESULTADOS

Pelos dados de 2018, foi demonstrado que preço médio mensal pago pelo consumo faturado para a concessionária foi de 263,34 R\$/MWh. O que significa que para migrar ao mercado livre de energia é vantajoso desde se obtenha uma tarifa menor que esse valor, lembrando que ainda tem os custos de adequação ao SMF obrigatório, de adesão ao CCEE e dos encargos. Esse valor é importante para comparar com os valores oferecidos pelas comercializadoras

5 | CONCLUSÕES/RECOMENDAÇÕES

Fica evidente que a redução nos custos com energia elétrica pode ajudar as empresas de saneamento, que podem ter sistemas mais eficientes. Até nos meses em que houve exposição ao PLD, o valor da TE foi menor no ACL, a partir da tarifa de 150 R\$/MWh. No entanto, a inserção da unidade no mercado livre requer um cuidado maior por parte dos gestores de energia da companhia que precisa estar bem alinhado com o setor de operação. As regras precisam ser respeitadas e em nenhuma hipótese pode haver aumento de carga fora do previsto, visto que iria

expor ao PLD, que é flutuante e acarretaria num aumento do custo indesejável e que seria atuado pelos órgãos de controle.

A simulação foi realizada baseado no histórico, porém no mercado livre de energia é necessário que a contratação seja realizada antes do consumo. No momento da contratação todos os cenários precisam ser avaliados, inclusive uma flexibilidade maior, nesse caso 10%, aumentando essa flexibilidade para 19% não deixaria a unidade exposta ao PLD. Além disso, requer um cuidado maior com o controle do consumo necessitando de aumento na equipe da companhia para controlar os contratos junto à CCEE. Outro fato a ser destacado é que no momento em que a unidade não ser mais um consumidor cativo não terá o apoio da concessionária para possível reparo ou manutenção na sua subestação em 69kV. O estudo que foi realizado para a unidade em questão é algo que pode ser facilmente replicado em outras unidades com as características que atendam ao mercado livre

REFERÊNCIAS

ABRACEEL. Cartilha - **Mercado Livre de Energia Elétrica: Um guia básico para consumidores potencialmente livres e especiais**. Disponível em http://www.abraceel.com.br/archives/files/Abraceel_Cartilha_MercadoLivre_V9.pdf. Relatório técnico. 2016.

CLÍMACO, F. G. **Gestão de consumidores livres de energia elétrica**. São Paulo – SP. USP, 2010

DECRETO Nº 38788/2012. **Introduz alterações na Consolidação da Legislação Tributária do Estado, relativamente a benefício fiscal concedido por Convênio ICMS**. DOE – PE em 1 novembro de 2012

GOMES, H. P. **Sistemas de Saneamento - Eficiência Energética**. João Pessoa-PB. Editora Universitária, 2010. 1. Ed. 366 p.

NETO, A. J. S. **Consultoria de Apoio Técnico à Companhia Pernambucana de Saneamento – COMPESA para Elaboração de um Programa de Investimentos e Intervenções**. Brasília, dezembro de 2018

RIBEIRO, L.H.M, **Risco de mercado na comercialização de energia elétrica: uma análise estruturada com foco no ambiente de contratação livre – ACL**. São Paulo, 2015. USP

RIZKALLA, F. F. **Migração para o mercado livre de energia: estudo de caso do centro de tecnologia da universidade federal do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro – RJ. UFRJ. 2018.

SILVA, L. H. P. **Eficiência Energética no Saneamento Ambiental – Um Caso de Sucesso no Nordeste do Brasil**. Recife-PE. 2015

TSUTIYA, M. T. **Redução do custo de energia elétrica em sistemas de abastecimento de água**. São Paulo: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005. 1ª edição. 376 p.

APLICABILIDADE DOS INDICADORES DO DIAGNÓSTICO NO PLANO DE SANEAMENTO BÁSICO DE BELÉM

Data de aceite: 06/01/2020

Arthur Julio Arrais Barros

Companhia de Saneamento do Pará
Belém – Pará

Marise Teles Condurú

Universidade Federal do Pará
Belém – Pará

José Almir Rodrigues Pereira

Universidade Federal do Pará
Belém – Pará

RESUMO: Analisam-se os indicadores da etapa de diagnóstico do Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB), observando a aplicabilidade para o conhecimento da situação no município de Belém. A pesquisa foi bibliográfica e documental, com abordagem qualitativa e estudo de caso, mediante o levantamento e a análise quantitativa e qualitativa dos indicadores utilizados na elaboração da etapa de diagnóstico do PMSB do município de Belém. Verificou-se que, dos 18 indicadores gerais do PMSB de Belém, 15 não apresentam relação com saneamento básico, bem como não consta nenhum indicador do grupo ambiental e apenas três dos 16 indicadores específicos são aplicáveis à etapa de diagnóstico. Por fim, sugerem-se 20 indicadores para possibilitar o conhecimento

da situação no setor de saneamento básico no contexto de elaboração da etapa de diagnóstico dos PMSB.

PALAVRAS-CHAVE: Saneamento básico. Indicadores. Diagnóstico. Aplicabilidade.

ABSTRACT: Analyze the Municipal Plan of Basic Sanitation (PMSB) indicators of the diagnosis stage, observing the applicability for the understanding of the situation in the city of Belém. The research was bibliographical and documentary, with quantitative and qualitative approach and case study, being carried out the survey and the analysis of the indicators used in the elaboration of PMSB diagnosis stage in the city of Belém. It was verified that 15 of the 18 general indicators of the PMSB of Belém are not related with basic sanitary, that there is no indicator of the environmental group and that only three of the 16 specific indicators are applicable to the diagnostic stage. In conclusion, 20 indicators were suggested to enable the understanding of the situation of the basic sanitation sector in the context of draw up of the diagnostic stage of the PMSB.

KEYWORDS: Information. Indicators. Diagnosis. Investments.

1 | INTRODUÇÃO

De acordo com Grostein (2001), a dinâmica de crescimento das cidades sem o devido planejamento é caracterizada pela significativa ausência de ações do poder público, resultando em ocupação desordenada de áreas afastadas do centro e em deficiências nos setores de transporte público, habitação e infraestrutura urbana.

No caso do setor de saneamento básico, a falta de instalações e serviços resulta em consumo de água de baixa qualidade, despejo de esgotos a céu aberto, destinação inadequada de resíduos sólidos e alagamentos de vias urbanas. Essa situação insalubre acarreta problemas ao meio ambiente e à saúde pública da população.

Guimarães, Carvalho e Silva (2007) reiteram que o saneamento é promotor da saúde pública preventiva, pois reduz as chances de contágio por várias doenças. Logo, em um local mais saneado, maiores são as possibilidades de vida mais saudável.

Na tentativa de aumentar a eficiência na prestação dos serviços e de universalizar o atendimento da população, foi publicada a Lei Federal 11.445/2007 que estabelece a Política e as diretrizes nacionais para o saneamento básico, compreendendo-o como um conjunto de serviços, de infraestruturas e de instalações operacionais essenciais para a qualidade de vida e o desenvolvimento humano (BRASIL, 2007).

Essa Lei obriga o titular a elaborar o Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB). Este, por sua vez, conforme Lisboa, Heller e Silveira (2013), torna-se instrumento indispensável para o conhecimento da situação, ao planejamento das ações e à aplicação dos recursos públicos nos setores de abastecimento de água potável, de esgotamento sanitário, de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos e de drenagem e manejo de águas pluviais urbanas.

No que tange à elaboração do PMSB, é necessário observar as diretrizes estabelecidas no Decreto 7.217/2010, que destaca a primeira atividade como o diagnóstico da situação e dos seus impactos nas condições de vida, com base em indicadores sanitários, epidemiológicos, ambientais e socioeconômicos.

Em suma, realizar o diagnóstico é “buscar conhecer a realidade, é empreender uma aproximação daquilo que se quer entender, mediante o emprego de métodos, técnicas e instrumentos” (BRASIL. Ministério das Cidades, 2016:4). Portanto, o diagnóstico de uma localidade pretende compreender, espacial e temporalmente, como o lugar é em função de determinados aspectos ou variáveis, além de abordar as causas das deficiências encontradas.

O diagnóstico como etapa do PMSB é fundamental para o planejamento estratégico, e, nas revisões periódicas desse Plano, devem ser avaliados os

indicadores levantados na etapa de diagnóstico, pois a melhoria destes demonstra a efetividade das ações estruturais e estruturantes de saneamento básico.

Pelo exposto, o objetivo deste trabalho é analisar se os indicadores utilizados no PMSB de Belém são compatíveis com os previstos no Decreto 7.217/2010, sendo estes adequados para o diagnóstico da situação a ser adotado no planejamento das intervenções no setor, bem como propor um conjunto básico de indicadores para a elaboração da etapa de diagnóstico de um Plano Municipal de Saneamento Básico.

2 | METODOLOGIA

A pesquisa é um estudo de caso, tendo como objeto o PMSB do município de Belém. Segundo Gil (2016), esse tipo de estudo se detém a determinado objeto de forma profunda e exaustiva, com abordagem qualitativa em que a análise dos dados depende da capacidade e estilo do pesquisador.

A coleta de dados foi bibliográfica e documental, com informações obtidas em documentos do Estado do Pará e do município de Belém, em leis e publicações do governo federal e em livros e periódicos científicos.

O município de Belém, alvo do PMSB analisado no presente trabalho, é a capital do estado do Pará, situado na região Norte do país, pertencendo à mesorregião metropolitana de Belém e à microrregião homônima. Segundo dados de 2017 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), a população estimada no município era de 1.452.275 habitantes, enquanto que a área territorial era de 1.059,458 km² (IBGE, 2017). A localização geográfica do município está ilustrada a seguir, no Mapa 1.



Figura 1 – Localização geográfica do município de Belém/PA.

Fonte: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2010.

A pesquisa foi realizada em duas etapas, no caso, a análise dos indicadores gerais e de saneamento básico do PMSB de Belém, considerando as categorias instituídas no Decreto 7.217/2010 (Etapa 1) e a proposição de conjunto básico de indicadores a serem utilizados na elaboração da etapa de diagnóstico de Planos Municipais de Saneamento Básico (Etapa 2).

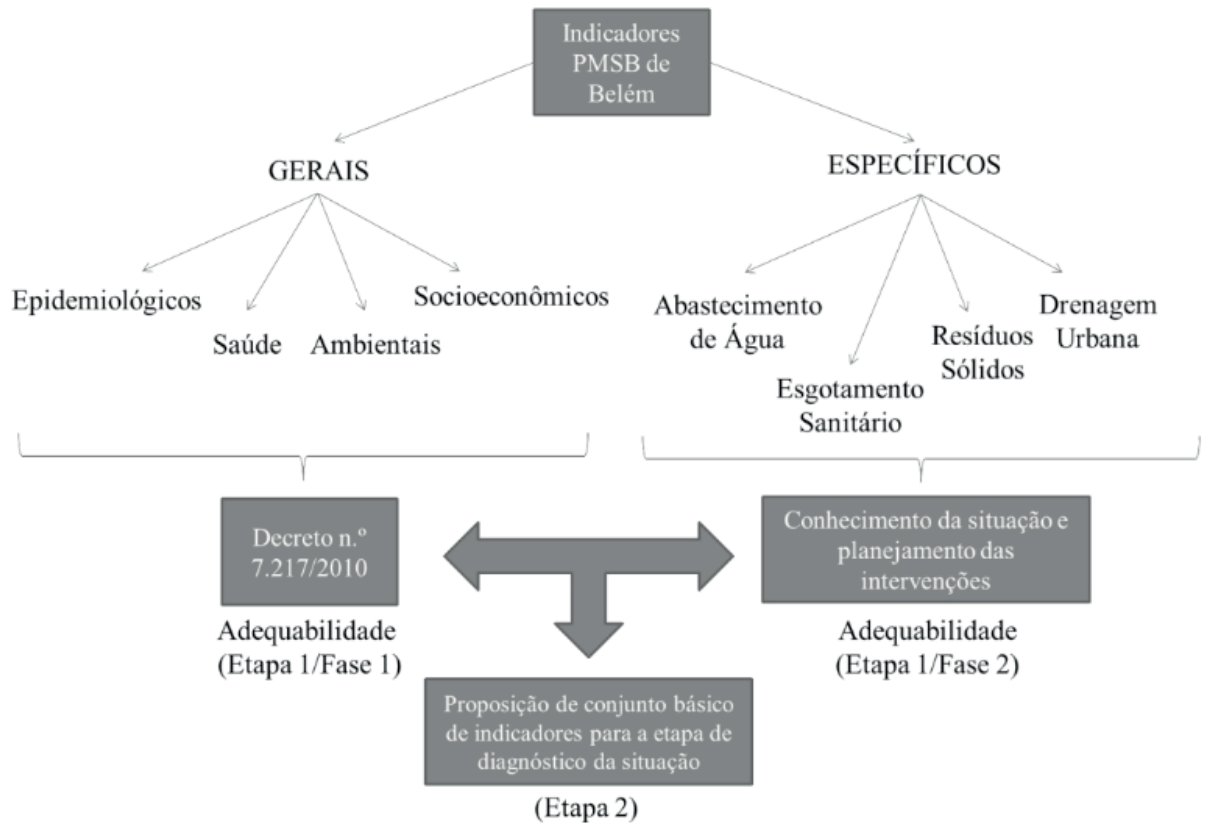
A primeira etapa foi dividida em duas fases. Na fase 1, foram comparados os indicadores gerais utilizados na etapa de diagnóstico do PMSB de Belém com os recomendados no Decreto 7.217/2010, no caso, os indicadores epidemiológicos, de saúde, ambientais e socioeconômicos, sendo avaliado se a quantidade e a qualidade dos indicadores do PMSB de Belém são adequadas para o diagnóstico da situação e dos impactos nas condições de vida.

Na segunda fase, foram pesquisados os indicadores específicos de saneamento (abastecimento de água, esgotamento sanitário, manejo de resíduos sólidos e drenagem de águas pluviais urbanas) constantes no PMSB de Belém. Em seguida, foi avaliada a aplicabilidade desses indicadores para o conhecimento da situação e planejamento das intervenções no setor de saneamento básico do município de Belém.

Finalmente, na Etapa 2, foi proposto um conjunto básico de indicadores para a elaboração da etapa de diagnóstico de Planos de Saneamento Básico visando à

fundamentação técnica do planejamento das intervenções no setor de saneamento básico no município, mais especificamente na definição de metas progressivas para a universalização do atendimento da população com os serviços de abastecimento de água, esgotamento sanitário, manejo de resíduos sólidos e drenagem urbana.

No Esquema 1, a seguir, estão ilustradas as etapas adotadas na realização do presente trabalho:



Fluxograma 1 – Fluxograma representativo das etapas adotadas na realização da pesquisa.

Fonte: Autores, 2018.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Resultados da Etapa 1

O PMSB de Belém foi promulgado, em outubro de 2014, com 18 indicadores gerais constantes de bases de dados do governo federal, como o DataSUS, do Ministério da Saúde e o SIDRA, do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. A finalidade desses 18 indicadores foi possibilitar o diagnóstico da situação no município de Belém, cujas quantidades estão relacionadas por categoria na Tabela 1.

Categorias	Quantidade de indicadores	Percentual em relação ao total de indicadores
Saúde	11	61,1%
Epidemiológicos	02	11,1%
Ambientais	–	–
Socioeconômicos	05	27,8%
Total	18	100%

Tabela 1 – Indicadores gerais utilizados na etapa de diagnóstico no PMSB de Belém.

Fonte: Belém (2014).

- Indicadores Ambientais:

A falta de indicador na categoria Ambiental¹ mostra que o PMSB de Belém ainda não atende ao recomendado no item I do Art. 25 do Decreto n.º 7.217/2010, no caso que o diagnóstico da situação e de seus impactos nas condições de vida deve ser realizado com “sistemas de indicadores de saúde, epidemiológicos, ambientais, inclusive hidrológicos, e socioeconômicos e apontando as causas das deficiências detectadas” (BRASIL, 2010a).

- Indicadores de Saúde:

Observa-se, ainda, que não existe equilíbrio entre a distribuição dos indicadores do PMSB de Belém, já que 60% dos indicadores são da categoria saúde. Além disso, os 11 indicadores de saúde não são diretamente relacionados com o saneamento básico, conforme relacionado no Quadro 1.

Indicadores de Saúde			
I. Leitos existentes por mil habitantes;	IV. Custo médio por habitante que utiliza o SUS no município;	VIII. Número de óbitos por mil habitantes;	
II. Leitos do Sistema Único de Saúde por mil habitantes;	V. Percentual da população atendida por programas de atenção básica à saúde;	IX. Percentual de óbitos infantis;	
III. Número de internações por 100 habitantes;	VI. Taxa bruta de natalidade;	X. Mortalidade infantil por mil nascidos vivos;	
	VII. Percentual de partos cesáreos e prematuros;	XI. Cobertura vacinal por tipo de imunobiológico.	

Quadro 1 – Indicadores de saúde previstos no PMSB de Belém.

Fonte: Belém (2014).

Assim, esses indicadores são mais apropriados para a representação da situação no setor de saúde do que para os objetivos da etapa de diagnóstico do PMSB

¹ Apesar de não ter nenhum indicador da categoria ambiental, no PMSB de Belém foram identificados seis dados ambientais (atributos climáticos, formação vegetal, atributos geológicos e geomorfológicos, pedologia, hidrologia e hidrogeologia), porém esses dados foram apenas registrados no documento, não sendo realizada nenhuma relação com as informações de atendimento da população por sistema de saneamento básico.

de Belém. Além disso, a característica desses 11 indicadores de saúde inviabiliza a avaliação, direta ou indireta, das consequências ocasionadas por deficiências ou ausência da infraestrutura de saneamento básico no município de Belém, além de dificultar o real conhecimento da situação na área do município, comprometendo o posterior monitoramento dos resultados da implementação de ações estabelecidas no PMSB de Belém.

- Indicadores Epidemiológicos:

O caráter geral também foi identificado nos dois indicadores epidemiológicos do PMSB de Belém. Foi verificado que os indicadores “distribuição percentual das internações” e “mortalidade proporcional (por grupo de causas e faixa etária)” não são suficientes para a representação, direta ou indireta, da deficiência ou falta de saneamento básico, sendo detalhados no Quadro 2.

Indicadores Epidemiológicos	Grupos de Causas	
Distribuição Percentual das Internações	I. Algumas doenças infecciosas e parasitárias; II. Neoplasias (tumores); III. Doenças sangue órgãos hematólitos e transtornos imunitários; IV. Doenças endócrinas nutricionais e metabólicas; V. Transtornos mentais e comportamentais; VI. Doenças do sistema nervoso; VII. Doenças do olho e anexos; VIII. Doenças do ouvido e da apófise mastoide; IX. Doenças do aparelho circulatório; X. Doenças do aparelho respiratório; XI. Doenças do aparelho digestivo;	XII. Doenças da pele e do tecido subcutâneo; XIII. Doenças sistema osteo muscular e tecido conjuntivo; XIV. Doenças do aparelho geniturinário; XV. Gravidez, parto e puerpério; XVI. Algumas afecções originadas no período perinatal; XVII. Malformações congênitas, deformidades e anomalias cromossômicas; XVIII. Sintomas ou sinais e achada anormal em exame clínico e laboratorial XIX. Lesões eventuais e algumas outras consequências ou causas externas; XX. Causas externas de morbidade e mortalidade; XXI. Contatos com serviços de saúde.
Mortalidade Proporcional	I. Algumas doenças infecciosas e parasitárias; II. Neoplasias (tumores); III. Doenças do aparelho circulatório;	IV. Doenças do aparelho respiratório; V. Afecções originadas no período perinatal; VI. Causas externas de morbidade e mortalidade; VII. Demais causas definidas.

Quadro 2 – Indicadores epidemiológicos previstos no PMSB de Belém.

Fonte: Belém (2014).

Vale citar que dos 21 grupos de causas constituintes do indicador “distribuição percentual das internações”, somente um desses grupos (doenças infecciosas e

parasitárias) tem relação com o saneamento básico, ou seja, a representatividade dos outros 20 grupos pode resultar em interpretações equivocadas quanto às questões de saneamento básico. Essa situação também é observada no indicador “mortalidade proporcional”, já que apenas um (doenças infecciosas e parasitárias) dos sete grupos de causa pode ser relacionado com a ausência e/ou má prestação dos serviços de saneamento básico no município de Belém.

- Indicadores Socioeconômicos:

Apenas dois dos cinco indicadores socioeconômicos do PMSB de Belém podem ser relacionados com o déficit de saneamento básico, no caso o Índice de Desenvolvimento Humano (IDH)² e a taxa de crescimento anual. De modo oposto, os indicadores “mulheres em idade fértil”, de “proporção da população feminina em idade fértil” e de “distribuição percentual de rendimentos mensais da população residente” não apresentam aplicação prática ou direta com as questões de saneamento básico.

Assim, na pesquisa foi possível verificar que apenas três dos 18 indicadores gerais do PMSB de Belém são compatíveis com o recomendado no Decreto 7.217/2010, para a etapa de diagnóstico (Tabela 2). Contudo, esse pequeno número de indicadores (um epidemiológico e dois socioeconômicos) não é suficiente para apontar as causas das deficiências de saneamento básico, ou seja, é aquém da necessidade para o real conhecimento da situação no município de Belém.

Categorias	Quantidade de Elementos Informacionais	
	PMSB de Belém	Compatíveis com o Decreto n.º 7.217/2010
Saúde	11	0
Epidemiológicos ³	2	1
Ambientais ⁴	-	-
Socioeconômicos	5	2
Total	18	3

Tabela 2 – Compatibilidade dos elementos informacionais do PMSB de Belém com os instituídos pelo Decreto n.º 7.217/2010.

Fonte: Autores, 2018.

Nota: ¹Os indicadores epidemiológicos do PMSB de Belém são subdivididos em grupos de causas (21 grupos de causas do indicador “distribuição percentual das internações” e sete grupos de causa do indicador “mortalidade proporcional”), entretanto, somente o grupo “algumas doenças infecciosas e parasitárias” pode ser relacionado com a ausência e/ou má prestação dos serviços de saneamento básico no município de Belém.

²Os dados ambientais registrados no PMSB de Belém não são relacionados com as informações de atendimento da população por sistema de saneamento básico.

Além disso, os indicadores não foram detalhados por bairro ou por de área

² Segundo a Organização Mundial da Saúde (2012) pelo Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento, o IDH consiste em “medida resumida do progresso a longo prazo em três dimensões básicas do desenvolvimento humano: renda, educação e saúde”. Portanto, para a aplicabilidade do IDH ser potencializada, a análise precisa ser realizada em conjunto com os indicadores de saúde, o que, novamente, justifica que no PMSB de Belém sejam detalhados os indicadores de saúde, para possibilitar a melhor caracterização do saneamento básico.

de atendimento dos sistemas de saneamento básico no PMSB, o que obriga ao entendimento único da situação em locais bastantes diferentes da cidade de Belém.

Portanto, a quantidade e a qualidade dos indicadores do PMSB de Belém não são adequadas para o diagnóstico da situação e dos impactos nas condições de vida. Isso justifica a necessidade do poder público melhorar e complementar os indicadores gerais do PMSB de Belém, especialmente nas categorias Saúde e Ambiental, para que venham a retratar e relacionar, da forma mais fidedigna possível, a atual realidade do saneamento básico no município de Belém.

Similarmente, no PMSB de Belém, foram identificados 16 elementos informacionais de três componentes do setor de saneamento básico, no caso, nove informações e cinco indicadores do componente abastecimento de água, um indicador do componente esgotamento sanitário e um indicador do componente manejo de resíduos sólidos, conforme descritos na Tabela 3.

Categorias	Quantidade		Total	Total componente/ Total PMSB
	Informações	Indicadores		
Abastecimento de Água	09	05	14	87,5%
Esgotamento Sanitário	–	01	01	6,25%
Manejo de Resíduos Sólidos	–	01	01	6,25%
Drenagem Urbana	–	–	–	–
Total	09	07	16	100%

Tabela 3 – Quantidade de informações e indicadores específicos utilizados na etapa de diagnóstico no PMSB de Belém.

Fonte: Belém (2014).

É oportuno observar que, no PMSB de Belém, não constam elementos informacionais do componente drenagem urbana. Além disso, embora exista o indicador “domicílios por tipo de destino de resíduos sólidos”, este não é relacionado com nenhuma outra informação do PMSB, ressaltando-se que esse instrumento de planejamento foi elaborado apenas para dois componentes do saneamento básico, no caso, abastecimento de água e esgotamento sanitário³.

Ainda, observa-se que a distribuição dos elementos informacionais não foi adequada, pois no componente abastecimento de água está a maior parte (87,5%) dos elementos utilizados na elaboração do diagnóstico do PMSB de Belém, conforme detalhado no Quadro 3.

3 Conforme mencionado anteriormente, o PMSB pode ser elaborado para os quatro componentes do saneamento básico ou de forma específica para cada serviço, cabendo ao titular a posterior compatibilização e consolidação dos documentos dos quatro componentes.

Elementos informacionais de Abastecimento de Água	
I. Domicílios atendidos por tipo de abastecimento de água;	VIII. Ligações de água ativas micromedidas;
II. População urbana coberta com o serviço ⁶ ;	IX. Economias de água totais;
III. População urbana atendida com o serviço ⁷ ;	X. Economias de água ativas;
IV. Índice de cobertura urbana de água ⁸ ;	XI. Economias de água reais;
V. Índice de atendimento urbano de água ⁹ ;	XII. Economias de água residenciais reais;
VI. Ligações de água totais;	XIII. Faturamento do prestador de serviços no município;
VII. Ligações de água ativas;	XIV. Arrecadação do prestador de serviços no município.

Quadro 3 – Elementos informacionais de abastecimento de água previstos no PMSB de Belém.

Fonte: Belém (2014).

Por serem em maior quantidade, as informações do componente abastecimento de água⁴ possibilitam um enfoque mais diversificado e real da situação no PMSB de Belém. Esse maior detalhamento é importante para fundamentar a proposta de projetos e obras para ampliar o sistema de abastecimento de água no município de Belém. Contudo, não são suficientes para a caracterização do componente, sendo necessárias informações complementares como quantidade de perdas ocorridas no sistema e autossuficiência financeira do prestador de serviços de abastecimento de água.

Quanto ao esgotamento sanitário, o único indicador utilizado é “domicílios por tipo de instalação sanitária”, que, apesar da sua importância, não é suficiente para o conhecimento da situação. É oportuno observar a necessidade de melhor detalhamento do componente esgoto sanitário no PMSB de Belém, no caso utilizando indicadores que relacionem dados das vazões de esgotos gerados pela população com extensão da rede coletora, percentual de volume de esgoto coletado que é tratado, despesa operacional por metro cúbico (m³) coletado e/ou tratado, entre outros, para possibilitar o real conhecimento da situação no município de Belém.

Essa situação prejudica o estabelecimento do déficit de atendimento do saneamento básico, fragilizando, com isso, o planejamento dos projetos, obras e programas para atender às metas de curto, médio e longo prazos no setor de saneamento básico do município.

3.2 Resultados da Etapa 2

Ao se considerar conhecimento preciso e atualizado da situação como arcabouço para um bom planejamento, constata-se que as deficiências no diagnóstico do PMSB de Belém prejudicam a determinação da linha de base (déficit), repercutindo no

⁴ Além dos indicadores citados, na etapa de diagnóstico do PMSB de Belém existem informações de mananciais superficiais de água do município, reservação e divisão de setores adotada, rede de distribuição de água tratada, rede coletora de esgoto, estações elevatórias e modalidade de tratamento adotada. Contudo, essas informações não foram relacionadas na forma de indicadores, impedindo a caracterização preconizada no Decreto 7.217/2010.

detalhamento dos projetos, programas e obras das metas dos quatro componentes de saneamento básico no município.

Para aumentar a aplicabilidade do diagnóstico do PMSB, na pesquisa são propostos 20 indicadores. No Quadro 4, encontram-se relacionados oito referentes às quatro categorias estabelecidas no Decreto 7.217/2010 e 12 indicadores específicos ao setor de saneamento básico.

Categorias	Indicadores Propostos	Fórmulas de Cálculo
Epidemiológicos	Incidência de doenças diarreicas e de verminoses	$\frac{\text{Número de internações ocasionadas por diarreia, gastroenterite e verminoses}}{\text{População total do município}} \times 1.000$
	Taxa de incidência de doenças transmitidas pelo <i>Aedes aegypti</i>	$\frac{\text{Número de internações ocasionadas por chikungunya, dengue, febre amarela e febre zica}}{\text{População total do município}} \times 1.000$
Saúde	Taxa de morbidade decorrente de doenças de veiculação hídrica	$\frac{\text{Número de internações ocasionadas por doenças de veiculação hídrica}}{\text{População total do município}} \times 1.000$
	Taxa de mortalidade decorrente de doenças de veiculação hídrica	$\frac{\text{Número de mortes decorrentes de internações por doenças de veiculação hídrica}}{\text{Total de internações ocasionadas por doenças de veiculação hídrica}}$
Ambientais	Índice de Qualidade das Águas ¹¹	$IQA = \sum_{i=1}^n q_i w_i$
	Áreas com ocupação irregular por área urbana total	$\frac{\text{Área total ocupada irregularmente}}{\text{Área urbana total}} \times 100$
Socioeconômicos	Índice de Desenvolvimento Humano ¹²	$IDH = \sqrt[3]{(I_{VIDA} \times I_{EDUCAÇÃO} \times I_{RENDIMENTO})}$
	Produto Interno Bruto ¹³	$PIB = C + I + G + X - M$

Quadro 4 – Indicadores gerais propostos para o diagnóstico da situação nos PMSB.

Fonte: Autores, 2018.

A utilização dos indicadores epidemiológicos é para conhecimento da parcela da população residente internada por causa de doenças diarreicas e de verminoses (amebíase, ancilostomíase, esquistossomose etc.) e por doenças que tenham o *Aedes aegypti* como vetor no município no ano de referência. Vale observar que a incidência dessas doenças de veiculação hídrica pode ser relacionada com a eficiência da prestação dos serviços de saneamento básico no âmbito municipal (CHIEFFI & AMATO NETO, 2003; BRAGA & VALLE, 2007; RIBEIRO & ROOKE, 2010).

A proposição dos indicadores de saúde de morbidade e de mortalidade decorrentes de doenças de veiculação hídrica⁵ permite verificar o número de

5 Doenças de veiculação hídrica de acordo com o DataSUS: Amebíase, ancilostomíase, cólera, dengue (clássica), diarreia e gastroenterite origem infecciosa presumível, esquistossomose, febre amarela, febre hemorrágica devida ao vírus da dengue, febres tifóide e paratifóide, infecções da pele e do tecido subcutâneo, leptospirose icterohemorrágica, leptospirose não especificada, malária não especificada, malária por plasmodium falciparum, malária por plasmodium malariae, malária por plasmodium vivax, outras doenças infecciosas e parasitárias, outras doenças infecciosas intestinais, outras formas

internações e de óbitos, respectivamente, ocorridos na localidade de estudo em dado período de tempo. É oportuno ressaltar que os valores desses indicadores são afetados com a ausência e/ou prestação precária dos serviços de saneamento básico.

Por ser a relação de parâmetros físicos, químicos e biológicos que indica a qualidade dos corpos hídricos do município, o “índice de qualidade das águas” é proposto como indicador ambiental. Esse indicador é diretamente relacionado com o de “volume tratado de esgoto sanitário por volume coletado”, pois à medida que se melhora a infraestrutura de esgotamento sanitário se diminui o lançamento de esgoto bruto nos corpos d’água do município, impactando no enquadramento qualitativo e nos usos previstos na Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997). Leoneti, Prado e Oliveira (2011) ressaltam a melhoria da qualidade das águas e dos índices de saúde pública com investimentos em coleta e tratamento de esgoto sanitário.

Também foi proposto o indicador “áreas com ocupação irregular por área urbana total” na categoria de indicadores ambientais, por possibilitar o conhecimento da ocorrência de áreas ocupadas de maneira irregular no espaço urbano do município. De acordo com Pessoa (2013), em razão de o mercado imobiliário não ter interesse por áreas de encostas íngremes, topos de morros, beiras de cursos e corpos d’água, áreas alagadiças, entre outras, as áreas de ocupação irregular apresentam grande fragilidade ambiental, oferecendo riscos à população como deslizamentos de encostas, alagamentos, enchentes e inundações, o que, naturalmente, desestrutura e/ou dificulta a prestação dos serviços de saneamento básico.

Finalmente, na categoria socioeconômica são propostos os indicadores “Índice de Desenvolvimento Humano (IDH)” e “Produto Interno Bruto”. O primeiro consiste em “medida resumida do progresso a longo prazo em três dimensões básicas do desenvolvimento humano: renda, educação e saúde” (ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE, 2012). Por sua vez, o segundo é caracterizado pelo total de valores contabilizados a partir dos bens e serviços produzidos por regiões (cidade, estado ou país) em certo período. Adami (2018) ressalta que o “Produto Interno Bruto” é bastante difundido e utilizado nas análises socioeconômicas com o fim de mensurar o nível de desenvolvimento da economia em determinadas localidades.

Além disso, tendo em vista que o incremento nos indicadores de atendimento com saneamento básico impactará positivamente os indicadores de acesso à educação, de valorização imobiliária, de turismo, de geração de empregos e de internações hospitalares (INSTITUTO TRATA BRASIL, 2017), espera-se que isso reflita diretamente no somatório das riquezas produzidas na localidade e, por

de leptospirose, outras formas de malária conforme exames parasitológicos, poliomielite aguda, restante de outras febres por arbovírus e febres hemorrágicas por vírus e sequelas de poliomielite.

consequente, no Produto Interno Bruto municipal.

Assim, os indicadores nas quatro categorias representam as condições de vida e as riquezas produzidas na localidade, portanto, os valores do setor de saneamento básico podem ser relacionados com os impactos positivos nos indicadores de acesso à educação, de valorização imobiliária, de turismo, de geração de empregos e de internações hospitalares. Para isso, no presente trabalho, foram propostos 12 indicadores de saneamento básico, conforme apontados no Quadro 5:

Categorias	Indicadores Propostos	Fórmulas de Cálculo
Abastecimento de Água	Domicílios atendidos com rede pública de abastecimento de água potável por total de domicílios da área urbana (%)	$\frac{\text{Domicílios atendidos com rede pública}}{\text{Domicílios totais na área urbana}} \times 100\%$
	Volume de água tratado por volume produzido	$\frac{\text{Volume de água tratada em Estações de Tratamento de Água}}{\text{Volume de água produzido}}$
	Sustentabilidade econômica do prestador de serviços de abastecimento de água	$\frac{\text{Despesas de Exploração}}{\text{Receita operacional}}$
Esgotamento Sanitário	Domicílios atendidos com rede coletora de esgoto sanitário por total de domicílios da área urbana (%)	$\frac{\text{Domicílios atendidos com rede pública}}{\text{Domicílios totais na área urbana}} \times 100\%$
	Volume tratado de esgoto sanitário por volume coletado	$\frac{\text{Volume de esgotos tratado}}{\text{Volume de esgotos coletado}}$
	Sustentabilidade econômica do prestador de serviços de esgotamento sanitário	$\frac{\text{Despesas de Exploração}}{\text{Receita operacional}}$

Categorias	Indicadores Propostos	Fórmulas de Cálculo
Manejo de Resíduos Sólidos	Domicílios atendidos com coleta de resíduos sólidos urbanos por total de domicílios da área urbana (%)	$\frac{\text{Domicílios atendidos com coleta regular}}{\text{Domicílios totais na área urbana}} \times 100\%$
	Volume reciclado por volume coletado de resíduos sólidos urbanos	$\frac{\text{Volume de resíduos sólidos seletivados}}{\text{Volume total de resíduos coletados}}$
	Sustentabilidade econômica da prefeitura no manejo de resíduos sólidos urbanos	$\frac{\text{Despesa dos agentes públicos e privados executores de serviços de manejo de RSU}}{\text{Receitas arrecadadas com taxas e tarifas referentes à gestão e ao manejo de RSU}}$
Drenagem Urbana	Domicílios atendidos com microdrenagem de águas pluviais urbanas (%)	$\frac{\text{Domicílios atendidos com rede de microdrenagem}}{\text{Domicílios totais na área urbana}} \times 100\%$
	Extensão de ruas com microdrenagem por extensão total de ruas da área urbana	$\frac{\text{Extensão de ruas contempladas com dispositivos de microdrenagem}}{\text{Extensão total de ruas na área urbana}}$
	Sustentabilidade econômica da prefeitura no manejo de águas pluviais urbanas	$\frac{\text{Despesa dos agentes públicos e privados executores de serviços de drenagem urbana}}{\text{Receitas arrecadadas com taxas e tarifas referentes à drenagem urbana}}$

Quadro 5 – Indicadores de saneamento básico propostos para o diagnóstico da situação nos PMSB.

Fonte: Autores, 2018.

Ressalva-se que foram propostos indicadores de atendimento por domicílio, de desempenho técnico da prestação dos serviços e de sustentabilidade econômica,

totalizando doze indicadores, sendo três por componente do saneamento básico.

A proposta dos indicadores de domicílios, atendidos por *abastecimento de água, esgotamento sanitário, resíduos sólidos e drenagem urbana*, é fundamentada no rápido entendimento da situação, bem como no relacionamento direto dos indicadores de saneamento com os das categorias estabelecidas no Decreto nº 7.217/2010, para, naturalmente, agilizar e tornar mais confiável a tomada de decisão das ações que devem ser realizadas para melhorar a qualidade de vida da população. Além disso, é uma alternativa para análise integrada e com o mesmo referencial (domicílios) utilizado em sistemas governamentais, como os dados oficiais do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.

O segundo indicador de abastecimento de água possibilita o conhecimento do volume total de água distribuído pelo (s) prestador (es) de serviços em atendimento aos parâmetros de potabilidade da Portaria n.º 05/2017 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017).

Por sua vez, o indicador de esgotamento sanitário permite verificar o volume de esgoto coletado que recebe tratamento, sendo essa informação importante para, em caso de valores inadequados, recomendar ações para o atendimento das Resoluções n.º 357/2005 e n.º 430/2011 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), que dispõem sobre a classificação dos corpos de água e as diretrizes ambientais para o seu enquadramento e as condições e os padrões de lançamento de efluentes, respectivamente (BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, 2005, 2011).

O indicador de desempenho do setor de resíduos sólidos relaciona o volume coletado de resíduos passíveis de reciclagem (papel e papelão, plástico, metal e vidro) com o volume total coletado de resíduos sólidos urbanos no município ao longo do ano de referência adotado. A proposta desse indicador é baseada no conceito de “destinação final ambientalmente adequada” estabelecido na Política Nacional de Resíduos Sólidos, que aponta a reutilização, a reciclagem, a compostagem, a recuperação e o aproveitamento energético como alternativas tecnológicas ambientalmente adequadas para a destinação final dos resíduos sólidos urbanos coletados (BRASIL, 2010b).

Por fim, o indicador de desempenho do componente drenagem urbana permite o conhecimento do percentual de vias urbanas contempladas com os dispositivos de microdrenagem, como sarjetas, bocas-de-lobo, poços de visita e galerias de águas pluviais, com a extensão total de vias urbanas presentes no município.

Os indicadores de sustentabilidade econômica dos prestadores dos serviços de saneamento básico relacionam as despesas realizadas na exploração dos serviços – compreendendo despesas com pessoal, produtos químicos, energia elétrica, serviços de terceiros, água importada, esgoto exportado, despesas fiscais ou tributárias computadas, além de outras despesas (BRASIL. Ministério das Cidades,

2014) – e as receitas operacionais oriundas da prestação dos serviços; seja por meio de cobrança direta pelo oferecimento dos serviços ou por taxas contempladas em impostos municipais, como o Imposto Predial e Territorial Urbano (IPTU). A proposição desses indicadores se baseia no princípio fundamental da eficiência e sustentabilidade econômica na prestação dos serviços de saneamento básico, instituído pela Política Nacional de Saneamento Básico (BRASIL, 2007) e reiterado pelo Decreto n.º 7.217/2010 (BRASIL, 2010a).

A proposição desses indicadores não pretende limitar o conjunto de indicadores de saneamento básico do PMSB de Belém, já que cada município tem as suas peculiaridades e pode exigir demandas específicas para cada realidade local. Entretanto, serve como conjunto básico de indicadores, com o objetivando de ampliar a aplicabilidade e a eficiência da etapa de diagnóstico da situação atual dos componentes do saneamento básico no contexto de cada município.

Assim, ao se ratificar que o planejamento precisa ser fundamentado no conhecimento preciso e atualizado da situação, a proposta do presente artigo é uma alternativa para padronizar e comparar as informações de saneamento básico de diferentes áreas do município, tendo como finalidade principal tornar o diagnóstico a linha de base (referência) para o desenvolvimento e tomada de decisão nas etapas seguintes do Plano Municipal de Saneamento Básico. Vale ainda acentuar que, além de fundamentar a realização das atividades técnicas, o diagnóstico adequado facilita a participação e o controle da sociedade, logo, pode ser aplicado em PMSB de municípios brasileiros que objetivem atender ao estabelecido no Decreto n.º 7.217/2010.

4 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

Embora as informações da etapa de diagnóstico do PMSB de Belém tenham sido obtidas em bases de dados do governo federal, os 34 indicadores (18 gerais e 16 específicos) não representam adequadamente a realidade do município. Essa constatação decorre da pequena relação com o setor de saneamento básico, o que, naturalmente, acaba prejudicando as demais etapas constituintes do escopo do PMSB.

Na avaliação qualitativa, foi detectado que os indicadores de saúde correspondem a 60% do total, porém o caráter geral dificulta a correlação desses indicadores com os resultados observados no setor de saneamento básico. No grupo epidemiológico, 20 dos 21 grupos de causas do indicador “distribuição percentual das internações” e seis dos sete grupos de causas do indicador “mortalidade proporcional” não são relacionados à ausência e/ou má prestação dos serviços de saneamento básico. A mesma situação foi observada em três dos cinco indicadores

do grupo socioeconômico.

Além disso, no PMSB de Belém, não constam indicadores do grupo ambiental, bem como os indicadores de saneamento básico não são suficientes para o conhecimento da situação dos quatro componentes do setor nas áreas do município de Belém. Portanto, os indicadores utilizados na etapa de diagnóstico não retratam, de forma fidedigna, a atual situação do saneamento básico no município de Belém, ou seja, não atendem ao objetivo estabelecido no Decreto n.º 7.217/2010.

Com isso, no presente trabalho, foram propostos indicadores básicos para subsidiar a elaboração da etapa de diagnóstico dos PMSB, no caso, oito indicadores gerais e 12 indicadores de saneamento básico, especialmente pela importância da etapa de diagnóstico para a definição de projetos e programas e os estudos dos investimentos necessários para a universalização dos serviços.

Para tanto, é importante que os indicadores propostos sejam especializados de acordo com as subdivisões territoriais do município, como os distritos ou os bairros, ou por sistemas de saneamento básico, o que irá possibilitar uma análise mais detalhada, bem como a hierarquização das intervenções programadas para o setor.

O conjunto proposto de indicadores objetiva facilitar a identificação da situação atual de cada componente do saneamento básico no município, o que permitirá o estabelecimento de metas progressivas mais realistas para a realização de programas, projetos e obras dos quatro componentes do saneamento básico.

Finalmente, a utilização de indicadores adequados na etapa de diagnóstico da situação é essencial para a qualidade do monitoramento e a fiscalização do cumprimento das ações estabelecidas no Plano Municipal de Saneamento Básico, a fim de propiciar a universalização do atendimento da população com os serviços de saneamento básico, conforme previsto na Política Nacional de Saneamento Básico (BRASIL, 2007), além de garantir aos cidadãos o direito constitucional do meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida de todos (BRASIL, 1988).

REFERÊNCIAS

ADAMI, A. **Produto Interno Bruto**. Disponível em: <<https://www.infoescola.com/economia/produto-interno-bruto/>>. Acesso em: 09 jun. 2018.

ANA. Agência Nacional de Águas. **Portal da Qualidade das Águas**. Disponível em: <<http://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx>>. Acesso em: 16 jun. 2016.

BELÉM. Prefeitura Municipal. **Plano municipal de saneamento básico de abastecimento de água e esgotamento sanitário de Belém – Pará**: concepção técnica e proposições. Belém: COSANPA, 2014, v. 1.

BRAGA, I. A.; VALLE, D. *Aedes aegypti*: histórico do controle no Brasil. **Epidemiologia e serviços de**

saúde, v. 16, n. 2, p. 113-118, 2007.

BRASIL (1997). **Lei n.º 9.433, de 08 de janeiro de 1997**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=370>>. Acesso em: 09 jun. 2018.

BRASIL (2007). **Lei n.º 11.445, de 05 de janeiro de 2007**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm>. Acesso em: 24 fev. 2017.

BRASIL (2010a). **Decreto n.º 7.217, de 21 de junho de 2010**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/decreto/D7217.htm>. Acesso em: 24 fev. 2017.

BRASIL (2010b). **Lei n.º 12.305, de 02 de agosto de 2010**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em: 09 jun. 2018.

BRASIL (2017). Ministério da Saúde. **Portaria de consolidação n.º 05, de 03 de outubro de 2017**. Disponível em: <ftp://ftp.saude.sp.gov.br/ftpsessp/bibliote/informe_eletronico/2017/iels.out.17/iels194/U_PRC-MS-GM-5_280917.pdf>. Acesso em: 10 jun. 2018.

BRASIL. Ministério das Cidades. **Glossário de informações de água e esgoto do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento**. Brasília: Ministério das Cidades, 2014.

BRASIL. Ministério das Cidades. **Planos de saneamento básico: estudos para elaboração do diagnóstico**. Brasília, 2016.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução n.º 357, de 17 de março de 2005**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 16 jun. 2018.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução n.º 430, de 13 de maio de 2011**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 16 jun. 2018.

CHIEFFI, P. P.; AMATO NETO, V. Vermes, verminoses e a Saúde Pública. **Ciência e Cultura**, v. 55, n. 1, p. 41-43, 2003.

DAMÁSIO, B.; MAH, L. **Centro de estudos sobre África, Ásia e América Latina – Índice de Desenvolvimento Humano (2011)**. Disponível em: <<https://pascal.iseg.utl.pt/~cesa/index.php/dicionario-da-cooperacao/Glossary-1/%C3%8D/%C3%8Dndice-de-Desenvolvimento-Humano-%28IDH%29-261/>>. Acesso em 16 jun. 2018.

GIL, A. C. **Métodos e técnicas de pesquisa social**. 6ª ed. São Paulo: Atlas, 2016. 200p.

GROSTEIN, M. D. Metrópole e expansão urbana: a persistência de processos "insustentáveis". **São Paulo em perspectiva**, v. 15, n. 1, p. 13-19, 2001.

GUIMARÃES, A. J. A.; CARVALHO, D. F.; SILVA, L. D. B. **Saneamento básico**. Rio de Janeiro: UFRJ, 2007. Disponível em: <<http://www.ufrj.br>>. Acesso em: 24 fev. 2017.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Cidades Brasileiras**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/belem/panorama>>. Acesso em: 13 fev. 2018.

INSTITUTO TRATA BRASIL. **Benefícios econômicos e sociais da expansão do saneamento brasileiro**. São Paulo: Ex Ante Consultoria Econômica, 2017.

LEONETI, A. B.; PRADO, E. L.; OLIVEIRA, S. V. W. B. Saneamento básico no Brasil: considerações sobre investimentos e sustentabilidade para o século XXI. **Revista de Administração Pública**, v. 45, n. 2, p. 331-348, 2011.

LISBOA, S. S.; HELLER, L.; SILVEIRA, R. B. Desafios do planejamento municipal de saneamento básico em municípios de pequeno porte: a percepção dos gestores. **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 18, n. 4, p. 341-348, 2013.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DE SAÚDE. Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento. **Desenvolvimento Humano e IDH, 2012**. Disponível em: <<http://www.undp.org/content/brazil/pt/home/idh0.html>>. Acesso em: 03 dez. 2016.

PESSOA, M. L. A ocupação irregular em Áreas de Preservação Permanente, em Porto Alegre. **Carta de Conjuntura**, v. 22, n. 5, 2013.

RIBEIRO, J. W.; ROOKE, J. M. S. **Saneamento básico e sua relação com o meio ambiente e a saúde pública**. Juiz de Fora/MG: UFJF, 2010.

APLICAÇÃO DA ULTRAFILTRAÇÃO NO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE SANITÁRIO VISANDO O REÚSO URBANO NÃO POTÁVEL

Data de aceite: 06/01/2020

Data de submissão: 22/10/19

Layane Priscila de Azevedo Silva

Analista de Saneamento na A&E Equipamento e Serviços
Natal – RN

<http://lattes.cnpq.br/1528610006304262>

Marcos André Capitulino de Barros Filho

Universidade Federal do Maranhão
São Luís – MA

<http://lattes.cnpq.br/8824952610047891>

Larissa Caroline Saraiva Ferreira

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará
Acaraú – CE

<http://lattes.cnpq.br/4939507824570944>

Moisés Andrade de Farias Queiróz

Sócio da Melo & Andrade Engenharia
Natal – RN

<http://lattes.cnpq.br/3375726503928482>

Alex Pinheiro Feitosa

Universidade Federal Rural do Semi-árido
Pau dos Ferros – RN

<http://lattes.cnpq.br/5884600843876115>

RESUMO: A crescente urbanização impõe grandes desafios à sociedade. É no meio urbano que os conflitos pelo uso da água se tornam mais intensos, e onde as ações antrópicas são

mais severas, resultando no comprometimento da qualidade das águas. Nesse contexto, o reúso urbano não-potável é uma potencial fonte de recursos hídricos, pois sua utilização proporciona a redução da captação de água dos mananciais e apresenta-se como uma alternativa de abastecimento para inúmeras atividades. Geralmente, as estações de tratamento de esgotos a nível secundário, sozinhas, não atendem aos padrões exigidos para o reúso urbano, principalmente na condição de acesso irrestrito. Desta forma, os processos de filtração em membranas de baixa pressão mostram-se como uma tecnologia com maior capacidade para adequar os efluentes dessas estações a tal uso. A ultrafiltração (UF) é capaz de obstruir a passagem de macromoléculas orgânicas e microrganismos, com elevada eficiência. Diante disso, este trabalho avaliou a aplicabilidade da UF para o reúso urbano não potável, quando utilizada no pós-tratamento de efluentes sanitários tratados em nível secundário. Para isso foram realizados ensaios de filtração, sendo a membrana alimentada com o efluente da estação secundária. O filtrado foi analisado em laboratório, a fim de comparar a sua qualidade com a exigida pelas legislações ambientais abordadas. Dentre os parâmetros analisados, os resultados se mostraram satisfatórios para retenção de DBO, sólidos suspensos, turbidez e coliformes termotolerantes, mas pouco

representativo para aqueles relacionados a íons dissolvidos. Esse comportamento testificou a capacidade da UF na remoção de matéria orgânica, materiais flutuantes e microrganismos patogênicos, requisito essencial para o tipo de reúso proposto. Sendo assim, o permeado da UF se mostrou adequado para o reúso não potável no meio urbano, nas modalidades restrita e irrestrita, atendendo regulamentações tanto a nível nacional quanto internacional.

PALAVRAS-CHAVE: Esgoto sanitário, Reúso não potável, Reúso urbano, Ultrafiltração.

IMPLEMENTATION OF ULTRAFILTRATION IN THE POST-TREATMENT OF SANITARY SEWAGE FOR UNPOTABLE URBAN REUSE

ABSTRACT: The grow urbanization poses major challenges to society. It is in the urban environment that conflicts over water use become more intense, and where anthropic actions are most severe, resulting in compromised water quality. In this context, non-potable urban reuse is a potential source of water resources, as its use provides a reduction in water abstraction from springs, and presents itself as a supply alternative for countless activities. Generally, secondary sewage treatment plants alone do not meet the standards required for urban reuse, especially on the condition of unrestricted access. Thus, low-pressure membrane filtration processes are a technology with greater capacity to adapt the effluents of these stations for such use. Ultrafiltration (UF) is able to block the passage of organic macromolecules and microorganisms with high efficiency. Therefore, this study evaluated the applicability of the UF for non-potable urban reuse, when used in the aftertreatment of treated sewage at secondary level. For this, filtration tests were performed, and the membrane was fed with the secondary effluent. The filtrate was analyzed in the laboratory to compare its quality with that required by the environmental legislation addressed. Among the analyzed parameters, the results were satisfactory for BOD retention, suspended solids, turbidity and thermotolerant coliforms, but little representative for those related to dissolved ions. This behavior testified the capacity of the UF to remove organic matter, floating materials and pathogenic microorganisms, an essential requirement for the proposed type of reuse. Thus, the UF permeate proved suitable for non-potable reuse in the urban environment, in restricted and unrestricted modalities, meeting both national and international regulations.

KEYWORDS: Sanitary sewage, Non-potable reuse, Urban reuse, Ultrafiltration.

1 | INTRODUÇÃO

A crescente urbanização impõe grandes desafios à sociedade. À medida que as populações aumentam as necessidades, em termos de recursos hídricos e saneamento, também crescem.

O relatório “World Urbanization Prospects”, elaborado no ano de 2014 pela

Organização das Nações Unidas (ONU), apontou que, pela primeira vez na história da humanidade, mais da metade da população mundial vivia em áreas urbanas. Estimou-se que, até 2050, esse valor aumentará para dois-terços, sendo a maior parte desse crescimento nos países de mercado emergente (ONU, 2014).

No Brasil, de acordo com o último censo demográfico, 84,4% da população brasileira vive em zonas urbanas (BRASIL, 2010).

Segundo Pereira e Paula Júnior (2014), é no meio urbano que os conflitos pelo uso da água se tornam mais intensos, e onde as ações antrópicas são mais severas, resultando no comprometimento da qualidade das águas, principalmente devido ao uso e ocupação do solo no entorno das bacias, muitas vezes de forma desordenada.

Aliado a esses fatores, estudos da Agência Nacional de Águas (ANA) afirmam que 55% dos municípios brasileiros podem sofrer com a falta d'água até 2035 (BRASIL, 2017).

Nesse contexto, o reúso controlado do esgoto passa a ser uma importante ferramenta na gestão recursos hídricos. Além de proporcionar a redução de captação de água dos mananciais superficiais e subterrâneos, reduz o lançamento de efluentes no meio ambiente, resultando assim em ganhos econômicos e ambientais. Sendo assim, a utilização de água de reúso apresenta-se como uma fonte alternativa de abastecimento para inúmeras atividades, já regulamentadas, como as aplicadas no meio urbano.

No Brasil, a resolução N° 54 do Conselho Nacional dos Recursos Hídricos (CNRH), estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água (Brasil, 2005), mas não especifica qualquer parâmetro de qualidade ou tecnologia mínima de tratamento. Embora ainda não exista uma lei federal nesse sentido, já houve avanços, por exemplo, no estado de São Paulo, onde já foi publicada uma regulamentação que determina as concentrações máximas dos indicadores no esgoto tratado para o reúso urbano não potável, a resolução conjunta SES/SMA/SSRH (Secretaria Estadual de Saúde/Secretaria de Meio Ambiente/Secretaria de Recursos Hídricos) N° 01/2017, em âmbito estadual (SÃO PAULO, 2017).

Internacionalmente, a Agência de Proteção Ambiental (EPA) dos Estados Unidos da América (EUA) apresenta importantes contribuições sobre a temática do reúso, reunindo regulamentações de vários estados dos EUA, para diversos tipos de atividades, em um manual específico sobre reúso. Para o meio urbano, são apontadas as seguintes modalidades: acesso irrestrito, que inclui irrigação de áreas recreacionais (campos de golfe, tênis, playground e outros), descarga de toaletes, sistema de proteção contra incêndio, limpeza de veículos e ruas, sistemas de ar condicionado e uso em valorização ambiental, como lagos e fontes urbanas; e acesso restrito, que compreende irrigação de parques e canteiros de rodovias; usos

ornamentais e paisagísticos, em áreas com acesso controlado ou restrito ao público, e usos na construção civil, como controle de poeira, compactação do solo, preparo de argamassa e concreto etc. (EPA, 2012).

Para atender as regulamentações existentes, as estações de tratamento de esgotos (ETEs) precisam ser eficientes, de modo que o padrão de qualidade de seus efluentes atenda ao preconizado no que diz respeito ao reúso urbano.

As ETEs em nível secundário, apesar de geralmente atenderem o padrão de lançamento exigido pela resolução 430/11 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Brasil, 2011), sozinhas, não atendem aos padrões exigidos para reúso urbano não potável, principalmente na condição de acesso irrestrito. Desta forma, os processos de separação em membranas de baixa pressão mostram-se como uma das alternativas com maior capacidade para adequar os efluentes dessas estações para tal uso, devido, principalmente, à grande eficácia na retenção de sólidos em suspensão e microrganismos.

A ultrafiltração (UF) é uma membrana de baixa pressão, capaz de obstruir a passagem de macromoléculas orgânicas e microrganismos (WINTGENS et al., 2005). Entre outras vantagens, estão: elevada eficiência, constância na qualidade da água produzida, baixa utilização de produtos químicos, pouco espaço necessário para as instalações e a facilidade de automação e operação do sistema (XIA et al., 2005). Além disso, a UF possui um menor consumo energético e custo de aquisição, quando comparada às membranas de alta pressão, como a nanofiltração ou a osmose reversa. Apesar da microfiltração também se caracterizar como um processo de baixa pressão, ela possui um desempenho inferior, pois não consegue reter completamente os microrganismos do esgoto, diferentemente da UF, que é capaz de desinfetar o efluente, removendo inclusive os vírus (TEIXEIRA, 2001).

Portanto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a aplicação da membrana de UF para o reúso urbano não potável, quando utilizada no pós-tratamento de efluentes sanitários tratados em nível secundário.

2 | MATERIAIS E MÉTODOS

Para atingir o objetivo desta pesquisa foram realizados, inicialmente, ensaios de filtração em uma unidade piloto UF, com o efluente de um sistema de tratamento de esgoto em nível secundário. Os principais parâmetros operacionais adotadas estão apresentados na tabela 1.

Os experimentos foram realizados em batelada, com testes em triplicata, sendo mantidos os parâmetros operacionais em cada um deles. Ao fim de cada batelada de filtração, o filtrado (permeado) era analisado em laboratório, a fim de comparar a sua qualidade com a exigida pela legislação ambiental, para o reúso urbano não potável.

Número de ensaios	3
Volume de esgoto por batelada	40 litros
Pressão de operação	0,8 bar
Fluxo de permeado	50,4 L/m ² .h

Tabela 1: Principais parâmetros operacionais.

A unidade de UF foi alimentada com o efluente de uma ETE piloto, com tratamento em nível secundário. A unidade, instalada no campus central da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN), era composta por: um decanto-digestor acoplado a um filtro anaeróbio de fluxo ascendente com enchimento de brita, seguido por dois filtros anaeróbios em paralelo e dois filtros aerados submersos em série, sendo o primeiro de fluxo ascendente e o segundo descendente, ambos tendo conduítes corrugados cortados como material suporte. O esgoto afluente à ETE tinha características similares às do esgoto doméstico, e era proveniente das residências universitárias, do departamento de educação física, e do restaurante universitário do referido campus. O efluente final dela alimentou a membrana de UF.

O módulo de UF consistia em: estruturas para suporte da membrana; tanques de alimentação e armazenamento, conjunto de tubulações e conexões, bomba centrífuga, painel elétrico e hidráulico. Ele foi instalado no laboratório da unidade experimental, e tinha capacidade para cinquenta litros de alimentação por batelada. A configuração da membrana de UF era de fibras ocas, com material de fabricação em poliéter sulfona.

Os ensaios de UF eram iniciados a partir da limpeza química da membrana, para assim garantir a uniformidade em todos os ensaios, sem interferência de algum volume morto da batelada anterior. Para isso eram preparados quarenta litros de solução de hipoclorito de sódio, com concentração de 300 mg/L. Essa solução era inserida no tanque de alimentação da membrana, e circulava pelo módulo por uma hora. Após esse procedimento, eram realizadas três filtrações sequenciais com água potável, proveniente do sistema de abastecimento da UFRN, com duração de vinte e cinco minutos, cada.

No segundo dia após a limpeza química era feita a filtração da amostra, o efluente secundário, que era inserido no módulo de membrana por bombeamento. O concentrado recirculava para o tanque de alimentação, enquanto o permeado seguia para o tanque de armazenamento. Quando atingindo o nível mínimo no tanque de alimentação, por meio da boia existente, encerrava-se o processo e o sistema era desligado automaticamente. Após isso, o permeado era encaminhado para análises laboratoriais.

Os parâmetros avaliados neste trabalho foram: cloretos, condutividade, RAS,

DBO, fósforo total, nitrogênio amoniacal, nitrato, sólidos dissolvidos totais, sólidos suspensos totais, turbidez e coliformes termotolerantes (APHA et. al., 2005).

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 2 mostra os resultados médios obtidos nas análises dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos, monitorados no efluente secundário da ETE experimental (afluente UF) e permeados da UF.

Parâmetros	Unidade	Afluente UF	Permeado UF	Redução
Cloretos	mg/L	8,5	8,1	4,7%
Condutividade	$\mu\text{S/cm}$	763,9	690,7	9,6%
Alcalinidade	mgCaCO_3/L	18,0	16,0	11%
Bicarbonatos	mg/L	22,0	19,5	11,3%
RAS°	mmol/L	3,5	3,4	2,8%
DBO	mg/L	43,9	4,2	90,4%
pH	-	6,7	6,5	-
Fósforo total	mg/L	11,9	9,0	24,4%
Nitrogênio amoniacal	mg/L	13,9	11,2	19,4%
Nitrato	mg/L	23,0	22,7	1,3%
Sólidos dissolvidos totais	mg/L	616,7	452,0	26,7%
Sólidos suspensos totais	mg/L	2,4	0,7	70,8%
Turbidez	NTU	1,2	0,16	86,7%
Coliformes termotolerantes	UFC/100 mL	4,0E+03	0	100%

Tabela 2: Valores médios dos resultados.

Conforme esperado, não houve redução significativa de cloretos, condutividade, alcalinidade, bicarbonatos, RAS°, fósforo total, nitrogênio amoniacal, nitrato e sólidos dissolvidos totais, uma vez que compostos iônicos não fazem parte da faixa de retenção dessa membrana.

De acordo com alguns autores (XING et al, 2000; BRIÃO e TAVARES, 2007; JU QUIN et al, 2004), a UF é excelente na remoção de sólidos em suspensão e turbidez. Porém, nesta pesquisa, as eficiências não parecem tão elevadas por que o afluente à membrana apresentava baixos valores desses constituintes.

A UF mostrou um desempenho notável na remoção de DBO. Quando se trata de reúso urbano não potável são requeridas concentrações inferiores a 30 mg/L (tabelas 3 e 4).

Essa membrana também é recomendada para eliminação total de microrganismos, pois os tamanhos dos poros nessas membranas são menores que o dos protozoários, bactérias e até mesmo vírus (HABERT et al., 2006). Embora não tenha sido possível fazer a análise dos demais patógenos, pode-se observar na tabela 2 que todos os coliformes termotolerantes do esgoto foram retidos, sendo um indicativo de desinfecção.

Os parâmetros que fornecem indicativos dos aspectos estéticos da água, como turbidez e sólidos em suspensão, são cada vez mais aceitos como variáveis físico-químicas para o monitoramento da qualidade da água de reúso. Além da clarificação do efluente, a remoção de matéria orgânica e a presença de microrganismos patogênicos representam a ameaça mais comum à reutilização de esgotos sanitários. Em função disso, esses indicadores são geralmente requisitados nas regulamentações para o reúso urbano não potável, a exemplo das apresentadas nas tabelas 3 e 4.

PADRÕES DE QUALIDADE		CATEGORIAS DE REÚSO	
Parâmetro	Unidade	Restrição de acesso moderada	Restrição de acesso severa
pH	-	6 - 9	6 - 9
DBO	mg/L	≤10	≤30
Turbidez	UNT	≤2	-
SST	mg/L	1	<30
Coliformes termotolerantes	UFC/100mL	Não detectável	<200
Ovos de helmintos	Ovo/L	<1	1
Cloro residual	mg/L	<1	<1
Condutividade elétrica	dS/m	<0,7	<3,0
RAS	-	<3	3 – 9
SDT	mg/L	<450	<2000
Cloreto	mg/L	<106	<350
Boro	mg/L	<0,7	<2,0

Distância de precaução	m	70 (para poço de captação de água potável)	
Tipo de tratamento		Tratamento secundário, filtração e desinfecção	Tratamento secundário, filtração e desinfecção

Tabela 3: Padrão de qualidade para reúso urbano não potável segundo a resolução SES/SMA/SSRH Nº 01/2017 (SÃO PAULO, 2017).

Comparando a qualidade do permeado de UF (tabela 2) com uma legislação nacional (tabela 3), verifica-se que todos os parâmetros analisados neste trabalho foram atendidos, sendo que não foram abrangidos neste trabalho o boro e os ovos de helmintos. No entanto, o boro apresenta-se em concentrações baixíssimas nos

esgotos tipicamente domésticos, segundo Feigin et al (1991) a concentração desse micronutriente nos efluentes domésticos secundários situa-se entre 0 e 1 mg/L. Quanto aos ovos de helmintos, eles certamente são removidos na membrana de UF, já que ela é capaz de reter vírus, que são milhares de vezes menores que os ovos de helmintos de menor diâmetro, que possuem em torno de 30 µm (DE CARLI, 2001).

Em relação aos parâmetros que não estão dentro da faixa de retenção da UF, como condutividade elétrica, cloretos, RAS e sólidos dissolvidos totais, as concentrações deles no efluente secundário da ETE experimental já se encontravam em conformidade com o requisitado na tabela 3, pelo menos na modalidade de restrição de acesso severa.

Parâmetros	Unidade	Valores limite	
		Virgínia	Flórida
DBO5	mg/L	10	20
Sólidos suspensos totais	mg/L	Não especificado	5
Turbidez	NTU	2	2
Coliformes fecais	UFC/100 mL	11	25

Tabela 4: Padrões de qualidade de água para reúso urbano não potável irrestrito estabelecido pelos estados da Virgínia e da Flórida – EUA (EPA, 2012).

Confrontando a qualidade do permeado, desta vez com duas legislações internacionais (tabela 4), observa-se que o filtrado da UF enquadra-se em ambas as regulamentações.

Desta forma, o permeado de UF, aplicado no pós-tratamento de efluente sanitário, atendeu aos padrões de qualidade requisitados, no tocante aos parâmetros estudados, tanto pela regulamentação nacional quanto para a internacional.

4 | CONCLUSÕES

Com base no trabalho realizado, concluiu-se que:

A membrana de UF é eficiente na remoção de sólidos suspensos, matéria orgânica e microrganismos, nos efluentes sanitários pré-tratados em sistemas biológicos de nível secundário.

O permeado da UF, obtido no pós-tratamento de efluente sanitário, é adequado para reúso não potável no meio urbano, nas modalidades restrita e irrestrita, atendendo regulamentações tanto a nível nacional quanto internacional.

REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION – AWWA; WATER ENVIRONMENT FEDERATION – WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21º ed. Washington, D.C, USA. 2005.

BRASIL. Agência Nacional de Águas – ANA. **Atlas Esgotos: Despoluição das Bacias Hidrográficas, 2017**. Disponível em: <http://atlasesgotos.ana.gov.br/>. Acesso em: 16/11/2017.

BRASIL. Conselho Nacional dos Recursos Hídricos. **Resolução nº 54 de 28 de novembro de 2005**. Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.ceivap.org.br/ligislacao/Resolucoes-CNRH/Resolucao-CNRH%2054.pdf>. Acesso em: 15 out de 2018.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. **Censo Demográfico, 2010**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/>. Acesso em 03 de out. 2018.

BRIÃO, V. B.; TAVARES, C. R. G. Ultrafiltração como processo de tratamento para o reúso de efluentes de laticínios. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, Nº 2, p. 134-138, abr/jun, 2007.

CAMPINAS. **Resolução conjunta SVDS/SMS Nº 09, de 04 de agosto de 2014**. Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para o reúso não potável de água, provenientes de Estações de Tratamento de Esgotos (ETES) de sistemas públicos para fins de usos múltiplos no município de Campinas. Disponível em: <http://campinas.sp.gov.br/governo/meio-ambiente/resolucao-09-2014.pdf>. Acesso em: 15 out de 2018.

CONAMA. **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 de Meio Ambiente – CONAMA. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acesso em: 15 out de 2018.

DE CARLI, G. A. Parasitologia Clínica: **Seleção de Métodos e técnicas de laboratório para diagnóstico das parasitoses humanas**. Ed. Atheneu, São Paulo, 2001.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. **Guidelines for water reuse**. United States Environmental Protection Agency, U.S Agency for International Development: Washington, D.C, 2012.

FEIGIN, A.; RAVINA, I.; SHALHEVET, J. **Irrigation with treated sewage effluent: management for environmental protection**. Ed. Springer-Verlag, Berlin, 1991.

HABERT, A. C.; BORGES, C. P.; NOBREGA, R. **Processos de separação por membranas**. Rio de Janeiro: E-papers, 2006.

JU QUIN, J. et al. Dead-end ultrafiltration for pretreatment of RO in reclamation of municipal wastewater effluent. **Journal membrane of science**, v. 243, p. 107-113, nov, 2004.

ONU. **World Urbanization Prospects**. Estados Unidos, 2014.

PEREIRA, M. C. B.; PAULA JÚNIOR, A. C. de. Segurança hídrica nas águas do meio urbano. **Águas do Brasil**, Ed. 11, p. 39-41, dez. 2014.

SÃO PAULO. **Resolução Conjunta SES/SMA/SSRH Nº 01, de 28 de junho de 2017**. Disciplina o reúso direto não potável de água, para fins urbanos, proveniente de Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário e dá providências correlatas. Disponível em: <http://www2.ambiente.sp.gov.br/legislacao/resolucoes-sma/resolucao-conjunta-ses-sma-ssrh-01-2017/>. Acesso em: 06 out de 2018.

TEIXEIRA, M. M. C. G. R. **Ultrafiltração no tratamento de águas para consume humano**.

Dissertação de mestrado, Faculdade de Ciências e Engenharia da Universidade de Nova Lisboa. Lisboa, 2001.

XIA, S. et al. Pilot study of drinking water production with ultrafiltration of water from the Songhuajiang river (China). **Desalination**, v. 179, p. 369-374, jul. 2005.

XING, C. H. et al. Ultrafiltration membrane bioreactor for urban wastewater reclamation. **Journal of membrane science**, v. 177, p. 73-82, ago, 2000.

WINTGENS, T. et al. The role of membrane processes in municipal wastewater reclamation and reuse. **Desalination**, v. 178, p.1-11, jul. 2005.

APLICAÇÃO WEB PARA PRÉ-DIMENSIONAMENTO DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO

Data de aceite: 06/01/2020

Rafael Pereira Maciel

Universidade Federal do Rio Grande, Escola de Engenharia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Oceânica
Rio Grande – RS

Luís Henrique Magalhães Costa

Universidade Estadual Vale do Acaraú, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Curso de Graduação em Engenharia Civil
Sobral – CE

Nágila Veiga Adrião Monteiro

Universidade Federal do Rio Grande, Escola de Engenharia, Programa de Pós-Graduação em Modelagem Computacional
Rio Grande – RS

Liércio André Isoldi

Universidade Federal do Rio Grande, Escola de Engenharia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Oceânica
Rio Grande – RS

RESUMO: O lançamento de esgotos não tratados em corpos hídricos traz sérias consequências à saúde pública e ao meio ambiente. Embora a preocupação com saneamento básico no Brasil tenha crescido nos últimos anos, a atual situação está longe de ser a ideal, pois parte da população ainda

não recebe esgotamento sanitário, nem todas as estações de tratamento atendem às condições mínimas exigidas para o lançamento de esgotos, além da carência de mão-de-obra técnica qualificada para elaboração de projetos de saneamento. Neste contexto, fica claro a necessidade do acesso a informações sobre dimensionamento e elaboração de projetos, visando proporcionar à população os princípios de universalização e integralidade dos serviços de saneamento básico. Na intenção de apresentar métodos claros de dimensionamento e auxiliar no processo de tomada de decisões, o presente trabalho objetiva a criação de uma aplicação web que realize os cálculos de pré-dimensionamento de estações de tratamento de esgotos. A aplicação foi desenvolvida com o uso das linguagens HTML e JavaScript, do mecanismo CSS, e realiza o dimensionamento de tratamento preliminar, o que inclui calhas Parshall, grades de barras e desarenadores; lagoas facultativas; lagoas aeradas facultativas; lagoas aeradas de mistura completa seguidas de lagoas de decantação; lagoas anaeróbias seguida de lagoas facultativas; lagoas anaeróbias seguida de lagoas facultativas e lagoas de maturação; reatores UASB seguido de filtros biológicos percoladores; e tratamento individual (fossas sépticas e sumidouros). Bem como realiza análise da autodepuração de corpos hídricos com lançamento pontual único

de efluentes. A aplicação pode ser encontrada no endereço <hidrouva.com.br>.

PALAVRAS-CHAVE: Aplicação web; Pré-dimensionamento; Estações de Tratamento de Esgotos.

WEB APPLICATION FOR PREDESIGN OF WASTEWATER TREATMENT PLANTS

ABSTRACT: The discharge of untreated sewage into water bodies has serious consequences for public health and the environment. Although concern about basic sanitation in Brazil has grown considerably in recent years, the current situation is far from ideal, as part of the population still does not have access to sewage collection. In addition, not all treatment plants actually meet the minimum conditions required for sewage disposal, and there is a shortage of qualified technical labor for sanitation projects. In this context, it is clear the need for access to information on design and project development, aiming to provide the population with the principles of universalization and integrality of basic sanitation services. In order to present clear design methods and to assist in the decision making process, the present work aims to create a web application that performs predesign calculations of wastewater treatment plants. The application was developed using the HTML and JavaScript languages, and the CSS engine; and it designs preliminary treatment, which includes Parshall flumes, coarse screening, and grit removal; facultative stabilization ponds; aerated facultative stabilization ponds; aerated complete mixture ponds followed by settling ponds; anaerobic ponds followed by facultative ponds; anaerobic ponds followed by facultative ponds and maturation ponds; UASB reactors followed by percolating biological filters; individual sewage treatment (septic tanks and leach drains); and performs analysis of self-depuration in watercourses with single point discharge of effluents. The application can be found at <hidrouva.com.br>.

KEYWORDS: Web Application; Predesign; Wastewater Treatment Plant.

1 | INTRODUÇÃO

A água doce, amplamente utilizada para consumo humano, é um bem natural renovável, porém diante da necessidade humana do consumo de água, faz-se necessária a correta manutenção da pequena parcela propícia ao consumo humano (VON SPERLING, 2005; BRAGA et. al., 2005).

Barros (2013) afirma que o lançamento de esgoto não tratado é um dos principais fatores que contribuem para a poluição das águas. O tratamento de esgotos, quando existente, em grande parte dos casos é insuficiente para a remoção satisfatória de poluentes, principalmente para o atendimento aos padrões legais.

O Diagnóstico de Serviços de Água e Esgoto – 2016, produzido pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), aponta que, do total de esgotos gerados em todo o Brasil, incluindo esgotos coletados e não coletados, apenas

44,9% passa por algum tipo de tratamento, e deste percentual, apenas 74,9% são tratados (BRASIL, 2018).

De acordo com o Atlas do Saneamento (IBGE, 2011), 30,5% dos municípios brasileiros lançam esgoto não tratado em corpos d'água e utilizam estes corpos receptores para vários usos a jusante, como o abastecimento de água, a recreação, a irrigação e a aquicultura. A maioria dos problemas sanitários que afetam a população mundial estão intrinsecamente relacionados com o meio ambiente. Um exemplo é a diarreia que, com mais de quatro bilhões de casos por ano, é uma das doenças que mais aflige a humanidade (GUIMARÃES et al., 2007).

Problemas relacionados à saúde, ao saneamento e ao meio ambiente envolvem grande parte da população mundial. No Brasil, o déficit no acesso aos serviços básicos atinge principalmente as populações mais carentes nas zonas periféricas das cidades e zonas rurais. A inexistência ou ineficácia de serviços de saneamento favorece o agravamento da saúde e da qualidade de vida da população (SANTOS, et. al., 2018). Para que ocorresse a universalização dos serviços de água e esgoto até o ano de 2024, seriam necessários investimentos anuais da ordem de R\$ 11 bilhões, que correspondem a 0,6% do PIB. No entanto, nos anos anteriores os investimentos se situaram próximos aos R\$ 3 bilhões (AESBE, 2006).

Neste viés, o Instituto Trata Brasil (ITB, 2018) afirma que a universalização do saneamento básico traria ao país benefícios econômicos e sociais de mais de R\$ 1,1 trilhão em 20 anos. Isso quer dizer que os ganhos com a expansão dos serviços de água e esgoto no Brasil são maiores que os custos para investir neste setor.

2 | MATERIAIS E MÉTODOS

Para a realização do presente trabalho, este foi dividido, em três etapas, onde na primeira decidiu-se o conteúdo da aplicação web de pré-dimensionamento; na segunda esta foi desenvolvida computacionalmente; e na terceira foram realizados os estudos de caso para validação da aplicação.

2.1 Primeira Etapa: Escolha dos Métodos de Tratamento Adotados

Inicialmente, buscou-se fazer uma extensa revisão bibliográfica a fim de se encontrar trabalhos existentes que abordassem o uso de ferramentas computacionais voltadas para o dimensionamento e planejamento de Estações de Tratamento de Esgoto, como, por exemplo, aquelas utilizadas por Rocha et al. (1999), Barros (2013), Mikowski (2013) e Andrade (2016). Buscou-se, também, em normas técnicas e na bibliografia existente unidades, fluxogramas e tecnologias de tratamento que são utilizados no sistema brasileiro de tratamento de efluentes, e indicações para o dimensionamento destes. Uma vez que Von Sperling (2005), Jordão e Pessôa (2014),

Von Sperling (2014) e Von Sperling (2017) abordam as tecnologias contempladas na aplicação desenvolvida ao mesmo tempo em que contribuem com experiências profissionais práticas, adotou-se neste trabalho, essencialmente, as indicações propostas por estes autores.

Sistema de tratamento	Eficiência de remoção (%)						
	DBO	DQO	SS	Amônia	Nitrogênio	Fósforo	Coliformes
Lagoa facultativa	75 – 85	65 – 80	70 – 80	< 50	< 60	< 35	90 – 99
Lagoa aerada facultativa	75 – 85	65 – 80	70 – 80	< 30	< 30	< 35	90 – 99
Lagoa aerada de mistura completa seguida de lagoa de decantação	75 – 85	65 – 80	80 – 87	< 30	< 30	< 35	90 – 99
Lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa	75 – 85	65 – 80	70 – 80	< 50	< 60	< 35	90 – 99
Lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa e lagoa de maturação	80 – 85	70 – 83	70 – 80	40 – 80	40 – 70	> 40	99,9 – 99,999
Reator UASB seguido de Filtro biológico percolador	80 – 93	73 – 88	87 – 93	< 50	< 60	< 35	90 – 99
Tratamento individual	90 – 98	85 – 95	> 93	> 65	> 65	> 50	99,99 – 99,999

Tabela 1: Eficiências de remoção de matéria orgânica e organismos patogênicos dos sistemas de tratamento adotados na aplicação web. Fonte: Von Sperling (2005) e Von Sperling (2017).

Foram também adotadas as recomendações existentes nas Normas Brasileiras Regulamentadoras NBR 13969:1997 (ABNT, 1997) e NBR 12209:2011 (ABNT, 2011), que tratam, respectivamente, a respeito da elaboração de projetos de tanques sépticos e projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários.

Sistema de tratamento	Custos	
	Implantação (R\$/hab)	Operação (R\$/hab.ano)
Lagoa facultativa	40 – 80	2,0 – 4,0
Lagoa aerada facultativa	50 – 90	5,0 – 9,0
Lagoa aerada de mistura completa seguida de lagoa de decantação	50 – 90	5,0 – 9,0
Lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa	30 – 75	2,0 – 4,0
Lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa e lagoa de maturação	50 – 100	2,5 – 5,0
Reator UASB seguido de Filtro biológico percolador	60 – 90	5,0 – 7,5
Tratamento individual	60 – 100	3,0 – 5,0

Tabela 2: Custo energético dos sistemas de tratamento adotados na aplicação web. Fonte: Von Sperling (2005) e Von Sperling (2017).

A escolha das tecnologias abordadas foi também fundamentada em alguns fatores, como: custo energético; custos de implementação e manutenção; abrangência do uso; e eficiência de remoção de matéria orgânica e organismos patogênicos. Os valores de custo energético e eficiência de remoção de matéria orgânica e organismos patogênicos, como apresentados por Von Sperling (2003) e Von Sperling (2017), podem ser visualizados nas tabelas 1 e 2.

Seguidamente, foram selecionadas as tecnologias de tratamento abordadas na aplicação, procurando-se adotar tecnologias amplamente empregadas em estações de tratamento de esgoto de cidades de pequeno e médio porte e que apresentem baixos custos de implantação e manutenção. São elas: lagoa facultativa; lagoa aerada facultativa; lagoa aerada de mistura completa seguida de lagoa de decantação; lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa; lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa e lagoa de maturação; reator UASB seguido de filtro biológico percolador; e tratamento individual (fossa séptica e sumidouro).

Complementarmente a estas tecnologias, foram também desenvolvidas páginas para tratamento preliminar, fase presente em todos os fluxogramas de tratamento e onde pode ser feito o dimensionamento de calha Parshall, grade de barras e desarenador, responsáveis pela remoção de sólidos grosseiros e areia; e para autodepuração de corpos hídricos, onde é avaliada a capacidade, em um corpo hídrico, de autodepuração, processo natural no qual cargas poluidoras, de origem orgânica, lançadas em um corpo d'água são neutralizadas. Um fluxograma representando as opções de tratamento e análise disponíveis pode ser visualizado na figura 1.

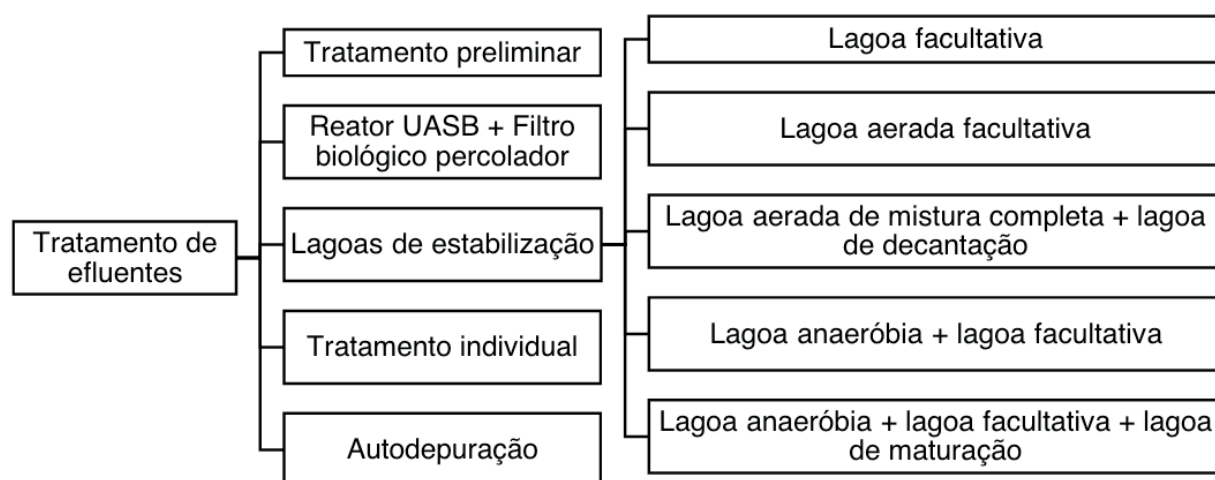


Figura 1: Fluxograma apresentando opções de tratamento disponíveis no menu da aplicação.

Fonte: Autor, 2019.

2.2 Segunda Etapa: Desenvolvimento da Aplicação Web

Nesta etapa, objetivou-se a criação da aplicação web. O desenvolvimento

da aplicação foi realizado no editor de código-fonte Visual Studio Code, criado e disponibilizado pela Microsoft. Foram adotadas as linguagens de programação front-end HTML, CSS e JavaScript, onde a escolha destas pode ser justificada na amplitude da difusão de smartphones, nos quais a aplicação pode ser facilmente acessada, sem a necessidade de instalação de um software, além da simplicidade na implementação. A linguagem HTML (do inglês: *HyperText Markup Language*) foi utilizada, por meio do uso de marcadores (do inglês: *tags*), para a construção do corpo do site, inserção de texto, imagens, botões, tabelas e formulários, assim como seus respectivos campos; o mecanismo CSS (do inglês: *Cascading Style Sheets*) é responsável pela estilização das páginas, como cores, fonte, espaçamentos, posicionamento, etc.; e a linguagem JavaScript foi utilizada para a criação das funções responsáveis por identificar os campos contendo as variáveis de entrada, utilizar estas variáveis para realizar os cálculos de dimensionamento e retornar os resultados aos campos destinado às variáveis de saída.

As páginas da aplicação são compostas, essencialmente, por seções contendo formulários, onde, em cada formulário, há campos a serem preenchidos que receberão os dados de entrada e campos que mostrarão os dados de saída. Para cada seção, foram criadas funções, em JavaScript, que realizam cálculos de dimensionamento e estas funções são acionadas pelo usuário através de botões. Cada função recebe dados de entrada provenientes dos campos encontrados nas páginas, realiza os cálculos e retorna estes valores para a página, nos campos destinados às variáveis de saída, conforme mostrado na figura 2. Os valores dos dados de entrada devem estar nas unidades correspondentes às unidades requeridas pelas fórmulas utilizadas, especificadas em cada página.

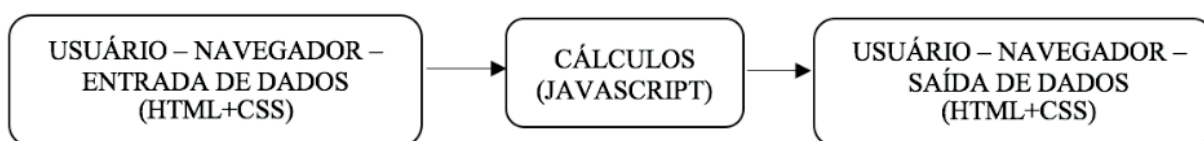


Figura 2: Fluxograma de realização de cálculos. Fonte: Autor, 2019.

O modelo do layout foi retirado e adaptado do template disponível no site <<https://github.com/puikinsh/notika>> e o site foi hospedado no servidor <<https://www.godaddy.com>>.

2.3 Terceira Etapa: Estudo de Caso para Validação da Aplicação Web

A fim de se comprovar a eficiência da aplicação de realizar corretamente os cálculos de dimensionamento, realizaram-se três estudos de caso, comparando-se os dimensionamentos executados pela aplicação àqueles realizados por Von Sperling (2014); Jordão e Pessôa (2014); e Von Sperling (2017), utilizando-se dos

mesmos dados, os quais podem ser observados na tabela 3.

Sistema de tratamento	Dados de entrada	Valores
Lagoa facultativa	Vazão afluente Concentração de substrato afluente Taxa de aplicação superficial Profundidade Relação comprimento/largura Temperatura do efluente no mês mais frio	3000 m ³ /d 350 mg/l 220 kgDBO ₅ /ha.d 1,80 m 2,5 23 °C
Fossa séptica e sumidouro	Número de pessoas ou unidades de contribuição Contribuição "per capita" de despejos Taxa de acumulação de lodo digerido Contribuição de lodo fresco Profundidade útil fixada Largura estimada da fossa Coeficiente de infiltração de água no solo Número de sumidouros	26 hab 130 l/hab.d 57 d 1,00 l/hab.d 1,50 m 1,20 m 90 l/m ² .dia 2 unidades
Autodepuração	Vazão do rio Vazão de esgotos Demanda bioquímica de oxigênio do rio	0,76 m ³ /s 0,114 m ³ /s 2,0 mg/l
	Demanda bioquímica de oxigênio de esgotos Concentração de oxigênio dissolvido do rio Concentração de oxigênio dissolvido de esgotos Concentração de saturação de oxigênio Coeficiente de desoxigenação Coeficiente de decomposição Coeficiente de reaeração Velocidade do rio Temperatura média da água no mês mais seco	341 mg/l 7,1 mg/l 0,0 mg/l 7,9 mg/l 0,40 d ⁻¹ 0,70 d ⁻¹ 4,99 d ⁻¹ 0,26 m/s 22 °C

Tabela 3: Dados utilizados no dimensionamento de lagoa facultativa e fossa séptica, e análise da autodepuração de um corpo hídrico.

3 | RESULTADOS E ANÁLISE

3.1 Aplicação Web

Como produto do presente estudo, uma aplicação web para o pré-dimensionamento de estações de tratamento de esgoto foi desenvolvida. Deu-se à aplicação o nome de HidroUVA e esta pode ser encontrada no endereço <www.hidrouva.com.br>.

A aplicação conta com sete páginas que realizam dimensionamento de diferentes tecnologias de tratamento de esgoto e uma página que analisa o processo de autodepuração de corpos hídricos. Ao acessar o site, o usuário se depara com a página inicial, onde ele é levado a escolher com o que quer trabalhar: tratamento de esgoto, tratamento de água ou hidrologia (estes dois últimos a serem desenvolvidos) e que método de tratamento dimensionar ou analisar, como pode ser visto na figura



Figura 3: Página inicial da aplicação web.

Devido ao fato de as lagoas de estabilização serem uma tecnologia relativamente simples, de grande difusão no sistema de tratamento de esgoto brasileiro e de se mostrarem eficientes na remoção de matéria orgânica e organismos patogênicos, além de possuírem diferentes níveis de simplicidade operacional, mais de um fluxograma envolvendo lagoas de estabilização foi considerado, adotando-se aqueles recomendados por Von Sperling (2017).

Desta forma, levando-se em conta a eficiência de remoção de matéria orgânica e organismos patogênicos, e o custo energético, como anteriormente mencionado, as seguintes tecnologias de tratamento foram adotadas:

- Tratamento preliminar: nesta página são realizados cálculos para dimensionamento dimensões e área de calha Parshall, desarenador e grade de barras;
- Lagoa facultativa: realiza cálculos para obtenção das dimensões, área, volume e tempo de detenção hidráulica, entre outros dados, de uma lagoa facultativa;
- Lagoa aerada facultativa: realiza os mesmos cálculos de dimensionamento encontrados na página de lagoas facultativas, acrescido apenas das seções de dimensionamento de requisitos de oxigênio e energia;
- Lagoa aerada de mistura completa seguida de lagoa de decantação: nesta página são realizados cálculos de dimensionamento para obtenção de dimensões, área, volume e tempo de detenção hidráulica para ambas as lagoas; e eficiência de remoção de DBO, requisitos de oxigênio e de energia para a lagoa aerada de mistura completa;
- Lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa: nesta página são realizados cálculos de dimensionamento para obtenção de dimensões, área, volume e tempo de detenção hidráulica lagoas anaeróbias e facultativas;
- Lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa e lagoa de maturação: diferencia-se do sistema anterior pela presença de lagoas de maturação, onde o objetivo é a remoção do efluente de organismos patogênicos, como bactérias, vírus, cistos de protozoários e ovos de helminto;

- Reator UASB seguido de filtro biológico percolador: realiza cálculos de dimensionamento de um reator UASB, obtendo valores para dimensões, área, volume e carga orgânica volumétrica deste; e valores para eficiência de remoção de DBO, dimensões, área, volume, entre outros dados, relativos aos braços distribuidores do filtro biológico percolador;

- Tratamento individual: nesta página são realizados cálculos de dimensionamento de fossa séptica e sumidouro (s), obtendo-se valores para dimensões destas unidades, assim como suas respectivas área e volumes;

- Autodepuração: nesta página é realizada a análise da capacidade de autodepuração de um corpo hídrico após um lançamento pontual único de efluentes, obtendo-se valores de concentração e déficit de oxigênio dissolvido, produzindo, também, um gráfico referente ao perfil de oxigênio dissolvido do rio.

3.2 Validação da aplicação

Como método de validação do desempenho da aplicação web, foram realizados três estudos de caso. Como mencionado anteriormente, comparou-se os dimensionamentos e análise executados na aplicação àqueles realizados por Von Sperling (2014); Jordão e Pessoa (2014); e Von Sperling (2017), utilizando-se dos dados providos por estes autores. Foram selecionadas as tecnologias de lagoa facultativa, tratamento individual (fossa séptica e sumidouro), e análise da autodepuração de um corpo hídrico com um lançamento pontual único. Os dados de entrada utilizados pelos autores podem ser visualizados tabela 1.

Após obtidos os dados de entrada, estes foram inseridos nos campos correspondentes das páginas. Os valores de entrada, bem como os resultados encontrados podem ser visualizados nas figuras 4, 5 e 6, que apresentam as seções retiradas diretamente do site. É importante ressaltar que uma conversão nos valores de vazão foi necessária, uma vez que a aplicação recebe estes valores em litros por segundo, ao passo que Von Sperling (2017) fornece os dados em metros cúbicos por segundo.

Dimensões da lagoa

Vazão média de fim de plano, em L/s	34,72
Taxa de aplicação superficial, em kg DBO/ha.d	220
Concentração de substrato afluente, em mg/L	350
Carga orgânica bruta, em kg/d	1049,93
Área superficial calculada, em m ²	47724,22
Área superficial estimada, em m ²	48000,00

(a)

Profundidade	
Profundidade adotada para a lagoa, em m	1,8
Volume da lagoa, em m ³	86400,00
Tempo de detenção hidráulica, em dias	29

Comprimento e Largura	
Relação Comprimento/Largura adotada, deve estar entre 2 e 4	2,5
Comprimento da lagoa, em m	348,00
Largura da lagoa, em m	139,00

(d)

Modelo de mistura completa	
Temperatura média do mês mais frio, em °C	23
Coefficiente de remoção de DBO corrigido para a temperatura do mês mais frio, em d ⁻¹	0,41
Estimativa da concentração da DBO solúvel efluente, em mg/L	27,6
Concentração da DBO ₅ particulada efluente, em mg/L	28,0
DBO total efluente, em mg/L	55,6
Eficiência de remoção da DBO, em %	84,11

(b)

Nível	Comprimento	Largura
Terreno	354,00	145,00
Espelho d'água	351,60	142,60
Meia profundidade	348,00	139,00
Fundo	344,40	135,40

(c)

(e)

Figura 4: Resultados obtidos no dimensionamento de uma lagoa facultativa para carga orgânica bruta e área superficial (a); concentração de DBO, solúvel, particulada e total, e eficiência de remoção (b); dimensões de profundidade (c), comprimento e largura (d) nas cotas de terreno; e dimensões nas cotas de espelho d'água, meia profundidade e fundo (e).

Pôde-se constatar que, com exceção dos valores de comprimento e largura, foram obtidos os mesmos resultados que aqueles encontrados por Von Sperling (2017). Isto deveu-se ao fato de a aplicação limitar a quantidade e a disposição das lagoas, não oferecendo a opção de dimensionamento de lagoas em paralelo.

Número de pessoas ou unidades de contribuição (N)	26
Contribuição de despejos, em litro/pessoa x dia, ver Tabela 1 (C)	130
Taxa de acumulação de lodo digerido em dias, equivalente ao tempo de acumulação de lodo fresco, ver Tabela 3 (K)	57
Contribuição de lodo fresco, em litro/pessoa x dia, ver Tabela 1 (Lf)	1
Volume útil da fossa séptica, em m ³	5,29

Profundidade útil fixada, em m, ver Tabela 4	1,5
Largura da fossa estimada, em m	1,2
Comprimento da fossa, em m	2,90
Verificação da relação Comprimento/Largura (L/B)	2,42

deve estar entre 2 e 4

(a)

Coefficiente de infiltração de água no solo, em L/m ² .dia	<input type="text" value="90"/>	Área das paredes do sumidouro	<input type="text" value="18,78"/>
Número de sumidouros	<input type="text" value="2"/>	<input type="button" value="Calcular"/>	

Dimensões do sumidouro

Diâmetro adotado, em m	<input type="text" value="2"/>	<i>deve ser maior que 1,5m</i>	Profundidade calculada	<input type="text" value="3,00"/>	<input type="button" value="Calcular"/>
------------------------	--------------------------------	--------------------------------	------------------------	-----------------------------------	---

(b)

Figura 5: Resultados obtidos na página da aplicação, no dimensionamento de uma fossa séptica (a); área das paredes de um ou mais sumidouros (b); e dimensões de um ou mais sumidouros (c).

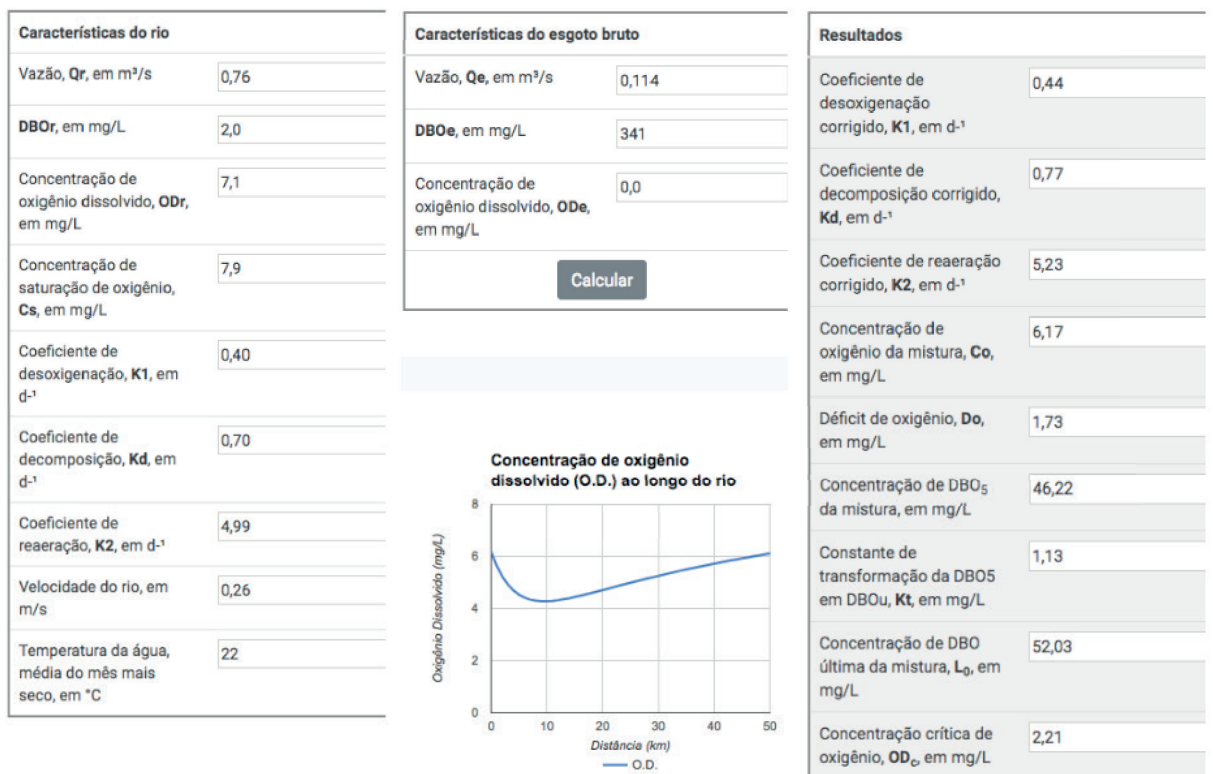


Figura 6: Resultados obtidos na página da aplicação, na análise da autodepuração de um corpo hídrico com lançamento pontual único.

Pôde-se constatar que as diferenças encontradas nos cálculos se deveram exclusivamente a diferentes aproximações nos cálculos. Desta forma, os resultados encontrados nos estudos de caso comprovam que a aplicação web apresenta um desempenho satisfatório no que concerne ao pré-dimensionamento de estações de tratamento efluentes.

4 | CONCLUSÕES

Em detrimento dos problemas de saneamento básico no cenário brasileiro, a aplicação web desenvolvida foi criada com o objetivo de auxiliar e orientar na

disseminação de informações a respeito do dimensionamento de Estações de Tratamento de Esgoto, tendo como público-alvo estudantes de graduação e pós-graduação das disciplinas de Saneamento Básico, e profissionais da área na determinação de parâmetros de projetos, uma vez que os métodos de tratamento abordados se apresentam satisfatoriamente aplicáveis e condizentes com a realidade brasileira.

Com a análise dos resultados, pôde-se, portanto, concluir que a aplicação atende satisfatoriamente os objetivos estabelecidos e pode ser utilizada para o dimensionamento dos métodos de tratamento apresentados. A aplicação poderá ser usada por acadêmicos que buscam aprender mais sobre o tratamento de esgotos, assim como por profissionais no tocante a projetos de saneamento. Andrade (2016) chama, porém, a atenção para a qualidade dos dados utilizados, onde para a obtenção de resultados satisfatórios com a utilização da aplicação é necessário que o usuário possua algum conhecimento acerca de tratamento de esgotos.

Por fim, pode-se apontar alguns tópicos para colaborações futuras. Além das tecnologias de tratamento atualmente abordadas na aplicação, sugere-se a ampliação da gama de tecnologias disponíveis para o dimensionamento, tais como sistemas de lodos ativados; filtros anaeróbios em fluxogramas de tratamento individual; e tecnologias de pós-tratamento para efluentes de reatores UASB. Sugere-se, também, a abordagem de outros segmentos, tais como tratamento de água, hidrologia e dimensionamento de canais de escoamento. Desta forma, uma maior concentração de informações sobre recursos hídricos poderá ser encontrada na aplicação.

REFERÊNCIAS

ANDRADE, V. S. **Sistema Computacional para pré-dimensionamento de estações de tratamento de esgotos domésticos para municípios de pequeno e médio porte**. Trabalho Final de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária) – Universidade Federal de Juiz de Fora. Minas Gerais, 2016.

AESBE – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS EMPRESAS ESTADUAIS DE SANEAMENTO. **PNAD 2005: aumenta o déficit de dos serviços de saneamento básico. Projeções indicam universalização em 50 anos**. AESBE Associação Brasileira das Empresas Estaduais de Saneamento, 2006.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 12209: **Elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro, 2011.

_____. NBR 13969: **Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação**. Rio de Janeiro, 1997.

BARROS, H. B. **Sistema auxiliar a projetos de estações de tratamento de esgotos compactas: SAPETEC**. 2013. 134 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2013. Disponível em: <<http://repositorio.utfpr.edu.br:8080/jspui/>>

handle/1/587>. Acesso em: 07 fev. 2019.

BRAGA, B. et al. **Introdução à Engenharia Ambiental**. 2a ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005. 318p. ISBN: 978-85-7605- 041-4

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2016**. Brasília: SNSA/ MCIDADES, 2018. 220 p.: il.

GUIMARÃES, A. J. A. et al. **Saneamento básico**. UFRRJ. Rio de Janeiro, 2007. Disponível em: <<http://www.ufrrj.br/institutos/it/deng/leonardo/downloads/APOSTILA/Apostila%20IT%20179/Cap%201.pdf>>. Acesso em: 15 jan. 2019.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Atlas Nacional de Saneamento Básico 2011**. 268p. ISBN 978-85-240-4202-7. Rio de Janeiro. 2011.

ITB – INSTITUTO TRATA BRASIL. **Benefícios Econômicos e Sociais da Expansão do Saneamento no Brasil**. Nov. 2018. Disponível em: <http://www.tratabrasil.org.br/images/estudos/itb/beneficios/sumario_executivo.pdf>. Acesso em: 20 fev. 2019.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 7a ed. Rio de Janeiro: ABES, 2014.

MIKOWSKI, A. A. B.; TAKEUCHI, C. M. **Sistema informatizado para dimensionamento de unidades de tratamento de esgoto**. Trabalho Final de Curso (Graduação em Engenharia de Produção Civil) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2013.

ROCHA, K. M. et al. **Desenvolvimento de Software para Pré-Dimensionamento de Reatores Anaeróbios de Manta de Lodo - UASB**. 1999. Trabalho apresentado ao 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro – RJ, 1999. Disponível em: <<http://www.e-publicacoes.uerj.br/index.php/ric/article/download/29258/22933>> Acesso em: 15 fev. 2019.

SANTOS, F. F. S. et al. **O desenvolvimento do saneamento básico no Brasil e as consequências para a saúde pública**. Revista Brasileira de Meio Ambiente, v.4, n.1. p.241-251, 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.5281/zenodo.2543054>

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

_____. **Estudos e modelagem da qualidade da água dos rios**. 2a ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v. 7).

_____. **Lagoas de estabilização**. 3a ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2017. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v. 3).

AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE LAGOAS APLICADAS AO TRATAMENTO DE EFLUENTES SANITÁRIOS APÓS REMOÇÃO DE LODO

Data de aceite: 06/01/2020

Yasmine Westphal Benedet

Engenheira Sanitarista e Ambiental - Universidade Federal de Santa Catarina
Florianópolis - SC
Pós-graduação em Química Industrial -
Faculdades Integradas Espírito-Santenses
Vitória - ES

Patrick Ikaru Ferraz Suzuki

Técnico em Meio Ambiente - Centro Universo de Educação e Desenvolvimento
Vitória - ES
Engenheiro de Produção - Multivix
Vitória - ES

Nattália Tose Lopes

Engenheira Química - Faculdades Integradas de Aracruz
Aracruz - ES
Mestra em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável – Universidade Federal do Espírito Santo
Vitória - ES

Sara Cristina Silva

Engenheira Química – Universidade Federal do Espírito Santo
Vitória - ES
Mestra em Engenharia Química - Universidade Estadual de Campinas
Campinas - SP

RESUMO: Muitos sistemas de tratamento de esgotos domésticos do Brasil foram projetados e construídos para operar por meio de lagoas de estabilização, devido principalmente à baixa complexidade de operação e baixo custo de manutenção. Contudo, o desenvolvimento urbano e o crescimento populacional proporcionaram um aumento considerável de geração de efluentes e, conseqüentemente, de geração de lodo, comprometendo diretamente a eficiência do tratamento. Aliado à falta de manutenção dos sistemas e à deficiência de tecnologias desenvolvidas, o acúmulo de lodo em lagoas de estabilização tornou-se um problema, sendo realizado, na maioria das vezes, apenas quando a saturação resulta em carreamento de lodo, junto ao efluente tratado. Neste contexto, torna-se imprescindível a manutenção desses sistemas de tratamento, como forma de garantir a qualidade do efluente tratado. Desta maneira, este trabalho apresenta as metodologias utilizadas e os resultados alcançados antes e após a manutenção de uma estação de tratamento de esgotos domésticas, do tipo lagoas de estabilização. Os estudos realizados nessa estação resultaram em uma melhoria da qualidade do tratamento dos efluentes antes de seu lançamento no corpo receptor.

PALAVRAS-CHAVE: Tratamento de Efluente Doméstico, Lagoa de Estabilização, Lodo

EVALUATION OF EFFICIENCY OF PONDS APPLIED TO SANITARY EFFLUENTS TREATMENT AFTER SLUDGE REMOVAL

ABSTRACT: Many domestic sewage treatment systems in Brazil have been designed and built to operate through stabilization ponds. Mainly due to the low complexity of operation and low maintenance cost. However, urban development and population growth have led to a considerable increase in effluent flow. Consequently, sludge production, compromising treatment efficiency directly. Together with the lack of the systems maintenance and the deficiency of developed technologies, the accumulation of sludge in stabilization ponds has become a problem, being performed most of the time only when the sludge is carried out with the treated effluent. In this context, it is essential to maintain these treatment systems as a way to guarantee the quality of the treated effluent. This paper presents the methodologies used and the results achieved before and after the maintenance of two stabilization ponds. Studies conducted at this plant resulted in an improvement in effluent treatment quality before its discharge into the receiving water body.

KEYWORDS: Domestic Effluent Treatment, Stabilization Pond, Biological Sludge, Sludge Dredging.

1 | INTRODUÇÃO

A demanda quantitativa por recursos hídricos para o abastecimento urbano e industrial é crescente. Como consequência da utilização da água, há a geração de efluentes caracterizados de acordo com as atividades desenvolvidas. O tratamento e destinação adequados desses efluentes constituem etapas fundamentais para o contínuo atendimento da população de forma sustentável. A qualidade do efluente lançado está diretamente relacionada com a qualidade da água captada, assim como a sobrevivência dos corpos hídricos e ecossistemas envolvidos (YAAKOB *et al.*, 2011).

Nesse sentido, as Estações de Tratamento de Efluente (ETE) são projetadas para promover a remoção das cargas poluentes presentes nos diversos tipos de efluentes por meio de processos físicos, químicos e/ou biológicos, atendendo aos padrões de qualidade estabelecidos pelos órgãos ambientais responsáveis e minimizando os impactos ambientais (ELLER, 2013).

Dentre as inúmeras tecnologias aplicadas ao tratamento de esgoto sanitário, tradicionalmente utilizadas, encontram-se os filtros biológicos, lagoas de estabilização, lagoas de alta taxa, sistemas de lodos ativados, entre outros (GIACOBBO, 2011). Na escolha destas tecnologias elege-se como critério de seleção fatores como: área disponível, custos de implantação, eficiência necessária, utilização de equipamentos

eletromecânicos, consumo de energia, sofisticação de implantação e operação e necessidade de mão de obra especializada.

As lagoas de estabilização constituem uma das alternativas mais usuais, com satisfatório custo-benefício, baixa complexidade de operação e baixo custo de manutenção, quando comparadas às outras tecnologias. Ainda que essa opção exija considerável área disponível, de forma geral, é bastante indicada para as condições climáticas brasileiras (PIMPÃO, 2011). O tratamento de efluentes por lagoas de estabilização ocorre por meio de processos naturais, envolvendo principalmente bactérias e algas, podendo ocorrer através de três zonas denominadas: anaeróbia, aeróbia e facultativa (FRANÇA, 2010). Estes sistemas permitem diferentes níveis de simplicidade operacional e diversas variantes, como requisito de área, por exemplo. A Figura 1 mostra o esquema do funcionamento do sistema integrado entre bactérias e algas em lagoas de estabilização.

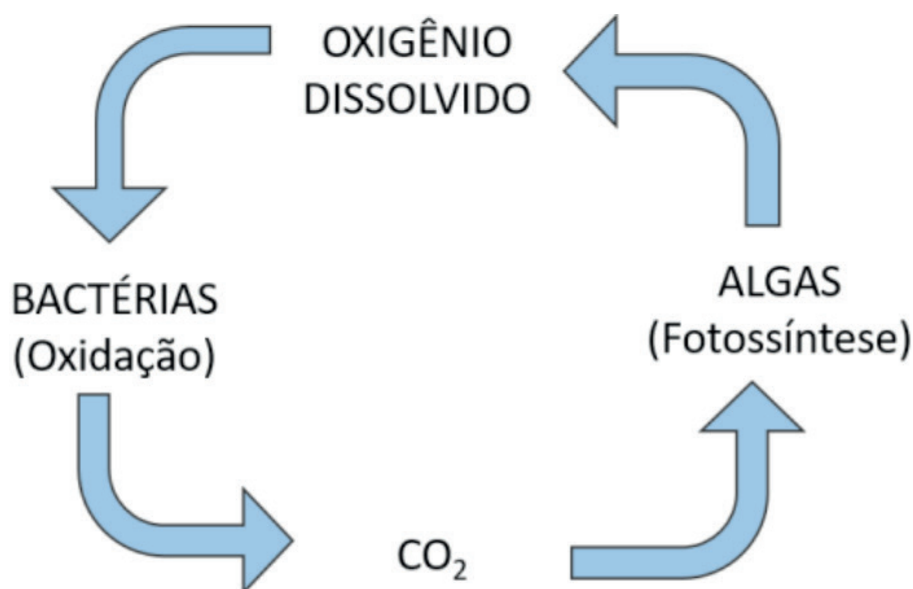


Figura 1 – Funcionamento do sistema integrado entre bactérias e algas.

O avanço demográfico no Brasil e no mundo e o desenvolvimento urbano acarretam um aumento considerável de geração de efluentes e, conseqüentemente, de geração de lodo, que, caso acumulado, compromete diretamente a eficiência de tratamento das lagoas facultativas (FRANÇA, 2010), devido a diminuição do volume útil necessário para o tratamento do esgoto, e também do tempo de retenção do efluente da lagoa. A falta de manutenção dos sistemas e a deficiência de tecnologias específicas desenvolvidas para este fim, intensificam o problema, que passa a receber prioridade quando a saturação resulta em carreamento de lodo junto do efluente tratado. Torna-se necessária, portanto, a manutenção desses sistemas de tratamento, como forma de minimizar os impactos que afetam diretamente a operação, garantindo uma boa funcionalidade do processo de tratamento. A Tabela 1 apresenta a frequência recomendada de remoção de lodo para as principais variantes

do sistema de lagoas de estabilização para tratamento de esgoto, de acordo com Von Sperling (2005).

Sistemas de Tratamento	Frequência de Remoção de Lodo
Tratamento Primário	Variável (a)
Lagoa Facultativa	>20 Anos
Lagoa Anaeróbia – Lagoa Facultativa	<20 Anos
Lagoa Aerada Facultativa	<10 Anos
Lagoa Aerada Mistura Completa – Lagoa Decantação	< 5 Anos

Tabela 1: Frequência recomendada de remoção do lodo (Von Sperling, 2005).

Dentre as técnicas de remoção de lodo em lagoas de estabilização, destaca-se a dragagem, que consiste em uma técnica mecanizada, possibilitando a remoção quase completa do lodo em um tempo menor de operação, além de retirar o lodo com elevada concentração de sólidos (GONÇALVES, 1999). Uma vez que, sem a utilização de equipamentos específicos, as atividades de dragagem podem se tornar complexas, lentas e onerosas, além do baixo rendimento alcançado, é imprescindível a escolha adequada do equipamento e dos procedimentos com o intuito de obter maior eficiência e rendimento na manutenção dos sistemas de lagoas de estabilização.

Neste contexto, o presente estudo de caso teve como principal objetivo avaliar o aumento da eficiência do tratamento de efluente sanitário em lagoas de estabilização, por meio do monitoramento dos parâmetros DBO_5 , turbidez e sólidos suspensos totais (SST), após a realização da atividade de dragagem de lodo utilizando tecnologia de alta eficiência.

2 | METODOLOGIA

2.1 Estação de Tratamento de Esgoto

A Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) onde o estudo foi realizado está localizada no estado do Espírito Santo, sendo responsável pelo tratamento de uma vazão média de 64,4 m³/h. A ETE é composta por dois Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente – RAFA (UASB) operando em paralelo e duas lagoas facultativas em série. Antecedendo aos reatores, estão implantadas unidades de tratamento preliminar, que possuem gradeamento e caixa de areia (Figura 2). Desde o início de sua operação, no ano de 1984, não havia sido realizada manutenção para remoção do lodo acumulado nas lagoas, resultando em uma saturação do sistema de tratamento.

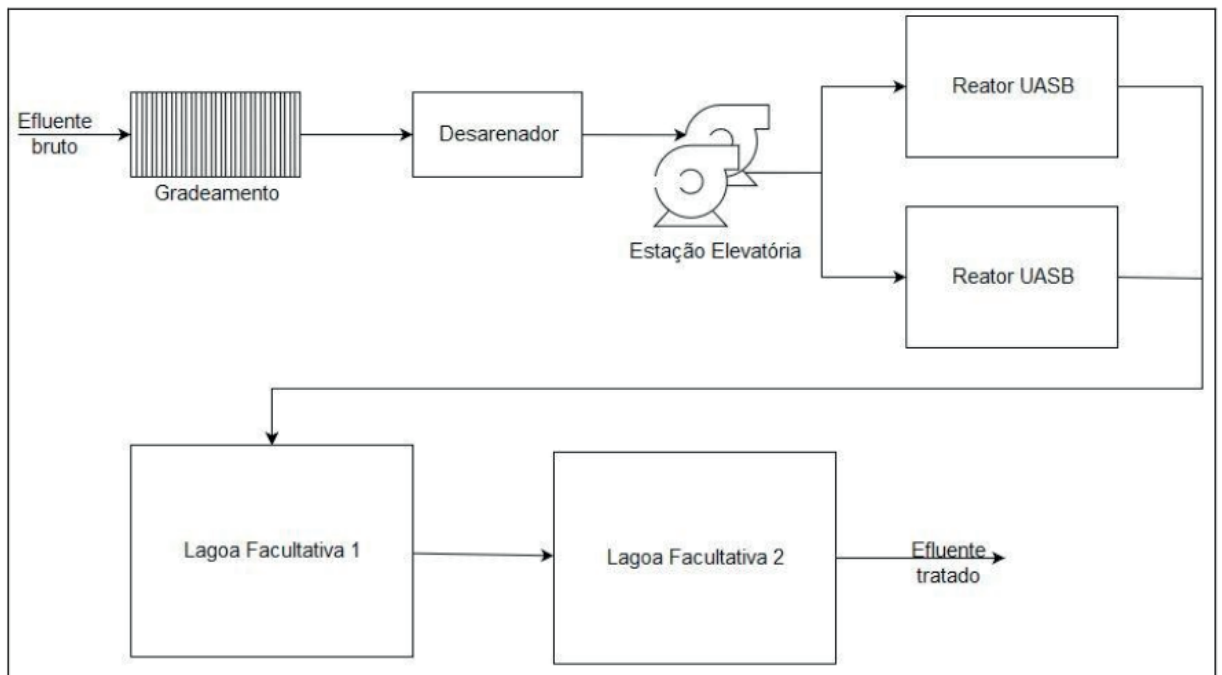


Figura 2 – Esquema representativo da ETE.

A Tabela 2 apresenta a área superficial e profundidade de cada lagoa facultativa.

Parâmetro	Valor	Unidade
Área Superficial	28.353	m ²
Profundidade	2,5	m

Tabela 2: Características das lagoas facultativas.

3 | OPERAÇÃO

A operação de dragagem de lodo se iniciou em dezembro de 2017 e foi concluída em janeiro de 2018 (Figura 3). Para a realização da atividade em ambas as lagoas facultativas, foi utilizado o equipamento especializado Truxor DM-5045 (Dorotea Mekaniska AB). Foram removidas 5.008 toneladas de lodo em um período de 15 dias. O lodo removido, com uma média de teor de sólidos de 10%, foi transportado até uma empresa de rejeitos especializada na região, desaguado e realizada a disposição final.



Figura 3 - Operação de dragagem de lodo na ETE.

4 | EFICIÊNCIA DE TRATAMENTO

Após a realização da dragagem de lodo das lagoas facultativas, foram comparados os resultados antes e após a operação, com o intuito de avaliar a melhoria da eficiência de tratamento. Os parâmetros analisados nas amostras coletadas foram demanda bioquímica de oxigênio - DBO_5 , turbidez e sólidos suspensos totais - SST, de acordo com as metodologias descritas na Tabela 3.

Parâmetros	Unidade	Metodologia*	Referência
DBO_5	mg/L de O_2	SM5210A	APHA, 2017
Turbidez	UNT	SM2130B	APHA, 2017
SST	mg/L	SM2540D	APHA, 2017

Tabela 3 – Metodologias de análise.

* *Standard Methods for the Examination of water and Wastewater.*

A Tabela 4 apresenta os pontos de amostragem realizados.

Pontos de Amostragem	Matriz	Local de coleta
Ponto 1	Efluente bruto	Antes do tratamento preliminar
Ponto 2	Efluente tratado	Após as lagoas facultativas

Tabela 4 – Pontos de amostragem.

5 | RESULTADOS

Os resultados da avaliação da eficiência do sistema de tratamento estudado para os parâmetros de controle antes da atividade de dragagem, período de amostragem de 14 de março a 21 de novembro de 2017, estão apresentados na Tabela 5.

	Data	Parâmetros	DBO ₅ (mg/L)	Turbidez (mg/L)	SST (mg/L)
Efluente Bruto (Ponto 1)	14/mar		313,85	140,00	158,0
	30/mar		175,22	96,80	158,6
	25/abr		165,03	99,80	107,0
	23/mai		185,76	101,00	128,0
	22/ago		272,48	49,00	149,0
	07/nov		142,70	120,00	96,0
	21/nov		107,20	133,00	158,0
		Média		194,60	105,65
Efluente Tratado (Ponto 2)	14/mar		88,25	192,00	114,0
	30/mar		78,47	103,00	105,0
	25/abr		80,03	156,00	186,0
	23/mai		84,54	76,20	90,6
	22/ago		96,11	31,00	100,0
	07/nov		115,70	175,00	94,0
	21/nov		95,40	119,00	104,0
		Média		91,21	121,74
Remoção (%)		Média	46,82	-10,55	5,7

Tabela 5 – Resultados analíticos do efluente bruto e tratado antes da manutenção das lagoas.

A partir da Tabela 5, pode-se observar que para o parâmetro DBO₅, o tratamento biológico empregado na ETE promoveu uma redução média de 46,82% no período estudado. Este valor é relativamente baixo quando comparado com dados reportados pela literatura para este tipo de tratamento, que alcança 75% a 85% de remoção (VON SPERLING, 2005). Também se observa um aumento de turbidez no efluente tratado, assim como baixa remoção de sólidos suspensos totais.

Desta forma, os resultados analíticos apresentados na Tabela 5 indicam um comprometimento da eficiência do tratamento, o que pode ser causado pela saturação de lodo nas lagoas facultativas, considerando uma eficiência de tratamento estável no reator UASB. O excesso de lodo ocasiona uma redução do tempo de detenção hidráulico do efluente no sistema, gerando implicações diretas na remoção de DBO₅. Os valores de turbidez e SST, apresentados na Tabela 5 para os efluentes bruto e tratado, corroboram com essa hipótese. Observa-se um aumento na turbidez do efluente tratado de 10,5% em relação ao efluente bruto, e uma remoção média de SST de 5,7%. A diminuição do volume útil da lagoa pode resultar no aumento da velocidade de escoamento do efluente, levando ao carreamento de partículas sólidas sedimentáveis.

Os resultados da avaliação da eficiência do sistema de tratamento estudado para

os parâmetros de controle após a atividade de dragagem, período de amostragem de 16 de fevereiro a 5 de julho de 2018, estão dispostos na Tabela 6.

	Parâmetros Data	DBO ₅ (mg/L)	Turbidez (mg/L)	SST (mg/L)
Efluente Bruto (Ponto 1)	16/fev	325,60	168,00	336,0
	03/abr	133,76	221,00	474,0
	17/abr	226,00	114,00	118,0
	16/mai	335,00	90,40	158,0
	05/jul	328,00	339,00	382,0
	Média	270,0	186,48	293,6
Efluente Tratado (Ponto 2)	16/fev	93,40	105,00	56,0
	03/abr	54,56	120,00	39,0
	17/abr	37,36	64,60	50,0
	16/mai	38,90	42,40	48,0
	05/jul	98,00	71,60	162,0
	Média	64,50	80,72	71,0
Remoção (%)	Média	75,00	51,70	72,0

Tabela 6 – Resultados analíticos do efluente bruto e tratado após a manutenção das lagoas.

De acordo com a Tabela 6, pode-se observar que a eficiência de remoção média de DBO₅ após a dragagem atingiu 75,00%. A concentração média de DBO₅ no efluente tratado para o período estudado foi de 64,50mg/L, valor 30% inferior à concentração de DBO observada antes da manutenção. Em relação à turbidez e SST, observa-se diminuições significativas na concentração desses parâmetros, alcançando valores médios de eficiência de 51,70% e 72,0%, respectivamente. Isso sugere que a remoção do lodo teve influência significativa na diminuição do processo de carregamento de partículas sólidas pelo efluente.

Nota-se ainda que, mesmo que a concentração média de DBO₅ do efluente bruto tenha sido superior no período após dragagem (270,0 mg/L) em relação ao período anterior (194,6 mg/L), a eficiência de remoção se mostrou maior após a manutenção. A Figura 4 permite uma melhor visualização dos valores médios de remoções alcançados para os parâmetros avaliados, antes e após a remoção de lodo.

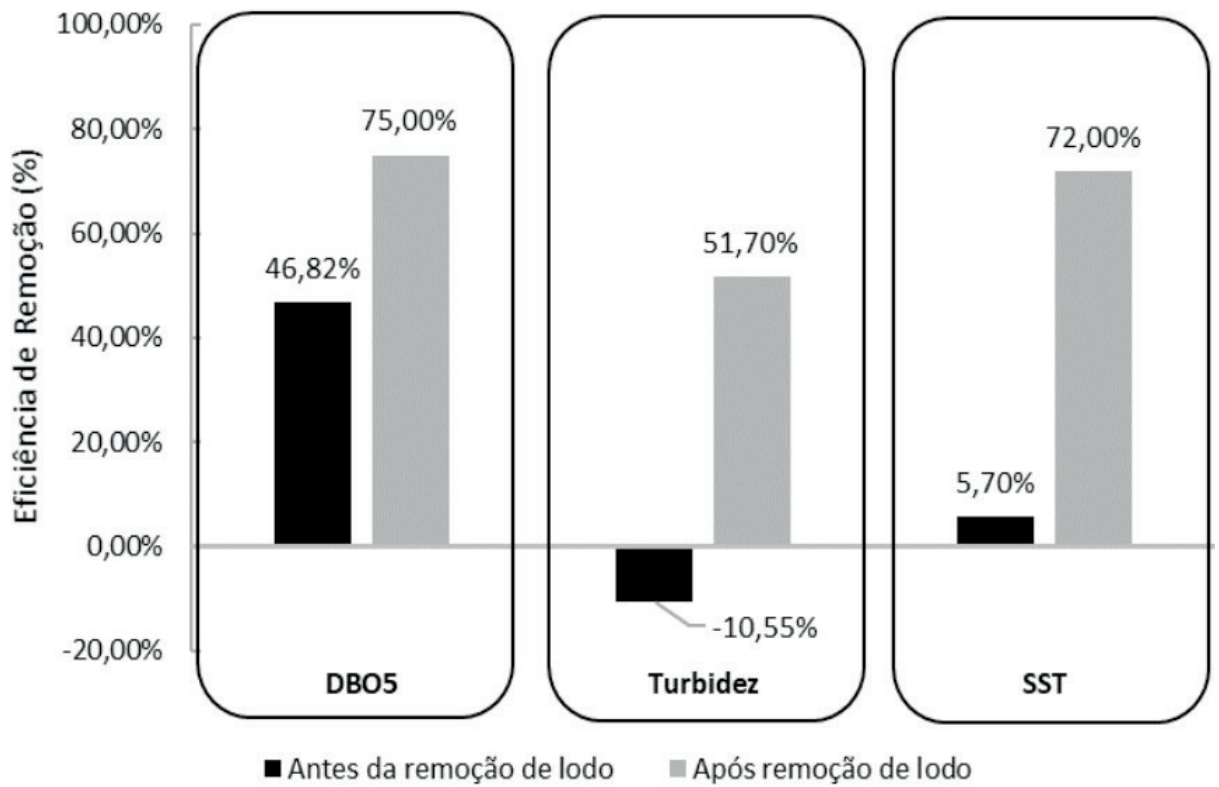


Figura 4 – Eficiência de remoção dos parâmetros avaliados antes e após dragagem de lodo.

Em análise à Figura 5, pode ser observado que a eficiência de remoção obtida para os distintos parâmetros monitorados, anterior da atividade de dragagem, apresentam grande variância e não mostram uma tendência significativa. As eficiências obtidas após a atividade de dragagem, por sua vez, se mostraram menos dispersas para todos os parâmetros analisados. Tal diagnóstico relata a maior estabilidade do sistema de tratamento da estação em estudo após a atividade de dragagem realizada.

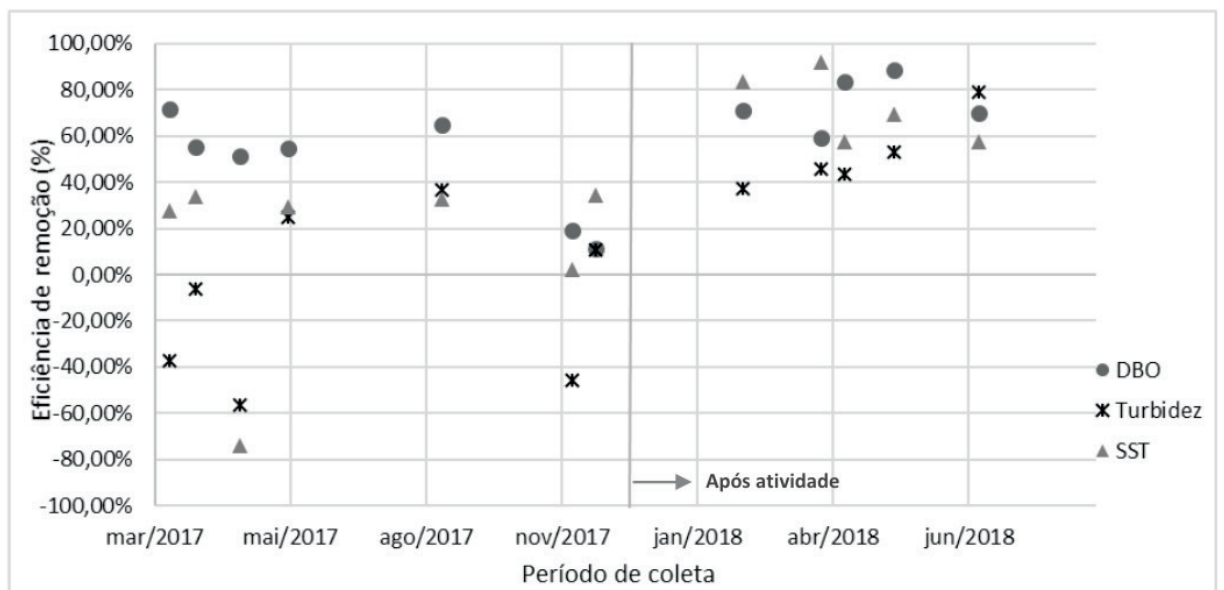


Figura 5 – Comparação da variância nos valores de eficiência de remoção antes e após a atividade de remoção de lodo - dragagem.

Os dados obtidos passaram por um tratamento estatístico a fim de determinar se as médias das eficiências dos parâmetros analisados, antes e após a atividade de dragagem, se diferem entre si. Para isso, realizou-se o *Teste de Tukey* e, uma vez que todas as diferenças entre as médias foram superiores ao TSD (*Tukey Significant Difference*), rejeitou-se a hipótese de igualdade entre as médias, ou seja, a remoção de lodo nas lagoas promoveu o aumento da eficiência no tratamento de efluente.

6 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

A escolha de tecnologias mais eficazes, eficientes e seguras para a realização dos serviços de remoção de lodo de lagoas de estabilização é fundamental para a recuperação dos sistemas, além de promover a redução de impactos ambientais e a exposição da equipe com o lodo biológico.

De acordo com o acompanhamento dos parâmetros do efluente bruto e tratado, antes e após a manutenção de duas lagoas de estabilização, observou-se que a operação de dragagem apresentou influência estatisticamente significativa na eficiência de remoção de DBO_5 , turbidez e SST. Para a DBO_5 , parâmetro crítico para a operação, a eficiência de remoção aumentou em aproximadamente 30% após a remoção de lodo.

Apesar de o volume de lodo removido ter sido pequeno, em comparação à quantidade existente nas lagoas, em todos os parâmetros avaliados foi observado um aumento na eficiência do tratamento, sendo alcançados valores de remoção de 75,00% para DBO_5 , 51,70% para turbidez e 72,00% para SST em relação ao afluente.

REFERÊNCIAS

ELLER, C. M. **Caracterização dos componentes traços efluentes no aproveitamento energético do biogás gerado em Reator UASB no tratamento de esgoto doméstico**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória. 2013.

FRANÇA, J. T. L., STEFANUTTI, R., CORAUCCI FILHO, B., ANARUMA FILHO, F., FRANÇA, L. L. L. **Remoção de lodo de lagoas de estabilização e seu acondicionamento em bag**. Revista DAE, v. 185, p. 53-63, 2010.

GIACOBBO, A., FERON, G. L., RODRIGUES, M. A. S., BERNARDES, A. M., MENEGUZZI, A. **Utilização de Biorreator a membrana para tratamento de efluentes**. Revistas Holos, 2011, v.1, p.13-29.

GONÇALVES, R. F.: **Gerenciamento do lodo de lagoas de estabilização não mecanizadas**. Rio de Janeiro: PROSAB, 1999.35p.

PIMPÃO, H. **Avaliação dos impactos ambientais da estação de tratamento de esgoto do bairro CPA II – lagoa encantada em Cuiabá/MT utilizando indicadores ambientais**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Ambiental) – Universidade Federal de Mato Grosso,

Cuiabá, 2001.

Standard Methods for the Examination of water and Wastewater. 2017. 23^o edition. American Publican Health Association/American Water Works Association/Water Environment/Federation, Washington, DC.

VON SPERLING, M. **Princípio do Tratamento Biológico de Áreas Degradadas. Introdução a Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgoto.** 3 ed. - Belo Horizonte: UFMG, 2005.

YAAKOB, Z. K. F., EHSAN, A. S. R. S. ABDULLAH, M. S. T. **An overview of microalgae as a wastewater treatment.** Jordan International Energy Conference, 2011, v.4, p.620-639.

AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO EM UMA INDÚSTRIA DE CALÇADOS VISANDO REÚSO NÃO POTÁVEL

Data de aceite: 06/01/2020

Data de submissão: 30/10/19

Layane Priscila de Azevedo Silva

Analista de Saneamento na A&E Equipamento e Serviços
Natal – RN

<http://lattes.cnpq.br/1528610006304262>

Matheus Frazão Arruda Diniz

Diretor administrativo na A&E Equipamento e Serviços
Natal – RN

<http://lattes.cnpq.br/6539925723518467>

Julyenne Kerolainy Leite Lima

Técnica de Engenharia em Controle Ambiental na Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte
Natal – RN

<http://lattes.cnpq.br/8193128609372696>

RESUMO: O Brasil é um país em crescente industrialização, em função disso a demanda de água para esse setor também cresce. Com as recentes secas, que atingiram algumas regiões do país, a indústria se viu na urgência em, além de praticar o uso racional, buscar fontes alternativas de abastecimento. O esgoto tratado se mostra como uma boa opção, visto que várias fases da produção podem aceitar

águas de menor qualidade, sem comprometer a integridade do produto final; além de existirem diversas outras possibilidades de usos não referentes a processos, como irrigação de jardins, lavagens de máquinas, pátios, calçadas, veículos, dentre outros. Diante disso, este trabalho avaliou o tratamento de efluentes de uma indústria de calçados, a fim de identificar os usos possíveis para o esgoto tratado, dentro da própria unidade, com base em regulamentações existentes. Para isso foram utilizados os laudos de caracterização físico-química dos efluentes de entrada e saída da estação de tratamento de esgotos, cedidos pela própria indústria. A avaliação limitou-se ao tratamento já existente, que contemplava as seguintes etapas: canal de pré-tratamento, tanque pulmão, elevatória de esgoto bruto, reator anaeróbio de manto de lodo, filtro biológico aerado, decantador secundário, filtro descendente e desinfecção com cloro. Os resultados se mostraram satisfatórios para todos os parâmetros analisados, indicando que o esgoto tratado poderia ser reutilizado em usos não potáveis, tais como irrigação de áreas verdes, lavagens de pisos, e usos ornamentais e paisagísticos, de acordo com as regulamentações analisadas.

PALAVRAS-CHAVE: Indústria de calçados, Tratamento de esgoto, Reúso não potável.

EVALUATION OF THE EFFICIENCY OF SANITARY WASTE TREATMENT IN A FOOTWEAR INDUSTRY VISITING NON-POTABLE REUSE

ABSTRACT: Brazil is a country of increasing industrialization, as a result the demand for water for this sector is also growing. With the recent droughts, which have hit some regions of the country, the industry has found it urgent to, besides practicing rational use for water, look for alternative sources of supply. Treated sewage is a good option, the various stages of production can accept lower quality water without compromising the integrity of the final product; Besides there are several other possibilities of non-process uses such as garden irrigation, machine washes, patios, sidewalks, vehicles, among others. Therefore, this work evaluated the effluent treatment of a footwear industry in order to identify the possible uses for treated sewage within the unit, based on existing regulations. For this purpose, the physicochemical characterization reports of the inlet and outlet effluents of the waste water treatment plant, provided by the industry itself, were used. The evaluation was limited to the existing treatment, which included the following steps: pre-treatment channel, lung tank, raw sewage elevator, anaerobic sludge mantle reactor, aerated biological filter, secondary decanter, descending filter and chlorine disinfection. The results were satisfactory for all parameters analyzed, indicating that treated sewage could be reused in non-potable uses, such as irrigation of green areas, floor washes, and ornamental and landscape uses, according to the analyzed regulations.

KEYWORDS: Footwear industry, Sewage treatment, Non-potable reuse.

1 | INTRODUÇÃO

Atualmente, o Brasil é um dos países mais industrializados do mundo. Na estimativa nacional de usos consuntivos da água, a indústria de transformação representa a terceira posição, atrás do abastecimento urbano e da agricultura irrigada (BRASIL, 2017).

O setor industrial é um local de grande potencialidade de reutilização de efluentes, visto que várias fases dos processos produtivos podem aceitar águas de menor qualidade, sem comprometer a integridade do produto final (GIORDANI, 2002). Além desses, existem diversas outras possibilidades de usos, que não são referentes a processos, como irrigação de jardins, lavagens de máquinas, pátios, calçadas, veículos, dentre outros.

A urgência da necessidade de uma boa gestão dos recursos hídricos na indústria foi refletida na queda da atividade industrial brasileira, nos anos de 2014 e 2015, em função da crise hídrica vivenciada pela região sudeste do país (BRASIL, 2017).

O reúso de efluentes na indústria, além de aumentar a disponibilidade hídrica, contribui para a redução da poluição ambiental, pois o empreendedor precisará investir em melhores técnicas de tratamento, que adaptem a qualidade dos esgotos

gerados para um uso previsto, impedindo assim que efluentes de qualidade inferior sejam lançados em corpos receptores.

A prática do reúso na indústria também promove a ampliação das oportunidades de negócios para as empresas fornecedoras de equipamentos e serviços na área do tratamento de esgotos, gerando empregos diretos e indiretos. Além disso, ainda auxilia a referida indústria na obtenção de certificação ambiental, o que pode se tornar fator importante para destaca-la perante a concorrência nacional, bem como melhorar a inserção dos seus produtos nos mercados internacionais. Outro fator é a melhoria da imagem junto à sociedade, como uma indústria ambientalmente responsável (CAIXETA, 2010).

Nesta pesquisa foram estudadas as possibilidades de reúso de efluentes, a partir do sistema de tratamento já existente na indústria de calçados. Tratava-se de uma estação de tratamento de esgotos (ETE) biológica, em nível secundário, associando processos anaeróbio e aeróbio, e pós-tratamento através de filtração terciária.

A princípio, a ETE foi dimensionada com o objetivo de atender o padrão de lançamento de efluentes, estabelecido pela resolução N° 430/2011, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (BRASIL, 2011). No entanto, essa configuração já é mencionada como a apropriada para os usos múltiplos não potáveis de água, pela resolução conjunta SVDS/SMS (Secretaria Verde Desenvolvimento Sustentável/Secretaria Municipal de Saúde) N° 09/2014, do município de Campinas (Campinas, 2014), para a classe B, bem como pela NBR 13969/1997, para as classes 1 e 2 de reúso (ABNT, 1997).

Desta forma, diante da qualidade do efluente final da ETE em questão, serão levantados os possíveis usos para esse, baseando-se em legislações ambientais que regulamentem o reúso.

Portanto, o objetivo deste trabalho foi avaliar o tratamento de esgotos sanitários de uma indústria de calçados e verificar as possibilidades de reúso não potável, dentro da própria unidade fabril.

2 | MATERIAIS E MÉTODOS

Para avaliar a qualidade do esgoto tratado e verificar os seus possíveis usos em fins não potáveis, foram analisados os laudos de caracterização físico-química e microbiológica do afluente e efluente da ETE, sendo esses cedidos pela indústria. A partir disso, foi possível confrontá-los com os padrões de reúso recomendados pelos órgãos ambientais. A vazão encaminhada para estação era tipicamente doméstica, com contribuições provenientes do restaurante, banheiros, vestiários e limpezas da fábrica.

A ETE estudada estava instalada numa indústria de calçados, situada na região Nordeste do Brasil. Tratava-se de uma estação compacta, pré-fabricada em plástico reforçado com fibra de vidro, projetada para a vazão de até 10,0 m³/h, contemplando as seguintes unidades de tratamento, nesta sequência:

- Canal de pré-tratamento (grade, caixa de areia e calha Parshall)
- Elevatória de esgoto bruto
- Tanques pulmão
- Reator anaeróbio de manto de lodo (UASB)
- Filtro biológico aerado submerso com decantador secundário acoplado
- Kit de preparação e dosagem de solução de sulfato de alumínio
- Filtro rápido de areia com fluxo descendente
- Sistema de lavagem do filtro descendente
- Tanque de recepção de efluente da lavagem do filtro
- Kit de preparação e dosagem de solução de hipoclorito de cálcio
- Tanque de contato
- Tanque de adensamento de lodo
- Leito de secagem de lodo

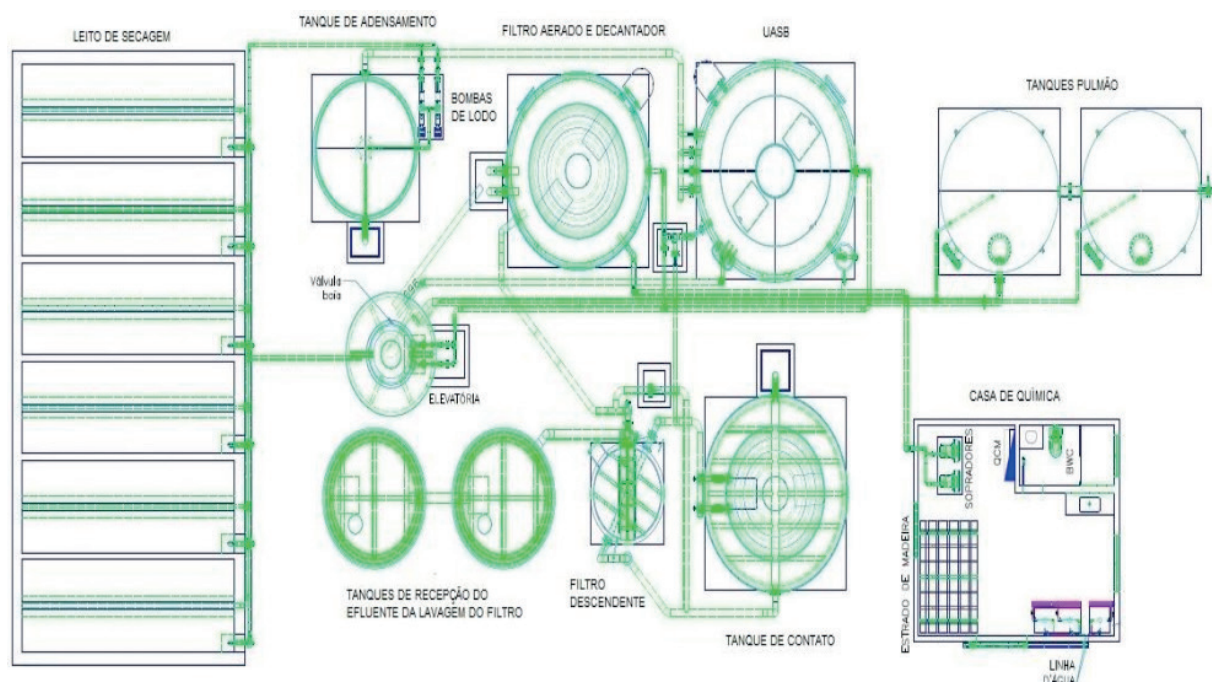


Figura 1: Planta baixa da ETE da indústria de calçados.

*cedida pela empresa fabricante da ETE.

Como a fábrica possuía demandas diferentes ao longo dos turnos de trabalho, o esgoto bruto seguia primeiramente para os tanques pulmão, onde era equalizado, evitando assim que os picos de vazão fossem transferidos para ETE. Essa foi uma etapa importante, pois é aconselhável que o reator anaeróbio de manto de

lodo (UASB) trabalhe com vazão regular, já que sobrecargas podem prejudicar a eficiência dele, devido à diminuição do tempo de detenção hidráulico e o aumento da velocidade ascensional (CARVALHO et al, 2008).

Após isso, o esgoto bruto era recalcado para o reator anaeróbio, que correspondia ao tratamento primário. Em seguida, o efluente dessa unidade seguia para o filtro biológico aerado submerso, e, posteriormente, para o decantador secundário.

Além desses, a ETE ainda contava com um polimento para o esgoto tratado, compreendido pelo filtro rápido de areia, de fluxo descendente. Antes de entrar nesse equipamento, o efluente recebia solução de sulfato de alumínio, a fim de promover a coagulação das partículas ainda presentes, otimizando a filtração.

A última etapa do tratamento foi a desinfecção, na qual o efluente filtrado seguia para o tanque de contato, onde a solução de hipoclorito de cálcio era inserida.

Os subprodutos gerados no tratamento foram o lodo excedente do reator UASB e o efluente da lavagem do filtro descendente. O lodo do filtro aerado e do decantador secundário, por não serem estabilizados, retornavam para a elevatória de esgoto bruto, e, em sequência para o reator, a fim de serem estabilizados pela via anaeróbia.

O lodo era encaminhado para o tanque de adensamento, com a finalidade de reduzir o seu volume e aumentar a concentração de sólidos. Nele eram estabelecidas duas zonas, sobrenadante e adensado. A primeira delas retornava para a elevatória de esgoto bruto, para ser reunida com os demais efluentes e reinserida no tratamento, enquanto que a fração adensada seguia para desidratação no leito de secagem.

Já o efluente da lavagem do filtro descendente era acumulado nos tanques de recepção e também encaminhado para a elevatória de esgoto bruto, porém com vazão regularizada, ao longo de toda a carreira de filtração, que era em torno de vinte e quatro horas. Esse procedimento também foi adotado a fim de evitar sobrecargas na estação.

A indústria contava com uma equipe para monitoramento e operação diária da ETE, com criterioso controle da rotina de atividades.

Os parâmetros avaliados neste trabalho foram: pH, DBO, DQO, turbidez e coliformes termotolerantes. As amostras coletadas pela equipe da fábrica, e encaminhadas para laboratório acreditado pelo INMETRO, obedecendo metodologia analítica da APHA (2012). Ao todo, foram oito meses de monitoramento, sendo uma coleta mensal, totalizando dezesseis amostras durante o período estudado. Os laudos foram cedidos pela indústria citada, para o desenvolvimento desta pesquisa.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos nas análises dos parâmetros físico-químicos e

microbiológicos da ETE estão apresentados na tabela 1.

Indicadores	Unidades	Esgoto bruto	Esgoto tratado	Redução
pH	-	7,2	6,9	-
DBO	mg/L	473,0	19,9	95,8%
DQO	mg/L	1.069,2	45,5	95,7%
Turbidez	NTU	75,0	1,85	97,5%
Coliformes termotolerantes	NMP/100 mL	5,2 x 10 ⁶	2	99,9999%

Tabela 1: Valores medianos dos resultados.

A ETE apresentou elevada eficiência de remoção para os parâmetros estudados, o que foi excelente, pois tais indicadores caracterizam, também, aspectos estéticos da água, que são cada vez mais aceitos como variáveis para o monitoramento da qualidade da água de reúso.

Além dos materiais flutuantes, que tornam a água de reúso indesejável para os usuários, a presença de matéria orgânica e microrganismos patogênicos representam a ameaça mais comum à reutilização de esgotos sanitários. De acordo com os resultados apresentados, o tratamento empregado se mostrou satisfatório quanto a remoção de todos esses elementos.

Quanto aos usos possíveis para o esgoto tratado em questão, foi verificada a resolução conjunta das secretarias de meio ambiente e saúde, do município de Campinas/SP, N° 09/2014, a qual estabelece duas classes de usos múltiplos, que são: Classe A, própria para o reúso dos efluentes no combate a incêndio e lavagem externa de veículos; e Classe B, que destina o uso dos efluentes à irrigação paisagística, lavagem de logradouros, construção civil, desobstrução de galerias e redes de esgoto. A qualidade do efluente requerida para cada uma delas está apresentada na tabela 2.

CLASSE A		CLASSE B	
Parâmetros	VMP	Parâmetros	VMP
Coliformes termotolerantes ou E. coli	100 UFC/100 MI	Coliformes termotolerantes ou E. coli	300 UFC/100 MI
Turbidez	1 NTU	Turbidez	5 NTU
DBO	5 mg/L	DBO	30 mg/L
Sólidos suspensos totais	5 mg/L	Sólidos suspensos totais	30 mg/L

Cloreto total	250 mg/L	Cloreto total	250 mg/L
Sódio	200 mg/L	Sódio	200 mg/L
Cloro residual total	Mínimo de 1,5 mg/L	Cloro residual total	Máximo de 3,0 mg/L
Cloro residual livre	Mínimo de 1,0 mg/L	Cloro residual livre	Máximo de 2,0 mg/L

Tabela 2: Padrões de qualidade de águas para as classes A e B.

Confrontando-se os resultados demonstrados na tabela 1 com os requisitos apresentados na tabela 2, observa-se que os efluentes poderiam ser reutilizados na classe B, que na indústria em questão seriam aplicados na irrigação de áreas verdes e na lavagem dos pisos. A classe A apresenta parâmetros mais restritivos, que podem ser alcançados com tecnologias de tratamento mais avançadas, como membranas filtrantes.

Em relação aos parâmetros cloretos e sódio, que não foram monitorados neste trabalho, pode-se admitir que eles se encontravam abaixo do valor máximo permitido, considerando que o esgoto em questão é tipicamente doméstico, cujas concentrações desses indicadores não ultrapassam 50 mg/L (VON SPERLING, 2017).

Os sólidos suspensos totais também não foram incluídos no plano de monitoramento da ETE da indústria de calçados, uma vez que o indicador utilizado para mensurar a clarificação do efluente foi a turbidez. De acordo com Teixeira e Senhorelo (2000), existe uma boa correlação entre esses parâmetros, com baixa margem de erro. Por esse fator, provavelmente, a concentração de sólidos suspensos totais encontrava-se abaixo de 30,0 mg/L. Acerca do cloro residual, o seu teor é monitorado em campo, podendo ser ajustado, caso necessário.

Além da diretriz nacional, a Agência de Proteção Ambiental dos EUA (EPA), apresenta importantes contribuições sobre a temática do reúso. A tabela 3 mostra padrões para reúso urbano não potável.

Apesar da descrição ser de uso “urbano”, dentro da unidade fabril existem várias demandas em comum com essa modalidade, que são: para acesso irrestrito, a irrigação de áreas recreacionais, descarga de toaletes, sistema de proteção contra incêndio, limpeza de veículos e pisos, sistemas de ar condicionado e uso em valorização ambiental, como lagos e fontes; e para acesso restrito, a irrigação de jardins e canteiros; e usos ornamentais e paisagísticos (EPA, 2012).

CATEGORIA DE REÚSO	TRATAMENTO	QUALIDADE REQUERIDA
REÚSO URBANO		
<u>Irrestrito</u> Utilização da água de reúso não potável em ambientes urbanos, onde o acesso público não é restrito.	Secundário Filtração Desinfecção	pH: 6,0 – 9,0 DBO: ≤ 10 mg/L Turbidez: ≤ 2 NTU Coliformes fecais: Não detectável / 100 mL Cloro residual: 1 mg/L
<u>Restrito</u> Utilização da água de reúso não potável nos ambientes urbanos onde o acesso público é controlado ou limitado por barreiras físicas ou Institucionais, tais como cercas, sinalização consultiva, ou restrição de acesso temporal.	Secundário Desinfecção	pH: 6,0 – 9,0 DBO: ≤ 30 mg/L SST: ≤ 30 mg/L Coliformes fecais: ≤ 200 / 100 mL Cloro residual: 1 mg/L

Tabela 3: Guia de reúso de água da USEPA.

Comparando a qualidade do esgoto tratado da ETE com a requerida na tabela 3, verifica-se a possibilidade de reúso na modalidade restrita, que na indústria de calçados em questão pode ser aplicada na irrigação das áreas verdes.

Não foram mencionados neste trabalho os usos típicos de reúso industrial, como água de processo, alimentação de caldeiras ou torres de resfriamento, por exemplo, pois o objetivo da pesquisa foi aproveitar a ETE já existente, na qual a tecnologia não é apropriada para eliminação dos sais, que devem ser removidos, no caso dos usos citados.

4 | CONCLUSÕES

Com base no trabalho realizado, concluiu-se que:

A tecnologia de tratamento implantada, associando reator anaeróbio de manto de lodo, filtro biológico aerado submerso e decantador secundário, com pós-tratamento através de filtração terciária e desinfecção, é muito eficiente na remoção de matéria orgânica, turbidez e coliformes termotolerantes.

O esgoto tratado da ETE da indústria de calçados pode ser reutilizado dentro da unidade fabril, na irrigação de áreas verdes, lavagens de pisos, e usos ornamentais e paisagísticos, de acordo com as regulamentações analisadas.

REFERÊNCIAS

APHA. Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater, 22nd Ed.: American Public

Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. Washington, DC, 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. Tanques sépticos – unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos: projeto, construção e operação: NBR 13.969. Rio de Janeiro, 1997.

BRASIL. Agência Nacional de Águas. Água na Indústria: uso e coeficiente técnicos. 2017. Disponível em: <http://www3.ana.gov.br/portal/ANA/noticias/estudo-da-agencia-nacional-de-aguas-aborda-uso-da-agua-no-setor-industrial/agua-na-industria-uso-e-coeficientes-tecnicos-versao-final.pdf>. Acesso em: 12 out de 2018.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução nº 430 de 13 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. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acesso em: 06 out de 2018.

CAIXETA, C. E. T. Avaliação do atual potencial de reúso de água no estado do Ceará e propostas para um sistema de gestão. Tese de doutorado, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2010.

CAMPINAS. Resolução conjunta SVDS/SMS Nº 09, de 04 de agosto de 2014. Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para o reúso não potável de água, provenientes de Estações de Tratamento de Esgotos (ETES) de sistemas públicos para fins de usos múltiplos no município de Campinas. Disponível em: <http://campinas.sp.gov.br/governo/meio-ambiente/resolucao-09-2014.pdf>. Acesso em: 15 out de 2018.

CARVALHO, K.Q. et al. Avaliação hidrodinâmica de reator UASB submetido à variação cíclica de vazão. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v.13, n.2, p. 226-235, jun. 2008.

EPA. Guidelines for water reuse. United States Environmental Protection Agency, U.S Agency for International Development: Washington, D.C, 2012.

GIORDANI, S. Averiguações das possibilidades de reuso de efluentes domésticos tratados nas bacias do Alto Iguaçu e Alto Ribeira – Região de Curitiba. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2002.

TEIXEIRA, E. C.; SENHORELO, A. P. Avaliação de correlação entre turbidez e concentração de sólidos suspensos em bacias hidrográficas com uso e ocupação diferenciada. In: Anais do 27º Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Alegre, 2000.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Ed. UFMG, volume 1, 4ª edição. Belo Horizonte, 2017.

AVALIAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS E OPERACIONAIS EM ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO

Data de aceite: 06/01/2020

Ingrid Moreno Mamedes

Engenheira Sanitarista e Ambiental pela Universidade Federal de Mato Grosso - UFMT.

Mestre em Tecnologias Ambientais pela Universidade Federal de Mato Grosso do Sul - UFMS, Especialista em Perícia e Auditoria Ambiental pela UNINTER e Doutoranda pela Universidade Federal de Mato Grosso do Sul - UFMS.

Karytany Ulian Dalla Costa

Engenheira Sanitarista e Ambiental pela Universidade Federal de Mato Grosso - UFMT.

Especialista em MBA em Perícia, Auditoria e Gestão Ambiental pelo IPOG e Mestre pela Universidade Federal de Mato Grosso-UFMT.

RESUMO: As estações de tratamento de esgoto foram criadas com intuito de minimizarem o potencial poluidor dos efluentes lançados nos corpos hídricos. Entretanto para que se obtenha a eficiência necessária para cumprir com os padrões exigidos pela legislação, é necessário que sejam implantados sistemas de gestão ambiental. Dessa forma por meio de ferramentas como matriz de interação aliada a aplicação do método GUT, pode-se observar a eficiência na determinação de prioridades e ações necessárias para mitigação dos impactos negativos e aumento da eficiência da estação

de tratamento de esgoto.

PALAVRAS-CHAVE: Sistema de Gestão Ambiental, Matriz de Interação, Método GUT.

EVALUATION OF ENVIRONMENTAL AND OPERATIONAL IMPACTS ON WASTE TREATMENT STATION

SUMMARY: The sewage treatment plants were created in order to minimize the pollutant potential of effluents discharged into water bodies. However, in order to achieve the efficiency required to comply with the standards required by legislation, environmental management systems must be in place. Thus through tools such as interaction matrix combined with the application of the GUT method, it is possible to observe the efficiency in determining priorities and necessary actions to mitigate the negative impacts and increase the efficiency of the sewage treatment plant.

KEYWORDS: Environmental Management System, Interaction Matrix, GUT Method.

1 | INTRODUÇÃO

As Estações de Tratamento de Esgotos Domésticos – ETEs foram criadas com caráter positivo como medida mitigadora dentro do Sistema de Esgotamento Sanitário nos

municípios, em que consistem no tratamento do efluente doméstico e seu lançamento no corpo hídrico de forma ambientalmente adequada, porém não se avaliava os impactos à população e ao meio ambiente, causados por sua implantação e operação (VAZ *et. al.*, 2003). Assim fez-se importante, estudos dos impactos e disponibilização de ferramentas que auxiliem a gestão ambiental nas ETEs, como o Sistema de Gestão Ambiental (SGA).

O SGA conforme a Associação Brasileira de Normas Técnicas, na Norma Brasileira ISO 14.001, sobre Sistemas da gestão ambiental – Requisitos com orientações para uso, publicada em 31 de Abril de 2004, é definido como parte de um sistema da gestão de uma empresa ou organização utilizada para desenvolver, implementar políticas ambientais, bem como gerenciar e monitorar aspectos ambientais. Em que, quando aplicado a ETE tem como objetivo equalizar questões referentes à redução, reutilização e recuperação em todo processo, transformação do esgoto bruto (matéria-prima) em esgoto tratado (produto final) (PIMPÃO, 2011).

O autor também afirma que para subsidiar a aplicação do SGA, tem-se a Matriz de Interação, que apresenta como vantagem simplicidade em sua elaboração e baixo custo. A Matriz de Interação é disposta em formato de Tabela, de forma que é possível relacionar as atividades, causas dos impactos, como também sua abrangência e natureza, resultando na avaliação final dos impactos gerados nas etapas de um processo.

Assim, com o intuito de auxiliar os profissionais da área de saneamento com a utilização de ferramentas que avaliem os impactos resultantes de ETEs, fez-se este trabalho, buscando disponibilizar e acrescentar bibliografia editada e informação referente a tal assunto.

2 | OBJETIVO GERAL

Avaliar os impactos ambientais e operacionais em Estação de Tratamento de Esgoto.

3 | OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Desenvolver uma Matriz de Interação para implantação do Sistema de Gestão Ambiental - S.G.A.;
- Identificar os aspectos operacionais e estruturais existentes nas unidades que compõem a ETE - Porto das Pedras;
- Avaliar os impactos ambientais e operacionais associados aos aspectos operacionais e estruturais, e
- Classificar os Impactos com auxílio do método “GUT”.

4 | METODOLOGIA

Primeiramente, foi estruturada uma lista de verificação com questões gerais e específicas com base na análise de informações adquiridas por meio de documentos, entrevistas aos operadores da ETE, visita in loco e exigências da legislação (CONAMA 430/20110, que dispõe sobre padrões de lançamento esgoto. Como ferramenta de avaliação, também foram selecionados indicadores de desempenho ambiental, sendo estes: Demanda Bioquímica de Oxigênio(DBO5), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Sólidos Totais (Fixos e Voláteis), pH, Temperatura, Turbidez, Fósforo Total, Nitrogênio Total, Coliformes Termotolerantes e Escherichia Coli, tendo como base a média dos mesmos referente aos meses de janeiro, fevereiro, março, abril e maio.

Posteriormente, distinguiu-se aspectos e impactos ambientais, de forma que cada aspecto ambiental corresponde a um impacto, sendo o aspecto ambiental toda atitude passível de afetar o meio ambiente, e como impacto ambiental qualquer mudança no meio ambiente resultante de um aspecto ambiental. Dessa maneira, se reconhece o aspecto ambiental como causa e o impacto ambiental como efeito.

Por meio destas distinções foi elaborada uma Matriz de Interação, em que os aspectos operacionais e estruturais relacionados aos impactos ambientais e operacionais foram listados e caracterizados de acordo com: a situação operacional (normal, anormal e emergencial); abrangência (local, regional e/ou global) e a natureza do impacto (positivo e negativo) (JORDÃO & PESSÔA, 2014; PIMPÃO, 2011 E VAZ ET. AL. 2003). Esta metodologia avaliativa, foi empregada a Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Porto das Pedras situado no município de Várzea Grande-MT, a qual é composta por: Gradeamento, Desarenador, Vertedor Parshall, Caixa de Gordura, Estação Elevatória, ETE compacta, Tanque de Plantas Aquáticas Flutuantes, Tanque de Plantas Aquáticas em Leito Fixo, Desinfecção por Radiação Ultravioleta e Leito de Secagem (Figura 1).

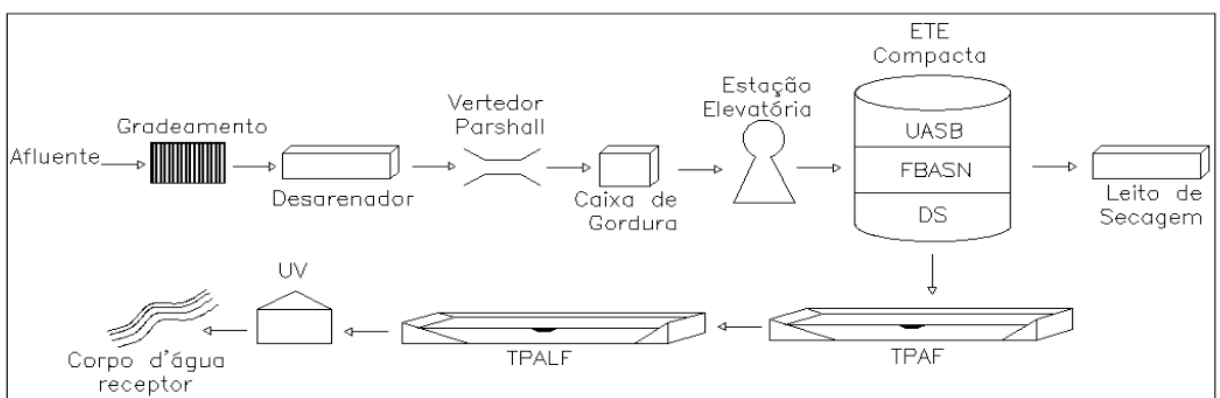


Figura 1 - Layout do Sistema da Estação de Tratamento de Esgoto Porto das Pedras.

UASB-Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente; FBASN-Filtro Biológico Aerado Submerso Nitrificante; DS-Decantador Secundário; TPAF-Tanque de Plantas Aquáticas Flutuantes; TPALF-Tanque de Plantas Aquáticas em Leito Fixo; UV-Desinfecção por Radiação Ultravioleta.

Aplicou-se também o Método “GUT”, adaptado de Santos (2002) citado por Vaz et. al. (2003), com a finalidade de classificar os impactos de acordo com a sua gravidade, urgência e tendência (Tabela 1). Após a classificação com a atribuição de notas, multiplicou-se as três variáveis e obteve-se resultados gerais para cada impacto, afim de estabelecer ações corretivas prioritárias.

Nota	Gravidade	Urgência	Tendência
1	Sem gravidade	Pode esperar	Não irá mudar
2	Pouco grave	Pouco urgente	Irà piorar a longo prazo
3	Grave	Urgente	Irà piorar a médio prazo
4	Muito grave	Muito urgente	Irà piorar a curto prazo
5	Extremamente grave	Ação Imediata	Irà piorar rapidamente

Tabela 1- Classificação de acordo com o grau de gravidade, urgência e tendência dos impactos.

Fonte: Adaptado de Santos (2002) citado por Vaz et. al. (2003)

5 | RESULTADOS E DISCUSSÕES

O Departamento de Água e Esgoto (DAE) tem documentado sua política ambiental, a qual está acessível aos operadores da ETE, entretanto não é disponibilizado ao público, impossibilitando que o mesmo exija o cumprimento de metas e melhorias. Também não foram identificados procedimentos de avaliação de metas e objetivos, apesar de serem utilizados bons indicadores de eficiência, como a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Sólidos Totais (ST). As responsabilidades quanto a gestão da ETE estão claramente definidas e são realizados treinamentos e conscientização dos funcionários quanto à segurança do processo, seus impactos e riscos ambientais e à saúde humana, porém não são cumpridas por todos os envolvidos. Observou-se ainda, que os treinamentos são realizados para todos os funcionários, entretanto apenas quando são admitidos (baixa frequência) e os mesmos não são documentados.

Pode-se constatar que não existem programas de reciclagem de resíduos sólidos (como o lodo digerido), de conservação de energia, inspeção e manutenção da ETE e de instruções e procedimentos para o caso de acidentes. Entretanto, apresentou conformidade quanto à legislação ambiental corrente (CONAMA 430/2011) relativa aos padrões de lançamento de efluente.

Em cada unidade que compõem o Sistema da ETE – Porto das Pedras foi identificado os aspectos operacionais e estruturais presentes e seus respectivos impactos. Por meio da combinação da Matriz de Interação, identificou-se 36 possíveis impactos, havendo predominância de impactos estruturais negativos (27) sobre

impactos positivos (9) (Tabela 2).

Atividade	Aspectos	Impactos	Situação Operacional	Abrangência	Natureza do Impacto	G	U	T	GUT		
						Gravidade	Urgência	Tendência			
Tratamento Preliminar	Gradeamento	Acúmulo de resíduos	Geração de odores	A	L	N	1	1	3	3	
			Obstrução da grade	A	L	N	2	3	1	6	
	Desarenador	Infiltração de água pluvial	Diluição do efluente	E	L	N	4	5	3	60	
			Baixa retenção de sedimentos	Obstrução nas unidades posteriores	N	L	N	3	1	2	6
		Abrasão nos equipamentos e tubulações		N	L	N	3	1	2	6	
	Caixa de Gordura	Baixa retenção de materiais graxos e gorduras	Aspectos desagradáveis nos corpos receptores	A	R	N	3	2	2	12	
			Geração de odores nas unidades posteriores	A	L	N	2	2	2	8	
			Obstrução dos coletores	N	L	N	2	1	2	4	
		Excesso de sobrenadante	Geração de odores	A	L	N	2	3	3	18	
			Contaminação do solo	A	L	N	2	2	2	8	
		Proliferação de vetores	A	L	N	2	2	3	12		
Estação Elevatória	Presença de Bomba Reserva	Segurança de operação do sistema	N	L	P	1	1	1	1		
Tratamento Primário	Reator UASB	Presença de Câmara de Distribuição e Equalização	Não formação de zonas mortas	N	L	P	1	1	1	1	
			Sobrecarga de lodo	Rompimento da estrutura	E	L	N	4	1	1	4
	Adequado Descarte e Secagem do lodo		Redução do volume de resíduos	N	L	P	1	1	1	1	
			Benefícios à Qualidade do solo	N	L	P	1	1	1	1	
			Proteção à Saúde pública	N	L	P	1	1	1	1	
	Excesso de Produção de gases		Polição do ar	N	L	N	2	1	2	4	
			Malefícios à saúde pública	N	L	N	2	1	2	4	
	Presença de Coleta e queima dos gases		Benefícios à Qualidade do ar	N	L	P	1	1	1	1	
			Proteção à Saúde pública	N	L	P	1	1	1	1	
			Emissão de material particulado	A	L	N	2	2	1	4	
Tratamento Secundário	FBASN	Meio suporte fixo	Aumento de remoção de matéria orgânica	N	L	P	1	1	1	1	
			Colmatção	Carreamento de sedimentos	N	L	N	3	1	1	3
	DS		Recirculação do lodo	Supressão do Reator UASB	N	L	P	1	1	1	1
			Difícil acesso	Riscos operacionais	E	L	N	4	5	1	20
Tratamento Terciário	TPAF	Baixa remoção de Matéria orgânica	Polição do corpo hídrico	E	L	N	2	4	5	40	
			Baixa remoção de nutrientes	Eutrofização do corpo hídrico	E	R	N	4	5	5	100
				Elevado crescimento das plantas	Proliferação de mosquitos	E	L	N	3	4	1
	TPALF	Baixa remoção de Matéria orgânica	Polição do corpo hídrico	E	R	N	2	4	5	40	
			Baixa remoção de nutrientes	Eutrofização do corpo hídrico	E	R	N	4	5	5	100
				Elevado crescimento das plantas	Proliferação de mosquitos	E	L	N	3	4	1
UV		Efluente com alta turbidez e alta concentração de SST	Não desinfecção	E	L	N	5	5	1	25	
Lançamento do efluente no corpo receptor	Alteração da qualidade da água do corpo hídrico		Malefícios à fauna	A	L	N	4	3	2	24	
			Malefícios à flora	A	L	N	4	3	2	24	
			Malefícios à saúde pública	A	L	N	5	5	3	75	

Tabela 2- Matriz de Interação de Aspectos/Impactos.

Situação operacional: Normal (N), Anormal (A), Emergência (E); Abrangência: Local (L), Regional (R), Global (G); Natureza do Impacto: Negativo (N), Positivo (P).

A maioria dos aspectos operacionais e estruturais causadores dos mesmos exigem ações de baixa complexidade para serem minimizados ou solucionados, como a operação e manutenção adequada das unidades de Tratamento de Esgoto Doméstico. Enquanto os impactos positivos podem ser potencializados com

adequada operação e estabelecimento de metas a curto, médio e longo prazo para melhoria do sistema.

Apesar dos impactos terem sido considerados, ao todo, como de abrangência local, por não ultrapassarem os limites da cidade, aproximadamente 28% dos aspectos operacionais se encontram em situação emergencial e 31% em situação anormal, o que demonstra a necessidade de melhorias operacionais em prol da saúde ambiental e social do município.

No Tratamento Preliminar, os impactos significativos (de maior prioridade) foram relacionados à infiltração de água pluvial (Figura 2-A) e a geração de odores, o que pode ser justificado pelo município estar localizado em região alagadiça, fator este que propicia o aumento de vazão e diluição do efluente, conseqüentemente, a queda de eficiência da ETE. Enquanto a geração de odores, esta é ocasionada principalmente pelo excesso de sobrenadante na caixa de gordura (Figura 2-B).

Observou-se também o acúmulo de resíduos no gradeamento, o qual geralmente ocorre por falha de operação e manutenção, afeta de forma direta na vazão e velocidade do afluente no sistema de tratamento, como também interfere na operação e eficiência das unidades posteriores (Figura 2-C).

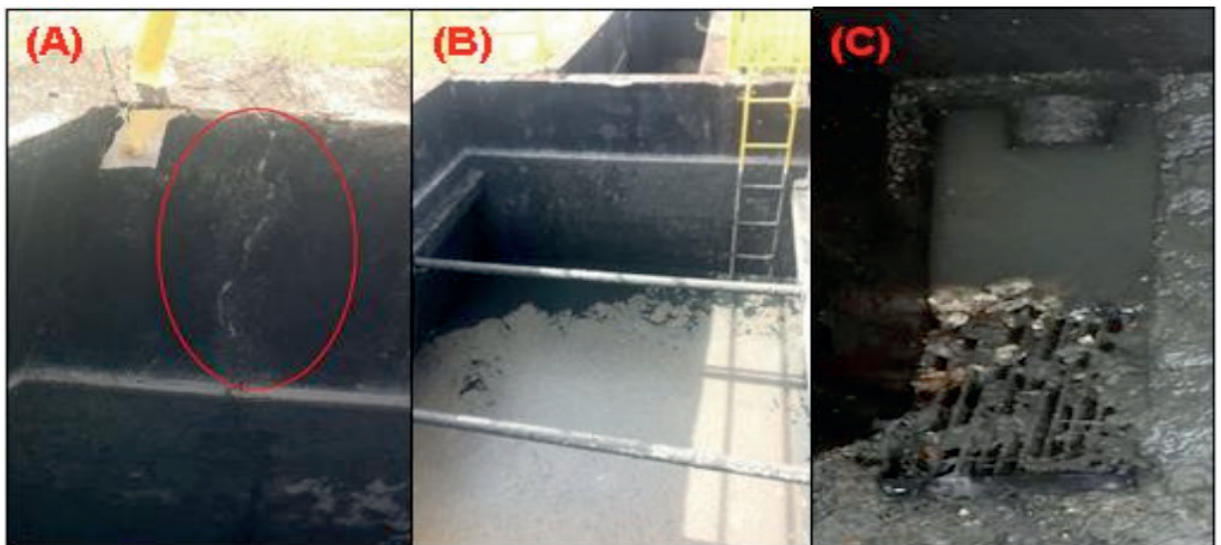


Figura 2 - Unidades do Tratamento Preliminar. (A) Rachaduras presentes no Desarenador. (B) Sobrenadante presente na Caixa de Gordura. (C) Presença de resíduos no Gradeamento.

Na fase posterior de tratamento, Tratamento Primário, ressalta-se a importância do adequado descarte de lodo produzido nesta etapa, para que não ocorra rompimento estrutural do Reator UASB e aumente a eficiência referente a esta unidade. Deve-se também realizar a manutenção do coletor e queimador de gases, com o intuito de preservar a qualidade do ar e da saúde humana. Bem como as correções do leito de secagem, como a remoção de gramíneas e do lodo seco com sua devida disposição em aterro sanitário licenciado.

No Tratamento Secundário, observa-se urgência quanto à solução da dificuldade

de acesso ao Decantador Secundário (Figura 3-A), pois o mesmo encontra-se em uma unidade compacta (Figura 3-B), o que torna necessário a introdução do operador para realizar a devida manutenção, acarretando riscos operacionais ao sistema e riscos à saúde do operador. Quanto ao FBASN (Figura 3-C), sobre a colmatação, considerado de gravidade média, entretanto de pouca urgência, ressalva-se a importância da limpeza desta unidade, como proteção estrutural do mesmo e da eficiência do tratamento das unidades posteriores.



Figura 3 - Unidades do Tratamento Secundário. (A) Decantador Secundário. (B) Unidade Compacta com indicação das entradas de acesso da mesma. (C) Indicação do Meio Suporte Fixo no FBASN.

Ao final do tratamento, Tratamento Terciário, pode-se observar a ausência das plantas flutuantes no Tanque de Plantas Aquáticas Flutuantes (Figura 4-A) e no Tanque de Plantas Aquáticas em Leito Fixo (Figura 4-B), decorrente da proliferação de mosquitos. Esta falha operacional/estrutural acarretou os impactos ambientais/estruturais de maior prioridade (urgência) na ETE, por propiciar o acúmulo de nutrientes e conseqüentemente a eutrofização do corpo hídrico.

Em relação à Desinfecção por Radiação Ultravioleta, está inoperante, sendo reflexo da inadequada operação e ineficiência das unidades anteriores, considerada assim sistema operacional emergencial por ser essencial na remoção de patógenos e acarretar riscos à saúde humana (Figura 4-C).

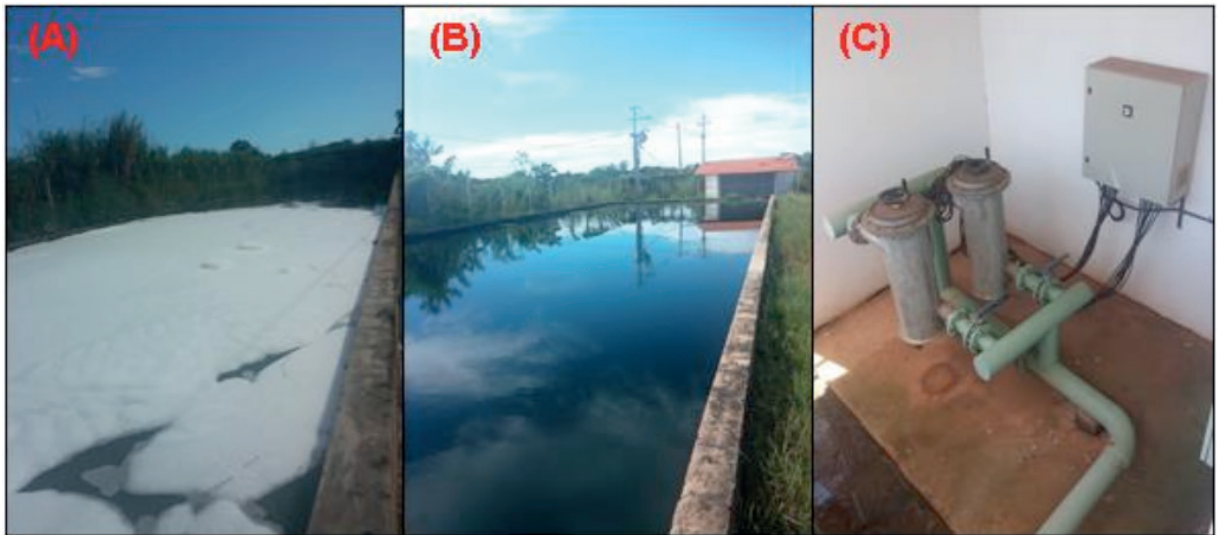


Figura 4 – Unidades do Tratamento Terciário. (A) Tanque de Plantas Aquáticas Flutuantes. (B) Tanque de Plantas Aquáticas em Leito Fixo. (C) Unidade de Desinfecção por Radiação Ultravioleta.

Torna-se evidente a urgência e magnitude de diversos impactos, entretanto para que se tenha uma gestão ambiental efetiva é importante que sejam estabelecidas prioridades e metas com base na avaliação atribuída pelo método GUT.

6 | CONCLUSÕES

Com a aplicação da Matriz de Interação de Aspectos/Impactos no sistema de tratamento de esgoto, observa-se a necessidade de significativas modificações nas unidades constituintes, correspondentes a correção das formas de operação e manutenção no contexto geral, para minimização dos impactos causados, como eutrofização dos corpos hídricos, malefícios a saúde pública e diluição do efluente decorrente da infiltração de água pluvial no sistema.

Conclui-se que a utilização da Matriz de Interação com a combinação dos aspectos operacionais/estruturais e impactos ambientais/operacionais contribui de forma significativa no planejamento e implantação do Sistema de Gestão Ambiental em Estações de Tratamento de Esgoto Doméstico, bem como auxilia os gestores em tomadas de decisões e definição de ações prioritárias.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. Norma Brasileira ISO 14.001. **Sistemas da gestão ambiental – Requisitos com orientações para uso**. Rio de Janeiro, 27 p., 2004. Disponível em: <http://www.labogef.iesa.ufg.br/labogef/arquivos/downloads/nbr-iso-14001-2004_70357.pdf>. Acesso em: 06 abril 2016.

JORDÃO, E. P. & PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. Rio de Janeiro – RJ: 7ª edição, 1050 p., 2014.

PIMPÃO, H. **Avaliação dos impactos ambientais da estação de tratamento de esgoto do bairro CPA III - Lagoa Encantada em Cuiabá/MT utilizando indicadores ambientais.** Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Ambiental. UFMT. Cuiabá – MT: 105 p., 2011.

VAZ, A. P. R.; DUCATTI, M. L.; PASQUALETTO, A. **Avaliação de impactos ambientais nas Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários: ETE – LAJES, APARECIDA DE GOIÂNIA – GO.** Artigo Científico. Especialização em Gestão Ambiental. SENAI/UCG. Goiânia – GO: 17 p., 2003.

AVALIAÇÃO DO SISTEMA DE ULTRAFILTRAÇÃO POR MEMBRANAS PARA TRATAMENTO DE ÁGUA: ESTUDO DE CASO NA ETA ENGENHEIRO RODOLFO JOSÉ COSTA E SILVA

Data de aceite: 06/01/2020

Mara Yoshino de Castro

30º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental-ABES
Natal, Rio Grande do Norte

RESUMO: À medida que a população mundial aumenta, paralelamente cresce o consumo dos recursos naturais a fim de suprir a crescente demanda por bens e serviços. O aumento dos diversos tipos de poluentes que têm surgido a cada dia os quais são lançados nos corpos hídricos e a má distribuição de água no planeta, tanto pela sua distribuição geográfica como pela falta de infraestrutura adequada, aliados a leis mais rigorosas quanto à qualidade da água para consumo humano, foram alguns dos principais fatores para o desenvolvimento de novas tecnologias de tratamento de água que fossem mais eficazes.

O presente estudo tem como objetivo fazer a avaliação do sistema de membranas ultrafiltrantes na ETA Engenheiro Rodolfo José Costa e Silva, localizada na capital do Estado de São Paulo, abastecida pela represa Guarapiranga a fim de serem avaliados os custos e o consumo de energia, os quais se mostraram mais elevados do que o sistema de ciclo completo, bem como a qualidade da

água produzida deste sistema comparado a este último na mesma ETA, cujos resultados mostraram melhores reduções dos parâmetros analisados e comparados. Além disso, ocupa uma área relativamente menor e não há uso de produtos químicos para o tratamento.

Sua construção foi devido à crise hídrica nos anos de 2014 e 2016 a fim de aumentar a disponibilidade de água na RMSP. As medidas emergenciais tomadas por causa da escassez de chuvas no Sistema Cantareira, fez com que o Sistema Guarapiranga se tornasse o principal sistema de abastecimento de São Paulo no ano de 2015.

PALAVRAS-CHAVE: Tratamento de água, membranas ultrafiltrantes, ETA Engenheiro Rodolfo José Costa e Silva.

EVALUATION OF MEMBRANE
ULTRAFILTRATION SYSTEM FOR WATER
TREATMENT: CASE STUDY ON WTS
ENGINEER RODOLFO JOSÉ COSTA E SILVA

ABSTRACT: While the world's population grows, the same things happens the consumption of natural resources to supply the growing demand for consumer goods and services. The increase in the various types of pollutants that are emerging every day that are released into water bodies and the poor distribution of

water on the planet, both due to their geographical distribution and lack of adequate infrastructure, allied to stricter laws regarding the quality of drinking water, were some of the main factors in the development of new water treatment technologies that were more effective. The aim of the present study is to evaluate the ultrafiltration membrane system at WTS Engenheiro Rodolfo José Costa e Silva, located in the state capital of São Paulo, supplied by Guarapiranga dam in order to evaluate costs and energy consumption, which were higher than the full cycle system, as well as the quality of water produced from this system compared to the latter in the same WTS. These results showed better reductions of the parameters analyzed and compared. Moreover, it occupies a relatively smaller area and there is no use of chemicals for treatment. Its construction was due to the water crisis in 2014 and 2016 in order to increase water availability in the RMSP. The emergency measures taken because of the shortage of rainfall in the Cantareira System, made the Guarapiranga System become the main supply system of São Paulo in 2015.

PALAVRAS-CHAVE: Water treatment, ultrafiltrants membranes, WTS Engineer Rodolfo José Costa e Silva.

INTRODUÇÃO

A distribuição desigualitária de água doce em várias regiões do mundo, o que ocasiona sérios problemas de escassez como no Oriente Médio, fez com que novas tecnologias emergissem como soluções alternativas para o tratamento da água. Dentre elas, é importante citar a incorporação em escala quase industrial de processos de destilação e a utilização de membranas, esta última no início da década de 1970. Apesar de não terem sido inicialmente desenvolvidas para o tratamento de água de abastecimento, as membranas se adaptaram a esse posteriormente.

As membranas sintéticas surgiram como uma tentativa de se assemelhar as membranas naturais, em particular quanto as suas características únicas de seletividade e permeabilidade. A filtração por membrana envolve a separação de compostos dissolvidos, coloidais e partículas constituintes a partir de um fluido pressurizado usando materiais microporosos. Em geral, os processos de separação por membranas são classificados em termos do tamanho dos poros ou do peso molecular de corte e da pressão aplicada. Com base no tamanho dos poros, as membranas são classificadas em quatro grupos principais: microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose reversa.

Atualmente há uma enorme variedade de membranas, cujas diferenças básicas são os materiais e, como já mencionado, o tamanho dos poros. As principais vantagens da implementação desse material no processo de tratamento de água são: ganhos operacionais – devido à maior automação –, diminuição da quantidade de resíduos (lodo) gerados, ganho em qualidade da água tratada, algo de extrema

importância considerando a situação de diversificação de poluentes. As principais desvantagens são: o preço das membranas, que ainda é elevado, e o aumento do consumo de energia. Além disso, a adaptação da mão de obra a uma nova tecnologia já é um obstáculo à implementação. Diante desse problema e às adequações da legislação, cuja tendência é aumentar as exigências de qualidade da água tratada, a modernização do sistema de tratamento se faz necessária.

O presente estudo tem como objetivo a avaliação do tratamento de água por membranas ultrafiltrantes na ETA RJCS que utiliza as águas do Sistema Produtor Guarapiranga, cuja implantação foi devida à crise hídrica ocorrida entre os anos de 2014 e 2016. O sistema Guarapiranga é composto pelas represas Guarapiranga, Capivari e Billings (Braço Taquacetuba). A represa Guarapiranga, principal manancial, é de propriedade da Empresa Metropolitana de Águas e Energia – EMAE, e possui uma capacidade de armazenamento de 171 bilhões de litros de água, formando o segundo maior Sistema Produtor da Região Metropolitana de São Paulo. Seus principais afluentes são os Rios Embu Guaçu, Embu Mirim e Rio Parelheiros, bem como as águas transferidas das represas Billings e do rio Capivari através de estações elevatórias. A água captada na represa é encaminhada para a Estação de Tratamento de Água Engenheiro Rodolfo José Costa e Silva responsável pelo abastecimento público de grande parte da zona sul e sudoeste da Grande São Paulo. Atualmente a produção alcança até 15 m³/s de água, para o sistema de ciclo completo. Devido à crise hídrica ocorrida entre os anos de 2014 a 2016, o governo do Estado de São Paulo decidiu aumentar a disponibilidade hídrica e iniciou, através de contratos por licitação, o projeto de tratamento de água por sistemas de membranas. A ampliação da ETA conta com um sistema de ultrafiltração por membranas e foi dividida em duas fases. A primeira fase, inaugurada em dezembro de 2014, produz 1m³/s e a segunda fase inaugurada em julho de 2015 produz mais 1m³/s.

Devido ao aumento da demanda de água potável na cidade de São Paulo e a grande necessidade de compensar a crise hídrica naquele momento, a Sabesp buscou, então, uma tecnologia que pudesse acrescentar 2 m³/s de produção de água em um período relativamente curto de projeto e que produzisse água de boa qualidade. Isto possibilitou que o novo aumento de produção de água tratada ajudasse a reduzir a retirada do Sistema Cantareira, permitindo ao Guarapiranga avançar em novas áreas, principalmente na região da Avenida Paulista.

A implantação das membranas fez parte do pacote de medidas que foram efetuadas para o enfrentamento da crise hídrica ocorrida entre os anos de 2014 e 2016 a fim de aumentar a disponibilidade hídrica na RMSP. Com as medidas emergenciais tomadas por causa da escassez de chuvas no Cantareira, o Sistema Guarapiranga tornou-se, em 2015, o principal sistema de abastecimento de São

Paulo. Além disso, foram levados em consideração a qualidade superior da água tratada, além da economia de espaço físico e da velocidade de implantação.

OBJETIVOS

Avaliar o sistema de ultrafiltração por membranas para tratamento de água quanto ao consumo e custo energético e a qualidade da água em relação ao sistema de ciclo completo, a partir do estudo de caso na ETA ERJCS.

MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia do presente trabalho foi realizada em quatro etapas por um período total de dois meses. Na primeira etapa, foi feita uma pesquisa através de dados secundários referenciados neste trabalho a respeito das características da ETA ERJCS e do sistema de membranas da mesma. Na segunda etapa, foram executadas as etapas de operação do sistema de membranas, através de comando executado por programa específico, *KOCH membrane systems*, salvo nos casos em que houve necessidade de operação em local, e feitas as observações pertinentes a cada etapa do processo de funcionamento. Na terceira etapa, foram coletadas as informações referentes ao consumo e gasto de energia por meio de entrevista com pessoal especializado que atua na parte elétrica e instrumental, além de consulta de manuais técnicos e coleta de dados em campo tanto do sistema de membranas como de ciclo completo. Na quarta etapa, tratou-se da execução e avaliação dos resultados de análises laboratoriais para a verificação da qualidade da água a qual foi realizada no âmbito do Laboratório de operação da ETA ERJCS, responsável monitoramento do tratamento conforme os padrões de qualidade de água tratada para consumo humano referente à Portaria Revogada de Consolidação 5, anexo XX, (PRC5, anexo XX) aos limites internos de qualidade da ETA ERJCS e as metodologias de ensaios de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Foram feitas análises físico-químicas para efeitos de comparação em relação ao sistema de ciclo completo, portanto não foram realizados todos os parâmetros constantes na Portaria PRC5, anexo XX.

CARACTERIZAÇÃO DA ETA ENGENHEIRO RODOLFO JOSÉ COSTA E SILVA

A ETA ERJCS é abastecida pelo Sistema produtor Guarapiranga o qual é o segundo maior produtor de água da RMSP, responsável por atender aproximadamente 4,9 milhões desta região. Está localizada em um bairro residencial próximo a vias de grande circulação na zona sul da capital paulista. Utiliza-se da água da represa

Guarapiranga por bombeamento 24 horas. Inicialmente, foi projetada para tratar 14,0 m³/s. A produção média é de 14,5 m³/s para o sistema de ciclo completo e de 1,0 m³/s no tratamento por membranas ultrafiltrantes, o que totaliza 15,5 m³/s. A área do tratamento é de, aproximadamente, 39.123 m². A água bruta é captada na estação elevatória por um conjunto de seis grupos moto - bombas e chega à estação por uma adutora de diâmetro 2.500 mm e 7,2 km de extensão. Possui basicamente uma câmara de chegada de água bruta onde ocorrem a mistura com coagulante, dois medidores de vazão nas duas adutoras de água coagulada, oito floculadores, oito decantadores de fluxo horizontal, 32 filtros rápidos por gravidade formados por carvão antracito e areia sobre camada suporte de pedregulho, instalações para estocagem de produtos químicos, quatro extintores de cal, seis cloradores, cinco evaporadores de cloro, dois reservatórios subterrâneos com capacidade total de 45.000 m³, dois reservatórios metálicos do tipo apoiado com 40.000 m³ de capacidade total e tanques de armazenamento de produtos químicos.

CARACTERÍSTICAS DO SISTEMA DE MEMBRANAS DA ETA ENGENHEIRO RODOLFO JOSÉ COSTA E SILVA

A implementação do Sistema de membranas ultrafiltrantes ocorreu devido à crise hídrica nos anos de 2014 e 2016 a fim de aumentar a disponibilidade hídrica na RMSP. Com as medidas emergenciais tomadas por causa da escassez de chuvas na região do Cantareira, o Sistema Guarapiranga se tornou o principal sistema de abastecimento de São Paulo em 2015. A utilização dessas membranas permite a redução no tempo de tratamento da água. O processo que demoraria duas horas, em média, passou a ser concluído entre 20 e 30 minutos. O funcionamento é automatizado e utiliza uma quantidade menor de produtos químicos. As membranas foram importadas da Alemanha.

A primeira fase do projeto foi concluída no final de 2014 sendo entregues seis módulos de unidades de ultrafiltração e a segunda fase foi concluída em agosto de 2015 sendo entregues mais seis módulos. Estes doze módulos totalizam um acréscimo de 2 m³/s de vazão para o tratamento.

A área total ocupada pelos doze *Skids* é cerca de 800,0 m². A área de todo o sistema é de, aproximadamente, 2.489 m².

A recuperação da água que entra no sistema é de 94%. Destes, 90% vai para o sistema de ciclo completo para ser tratada e 6% é descartado como efluente de acordo com os parâmetros de lançamento de efluentes líquidos do Decreto 8468/76. O gasto com produtos químicos é de, aproximadamente, R\$ 0,020/m³ para o sistema de membranas e de R\$ 0,057/m³ para o de ciclo completo. (CAMELO, A.C.R.; COUTINHO, M., 2016)

O produto, denominado PURON® HF, é composto por módulos de membranas submersas com fibra oca reforçada fabricada em PVDF (fluoreto de polivinilideno) com poros de 0,03 μm , possui a maior densidade de empacotamento do mercado (2650 m^2) e uma tolerância a concentrações de sólidos suspensos superior a 1000 mg/L .

O sistema possui processos de retrolavagem, com auxílio de aeração, limpezas químicas de manutenção e recuperação, com ácido cítrico e hipoclorito de sódio, cujo objetivo é retirar as incrustações que se aderem aos poros da membrana.



Fotografia 1-Fileira de membranas para o módulo

Fonte: O autor, 2018.



Fotografia 2- Skid com membranas submersas em água decantada

Fonte: O autor, 2018.

OBTENÇÃO DE DADOS QUANTO AO CONSUMO E CUSTO ENERGÉTICO

Para o objetivo de avaliar consumo e o gasto de energia entre os dois sistemas, foram feitas pesquisas por meio de entrevistas com perguntas específicas para

dois profissionais especializados. Um profissional, cujo cargo é de encarregado responsável pelo setor de elétrica e instrumentação e formação na área de engenharia elétrica e outro cujo cargo é de instrumentista responsável pela manutenção de equipamentos e formação na área técnica de eletricidade. As medições de energia foram feitas através de aparelhos digitais medidores de grandezas elétricas de forma direta, medidores multiparâmetros, colocados em pontos específicos de medição onde ocorria a entrada de energia nas subestações para cada sistema de tratamento.

MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA PERMEADA

A fim de avaliar a qualidade da água que sai do sistema de membranas, foram realizados ensaios no laboratório de operação da ETA ERJCS, para os parâmetros de alumínio, cloro residual livre, cor, ferro, flúor, manganês, pH, turbidez. O laboratório atende às normas de qualidade para execução dos ensaios e à PRC 5, anexo XX, para os limites de cada parâmetro. Os dados coletados referem-se à média mensal de cada parâmetro obtida no ano de 2017 e estão apresentados nas Tabelas 2 e 3 no Capítulo Resultados e Discussões, mais adiante. Para a execução dos ensaios foram utilizados os métodos referenciados no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

A implementação do sistema de membranas teve como base a necessidade da escolha de pré-tratamento a qual estava atrelada às características da água bruta para que as membranas pudessem operar com os parâmetros requeridos pelo fabricante, a área requerida, a qualidade da água tratada e os custos de implantação, operação e manutenção. Através de informações técnicas, foi determinada a área requerida pelo sistema de membranas e o número de *skids* necessários para a vazão de produção da ETA. O tipo de membrana e o fabricante são de suma importância para implementação do sistema que está atrelado a cada tipo de tratamento, no caso, água para consumo. As informações técnicas geralmente especificam um ou mais parâmetros para a filtração direta. Tais parâmetros são importantes, pois definem a capacidade de filtração e a eficiência das membranas.

Segundo Tian et. Al (2013), em seu estudo sobre a correlação entre importante deteriorante de membranas ultrafiltrantes e a resistência dessas membranas, o principal indicador de deterioração das membranas, que também será um indicador de custos operacionais e eficiência do sistema, são os biopolímeros, macromoléculas como polissacarídeos e proteínas, apresentando uma correlação considerada muito forte entre concentração dessas substâncias e a deterioração das membranas. Outro

fator a ser considerado é a matéria particulada, representada tanto pelos sólidos suspensos quanto pela turbidez, podendo ser utilizada como indicador principal de deterioração, o que indica a necessidade do pré-tratamento ou não dependendo dos valores. Estes fatores foram verificados quando houve bastante alarmes de alerta no sistema de membranas devido à presença destas partículas.

O pré-tratamento tem como objetivo obstruir substâncias causadoras de deterioração da membrana. Essas substâncias causam diminuição gradativa do fluxo de água, o que é operacional e economicamente ruim. Arhin et al (2016) faz uma revisão das principais técnicas de pré-tratamento e sua relação com o controle da deterioração das membranas. Dentre elas, coagulação, adsorção em carvão ativado e resinas de troca iônica. Segundo Kabsch-Korbutowics, Bilyc e Molczan (2006) e Bing-zhi et al (2007) as matérias orgânicas naturais na água a ser tratada são consideradas as principais substâncias responsáveis pela deterioração do fluxo. Na ETA ERJCS, por conta destes e outros interferentes que afetariam o processo de tratamento com membranas, a água utilizada para tratamento passou a ser da água bruta para a água decantada a fim de evitar rápida deterioração das membranas. Foi observado que durante a aplicação de carvão ativado na água bruta para remoção de gosto e odor, mesmo utilizando-se água decantada, as partículas de carvão causam um entupimento progressivo no sistema de membranas que causam deterioração do fluxo. Por isto, ao ser aplicado carvão ativado na água bruta, para remoção de gosto de odor na represa Guarapiranga, e esta estiver sendo utilizado diretamente no sistema de membranas ou utilizando-se água decantada cujo número de partículas de carvão é bem menor, foi necessário parar o sistema de membranas para não promover o entupimento dos poros. Caso contrário, deveria ser feito um pré-tratamento para remoção das partículas de carvão ativado.

Quanto à área requerida, foi determinado pelo projeto proposto levando-se em consideração o volume de água a ser tratado para avaliar a quantidade de *skids*, bombas, pré filtros, sopradores, compressores, área de armazenamento e dosagem de produtos químicos e sala de painéis elétricos e de comandos. Os *skids* reúnem um conjunto de membranas e tubulações já pré-alocados que necessitam somente a interligação ao sistema principal de tubulações e bombas para entrar em funcionamento. Assim como as membranas individuais, possuem vazão de produção estimada, já considerando as perdas com retrolavagem. Além disso, requerem uma área pré-calculada, que é exposta nas informações do produto. A área necessária para o sistema de ciclo completo é cerca de seis vezes mais do que o sistema de membranas para atender a uma mesma vazão. Para este cálculo foi levado em consideração a área do sistema de ciclo completo que envolveram os floculadores, decantadores e filtros cuja relação área/volume foi de 2.239,9 m²/m³. Para o sistema de membranas foi levado em consideração a área dos *Skids*

cuja relação área/volume foi de $400,0 \text{ m}^2/\text{m}^3$. Logo, $2.239,9 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}/400,0 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}=5,6$. Quanto à demanda de energia e aos custos energéticos, foram obtidos os valores conforme Tabela 1 a seguir.

Dados	ETA Membranas	ETA Ciclo Completo
Consumo Kwh/ m^3	0,090	0,017
*Custo R\$/ 1000 m^3	24,300	4,590

Tabela 1-Comparação do consumo e gasto de energia entre os sistemas de Membranas de Ultrafiltração e de Ciclo Completo no ano de 2017.

*Valor médio de R\$ 0,27 do kwh para região sudeste do Brasil, para serviço de saneamento, ano de 2017.

Fonte: O autor,2018.

De acordo com os dados da Tabela 1, o consumo e o custo de energia para o sistema de membranas são cerca de cinco vezes a mais do que o de ciclo completo.

No quesito custos de implantação, o custo inicial é o mais elevado pois está relacionado ao investimento, principalmente, na aquisição dos materiais. Segundo Mierzwa et al (2008), o custo de aquisição de membranas pode ser de quase 50% do investimento inicial total. O custo torna-se competitivo em relação ao sistema de ciclo completo com carvão ativado em termos de qualidade, ou seja, para que este alcance a mesma qualidade do sistema de membranas seu custo seria aumentado. Segundo dados da Sabesp, o custo inicial do sistema de membranas ultrafiltrantes é 25% maior do que o sistema de ciclo completo (SABESP,2016).

Quanto à qualidade da água, a filtração por membranas é uma técnica promissora por remover pesticidas e outros micropoluentes orgânicos da água. A retenção dos compostos depende de sua natureza, sendo fortemente influenciada pelo material aplicado na membrana, dependendo, também, da composição da água bruta e das condições de processo. Segundo Snyder et al (2007) mostra que membranas ultrafiltrantes podem ser eficientes para bloquear o triclosan (rejeição de 87,5%), embora sejam pouco eficientes para bloquear cafeína (rejeição de 7%), ibuprofeno (rejeição de 8,3%) e carbamapexina (rejeição de 15, 7%). A remoção de *Giárdia* e *Cryptosporidium* é de 99,9 %, há ausência de coliformes fecais para uma amostra de 100 ml e eliminação acima de 95,0% para partículas de tamanho até $20,0 \mu\text{m}$ (CENTROPROJEKT,2016). Conforme já citado, as membranas utilizadas possuem poros de $0,03 \mu\text{m}$ o que promove a remoção de partículas, substâncias, vírus e bactérias nesta faixa. A Figura 6 exemplifica a grande vantagem na remoção de compostos cujos tamanhos são maiores do que o tamanho dos poros na ultrafiltração.

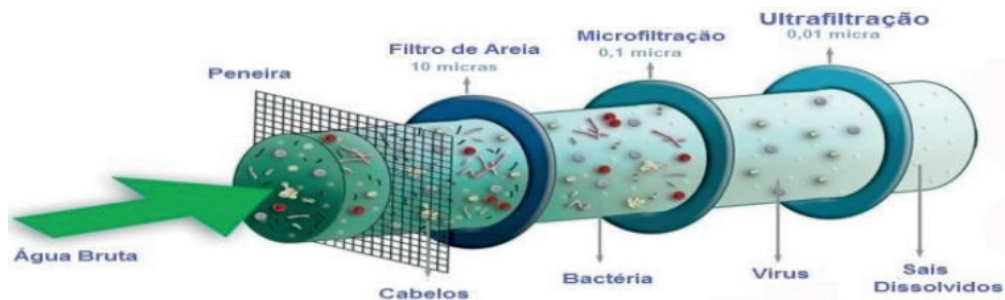


Figura 6-Representação da retenção de compostos de acordo com o tamanho do poro da membrana

Fonte: <http://www.naturaltec.com.br/ultrafiltracao> (2018).

A fim de verificar a eficiência na remoção de alguns compostos presentes na água, foram realizados ensaios no laboratório de operação da ETA ERJCS cujos resultados encontram-se nas Tabelas 2 e 3 a seguir.

	Cor (UC)	pH	Turbidez (NTU)*	Cloro residual livre (mg/L)	Fluoreto (mg/L)
PRC 5 /2017***		Entre	5,000 uT	5,000	1,500
VMP	15 uH**	6,0 e 9,500			
Janeiro	2,900	6,320	0,100	0,980	0,080
Fevereiro	3,100	6,320	0,090	0,720	0,100
Março	2,500	6,560	0,090	1,200	0,008
Abril	3,000	6,500	0,090	1,120	0,008
Maio	2,600	6,290	0,120	1,150	0,007
Junho	2,500	6,330	0,080	0,820	0,009
Julho	2,000	6,410	0,080	0,950	0,008
Agosto	2,300	6,390	0,110	1,200	0,006
Setembro	2,900	6,190	0,100	0,850	0,007
Outubro	2,100	6,270	0,090	0,770	0,009
Novembro	2,200	6,420	0,090	1,200	0,007
Dezembro	2,500	6,790	0,100	0,850	0,009

Tabela 2-Valores dos Parâmetros monitorados da água tratada pelo Sistema de Membranas por Ultrafiltração da ETA Engenheiro Rodolfo José Costa e Silva no ano de 2017.

Média	2,550	6,339	0,095	0,984	0,021
	Alumínio	Ferro	Manganês		
	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)		
PRC 5 /2017 ***	0,200	0,300	0,100		
VMP					
Janeiro	0,020	0,005	0,012		
Fevereiro	0,010	0,019	0,015		
Março	0,025	0,008	0,025		
Abril	0,023	0,017	0,008		
Maiο	0,029	0,001	0,014		
Junho	0,023	0,005	0,006		
Julho	0,010	0,005	0,005		
Agosto	0,024	0,003	0,028		
Setembro	0,018	0,004	0,012		
Outubro	0,026	0,006	0,010		
Novembro	0,014	0,005	0,008		
Dezembro	0,013	0,006	0,006		
Média	0,020	0,007	0,012		

Tabela 2-Valores dos Parâmetros monitorados da água tratada pelo Sistema de Membranas por Ultrafiltração da ETA Engenheiro Rodolfo José Costa e Silva no ano de 2017.

*1NTU equivale a 1uT.

**1uH equivale a 1UC.

*** VMP-Valor máximo permissível para água final da Portaria Revogada Consolidação nº 5, anexo XX.

Fonte: O autor,2018

Cor (UC)	pH	Turbidez	Cloro	Fluoreto
		(NTU)*	residual livre	(mg/L)
			(mg/L)	
Tabela 3-Valores dos Parâmetros monitorados da água tratada pelo Sistema de Ciclo Completo da ETA Engenheiro Rodolfo José Costa e Silva no ano de 2017.				
(Continua)				

PRC 5		Entre 6,0	5,000 UC	5,000	1,500
/2017***	15 uH**	e 9,5			
VMP					
Janeiro	3,200	6,089	0,320	1,750	0,109
Fevereiro	3,500	6,112	0,260	1,365	0,098
Março	2,900	5,962	0,310	1,552	0,122
Abril	3,200	5,996	0,390	1,856	0,129
Maiο	3,100	6,002	0,410	1,645	0,102
Junho	2,800	6,125	0,260	1,335	0,089
Julho	3,300	6,254	0,270	1,023	0,139
Agosto	3,400	5,986	0,290	1,556	0,144
Setembro	2,900	5,965	0,330	1,340	0,109
Outubro	3,000	6,105	0,280	1,268	0,124
Novembro	3,100	5,992	0,350	1,026	0,119
Dezembro	3,300	6,002	0,350	1,754	0,123
Média	3,142	6,049	0,318	1,456	0,117

PRC 5	Alumínio	Ferro	Manganês
/2017***	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
VMP	0,200	0,300	0,100
Janeiro	0,063	0,010	0,018
Fevereiro	0,055	0,010	0,022
Março	0,066	0,018	0,015
Abril	0,075	0,023	0,017
Maiο	0,069	0,020	0,024
Junho	0,082	0,025	0,033
Julho	0,063	0,009	0,014
Agosto	0,070	0,018	0,023
Setembro	0,056	0,009	0,018
Novembro	0,062	0,010	0,025
Dezembro	0,059	0,011	0,015
Média	0,065	0,014	0,020

Tabela 3-Valores dos Parâmetros monitorados da água tratada pelo Sistema de Ciclo Completo da ETA Engenheiro Rodolfo José Costa e Silva no ano de 2017.

*1NTU equivale a 1uT.

**1uH equivale a 1UC.

*** VMP-Valor máximo permissível para água final da Portaria Revogada Consolidação nº 5, anexo XX.

Fonte: O autor,2018

A partir dos resultados obtidos foi verificado que os valores dos dois tipos de sistemas estiveram bem abaixo do limite máximo permissível pela Portaria PRC5/2017 para a água final. A referência foi da água final, pois esta é a distribuída para o consumo. A Portaria não possui valores dos parâmetros de potabilidade para água filtrada, somente para a turbidez cujo valor máximo permissível é de 0,500 NTU. De acordo com os dados das tabelas 2 e 3, ao comparar o sistema de membranas em relação ao de ciclo completo, houve remoção, a mais, de 18,79% de cor, 31,80% de turbidez, 32,42% de cloro livre, 82,05% de flúor, 69,23% de alumínio, 64,28% de ferro, e 40,00% de manganês. Os compostos causadores de gosto e odor, Metilisoborneol e Geosmina, não puderam ser executados devido a restrições internas naquele período. Somente foram obtidos os valores para a água final. Foram encontradas as médias anuais de 45,0 ng/L para o MIB e valores abaixo de 4,0 ng/L para a GEO apenas para tratamento no sistema de ciclo completo associado à aplicação de carvão ativado. Estes parâmetros foram realizados pelo método da AWWA ,1987 realizados no laboratório da ETA Guaraú, através de cromatografia gasosa com espectrometria de massa. É importante ressaltar que quando ocorrem florações de algas responsáveis pela formação destes compostos é feita a aplicação de carvão ativado antes da entrada de água bruta na ETA, pois somente o sistema de ciclo completo não é capaz de fazer sua adequada remoção. Devido à ausência de dados para a remoção de tais compostos, uma vez que estes parâmetros não são analisados para a água que sai do sistema de membranas já que ela se mistura com água do tratamento de ciclo completo na etapa final do tratamento, foi necessário recorrer a pesquisas referenciadas. Segundo Reiss et al (2006), em estudos no rio Hillsborough, Flórida, no processo de tratamento químico associado à coagulação/floculação /sedimentação houve remoção de 71% de MIB enquanto que, para os processos de microfiltração e ultrafiltração associado à baixa dosagem de coagulante, houve remoção de 5% a 14% deste composto. Para o composto GEO, no processo de tratamento químico associado à coagulação/floculação /sedimentação houve remoção de 78% e para os processos de microfiltração e ultrafiltração houve remoção de 28% a 42% deste composto. Para águas superficiais de um manancial com alta carga orgânica, os processos de microfiltração e ultrafiltração por membranas teve a remoção de 5% a 40% para estes compostos.

CONCLUSÕES

Através dos dados apresentados, fica evidente que o tratamento de água por membranas ultrafiltrantes representa uma alternativa tecnológica para tratamento de água com alta qualidade, uma vez que a membrana retém compostos de até 0,03 µm. Devido às características da água bruta proveniente da represa Guarapiranga

possuir turbidez considerada alta para os parâmetros da membrana e considerável quantidade de substâncias poluentes oriundas de efluentes industrial e doméstico, foi necessário realizar um pré-tratamento na água ao invés de ocorrer a filtração direta nas mesmas. Caso contrário, a operação poderia ficar inviável devido a problemas constantes de deterioração do fluxo e reposição de membranas. A ETA ERJCS possui o tratamento de ciclo completo, assim empregou-se a água da etapa de decantação para posterior tratamento na ultrafiltração. O problema da presença de poluentes emergentes nas águas utilizadas para tratamento é uma constante preocupação, pois muitos deles não podem ser totalmente removidos pelo tratamento de ciclo completo, o que potencialmente significaria a presença desses poluentes na água consumida. Com a utilização das membranas ultrafiltrantes muitos destes são eliminados devido à sua maior seletividade pelo tamanho dos poros. Tal processo pode ser otimizado com a associação deste tratamento a outros como o método CRISTAL, associação de carvão ativado e ultrafiltração. Quanto aos custos de implantação do sistema de membranas, os mais expressivos foram os custos de aquisição das membranas, cerca de 25% do custo inicial. Os custos de operação e manutenção necessitam de maiores reservas de capital devido, respectivamente, ao aumento da demanda de energia e da reposição dos componentes do sistema, como bombas e válvulas, que tem custos elevados.

As membranas necessitam operar dentro dos limites especificados pelo fabricante para que não haja o desgaste e ou obstrução das mesmas. O monitoramento dos valores das variáveis do processo, como pressão, temperatura ou consumo de produtos químicos é de suma importância, pois valores anormais indicam alguma anomalia no processo. Como exemplo, valores de pressão altos no processo de retrolavagem indicam uma grande quantidade de partículas de sujeiras acumuladas na superfície da membrana.

Devido às leis mais rigorosas e diminuição da disponibilidade de fontes adequadas de águas brutas, tanto em qualidade como em quantidade, faz com que mais pesquisas se façam necessárias sobre o uso de processos de filtração por membranas para a produção de água potável tornando uma alternativa ao tratamento ciclo completo. O tipo de membrana, a escolha de um tratamento específico, combinado ou associado (coagulação, CAP, oxidação, Cristal) interferem na qualidade da água desejada.

Os principais custos do sistema de ciclo completo são mão de obra, produtos químicos e disposição de lodo, e os do sistema de membranas ultrafiltrantes são energia e manutenção. O custo com energia deve ser destacado, podendo representar aproximadamente 50% dos custos operacionais do sistema de membrana (MIERZWA, 2008). Na ETA ERJCS o gasto e custo energético para o sistema de membranas ultrafiltrantes foi cerca de quatro vezes maior devido a maior quantidade

e diversidade de componentes como bombas, compressores e sopradores de ar, válvulas elétricas entre outros. Entretanto, este último necessita de uma área cerca de duas vezes menor para uma mesma vazão. Não houve produção de lodo e os custos com produtos químicos foram ,aproximadamente, três vezes menor para o sistema de membranas por metro cúbico de água tratada (CAMELO, A.C.R.; COUTINHO, M.,2016).Os benefícios observados, desde o início de operação do sistema foram o não acúmulo de produtos dentro da membrana, uma vez feitos os processos de limpeza indicados, o que viabiliza a operação contínua, não há necessidade de produtos químicos no tratamento de água bruta, uma vez que foi utilizada água do processo de decantação (pré-tratamento), a planta é compacta e automatizada, a área requerida é menor do que para uma estação de tratamento ciclo completo, há a obtenção de água tratada de melhor qualidade devido ao tamanho dos poros da membrana (0,03 μm) o que promove a remoção de partículas, substâncias, vírus e bactérias nesta faixa. Como já foi citado, o sistema de ultrafiltração possui a capacidade de produzir água de qualidade e atende à portaria PRC5 anexo XX a qual, dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Dos valores constantes nas tabelas 2 e 3, foram constatados que, do sistema ciclo completo para o sistema de membranas de ultrafiltração, houve melhor remoção dos parâmetros analisados. No sistema de membranas por ultrafiltração, segundo estudos realizados por Reiss et al (2006), a remoção destes compostos não chega a ser maior do que 40% para um manancial de água superficial de alta carga orgânica como a da represa Guarapiranga. O que significa que seria necessária uma associação de técnica para melhorar a eficiência da remoção.

Os inconvenientes no sistema são o aumento da demanda de energia, a possível necessidade de pré-tratamento da água bruta a fim de não obstruir muito rapidamente a membrana, as reposições de peças podem ser mais demoradas e caras por serem de origem estrangeira e por representar uma tecnologia relativamente mais nova.

Pode-se concluir que os custos elevados podem ser compensados quando se pretende obter uma água de igual qualidade através do tratamento de ciclo completo associado a outras técnicas de pré tratamento e representa uma tecnologia que não utiliza produtos químicos no tratamento, somente nos processos de limpeza com uso do hipoclorito de sódio e do ácido cítrico, não há geração de lodos e opera automaticamente. Devido à seletividade dos poros da membrana utilizada serem de 0,03 μm , houve uma maior remoção de substâncias, vírus e bactérias nesta faixa o que representa uma melhoria na qualidade da água para abastecimento público.

REFERÊNCIAS

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION- APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23. ed. Washington: APHA, 2017.
- AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION. **Identification and treatment of taste and odors in drinking water**. Denver, AWWARF, December, 1292p.
- ARHIN, S.G.; BANADDA, N.; KOMAKECK, A.J.; KABENGE, I.; WANYAMA, J. **Membrane fouling control in low pressure membranes: A review on pretreatment techniques for fouling abatement**. Department of Agricultural and Bio-Systems Engineering, Makerere University, P.O. Box 7062, Kampala, Uganda, 2016. Disponível em: < https://www.researchgate.net/publication/304794446_Membrane_fouling_control_in_low_pressure_membranes_A_review_on_pretreatment_techniques_for_fouling_abatement>. Acesso em 27 de set. de 2018.
- AWWA - AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION. **Microfiltration and Ultrafiltration Membranes for Drinking Water**. Journal-American Water Works Association, v. 100, n. 12, p. 84-97, 2008.
- BING-ZHI, D.; HUA-QIANG, C. LIN, W. et al. **The removal of bisphenol A by follow fiber microfiltration membrane**. Desalination, 2010.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria de Consolidação nº 5 de 28/09/2017. Disponível em: < http://www.normasbrasil.com.br/norma/portaria-de-consolidacao-5-2017_356387.html >. Acesso em 05 de dez. de 2018.
- CAMELO, A.C.R.; COUTINHO, M. ETA – **Sabesp-Alto da Boa Vista: Implantação da maior ultrafiltração para água potável do Brasil**. São Paulo, CentroProjekt do Brasil, 2016. Disponível em: < <https://docplayer.com.br/14906571-Eta-sabesp-alto-da-bos-vista-implantacao-da-maior-ultrafiltracao-para-agua-potavel-do-brasil-anna-carolina-raposo-camelomauro-coutinho.html>>. Acesso em 31 jul. 2018.
- CENTROPROJEKT BRASIL. Disponível em http://www.centroprojekt-brasil.com.br/07_obras.htm. Acesso em 01 set. 2018.
- KABISCH-KORBUTOWICZ, M.; BILYK, A.; MOLCZAN, M. **The Effect of Feed Water Pretreatment on Ultrafiltration Membrane Performance**. Polish journal of environmental studies, v.15, n.15, 2006.
- KOCH Membrane Systems Inc. **Manual de Operação e Manutenção – Módulo PURON® HF**, 124, 2015.
- MIEZERWA, J.C. SILVA, M.C.C. DA; RODRIGUES, L.D.B. HESPANOL, I. **Tratamento de água para abastecimento público por ultrafiltração: avaliação comparativa através dos custos diretos de implantação e operação com os sistemas ciclo completo e ciclo completo com carvão ativado**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v.13, 2008.
- REISS C.R.; ROBERT, C.; OWEN, C.; et al. (2006). **Control of MIB, Geosmin and TON by membrane systems**. *Journal of Water Supply Research and Technology - AQUA*, v. 55, n. 2, p. 95-108.
- ROSEN, G. **Uma história da Saúde Pública**. São Paulo; Hucitec: Universidade Estadual Paulista; Rio de Janeiro: associação Brasileira de Pós-Graduação em Saúde Coletiva, 1994.
- SABESP – Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo- **ETAs ALTO DA BOA VISTA e RIO GRANDE: Implantação de Tratamento de Água por Membranas de Ultrafiltração**. Caminhos da Engenharia- Capítulo X – Crise Hídrica em São Paulo, 2016. Disponível em < <https://ie.org.br/site/ieadm/arquivos/arqnot10314.pdf>> Acesso em 31 de jul. de 2018.

SÃO PAULO. Decreto Estadual n. 8.468, de 8 de setembro de 1976. Aprova o Regulamento da Lei n. 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, 09 set. 1976. Disponível em: <<http://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/1976/decreto-846808.09.1976.html>>. Acesso em: 05 de dez. de 2018.

SNYDER, S.A. et al. **Role of membranes and activated carbon in the removal of endocrine disruptors and pharmaceuticals**. *Desalination*, v.202, 2007.

TIAN, J.; ERNST, M.; CUI, F.; JEKEL, M. **Correlations of relevant membrane foulants with UF membrane fouling in different waters**. *Water research*, v. 47, n. 3, p. 1218-1228, 2013.

BIOFILTRAÇÃO PARA TRATAMENTO DE SULFETO DE HIDROGÊNIO

Data de aceite: 06/01/2020

Data de submissão: 03/11/2019

Monise Fernandes Melo

Engenheira Ambiental - TOPOBIO

monisefernandesmc@gmail.com

<https://orcid.org/0000-0002-7845-8551>

Alexandre P. Rocha

Mestre em Engenharia Ambiental – Diretor
Técnico Grupo Fusati.

Limeira – SP

<http://lattes.cnpq.br/6646589373576377>

alexandre@fusati.com.br

Michele Lopes Cerqueira

Doutoranda em tecnologia e Meio Ambiente -
UNICAMP

Limeira – SP

<http://lattes.cnpq.br/7250431398240679>

sl.michele@hotmail.com

RESUMO: Um dos grandes problemas enfrentados hoje é a falta de saneamento básico no país e junto a esse cenário existe a resistência da população em relação à instalação de novas ETEs. Por causa dos incômodos causados devido ao mau cheiro proveniente da liberação de gases. Existem vários processos disponíveis para o tratamento de odores em ETEs, dentre eles destacam-se os processos químicos e

físicos, entretanto esses processos apresentam alto custo de instalação e operação; a busca pelo desenvolvimento de novas tecnologias que contornem essa limitação nos processos convencionais é indispensável. O objetivo deste trabalho foi analisar a eficiência de uma unidade de biofiltração, capaz de depurar o Sulfeto de Hidrogênio (H_2S). O biofiltro foi construído nas instalações da ETE – Piracicamirim, onde recebeu H_2S desprendido dos efluentes líquidos dos reatores de manta de lodo da estação. Em média foi tratado 163,62 ppm de H_2S por dia a uma vazão média de $31 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, atingindo altas eficiências, e mostrando capacidade de tratar concentrações maiores. A máxima eficiência de remoção de H_2S foi de 97,42%, em todo o período de estudo os valores se mantiveram acima dos 90%.

PALAVRAS-CHAVE: Biofiltro; ETEs; Sulfeto de Hidrogênio.

BIOFILTRATION FOR TREATMENT OF HYDROGEN SULFIDE

ABSTRACT: One of the big problems faced today is the lack of basic sanitation in the country and together to this scenario exists a resistance of the population in relation to the installation of the new WWTPs (Waste Water Treatment Plants). Because of the annoyances caused due to the bad smell coming from the release of gases.

There are several processes available for the treatment of odors in WWTPs, among them chemical and physical processes, however, these processes present a high cost of installation and operation; the search for the development of new technologies that circumvent this limitation in the conventional processes is indispensable. The objective of this work was to analyze the efficiency of a biofiltration unit capable of purifying Hydrogen Sulphide (H_2S). The biofilter was built at the WWTPs - Piracicamirim facility, where it received H_2S from the effluent from the sludge blanket reactors of the station. On average, 163.62 ppm of H_2S per day was treated at an average flow rate of $31 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, reaching high efficiencies, and showing ability to treat higher concentrations. The maximum H_2S removal efficiency was 97.42%, over the study period the values remained above 90%.

KEYWORDS: Biofiltration, WWTPs, Hydrogen Sulfide.

1 | INTRODUÇÃO

Com o desenvolvimento das cidades, cresce também a preocupação com o monitoramento e controle dos resíduos lançados à atmosfera de modo a serem evitados danos causados ao meio ambiente e à saúde humana; sendo assim a depuração de gases potencialmente perigosos e que produzem odor têm recebido atenção especial pelo incômodo causado à população que reside ou trabalha próximo a essas fontes emissoras (Rocha, 2007). Sendo assim o interesse no tratamento dos gases emitidos em ETEs, tem aumentado significativamente nas companhias de saneamento brasileiras (Arnesen e Sampaio, 2013)

De acordo com Chernicharo (2010), dentre as técnicas existentes, os biofiltros são os que reúnem o maior conjunto de vantagens para o tratamento de gases residuais emitidos de reatores anaeróbios para tratamento de esgoto doméstico quando considerados fatores como sustentabilidade, simplicidade e baixos custos de implantação e operação.

A biofiltração é um processo que utiliza o crescimento de microrganismos imobilizados em um meio suporte geralmente orgânico. O meio suporte atua como um suporte físico para a biomassa. A corrente de gás poluído passa através do leito filtrante que absorve os compostos, levando a formação de compostos menos prejudiciais ou não tóxicos, como H_2O e CO_2 (Van Groenestijn e Hesselink, 1993; Edwards e Nirmalakhandan, 1996; Dolfig *et al*, 1993). O objetivo deste trabalho foi analisar a eficiência de uma unidade de biofiltração em escala piloto, capaz de depurar o Sulfeto de Hidrogênio, eliminando assim, o odor proveniente de ETEs.

1.1 Metodologia

Para o desenvolvimento do trabalho, foi necessário dividir a metodologia em três partes; (a) montagem do biofiltro, (b) alimentação do biofiltro, e (c) análise de

eficiência do biofiltro. As etapas são listadas a seguir:

(a) Montagem do biofiltro: O biofiltro foi construído com uma coluna de fibra de 3,3 m de altura por 0,7 m de largura, e subdividida em 3 partes; inferior de 0,75 m, central (reacional) de 2 m e superior de 0,55 m. Uma placa de fibra perfurada foi colocada na base da coluna para a sustentação do leito, onde se encontra também um distribuidor da fase gasosa e uma saída para a recirculação do percolado. Na parte superior também foi colocada uma placa de fibra perfurada para evitar que o leito venha a se expandir. O tempo de detenção adotado foi de um minuto. Como mostrado na Figura 1.

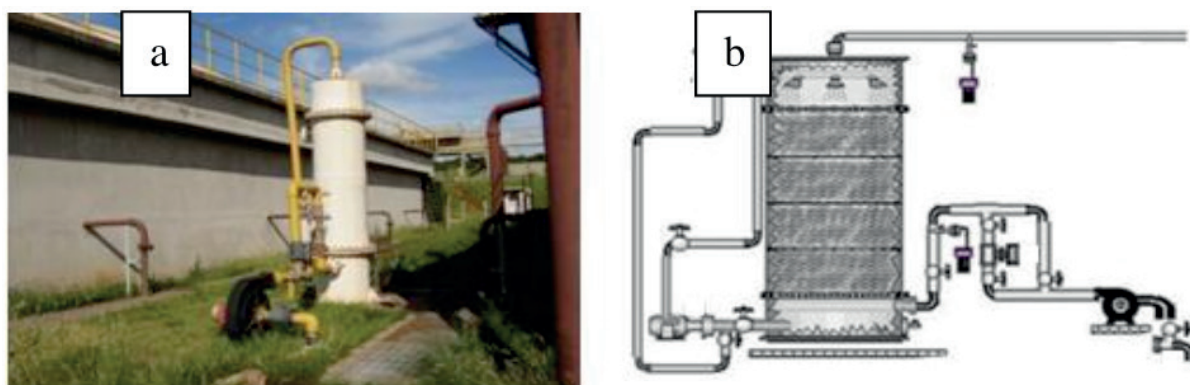


Figura 1 - (a) Instalação do Biofiltro na ETE. (b) Esquema de Montagem do Biofiltro.

Fonte: Acervo do autor.

O inóculo utilizado no experimento foi o lodo de uma unidade que funciona como pós-tratamento de um reator UASB tratando esgotos domésticos, proveniente da Estação de Tratamento de Esgoto do Piracicamirim (ETE-Piracicamirim) da cidade de Piracicaba/SP. A escolha deste inóculo foi baseada nos resultados satisfatórios quanto a capacidade de remoção de H_2S obtidos por (Rocha, 2007).

O meio de suporte utilizado foi à espuma de poliuretano conforme sugerido por (Rocha, 2007) e acrescentado Cinasita para estruturar o leito. A espuma e a Cinasita foram distribuídas uniformemente no leito, e saturado com lodo, tomando-se cuidado de preencher as espumas por completo com o inóculo.

(b) Alimentação do biofiltro: A alimentação com H_2S foi realizada por 55 dias, durante a operação foram realizadas medidas diárias do pH do percolado coletado na base da coluna de filtração. Quando necessário, adicionava-se cal hidratada dissolvida em água ao sistema. Para garantir a umidificação do leito. Efetuava-se uma circulação do percolado duas vezes ao dia uma logo no começo da manhã e outra no final da tarde.

Foram calculados valores médios de entrada e saída do gás, medindo-se a concentração após 2 minutos de contato do aparelho de medição com o amostrador de gás, e a partir desse tempo pegava-se 10 valores com intervalos de 10 segundos

entre si, e então, realizava-se a média aritmética dos valores coletados.

(c) Eficiência do biofiltro: Para analisar a eficiência foi observado a concentração de H_2S realizadas através de um detector GasBadge Pro, que tinha uma faixa de detecção até 1000 ppm de gás sulfídrico, as leituras do detector eram aferidas fazendo-se a cada 2 semanas uma curva de ajuste comparando-se as leituras do detector com o método análise realizada com um kit da HACH, baseado no método do azul de metileno (APHA, 1986).

2 | RESULTADOS

A Figura 2 traz os valores de concentração de entrada, saída e eficiência obtidos durante a operação do biofiltro, apresentando uma eficiência acima de 90% durante os 55 dias em que esteve funcionando.

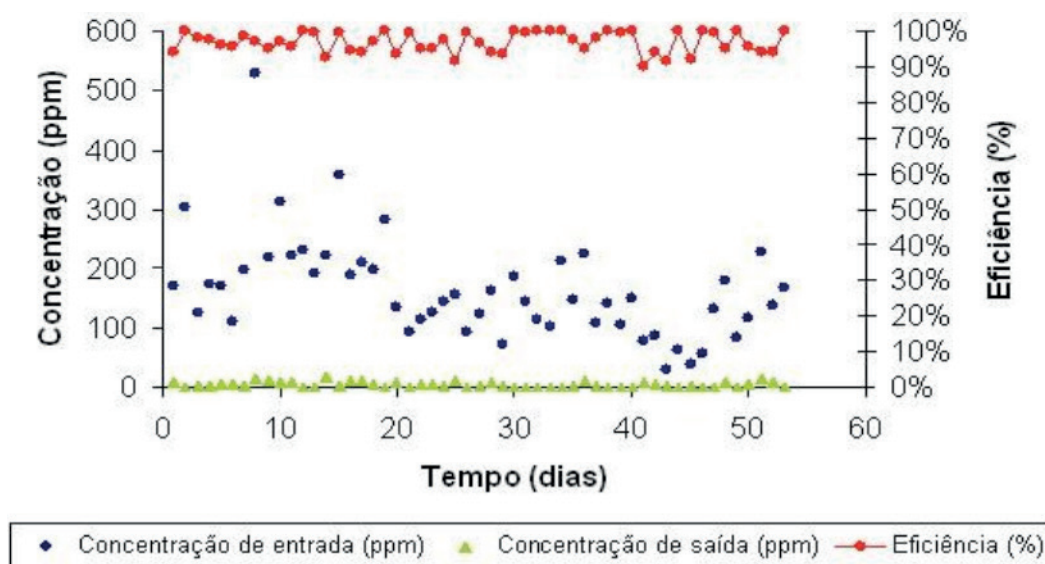


Figura2 - Valores de concentração de H_2S na entrada e saída do biofiltro e eficiência durante a operação do sistema.

3 | CONCLUSÃO

O biofiltro apresentou resultados satisfatórios, operando sempre com eficiência superior à 90%. A estrutura do leito com Cinasita resolveu o problema de colmatção relatado por (Rocha, 2007), e a umidificação do leito duas vezes ao dia foi o suficiente para manter a umidade necessária durante a operação do biofiltro, uma vez que não se teve problemas com a eficiência.

REFERENCES

Arnesen A.S.; Sampaio. A.O. Tratamento de gases odorantes de EEE e ETE por biofiltração. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 27, Goiânia-GO – Brasil. 2013.

Chernicharo, C.A.L. et al. Alternativas para o Controle de Emissões odorantes em Reatores Anaeróbios Tratando Esgoto Doméstico. Revista ABES, v.15, n.3, Nota técnica, p. 229-236. 2010.

Dolfing, J.A; Van Den Wijngaard, J; Janssen, DB. (1993). Microbiological Aspects of the Removal of Chlorinated Hydrocarbons From Air. *Biodegradation* 4: 261–282.

Edwards, F.G; Nirmalakhandan, N. (1996). Biological Treatment of Airstreams Contaminated With VOC's: Na Overview. *Water Science Technology* 43; 3-4 565-571.

Rocha, A.P. (2007). Desempenho de Filtro Biológico na Depuração e Desodorização de Emissões Sulfeto de Hidrogênio. Dissertação de Mestrado do Departamento de Hidráulica e Saneamento – EESC – USP.

Van Groenestijn, JW; Hesslink, PGM. (1993). Biotechniques for Air Pollution Control. *Biodegradation* 4: 283–301.

IV-027 – COLIFORMES TERMOTOLERANTES E TOTAIS COMO INDICADORES DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO CASÇÃO, SALVADOR-BA

Data de aceite: 06/01/2020

Maiza Moreira Campos de Oliveira

Bióloga pela União Metropolitana da Educação e Cultura – UNIME.

E-mail: mama_mpb@hotmail.com

Adriano Braga dos Santos

Biólogo pela União Metropolitana da Educação e Cultura – UNIME. Mestre em Arquitetura e Urbanismo pela Universidade Federal da Bahia (PPGAU/UFBA). Doutorando em Energia e Ambiente no CIEAm/UFBA. Assistente de Saneamento da EMBASA-BA

E-mail: adriano.braga@embasa.ba.gov.br

Alessandra Argolo Espírito Santo

Bióloga pela Universidade Federal da Bahia – UFBA. Mestre em Ecologia e Biomonitoramento pela UFBA. Doutora em Biotecnologia Industrial pela Renorbio. Coordenadora de iniciação científica da UNIJORGE.

E-mail: aleargolo@gmail.com

RESUMO: A preservação da qualidade das águas é uma necessidade universal que exige atenção por parte das autoridades sanitárias, particularmente em relação aos mananciais e águas destinadas a utilização pública, visto que sua contaminação por efluentes de origem humana e animal possa torná-las um veículo na transmissão de patógenos. A pesquisa a nível microbiológico de um corpo hídrico faz-se

importante, pois além de fornecer dados sobre o grau de contaminação, pode evitar o surto de várias doenças. Com objetivo de avaliar a qualidade microbiológica da água no Rio do Casção em Salvador, BA, usando como bioindicadores coliformes termotolerantes (CTo) e totais, foi realizada coleta da água no mês de mar/2012 em pontos escolhidos ao longo do curso d'água. Os resultados obtidos demonstram que água do rio do Casção encontra-se em condições satisfatórias com valores de coliformes termotolerantes abaixo dos limites da resolução CONAMA 357/05 para águas doces classe 2.

PALAVRAS-CHAVE: Qualidade da água. Coliformes totais. Coliformes termotolerantes. Saneamento Ambiental.

INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural essencial à vida e ao desenvolvimento das comunidades humanas. E, ainda que considerada um recurso natural renovável e inesgotável, é de direito de todos independente do estágio de desenvolvimento ou condição socioeconômica em que se encontre. Devendo atender a todas as necessidades humanas

fisiológicas, econômicas e domésticas com quantidade, continuidade, cobertura e custo. Entretanto, não basta que as populações apenas disponham de água, é necessário também que essa água se caracterize por um mínimo de qualidade.

De maneira geral, pode-se afirmar que a qualidade de uma determinada água é função do uso e da ocupação do solo em sua bacia hidrográfica. E essa qualidade pode ser avaliada através da detecção dos agentes patogênicos, principalmente bactérias, protozoários e vírus, em uma amostra de água é extremamente difícil, em razão de suas baixas concentrações. Portanto, a determinação da potencialidade de um corpo d'água ser portador de agentes causadores de doenças pode ser feita de forma indireta, através dos organismos indicadores de contaminação fecal do grupo dos coliformes (FRANCO & LANDGRAF, 2006).

As preocupações quanto aos níveis de qualidade, contaminação das águas e manutenção dos recursos hídricos assume importância, à medida que a água é destinada ao consumo humano ou a transformação econômica. Água não potável, ou seja, contaminada de alguma forma por agentes patogênicos nocivos pode por em perigo a saúde e comprometer o desenvolvimento das comunidades humanas.

O Rio do Cascão campo deste estudo, forma uma micro bacia totalmente urbana na cidade de Salvador-Ba, corta uma área de mata e bairros da cidade. Durante muito tempo, devido à falta de saneamento básico na cidade, os despejos domésticos eram lançados nos rios transformando-os em esgotos a céu aberto, carreando suas águas contaminadas para as praias tornando-as impróprias para banho ou em fossas do tipo sumidouro que provocam contaminação do lençol freático. Situação que o Rio do Cascão sofreu por um longo período antes da implantação do programa de saneamento básico de Salvador.

Neste contexto, a avaliação da qualidade das águas deste rio torna-se importante, através de indicadores bacteriológicos, poderá levar ao uso deste recurso hídrico de forma adequada, bem como, agregar valor para o estado, promover políticas públicas de recuperação e preservação do rio, integrando uma rede de esforços para manter os rios vivos nos espaços urbanos, com um equilíbrio próximo ao natural.

O presente trabalho teve como propósito avaliar a qualidade microbiológica da água no Rio do Cascão em Salvador, BA, foi usado como bioindicadores, coliformes termotolerantes (CTo) e totais. Nesse trabalho foram determinados, os parâmetros físico-químicos como forma de monitoramento, para correlação com os parâmetros bacteriológicos. Tivemos também como objetivo, analisar os dados obtidos de acordo com a resolução do CONAMA nº 357 / 2005 e 247/2000.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

O Rio do Cascão nasce nos grotões da área verde, dos de 248 ha estimados dos resquícios de mata Atlântica, onde está localizado o Quartel do Batalhão dos Caçadores do Exército - 19 BC, no bairro do Cabula. (SANTOS *et. al* ,2010).

Ao longo do seu curso, paralelo e adjacente a reserva do 19 BC existem condomínios de casas, um conjunto residencial de prédios e comunidades marginais, que formam o bairro do Saboeiro e Cabula. Em seguida, é sobreposto pela Av. Paralela e no início do bairro Imbuí recebe as águas do Rio Saboeiro. Neste trecho este manancial exala um forte odor, as águas apresentam uma cor escura e os charcos estão bastante eutrofizados. Ainda no bairro do Imbui o Rio do Cascão está sendo objeto de intervenção e encapsulamento do seu leito. Considerado o maior afluente do Rio Das Pedras, no início da Av. Jorge Amado, ele deságua neste, completando seu ciclo, onde então este curso d'água segue para desembocadura na Praia dos Artistas no bairro Boca do Rio.

Convém ressaltar que, o Rio do Cascão faz parte do Comitê de Bacia do Recôncavo Norte e Inhambupe, criado em 2006. Tem como destaque a Represa do Cascão, construída em 1906 para o abastecimento da sede municipal de Salvador, sendo utilizada até a década de 60 pela Empresa Baiana de Águas e Saneamento (EMBASA), segundo Andrade (2011).

Mesmo dentro deste contexto histórico, o rio apresenta uma lacuna de conhecimento histórico, científico e monitoramento quanto à qualidade da sua água.

Delineamento e procedimentos de amostragem

A coleta de amostras no Rio do Cascão foi realizada no dia 26/03/2012, pela manhã no intervalo de 9:00 as 11:00 h, com tempo bom, temperatura ambiente variando entre os 28 °C e sem precipitação pluviométrica nas ultimas 72 h. A área de coleta compreendeu o trecho da nascente do rio até o limite da Av. Paralela.

Os pontos de amostragem foram escolhidos seguindo o curso do rio dentro da mata do 19 BC- Batalhão de Caçadores do Exército, sendo nos respectivos locais: Nascente (P – 1), Represa do Cascão na montante (P – 2), Represa do Cascão na jusante (P – 3) e final da ladeira do Saboeiro (P – 4), conforme a Figura 1.

As amostras para análise microbiológicas de coliformes totais e termotolerantes foram coletadas de cada ponto citado, em triplicata tomando um espaçamento de 2 metros aproximadamente de cada amostra, contendo volumes de aproximadamente 150 ml de água, que foram acondicionadas em recipiente estéreis,

transportado em caixas de isopor, contendo gelo e analisadas dentro do prazo de 24 h no laboratório do Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Federal da Bahia (LABDEA).



Figura 1: Vista aérea do campo de estudo.

As determinações da temperatura das amostras foram feitas *in loco* com termômetro digital, em cada ponto correlacionado. Quanto às amostras para nitrato, cor, turbidez, Oxigênio dissolvido (OD), salinidade e pH foram coletados em recipientes apropriados, em triplicata obedecendo o mesmo critério de coleta para amostragem de coliformes, preservadas e encaminhadas ao laboratório onde foram posteriormente analisadas no Laboratório do Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Federal da Bahia (LABDEA) e no Laboratório Central (TSQ) da EMBASA.

Análises microbiológicas e físico – químicas

Para determinação do número de coliformes totais e termotolerantes nas amostras de água coletadas, foi utilizada a técnica da membrana filtrante de acordo com as recomendações da American Public Health Association dos Estados Unidos da América (APHA/EUA) -Standard Método (SM) 20^a edição. As determinações físico-químicas foram realizadas de acordo com a mesma literatura citada.

Para avaliação estatística foi realizado análise de variância (ONE WAY) comparando os dados obtidos entre os pontos amostrais considerando o p de 5%. A

análise foi realizada no software STATISTICA versão 8.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Diagnóstico visual do manancial

Na área acima das nascentes, a aproximadamente 600 m foi observada uma fonte de contaminação de despejo doméstico por cima da tubulação coletora proveniente da ocupação irregular - Favela da Timbalada. Após a represa e em paralelo a margem direita do rio, observamos pontos de visita de um interceptor para coleta de esgoto das áreas circunvizinha. Trata-se de uma intervenção da EMBASA em ação para retirada do lançamento do esgoto doméstico no corpo d'água (Figura 2).



Figura 2: Interceptor para coleta de esgoto.

A Represa do Rio Cascão (Figura 3) formada por cerca de 4400 m² de espelho d'água alimentado pelas nascentes do Cascão, esta se encontrava com a coloração esverdeada, mas não apresentava odor. Esta coloração pode ter como causa, a provável proliferação de microalgas ou cianobactérias.



Figura 3: Represa do rio Cascão.

Segundo o pesquisador Luciano de Almeida Lopes, a Embasa, por meio do Programa Bahia Azul, em parceria com o Exército e o Centro de Recursos Ambientais, fez uma intervenção para desviar os esgotos, mas o problema da contaminação ainda não está totalmente solucionado devido às ocupações irregulares recentes, podendo comprometer a qualidade das águas do manancial. (OLIVEIRA, 2011).

Coliformes Totais – CT

Analisando os resultados obtidos de CT a partir da Figura 4 podemos observar que os pontos 1 e 4 apresentaram valores elevados, devendo ser atribuídos ao carreamento de microrganismo do solo para o corpo d'água, a baixa profundidade e pequena largura do rio tornando-o mais susceptíveis as ações antrópicas e ambientais. Já os pontos 2 e 3 situados na represa onde o volume de água, profundidade e a distancia das margens são bastante expressivas em relação aos outros pontos citados, apresentaram valores relativamente baixos.

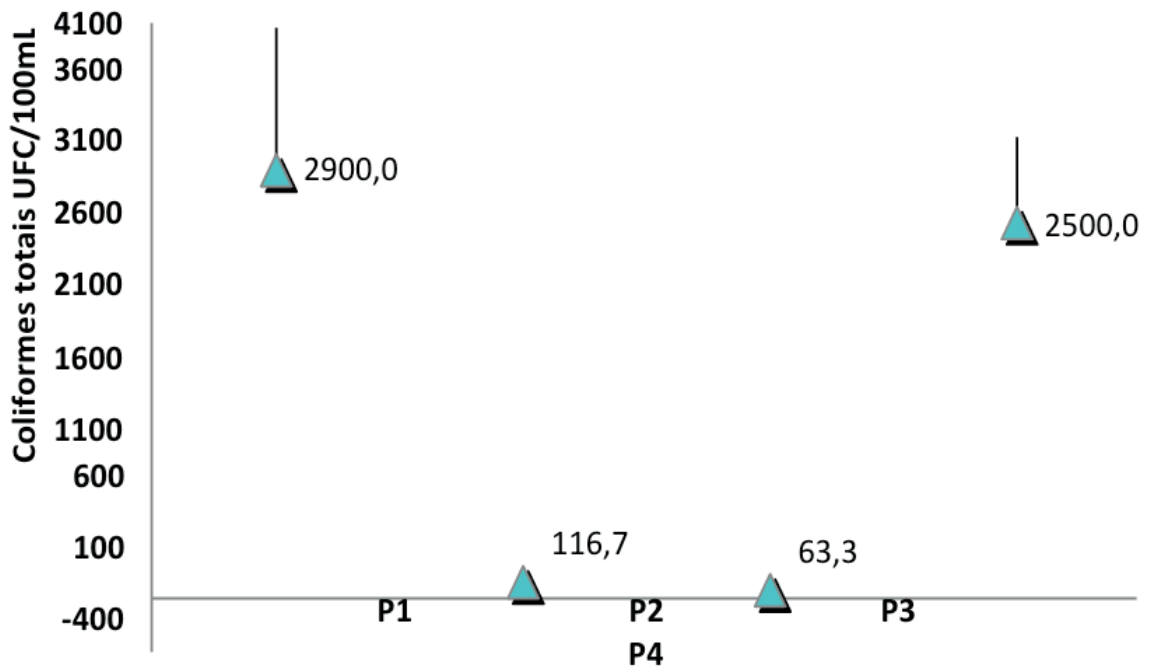


Figura 4: Fonte: Gráfico elaborado no programa Microsoft Office Excel 2007.
Estações de amostragem

Coliformes Termotolerantes – CTo

Analisando os resultados de Cto (Figura 5), nas estações de amostragem avaliou-se que o maior valor encontrado foi no ponto 4 apresentando 513,33 UFC/100ml, sendo cerca de 50% menor que o estabelecido na legislação (1000 CTo/100ml.) Nas outras estações de amostragem os valores foram ainda menores tendo o P-1 129,00 UFC/100ml, P-2 54,33 UFC/100ml e P-3 22 UFC/100ml. Não houve diferença significativa entre as estações de amostragem analisadas considerando o p de 5%.

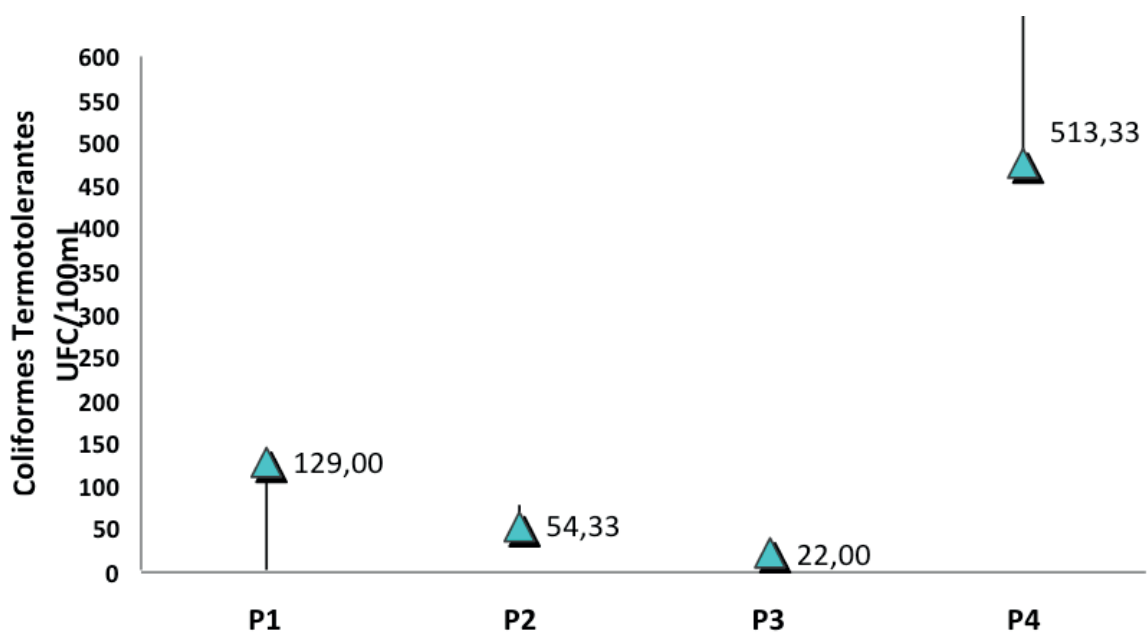


Figura 5: Fonte: Gráfico elaborado no programa Microsoft Office Excel 2007.
Estações de amostragem

De acordo com parâmetro estabelecido pela legislação vigente para qualidade das águas “*in natura*” classe-2, os resultados encontrados na avaliação bacteriológica para CTo da água no Rio do Cascão demonstrado na Figura 5, estes se enquadram dentro padrão do CONAMA 357/05 e 247/00, apresentando valores bem abaixo dos limites estabelecidos.

Apesar de valores baixos de CTo, enquadrando a água do rio Cascão dentro dos padrões do CONAMA 357/05 para águas doces classe -2. A avaliação revela que o rio está sofrendo contaminação de efluente doméstico, sendo esse rico em nutrientes (N e P), o que pode promover a eutrofização, e consequente proliferação de cianobactérias e com risco de liberação de cianotoxinas, o que torna um risco a saúde, em caso de uso desse manancial para abastecimento humano.

OXIGÊNIO DISSOLVIDO E NITRATO

Analisando os valores de obtidos de oxigênio dissolvido e nitratos foi possível observar que nos pontos onde a concentração de OD foi baixa, as de nitratos estavam mais elevadas evidenciando atividade de depleção do oxigênio em detrimento dos processos bioquímicos de conversão da amônia a nitrito e deste o nitrato, que implica no consumo de oxigênio dissolvido do meio e provável crescimento bacteriológico devido ao aporte de nutrientes.

No estudo realizado por Almeida et al. 2004, obteve-se índice de OD abaixo de 4 mg/l, nos pontos 3 ao 6, no Ribeirão dos Porcos-SP. Onde ocorreram os maiores índices de poluição por CT e CTo, indicando uma atividade microbiana intensa, que seria responsável pela depleção do OD.

Embora a represa tenha fluxo lântico, o volume de água acumulado em 4400 m² de espelho d'água, promove a diluição de prováveis fontes contaminantes difusas e também o fenômeno de autodepuração. Justificando os valores encontrados para os parâmetros químicos e biológicos em discussão.

COR E TURBIDEZ

Os parâmetros de cor (Figura 6) de acordo com a CONAMA 357/05, não devem exceder a 75 mg Pt/L para águas doces classe 2. No ensaio analítico para determinação da cor, os valores encontrados nos pontos 1 e 4 estão dentro do estabelecido e o dos pontos 2 e 3 acima do parâmetro estabelecido. Não houve diferença significativa entre as estações de amostragem analisadas na análise de variância para p 5 %.

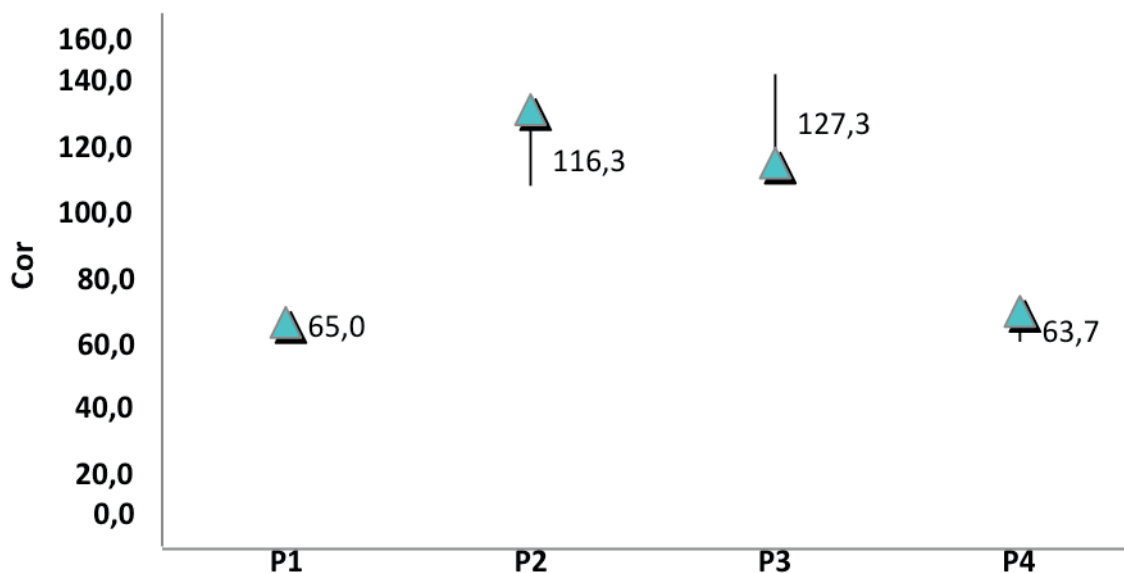


Figura 6: Fonte: Gráfico elaborado no programa Microsoft Office Excel 2007.

Estações de amostragem

Podemos inferir a elevação da cor nestes pontos, a provável predominância de microalgas na lamina d'água na profundidade vertical amostrada, ocasionada pelo fluxo lântico da represa que permite maior tempo de residência da água e nutrientes, bem como a presença de matéria orgânica na forma coloidal. Também devemos ressaltar a incidência da luz e temperatura na represa, fatores de grande importância no desenvolvimento de microalgas e cianobactérias em ambientes de água doce.

Os parâmetros de turbidez de acordo com a resolução CONAMA 357/05, não devem exceder a 100 NTU para águas doces classe 2. Os valores encontrados para turbidez estão abaixo do padrão regulamentado pela legislação. Tendo no P 4 valor mínimo de 4,5NTU e máximo no P 3 com 8,7NTU. Não houve diferença significativa entre as estações de amostragem analisadas para p de 5%.

CONCLUSÕES

Neste trabalho, os padrões físico-químicos da qualidade de água mostraram nitidamente a correlação com os indicadores bacteriológicos estudados, tendo o OD e nitrato os resultados mais expressivos da correlação.

A qualidade da água estudada através dos indicadores bacteriológicos CT e CTo revelaram que esse manancial ainda está sofrendo contaminação de forma difusa, mas que tem potencial para a sua recuperação.

Os Resultados obtidos traduzem que o Rio Cascão vem sofrendo o processo de depuração aos impactos decorrentes da ação antrópica. Essa observação se

torna nítida através das análises bacteriológicas e físico- químicas realizadas, onde os resultados obtidos colocam esse manancial na classe 2 para águas doces segundo a Resolução 357/05 e 247/02 do CONAMA como satisfatória para balneabilidade. Embora seja necessário avaliar os outros parâmetros estabelecidos pela resolução a exemplo de cianobactérias e cianotoxinas, DBO e aumentar o numero amostral para então classificá-lo.

Faz-se necessário um programa de conscientização e orientação da comunidade do Cabula e Saboeiro juntamente com o Exército 19BC nos mais diferentes níveis, sobre a real importância da conservação do Rio Cascão neste ecossistema de mata atlântica em área totalmente urbana.

REFERÊNCIAS

1. ALMEIDA et al. **Qualidade microbiológica do córrego “Ribeirão dos Porcos”** Eng.ambiental. Espírito Santo do Pinhal, v.1, n.1 p056 -05700 jan./dez., 2004.
2. Andrade, M. 19º BC é reduto de mata na Paralela. **A Tarde on line**, Salvador,21 set de 2008. Disponível em <<http://www.atarde.com.br/cidades/noticias>> Acesso em: Out. 2011.
3. APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION **Standard methods for the examination of water and waste water**. 20a ed. Washington, 1998.
4. BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução n. 357 de 17 de março de 2005**. Disponível em:<<http://www.mma.gov.br>>. Acesso em: Set. 2011.
5. BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução n. 247 de 29 de novembro de 2000**. Disponível em:<<http://www.mma.gov.br>>. Acesso em: Set. 2011 CONAMA nº 274/2000.
6. FRANCO D. G. de M. Bernadette.; LANDGRAF, Mariza. **Microrganismos patogênicos de importância em alimentos**. In: Microbiologia dos alimentos. São Paulo: Atheneu, 2006. cap. 4, p.33-82.
7. Oliveira.C. Beleza escondida na cidade . **A Tarde on line**, Salvador,10 jan. 2006 .Disponível em < <http://www.atarde.com.br/cidades/noticias> >. Acesso em : Out. 2011.
8. SANTOS, Elisabete. et al.**Caminho das Águas em Salvador –Bacias Hidrográficas,Bairros e fontes**. Salvador:CIAGS/UFBA/SEMA-2010. Coleção Gestão Social – Pg-175. Disponível em [www. calameo.com/books](http://www.calameo.com/books). Acesso em: Ago.2011.

CONTROLE DE OCORRÊNCIA DE MAUS ODORES EM ETE COM SISTEMA COMBINADO ANERÓBIO/AERÓBIO: REATOR UASB E LODOS ATIVADOS

Data de aceite: 06/01/2020

Lucas Martins Machado

Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG),
Departamento de Engenharia Sanitária e
Ambiental (DESA).
Belo Horizonte – Minas Gerais

Cláudio Leite de Souza

Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG),
Departamento de Engenharia Sanitária e
Ambiental (DESA).
Belo Horizonte – Minas Gerais

Bruna Coelho Lopes

Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG),
Departamento de Engenharia Sanitária e
Ambiental (DESA).
Belo Horizonte – Minas Gerais

Roberto Meireles Glória

Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG),
Departamento de Engenharia Sanitária e
Ambiental (DESA).
Belo Horizonte – Minas Gerais

Déborah de Freitas Melo

Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG),
Departamento de Engenharia Sanitária e
Ambiental (DESA).
Belo Horizonte – Minas Gerais

RESUMO: O presente trabalho baseia-se no estudo de caso da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) da cidade de Catas Altas, em

Minas Gerais. A ETE em questão, em virtude da ocorrência de reclamações por parte da vizinhança de suas instalações e, por vezes, do mau desempenho da estação como um todo, solicitou um trabalho em conjunto com a Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) para solucionar os problemas ocorrentes. A ETE conta com um tratamento composto por uma fase anaeróbia, com reatores UASB e, uma fase aeróbia, com sistema de Lodos Ativados. A ocorrência de maus odores é proveniente da formação de sulfetos de hidrogênio, formados no tratamento anaeróbio e que são, posteriormente, desprendidos para a atmosfera. Em relação ao desempenho da estação, as maiores dificuldades giravam em torno do gerenciamento do lodo gerado nos reatores UASB e no sistema de Lodos Ativados, que demandava ações no tanque de aeração e também no decantador secundário. Assim, o desenvolvimento do projeto entre a ETE e a Universidade foi objeto deste trabalho, que teve como principais objetivos avaliar a formação e emissão de maus odores na estação e propor melhorias para os procedimentos do gerenciamento do lodo. Como principais resultados encontrados, verificou-se que a emissão de maus odores era decorrente do funcionamento não ajustado do sistema de Lodos Ativados, que por um período não acumulou e não manteve a quantidade de lodo

necessária para remoção biológica dos sulfetos formados na etapa anaeróbia.

PALAVRAS-CHAVE: Maus odores, reator UASB, lodos ativados, sulfeto de hidrogênio.

CONTROL OF BAD ODORS IN WWTP WITH ANEROBIC/AEROBIC COMBINED SYSTEM: UASB REACTOR AND ACTIVATED SLUDGE

ABSTRACT: This study is based on the real problem that happened at the Wastewater Treatment Plant (WWTP) in the city of Catas Altas, Minas Gerais. The WWTP in question, due to the occurrence of complaints from the neighborhood of its facilities and, sometimes, the poor performance of the station as a whole, requested a joint work with the Federal University of Minas Gerais (UFMG) to solve the problems. The WWTP has a treatment consisting of an anaerobic phase with UASB reactors and an aerobic phase with activated sludge system. The occurrence of bad odors comes from the formation of hydrogen sulfides, formed in the anaerobic treatment and which are subsequently released into the atmosphere. Regarding the performance of the station, the biggest difficulties were around the management of the sludge generated in the UASB reactors and the Activated Sludge system, which required actions in the aeration tank and also in the secondary decanter. Thus, the project development between the WWTP and the University was the object of this work, whose main objectives were to evaluate the formation and emission of bad odors in the station and to propose improvements to the sludge management procedures. As main results, it was found that the emission of bad odors was due to the unadjusted functioning of the Activated Sludge system, which for a period did not accumulate and did not maintain the amount of sludge necessary for biological removal of sulfides formed in the anaerobic stage.

KEYWORDS: bad odors, UASB reactor, activated sludge, hydrogen sulfide.

1 | INTRODUÇÃO

O emprego de reatores UASB em estações de tratamento de esgoto é bastante promissor, sobretudo no cenário brasileiro, já que o reator possui vantagens, como, por exemplo, simplicidade de operação e manutenção e baixo custo de insumos operacionais e energéticos. Entretanto, o uso desses reatores ainda apresenta algumas desvantagens, como possibilidade de eventuais descontroles na geração de compostos que podem provocar grandes incômodos de maus odores à população nas proximidades da ETE. Além disso, também há possíveis dificuldades operacionais ainda não plenamente vencidas no meio técnico ordinário, como o estabelecimento de rotina de descarte de lodo, de remoção de espuma e condução e queima do biogás. Adicionalmente, há necessidade de pós-tratamento para o efluente dessa unidade a fim de atender aos padrões de legislação.

Nos sistemas anaeróbios, a atividade microbiana relacionada ao tratamento de esgotos pode levar à formação de diversos compostos que apresentam maus odores,

como o gás sulfídrico ou sulfeto de hidrogênio, as mercaptanas, a amônia, os ácidos graxos voláteis, os álcoois, entre outros. Sendo que, no âmbito do saneamento, o principal gás problemático é o sulfeto de hidrogênio (H_2S) que, apesar de ser um gás incolor e inflamável, apresenta odor semelhante ao de ovo podre, sendo ainda que os compostos de enxofre são os que apresentam menores limites olfativos, o que significa que, mesmo em baixíssimas concentrações, pode-se perceber a sua presença e incômodo (CHERNICHARO, 2007).

Esse sulfeto de hidrogênio possui elevada solubilidade em água, tendendo a permanecer dissolvido no efluente, se desprendendo em situações de turbulência ou de redução do pH (PAGLIUSO *et al.*, 2002; NOYOLA; MORGAN-SAGASTUME; LÓPEZ-HERNÁNDEZ, 2006).

Quando o desprendimento ocorre no interior dos reatores UASB, o sulfeto de hidrogênio contribui com uma pequena parcela no biogás, juntamente com metano e dióxido de carbono. Porém, quando sai dissolvido no efluente, pode ser desprendido para atmosfera exterior, ocasionando potencialmente os eventos dos maus odores.

Assim, segundo Campos *et al.* (1999), as maiores emissões de sulfeto de hidrogênio para a atmosfera externa ocorrem em locais nos quais se promove a agitação do líquido associados com fluxos gasosos. Como exemplo, nas caixas de passagem entre unidades, nas superfícies dos reatores UASB, quando não são fechados e em unidades de pós-tratamentos que ocorrem em tanques abertos. No caso em estudo do presente trabalho, entende-se que ineficiências do processo de lodos ativados, podem provocar situações problemáticas do ponto de vista da emissão do H_2S , formado na unidade anterior (reator UASB).

Isso porque, no tratamento por lodos ativados, o processo é predominantemente aeróbio, com estabilização da matéria orgânica por microrganismos que se desenvolvem a partir de oxigenação intensa. Segundo Zhang *et al.* (2007), na presença de oxigênio, o sulfeto de hidrogênio pode ser oxidado parcialmente a enxofre elementar, ficando acumulado nas células de bactérias, ou oxidado de forma completa a sulfato. A rota de oxidação vai depender do nível de oxigênio dissolvido. Além disso, também é princípio fundamental do tratamento biológico o estabelecimento da adequada rotina de acúmulo e descartes do lodo aeróbio, que é o agente do tratamento.

Dessa forma, a junção de um tratamento anaeróbio com um tratamento aeróbio pode levar ao aproveitamento das vantagens de ambos os sistemas, quando operados de maneira correta, consoantes com as necessidades específicas de cada um.

O presente trabalho foi desenvolvido em uma estação de tratamento situada em Catas Altas - MG, a partir da necessidade de melhorias operacionais no sistema (UASB e Lodos Ativados), a fim de controlar ocorrências de maus odores. Sendo assim, foram objetivos desse estudo: i) avaliar as principais unidades potencialmente

responsáveis pela emissão de maus odores na ETE; ii) implementar aprimoramentos no controle operacional para minimizar os efeitos adversos constatados.

2 | MATERIAL E MÉTODOS

Segundo o IBGE (2010), a população estimada de Catas Altas é de 4.846 habitantes, sendo que 4.240 são pertencentes à população urbana. A cidade possui uma rede de esgoto com extensão de 35 km e coleta um volume total de (256.000 m³.ano⁻¹), sendo que 75% do total de esgoto coletado é tratado segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2017).

De acordo com dados de projeto, a estação foi estimada para obter uma eficiência global em torno de 85% em termos de remoção de matéria orgânica afluente. A Tabela 1 mostra os principais dados de parâmetros utilizados no projeto da Estação.

Parâmetro	Valor	Unidade
População atendida	4.000	hab
Per capita de esgoto	150	L.hab ⁻¹ .dia ⁻¹
Carga orgânica por habitante	0,054	kgDBO.hab ⁻¹ .dia ⁻¹
Carga orgânica diária	216	kgDBO.dia ⁻¹
DBO do esgoto bruto	360	mg.L ⁻¹
Vazão média	25	m ³ .h ⁻¹
Volume médio diário de esgoto	600	m ³ .dia ⁻¹
Vazão mínima	12	m ³ .h ⁻¹
Vazão de pico	40	m ³ .h ⁻¹

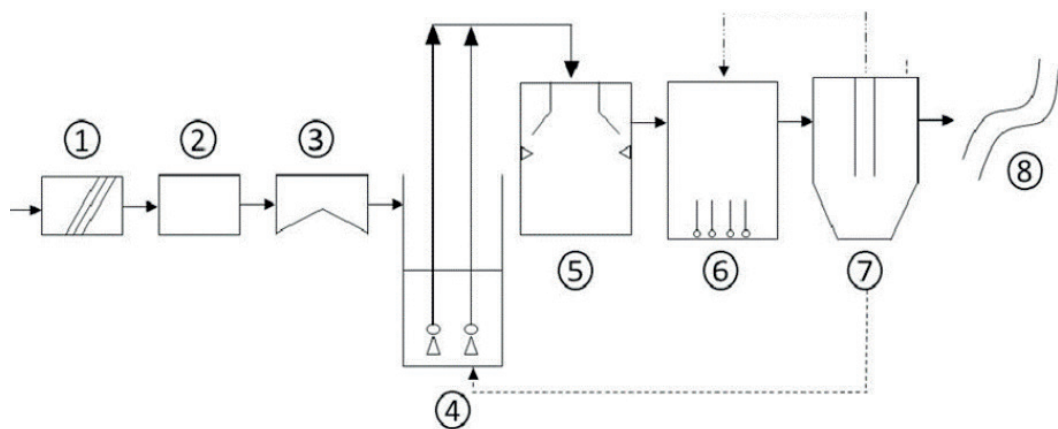
Tabela 1 - Parâmetros de projeto da ETE Catas Altas/MG

O processo de tratamento da ETE contempla do nível preliminar até o secundário, sendo o preliminar composto por grade, desarenador e um medidor de vazão. Em seguida, o esgoto atinge uma estação elevatória, de onde será bombeado, por bomba submersível, para uma caixa distribuidora de vazão na entrada dos reatores UASB. O tratamento secundário é composto por dois reatores UASB (paralelos) e por sistema de lodos ativados, no qual dois tanques de aeração trabalham em paralelo, com inserção de ar fornecido por um soprador, a partir de difusores de membrana no fundo das unidades. Por fim, tem-se os decantadores secundários, também presentes em duas unidades. A Figura 1 mostra a disposição das unidades na ETE.



Figura 1 - Foto da disposição das unidades da ETE

Pelo projeto da ETE, nos decantadores secundários, o lodo aeróbio sedimentado e adensado retorna para os tanques de aeração (linha de recirculação). Esse retorno é efetuado através de um sistema denominado “*air lift*”, que utiliza o mesmo ar de processo gerado pelo soprador. O lodo de excesso é também retirado dos decantadores e encaminhado/descartado para a elevatória de bombeamento do esgoto (após o tratamento preliminar), de forma a se estabilizar no interior dos próprios reatores UASB. A Figura 2 apresenta o layout da ETE.



- Onde:
- | | | |
|----------------------|------------------|-------------------------------|
| ① Gradeamento | ⑤ Reator UASB | ----- Linha de lodo excedente |
| ② Caixa de areia | ⑥ Tanque aerado | ----- Linha de recirculação |
| ③ Medidor de vazão | ⑦ Decantador | de lodo do decantador |
| ④ Estação elevatória | ⑧ Corpo receptor | |

Figura 2 - Foto da disposição das unidades da ETE

As análises realizadas para o desenvolvimento desse trabalho contemplaram as possibilidades da formação e do desprendimento do sulfeto de hidrogênio, além da possibilidade da remoção biológica do sulfeto de hidrogênio na presença de oxigênio.

Assim, para o cumprimento desse objetivo foram realizadas análises de sólidos (totais e voláteis) do sistema de lodos ativados (tanque de aeração, linha de recirculação e descarte), de sulfeto e sulfato dissolvido nos afluentes e efluentes e de sulfeto de hidrogênio no ar atmosférico imediato das várias unidades do fluxograma.

As análises de sulfato e sólidos foram desenvolvidas conforme o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005). As análises de sulfeto dissolvido foram realizadas conforme metodologia adaptada de Plas *et al.* (1992). Para a verificação do sulfeto de hidrogênio no gás atmosférico imediato das unidades foi utilizado o analisador portátil da OdaLog®, que verifica as concentrações de H₂S de 0 a 200 ppm.

Fez-se as medições de fase líquida, lodo e atmosférica em 3 campanhas anteriores a implementação de melhorias operacionais necessárias levantadas para o controle. Posteriormente, fez-se também pelo menos outras 2 campanhas para verificação dos parâmetros de fase líquida, lodo e atmosférica, no sentido de se avaliar a efetividade das melhorias para o controle dos problemas de emissões levantados inicialmente.

Foram realizadas visitas de diagnóstico e medições até o dia 18/09/2014. Após isso, foram sugeridas modificações no gerenciamento na unidade de lodos ativados, a fim de se obter concentrações de biomassa suficientes no tanque de aeração, conforme indicado em literatura.

A partir do dia 30/10/2014, foram realizadas outras visitas em que se buscou reavaliar as condições de operação e de emissão de maus odores.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 Sólidos totais no sistema de lodos ativados

A fim de se avaliar as condições operacionais do sistema de lodos ativados foram realizadas análises de sólidos conforme apresentado na Tabela 2.

Data das coletas	Sólidos totais (mg.L ⁻¹)		
	Tanque de aeração	Lodo de recirculação	Lodo de descarte
12/8/14	126,3	-	4.200
22/8/14	91,5	-	4.700
18/9/14	-	77,6	31.300

Tabela 2 - Concentrações de sólidos no sistema de lodos ativados antes das melhorias operacionais

A partir das análises realizadas verificou-se que a concentração de sólidos/biomassa no tanque de aeração e no lodo de recirculação estavam muito baixas, considerando que von Sperling (2002) recomenda valores próximos de 2.000

mg.L⁻¹ de sólidos totais no tanque de aeração e de 4.500 mg.L⁻¹ no lodo recirculado. Tal fator inviabiliza tecnicamente o sistema de lodos ativados, além de causar possíveis problemas, como mau desempenho da unidade e maus odores.

Ademais, ao longo do diagnóstico operacional inicial foi levantado que o descarte do lodo excedente do processo aeróbio era feito com pouco controle e de forma excessiva para o poço da elevatória. Tal procedimento inviabiliza o princípio de lodos ativados, que necessita de acúmulo de biomassa/microrganismos no tanque de aeração, com uma mínima idade de lodo.

Assim, visando melhorar o desempenho global da estação, foi sugerido modificações na rotina de descarte e recirculação de lodo no sistema de lodos ativados com intenção de acumular biomassa dentro do tanque de aeração.

Após as modificações sugeridas no gerenciamento do lodo, foram realizadas novas análises de sólidos para avaliar o crescimento da biomassa do tanque de aeração, conforme apresentado na Tabela 3.

Data das coletas	Sólidos totais (mg.L ⁻¹)		
	Tanque de aeração	Lodo de recirculação	Lodo de descarte
30/10/14	600	5.000	40.100
29/01/15	6.200	9.900	34.000

Tabela 3 - Concentrações de sólidos no sistema de lodos ativados após às melhorias operacionais

Apesar da concentração do dia 30/10/2014 ser ainda baixa no tanque de aeração, o lodo de recirculação já apresentava concentração elevada, o que indicava boas perspectivas no sentido de retorno e concentração de biomassa para o tanque de aeração. Tal hipótese pôde ser confirmada na análise realizada dia 29/01/2015, onde verificou-se uma maior quantidade de biomassa acumulada no tanque de aeração, atingindo-se valores indicados para sistemas de lodos ativados com aeração prolongada (VON SPERLING, 2002).

3.2 Sulfatos e sulfetos dissolvidos no efluente

A Tabela 4 apresenta as concentrações de sulfato nas diversas unidades da ETE, naturalmente na fase líquida. Em termos de médias, tem-se que no esgoto bruto afluente houve uma concentração de 31,3 mg.L⁻¹, ao passo que no efluente do reator UASB tal concentração reduziu para 9,7 mg.L⁻¹, correspondendo a uma eficiência de remoção de 69% entre as unidades do processo.

Pontos	Sulfato (mg.L ⁻¹)			Média
	2/7/14	12/8/14	18/9/14	
Esgoto bruto	49,0	26,2	18,7	31,3
Reator UASB	11,2	13,2	4,8	9,7
Tanque de aeração	-	4,6	-	4,6
Decantador secundário	33,4	8,2	16,6	19,4

Tabela 4 - Valores das concentrações de sulfato dissolvido antes das melhorias operacionais

A quantidade de sulfato encontrada no tanque de aeração (de 4,6 mg.L⁻¹), não correspondeu com a esperada para um reator totalmente aeróbio de lodos ativados, uma vez que na presença de oxigênio, o sulfeto de hidrogênio produzido no reator UASB (anaeróbio) seria completamente oxidado, levando à formação de sulfatos, que deveriam então ser encontrados em maiores concentrações. Para esse resultado, ressalta-se que foi realizado apenas uma análise.

Para a concentração de sulfato presente no efluente final, notou-se uma tendência de aumento (de 4,6 mg.L⁻¹ para 19,4 mg.L⁻¹), possivelmente explicada pelo maior tempo em contato do efluente com o ar atmosférico através das superfícies do tanque de aeração e do decantador secundário, que teriam então promovido as reações de oxidação dos sulfetos à sulfatos.

Foram realizadas também, coletas e análises de sulfetos dissolvidos em cinco pontos estratégicos no líquido em tratamento na ETE, apresentados na Tabela 5. A média da concentração de sulfeto dissolvido no tanque de aeração foi de 1,6 mg.L⁻¹ e 1,1 mg.L⁻¹ no decantador secundário.

As análises de sulfetos dissolvidos mostraram uma maior concentração presente na caixa de distribuição do efluente do reator UASB, seguida do tanque de aeração e do decantador secundário. Para as outras unidades a concentração de sulfetos dissolvidos foi bastante pequena.

Pontos	Sulfetos (mg.L ⁻¹)					Média
	2/7/14	22/8/14	22/8/14	18/9/14	18/9/14	
	Manhã	Manhã	Tarde	Manhã	Tarde	
Esgoto bruto	0,0	0,0	0,0	0,3	-	0,1
Caixa de distribuição – afl. UASB	0,0	0,0	0,0	0,2	-	0,1
Caixa de distribuição – efl. UASB	6,3	4,0	0,3	6,9	9,2	5,4
Tanque de aeração	0,0	2,4	1,3	1,7	2,4	1,6
Decantador secundário	0,0	0,8	1,3	1,1	2,1	1,1

Tabela 5 - Concentrações de sulfetos dissolvidos antes das melhorias operacionais

Contudo, a caixa de distribuição do efluente do reator UASB é bem fechada. Nessa condição ela pode ser considerada uma unidade estanque em relação às trocas gasosas com a atmosfera externa e, muito provavelmente, não representa

risco real de emissões. Contudo, considerando o efluente saindo dessa caixa, há uma transferência do problema para unidade de jusante. Isto é, as grandes concentrações de sulfetos dissolvidos, 5,4 mg.L⁻¹, poderão encontrar rota de fuga para atmosfera no sistema de lodos ativados.

Análises realizadas no dia 30/10/2014, após o início do crescimento de biomassa no sistema de lodos ativados, mostraram que as concentrações de sulfeto dissolvido eram em torno de zero (Tabela 6). Tais resultados indicaram o início de encaminhamento de um melhor controle de odores, provavelmente devido ao aumento dos sólidos de lodo biológico no reator.

Pontos	Sulfetos (mg.L ⁻¹)	
	Manhã	Tarde
Esgoto Bruto	0,5	-
Reator UASB	6,0	6,7
Tanque de Aeração	0	0,2
Decantador secundário	0	0

Tabela 6 - Concentrações de sulfetos dissolvidos (30/10/2014) após às melhorias operacionais

3.3 Sulfeto de hidrogênio na atmosfera imediata das unidades da ETE

Para as análises de sulfeto de hidrogênio na atmosfera, foram também realizadas medições nas unidades da ETE antes e depois das melhorias implantadas em termos de gerenciamento e descarte de lodo aeróbio. A Tabela 7 apresenta os dados de H₂S atmosférico antes das modificações realizadas.

As análises de sulfeto de hidrogênio na forma gasosa, ou seja, presentes na atmosfera, mostraram de forma direta quais os pontos de fato eram problemáticos no desprendimento de maus odores na ETE. Para as análises da caixa de distribuição anterior ao reator UASB e da caixa de distribuição do efluente do reator UASB, as análises da atmosfera foram realizadas abrindo-se as tampas correspondentes, para confirmar se a unidade seria produtora contínua do composto odorante.

Pontos	H ₂ S (ppm)						Média
	2/7/14		12/8/14		22/8/14		
	Manhã	Tarde	Manhã	Tarde	Manhã	Tarde	
Tratamento Preliminar	4	2	1	1	3	2	2,2
Estação elevatória – poço	5	-	6	2	11	2	5,2
Caixa de distribuição – afl. UASB	3	1	2	1	-	-	1,8
Caixa de distribuição – efl. UASB	110	-	17	20	16	18	36,2
Tanque de aeração	3	1	4	4	7	6	4,2
Decantador secundário	3	2	2	1	3	2	2,2

Tabela 7 - Concentrações de sulfeto atmosférico antes das melhorias operacionais

A partir dos dados obtidos, confirmou-se que a caixa de distribuição do efluente

dos reatores anaeróbios UASB era uma potencial unidade problema, com média de 36,2 ppm de H_2S . Porém, conforme discussão realizada anteriormente, não foi considerada efetivamente problemática. Ressalta-se, contudo, que essa unidade poderia ser um ponto interessante para a remoção dos gases dissolvidos, em função do natural desprendimento e confinamento em espaço reduzido, facilitando sua coleta e transporte para sistema adequado de tratamento.

Igualmente, para o poço de sucção da estação elevatória, por ser estanque e bem fechado do meio externo, houve similar entendimento. Apesar, da concentração de 5,2 ppm, não haveria tendência de emissão de fluxo considerável para o ambiente externo, não sendo, portanto, uma unidade problemática na emissão de maus odores para a vizinhança da ETE.

O tanque de aeração se mostrou novamente como uma unidade problemática, com concentração atmosférica odorante preocupante. Portanto, a concentração média de 4,2 ppm de H_2S na atmosfera imediata ao tanque de aeração, confirmou o problema da unidade.

A Figura 3 mostra a vista de cima do tanque de aeração, do decantador secundário e das caixas de distribuição. Pela Figura, percebe-se a grande área superficial em turbulência que foi considerada como principal unidade problemática da ETE.



Figura 3 – Vista do tanque aerado e do decantador secundário

Em visita realizada dia 30/10/2014, verificou-se crescimento da biomassa a partir da correta gestão do sistema. Por meio de análises de sulfeto de hidrogênio na atmosfera imediata às unidades da ETE (Tabela 8), relatos dos operadores da estação e a falta de reclamações da comunidade, percebeu-se que o problema de mau odor foi em grande parte solucionado.

Pontos	H ₂ S (ppm)			
	30/10/14 Manhã	30/10/14 Tarde	29/01/15 Manhã	29/01/15 Tarde
Tratamento Preliminar	0,0	0,0	2,0	2,0
Estação elevatória – poço	11,0	13,0	26,0	22,0
Caixa de distribuição – afl. UASB	4,0	6,0	8,0	5,0
Caixa de distribuição – efl. UASB	195,0	196,0	25,0	110,0
Tanque de aeração	0,0	0,0	0,0	0,0
Decantador secundário	0,0	0,0	0,0	0,0

Tabela 8 - Concentrações de sulfeto atmosférico após as modificações após às melhorias operacionais

4 | CONCLUSÕES

Foi constatado um maior potencial de emissão de maus odores na unidade do tanque de aeração, que apresentou concentração média de sulfeto de hidrogênio na atmosfera imediata de 4,2 ppm, e também na unidade do decantador secundário, com concentração média de sulfeto atmosférico de 2,2 ppm, sendo estas unidades problemáticas para a estação, devido à grande superfície em contato com a atmosfera. Entretanto, verificou-se que tal ocorrência se deveu a operação equivocada do sistema de lodos ativados, no que diz respeito à manutenção de biomassa no sistema, uma vez que a mesma esteve em quantidade abaixo do necessário para o adequado funcionamento, com concentrações encontradas de 126,3 mg.L⁻¹ e 91,5 mg.L⁻¹ de ST.

Após modificações e adequações implementadas na rotina operacional da estação focaram, particularmente, na diminuição e ajustes da periodicidade de descartes de lodo excedente, o que promoveu o acúmulo e manutenção de biomassa no tanque de aeração, atingindo uma média de 6.200 mg.L⁻¹ de ST, e concentração de sulfeto de hidrogênio na atmosfera imediata do tanque de aeração e do decantador secundário iguais a zero. Assim, concluiu-se comprovadamente que a falta de biomassa no tanque de aeração era a causa dos eventos de maus odores a partir da ETE.

Dessa forma, entende-se que a presença de biomassa é tão importante quanto a presença de oxigênio no tanque de aeração para que ocorra nessa unidade a oxidação bioquímica intensa do sulfeto de hidrogênio, evitando assim, que esse gás seja emitido para a atmosfera a partir de *stripping* pelo efeito de ascensão das bolhas de ar.

Além disso, parece que a simples oxidação química, na ausência dos microrganismos em quantidade, não ocorre em intensidade necessária para o controle dos sulfeto gerados na etapa anaeróbia anterior (reatores UASB).

Ressalta-se, por fim, que é notória a importância da harmonia entre o

gerenciamento de uma estação de tratamento de esgoto a partir da equipe de operação e das rotinas operacionais mais adequadas para cada sistema. Rotinas estabelecidas por manuais gerais precisam sempre ser ajustadas inicialmente e ao longo do tempo, avaliando-se sempre o atual contexto em que se encontra o tratamento. A operação inadequada da estação pode gerar prejuízos no desempenho, como incômodos a populações do entorno da própria ETE.

5 | AGRADECIMENTOS

Os autores gostariam de agradecer ao suporte no desenvolvimento da pesquisa principalmente à Prefeitura de Catas Altas. Também importa agradecer a outras instituições: Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG, Financiadora de Estudos e Projetos – FINEP, Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq.

REFERÊNCIAS

APHA, AWWA, WPCF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**, 18 th edition. Washington DC.: American Public Health Association, 2005.

CAMPOS, J. R.; PAGLIUSO, J. D. **Tratamento de Gases Gerados em Reatores Anaeróbios. Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. J. R. C. (coordenador). Rio de Janeiro, ABES: 464 p. 1999.

CHERNICHARO, C. A. DE L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias - Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG. V. 5, 2a edição, 380 p., 2007.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Censo demográfico, 2010**. Disponível em <<http://www.ibge.gov.br/>>.

NOYOLA, A.; MORGAN-SAGASTUME, J. M.; LÓPEZ-HERNÁNDEZ, J. E. **Treatment of biogas produced in anaerobic reactors for domestic wastewater: Odor control and energy/resource recovery**. Reviews in Environmental Science and Biotechnology, v. 5, n. 1, p. 93–114, 2006.

PAGLIUSO, J. D.; PASSIG, F. H.; Villela, L. C. H. **Odour treatment and energy recovery in anaerobic sewage treatment plants**. VII Oficina e Simpósio Latino-Americano de Digestão Anaeróbia, Mérida, Yucatán - México, IWA/FEMISCA. 2002.

PLAS, C.; HARANT, H.; DANNER H.; JELINEK E.; WIMMER K.; HOLUBAR P.; and BRAUN R. **Ratio of biological and chemical oxidation during the aerobic elimination of sulfide by colourless sulphur bacteria**. Applied Microbiology and Biotechnology, v.36, n.6, p.817-822, 1992.

SNIS. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2017**. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento, Brasília, 2017. Disponível em <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos/>>.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias - Lodos Ativados**.

V. 4, 4ª edição, 461 p. , 2002.

ZHANG, L.; DE SCHRYVER. P.; DE GUSSEME, B.; DE MUYNCK, W.; BOON, N.; VERSTRAETE, W.
Chemical and biological technologies for hydrogen sulfide emission control in sewer: A review.
Water Research, 2007.

DEFINIÇÃO DE PARÂMETROS DE CONTROLE DE EFLUENTES INDUSTRIAIS NO MUNICÍPIO DE JUIZ DE FORA-MG

Data de aceite: 06/01/2020

Paula Rafaela Silva Fonseca

Universidade Federal de Minas Gerais,
Departamento de Engenharia Sanitária e
Ambiental
Belo Horizonte
<http://lattes.cnpq.br/0587117548076856>

Sue Ellen Costa Bottrel

Universidade Federal de Juiz de Fora,
Departamento de Engenharia Sanitária e
Ambiental
Juiz de Fora
<http://lattes.cnpq.br/1846064067651897>

Ricardo Stahlschmidt Pinto Silva

Companhia de Saneamento Municipal de Juiz de
Fora, Departamento de Projetos
Juiz de Fora

Júlio César Teixeira

Universidade Federal de Juiz de Fora,
Departamento de Engenharia Sanitária e
Ambiental
Juiz de Fora
<http://lattes.cnpq.br/8763769776379175>

RESUMO: O conhecimento das características dos esgotos industriais, também denominados efluentes não domésticos (ENDs) gerados em determinada localidade é fundamental para a segurança operacional da rede de esgotos e bom

funcionamento das Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs), principalmente naquelas em que o tratamento biológico encontra-se presente. Além disso, tal conhecimento é de suma importância na implementação de programas de controle e monitoramento de tais efluentes. Neste contexto, o presente trabalho objetiva definir os parâmetros de controle de efluentes industriais no município de Juiz de Fora – MG. A partir de dados relativos a licenças ambientais de operação industrial, expedidas pela Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Juiz de Fora (SMA/JF), categorização dessas indústrias segundo a NBR 9897 (ABNT, 1986), e avaliação dos parâmetros de monitoramento da qualidade da água ao longo dos corpos receptores de Juiz de Fora nos pontos de monitoramento do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) foram elencados os principais parâmetros de controle de ENDs para o município. Os parâmetros considerados pelo presente trabalho como básicos na caracterização de efluentes industriais para o município de Juiz de Fora foram: pH; temperatura; sólidos totais em suspensão; sólidos sedimentáveis; demanda bioquímica de oxigênio; demanda química de oxigênio; óleos e graxas; fósforo total; nitrogênio amoniacal total; fenóis totais; cádmio total; chumbo total; cianeto livre e zinco total.

PALAVRAS-CHAVE: efluentes não

domésticos, saneamento, poluição industrial, controle, monitoramento.

ESTABLISHMENT OF CONTROL AND MONITORING PARAMETERS FOR NON-DOMESTIC EFFLUENTS IN THE CITY OF JUIZ DE FORA, MINAS GERAIS, BRAZIL

ABSTRACT: Knowledge of the characteristics of industrial sewage - also known as non-domestic effluent (NDE) - generated in a given location is fundamental for the operational safety of the sewage system and the proper functioning of the Wastewater Treatment Plants (WWTP), especially in those where biological treatment is present. Moreover, such knowledge is of primordial importance in the implementation of monitoring and control programs of such effluents. In this context, the present work aims to define the parameters of industrial effluent control in the city of Juiz de Fora - MG. From data related to environmental licenses of industrial operation, issued by the Municipal Environmental Secretariat of Juiz de Fora (SMA / JF), categorization of these industries according to NBR 9897 (ABNT, 1986) and evaluation of quality monitoring parameters of water along the receiving water bodies of Juiz de Fora at the monitoring points of the Minas Gerais Institute for Water Management (IGAM), the main parameters of NDE control for the municipality were listed. The parameters considered by the present work as basic in the characterization of industrial effluents for the city of Juiz de Fora were: pH; temperature; total suspended solids; sedimentable solids; biochemical oxygen demand; chemical oxygen demand; oils and greases; total phosphorus; total ammonia nitrogen; total phenols; total cadmium; total lead; free cyanide and total zinc.

KEYWORDS: non-domestic effluents, sanitation, industrial pollution, control, monitoring

1 | INTRODUÇÃO

As atividades, infraestruturas e instalações operacionais de coleta, transporte, tratamento e disposição final adequados dos esgotos sanitários, segundo a Lei Federal nº 11.445 (BRASIL, 2007) compõe o serviço de esgotamento sanitário. Segundo definição da Norma Brasileira Regulamentadora (NBR) nº 9648 (ABNT, 1986), esgoto sanitário é o despejo líquido constituído pelos esgotos doméstico e industrial, águas de infiltração e contribuição pluvial parasitária.

Dependendo das características dos despejos industriais, que variam de acordo com os processos produtivos, os mesmos podem ser admitidos nas redes de esgotos. Os esgotos industriais, também denominados efluentes não domésticos (ENDs), são encontrados em pontos específicos da rede coletora (VON SPERLING, 2016). O conhecimento das características dos ENDs gerados em determinada localidade é fundamental para a segurança operacional da rede de esgotos e bom funcionamento das Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs), principalmente naquelas em que o tratamento biológico encontra-se presente.

Outro aspecto a ser considerado, segundo Von Sperling (1998), quando se trata de efluentes industriais, é a dificuldade em generalizar quais parâmetros serão priorizados pelos órgãos ambientais nas etapas de licenciamento e fiscalização, já que os parâmetros dependem da realidade de cada local e da tipologia industrial prevalente. Sapia (2003), diz ainda, que mesmo que a legislação englobe as diversas listas de poluentes perigosos estipulados pelos órgãos ambientais dos diferentes países do mundo, não se garantiria sua eficácia sem um estudo regionalizado das fontes de ENDs lançados no sistema público.

Juiz de Fora, situada no sudeste do estado de Minas Gerais e considerada a principal cidade da mesorregião “Zona da Mata Mineira” possui 516.247 habitantes (IBGE, 2010), 98,1% de esgotos coletados e apenas 10% tratados. Visando o atendimento da Lei nº 11.445 (BRASIL, 2007), em 2014 foi concluído o Plano Municipal de Saneamento Básico de Juiz de Fora (PSB/JF), que prevê, dentre outras ações, a implantação e ampliação de ETEs (ação em andamento) bem como a elaboração de um programa de recebimento de efluentes não domésticos (JUIZ DE FORA, 2014).

Neste contexto, o presente trabalho representa um esforço inicial na definição dos parâmetros de interesse no controle de efluentes industriais no município de Juiz de Fora – MG levando-se em consideração as características locais. Com este trabalho, pretende-se fornecer subsídios para as indústrias, companhias de saneamento e órgãos ambientais na gestão dos ENDs do município.

2 | OBJETIVO

O objetivo geral do presente trabalho é definir os parâmetros de controle de efluentes industriais no município de Juiz de Fora – MG, e para alcançá-lo foram definidos os seguintes objetivos específicos: i) determinar as fontes contribuintes de efluentes não domésticos, a partir de levantamento quali/quantitativo das indústrias do município; ii) Avaliar os parâmetros de monitoramento da qualidade da água ao longo dos corpos receptores de Juiz de Fora nos pontos de monitoramento do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM).

3 | METODOLOGIA

Inicialmente, obtiveram-se dados relativos a licenças ambientais de operação industrial, expedidas pela Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Juiz de Fora (SMA/JF) durante o período de 2002 a 2014, até a classe 4 da Deliberação Normativa nº 74 (COPAM, 2004). Tais indústrias foram classificadas segundo as categorias apresentadas na NBR 9897 (ABNT, 1986), quais sejam: Alimentos; Alumínio; Bebidas; Cereais; Cimento, concreto, cal e gesso; Curtume; Laticínios; Materiais plásticos e

sintéticos; Papel, polpa e celulose; Produtos farmacêuticos; Produtos inorgânicos; Produtos orgânicos; Têxtil; Tratamento de superfícies metálicas e galvanoplastias; Vegetais e frutas enlatados.

Posteriormente, para caracterizar os efluentes gerados pelas diferentes indústrias consideradas, utilizou-se a Tabela 1 – Recomendações de parâmetros mínimos para controle de efluentes líquidos da NBR 9897 (ABNT, 1986), onde foram levantados os parâmetros de interesse relativos a cada tipologia industrial.

Partindo-se da premissa de que o baixo nível de tratamento de esgotos leva ao lançamento *in natura* dos mesmos em corpos hídricos, analisou-se em seguida as informações apresentadas pelo IGAM nos documentos “Qualidade das águas superficiais de Minas Gerais em 2014: resumo executivo” (IGAM, 2015) e “Qualidade das águas superficiais de Minas Gerais em 2015: resumo executivo” (IGAM, 2016), para o município de Juiz de Fora. Tais documentos compõem o Programa Águas de Minas, onde são monitoradas diversas estações ao longo de corpos hídricos cujos parâmetros de qualidade são avaliados segundo o cumprimento da Deliberação Normativa Conjunta do Conselho Estadual de Política Ambiental e do Conselho Estadual de Recursos Hídricos de Minas Gerais nº 01 (COPAM/CERH, 2008). Essa norma dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Na avaliação, considerou-se que se ao menos um parâmetro estivesse em desacordo com os limites da legislação, o indicativo de contaminação ao qual o parâmetro se refere seria considerado em desconformidade (IGAM, 2015). No município de Juiz de Fora foram analisados os dados provenientes de seis estações de monitoramento, denominadas BS002, BS006, BS017, BS083, BS088 e BS090. Na Figura 1, exibe-se as quatro das seis estações de monitoramento avaliadas, destacando-se a localização do Distrito Industrial de Juiz de Fora, área que reúne grande concentração das atividades industriais da cidade.

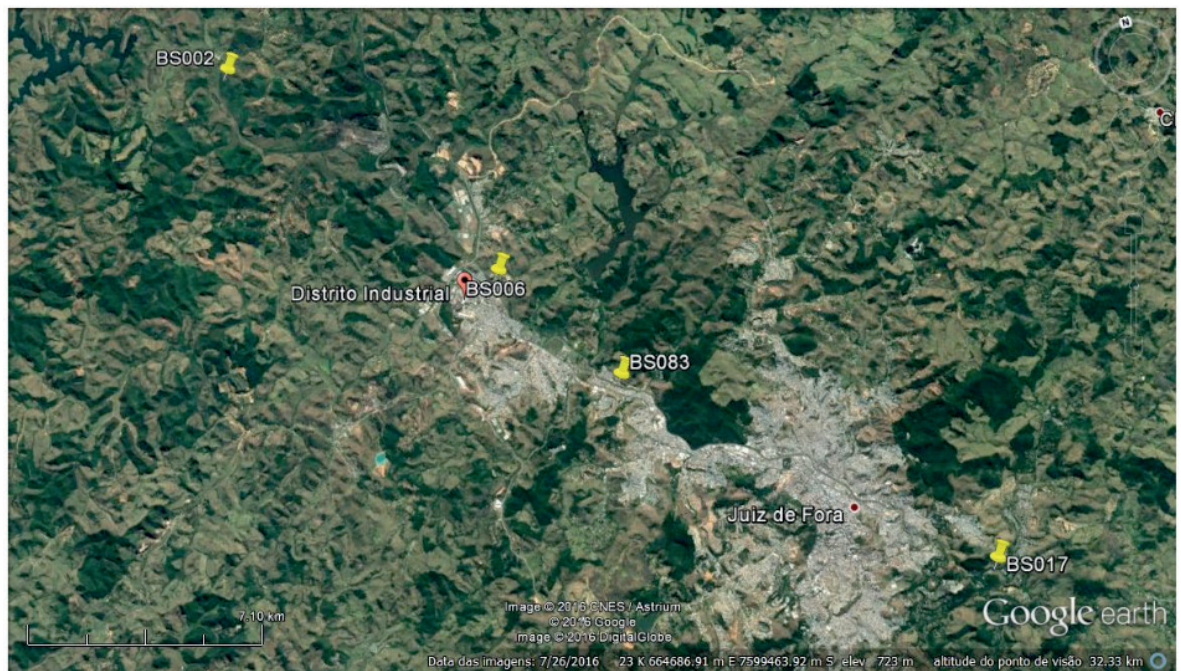


Figura 1 Localização de quatro estações de monitoramento do IGAM no município de Juiz de Fora

Fonte: Google Earth (2016)

4 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Tipologia Industrial do Município

As categorias adotadas neste trabalho para a classificação das indústrias foram aquelas consideradas nas recomendações de parâmetros mínimos para controle de efluentes pela NBR 9897 (ABNT, 1986). Da amostra de 140 indústrias, destacaram-se os ramos têxtil; produtos orgânicos; alimentos; materiais plásticos e sintéticos e concreto, cal e gesso, com 24, 20, 17, 13 e 12 unidades, respectivamente.

4.2 Parâmetros para controle de efluentes líquidos segundo NBR 9897 (ABNT, 1986)

Parte dos resultados obtidos na análise realizada com base na Tabela 1 da NBR 9897 (ABNT, 1986) são apresentados no Quadro 1, que contém os parâmetros elencados pela referida norma e respectivas frequências de ocorrência nos efluentes do quadro industrial considerado para Juiz de Fora – MG.

Frequência de ocorrência de cada parâmetro nos efluentes das indústrias consideradas					
Parâmetro	Nº Indústria	Porcentagem relativa	Parâmetro	Nº Indústria	Porcentagem relativa
pH	140	100%	Carbono orgânico total	54	39%
Sólidos dissolvidos	140	100%	N-nitrato	54	39%
Sólidos não-filtráveis	140	100%	N-nitrito	54	39%
Sólidos sedimentáveis	140	100%	N-orgânico	52	37%
Sólidos totais	140	100%	Cromo total	51	36%
Temperatura	140	100%	Cobre	48	34%
Óleos e Graxas	139	99%	Estanho	48	34%
DQO	133	95%	Sulfatos	45	32%
DBO _{5,20}	124	89%	Mercúrio	44	31%
Fósforo total	87	62%	Sulfetos	43	31%
Fenol	78	56%	Organoclorados	33	24%
N-total	78	56%	Arsênio	32	23%
Cor	73	52%	Fosfatos	32	23%
Cádmio	69	49%	Organofosforados	29	21%
Chumbo	69	49%	Carbamatos	28	20%
Cianeto	69	49%	Turbidez	28	20%
N-amoniaco	65	46%	Materiais Flutuantes	24	17%
Alcalinidade	63	45%	Mercaptanas	24	17%

Frequência de ocorrência de cada parâmetro nos efluentes das indústrias consideradas					
Parâmetro	Nº Indústria	Porcentagem relativa	Parâmetro	Nº Indústria	Porcentagem relativa
Ferro total	61	44%	Níquel	24	17%
Zinco	60	43%	Sulfitos	20	14%

Quadro 1. Frequência de ocorrência dos parâmetros de monitoramento nas indústrias de Juiz de Fora consideradas

4.3 Parâmetros que apresentaram não conformidades segundo monitoramento do IGAM

Os parâmetros que apresentaram não conformidade dentro dos indicativos de enriquecimento orgânico e substâncias tóxicas nas estações de monitoramento do IGAM encontram-se no Quadro 2, bem como o rio no qual a estação estava instalada e o enquadramento dos mesmos.

Rio/Classe	Estação de Monitoramento	Enriquecimento orgânico		Substâncias tóxicas	
		2014	2015	2014	2015
Rio Paraibuna Classe 2	BS002 (montante Distrito Industrial)	-	Fósforo total	-	
	BS006	Demanda Bioquímica de Oxigênio	Demanda Bioquímica de Oxigênio, Fósforo total	Fenóis totais	-
	BS017 (jusante Centro)	Demanda Bioquímica de Oxigênio, Fósforo total	Demanda Bioquímica de Oxigênio, Fósforo total, Nitrogênio amoniacal total	Cádmio total, Chumbo total, Cianeto livre	Cádmio total, Cianeto livre, Zinco total
	BS083 (jusante Distrito Industrial)	Demanda Bioquímica de Oxigênio, Fósforo total	Demanda Bioquímica de Oxigênio, Fósforo total	Cádmio total, Chumbo total, Cianeto livre, Zinco total	Cádmio total, Chumbo total, Cianeto livre, Zinco total
Rio Vermelho Classe 1	BS088	-	-	-	-
Rio do Peixe Classe 1	BS090	-	-	-	-

Quadro 2 Parâmetros que apresentaram não conformidades nas estações de monitoramento de Juiz de Fora

Fonte: Adaptado de Igam (2015, 2016)

Ao relacionar o Quadro 2 com a Figura 1, observou-se inconformidades na

estação BS083 que não estavam presentes na BS002, sendo essas estações situadas, respectivamente, à jusante e a montante da região do Distrito Industrial de Juiz de Fora. Este pode ser um indício da presença de lançamento de efluentes industriais contendo os parâmetros potencialmente tóxicos listados no Quadro 2 pelos empreendimentos localizados no Distrito Industrial no rio Paraibuna, principal curso de água do município.

A estação BS017, situada à jusante do centro urbano de Juiz de Fora também se destacou pela presença de substâncias potencialmente tóxicas e de enriquecimento orgânico não conformes, o que pode indicar tanto um resultado de novos lançamentos (tanto industriais, quanto domésticos) ao longo do rio Paraibuna, como a persistência de substâncias não biodegradáveis recebidas na região do Distrito Industrial.

Destaca-se ainda, que os parâmetros analisados pelo IGAM que não apresentaram conformidade com a Deliberação Normativa nº 01 (COPAM/CERH, 2008) em Juiz de Fora, Quadro 2, são aqueles que apresentam maior frequência nos efluentes industriais do município segundo análise a partir da NBR 9897 (ABNT, 1986), o que reforça a hipótese que a origem predominante desses parâmetros ser de origem industrial, ou seja, efluentes não domésticos (ENDs).

4.4 Parâmetros definidos para o controle dos efluentes industriais de Juiz de Fora - MG

Devido aos motivos explicitados, optou-se por adotar como parâmetros prioritários de interesse para recebimento de ENDs originários de qualquer tipologia industrial de Juiz de Fora, aqueles que apresentaram não conformidades durante os anos de 2014 e 2015. Incluiu-se ainda os parâmetros que são indicados para controle dos efluentes de mais de 90% das indústrias de Juiz de Fora, como pode ser visto no Quadro 1: pH, temperatura, óleos e graxas, DQO, sólidos totais em suspensão e sólidos sedimentáveis. O conjunto dos parâmetros propostos para compor a caracterização básica de qualquer indústria do município encontra-se no Quadro 3. Para uma análise mais aprofundada, recomenda-se que além desses, o END seja caracterizado com outros parâmetros segundo sua tipologia industrial. No caso dos parâmetros: cádmio total, chumbo total, cianeto livre e zinco total, recomenda-se que seja concedida isenção de monitoramento no caso de justificativa técnica respaldada nas características do processo produtivo do empreendimento.

Parâmetros para o recebimento de ENDs em Juiz de Fora	Justificativa da inclusão dos parâmetros
pH	Porcentagem*

Temperatura	Porcentagem
Sólidos totais em suspensão	Porcentagem
Sólidos sedimentáveis	Porcentagem
Demanda Bioquímica de Oxigênio	NC**
Demanda Química de Oxigênio	Porcentagem
Óleos e graxas	Porcentagem
Fósforo total	NC
Nitrogênio amoniacal total	NC
Fenóis totais	NC
Cádmio total	NC
Chumbo total	NC
Cianeto livre	NC
Zinco total	NC

Quadro 3 Parâmetros básicos propostos para compor o programa de recebimento de ENDs em Juiz de Fora

*Monitoramento recomendado em pelo menos 90% das indústrias, o que pode ser verificado no Quadro 1

**NC: Não conforme segundo monitoramento do IGAM nos anos de 2014 e 2015, o que pode ser verificado no Quadro 2.

5 | CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Tomando como referência as indústrias amostradas neste trabalho, o ramo industrial predominante em Juiz de Fora é o da indústria têxtil, seguido pela indústria de produtos orgânicos e de alimentos. O maior número de parâmetros que apresentaram não conformidade com a Deliberação Normativa nº 01 (COPAM/CERH, 2008), segundo monitoramento do IGAM (2014, 2015), foram obtidos em estações localizadas a jusante do Distrito Industrial de Juiz de Fora e a jusante do centro urbano do município. Os parâmetros considerados pelo presente trabalho como básicos na caracterização de efluentes industriais para o município de Juiz de Fora foram: pH; temperatura; sólidos totais em suspensão; sólidos sedimentáveis; demanda bioquímica de oxigênio; demanda química de oxigênio; óleos e graxas; fósforo total; nitrogênio amoniacal total; fenóis totais; cádmio total; chumbo total; cianeto livre e zinco total.

Definir qual metodologia assumir foi uma das principais dificuldades deste trabalho. Por este motivo, recomenda-se o estabelecimento e a divulgação de uma metodologia padronizada para a elaboração de programas de recebimento de efluentes não domésticos (ENDs). Recomenda-se ainda a realização do levantamento completo e atualizado das indústrias existentes no município de Juiz

de Fora, classificação segundo a tipologia industrial e divulgação desses dados na rede mundial de computadores por parte da Secretaria Municipal de Meio Ambiente.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 9897 - **Planejamento de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores**. Rio de Janeiro, 1986.

BRASIL, **Lei nº 11.445 de 05 de janeiro de 2007**. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico. Brasília: Diário Oficial da União de 08 de janeiro de 2007.

CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL (COPAM). **Deliberação Normativa nº 74, de 9 de setembro de 2004**. Estabelece critérios para classificação, segundo o porte e potencial poluidor, de empreendimentos e atividades modificadoras do meio ambiente passíveis de autorização ambiental de funcionamento ou de licenciamento ambiental no nível estadual, determina normas para indenização dos custos de análise de pedidos de autorização ambiental e de licenciamento ambiental, e dá outras providências. Disponível em: < <http://sisemanet.meioambiente.mg.gov.br/mbpo/recursos/DeliberaNormativa74.pdf>>. Acessado em: 24 de janeiro de 2016.

CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL; CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS DE MINAS GERAIS. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N.º1, de 05 de mai. de 2008**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento e estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Belo Horizonte: COPAM, 2008.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. **Dados Série Histórica de Monitoramento do ano de 2014**. Disponível em: <<http://portalinfohidro.igam.mg.gov.br/serie-historica/9021-2014>>. Acessado em: 28 de junho de 2016.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. **Dados Série Histórica de Monitoramento do ano de 2015**. Disponível em: <<http://portalinfohidro.igam.mg.gov.br/serie-historica/9648-2015>>. Acessado em: 28 de junho de 2016.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. **Qualidade das águas superficiais de Minas Gerais em 2014: Resumo Executivo**. Belo Horizonte: Instituto Mineiro de Gestão das Águas, 2015. 175 p.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. **Qualidade das águas superficiais de Minas Gerais em 2015: Resumo Executivo**. Belo Horizonte: Instituto Mineiro de Gestão das Águas, 2016. 179 p.

JUIZ DE FORA. **Plano de Saneamento Básico de Juiz de Fora - MG**. Juiz de Fora: Prefeitura de Juiz de Fora, Esse Engenharia e Consultoria Ltda., 2014. 180p.

SAPIA, PAULA MÁRCIA AUGUSTI; MORITA, DIONE MARI. **Crítérios de recebimento de efluentes não domésticos em sistemas públicos de esgotos: uma análise crítica**. Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental–Artigo Técnico, v. 8, n. 3, p. 145-156, 2003.

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

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4ª Ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2016.

DEFINIÇÃO DO ABASTECIMENTO DE ÁGUA COM INTERMITÊNCIAS ATRAVÉS DE SIMULAÇÃO HIDRÁULICA – ESTUDO DE CASO - SÃO BENTO DO UNA - PE

Data de aceite: 06/01/2020

Hudson Tiago dos S. Pedrosa

Engenheira Civil pela Universidade Federal de Alagoas (UFAL). Mestre em Recursos Hídricos e Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal de Pernambuco (PPGEC/UFPE). Analista de Saneamento da Companhia Pernambucana de Saneamento (COMPESA).

Marcos Henrique Vieira de Mendonça

Engenheiro Civil pela Universidade Federal de Pernambuco - UFPE. Analista de Saneamento da Companhia Pernambucana de Saneamento – COMPESA

E-mail: hudsoniago@compesa.com.br

RESUMO: A demanda da água no meio urbano cresce aceleradamente, acompanhando o aumento da população, das indústrias e de todas as atividades que utilizam a água em algum ponto de seu processo. Logo os sistemas de abastecimento de água ficam defasados ao passar dos anos, ultrapassando a estimativa de demanda do projeto inicial. A água é um produto cada vez mais escasso em nosso planeta. Todos nós temos necessidade de utilizá-la nas mais diversas atividades do nosso cotidiano e dependemos das empresas de saneamento para recebê-la em nossas residências em condições de uso. Em várias regiões do país já são sentidos diferentes impactos, como

escassez, desaparecimento de nascentes e rios, e isso leva às cidades a adotarem o racionamento d'água, visando a redistribuição do volume distribuído para atender, de forma racionada toda a malha distribuidora. O Estado de Pernambuco, por exemplo, detém a menor disponibilidade hídrica per capita do país, 1.320 m³/hab/ano, o que equivale a 3,5% da disponibilidade per capita da média nacional. Além dos fatores climáticos e geográficos, diversos autores defendem que as principais causas da escassez hídrica nos centros urbanos giram em torno de uma gestão ineficiente e da forma como a água doce é compreendida por muitos usuários, visto que muitos a consideram um recurso infinito. Devido à grande escassez hídrica do semiárido pernambucano, o sistema de abastecimento de água apresenta grades dificuldade para atender da melhor forma possível a população de São Bento do Una – PE. Assim a operação deste sistema apresenta demanda superior a disponibilidade de água em sua região. Por tanto, tendo que assumir um abastecimento intermitente, principalmente em áreas com desníveis topográficos desfavoráveis ao atendimento pelo regime de gravidade. A utilização de softwares como ferramenta na gestão operacional de sistemas de distribuição de água tem se tornado cada vez mais frequente, visto que os mesmos nos fornecem uma visão sistêmica do abastecimento de água

e o acompanhamento contínuo dos parâmetros hidráulicos. Porém, os softwares de simulação hidráulica iniciam suas simulações considerando a pressão estática do sistema, e as pressões nos nós variam de acordo com a vazão demandada para cada nó. Assim, estes não apresentam o tempo de enchimento e esvaziamento da rede quando se trata de abastecimentos intermitentes, onde a simulação inicia com a rede totalmente vazia. Este tempo é de suma importância para o dimensionamento do abastecimento em rodízio.

Desta forma, o presente estudo apresenta uma modelagem que representa o abastecimento de água em sistemas intermitentes. Esta ferramenta auxiliará no entendimento e visualização do comportamento destes sistemas em rodízio.

PALAVRAS-CHAVE: Modelagem Hidráulica; Abastecimento com Intermitência.

INTRODUÇÃO

A demanda da água no meio urbano cresce aceleradamente, acompanhando o aumento da população, das indústrias e de todas as atividades que utilizam a água em algum ponto de seu processo. Logo os sistemas de abastecimento de água ficam defasados ao passar dos anos, ultrapassando a estimativa de demanda do projeto inicial.

A água é um produto cada vez mais escasso em nosso planeta. E para suprir a necessidade do abastecimento da população atualmente, e que devido a alguns problemas de baixa capacidade nominal dos sistemas produtores, atrelado a ineficiência da rede produtora e distribuidora dos sistemas operacionais, cuja demanda, se comporta, aquém da necessária e que ainda vem sendo, de certa forma, tema de discussões pelo controle, cada vez mais efetivos dos mananciais existentes nos sistemas de tratamento e distribuição de água,

O Brasil é um país privilegiado com relação à disponibilidade hídrica, detém 53% do manancial de água doce disponível na América do Sul e possui o maior rio do planeta (rio Amazonas). Os climas equatorial, tropical e subtropical que atuam sobre o território, proporcionam elevados índices pluviométricos. No entanto, mesmo com grande disponibilidade de recursos hídricos, o país sofre com a escassez de água potável em alguns lugares. A água doce disponível em território brasileiro está irregularmente distribuída: aproximadamente, 72% dos mananciais estão presentes na região amazônica, restando 27% na região Centro-Sul e apenas 1% na região Nordeste do país. Todos nós temos necessidade de utilizá-la nas mais diversas atividades do nosso cotidiano e dependemos das empresas de saneamento para recebê-la em nossas residências em condições de uso. Em várias regiões do país já são sentidos diferentes impactos, como escassez, desaparecimento de nascentes e rios, e isso leva às cidades a adotarem o racionamento d'água, visando a redistribuição do volume distribuído para atender, de forma racionada toda a malha

distribuidora. (Saven – Sistema de auto avaliação da eficiência hídrica, 2016)

O Estado de Pernambuco, por exemplo, detém a menor disponibilidade hídrica per capita do país, 1.320 m³/hab/ano, o que equivale a 3,5% da disponibilidade per capita da média nacional (PERNAMBUCO, 2009). Além dos fatores climáticos e geográficos, diversos autores defendem que as principais causas da escassez hídrica nos centros urbanos giram em torno de uma gestão ineficiente e da forma como a água doce é compreendida por muitos usuários, visto que muitos a consideram um recurso infinito (BRAGA; RIBEIRO, 2001; SILVA, 2012; MELO et al., 2014).

Devido à grande escassez hídrica do semiárido pernambucano, o sistema de abastecimento de água apresenta grande dificuldade para atender da melhor forma possível a população de São Bento do Una – PE. Assim a operação deste sistema apresenta demanda superior a disponibilidade de água em sua região, por tanto tendo que assumir um abastecimento intermitente, usualmente denominadas de rodízio, principalmente em áreas com desníveis topográficos desfavoráveis ao atendimento pelo regime de gravidade. As empresas de saneamento têm investido bastante, em obras de melhorias nos seus sistemas produtores e distribuição, mas quando se depara com situações em que difere da normal, se faz a necessidade de implantação de rodízio, visando minimizar os problemas de desabastecimento e atender minimamente toda a população atingida com escassez hídrica.

A utilização de softwares como ferramenta na gestão operacional de sistemas de distribuição de água tem se tornado cada vez mais frequente, visto que os mesmos nos fornecem uma visão sistêmica do abastecimento de água e o acompanhamento contínuo dos parâmetros hidráulicos. Porém, os softwares de simulação hidráulica iniciam suas simulações considerando a pressão estática do sistema, e as pressões nos nós variam de acordo com a vazão demandada para cada nó. Assim, estes não apresentam o tempo de enchimento e esvaziamento da rede quando se trata de abastecimentos intermitentes, onde a simulação inicia com a rede totalmente vazia. Este tempo é de suma importância para o dimensionamento do abastecimento em rodízio.

Desta forma, o presente estudo apresenta uma modelagem que representa o abastecimento de água em sistemas intermitentes. Esta ferramenta auxiliará no entendimento e visualização do comportamento destes sistemas em rodízio.

OBJETIVO

O objetivo deste estudo é desenvolver um modelo que represente um sistema de abastecimento de água em regime de intermitência. Assim, desenvolver um artifício de modelagem, utilizando o software EPANET, para auxiliar na tomadas de decisões no requisito de entender e dimensionar o abastecimento de água em rodízio em

localidades com escassez hídricas.

METODOLOGIA

O modelo hidráulico (figura 1) foi construído buscando a melhor representação do sistema atual, levando em consideração as informações dos elementos físicos como perfil das adutoras, cotas, diâmetro da rede, curvas dos conjuntos motor-bombas entre outros elementos existentes do sistema. Esses foram obtidos através de cadastro técnico da Companhia Pernambucana de Saneamento.

Foi realizado o cálculo da demanda com base na população cadastrada nos bancos de dados da Companhia Pernambucana de Saneamento, assim como do cadastro da adutora para a elaboração do modelo hidráulico, bem como da rede de distribuição do Sistema, foi observado também o esquema da distribuição baseado no calendário de abastecimento do município de São Bento do Una - PE.

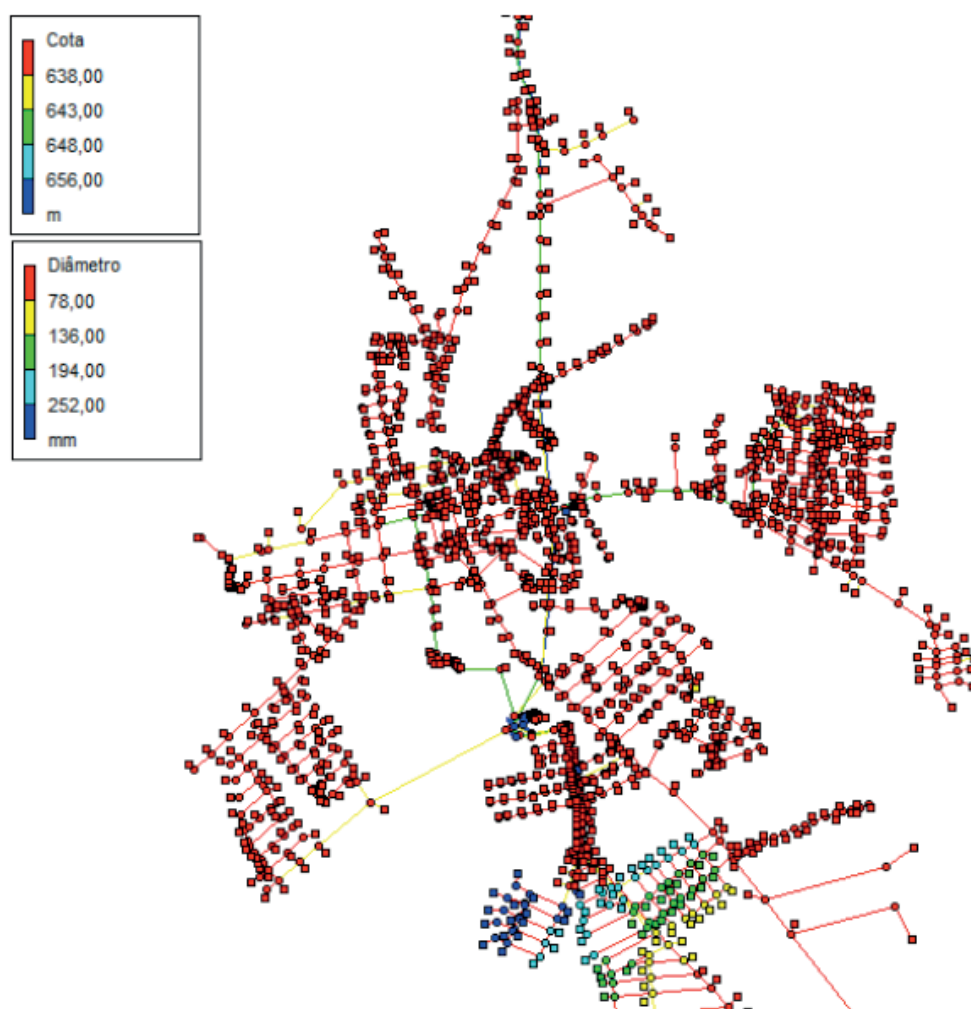


Figura 1 – Modelo hidráulico do sistema de abastecimento de água do município São Bento do Una-PE.

Para o levantamento das cotas dos pontos com o intuito de elaborar o modelo hidráulico foi utilizado o software Quantum Gis - QGIS, com multiplataforma de sistema

de informação geográfica que permite a visualização, edição e análise de dados georreferenciados, combinado com os Modelos Digital de Terreno (MDT), Digital de Elevação (MDE) e imagens de Intensidade Hipsométrica do Pernambuco, para tanto, utilizou-se do Tridimensional – PE3D, que é o recobrimento aerofotogramétrico e perfilamento a laser com precisão altimétrica de até 10 cm.

Para entender melhor o abastecimento intermitente se faz necessário entender o enchimento e o esvaziamento da rede, assim determinar o regime de abastecimento com menor impacto para a população da região. Então para simular o enchimento e o esvaziamento da rede inseriu no modelo reservatórios de nível variado em cada nó da rede, com o volume equivalente das tubulações e dos ramais. O presente estudo considerou um ramal com 7 (sete) m, com diâmetro de 50 mm para cada 10 m de comprimento de rede. A figura abaixo apresenta o modelo com os reservatórios que representam o volume da rede a ser preenchida.

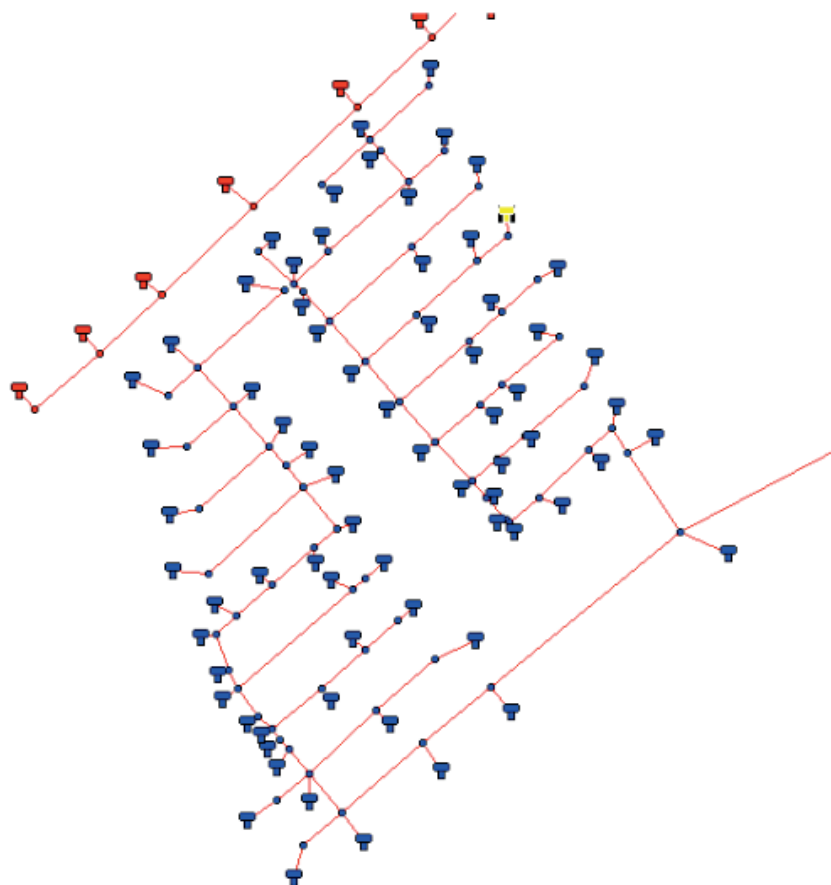


Figura 2 - Representação dos reservatórios equivalente ao volume de rede e ramais

RESULTADOS/CONSIDERAÇÕES

A rede de distribuição de São Bento do Una – PE atualmente é dividida em três setores de abastecimento (Figura 3), com uma disponibilidade de 40 L/s que reversa entre estes setores. Com o modelo hidráulico pode-se comprovar que a atual disponibilidade, 40 L/s, não atende a demanda existente da população do município

de São Bento do Uma.

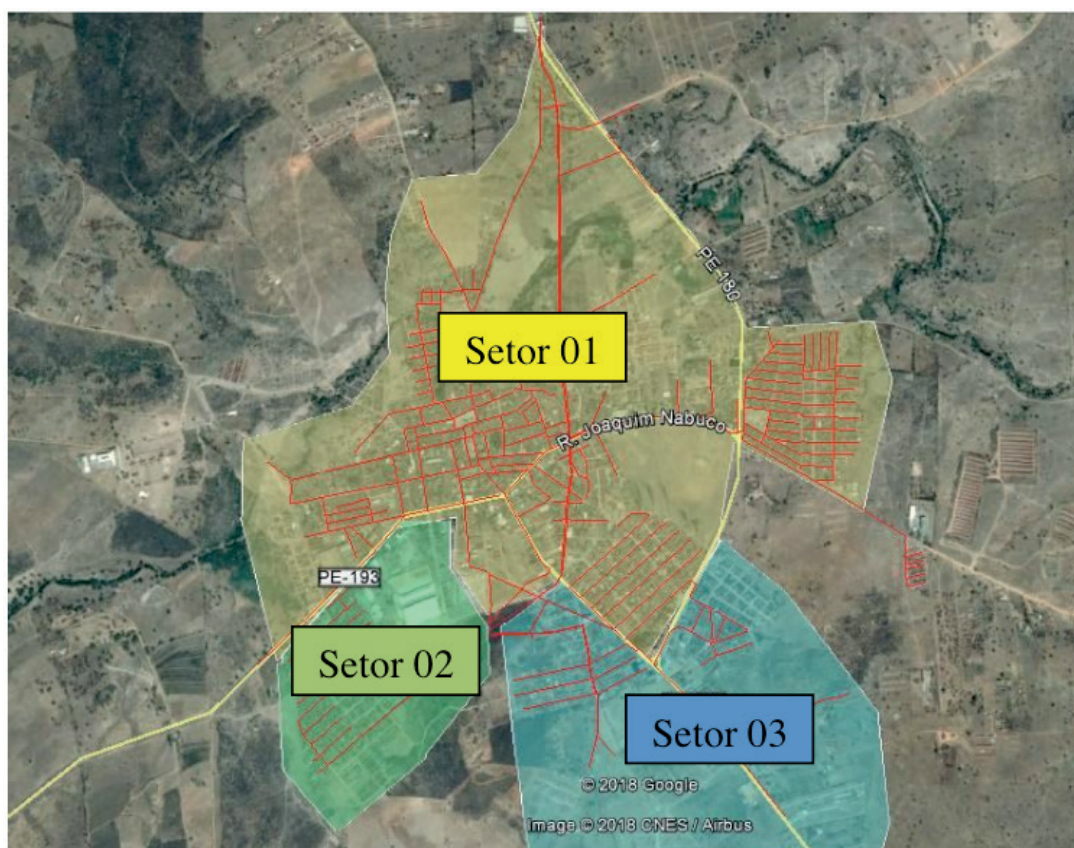


Figura 3 - Setores da rede de São Bento do Uma - PE

Os gráficos seguintes mostra a pressão em pontos da rede de São Bento do Uma. No setor 01, percebe-se que ao final da rede, círculo vermelho, só tem pressão suficiente para o abastecimento de 6 a 8 horas por dia. Percebe-se também, que o abastecimento nestes pontos críticos do setor 01 só tem abastecimento após decorres 24 horas de abertura do abastecimento para este setor.

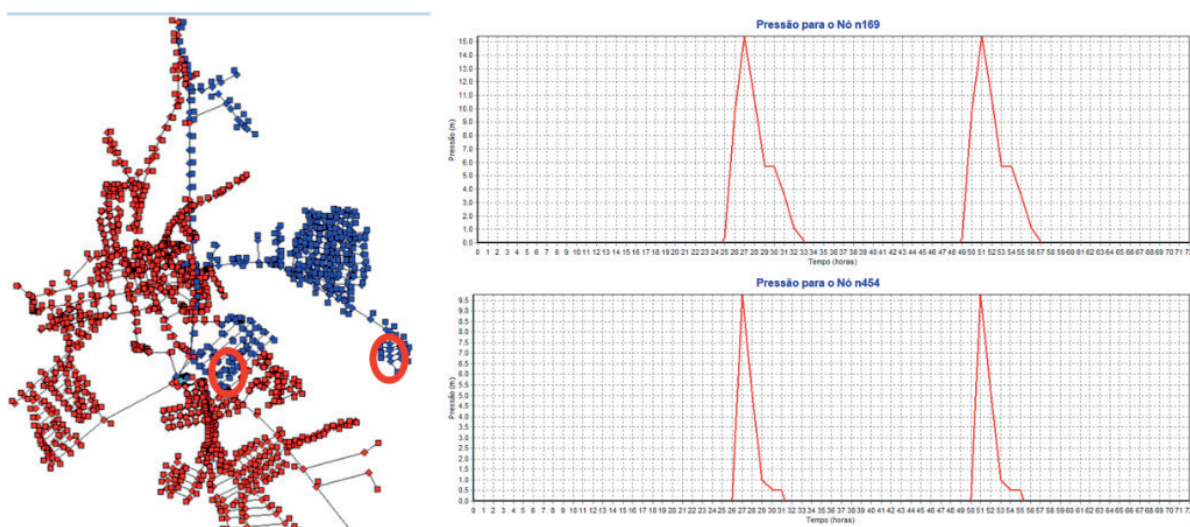


Figura 4 - Pressão ponta de rede setor 01

Ainda no setor 01, mas agora, na região central do setor 01 só temos 04 (quatro)

horas por dia. Nas primeiras 24 horas o abastecimento nesta região é de apenas 01 hora. Após as 24 horas iniciais do abastecimento a rede é saturada, só assim, esta região passa ter o abastecida periódico de 04 (quatro) horas/dia.

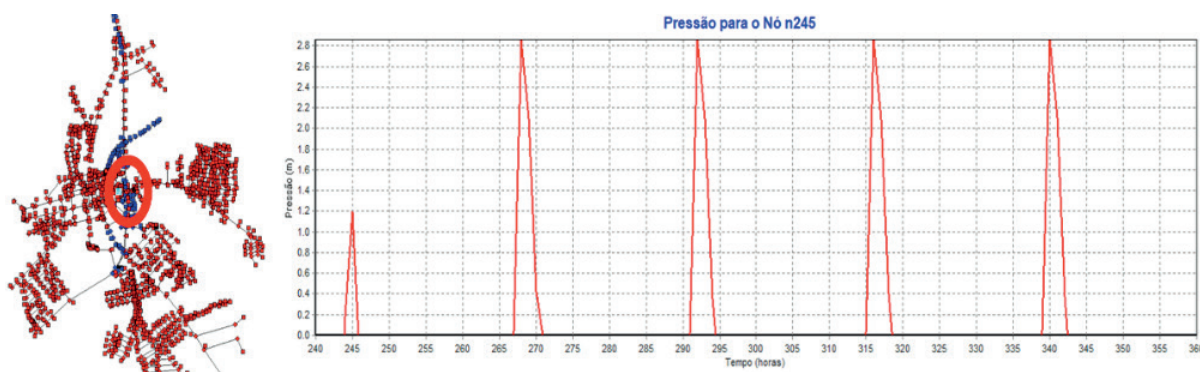


Figura 5 - Pressão na região central do setor 01

Na Figura 6 a situação é ainda pior, o ponto crítico destacado, circulo vermelho, passa a ter o abastecimento apenas no terceiro dia de abastecimento do setor.



Figura 6 - Pressão ponta de rede setor 01

No setor 03 o abastecimento ocorre em 08 horas por dia. Também pode perceber que nas primeiras 24 horas o abastecimento é um pouco menor decorrente da saturação da rede.

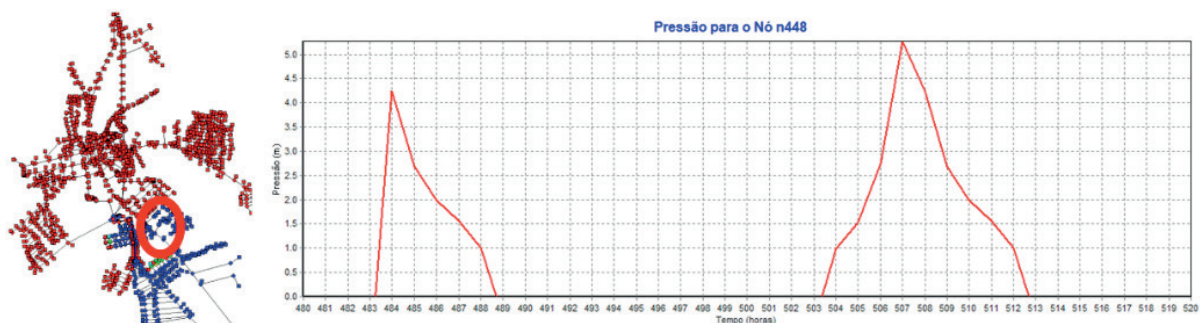


Figura 7- Pressão ponnto crítico de rede setor 03

Então para o melhor atender a população local e minimizar o efeito da escassez hídrica da região, o presente modelo auxiliou na definição de um rodízio de abastecimento de água buscando obter menor tempo de enchimento da rede,

por conseguinte, maior tempo de abastecimento. Para o alcance de melhorar o abastecimento nos pontos críticos o município de São Bento do Una foi dividido em seis setores, Figura 8.

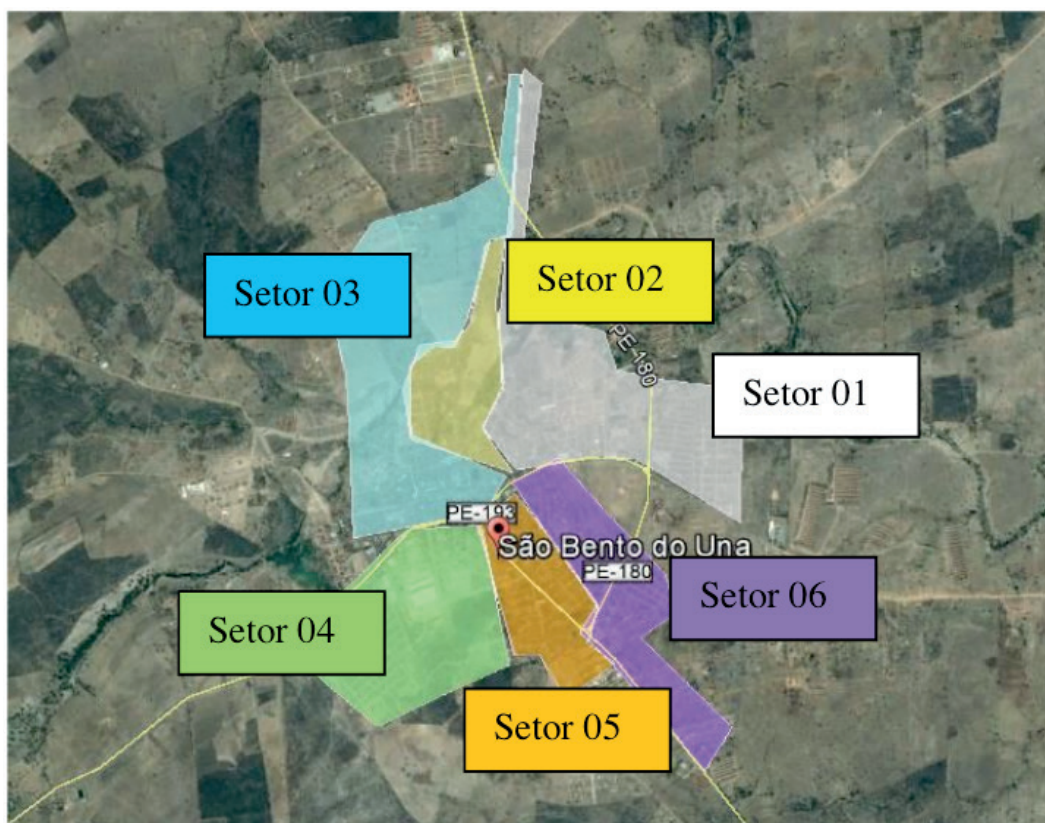


Figura 8- Setorização da rede de abastecimento do município do São bento do Uma

Para cada setor de abastecimento foi analisado o seu comportamento de enchimento, esvaziamento e a perda de carga nas tubulações da rede. Em alguns casos, somente a setorização não apresentou ganhos significantes. Nestes casos, além da setorização indicou-se a troca de tubulações com grandes perdas de carga por diâmetros maiores.

Para o setor 01, após a setorização e a substituição da rede a saturação da rede ocorreu às 12 horas após a abertura da rede, uma redução de 12 horas no tempo de enchimento da rede do setor 01. Após as 12 horas da abertura do abastecimento do setor, o mesmo passa a ficar com toda sua rede saturada durante as 24 horas de abastecimento.

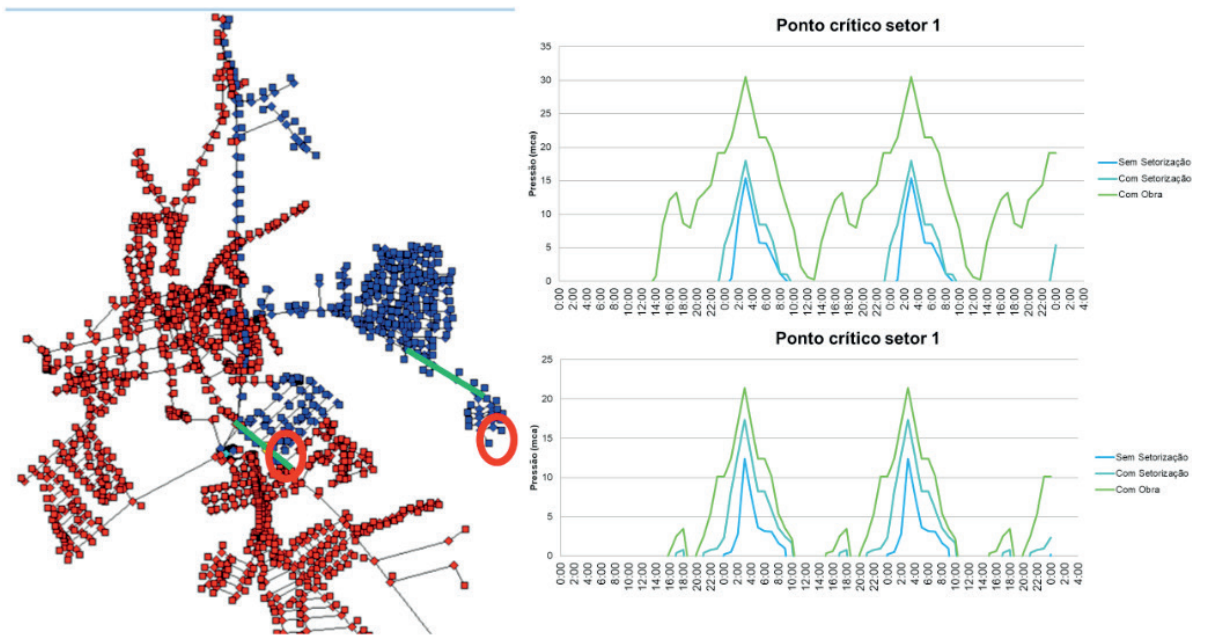


Figura 9 - Pressões ponto crítico setor 01 antes e depois

O setores 02 e 06 passaram a ter abastecimento 24 horas em seu ponto crítico (Figura 10 e Figura 11). Isto ocorre por conta da diminuição da rede, quer dizer, com o setor menor sua saturação é mais rápida.

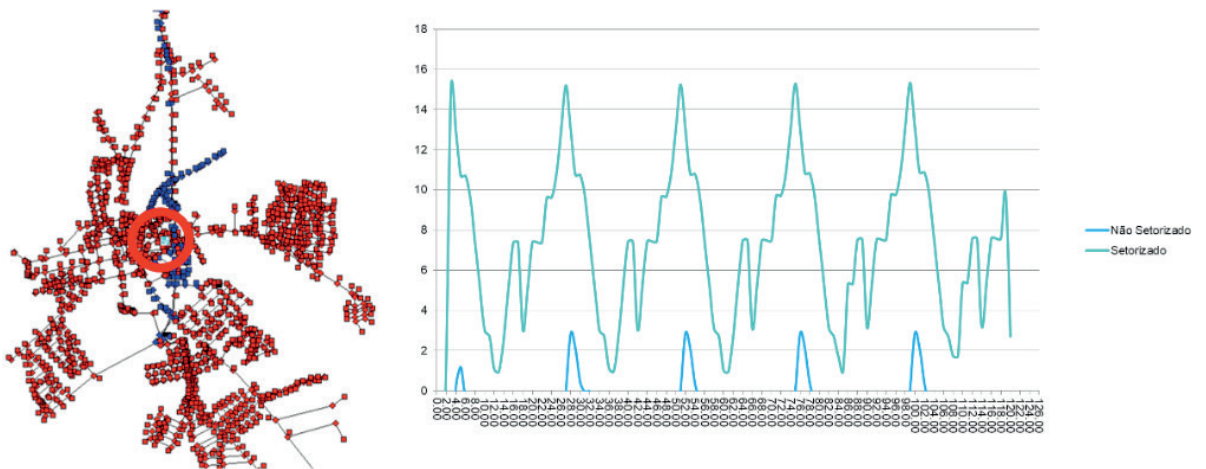


Figura 10 - Pressões no ponto crítico setor 02

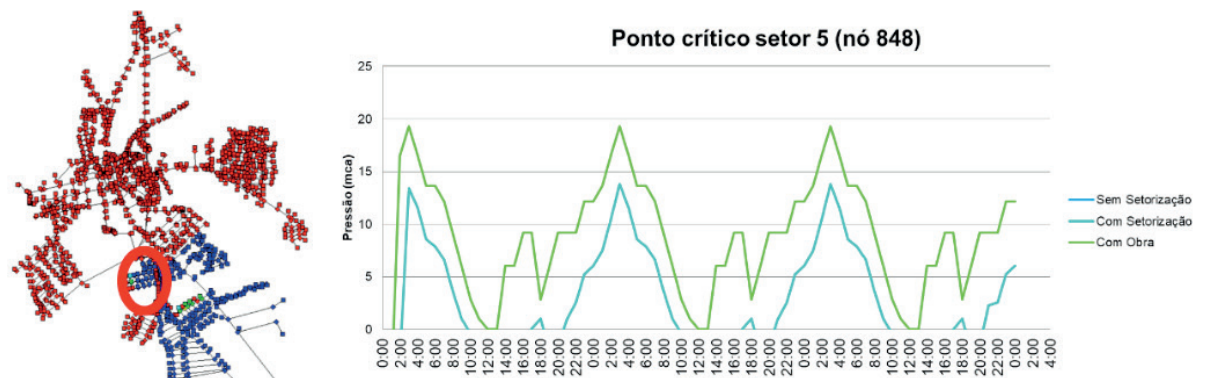


Figura 11 - pressões ponto crítico setor 06

CONCLUSÕES

O presente estudo mostrou a importância da utilização de softwares de modelagem hidráulica como ferramenta na gestão operacional de sistemas de distribuição de água, visto que o mesmo nos forneceu uma visão sistêmica do abastecimento de água e o acompanhamento contínuo dos parâmetros hidráulicos e enchimento da rede.

O modelo demonstrou o tempo de enchimento e esvaziamento da rede quando se trata de abastecimentos intermitentes, onde a simulação inicia com a rede totalmente vazia e mostra como este tempo de saturação da rede é importante para o dimensionamento do abastecimento em rodízio.

O artifício de modelagem aqui apresentada, traz uma alternativa para suprir a falta de software no mercado que representem o abastecimento de água em sistemas intermitentes. Esta ferramenta auxiliará no entendimento e visualização do comportamento destes sistemas em rodízio.

Para o município de São Bento do Una – PE, ficou claro a necessidade da implantação de abastecimento de rodízio de imediato, enquanto não ocorrem obras estruturadoras que venham suprir o déficit hídrico na região do semiárido pernambucano.

O modelo permitiu uma análise detalhada do abastecimento e auxiliou na divisão dos setores de abastecimento, período e regime de rodízio para cada área delimitada.

REFERÊNCIAS

TSUTIYA, Milton Tomoyuki – Abastecimento de Água – Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2004.

MONTEIRO, Ronaldo das Chagas, e TORRES, Antonio Sérgio C, e RAMOS, Nyadja Menezes Rodrigues – Sistemas de Abastecimento de Água, 2018

ANDRADE, G.O. Panorama dos recursos naturais do Nordeste – Imprensa Universitária – UFPE, 1968

ABES, Controle e Redução de Perdas nos Sistemas Públicos de Abastecimento de Água, Manual Técnico da ABES. 2015.

FUNASA, Redução de Perdas em Sistemas de Abastecimento de Água, 2ª edição – 2014. de Uberlândia, Uberlândia - MG, 2010.

DESINFECÇÃO DE EFLUENTE DE FBP UTILIZANDO REATOR DE ALGAS DISPERSAS (RAD)

Data de aceite: 06/01/2020

Israel Nunes Henrique

Universidade Federal do Oeste do Pará, Campus Santarém,
Santarém – Pará – Brasil

Dayane de Andrade Lima

Instituto Federal do Pará,
Santarém – Pará – Brasil

Keiciane Alexandre de Sousa

Universidade Federal do Oeste do Pará, Campus Santarém,
Santarém – Pará – Brasil

Layza Sabrine Magalhães da Silva

Universidade Federal do Oeste do Pará, Campus Santarém,
Santarém – Pará – Brasil

Timóteo Silva Ferreira

Universidade Federal do Oeste do Pará, Campus Santarém,
Santarém – Pará – Brasil

Fernando Pires Martins

Universidade Federal do Oeste do Pará, Campus Santarém,
Santarém – Pará – Brasil

Clodoaldo de Sousa

Universidade Federal do Oeste do Pará, Campus Santarém,
Santarém – Pará – Brasil

Julia de Souza Carvalho

Universidade Federal do Oeste do Pará, Campus Santarém,
Santarém – Pará – Brasil

Ana Queloene Imbiriba Correa

Universidade Federal do Oeste do Pará, Campus Santarém,
Santarém – Pará – Brasil

Camila Pimentel Maia

Universidade Federal do Oeste do Pará, Campus Santarém,
Santarém – Pará – Brasil

RESUMO: O lançamento de esgotos domésticos sem tratamento em corpos hídricos ocasiona sérios problemas à qualidade de vida, além de comprometer o abastecimento de água da população, em relação à qualidade e à disponibilidade de água. O uso de lagoas de polimento como pós-tratamento e também desinfecção de efluentes são amplamente reconhecidas pela sua alta capacidade na remoção de nutrientes, organismos patogênicos e poluentes orgânicos. Diante disso o presente estudo objetivou realizar a desinfecção de efluente pré-tratado anaerobiamente por um Reator UASB seguido de um Filtro Biológico Percolador, em Reator de Algas Dispersas (RAD). O sistema foi construído em escala de bancada, operando com volume útil de 12 litros com período de iluminação interna de 24 horas.

O Reator de Algas Dispersas obteve um bom desempenho no processo de remoção de constituintes orgânicos e inorgânicos, bem como, no processo de desinfecção. Apresentando resultados satisfatórios em relação à remoção de matéria orgânica, nutrientes como fósforo, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e redução de organismos patogênicos, produzindo efluente final com qualidade sanitária que atende aos padrões de lançamento recomendados pela resolução CONAMA 357/2005.

PALAVRAS-CHAVE: Lagoas de polimento. Desinfecção. Nutrientes. Matéria orgânica. Coliformes termotolerantes.

FBP WASTEWATER DISINFECTION USING DISPERSE ALGAE REACTOR (RAD)

ABSTRACT: The release of untreated domestic sewage into water bodies causes serious problems to the quality of life, in addition to compromising the population's water supply in relation to water quality and availability. The use of polishing ponds as aftertreatment and also effluent disinfection are widely recognized for their high capacity in removing nutrients, pathogens and organic pollutants. Thus, the present study aimed to perform the disinfection of anaerobically pretreated effluent by a UASB Reactor followed by a Percolating Biological Filter in a Scattered Algae Reactor (RAD). The system was built in bench scale, operating with a useful volume of 12 liters with 24 hours internal illumination period. The Scattered Algae Reactor performed well in the removal process of organic and inorganic constituents as well as in the disinfection process. Presenting satisfactory results regarding the removal of organic matter, nutrients such as phosphorus, ammonia nitrogen, nitrite, nitrate and reduction of pathogenic organisms, producing sanitary quality final effluent that meets the discharge standards recommended by CONAMA resolution 357/2005.

KEYWORDS: Polishing ponds. Disinfection. Nutrients. Organic matter. Thermotolerant coliforms.

1 | INTRODUÇÃO

Atualmente, existe grande preocupação em relação à qualidade e à disponibilidade de água no Brasil. A escassez de água, o controle da poluição e a necessidade de preservar esse recurso têm sido constantemente abordados nos meios de comunicação. Embora o uso racional da água ainda seja a melhor opção, o controle da poluição é uma medida importante na preservação dos mananciais (RODRIGUES, 2016).

Uma forma de remediar a poluição é a remoção eficiente dos constituintes indesejáveis da água, como matéria orgânica, patógenos, metais pesados, fósforo e nitrogênio, provenientes da má administração dos esgotos sanitários, que são despejados de maneira inadequada nos corpos hídricos, sem atender aos padrões de lançamento estipulados pela resolução 357/2005 e 430/2011 do Conselho

Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Esses lançamentos de efluente sem tratamento ocasionam sérios problemas à qualidade de vida, além de comprometer o abastecimento de água da população.

Um sistema de tratamento de efluentes adequado deve ter baixo custo, simplicidade operacional, boa eficiência e garantir a sustentabilidade ambiental. Os reatores anaeróbios do tipo UASB podem ser considerados a opção mais utilizada como alternativa de tratamento de esgotos sanitários, principalmente por não exigir uma grande área para seu funcionamento. Todavia embora sejam sistemas bastante eficientes na remoção de matéria orgânica biodegradável e de sólidos suspensos totais, a qualidade do efluente dos reatores anaeróbios geralmente não atende às normas ambientais, tornando-se necessário aplicar um pós-tratamento (METCALF & EDDY, 2003).

Utilizar filtros biológicos aeróbios como pós-tratamento de efluentes anaeróbios apresentam-se como boa alternativa de polimento destes efluentes. As principais vantagens de seu uso são as dimensões reduzidas, o baixo custo de construção e operação além da elevada eficiência na remoção de matéria orgânica e nutriente (JORDÃO; PESSOA, 2014). Todavia, ainda se faz necessário um processo de desinfecção dos efluentes advindos desses reatores para que sejam atendidos os padrões de lançamento exigido pelas normas ambientais.

Para este fim, o uso de lagoas de polimento são amplamente reconhecidas pela sua alta capacidade na remoção de nutrientes, organismos patogênicos e poluentes orgânicos, sendo uma alternativa muito empregada no polimento final de efluentes oriundos de filtros biológicos, pois as algas que crescem nessas lagoas exercem um importante papel no tratamento, ao aumentar a concentração de oxigênio dissolvido através da fotossíntese (PICOT et al., 2009).

Diante disso, o presente estudo objetivou avaliar o desempenho do processo de desinfecção de efluente pré-tratado anaerobiamente por um Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (UASB - Upflow Anaerobic Sludge Blanket) seguido de um Filtro Biológico percolador em um sistema contendo algas.

2 | OBJETIVO

Realizar a desinfecção de efluente de Filtro Biológico Percolador (FBP) em sistemas de Reator de Algas Dispersas (RAD), buscando remover coliformes termotolerantes.

3 | METODOLOGIA UTILIZADA

Os sistemas experimentais, construídos em escala de bancada, foram instalados

e monitorados no Laboratório de Tratamento de Águas Residuárias (LabTAR), pertencente ao curso de Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental, localizado em área próxima à unidade Tapajós, pertencente à Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA), no município de Santarém – Pará (PA).

O Reator com Algas em escala de bancada foi desenvolvido para promover a desinfecção do afluente produzido no Reator UASB seguido de um Filtro Biológico Percolador (FBP) (figura 1).

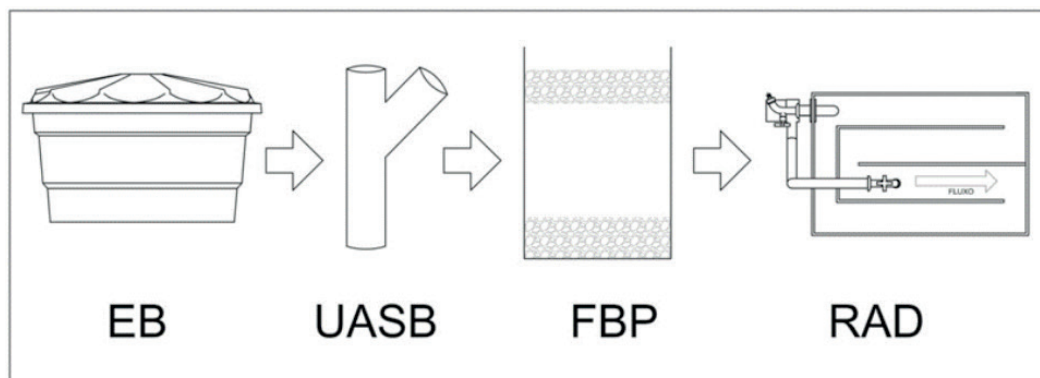


Figura 1 - Esquema do funcionamento do sistema: Esgoto Bruto (EB), UASB, FBP e RAD.

O RAD foi construído em material de vidro contendo 44 cm de comprimento, 29 cm de largura e 15 cm de altura, e possuía três chicanas de 34 cm cada.

O mesmo foi colocado dentro de uma caixa de isopor (sistema de cabine), que continha iluminação interna por duas unidades de lâmpadas de LED com 3000 lúmens, 13000K de emissão de luz branca (cada), com capacidade para quatro lâmpadas de 9W bivolt, e era mantida ligada 24 horas por dia (figura 2).



Figura 2 - Caixa de isopor contendo iluminação

O afluente coletado do UASB foi levado até o filtro, de forma manual, e posteriormente levada para o Reator de Algas Dispersas (RAD).

O sistema tinha um processo de recirculação feito através de sistema de bombeamento e com utilização de um sistema de exaustão de ar para promover o resfriamento e renovação do ar atmosférico dentro da cabine. O Sistema elétrico era controlado por temporizador, operado em regime intermitente, programado em intervalos de 15 em 15 minutos (Liga-Desliga).

O RAD possuía um volume total de 19,140 litros, sendo que, o volume de efluente adicionado ao tratamento correspondia a 12 litros, obtendo assim, uma lâmina d'água de 9,6 cm. A Recirculação do efluente em processo de tratamento foi de 828 ml por minuto, representando um total de 12,42 litros recirculados a cada 15 minutos de operação.

Conforme o processo operacional, determinou-se uma taxa de recirculação de 103,5% por batelada com Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) de 3 dias.

O Sistema foi alimentado manualmente, sendo retirados 4 litros diariamente e repostos o mesmo volume de afluente advindo do FBP, somado a este era adicionado o volume de evaporação, com a finalidade de manter os 12 Litros de volume no RAD.

A temperatura interna e externa, juntamente com a umidade do sistema foi monitorada por um termômetro digital da marca INCOTERM - Termo Higrômetro, fornecendo um valor de variação (mínima e máxima), sendo verificado em intervalos de 24 horas.

4 | PROCEDIMENTO ANALÍTICO

As amostras foram coletadas diretamente da saída de cada reator, em frascos de vidro estéreis de volume total de 100 ml, e depois levadas para o Laboratório de Biologia Aplicada da Universidade Federal do Oeste do Pará, no qual foram feitas as análises.

As determinações físicas, químicas e biológicas efetuadas durante o período experimental estão apresentadas na Tabela 1.

Variáveis	Métodos Analíticos	Referência
DQO ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$)	Titulométrico Refluxação	5220 C. / APHA (2012)
	Fechada	
pH	Potenciométrico	4500 / APHA (2012)
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	-	2550 / APHA (2012)
Alcalinidade Total ($\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$)	Kapp	BUCHAUER (1998)
AGV ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Kapp	BUCHAUER (1998)
Nitrato ($\text{mgN-NO}_3\cdot\text{L}^{-1}$)	Salicilato de Sódio	RODIER (1975)

Nitrito (mg N-NO ₂ ⁻ .L ⁻¹)	Colorimétrico Diazotização	4500-NO ₂ B. / APHA (2012)
Amônia (mgN-NH ₄ ⁺ .L ⁻¹)	Semi-Micro Kjeldahl	4500-NH ₃ / APHA (2012)
Fósforo e Frações (mg.L ⁻¹)	Ácido Ascórbico	4500-P E/ APHA (2012)
Coliformes Totais	Tubos Múltiplos	CETESB (2018)
Coliformes Termotolerantes	Tubos Múltiplos	CETESB (2018)
Carga Microbiana	Spread Plate	SILVA <i>et al.</i> (2010)

Tabela 1 - Parâmetros analisados no acompanhamento do desempenho dos reatores.

*DQO – Demanda Química de Oxigênio; N-NH₄⁺ – Nitrogênio Amoniacal; pH – Potencial Hidrogeniônico; SST – Sólidos Suspensos Totais; SSV – Sólidos Suspensos Voláteis; SSF – Sólidos Suspensos Fixos.

5 | RESULTADOS

De acordo com os resultados obtidos, os valores de pH encontrados (figura 3), refletem o comportamento do sistema anaeróbio de tratamento (UASB), Filtro Biológico Percolador (FBP) e efluente do Reator de Algas Dispersas (RAD), com valores médios de 7,39, 7,45 e 9,91, respectivamente.

Para observar a estabilidade dos sistemas, foi monitorada a concentração de alcalinidade total (figura 4). O efluente do reator UASB apresentou valor médio de 208,58 ppmCaCO₃, o FBP obteve 170,11 ppmCaCO₃ e RAD 102,30 ppmCaCO₃.

O reator UASB atendeu as expectativas embasadas nas literaturas, obtendo eficiência de remoção de 66,55% de DQO_t comparada ao esgoto bruto, estando dentro da faixa de eficiência esperada 65-75% de acordo com Van Haandel e Lettinga (1994).

O filtro biológico percolador obteve uma remoção de 33% de DQO_t comparada ao reator UASB. A remoção de matéria orgânica nesta etapa está diretamente relacionada ao processo de oxidação da matéria orgânica no processo aeróbio dentro do FBP.

No RAD houve um aumento de 17,74% de DQO_t comparado ao FBP. Essas concentrações relativamente altas de DQO_t no efluente final do RAD são atribuídas em grande parte ao crescimento de algas. Este aumento pode ser explicado devido à elevada taxa de multiplicação celular, (CO₂ + H₂O -> Novas células + O₂). Mostrando assim que a produção de oxigênio, necessariamente é acompanhada pela produção de novas células de algas (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994).

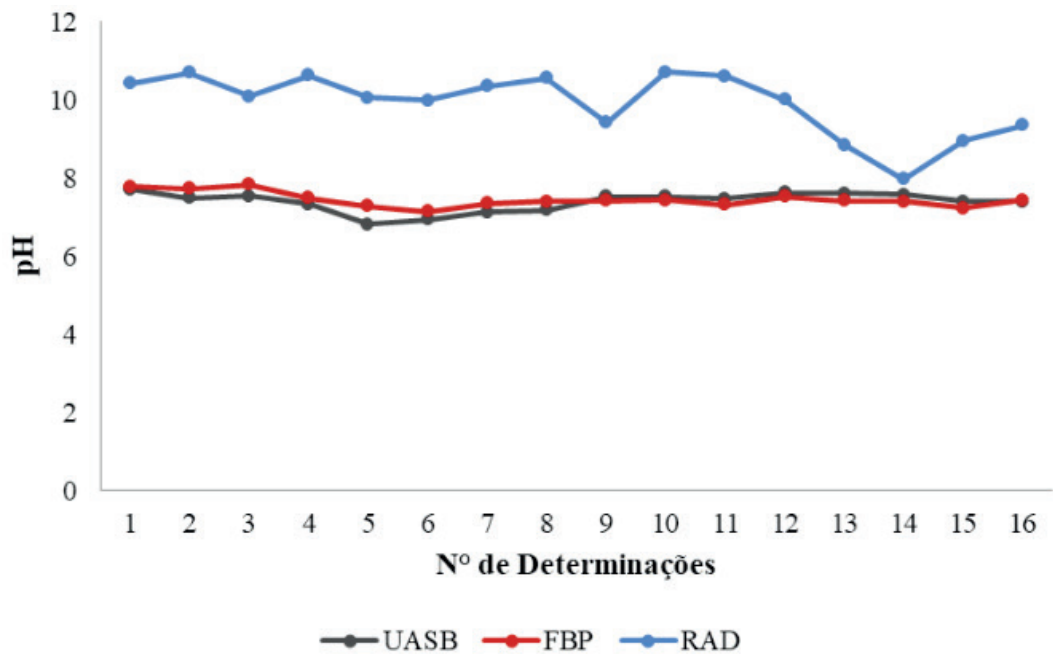


Figura 3 - Comportamento do pH verificado nos efluentes do UASB, FBP e RAD

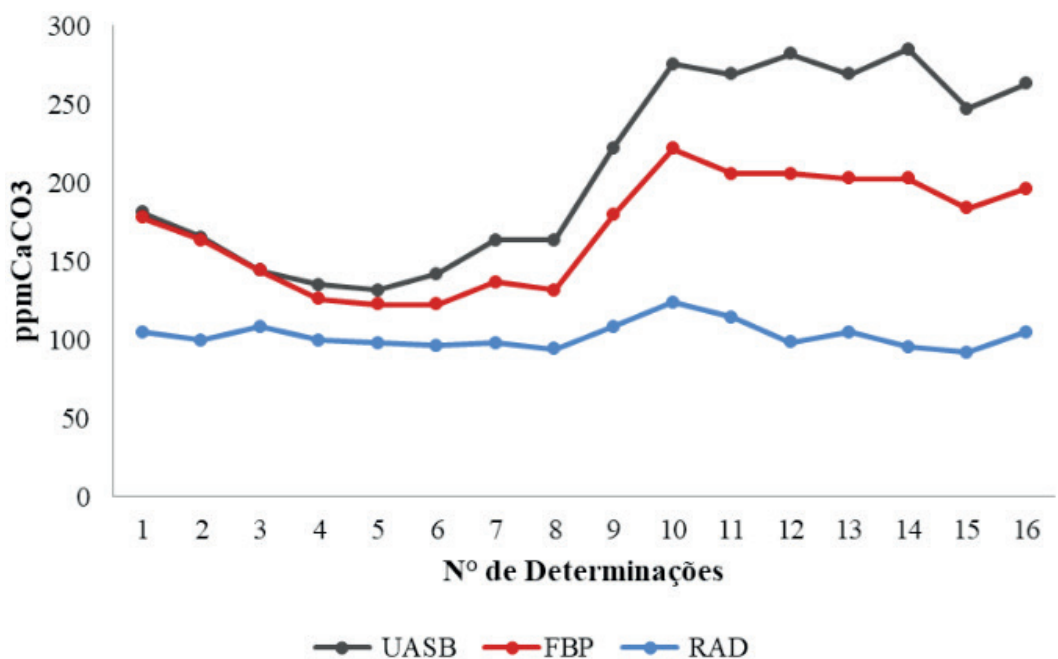


Figura 4 - Comportamento da alcalinidade total verificada nos efluentes do reator UASB, FBP e RAD

A desinfecção de efluente visa à remoção de organismos patogênicos. Diante disso as análises de CT (Coliformes Totais) e CTT (Coliformes Totais Termotolerantes) ao longo do estudo foi utilizada como indicador da qualidade microbiológica, indicando se houve redução dos organismos patogênicos nos efluentes pesquisados, e suas possíveis eficiências. A Figura 5 representa os resultados em números mais prováveis por 100 mililitros dos efluentes analisados.

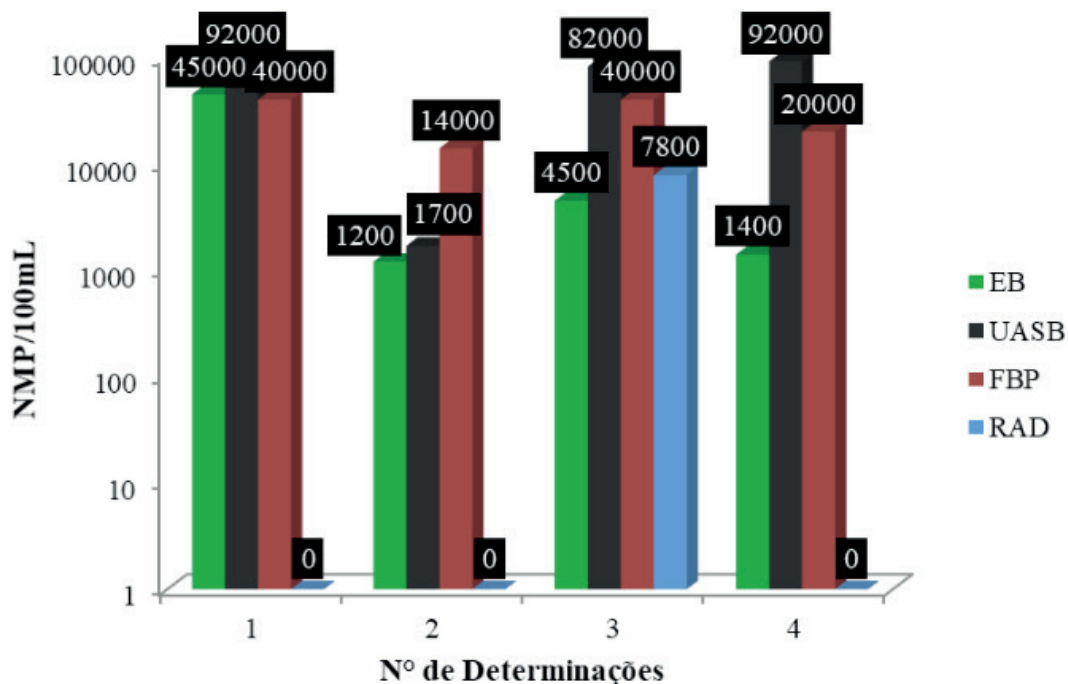


Figura 5 - Comportamento dos efluentes dos sistemas em relação aos Coliformes Totais-CT.

É importante destacar que não houve a presença de coliformes termotolerantes no efluente do sistema RAD, conseqüentemente, não ocorreu a presença de *Escherichia Coli*, mostrando assim boa eficiência do sistema.

Sousa (2015) ao realizar um trabalho com pós-tratamento de efluente anaeróbio em lagoa de polimento também obteve resultados significativos, o qual apresentou concentrações médias de coliformes termotolerantes de $7,88 \times 10^2$ UFC.100mL⁻¹, o que caracterizou uma eficiência de 98,89% na redução desses organismos.

6 | CONCLUSÕES

O Reator de Algas Dispersas obteve um bom desempenho no processo de desinfecção, produzindo efluente final com boa qualidade sanitária, atendendo aos padrões de lançamento recomendados pela resolução 357/2005 do CONAMA.

No processo de identificação das algas observou-se a predominância de *Chlorophyceae* e *Euglenophyceae* desde o início do processo, que de acordo com a literatura são grupos frequentemente encontrados em lagoas de polimento, sendo muito importantes no processo de desinfecção.

Por fim, o RAD mostrou ser uma alternativa promissora para o processo de desinfecção de efluente pré-tratado anaerobiamente por Reator UASB seguido de FBP, pois atingiu os objetivos esperados no presente estudo.

REFERÊNCIAS

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard methods for the examination of water and wastewater. 22th. Washington: Public Health Association, 2012.

BUCHAUER, K. A. A comparison of two simple titration procedures to determine volatile fatty acids in effluents to waste – water and sludge treatment processes. *Water S. A.* v. 1, n. 24, 1998, p. 49 – 56.

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Norma Técnica L1.009.: Operação e manutenção de lagoas anaeróbias e facultativas. São Paulo, 1986. p. 128.

_____. Norma Técnica L5.202: Coliformes totais, coliformes termotolerantes e *Escherichia coli* - Determinação pela técnica de tubos múltiplos. 5° ed. São Paulo, 2018, p. 29.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

_____. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. p. 9.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. Tratamento de Esgotos Domésticos. 7ª ed. Rio de Janeiro: SEGRAC, 2014.

METCALF E EDDY. *Wastewater Engineering: Treatment and reuse*. 4. ed. New York: McGraw-Hill International edition, 2003.

PICOT, B.; ANDRIANARISON, T.; OLIJNYK, D. P.; WANG, X.; QIU, J. P. E. BRISAUD, F. Nitrogen removal in wastewater stabilisation ponds, *Desalination and Water Treatment*. v. 4. 2009. p. 103-110.

RODRIGUES, V. A. J. Influência do sedimento no processo de remoção de nitrogênio por nitrificação/desnitrificação em lagoas de polimento. 2016. Tese. (Escola de Engenharia da UFMG). Belo Horizonte, 2016.

RODIER, J. *L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduelles, eaux de mer*. Volume 1, 5. ed. Dunod (Ed.) Paris. 1975. p 692.

VAN HAANDEL, A.; LETTINGA, G. Tratamento anaeróbio de esgoto em regiões de clima quente. Campina Grande: EpGraf, 2 ed., v.1, 1994, 255p.

ELABORAÇÃO DE PROPOSTA DE PROGRAMA DE RECEBIMENTO DE EFLUENTES INDUSTRIAIS PARA A CIDADE DE JUIZ DE FORA

Data de aceite: 06/01/2020

Data da submissão: 14/10/2019

Paula Rafaela Silva Fonseca

Universidade Federal de Minas Gerais,
Departamento de Engenharia Sanitária e
Ambiental
Belo Horizonte

<http://lattes.cnpq.br/0587117548076856>

Sue Ellen Costa Bottrel

Universidade Federal de Juiz de Fora,
Departamento de Engenharia Sanitária e
Ambiental
Juiz de Fora

<http://lattes.cnpq.br/1846064067651897>

Ricardo Stahlschmidt Pinto Silva

Companhia de Saneamento Municipal de Juiz de
Fora, Departamento de Projetos
Juiz de Fora

Júlio César Teixeira

Universidade Federal de Juiz de Fora,
Departamento de Engenharia Sanitária e
Ambiental
Juiz de Fora

<http://lattes.cnpq.br/8763769776379175>

RESUMO: O Plano de Saneamento Básico de Juiz de Fora (PSB/JF), resultado do esforço coletivo de diversos atores sociais, constitui instrumento de planejamento para a prestação de serviços públicos de saneamento básico

visando o atendimento à Lei Federal nº 11.445, de 2007. Apresenta-se como um dos produtos do referido Plano o volume “Programas, Projetos e Ações”, que propõe ações a serem implementadas ao longo do horizonte do Plano. Compendo a busca pelo aumento na qualidade da gestão do serviço de esgotamento sanitário, encontra-se “Elaborar programa para recebimento de efluentes não domésticos”, ação que norteará o desenvolvimento deste trabalho. A justificativa para esse programa está na necessidade de usuários não domésticos (como, por exemplo, indústrias) destinarem seus efluentes de maneira ambientalmente adequada, prevenindo danos causados à rede coletora (tais como incrustações, corrosões e inflamabilidade) devido ao lançamento de determinados efluentes sem tratamento prévio, preservando a eficiência das estações de tratamento de esgoto e protegendo a saúde dos responsáveis pela manutenção do sistema de esgotamento sanitário. A metodologia deste trabalho consistiu em: estudar programas de recebimentos de efluentes não domésticos (ENDs) implantados em outras regiões, bem como a legislação pertinente ao tema, determinar as fontes contribuintes de ENDs, caracterizar os efluentes gerados por elas, analisar os dados de monitoramento do Igam para corpos hídricos de Juiz de Fora, avaliar a eficiência da ETE Barbosa Lage, escolher e

calcular parâmetros e padrões para compor o programa de recebimento de efluentes não domésticos em Juiz de Fora. Espera-se com este trabalho contribuir para os serviços de esgotamento sanitário, atendendo uma das ações requeridas no Plano Municipal de Saneamento de Juiz de Fora.

PALAVRAS-CHAVE: efluentes não domésticos, plano municipal de saneamento básico, controle, monitoramento.

PROPOSAL OF RULES FOR RECEIVING NON-DOMESTIC EFFLUENTS IN SEWERAGE IN THE CITY OF JUIZ DE FORA, MINAS GERAIS, BRAZIL

ABSTRACT: The Juiz de Fora Municipal Basic Sanitation Plan (PSB / JF) is a result of a collective effort of various social actors and constitutes a planning instrument for the provision of public basic sanitation services aiming at complying with Federal Law N^o.11.445/ 2007. One of the products of the referred Plan is the volume “Programs, Projects and Actions”, which proposes actions to be implemented along the Plan's horizon. Compounding the search for the increase in the quality of the sanitary sewage service management is the “Elaborate program for receiving non-domestic effluents”, an action that will guide the development of this work. The justification for this program is the need for non-domestic users (such as industries) to dispose their effluents in an environmentally appropriate manner preventing damage to the collection network (such as fouling, corrosion and flammability) due to the release of certain effluents without pre-treatment, preserving the efficiency of wastewater treatment plants and protecting the health of those responsible for maintaining the sewage system. The methodology of this work consisted of studying programs of non-domestic effluent receiving (NDE) implemented in other regions as well as the pertinent legislation determining the contributing sources of NDE, characterizing the effluents generated by them, analyzing the monitoring data of the IGAM for Juiz de Fora water bodies, evaluate the efficiency of the Barbosa Lage WWTP, choose and calculate parameters and standards to compose the non-domestic effluent receiving program in Juiz de Fora. This work is expected to contribute to sewage services, meeting one of the actions required in the Juiz de Fora Municipal Basic Sanitation Plan.

KEYWORDS: non-domestic effluents, municipal basic sanitation plan, control, monitoring.

1 | INTRODUÇÃO

O município de Juiz de Fora, atendendo ao estabelecido pela Lei Federal n^o 11.445 (BRASIL, 2007), elaborou entre 2012 e 2014 o seu Plano Municipal de Saneamento Básico (PSB/JF), resultado do esforço coletivo de diversos atores sociais. Especificamente em relação à gestão do serviço de esgotamento sanitário, uma das ações apresentadas no produto Programas, Projetos e Ações do PSB/JF foi “Elaborar programa para recebimento de efluentes não domésticos (ENDs)”,

que deveria ser realizada pela Companhia de Saneamento Municipal (Cesama) até o ano de 2017. Essa ação vai ao encontro dos objetivos e premissas de uma agenda para a sustentabilidade das cidades, apresentado pela Agenda 21 brasileira em uma das estratégias de produção e consumo: reavaliar os padrões atuais de produção, emissão e despejos de poluentes no ambiente urbano, modernizando os instrumentos técnicos, legais e financeiros que regulam o assunto, respeitando as peculiaridades locais e garantindo a participação da comunidade (CPDS, 2002).

A ausência de um programa que trace de maneira clara as diretrizes ambientais e sanitárias que os geradores de efluentes não domésticos devem seguir, além da possibilidade de trazer danos ambientais, dificulta a ação de todos os envolvidos: da Secretaria Municipal de Meio Ambiente, que depende do posicionamento da Cesama sobre o recebimento dos efluentes industriais na rede de esgotos domésticos; do empreendedor, que não sabe o que será cobrado para sua adequação ambiental; da Cesama, que corre o risco de prejudicar a eficiência das estações de tratamento de esgoto, expondo sua equipe de trabalho a riscos ocupacionais desconhecidos, além de não cobrar tarifas compatíveis ao potencial poluidor de cada indústria, tendo apenas uma tarifa única diferenciada para toda a classe industrial.

Com relação ao tratamento de esgotos na cidade, o mesmo é executado por duas Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs), ETE Barbosa Lage e ETE Barreira do Triunfo, que são responsáveis pelo tratamento de 10% do esgoto coletado em Juiz de Fora. Em 2002, foi elaborado o “Estudo de Concepção da Complementação do Sistema de Esgotamento Sanitário de Juiz de Fora”, que propôs ampliação dos sistemas existentes (compostos por coletores tronco, interceptores, elevatórias e ETEs), bem como construção de novos sistemas até o ano de 2024 (JUIZ DE FORA, 2014). A ampliação do tratamento na cidade torna ainda mais importante o conhecimento e controle dos END lançados na rede coletora, uma vez que, como previamente mencionado, a diferença na composição de tais efluentes quando comparado com os esgotos domésticos, podem causar efeitos adversos ao tratamento do esgoto sanitário.

O Plano Municipal de Saneamento Básico (JUIZ DE FORA, 2014) apresenta o valor de 932,5 L/s para a vazão de esgoto faturado (incluindo o percentual de 25%, correspondente às de águas de infiltração), sendo que 904,5 L/s correspondem aos esgotos domésticos e 18,65 L/s aos efluentes de origem industrial. Entretanto, para o cálculo dessas vazões considera-se o volume de água consumido pelos usuários que é fornecido pela Companhia de Saneamento Municipal (Cesama). Logo, a água oriunda de fontes alternativas ao abastecimento público como, por exemplo, poços utilizados em indústrias, não é levada em consideração para efeitos de cálculo de geração de esgoto, o que pode levar a subestimar os volumes lançados nas redes.

2 | OBJETIVO

O objetivo geral deste trabalho foi fornecer subsídios para a elaboração de uma proposta de programa de recebimento de efluentes não domésticos para Juiz de Fora – MG. Como objetivos específicos foram definidos: (i) Comparar programas de recebimento de efluentes não domésticos implantados em Belo Horizonte, São Paulo e Uberlândia com a NBR n° 9800:1987 - Critérios para lançamento de efluentes líquidos industriais no sistema coletor público de esgoto sanitário; (ii) Definir padrões de lançamento para constar do programa de recebimento de efluentes não domésticos para a cidade de Juiz de Fora.

3 | METODOLOGIA

Comparou-se os limites estabelecidos para o lançamento de efluentes líquidos industriais em sistemas públicos de esgotamento sanitário entre as seguintes referências: Norma Brasileira Regulamentadora (NBR) n° 9800 (ABNT, 1987); Norma Técnica T.187/4 da Companhia de Saneamento de Minas Gerais (Copasa) (COPASA, 2012); Decreto Estadual n° 8.468 usado pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (Sabesp) (SÃO PAULO, 1976) e Decreto Municipal n° 13.481 (UBERLÂNDIA, 2012) utilizado pelo Departamento Municipal de Água e Esgotos (DMAE). Dessa forma, foi possível conhecer os diferentes critérios adotados entre as normas referenciadas. No estabelecimento dos padrões de lançamento de ENDS adotou-se o seguinte critério: para os padrões iguais em todos os programas e iguais a NBR n° 9800 (ABNT, 1987) sugeriu-se manter os mesmos valores; para os padrões que diferem entre si de acordo com cada programa, apresentou-se o cálculo considerando a diluição feita pelo próprio esgoto doméstico no esgoto industrial e o padrão de lançamento de efluentes em corpos receptores estabelecido pela DN n° 01 (COPAM/CERH, 2008). A equação utilizada foi:

$$C_{ind} = \frac{C_{mistura} \cdot (Q_{ind} + Q_{dom}) - C_{dom} \cdot Q_{dom}}{Q_{ind}} \quad (\text{Equação 1})$$

Onde:

C_{ind} = concentração a ser calculada para o parâmetro em questão;

Q_{ind} = vazão total de efluente industrial gerado no município;

C_{dom} = concentração do parâmetro no esgoto (bruto ou tratado, a depender da eficiência de remoção de tal composto pela ETE);

Q_{dom} = vazão total de efluente doméstico;

$C_{mistura}$ = concentração máxima permitida para lançamento em corpo receptor pela DN n° 01 (COPAM/CERH, 2008).

Os dados foram obtidos através de monitoramento efetuado na ETE Barbosa Lage (JUIZ DE FORA, 2014) ou de dados contidos na literatura. Para estabelecimento das vazões, considerou-se um cenário onde todo o esgoto gerado chegaria até às ETEs, que, por sua vez, teriam eficiência média igual à ETE Barbosa Lage. Pelos motivos expostos previamente, a vazão de esgoto industrial apresentada no PSB/JF (JUIZ DE FORA, 2014) é inferior à vazão real. Portanto, para os cálculos realizados através da Equação 1, aplicou-se um coeficiente de segurança de 50% sobre a vazão de esgoto industrial do PSB/JF. Sendo assim, adotou-se a vazão de 28 L/s para os esgotos de origem industrial.

Adicionalmente, analisou-se o padrão obtido segundo a sua influência nos processos biológicos de tratamento de esgoto, considerando os limites para digestão anaeróbia e respiração aeróbia apresentados por Montgomery e ESSE (1996), Quadro 1. Compreende-se que tal análise é necessária, para evitar que o afluente à ETE contenha compostos em concentrações que prejudiquem a biomassa microbiana.

Parâmetro	Limite de inibição da digestão anaeróbia (mg/L)	Limite de inibição da respiração aeróbia (mg/L)
Cádmio	20	1
Cromo VI	110	1
Cromo III	130	10
Cobre	40	1
Chumbo	340	0,1
Níquel	10	1
Zinco	400	0,3
Arsênio	1,6	0,1
Prata	13 (dissolvido)	0,25
Mercúrio	-	0,1
Cianeto	4	0,1
Nitrogênio amoniacal	1500	480
Sulfatos	500	10
Sulfetos	50	25
Fenol	-	50
Vários Orgânicos	Valores Específicos na faixa de 0,2 a 3,3	5 a 500

Quadro 1. Concentrações limite para digestão anaeróbia e respiração aeróbia

Fonte: Adaptado de Estudo da Poluição Industrial elaborado por Montgomery e ESSE (1996)

4 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Comparação entre diferentes programas de recebimentos de END e NBR 9800 (ABNT, 1987)

Em relação aos parâmetros físicos, a literatura estudada apresenta os mesmos valores, diferindo apenas na referência para o cálculo da vazão de lançamento de ENDS permitida. Enquanto a NBR 9800 (ABNT, 1987) e o DMAE (UBERLÂNDIA, 2012) adotam a vazão média horária, a Sabesp (SÃO PAULO, 1976) adota a vazão média diária e a Copasa (BELO HORIZONTE, 2012) a vazão de projeto.

No Quadro 2 destacou-se em negrito os maiores e menores valores de concentração para cada parâmetro químico referente aos metais pesados segundo o programa ou norma estudada, sendo que no caso de valores iguais, o negrito se refere a programas ou norma mais antigos.

Os padrões da NBR 9800 (ABNT, 1987), quando não são iguais aos de outros programas, são sempre inferiores, ou seja, mais restritivos. Os valores apresentados pelo DMAE (UBERLÂNDIA, 2012) igualam-se aos valores da NBR 9800 (ABNT, 1987) para todos os parâmetros. Enquanto os padrões da Copasa (COPASA, 2012), quando não são iguais, comparados às outras referências, são superiores, ou seja, menos restritivos.

Parâmetros químicos - metais pesados	Unidade de medida	NBR 9800	PREMEND (Uberlândia)	PREND (São Paulo)	PRECEND (Belo Horizonte)
Arsênio Total	mg/L	1,5	1,5	1,5	3
Cádmio Total	mg/L	0,1	0,1	1,5	5
Chumbo Total	mg/L	1,5	1,5	1,5	10
Cobre Total	mg/L	1,5	1,5	1,5	10

Cromo hexavalente	mg/L	0,5	0,5	1,5	1,5
Cromo Total	mg/L	5	5	5	10
Estanho Total	mg/L	4	4	4	5
Ferro solúvel (Fe²⁺)	mg/L	15	15	15	15
Mercúrio Total	mg/L	0,01	0,01	1,5	1,5
Níquel Total	mg/L	2	2	2	5
Prata Total	mg/L	1,5	1,5	1,5	5
Zinco Total	mg/L	5	5	5	5

Quadro 2. Comparativo entre os valores apresentados por diferentes programas estudados e a NBR 9.800 – metais pesados

4.2 Definição de padrões para constar do programa de recebimento de efluentes não domésticos para a cidade de Juiz de Fora

Ao considerar a tipologia industrial predominante no município de Juiz de Fora, os autores definiram em estudo anterior os parâmetros de interesse no controle de ENDs que serão considerados no presente trabalho, quais sejam: pH; temperatura; óleos e graxas; sólidos totais em suspensão; sólidos sedimentáveis; demanda bioquímica de oxigênio (DBO); demanda química de oxigênio (DQO); fósforo total; nitrogênio amoniacal total; fenóis totais; cádmio total; chumbo total; cianeto livre e zinco total. Sendo proposto que os parâmetros cádmio total; chumbo total; cianeto livre e zinco total isentos de monitoramento mediante justificativa técnica baseada no processo produtivo do empreendimento.

Para os parâmetros cujos padrões são iguais em todos os programas e iguais à NBR n° 9800 (ABNT, 1987) sugeriu-se manter os mesmos valores para o programa de recebimento de ENDs de Juiz de Fora. Portanto, a faixa de pH proposta é entre 6 e 10, a temperatura até 40°C; sólidos sedimentáveis até 20 mL/L; óleos e graxas visíveis ausentes. Embora a concentração permitida para o zinco também seja igual a 5 mg/L em todas as referências estudadas, este valor não foi adotado, devido à inibição da respiração aeróbia ocorrer abaixo desse valor, conforme Quadro 1.

Para Demanda Química de Oxigênio e Sólidos Totais em Suspensão não foram apresentados limites, pois estes parâmetros podem ser utilizados para quantificar posteriormente o fator “k”, utilizado para tarifar os geradores de ENDs, assim como acontece nos programas de recebimento apresentados na revisão de literatura deste trabalho. Recomenda-se apenas atenção à constituição do efluente em termos

de matéria orgânica. Recomenda-se para empreendimento que utilizem matéria prima e ou insumos que contenham elevado teor de compostos orgânicos não biodegradáveis, que seja feita avaliação individualizada para imposição de limites restritivos para tais constituintes.

4.3 Exemplo de cálculo – Cádmi total

O cálculo da concentração máxima permitida de cádmio total nesta proposta de programa de recebimento de ENDs foi efetuado utilizando-se a Equação 1, onde $C_{mistura}$ foi substituído por 0,1 mg/L, concentração máxima permitida para lançamento em corpos receptores segundo a DN n° 01 (COPAM/CERH, 2008). Salienta-se que essa concentração de cádmio afluente à ETE não prejudica o tratamento biológico de esgotos. Segundo o Quadro 1, o limite de cádmio para digestão anaeróbia equivale a 20 mg/L, enquanto para a respiração aeróbia esse limite cai para 1 mg/L.

Segundo Damasceno (1996), do ponto de vista ambiental, o metal pesado é aquele que, em determinadas concentrações e tempo de exposição, oferece risco à saúde humana e ao meio ambiente, prejudicando a atividade dos organismos vivos. Devido às suas propriedades de toxicidade e de acumulação no organismo, podem causar inúmeras doenças e serem associados aos problemas de poluição e contaminação ambiental (TONANI, 2008). Devido a esses motivos, para os metais pesados como o cádmio, foram utilizadas em substituição a C_{dom} (Equação 1) as concentrações do esgoto bruto – entrada da ETE - visando caracterizar o pior cenário, em que a ETE não remove parcela alguma destes compostos. A remoção de metais pesados por sistemas biológicos pode ser considerada como um efeito adicional e tido como muito variável (OLIVER; COSGROVE, 1974; NEUFELD; HERMANN, 1975). A Figura 1 mostra claramente essa variação, justificando a utilização da concentração de cádmio no esgoto bruto na equação 1, cuja mediana é igual a 0,002 mg/L.

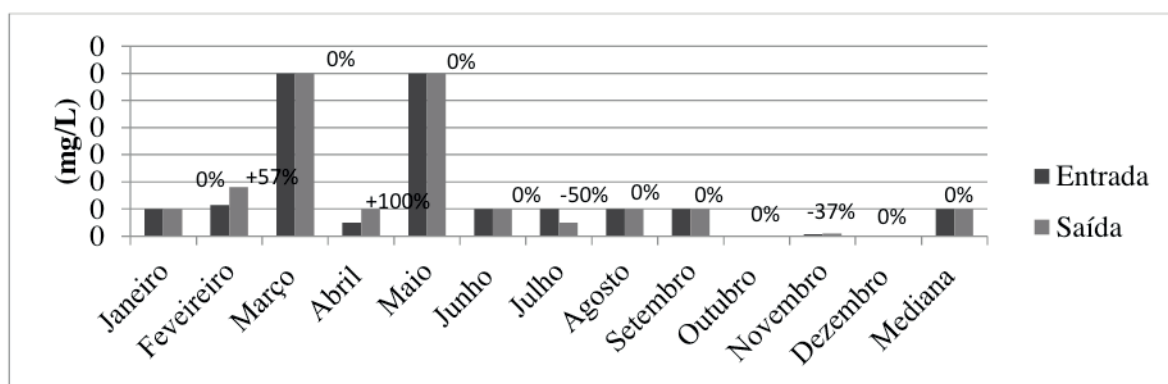


Figura 1. Gráfico do monitoramento do esgoto bruto e tratado da ETE Barbosa Lage durante o ano de 2015 para Cádmi total

Fonte: Adaptado de Cesama (2015)

A partir dos cálculos efetuados, encontrou-se a concentração máxima de cádmio a ser aceita no recebimento de ENDs de 3,3 mg/L. Esse valor, embora seja superior ao recomendado pela NBR 9800 (ABNT, 1987), é inferior ao atualmente adotado pelo PRECEND, da Copasa.

4.4 Cálculo dos demais padrões

Seguindo a metodologia descrita, os valores máximos para os parâmetros considerados no presente trabalho foram: fósforo total: 42 mg/L; nitrogênio amoniacal total: 568 mg/L; chumbo total: 3,2 mg/L; zinco total: 3,75 mg/L. Não foi possível calcular as concentrações limite para os parâmetros fenóis totais e cianeto livre, pois os dados de monitoramento da ETE Barbosa Lage para estes parâmetros não foram fornecidos a tempo.

5 | CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Entre as referências estudadas, os padrões da NBR 9800 (ABNT, 1987), se mostraram de maneira geral mais restritivos, enquanto aqueles adotados pela Copasa (COPASA, 2012), menos restritivos.

A partir da metodologia adotada foi possível estabelecer padrões de lançamento de ENDs na rede pública de esgotos sanitários para os seguintes parâmetros: pH; temperatura; sólidos sedimentáveis; óleos e graxas; fósforo total; nitrogênio amoniacal total; chumbo total e zinco total. Recomenda-se que sejam analisados os dados de monitoramento de fenóis totais e cianeto livre ao longo de um ano para posterior cálculo das concentrações a serem permitidas no programa de recebimento de ENDs de Juiz de Fora.

Definir qual metodologia assumir foi uma das dificuldades deste trabalho, por este motivo recomenda-se o estabelecimento e a divulgação de uma metodologia padronizada para a elaboração de programas de recebimento de efluentes não domésticos.

Ainda, recomenda-se a criação de bancos de dados específicos sobre o consumo de água e a geração de efluentes das indústrias de Juiz de Fora, em termos quali e quantitativos, visando a construção de material para maior controle por parte da Cesama e dos órgãos ambientais do município. Além disso, também sugere-se a elaboração de estudos sobre a tarifação imposta no recebimento e tratamento de esgotos em Juiz de Fora, visando obter um “fator k”, que relacione as concentrações de demanda química de oxigênio e sólidos totais em suspensão com a cobrança realizada para que a tarifa seja proporcional ao potencial poluidor do gerador de END.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 9800 – **Critérios para lançamento de efluentes líquidos industriais no sistema coletor público de esgoto sanitário**. Rio de Janeiro, 1987.

BRASIL, **Lei. nº 11.445 de 05 de janeiro de 2007**. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico. Brasília: Diário Oficial da União de 08 de janeiro de 2007.

COMISSÃO DE POLÍTICAS DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL (CPDS). **Agenda 21 brasileira: resultado da consulta nacional**. Comissão de Políticas de Desenvolvimento Sustentável e da Agenda 21 Nacional, 2002.

COMPANHIA DE SANEAMENTO DE MINAS GERAIS. **Norma Técnica T.187/4, de 24 de Janeiro de 2012**. Estabelece condições e critérios para o lançamento de efluentes líquidos não domésticos – END's, no sistema de esgotamento sanitário da COPASA. Belo Horizonte, 2012a.

CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL; CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS DE MINAS GERAIS. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N.º1, de 05 de mai. de 2008**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento e estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Belo Horizonte: COPAM, 2008.

DAMASCENO, S. **Remoção de metais pesados em sistemas de tratamento de esgotos sanitários por processo de lodos ativados e por um reator compartimentado anaeróbico**. 1996. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. Escola de Engenharia de São Carlos.

JUIZ DE FORA. **Plano de Saneamento Básico de Juiz de Fora - MG**. Juiz de Fora: Prefeitura de Juiz de Fora, Esse Engenharia e Consultoria Ltda., 2014. 180p.

MONTGOMERY W.; ESSE ENGENHARIA E CONSULTORIA. **Estudo sobre o controle da poluição industrial**. Relatório técnico final: capítulos 8 a 10. [S.l.: s.n], 1996. v. II. Relatório de outubro de 1996.

NEUFELD, R.D.; HERMANN, E.R. **Heavy metal removal by acclimated activated sludge**. Journal Water Pollution Control Federation, p. 310-329, 1975.

OLIVER, B.G.; COSGROVE, E.G. **The efficiency of heavy metal removal by a conventional activated sludge treatment plant**. Water Research, v. 8, n. 11, p. 869-874, 1974.

SÃO PAULO. **Decreto Estadual nº 8.468, de 8 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.

TONANI, K.A. de A. **Identificação e quantificação de metais pesados, parasitas e bactérias em esgoto bruto e tratado da Estação de Tratamento de Esgoto de Ribeirão Preto - SP**. 2008. Dissertação (Mestrado em Enfermagem em Saúde Pública) - Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2008. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/22/22133/tde-12032008-100717/>>. Acesso em: 21 de junho de 2016.

UBERLÂNDIA. **Decreto nº 13.481, de 22 de junho de 2012**. Dispõe sobre o programa de recebimento e monitoramento de efluentes não domésticos do município de Uberlândia –MG – PREMEND e revoga o Decreto nº 10.643, de 16 de abril de 2007. Uberlândia: Diário Oficial do Município de Uberlândia de 26 de junho de 2012.

ENSAIO DE TRATABILIDADE PARA OTIMIZAÇÃO DA FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO PARA TRATAMENTO DE ÁGUA DO RIO CAPIBARIBE EM PERNAMBUCO

Data de aceite: 06/01/2020

Joana Eliza de Santana

Universidade Federal de Pernambuco.
Companhia Pernambucana de Saneamento
Recife – Pernambuco

Romero Correia Freire

Companhia Pernambucana de Saneamento
Recife – Pernambuco

Aldebarã Fausto Ferreira

Universidade Federal de Pernambuco
Recife – Pernambuco

Mayra Angelina Quaresma Freire

Universidade Federal de Pernambuco
Recife – Pernambuco

Maurício Alves da Motta Sobrinho

Universidade Federal de Pernambuco
Recife – Pernambuco

RESUMO: O Rio Capibaribe, em Pernambuco, tem apresentado resultados positivos para a presença de cianobactérias. Estas ocasionam a formação de flocos de baixa densidade, fazendo com que ETAs convencionais com decantação tratem esse tipo de água com dificuldade, gerando custos maiores no processo. A flotação seguida da filtração é opção viável técnica e economicamente para o tratamento de águas com grande quantidade de algas. Posto isto, o presente trabalho apresenta

os resultados obtidos da otimização da taxa de reciclo de um sistema de flotação, em função do tipo e dosagem do coagulante utilizado no processo, visando obter a máxima redução na cor, turbidez, ferro e manganês no tratamento da água do Rio Capibaribe em Pernambuco. Neste sentido, a melhor eficiência de remoção para os parâmetros citados foi de 99 %, 98%, 91% e 67%, respectivamente, mostrando que o processo de flotação por ar dissolvido é promissor no tratamento da água desse rio.

PALAVRAS-CHAVE: FAD, Taxa de Recirculação, Rio Capibaribe, Flotação.

TREATABILITY STUDY TO OPTIMIZE AIR SOLVED FLOTATION TO RIVER CAPIBARIBE WATER TREATMENT AT PERNAMBUCO

ABSTRACT: The river Capibaribe, at Pernambuco, had been presenting positive results to cyanobacteria. It brings on low density flakes, giving difficulties to water treatment using conventional WTSs with decantation and increasing process costs. The flotation followed by filtration is an available technically and economically option to high algae concentrated water treatment. Thereby, this study presents results from recycle tax optimization to a flotation system in function of coagulating type and dose on process as objective to obtain the maximum color, turbidity, iron and manganese reductions

on river Capibaribe water treatment at Pernambuco. As results, better removing efficiency to quoted parameters were 99 %, 98%, 91% e 67%, respectively, showing that the air solved flotation treatment can be promising to treat this river.

KEYWORDS: ASF, Recycle, Rio Capibaribe, Flotation.

INTRODUÇÃO

A flotação é um processo de separação baseado na introdução de bolhas de gás, geralmente o ar, como meio de transporte para as partículas suspensas, sendo estas hidrofóbicas ou condicionadas. Anexadas às bolhas, estas partículas formam um aglomerado de densidade aparente menor que a água, levando-o a flutuar até a superfície, formando uma capa de lodo de espessura crescente que posteriormente é removida por raspadores superficiais (KYZAS; MATIS, 2018; RICHTER, 2009).

Dentre os processos de flotação mais utilizados, destacam-se a flotação por ar disperso ou induzido, a flotação eletrolítica ou eletroflotação e a flotação por ar dissolvido (FAD), que são diferenciados, basicamente, pelo método de geração de bolhas.

No tratamento de água para consumo humano, o tipo de flotação mais utilizado é a FAD, no qual as bolhas são geradas por redução da pressão de um fluxo de água saturado com ar. Esse processo de flotação pode ser separado em três subtipos: com pressurização parcial do afluente, pressurização total do afluente, pressurização do efluente recirculado (Figura 1). Este último é o mais recomendado para tratamento de água que requerem a remoção de flocos com baixa densidade, como, por exemplo, flocos de águas cujo manancial tenha florações algais (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

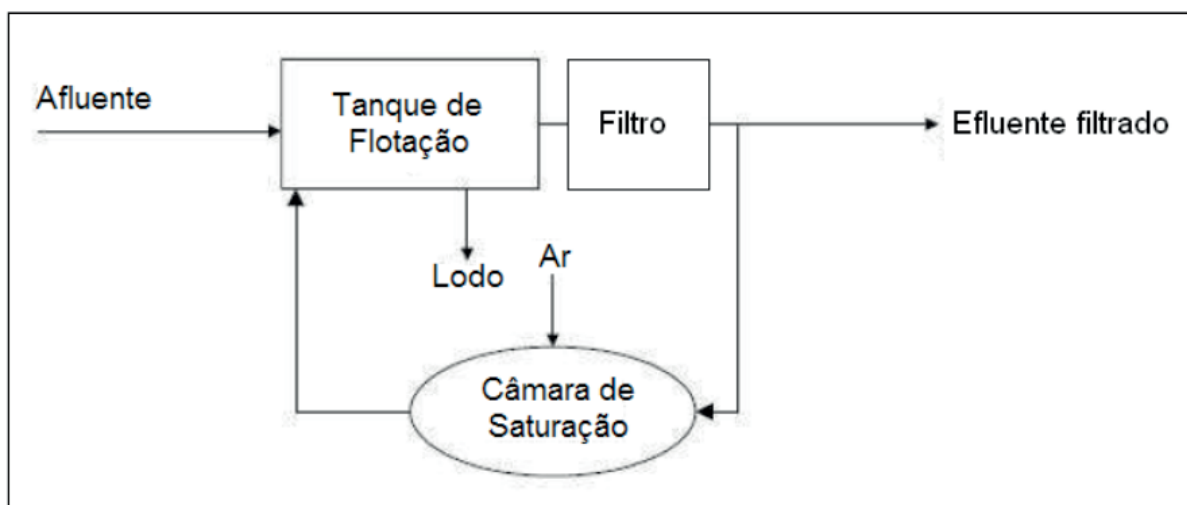


Figura 1: Flotação com pressurização do recirculado.

Fonte: Adaptado de Lopes (2008).

A principal vantagem da FAD são as altas taxas empregadas (entre 240 e 360 m³/m².dia). Se comparadas com a sedimentação, geralmente chegam a ser 10 vezes maior, resultando assim em ETAs mais compactas. Outro fator favorável ao uso da FAD com pressurização do recirculado para clarificação de águas é o fato de a vazão de recirculação ser relativamente pequena (7 a 15%). Além dessas, tem-se ainda que a concentração de sólidos no lodo chega a ser significativamente mais alta que na sedimentação, podendo apresentar teor de sólidos até 6 vezes maior que o da sedimentação (LOPES, 2008; DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

Levantamentos realizados por Girão (2004) e por Dantas (2010) mostram a presença de cianobactérias na água do Rio Capibaribe na altura de Surubim, causada, provavelmente, devido à falta de tratamento dos efluentes domésticos e industriais, além da lixiviação de fertilizantes provenientes de áreas ocupadas pela agricultura. Outro fator que estimula o desenvolvimento de cianobactérias é o clima da região nordeste, predominantemente quente e com alta taxa de insolação (LIMA, 2017).

A flotação seguida da filtração é uma rota viável técnica e economicamente, para o tratamento de águas com grandes quantidades de algas ou de cor elevada e baixa turbidez, sendo uma alternativa viável para o tratamento de água do Rio Capibaribe, situado no estado de Pernambuco.

A utilização deste processo se justifica nas características climáticas e crescimento algal já citados, os quais proporcionam flocos com baixa densidade. Uma ETA convencional com decantação trata com dificuldade uma água bruta com tendência a formar flocos leves, necessitando da adição de mais coagulantes e de coadjuvantes para dar lastro aos flocos, devido a velocidade de flotação destes ser maior que a velocidade de decantação no processo convencional.

OBJETIVOS

O objetivo do presente estudo é otimizar a taxa de reciclo do sistema de flotação por ar dissolvido (FAD), juntamente com o tipo e dosagem do coagulante utilizado no processo para obtenção da máxima redução na cor, turbidez, ferro e manganês no tratamento da água do Rio Capibaribe em Pernambuco.

MATERIAIS E MÉTODOS

A água bruta, proveniente do Rio Capibaribe, nas imediações de Surubim/PE, foi caracterizada em função dos parâmetros de turbidez (Turbidímetro Hach 2100Q), cor aparente (Colorímetro Digimed DM-COR), manganês (Kit Colorimétrico da Merck) e ferro (Kit Colorimétrico da Hach modelo IR-18).

Para simular o processo de flotação, utilizou-se um flotatete da PoliControl com câmara de pressurização. O equipamento foi concebido com fundo dos jarros adaptado em tela de fibra com 30 furos para permitir a entrada de água saturada com ar 0,954 mm, correia ajustável, velocidade programável de 10 a 700 rpm, cubas quadradas em acrílico transparente com capacidade de 3,5 litros; saturador de 15 a 600 kPa, mangueira de sucção 5 mm por cuba, interligação do saturador e base dos reatores de 0,125 mm. Na Figura 2 encontra-se um exemplo do flotatete. A alimentação da água bruta se dá por uma abertura superior do vaso de flotação, onde são simuladas inicialmente a mistura rápida e a floculação.

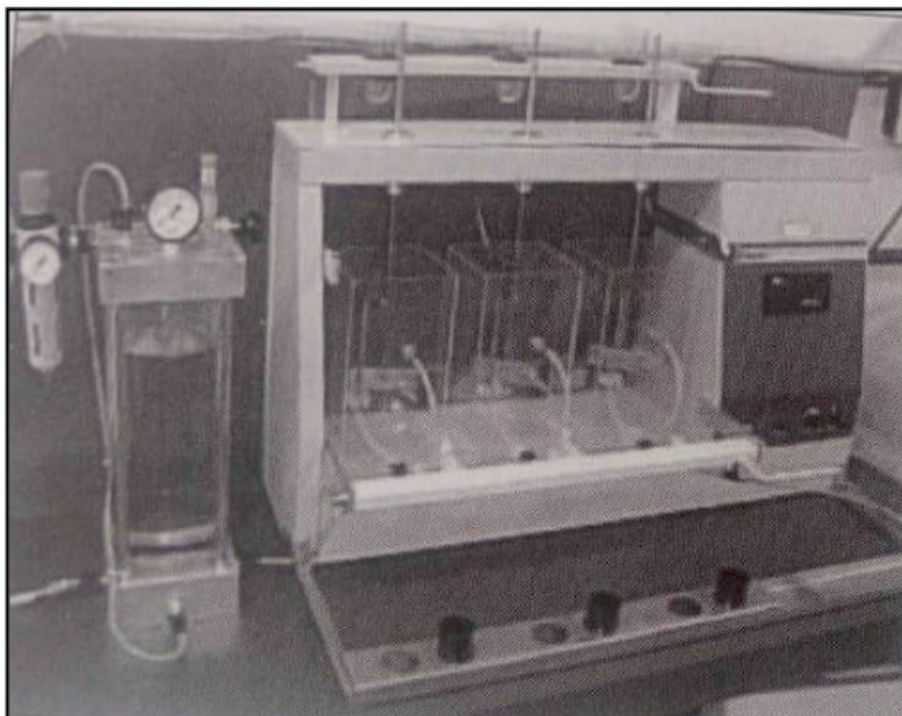


Figura 2: Exemplo de Flotatete com câmara de pressurização.

Fonte: DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2011.

Neste estudo foram utilizados como coagulantes o sulfato de alumínio e o cloreto férrico, preparados na concentração de 2% m/v, variando as dosagens de 15 a 25 mg/L. O gradiente da mistura rápida foi 800 s^{-1} e tempo de 20 s; o gradiente no floculador foi igual a 50 s^{-1} e tempo de detenção de 15 min.

A operação do sistema consistiu em saturar a água filtrada do Rio Capibaribe com ar durante 10 minutos, sob pressão de 5,0 atm. Em seguida foi feita a liberação da água com ar saturado na base da coluna, através de uma válvula agulha. A velocidade de flotação foi igual a 10 cm/min e o tempo de detenção igual a 10 minutos. A taxa de recirculação variou de 10 a 12%, indicada no reator do flotatete (Figura 3a). A água clarificada foi amostrada através de uma saída (Figura 3b) para a determinação da cor, turbidez, ferro e manganês.

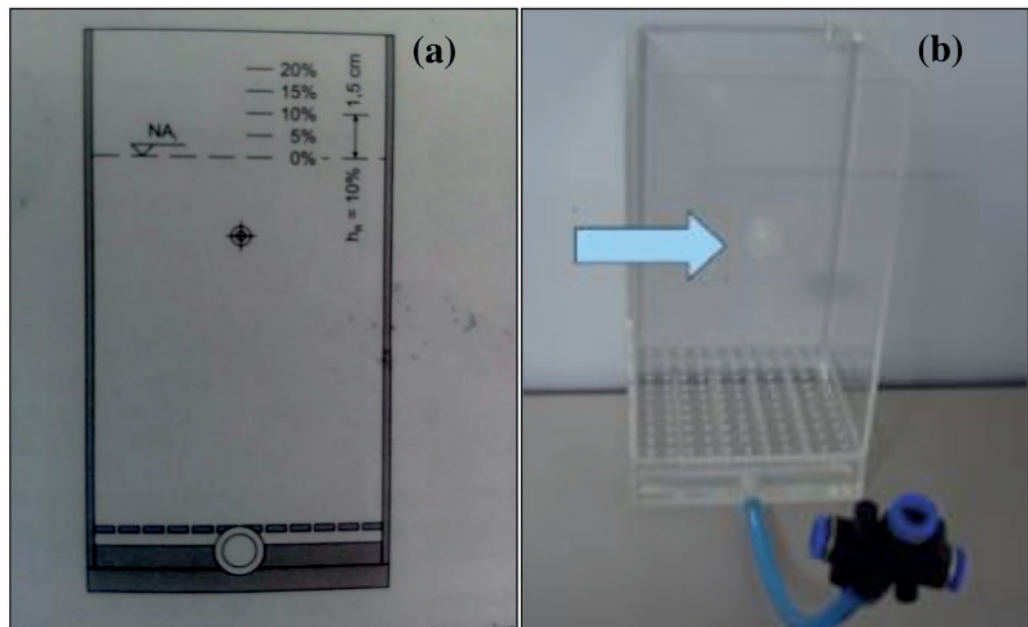


Figura 3: (a) Medição da taxa de reciclo. (b) Ponto amostragem para análise.
 Fonte: (a) DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2011. (b) PoliControl Equipamentos Analíticos.

ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

A Tabela 1 contém as principais características da água bruta estudada.

Cor (uC)	200
Turbidez (uT)	20
Fe (mg/L)	3,5
Mn (mg/L)	1,2

Tabela 1: Características da água bruta.

Os resultados obtidos com a variação do coagulante e sua dosagem e da taxa de recirculação estão descritos nas Tabelas 2,3 e 4.

Sulfato de Alumínio					Cloreto Férrico				
Dosagem de coagulante (mg/L)	Cor (uC)	Turbidez (uT)	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)	Dosagem de coagulante (mg/L)	Cor (uC)	Turbidez (uT)	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)
15	140	8,2	1,1	1,0	15	35	3,8	1,1	0,9
17	140	8	1,1	0,8	17	30	3,6	0,9	0,8
19	120	7,8	1,1	0,7	19	30	3,2	0,9	0,6
21	120	7,6	0,9	0,7	21	25	3	0,9	0,6
23	110	7,2	0,9	0,6	23	20	2,9	0,9	0,6
25	100	7,2	0,9	0,6	25	17	2,8	0,9	0,6

Tabela 2: Resultados da água clarificada para a taxa de recirculação de 10%.

Sulfato de Alumínio					Cloreto Férrico				
Dosagem de coagulante (mg/L)	Cor (uC)	Turbidez (uT)	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)	Dosagem de coagulante (mg/L)	Cor (uC)	Turbidez (uT)	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)
15	110	7,2	0,9	0,7	15	18	2,5	0,8	0,7
17	110	7	0,7	0,7	17	17	2,3	0,5	0,7
19	100	6,9	0,5	0,7	19	16	2,1	0,4	0,7
21	97	6,9	0,5	0,7	21	16	1,9	0,4	0,7
23	95	6,8	0,4	0,7	23	14	1,9	0,4	0,7
25	95	6,8	0,3	0,7	25	12	1,8	0,3	0,7

Tabela 3: Resultados da água clarificada para a taxa de recirculação de 11%.

Sulfato de Alumínio					Cloreto Férrico				
Dosagem de coagulante (mg/L)	Cor (uC)	Turbidez (uT)	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)	Dosagem de coagulante (mg/L)	Cor (uC)	Turbidez (uT)	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)
15	90	6,4	0,4	0,6	15	5	1,5	0,3	0,5
17	80	5,1	0,4	0,6	17	4	0,9	0,3	0,5
19	85	5,1	0,4	0,5	19	4	0,8	0,3	0,4
21	80	4,9	0,3	0,5	21	3	0,6	0,3	0,4
23	80	4,7	0,3	0,4	23	3	0,6	0,3	0,4
25	75	4,6	0,3	0,4	25	2	0,4	0,3	0,4

Tabela 4: Resultados da água clarificada para a taxa de recirculação de 12%.

Comparando os coagulantes, para a mesma vazão de reciclo, percebe-se que o cloreto férrico obteve resultados melhores que o sulfato de alumínio para todas as dosagens realizadas. Isso pode ser explicado devido ao fato de o cloreto férrico formar flocos mais rapidamente e, ao mesmo tempo, mais resistente ao cisalhamento que os de sulfato de alumínio como já mostrado no trabalho de Libânio *et al.* (1997).

Com o aumento da recirculação, a tendência é de diminuição nos valores dos parâmetros medidos, ou seja, a taxa de reciclo de 12% foi a que obteve melhores resultados. Uma maior taxa de reciclo fornece bolhas de diâmetro menores, como mostrado no trabalho de Takahashi, Miyahara e Mochizuki (1979). Bolhas menores possuem maiores áreas de contato e, segundo Kitchener e Gochin (1981), bolhas maiores possuem velocidades ascensionais elevadas que podem romper os flocos formados ou até mesmo as interações entre flocos e bolhas.

Analisando as Tabelas 2, 3 e 4, percebe-se que o aumento da dosagem de coagulantes, para o mesmo coagulante e a uma mesma taxa de reciclo, proporciona uma maior eficiência na remoção dos parâmetros analisados, na faixa de concentração estudada.

Dentre todos os resultados, o que obteve os menores valores remanescentes dos parâmetros analisados foi o com a taxa de recirculação de 12% para o coagulante cloreto férrico com dosagem de 25 mg/L. Utilizando estas condições de ensaio,

consegue-se enquadrar a cor e a turbidez, com porcentagens de remoção 99% e 98%, respectivamente. A remoção de ferro (91%) ficou no limite, sendo o máximo permitido igual a 0,3 mg/L de acordo com a Portaria de Consolidação nº 05, Anexo XX, de 28/09/2017 do Ministério da Saúde. O manganês ficou acima do preconizado pela referida Portaria, cujo valor máximo permitido é 0,1 mg/L, sendo a sua remoção igual a 67%. É importante destacar que a água final obtida, na qual foram feitas as análises, é uma água clarificada, estando uma etapa antes de passar pelos filtros, podendo haver redução dos parâmetros após filtração.

CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O processo de flotação por ar dissolvido é frequentemente recomendado para o tratamento de água para consumo humano quando os flocos presentes na água durante o tratamento não têm densidade suficiente para decantar. Os resultados apresentados no presente estudo demonstraram que o processo de flotação por ar dissolvido é promissor no tratamento de água do Rio Capibaribe nas imediações do município de Surubim-PE, onde há uma grande proliferação algal. Diante das condições analisadas, foi possível otimizar o processo de floculação segundo parâmetros de Cor, Turbidez, Ferro e Manganês, sendo a maior taxa de remoção de parâmetros obtida para taxa de recirculação de 12% com dosagem de 25 mg/L de Cloreto Férrico. A melhor eficiência de remoção de parâmetros foi para 99 % da Cor, 98% da Turbidez, 91% do Ferro e 67% do Manganês.

Diante dos excelentes resultados obtidos no presente estudo, recomenda-se mais ensaios para otimização dos gradientes na mistura rápida e no floculador juntamente com o tempo de detenção do efluente no floculador, fundamental para a qualidade dos flocos formados.

REFERÊNCIAS

1. BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria de Consolidação nº 05, de 28 de setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. Brasília: Ministério da Saúde, 2017.
2. DANTAS, E.W. Ecologia da comunidade de algas planctônicas em reservatórios de Pernambuco (Nordeste, Brasil). 2010. 143 f. Tese (Programa de Pós-Graduação em Botânica) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2010.
3. DI BERNARDO, L.; DANTAS, A.D.B. Métodos e técnicas de tratamento de água. — 2ª ed. Vol. 1 — São Carlos: RiMa, 2005.
4. DI BERNARDO, L.; DANTAS, A.D.B.; VOLTAN, P.E.N. Tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água. São Carlos: LDiBe, 2011.
5. GIRÃO, L.C.P. Uma análise de contribuição dos programas básicos ambientais como

instrumento de gestão ambiental para a Barragem de Jucazinho localizada no município de Surubim-PE. 2004. 133 f. Dissertação (Mestrado em Gestão e Políticas Ambientais) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2004.

6. KITCHENER, J.A.; GOCHIN, R.J. The mechanism of dissolved air flotation for potable water: basic analysis and a proposal. *Water Research*, v. 15, n. 5, p. 585-590, 1981.
7. KYZAS, G.; MATIS, K. Flotation in Water and Wastewater Treatment. *Processes*, [s.l.], v. 6, n. 8, p.116-132, 7 ago. 2018.
8. LIBÂNIO, M.; PEREIRA, M.M.; VORCARO, B.M.; REIS, R.C.; HELLER, L. Avaliação do emprego de sulfato de alumínio e do cloreto férrico na coagulação de águas naturais de turbidez média e cor elevada. In: 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997, Foz do Iguaçu. Anais do 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Foz do Iguaçu: ABES, 1997.
9. LIMA, V.C.M. Cianobactérias em reservatórios do Estado de Pernambuco: ocorrência e toxicidade. *Holos*, [s.l.], v. 4, p.111-124, 19 set. 2017.
10. LOPES, F.M.F. Comparação da flotação por ar dissolvido e sedimentação no tratamento de águas – estudo em escala de bancada utilizando policloreto de alumínio. 2008. 78 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.
11. RICHTER, C.A. Água: métodos e tecnologia de tratamento. São Paulo: Editora Blucher, 2009.
12. TAKAHASHI, T.; MIYAHARA, T.; MOCHIZUKI, H. Fundamental study of bubble formation in dissolved air pressure flotation. *Journal of Chemical Engineering of Japan*, [s.l.], v. 12, n. 4, p.275-280, 1979.

ESTIMATIVA DA PRODUÇÃO E PERDAS DE METANO EM REATOR UASB DA ETE-UFLA POR MEIO DE DIFERENTES MODELOS MATEMÁTICOS

Data de aceite: 06/01/2020

Data de submissão: 14/10/2019

Lucas Barreto Campos

Universidade Federal de Lavras, Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento.

Lavras, Minas Gerais.

<http://lattes.cnpq.br/4465661756706625>

Mateus Pimentel de Matos

Universidade Federal de Lavras, Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento.

Lavras, Minas Gerais.

<https://orcid.org/0000-0001-8384-7466>

Luciene Alves Batista Siniscalchi

Universidade Federal de Lavras, Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento.

Lavras, Minas Gerais.

<http://lattes.cnpq.br/7511499030309427>

Sílvia de Nazaré Monteiro Yanagi

Universidade Federal de Lavras, Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento.

Lavras, Minas Gerais.

<https://orcid.org/0000-0002-9687-6984>

Lucas Cardoso Lima

Universidade Federal de Lavras, Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento.

Lavras, Minas Gerais.

<http://lattes.cnpq.br/9244064679026681>

Esgotos da Universidade Federal de Lavras (ETE-UFLA), apesar da existência de seis reatores UASB, o armazenamento de biogás tem sido baixo. Dessa maneira, o presente trabalho objetivou estimar a produção teórica de CH_4 na ETE-UFLA, por meio de diferentes modelos matemáticos: Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima UNFCCC, e de demanda química de oxigênio (DQO) removida por meio da equação tradicional e da equação modificada, além das possíveis perdas no sistema. Para isso, monitorou-se as eficiências de remoção de DQO, sólidos totais (ST) e voláteis (SV), valores de pH, alcalinidade e concentração de nutrientes na entrada do UASB, além da concentração de CH_4 dissolvido no efluente. De acordo com os resultados obtidos, verificou-se que as condições de operação não explicam a baixa produção/armazenamento de CH_4 no sistema. Observou-se, também, que o método de estimativa baseado na DQO removida, descontando a remoção física (remoção de SV) no balanço de DQO, foi o que proporcionou os valores mais próximos aos encontrados na literatura e estimados pelo *software* Probio 1.0. A produção estimada de metano indicou que tem havido baixa recuperação, além de perdas no transporte desse gás.

PALAVRAS-CHAVE: balanço de massa, metano dissolvido, reator UASB.

RESUMO: Na Estação de Tratamento de

ESTIMATIVE OF METHANE PRODUCTION AND LOSSES IN UASB REACTOR OF UFLA-WWTP BY DIFFERENT MATHEMATIC MODELS

ABSTRACT: At the Wastewater Treatment Plant of the Federal University of Lavras (WWTP-UFLA), despite the existence of six UASB reactors, the storage of biogas has been low. Thus, the present work aimed to estimate the theoretical production of CH_4 in the WWTP-UFLA, by different models: United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) and traditional and modified COD removal equations, beside possible losses. The efficiency of removal of Chemical Oxygen Demand (COD), total (TS) and volatile (VS) solids, pH, alkalinity and nutrient concentration at the UASB intake was monitored, as well as the concentration of CH_4 dissolved in the effluent. With the results, it was verified that the operating conditions do not explain the low production/storage of CH_4 . It was also observed that the COD method removed by discounting the physical removal (removal of VS) from the COD balance, provided the values closest to those found in the literature and estimated by the Probio 1.0 software. Estimated methane production indicates that there has been low recovery and losses in gas transportation.

KEYWORDS: dissolved methane, mass balance, UASB reactor.

1 | INTRODUÇÃO

Reatores anaeróbios têm sido largamente utilizados em estações de tratamento de esgotos (ETE) em função da sua compacticidade, da redução da área necessária para tratamento aeróbio, da menor geração de lodo, da possibilidade de se evitar algumas etapas no tratamento do resíduo sólido gerado, além de gerar biogás (CHERNICHARO, 2007).

A composição típica do biogás gerado e coletado em reatores UASB, utilizados no tratamento de esgoto sanitário, é em torno de 70 a 80% de CH_4 , 10 a 25% de N_2 e 5 a 10% de CO_2 (LOBATO et al., 2013; CHERNICHARO et al., 2015). A importância no controle dessas emissões se dá pela contribuição do metano no efeito estufa (HOWARTH, 2014; IPCC, 2014) e pelo potencial de produção de energia após sua queima (BILOTTA; ROSS, 2016; ROSA et al., 2017). De acordo com Bressani-Ribeiro et al. (2017), com a queima do biogás podem ser gerados cerca de 11.646 GWh ano⁻¹ de energia térmica e 6.562 GWh ano⁻¹ de eletricidade, demonstrando o grande potencial que há em estações de tratamento de esgotos.

No entanto, a utilização do biogás como fonte energética apresenta alguns desafios. A produção de metano é dependente das condições operacionais (tempo de detenção hidráulica), condições ambientais, como temperatura, pH, alcalinidade, nutrientes, presença de cargas tóxicas, de sulfatos e disponibilidade de substrato (CHERNICHARO, 2007; CHERNICHARO et al., 2015). O gás sulfídrico, mesmo em baixas concentrações, pode liberar odores e causar corrosão na tubulação de

condução do biogás e da energia produzida (NOYOLA et al., 2006; VARNERO et al., 2012).

Além disso, do CH₄ produzido, nem todo ele é captado no separador trifásico, sendo perdido dissolvido no efluente e desprendido na atmosfera, sem ser captado (SOUZA et al., 2012). Novas pesquisas apontam ainda a presença de microrganismos metanotróficos, capazes de realizar a metanogênese reversa e dessa forma, promover a oxidação do CH₄ a CO₂, utilizando-se diferentes aceptores de elétrons, em sistemas anaeróbios, tendo redução da presença do gás no sistema (SINISCALCHI et al., 2016).

Para avaliar o potencial de geração de metano em uma ETE, existem alguns modelos na literatura, tais como o proposto pela Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre a Mudança do Clima (UNFCCC - Equação 1) e segundo o balanço de massa de DQO corrigido com a temperatura (Equação 2) (CHERNICHARO, 2007). A Equação 3 é utilizada para calcular o fator de correção com a temperatura.

$$P_{CH_4} = Q * S_0 * \eta_{rem} * CP_{CH_4} * FCM * FCI \quad (\text{Eq. 1})$$

$$Q_{CH_4} = DQO_{CH_4} / f(T) \quad (\text{Eq. 2})$$

$$f(T) = P * K_{DQO} / R * (273 + T) \quad (\text{Eq. 3})$$

Em que: P_{CH_4} é a produção de metano em uma ETE (kg d⁻¹); Q é o volume de água tratada (m³ d⁻¹); S₀ é a DQO da água residuária (kg m⁻³); η_{rem} é a eficiência de remoção de DQO do sistema; CP_{CH_4} é a capacidade de produção do metano (0,25 kg(CH₄).kg(DQO)⁻¹); FCM é o fator de correção do metano em função do tipo de tratamento; FCI é o fator de correção devido a incertezas (0,89); Q_{CH_4} é a produção volumétrica de metano (m³ d⁻¹); DQO_{CH_4} é a carga de DQO removida e convertida em metano (gDQO); f(T) é o fator de correção para a temperatura (kgDQO m⁻³); P é a pressão atmosférica (1atm), K_{DQO} , corresponde a um mol de DQO (64 gDQO mol⁻¹), R é a constante dos gases (0,08206 atm L mol⁻¹ K⁻¹).

Dentro da Universidade Federal de Lavras (UFLA), há uma estação de tratamento de esgotos (ETE-UFLA), a qual recebe e trata os efluentes gerados no campus. Dentre as unidades de tratamento, há reatores UASB que geram metano, e existe uma preocupação da universidade em fazer o aproveitamento energético do biogás. No entanto, a ETE-UFLA tem apresentado problemas na captação e armazenamento do biogás, em função da baixa vazão que alimentam os *bags*, mesmo com a operação normal da estação. Dessa maneira, o presente trabalho objetivou avaliar as condições de operação do reator UASB, além de estimar a produção teórica, pela utilização de diferentes modelos, quantificando também as possíveis rotas de perdas do metano na estação de tratamento de efluentes da Universidade Federal de Lavras.

2 | MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi desenvolvido na estação de tratamento de esgotos da Universidade Federal de Lavras (ETE-UFLA), que é composta, dentre outras unidades de tratamento, por seis reatores UASB. Esses reatores de volume de 62,37 m³ (cada), com altura útil de 5,5 m e diâmetro de 3,8 m, foram projetados para atender vazão (total) de 900 m³ d⁻¹ de esgoto sanitário gerado no campus. Pelo estipulado em projeto, espera-se que haja produção mensal, em cada reator, 894 m³ de biogás, a partir da remoção de 67% de DQO. No período do experimento (junho a julho de 2017), no entanto, a ETE operou com vazão de 150 m³ d⁻¹, garantindo um tempo de detenção hidráulica (TDH) seis vezes superior a de projeto, que é de 10 h.

O biogás produzido no reator anaeróbio sai pelo separador trifásico e é captado por tubulações que conduzem até o seu armazenamento em *bags*, onde fica retido até a queima. No entanto, em função da baixa vazão de biogás, ainda não é feito o aproveitamento energético, que é um objetivo futuro da universidade.

Para a avaliação do potencial de produção de metano e estimar as possíveis perdas, foi monitorado apenas um dos seis reatores, realizando sete coletas (27 e 29/06, 04, 06, 11, 13 e 18/07) com determinação, em todos ou em alguns desses dias, das concentrações de Demanda Química de Oxigênio (DQO - refluxo fechado), Sólidos Voláteis (SV - gravimétrico) e Totais (ST - gravimétrico), Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK - titulométrico), Fósforo Total (PT - titulométrico) e alcalinidade total (ALT - titulométrico), além dos valores de pH afluente e efluente ao reator UASB. As amostras coletadas foram encaminhadas para o Laboratório de Águas Residuárias e Reúso de Água do Núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária da UFLA do Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento, onde foram realizadas análises em triplicata, seguindo metodologia presente em APHA et al. (2012).

As Equações 1 e 2, apresentadas na literatura, além das Equações 4, 5 e 6, propostas neste trabalho, foram utilizadas com o intuito de estimar a produção teórica de biogás na ETE-UFLA. Como a remoção da DQO em reatores UASB ocorre também por princípios não biológicos, que não resultam na produção do biogás (CHERNICHARO, 2007; OLIVEIRA; FORESTI, 2004), foi adicionado um outro termo à Equação 2, de forma a descontar a remoção física de sólidos voláteis (SV_{rem}) do cálculo de geração de CH₄ (Eq.4 - DQO_{rem} II).

$$Q_{CH_4} = [DQO_{rem} - SV_{rem}] / f(T) \quad (\text{Eq. 4})$$

A utilização de sólidos voláteis (SV), ao invés dos sólidos totais (ST) se deve a apresentação de valores mais condizentes e relacionados com as mudanças nos valores de DQO dessa variável na ETE-UFLA, que foi avaliada na entrada do reator UASB.

Sabe-se que a degradação anaeróbia gera além de CH₄, CO₂ e outros gases,

energia para a reprodução e crescimento das células microbianas. Assim, nem toda a DQO removida é convertida em biogás. Na Equação DQO_{rem} III (Eq. 5), foi avaliado o efeito de introdução do coeficiente de produção de biomassa (Y), dado em gSSV por gDQO_{remov}, que segundo Chernicharo (2007), varia de 0,12 a 0,15 gSSV gDQO⁻¹ (foi adotado o limite máximo na avaliação).

$$Q_{CH_4} = [DQO_{rem} * (1 - Y)] / f(T) \quad (\text{Eq. 5})$$

Na Equação DQO_{rem} IV (Eq. 6), combinou-se os fatores relacionados das Equações 4 e 5.

$$Q_{CH_4} = [DQO_{rem} - SV_{rem}] * (1 - Y) / f(T) \quad (\text{Eq. 6})$$

Os valores obtidos da DQO removida foram multiplicados pela massa específica teórica do metano (0,7143 kg m⁻³) para que ficassem na mesma unidade dos resultados do método UNFCCC e pudessem ser comparados (GERVASONI; CANTÃO, 2011). Nos cálculos, assumiu-se a temperatura de 20°C para o efluente dentro do reator, valor normalmente encontrado na unidade nessa época do ano.

Para avaliar a rota do metano dissolvido no efluente, adaptou-se as metodologias descritas por Alberto et al. (2000) e Souza et al. (2011). Amostras da saída do reator foram coletadas nos dias 05, 06 e 07/07 (em triplicata), acondicionadas em garrafas pet (com preenchimento total do recipiente), fechadas e armazenadas a 4 °C até o momento da análise (dia 07/07). Do conteúdo, 25 mL foram transferidos para frascos tipo "conta gotas" (70 mL), sendo agitados por 10 min, em mesa agitadora a 250 rpm.

Os testes foram realizados em triplicata e os frascos selados com silicone a fim de evitar a perda de gás pelos orifícios feitos para coleta com a agulha. Os frascos foram levados à Central de Análises e Prospecção Química da Universidade Federal de Lavras para a determinação da concentração de metano por cromatografia gasosa, no equipamento GC 2010 da *Shimadzu*, equipado com uma coluna RT-QPLOT (30 m * 0,32 mm * 10 µm). A temperatura da coluna foi mantida a 50 °C por seis minutos, enquanto no injetor e no detector a temperatura foi mantida a 200 °C. A injeção da amostra gasosa foi feita manualmente, com volume injetado de 0,25 mL, utilizando o Hélio (He) como gás de arraste. O tipo de injeção foi Split (1:10 v:v), com vazão de 3 mL min⁻¹. Os resultados obtidos foram utilizados na equação apresentada por Souza et al. (2011).

$$[CH_4] = \{ ([\%CH_4]_g / 100) \cdot [d \cdot V_g + (P_T - P_V)] \cdot K_H \cdot V_L \} / V_L \quad (\text{Eq. 7})$$

Em que, [CH₄] é a concentração de metano dissolvido em mg L⁻¹; [%CH₄]_g é a concentração percentual de metano na fase gasosa do frasco (%); d é a massa específica do metano (calculada como 582,3 mg L⁻¹ a 25 °C e 0,89 atm); V_g é o volume da fase gasosa (mL); P_T é a pressão atmosférica (0,89 atm para a cidade de Lavras, MG); P_V é a pressão de vapor de água (0,032 atm a 25 °C); K_H é a constante

da lei de Henry para metano ($21,5 \text{ mg L}^{-1} \text{ atm}^{-1}$ a $25 \text{ }^\circ\text{C}$); V_L é o volume da fase líquida (mL). A conversão da concentração de metano dissolvido para concentração de DQO foi feita com uso da relação de $0,064 \text{ kgDQO mol}_{\text{CH}_4}^{-1}$, parâmetro indicado por Lobato et al. (2012).

Para comparação dos valores obtidos de produção de metano, foi utilizado o *software* ProBio 1.0, programa desenvolvido para estimativa de produção de biogás em reatores UASB tratando esgotos sanitários, sendo uma parceria entre a Companhia de Saneamento do Paraná (Sanepar) e a Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). No programa, que já fornece todas as porcentagens do balanço de massa de DQO (e as rotas do metano), foi inserida a vazão afluyente no reator UASB avaliado ($23,3 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$) e a DQO afluyente média.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 1, estão apresentados os valores médios, do desvio padrão e o número de dados de cada variável monitorada, além das eficiências de remoção. Para as variáveis NTK, fósforo total (PT) e alcalinidade total (ALT), foram feitas apenas duas campanhas, com a análise apenas do afluyente ao reator UASB, para que se pudesse avaliar a adequabilidade das relações DQO:N:P e do poder tamponante para a degradação anaeróbia (condições ambientais).

	DQO	ST	SV	NTK	PT	ALT	pH
Afl.	847±652	986±655	550±383	154±50	5,7±1,3	528±138	7,45±0,23
Efl.	263±233	562±90	236±61	-	-	-	7,13±0,30
N	7	7	7	2	2	2	7
E(%)	62±28	33±20	48±21	-	-	-	-

Tabela 1. Valores médios afluentes (Afl) e efluentes (Efl) (em mg L^{-1} , com exceção do pH) ao reator UASB das variáveis monitoradas, além do número de dados (N), desvio padrão e eficiência de remoção (E).

A partir dos resultados apresentados, observa-se que a eficiência de remoção de DQO está dentro da faixa comumente encontrada de 55-70% no tratamento de esgoto sanitário. A relação DQO:N:P média nos dois dias avaliados foi de 149:27:1, inferior ao máximo recomendado para o tratamento anaeróbio, que é de 350:5:1. Já para a variável pH, recomenda-se que essa esteja entre 6,6 e 7,4, indicando que as condições ambientais e de operação e o desempenho do reator UASB da ETE-UFLA não explicam o baixo armazenamento de biogás (CHERNICHARO, 2007; DONOSO-BRAVO et al., 2013; RIVZI et al., 2015; WEN et al., 2017). Assim, é importante

investigar as possíveis rotas de perdas de CH₄.

A partir da utilização da Equação 7, foram obtidas as concentrações de 36, 11 e 34 mg L⁻¹ de CH₄ dissolvido, sendo, em média, superior ao observado nos trabalhos de Gervasoni e Cantão (2011) (10 mg L⁻¹) e Souza et al. (2011) (17 a 22 mg L⁻¹), indicando ser a dissolução do gás, uma importante fonte de perda do gás, possivelmente pelo elevado TDH e pelas baixas temperaturas no período do experimento, conduzido no inverno (CRONE et al., 2016). Para Greenfield e Batson (2005), outro possível fator influente na perda de metano dissolvido no efluente é o grau de agitação do líquido. Como na ETE-UFLA, a saída do líquido tratado no reator UASB ocorre por meio de um vertedouro tipo tulipa, havendo um ressalto hidráulico que causa turbulência na massa líquida, a concentração de metano dissolvido poderia ser ainda maior.

Na Tabela 2, estão apresentadas as porcentagens equivalentes às possíveis rotas de CH₄ em relação à carga de DQO que entrou no reator UASB.

	CH ₄ (rec.) (%)	CH ₄ (d) (%)	DQO _{efl} (%)	Compl. (%)
UNFCCC	-12,2	18,2	33,7	60,3
DQO_{rem I}	54,5	18,2	33,7	-6,4
DQO_{rem II}	29,6	18,2	33,7	18,5
DQO_{rem III}	49,3	18,2	33,7	-1,2
DQO_{rem IV}	-0,1	18,2	33,7	48,2
ProBio 1.0	34,4	10,5	33,7	21,4

Tabela 2. Porcentagens da DQO afluente convertidas a metano dissolvido (CH₄(d)), recuperado (CH₄(r)) e a parcela da DQO não removida (DQO_{efl}). A parte complementar (Compl) é a subtração das três frações.

Para cálculo do CH₄ recuperado, foi subtraída da produção estimada pelos modelos avaliados (UNFCCC, DQO_{rem I}, II, III e IV), a fração referente ao metano dissolvido (CH₄(d)). Já o complemento foi calculado pela diferença entre a DQO efluente e a parcela que não foi convertida em metano recuperado e dissolvido, como a DQO utilizada pelas bactérias redutoras de sulfato (BRS), convertida em lodo, perdida para a atmosfera e como gás residual de CH₄. Nos cálculos das porcentagens, considerou-se que 1 kg de CH₄ equivale a 4 kg DQO (CHERNICHARO, 2007).

Ao comparar os dois primeiros métodos, Gervasoni e Cantão (2011) observaram que os valores obtidos pela DQO removida eram muito superiores aos do primeiro método (UNFCCC), resultado que corrobora as observações do trabalho. Desconsiderando do balanço de massa de DQO, o que foi removido por sedimentação ou sorção dos sólidos, a produção diminui. No entanto, não se pode

afirmar que toda a remoção de SV ocorreram por mecanismos físicos. Oliveira e Foresti (2004) encontraram que as remoções físicas eram responsáveis por 49 a 72% de toda a redução da concentração de DQO em reatores UASB tratando a água residuária da suinocultura. Utilizando o método da DQO removida II, houve desconto de 32 a 55%, o que parece ser razoável.

Calculando pelo método da DQO removida III, em que se leva em conta que nem toda a massa de DQO consumida é convertida em metano, uma parte é utilizada para crescimento celular, a produção bruta de metano diminui em relação ao método da DQO removida I. Porém, assim como o método mencionado, ambos aparentam causar superestimativa da produção de gás metano (complemento negativo). Ao se considerar a Equação 6, na qual há desconto da remoção física e da DQO utilizada para crescimento microbiano, chega-se a um complemento positivo de 48,2%, sendo que parte pode ter sido usado pela microbiota para redução de sulfato.

Souza et al. (2011) encontraram que 46,8% da DQO afluenta foi convertida a metano, sendo que parte do gás saiu como biogás (29,7%) e o restante foi perdido dissolvido no efluente (17,1%), valores próximos aos encontrados pelo método da DQO removida II (29,6% recuperado e 18,2% dissolvido no efluente do UASB). Segundo Chernicharo (2007), essa porcentagem de conversão fica entre 50,0 a 70,0%, enquanto a estimativa pelo DQO_{rem} II, esse valor estaria em 47,8%. Desta forma, o modelo da DQO removida se apresenta adequado, aproximando-se do que está apresentado na literatura, ao contrário das conclusões de Gervasoni e Cantão (2011), que consideram o método UNFCCC mais apropriado

Comparando com as porcentagens obtidos usando o *software* ProBio 1.0, verifica-se, novamente, que o método DQO_{rem} II é que o mais se aproxima. As diferenças podem estar relacionadas à subestimativa das perdas de metano dissolvido em função da maior perda para atmosfera; ao uso de DQO pelas BRS; além das grandes variações de condições de operação da ETE, com grande variabilidade das concentrações de matéria orgânica afluenta.

Considerando a estimativa pelo método DQO_{rem} II, verificou-se que a produção teórica no reator avaliado é de $2,31 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ e $1,650 \text{ kgCH}_4 \text{ d}^{-1}$ (DQO_{rem} II), dos quais 29,6% é recuperado. Considerando produção igual nos demais reatores e alguns coeficientes de conversão (75% biogás = CH_4 ; $28,1 \text{ MJ m}_{\text{biogás}}^{-3}$; 30% de conversão do biogás em energia elétrica) (LOBATO et al., 2012; ROSA et al., 2017), a expectativa é de que haja geração de 542 KWh mês^{-1} , sendo uma importante fonte energética.

Assim, é importante que haja a investigação de possíveis rotas de perda da saída do separador trifásico até as *bags* ou em relação à qualidade do substrato (matéria orgânica afluenta), que pode ser de difícil degradação, resultando em geração de CH_4 aquém do potencial (SILVA et al., 2018). No último caso, é preciso inocular o lodo de ETE em solução com substrato facilmente assimilável e também

com o esgoto da UFLA, para confirmar ou refutar a hipótese.

4 | CONCLUSÕES

Com a realização do estudo exploratório, foi possível observar que as condições de operação da Estação de Tratamento de Esgotos da Universidade Federal de Lavras (ETE-UFLA) não são limitantes à produção/armazenamento de CH₄ nas *bags* presentes. De acordo com a comparação com a literatura e utilizando o software ProBio 1.0, observou-se que o método da DQO removida II, com supressão do efeito da remoção física (DQO_{remov} II), é aquele que se mostrou mais adequado para estimar a produção de metano na ETE-UFLA, indicando uma produção teórica de 1,650 kgCH₄ d⁻¹. Sugere-se a adoção de medidas para que a ETE não perca o potencial de produção de energia elétrica, que pode resultar em economia na sua operação.

REFERÊNCIAS

- ALBERTO, M. C. R.; ARAH, J. R. M.; NEUE, H. U.; WASSMANN, R.; LANTIN, R. S.; ADUNA, J. B.; BRONSON, J. R. **A sampling technique for the determination of dissolved methane in soil solution**. Chemosphere: Global Change Science, v. 2, p. 57-63, 2000.
- APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AWWA – AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WEF – WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22a. ed. Washington: APHA/AWWA/WEF, 1496p, 2012.
- BILOTTA, P.; ROSS, B. Z. L. **Estimativa de geração de energia e emissão evitada de gás de efeito estufa na recuperação de biogás produzido em estação de tratamento de esgotos**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v.21, n.2, p.275-282, 2016.
- BRESSANI-RIBEIRO, T.; BRANDT, E .M. F.; GUTIERREZ, K. G.; DÍAZ, C. A.; GARCIA, G. B.; CHERNICHARO, C. A. L. **Potential of resource recovery in UASB/trickling filter systems treating domestic sewage in developing countries**. Water Science and Technology, v.75, n.7-8, p.1659-1666, 2017.
- CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do tratamento de águas residuárias - Reatores anaeróbios**. v. 5, 2ª edição. Belo Horizonte: ed. UFMG, 2007. 380p.
- CHERNICHARO, C. A. L.; VAN LIER, J. B.; NOYOLA, A.; BRESSANI-RIBEIRO, T. **Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges**. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology, v.14, p.649-679, 2015.
- CRONE, B. C.; GARLAND, J. I.; SORIAL, G. A.; VANE, L. M. **Significance of dissolved methane in effluents of anaerobically treated low strength wastewater and potential for recovery as an energy product: A review**. Water Research, v.104, p.520-531, 2016.
- DONOSO-BRAVO, A.; BANDARA, W. M. K. R. T. W.; SATOH, H.; RUIZ-FILIPPI, G. **Explicit temperature-based model for anaerobic digestion: Application in domestic wastewater treatment in a UASB reactor**. Bioresource Technhology, v.133, p.437-442, 2013.
- GERVASONI, R., CANTÃO, M. P. **Produção de metano a partir da digestão anaeróbia: relação entre teoria e prática**. Espaço Energia, n.15, p.13-20, 2011.

GREENFIELD, P. F., BATSTONE, D. J. **Anaerobic digestion: impact of future greenhouse gases mitigation policies on methane generation and usage.** Water Science and Technology, v. 52, n1, p. 39-47. 2005.

HOWARTH, R. W. **A bridge to nowhere: methane emissions and the greenhouse gas footprint of natural gas.** Energy Science and Engineering, p.1-14, 2014.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate Change 2014: Synthesis Report.** Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 2014, 151 p.

LOBATO, L. C. S.; CHERNICHARO C. A. L.; SOUZA, C. L. **Estimates of methane loss and energy recovery potential in anaerobic reactors treating domestic wastewater.** Water Science and Technology, v.66, n.12, p.2745–2753, 2012.

LOBATO L. C. S.; CHERNICHARO C. A. L.; PUJATTI, F. J. P.; MARTINS O.; MELO, G. C. B.; RECIO, A. A. R. **Use of biogas for cogeneration of heat and electricity for local application: performance evaluation of an engine power generator and a sludge thermal dryer.** Water Science and Technology, v.67, n.1, p.159–167, 2013.

NOYOLA, A.; MORGAN-SAGASTUME, J. M.; HERNÁNDEZ, J. E. **Treatment of biogas produced in anaerobic reactors for domestic wastewater: odor control and energy/resource recovery.** Reviews in Environmental Science and Bio/Technology, v.5, p.93–114, 2006.

OLIVEIRA, R. A.; FORESTI, E. **Balço de massa de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) tratando águas residuárias de suinocultura.** Engenharia Agrícola, v.24, n.3, p.807-820, 2004.

RIZVI, H.; AHMAD, N.; ABBAS, F.; BUKHARI, I. H. **Start-up of UASB reactors treating municipal wastewater and effect of temperature/sludge age and hydraulic retention time (HRT) on its performance.** Arabian Journal of Chemistry, v.8, p.780-786, 2015.

ROSA, A. P.; CHERNICHARO, C. A. L.; LOBATO, L. C. S.; SILVA, R. V.; PADILHA, R. F.; BORGES, J. M. **Assessing the potential of renewable energy sources (biogas and sludge) in a full-scale UASB-based treatment plant.** Renewable Energy, online, 2017.

SILVA, C.; ASTALS, S.; PECES, M.; CAMPOS, J. L.; GUERRERO, L. **Biochemical methane potential (BMP) tests: Reducing test time by early parameter estimation.** Waste Management, v.71 p.19–24, 2018.

SINISCALCHI, L. A. B.; VALE, I. C. C.; ANTUNES, J. D.; CHERNICHARO, C. A. L.; ARAÚJO, J. C. Enriquecimento de microrganismos metanotróficos a partir de lodo de reator UASB tratando esgotos domésticos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.21, n.1, p.109-122, 2016.

SOUZA, C. L.; CHERNICHARO, C. A. L.; AQUINO, S. F. **Quantification of dissolved methane in UASB reactors treating domestic wastewater under different operating conditions.** Water Science and Technology, v.64, n.11, 2011.

SOUZA, C. L.; CHERNICHARO, C. A. L.; MELO, G. C. B. **Methane and hydrogen sulfide emissions in UASB reactors treating domestic wastewater.** Water Science and Technology, v.65, n.7, 2012.

UNFCCC. Approved Methodologies for Small Scale CDM Project Activities. Type III. AM-SIII.H. **Methane recovery in wastewater treatment** (Version 16.0). 32p., s.d.

VARNERO, M. T.; CARÚ, M.; GALLEGUILLOS, K.; ACHONDO, P. **Tecnologías disponibles para la**

Purificación de Biogás usado en la Generación Eléctrica. Información Tecnológica, v.23, n.2, p.31-40, 2012.

WEN, X.; YANG, S.; HORN, F.; WINKEL, M.; WAGNER, D.; LIEBNER, S. **Global Biogeographic Analysis of Methanogenic Archaea Identifies Community-Shaping Environmental Factors of Natural Environments.** Frontiers in Microbiology, v.8, p.1-13, 2013.

ESTUDO DA GERAÇÃO DE TRIHALOMETANOS (THM) EM EFLUENTE TRATADO DE SISTEMA DE LODO ATIVADO DE FLUXO INTERMITENTE

Data de aceite: 06/01/2020

Vanessa Farias Feio

Instituto Federal do Pará.

Paragominas- Pará.

Neyson Martins Mendonça

Universidade Federal do Pará.

Belém- Pará.

RESUMO: No Brasil, a cloração é o método mais utilizado na desinfecção de efluentes tratados. No entanto, o cloro reage com compostos orgânicos formando Trihalometanos (THM), que são compostos nocivos à saúde humana. Assim, nesse trabalho, se avaliou a geração de THM em tanque de contato de cloro empregado na desinfecção de efluente tratado da estação de tratamento de esgoto (ETE) do Instituto Evandro Chagas (IEC) no município de Ananindeu-PA. O monitoramento fora realizado durante 12 semanas, com amostragem do tipo composta e determinação das seguintes variáveis: temperatura, pH, oxigênio dissolvido (OD), alcalinidade total (AT), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Sólidos Suspensos Totais (SST), Sólidos Suspensos Voláteis (SSV), N-amoniaco, N-nitrato, N-nitrito, Fósforo Total, THM, Cloro Total e Cloro Livre. Os resultados preliminares, indicaram

valores médios de $12,9 \pm 7,8$ mg/L para DBO, $30,5 \pm 16,1$ mg/L para DQO, $1,4 \pm 1,3$ mg/L para Cloro total, $0,3 \pm 0,3$ mg/L para Cloro livre e 182 ± 112 µg/L para THM. Com relação ao THM, os dados obtidos para o efluente da ETE IEC indicaram concentrações inferiores ao padrão de emissão de 1 mg/L preconizado pela Resolução 430/2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Possivelmente, a presença de THM nesse efluente pode ser atribuída à reação entre a matéria orgânica remanescente e o cloro.

PALAVRAS-CHAVE: Efluente tratado; Desinfecção; Trihalometanos.

TRIHALOMETAN GENERATION (THM) STUDY IN TREATED WASTEWATER OF INTERMITTENT FLOW ACTIVATED SLUDGE SYSTEM

ABSTRACT: In Brazil, chlorination is the most used method for disinfection of treated effluents. However, chlorine reacts with organic compounds forming trihalomethanes (THM), which are harmful to human health. We evaluated the generation of THM in a chlorine contact tank used to disinfection of treated effluent from the Evandro Chagas Institute (IEC) wastewater treatment plant in the municipality of Ananindeu-PA. Monitoring had been performed

for 12 weeks, with composite sampling and determination of the following variables: temperature, pH, dissolved oxygen (DO), total alkalinity (TA), Biochemical Oxygen Demand (BOD), Chemical Oxygen Demand (COD), Total Suspended Solids (TSS), Volatile Suspended Solids (VSS), N-Ammonia, N-Nitrate, N-Nitrite, Total Phosphorus, THM, Total Chlorine and Free Chlorine. Preliminary results indicated mean values of 12.9 ± 7.8 mg / L for BOD, 30.5 ± 16.1 mg/L for COD, 1.4 ± 1.3 mg/L for total Chlorine, $0.3 \pm 0,3$ mg/L for free Chlorine and 182 ± 112 μ g/L for THM. About the THM, obtained data from the effluent of the IEC WWTP indicated concentrations below the emission standard of 1 mg/L recommended by Resolution 430/2011 of the National Environment Council (CONAMA). Possibly, the presence of THM in this effluent can be attributed to the reaction between the remaining organic matter and chlorine.

KEYWORDS: Treated effluent; Disinfection; Trihalomethanes.

1 | INTRODUÇÃO

Com a crescente pressão demográfica, uma das alternativas para contornar o problema da escassez dos recursos hídricos facilmente exploráveis, é o reuso de esgoto. O lançamento de águas residuárias tem se tornado uma constante preocupação ambiental, haja vista, essas águas possuem poluentes orgânicos cujo lançamento sem controle nos mananciais superficiais pode comprometer a qualidade da água de corpos hídricos, bem como, permitir a propagação das doenças de veiculação hídrica.

Visando à remoção dos poluentes orgânicos são construídas as estações de tratamento de esgotos (ETE), que são projetadas para corrigir as características indesejáveis desses efluentes, de tal modo que o seu uso ou disposição possa ocorrer de acordo com as normas e critérios definidos pelas autoridades legislativas (VON SPERLING, 2014). A legislação vigente em nosso país que estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes é a Resolução N°430/2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA).

Para isso, nas ETE's vem sendo utilizadas três formas distintas para eliminação de organismos patogênicos (cloração, ozonização e radiação ultravioleta), embora todas tenham suas vantagens e desvantagens.

No Brasil, a cloração é o método de maior utilização, devido ao domínio tecnológico e principalmente à viabilidade econômica. Ainda com os benefícios da cloração de esgotos sanitários tratados, é necessário considerar que todos os desinfetantes químicos produzem subprodutos, direta ou indiretamente, e alguns destes podem gerar riscos à saúde pública. (GONÇALVES, 2003).

Os principais subprodutos formados são os Trihalometanos (THM), que são prejudiciais à saúde humana por serem presumidamente carcinogênicos e sua formação depende de fatores como: tempo de contato, temperatura, pH,

concentrações de cloro.

Portanto, após a cloração do efluente é necessário que se realize a descloração. A descloração de esgoto é necessária para minimizar os potenciais tóxicos do cloro residual ao ambiente.

2 | MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Descrição da Estação de Tratamento de Esgoto

O sistema de tratamento de esgoto do Instituto Evandro Chagas (ETE-IEC), está localizado na rodovia BR 316 km 7, no município de Ananindeua região metropolitana de Belém, Estado do Pará - Brasil, e seu layout é apresentado na Figura 1.

A ETE IEC realiza tratamento de esgoto pelo sistema de lodos ativados com operação de fluxo intermitente e conta com tratamento preliminar composto por grade manual, desarenador e medidor de vazão triangular, tratamento secundário composto pelo tanque de aeração que atua como reator aeróbio e decantador, por ser de fluxo intermitente. Após isso o efluente é encaminhado para a desinfecção no tanque de contato utilizando Hipoclorito de Sódio a 10%.

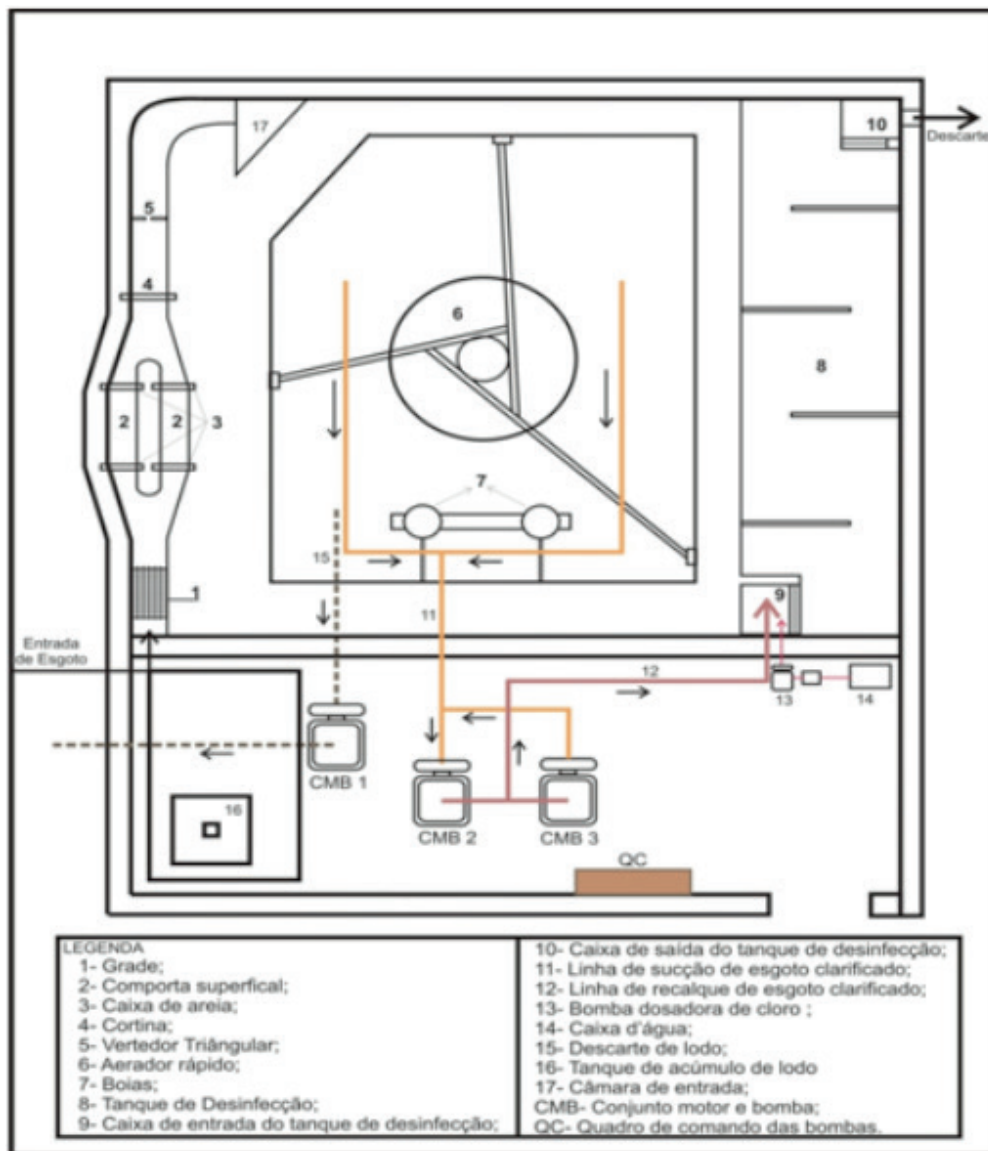


Figura 1: Layout da ETE

Fonte: Reis Júnior (2010).

2.2 Monitoramento da Geração de Thm Em Ete de Lodo Ativado de Fluxo Intermitente

Essa etapa foi realizada por meio de coleta manual de amostras do tipo composta com composição de volumes de alíquotas de amostra, registradas de 6min em 6min durante 30min, até se obter dois litros (2L) de amostra para efluente tratado da ETE. O ponto de coleta é localizado na saída do tanque de desinfecção.

As variáveis físico-químicas monitoradas foram: temperatura, pH, oxigênio dissolvido (OD), alcalinidade total (AT), DBO, DQO, SST, N-nitrato, N-nitrito, Fósforo total, Cloro total e Cloro Livre e THM.

O monitoramento da geração de THM no efluente tratado da ETE IEC teve frequência de análises de duas (02) vezes por semana durante aproximadamente quatro (04) meses, totalizando determinações variando de 10 a 24 amostras para as determinações das variáveis físico-químicas previstas nesse trabalho.

As variáveis foram determinadas no Laboratório Multiusuário de Tratabilidade em Águas (LAMAG) do Instituto de Tecnologia (ITEC) da UFPA e conforme os procedimentos do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (AWWA/APHA/WEF, 1998). Tais métodos são descritos a seguir:

- pH : determinação utilizando a seção 4550-H+ B, método potenciométrico;
- Temperatura: determinação utilizando a seção 2550 B, mediante a utilização de termômetros de imersão total ou parcial com escala de 0,1C;
- AT: determinação utilizando a seção 2320 B, método titulométrico;
- DBO_{5,20°C}: determinação utilizando a seção 5210-B mediante a utilização do método respirométrico;
- DQO: determinação utilizando a seção 5220-D, mediante a utilização do método colorimétrico do refluxo fechado;
- OD: determinação utilizando a seção 4500-O G, mediante a utilização do método de eletrodo com membrana;
- SST: determinação utilizando método fotométrico 8006;
- Nitrito: determinação utilizando a seção 4500-NO₂-B, mediante a utilização do método colorimétrico;
- Nitrato: determinação utilizando a seção 4500-NO₃-E método de redução em coluna de cádmio;
- Cloro Total: determinação utilizando a seção 4500-G- método colorimétrico DPD;
- Cloro Livre: determinação utilizando a seção 4500-G- método colorimétrico DPD;
- Fósforo total: determinação utilizando a seção 4500-P- A ao método de digestão de persulfato seguido pelo método colorimétrico do ácido ascórbico.
- THM: determinação utilizando a seção 5710-B- método do potencial de formação de Trihalometanos.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 Características do Efluente Tratado

As principais características do efluente tratado monitorado são apresentadas na Tabela 1.

Variável	N	Máximo	Mínimo	Média±DP	CV
pH (mínimo-máximo)	24	5,4	7,1	—	—
Temperatura (°C)	18	28	23	---	—
AT(mgCaCO ₃ /L)	24	50	13	23,7±11,3	0,48
OD(mgO ₂ /L)	18	7	1	4,4±2,1	0,48
DBO _{5,20°C} (mgO ₂ /L)	12	40	1	15,1±13,1	0,86
DQO(mgO ₂ /L)	14	62	13	32,7±14,4	0,44
OD(mgO ₂ /L)	18	7	1	4,4±2,1	0,48
SST(mg/L)	19	42	8	23±10,2	0,44
Nitrito(mgN-NO ₂ /L)	24	2	0	0,9±0,8	0,81
Nitrato(mgN-NO ₃ /L)	24	17	4	9,5±3,3	0,35
Cloro Total(mgCl/L)	24	7	0	1,7±1,7	1,01
Cloro Livre(mgCl/L)	24	2	0	0,4±0,4	1,05
Fósforo Total(mgP/L)	10	8	0	4,5±2,6	0,58
THM (μgCHCl ₃ /L)	11	339	68	163,9±83,7	0,51

Tabela 1: Características do efluente tratado da ETE IEC

De acordo com a Tabela 1, o efluente descartado apresenta temperatura variando de 23° a 27°C e pH na faixa de 5,4 a 7,1, dentro da faixa de referência mencionada na Resolução N.430/11 do CONAMA, que prevê o lançamento de efluente com temperatura inferior a 40°C e pH entre 5,0 a 9,0. Com relação à alcalinidade total apresentou-se uma variação de 13 a 50 mgCaCO₃/L, sendo o valor médio de 23,7±11,3 mgCaCO₃/L.

Percebe-se uma razoável variação de valores de DBO e DQO no efluente tratado, como apresenta as Figuras 2 e 3. Os valores de DBO_{5,20°C} encontrados estão entre 1,0 e 40,0 mg/L, apresentando uma concentração média de 15,1±13,1 mg/L que está dentro dos valores de referência (máximo 120 mg/L). Com relação à DQO, não há exigência quanto ao seu lançamento, no entanto, os valores encontrados foram de 13 a 62 mg/L, com concentração média de 32,7±14,4 mg/L, dentro da faixa recomendada pela Resolução DN010/1986 do COPAM.

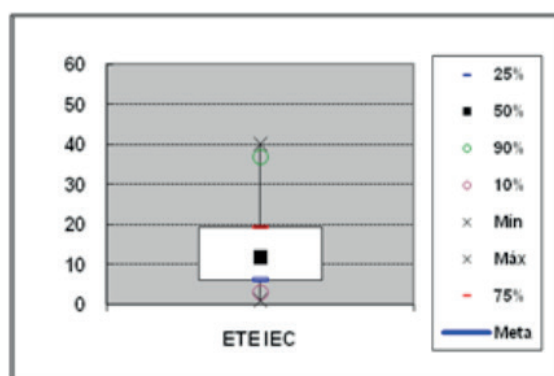


Figura 2: Box plot DBO

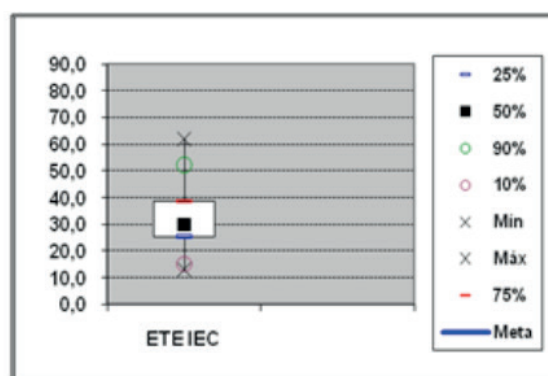


Figura 3: Box plot DQO

A obtenção de nitrato se dá principalmente devido a presença das bactérias nitrificantes que consomem oxigênio na sua forma livre para o processo de nitrificação, comum em sistemas aeróbios e quando não há presença de zona anóxica para remoção destes. Foi encontrado valores mínimo e máximo de 4 a 17 mg/L, respectivamente, com concentração média de $9,5 \pm 3,3$ mg/L. E para o nitrito a concentração média obtida fora de $0,9 \pm 0,8$ mg/L, como apresentado nas Figuras 4 e 5. Já para o fósforo total foi observado uma média de $4,5 \pm 2,6$ mg/L.

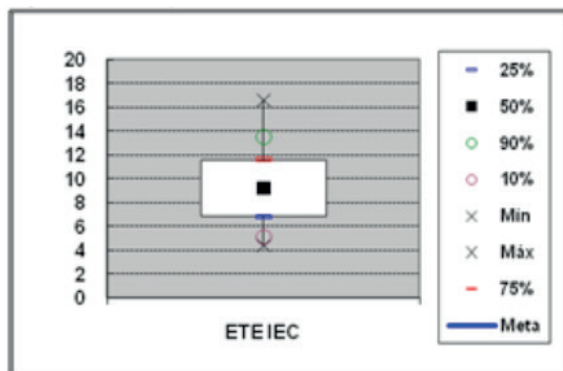


Figura 4: Box plot Nitrato

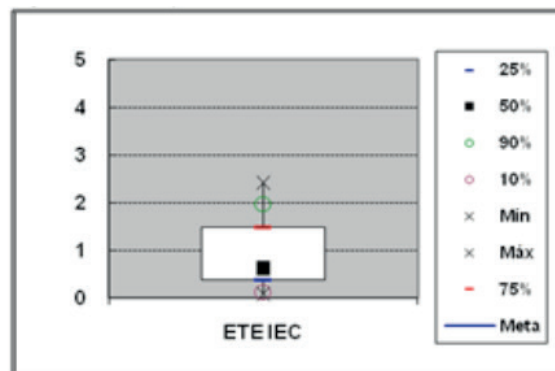


Figura 5: Box plot Nitrito

Com relação à presença de cloro, foram encontrados valores para cloro total e livre. A concentração de cloro total variou de 0 a 7 mg/L Cl, tendo sido obtido no efluente tratado valor médio de $1,7 \pm 1,7$ mg/L. E para o cloro livre as concentrações variaram de 0 a 2 mg/L Cl, com valor médio de $0,4 \pm 0,4$ mg/L Cl. A presença de cloro livre é importante para a formação dos THM e neste efluente foi obtido um valor baixo que ainda sim pode contribuir para esta ocorrência dos THM. Nas Figuras 6 e 7 são apresentadas as variações de cloro total e livre.

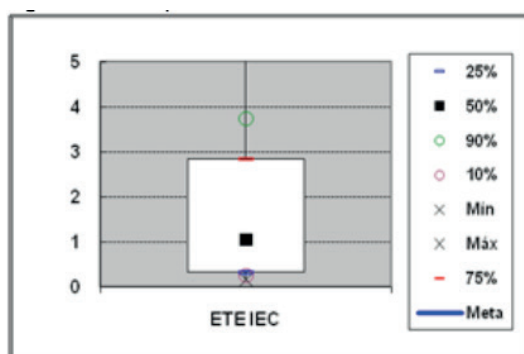


Figura 6: Box plot Cloro total

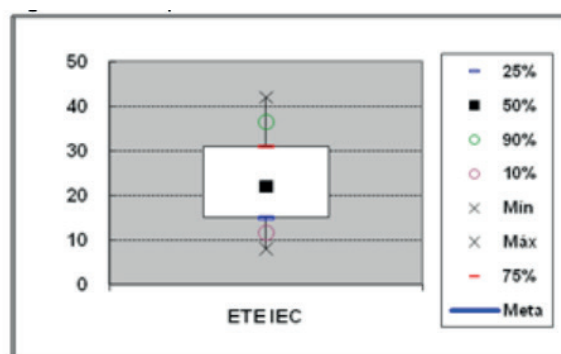


Figura 7: Box plot Cloro livre

Com relação aos valores de sólidos suspensos totais, foram apresentados valores de 8 a 42 mg/L e concentração médias de $23 \pm 10,2$ mg/L, como apresenta a Figura 8. Os sólidos também são importantes para a formação dos THM, já que após decomposição desse material pode haver contribuição com ácidos húmicos e/ou fúlvicos que são os chamados “precursores de THM”.

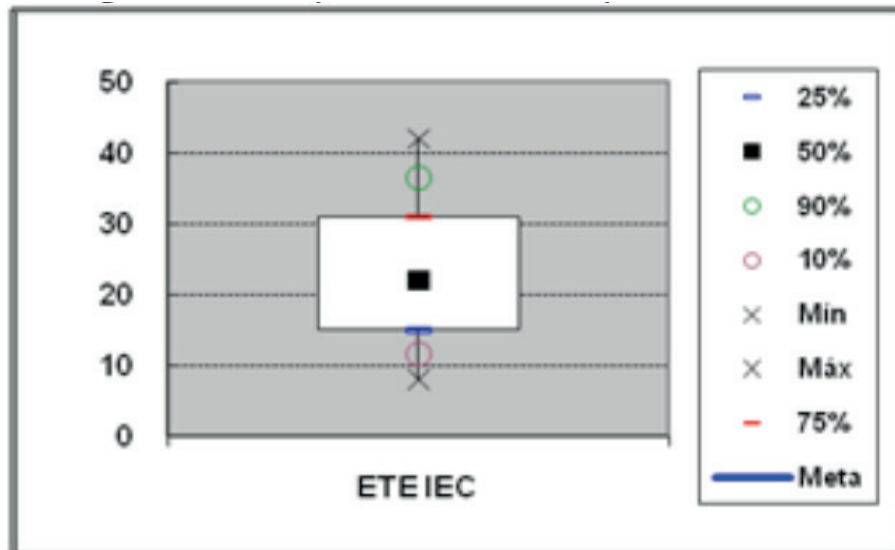


Figura 8: Box plot Sólidos Suspensos Totais

Nos resultados de THM foi obtida a média de $167,6 \pm 93,7 \mu\text{gCHCl}_3/\text{L}$, com valores variando de 72 a $339 \mu\text{gCHCl}_3/\text{L}$, apresentado na Figura 9. As grandes oscilações de valores de THM na ETE do IEC, possivelmente ocorreram devido ao arraste de material orgânico particulado e dissolvido, ocasionado por problemas operacionais devido a fixação do período de aeração e de descarte do sobrenadante, os quais atualmente requerem a intervenção do operador, podendo contribuir com a formação de THM.

Entretanto, os valores de THM obtidos na ETE do IEC quando comparados com valor de $1 \text{mgCHCl}_3/\text{L}$ da Resolução 430/2011 do CONAMA indicam que o percentual de atendimento ao padrão de emissão dessa unidade de tratamento é de 100%.

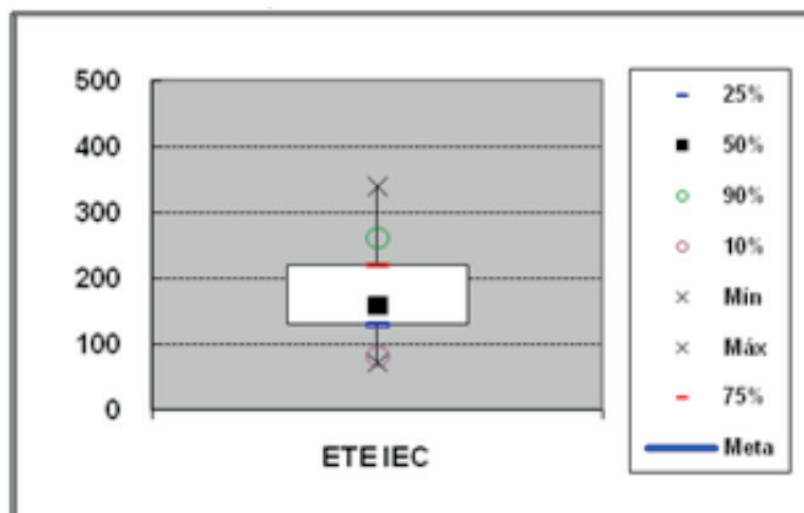


Figura 9: Box plot THM

4 | CONCLUSÕES

Com base nos resultados do monitoramento da ETE IEC ao longo deste trabalho de pesquisa foi possível concluir que:

No período do monitoramento da ETE, o efluente mostrou as concentrações de todas as variáveis de acordo com os valores de referência, ou quando estes são ausentes, foram comparados aos valores citados em literatura. Os resultados obtidos, indicam valores médios de $15,1,2 \pm 13,1$ mg/L para DBO, $32,7 \pm 14,4$ mg/L para DQO, $23 \pm 10,2$ para SST, $0,9 \pm 0,8$ mg/L para Nitrito, $9,5 \pm 3,3$ mg/L para Nitrato, $4,5 \pm 2,6$ mg/L para Fósforo Total, $1,7 \pm 1,7$ mg/L para Cloro total e $0,4 \pm 0,4$ mg/L para Cloro livre.

O efluente mostrou a presença de THM com concentração média de $167,6 \pm 93,7 \mu\text{gCHCl}_3/\text{L}$, dentro do limite de referência estabelecido pela resolução CONAMA 357/2005 e 430/2011. Portanto, observa-se 100% de atendimento ao padrão de emissão.

REFERÊNCIAS

BRASIL (2005) **Resolução CONAMA n. 430**. 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.

GONCALVES, Ricardo Franci (coordenador). **Desinfecção de Efluentes Sanitários**. Rio de Janeiro: Projeto PROSAB; FINEP, 2003.

MINAS GERAIS (1986). Deliberação **Normativa COPAM N.10 de 16 de dezembro de 1986**. Estabelece normas e padrões para qualidade das águas, lançamentos de efluentes nas coleções de água, e dá outras providências.

REIS JUNIOR, José Cláudio Ferreira dos. **Determinação do Tempo de Detenção Hidráulica em Tanque de Contato – Estudo de caso da ETE do Instituto Evandro Chagas**. 2010. 47p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária)- Universidade Federal do Pará, Belém, 2010.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução á qualidade da água e ao tratamento de esgotos**. 4 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2014, 452p.

ESTUDO DA TOXICIDADE DE EFLUENTE TÊXTIL SUBMETIDO À PROCESSO OXIDATIVO AVANÇADO

Data de aceite: 06/01/2020

Rogério Ferreira da Silva

Bacharel em Química pela Universidade Federal de Pernambuco, Licenciado em Química pela Universidade Federal Rural de Pernambuco, possui Mestrado e Doutorado em Química pela Universidade Federal de Pernambuco.

Atualmente, é professor de Química e Coordenador Substituto do Curso Técnico de Agroindústria do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Pernambuco – Campus Belo Jardim.

Gilson Lima da Silva

Engenheiro Químico pela Universidade Federal de Pernambuco, Mestre em Agronomia pela Universidade Federal Rural de Pernambuco e Doutor em Engenharia Química pela Universidade Estadual de Campinas. Atualmente é professor adjunto da Universidade Federal de Pernambuco – Centro Acadêmico do Agreste.

Victória Fernanda Alves Milanez

Graduanda em Engenharia de Produção pela Universidade Federal de Pernambuco no Centro Acadêmico do Agreste.

Ricardo Oliveira da Silva

Licenciado em Química pela Universidade Federal Rural de Pernambuco, Mestre e Doutor em Química pela Universidade Federal de Pernambuco. Atualmente é professor adjunto da Universidade Federal de Pernambuco.
e-mail: rogerio.silva@belojardim.ifpe.edu.br

RESUMO: As indústrias têxteis são importantes na economia de um país devido à geração de recursos e constituem indústrias que consomem bastante água, produzindo efluentes líquidos potencialmente poluidores. Entre as substâncias tóxicas despejadas em corpos receptores, destacam-se os corantes. Diversos estudos buscam o desenvolvimento de formas eficientes de tratamento, sejam biológicos ou químicos. Os processos oxidativos avançados estão entre os tratamentos químicos mais amplamente pesquisados. Os testes de toxicidade são utilizados com a finalidade de verificar a eficácia destes tratamentos antes do despejo dos efluentes tratados no meio ambiente. A toxicidade dos efluentes é testada com uma série de organismos. Neste trabalho, o objetivo foi verificar a eficiência do processo Foto-Fenton e verificar a toxicidade usando sementes de alface, antes e depois do tratamento oxidativo avançado, o efluente analisado foi de uma indústria têxtil de beneficiamento de jeans do agreste pernambucano, pertencente ao Arranjo Produtivo Local. Contudo, constatou-se a redução da toxicidade do efluente têxtil após tratamento.

PALAVRAS-CHAVE: Toxicidade; Efluente têxtil; Foto-Fenton

INTRODUÇÃO

As indústrias de diferentes segmentos descarregam elevada quantidade de contaminantes no meio ambiente, sobretudo nos corpos hídricos. Esta contaminação afeta tanto diretamente quanto indiretamente os seres vivos ao longo da cadeia alimentar, o que torna os poluentes, biodisponíveis, contaminando, inclusive, os seres humanos. Neste sentido, utilizam-se testes de toxicidade para avaliar a qualidade do efluente e também a viabilidade e degradabilidade de produtos químicos domésticos e industriais (BELTRAMI *et al.*, 1999). Os efluentes industriais, principalmente, os provenientes da indústria têxtil, são misturas de componentes tóxicos que, junto à diversidade do meio receptor, torna difícil a determinação da toxicidade de cada componente. A análise da toxicidade no meio aquático é um parâmetro importante na avaliação da qualidade e na quantificação do risco ambiental associado aos poluentes, complementando a análise de resíduos (REEMTSMA, 2001).

Devido à complexidade dos meios e das características dos testes de toxicidade, estes podem ser executados por diversas espécies biológicas. Garcia *et al.* (2013) relatam uma série de aplicações, destacando-se: plantas (CASA *et al.*, 2003; GARCIA *et al.*, 2009), bactérias (OTURAN *et al.*, 2008), células (COLOVIC *et al.*, 2010), crustáceos (SAUER *et al.*, 2006), Cladocera-Daphnias e ceriodaphnias (RIZZO, 2011) e peixes (FERNANDEZ-ALBA *et al.*, 2002).

A questão do reuso de água tem sido amplamente discutida mediante a crise hídrica atual, sendo utilizados diversos processos físico-químicos para esse fim, como: coagulação, floculação, adsorção, filtração com membranas e os processos oxidativos avançados (POA) (GOGATE, 2004; LUSTOSA, 2013; PATEL & RESHMA, 2013). Os POAs têm sido bastante aplicados, minimizado de forma eficiente a presença de resíduos aquosos (APAYDIN, 2014). Tais processos mineralizam e eliminam componentes tóxicos, destruindo as espécies orgânicas poluentes (FORGACS, *et al.* 2004; SHU, *et al.* 2005; KLAVARIOTI *et al.*, 2009). Um desses POAs é o processo foto-Fenton, que consiste da utilização de peróxido de hidrogênio, sais de ferro e luz, produzindo radicais hidroxilas que agem na mineralização dos compostos recalcitrantes. A determinação da toxicidade é importante pois indica se os produtos de degradação são mais ou menos tóxicos que o efluente original. O grau de toxicidade da amostra é avaliado pelo índice de germinação (IG), que é a relação entre o comprimento médio das sementes, expresso pelo Índice de Crescimento Relativo (ICR) e a média de sementes que germinaram. O ICR é o crescimento médio da radícula no período do experimento. Segundo a ASTM (2003), para um índice de germinação ser considerado como ótimo, deve possuir valores acima de 55%. O índice de crescimento da radícula é dado pela equação 1 e o índice de germinação é dado pela equação 2 (Melo *et al.* 2009, OLIVEIRA, 2013). O objetivo

deste trabalho foi avaliar a toxicidade de dois efluentes, sendo um modelo e outro real, de uma indústria têxtil de beneficiamento de jeans do município de Caruaru, no agreste pernambucano. O teste de toxicidade, utilizando sementes de alface *Lactuca Sativa L.*, foi aplicado antes e após o tratamento dos efluentes com o processo foto-Fenton.

MATERIAIS E MÉTODOS

O tratamento do efluente seguiu um planejamento fatorial 2^3 , cujas variáveis foram sal de ferro (1 mg ou 2 mg), volume de peróxido 30% (600 μ L ou 900 μ L) e tempo de exposição à luz (30 minutos ou 90 minutos), sendo luz artificial para o efluente modelo (Figura 1) e luz solar para o efluente real. Para o efluente modelo, foram utilizadas três lâmpadas fluorescentes com potência de 20 W cada.

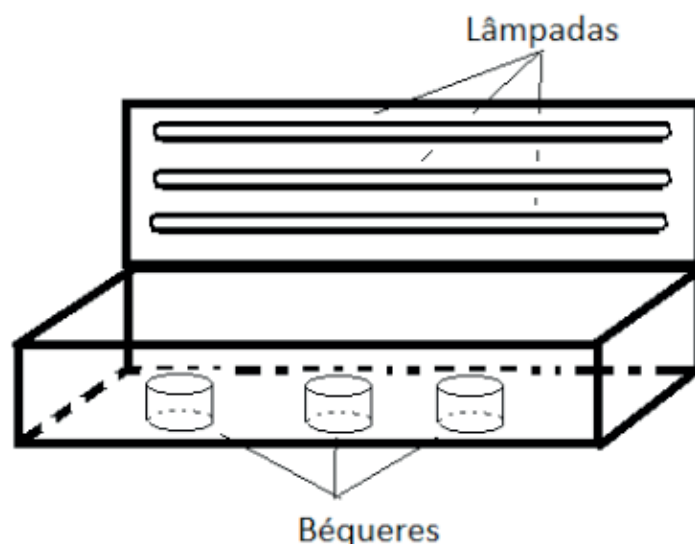


Figura 1: Reator de bancada com lâmpada fluorescente branca.

O efluente modelo foi uma solução aquosa de 1000 mg.L⁻¹ do corante vermelho drimaren CL-5B, o qual é muito utilizado na indústria têxtil. O efluente real foi coletado antes do tratamento físico-químico, que é normalmente realizado pela indústria têxtil. Para verificar o efeito da oxidação sobre o efluente modelo e real, utilizou-se um espectrofotômetro UV-Vis Thermo, modelo *Genesis 10*, um colorímetro Hach DR/2010 e um turbidímetro 2100 P Hach.

A toxicidade aguda de efluentes líquidos foi estimada por ensaio com sementes de alface. As sementes da alface da variedade *Lechuga Simpson (Lactuca Sativa L.)* foram expostas a diferentes concentrações do efluente líquido estudado, utilizando placas de Petri e papel filtro como meio de suporte. Estas sementes são facilmente encontradas em sementeiras e foram utilizadas como descrito no método ASTM E 1963-02 (2003) descrita e adaptada por Andrade (2010). O teste ecotoxicológico foi realizado para os efluentes modelo e real.

Para cada teste foram utilizadas 10 (dez) sementes, que foram adicionadas às placas de Petri sobre papel de filtro. Foram adicionados 5 mL do efluente *in natura* ou diluído em água destilada, variando a concentração do mesmo em 1%, 3%, 10% e 30%. Todos os ensaios foram realizados em duplicata. Como controle negativo foi utilizada água destilada. Os resultados foram expressos na forma de crescimento médio das raízes (em cm), Índice Relativo de Crescimento (ICR) e Índice de Germinação (IG).

As sementes foram incubadas por sete dias, mantendo-as a temperatura de $20 \pm 1^\circ\text{C}$. Uma avaliação qualitativa da fitotoxicidade foi realizada comparando os ensaios de toxicidade dos efluentes modelos, bruto e diluído, com o ensaio de toxicidade do efluente modelo tratado com processo foto-Fenton e luz artificial. Avaliou-se a germinação das sementes a partir do quinto dia (120 h) de incubação das sementes. Mensurou-se a quantidade de sementes que sofreram protrusão e o alongamento das raízes, considerando germinação aquelas que apresentaram raízes iguais ou superior a 2 mm (BAYDUM, 2012). Procedimento semelhante foi utilizado na investigação da toxicidade do efluente real.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A análise do planejamento fatorial indicou que a melhor condição para os ensaios foi $600 \mu\text{L}$ de peróxido de hidrogênio, 2 mg de sulfato ferroso heptaidratado e 90 minutos de exposição à luz, na qual foram observadas redução de cor e turbidez entre 80 e 90%. Portanto, essa condição foi utilizada nos ensaios. A Tabela 1 apresenta os resultados dos ensaios de germinação das sementes.

Semente	H ₂ O	AT*	PT**1%	PT3%	PT10%	PT30%	PT100%
Germinação	8,0	7,5	10,0	10,0	10,0	10,0	0,0
Crescimento radicular (cm)	2,2	1,8	2,3	2,1	2,3	1,3	0,0

Tabela 1: Número médio de sementes que germinaram e o crescimento radicular (em cm).

*AT - Antes do tratamento; ** PT – Pós-tratamento

Verifica-se, na Tabela 1, que a germinação pós-tratamento, quando as concentrações de efluente eram iguais a 1, 3, 10 e 30%, foi superior a observada para o controle negativo (água destilada), indicando que os subprodutos da degradação não possuem toxicidade para impedir a germinação das sementes de alface nas concentrações testadas. No entanto, quando o ensaio foi realizado com o efluente bruto (100%), nenhuma semente germinou, indicando a necessidade de diluição para minimizar o efeito tóxico. Este fato pode ser corroborado pelo trabalho de Palácio

(2012), que realizou testes toxicológicos, com sementes de alface, em efluente têxtil após tratamento com o processo foto-Fenton com luz artificial e constatou que a toxicidade do efluente não reduziu. O crescimento radicular do efluente antes do tratamento foi menor que o crescimento observado para o controle negativo. Os ensaios contendo 1, 3 e 10% de efluente mostraram redução na toxicidade frente às sementes de alface, uma vez que apresentaram valores próximos ao observado para o controle negativo. No entanto, o crescimento médio diminuiu nas concentrações mais altas, indicando que os subprodutos formados, quando mais concentrados, interferem no crescimento e na germinação das sementes. O crescimento radicular das sementes no efluente antes e após o tratamento é mostrado na Figura 2.

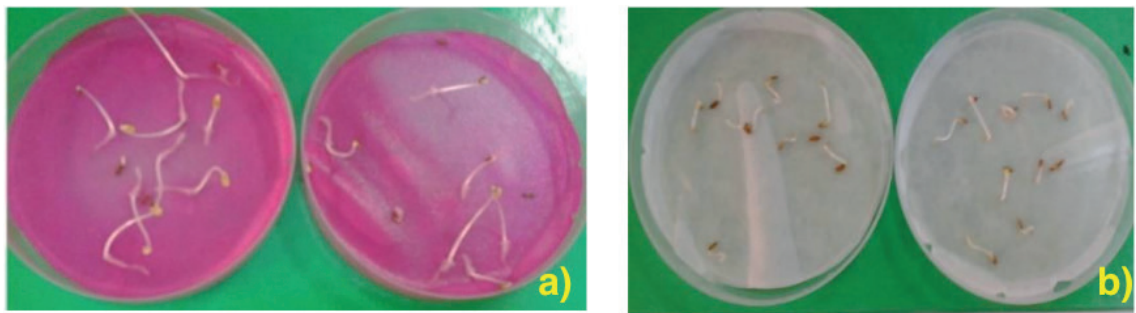


Figura 2: Teste de toxicidade com semente de alface, a) efluente bruto e b) efluente tratado

Uma análise mais detalhada foi realizada com base no índice de crescimento relativo (ICR) e o índice de germinação (IG), conforme descrito pelas equações 1 e 2. Estes dados são apresentados na Tabela 2 e na figura 4.

Amostra	ICR	IG (%)
AT*	0,62	56,00
PT**1%	1,05	105,18
PT3%	0,95	95,24
PT10%	1,02	102,38
PT30%	0,59	59,21
PT100%	0,00	0,00

Tabela 2: Valores do IG (%) e do ICR para sementes de alface *Lactuca sativa*.

*AT - Antes do tratamento; ** PT – Pós-tratamento

A análise da Figura 4 permite verificar que para semente de alface ocorre uma germinação melhor e um maior crescimento radicular após o tratamento do efluente. O gráfico mostra que a partir da concentração de 10 % ocorre uma diminuição tanto da germinação quanto do crescimento radicular, embora em 30 % a germinação seja considerada ótima, segundo a ASTM (2003). Entretanto, vale salientar que o efluente quando lançado ao corpo hídrico sofre diluição, assemelhando-se as condições dos

testes toxicológicos e com as concentrações dos efluentes inferiores a 100 %, desta forma, o crescimento radicular assemelha-se ao do controle negativo.

O efluente real tratado com o processo foto-Fenton solar apresentou baixa toxicidade em relação aos bioensaios realizados com sementes de alface, as sementes germinaram em diferentes concentrações do efluente real, os testes foram realizados em concentrações de 100%, 30%, 3% e 1%, em todas houve germinação na maioria das sementes. Os dados do teste de toxicidade realizado para o efluente real estão dispostos na Tabela 3.

Semente	H ₂ O	AT*	PT**1%	PT3%	PT30%	PT100%
Germinação	9,0	0,0	7,5	10,0	8,0	9,0
Crescimento radicular (cm)	6,2	0,0	6,6	6,6	5,8	4,5

Tabela 3: Ensaio de germinação (número médio de sementes que germinaram) e de crescimento radicular (em cm).

*AT - Antes do tratamento; ** PT – Pós-tratamento; ***DP – Desvio padrão

Os dados da Tabela 3 apresentam o número de sementes que germinaram e as respectivas médias. Verifica-se nesta tabela que, antes do tratamento do efluente real nenhuma semente germinou. Em todas as concentrações, inclusive, no controle negativo, houve germinação de praticamente todas as sementes nos testes em duplicata. Um dado importante é que não há necessidade de diluição do efluente após tratamento, pois mesmo sem tratamento, o efluente real tratado não apresenta toxicidade para o meio ambiente. Vale salientar que foram medidos os comprimentos das raízes em cada Placa de Petri analisada. Observa-se que na concentração de 100% do efluente tratado, houve uma diminuição no crescimento radicular, embora quase todas as sementes tenham germinado, como foi constatado na Tabela 3. O crescimento radicular das sementes no efluente antes e após o tratamento é mostrado na Figura 3.

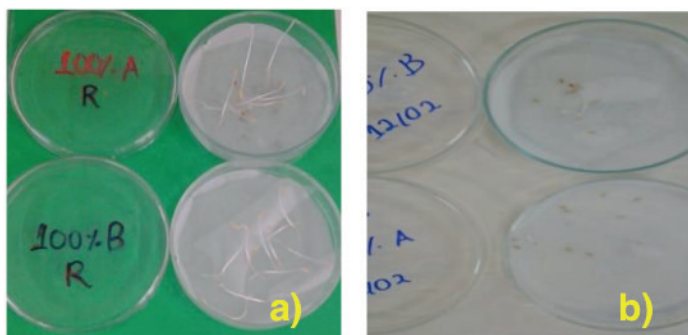


Figura 3: Germinação das sementes (a) Efluente real tratado e (b) efluente real bruto

A toxicidade do efluente real sem tratamento pode ser verificada na Figura 5b, pois não houve germinação de nenhuma semente, pois segundo Baydun (2012), só considera germinação após o crescimento superior a 2 cm. Uma análise mais detalhada do teste de toxicidade é feita na Tabela 4, a qual mostra o índice de crescimento relativo e o índice de germinação antes e após o tratamento.

Amostra	ICR	IG (%)
H₂O	1,00	100,00
AT*	0,00	0,00
PT**1%	1,06	88,44
PT3%	1,07	118,92
PT30%	0,94	83,78
PT100%	0,82	82,09

Tabela 4: Valores do IG (%) e do ICR para sementes de alface *Lactuca sativa*.

*AT - Antes do tratamento; ** PT – Pós-tratamento

Os valores obtidos para o ICR e IG (%) estão apresentados na Tabela 4, segundo Young (2012), valores de índice de germinação abaixo de 80 % indicam inibição do crescimento, porém valores de índice de germinação apresentados na Tabela 6 são superiores a 80%, indicando que o tratamento aplicado ao efluente real não é tóxico para a variedade de semente de alface utilizado mesmo na concentração de 100%, ou seja, mesmo sem diluir, a amostra não apresenta toxicidade. Foram analisados o índice de germinação (IG) e o índice de crescimento da radícula (ICR), sendo todos os resultados considerados ótimos, pois segundo a ASTM (2003) apud Andrade (2010), um índice de germinação superior a 55% é considerado ótimo, no teste realizado, todos os índices de germinação obtidos foram superiores a 80 %. O resultado de toxicidade realizado com efluente real após tratamento com o processo foto-Fenton solar evidência que o descarte num corpo hídrico não afetaria a vida aquática, devido à baixa toxicidade observada.

CONCLUSÕES

Neste estudo, demonstrou-se que o processo foto-Fenton com luz artificial e solar aplicado a um efluente têxtil modelo e real, respectivamente, resulta num efluente tratado com baixa toxicidade. O foco do trabalho foi avaliar a toxicidade final, com sementes de alface *Lactuca Sativa*, após o tratamento foto-Fenton. Constatou-se a redução significativa da toxicidade dos efluentes no estado bruto, mostrando que as sementes de alface podem ser utilizadas para avaliar a toxicidade após o tratamento de efluentes têxteis com o processo foto-Fenton. De modo geral, a investigação da toxicidade com outros tipos de organismos é necessária, bem como o estudo de

formas de tratamento de efluentes e sua reutilização, uma vez que a crise hídrica é uma realidade e não pode ser desconsiderada.

REFERÊNCIAS

- ANDRADE, V. T. ANDRADE, B. G., COSTA, B. R. S., PEREIRA, O. A., DEZZOTTI, M. Toxicity assessment of oil field produced water treated by evaporative processes to produce water to irrigation, **Water Science and Technology**, v.62, n.3, p.693-700, 2010.
- BAYDUM, V. P. A., DANTAS, R. F., TEIXEIRA, A., PACHECO, J. G. A., SILVA, V. L. Pre-treatment of propranolol effluent by advanced oxidation processes, **Afinidad**, v.69, n.559, p.211-216, 2012.
- BELTRAMI, M., BAUDO, R., & ROSSI, D. In situ tests to assess the potential toxicity of aquatic sediments. **Aquatic Ecosystem Health and Management**, v.2, n.4, p.361–365, 1999.
- CASA, R., ANNIBALE, A. D., PIERUCETTI, F., STAZI, S. R., SERMANNI, G. G., CASCIO, B. L. Reduction of the phenolic components in olive mill wastewater by an enzymatic treatment and its impact on durum wheat (*Triticum durum* Desf.) germinability. **Chemosphere**, v.50, n.8, p.959–966, 2003.
- COLOVIĆ, M., KRSTIĆ, D., PETROVIĆ, S., LESKOVAC, A., JOKSIĆ, G., SAVIĆ, J., et al. Toxic effects of diazinon and its photodegradation products. **Toxicology Letters**, v.193, n.1, p.9– 18, 2010.
- FERNANDEZ-ALBA, A. R., HERNANDO, D., AGUERA, A., CÁCERES, J., MALATO, S. Toxicity assays: a way for evaluating AOPs efficiency. **Water Research**, v.36, n.17, p.4255–4262, 2002.
- GARCIA, J. C., FREITAS, T. K. F. S., PALÁCIO, S. M., AMBRÓSIO, E., SOUZA, M. T. F., SANTOS, L. B., ALMEIDA, V. C., SOUZA, N. E. Toxicity assessment of textile effluents treated by advanced oxidative process (UV/TiO₂ and UV/TiO₂/H₂O₂) in the species *Artemia salina* L. **Environ Monit Assess**, v.185, p.2179-2187, 2013.
- GARCIA, J. C., SIMIONATO, J. I., SILVA, A. E. C., NOZAKI, J., SOUZA, N. E. Solar photocatalytic degradation of real textile effluents by associated titanium dioxide and hydrogen peroxide. **Solar Energy**, v.83, n.3, p.316–322, 2009.
- MELO, S. A. S., TROVÓ, A. G., BAUTITZ, I. R., NOGUEIRA, R. F. P. Degradação de Fármacos Residuais por Processos Oxidativos Avançados. **Química Nova**, v.32, n.1, p.188-197, 2009.
- OLIVEIRA, L. C. A., FABRIS, J. D., PEREIRA, M. C. Óxidos de ferro e suas aplicações em processos catalíticos: uma revisão, **Química Nova**, v. 36, n.1, p.123-130, 2013.
- OTURAN, N., TRAJKOVSKA, S., OTURAN, M. A., COUDERCHET, M., AARON, J. J. Study of the toxicity of diuron and its metabolites formed in aqueous medium during application of the electrochemical advanced oxidation process “electro-Fenton”. **Chemosphere**, v.73, n.9, p.1550–1556, 2008.
- PALÁCIO, S. M., NOGUEIRA, D. A., MANENTI, D. R., MÓDENES, A. N., QUIÑONES, F. R. E., BORBA, F. H. Estudo da Toxicidade de Efluente Têxtil Tratado por Foto-Fenton Artificial Utilizando as Espécies *Lactuca Sativa* e *Artemia Salina*, **Engvista**, v. 14, n. 2. p. 127-134, 2012.
- REEMTSMA, T. Prospects of toxicity-directed wastewater analysis. **Analytica Chimica Acta**, v. 426, n.2, p.12, 279–287, 2001.
- RIZZO, L. Bioassays as a tool for evaluating advanced oxidation processes in water and wastewater treatment. **Water Research**, v.45, n.15, p.4311–4340, 2011.

SAUER, T. P., CASARIL, L., OBERZINER, A. L. B., JOSÉ, H. J., MOREIRA, R. F. P. M. Advanced oxidation processes applied to tannery wastewater containing Direct Black 38—elimination and degradation kinetics. **Journal of Hazardous Materials**, v.135, n.1–3, p.274–279, 2006.

YOUNG, B. J.; RIERA, N. I.; BEILY, M. E.; BRES, P. A.; CRESPO, D. C.; RONCO, A. E. Toxicity of the effluent from an anaerobic bioreactor treating cereal residues on *Lactuca sativa*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.76, p.182-186, 2012.

FITORREMEDIAÇÃO UTILIZANDO MACRÓFITAS AQUÁTICAS NO TRATAMENTO DE EFLUENTES DE ESGOTO DOMÉSTICO

Data de aceite: 06/01/2020

Israel Nunes Henrique

Universidade Federal do Oeste do Pará, Campus Santarém,
Santarém – Pará – Brasil

Lucieta Guerreiro Martorano

Embrapa Amazônia Oriental,
Santarém – Pará – Brasil

Nathalia Costa Scherer

Universidade Federal do Oeste do Pará, Campus Santarém,
Santarém – Pará – Brasil

José Reinaldo Pacheco Peleja

Universidade Federal do Oeste do Pará, Campus Santarém,
Santarém – Pará – Brasil

Timóteo Silva Ferreira

Universidade Federal do Oeste do Pará, Campus Santarém,
Santarém – Pará – Brasil

Julia de Souza Carvalho

Universidade Federal do Oeste do Pará, Campus Santarém,
Santarém – Pará – Brasil

Patrícia Santos Silva

Universidade Federal do Oeste do Pará, Campus Santarém,
Santarém – Pará – Brasil

Luciana Castro Carvalho de Azevedo

Universidade Federal do Oeste do Pará, Campus Santarém,
Santarém – Pará – Brasil

Dayhane Mayara Santos Nogueira

Universidade Federal do Oeste do Pará, Campus Santarém,
Santarém – Pará – Brasil

Jaelbe Lemos de Castro

Universidade Federal do Oeste do Pará, Campus Santarém,
Santarém – Pará – Brasil

RESUMO: As tecnologias para a remoção dos constituintes nutricionais do esgoto sanitário representam normalmente altos custos de implementação e operação, provocando a busca por alternativas que apresentem melhor custo-benefício, como a aplicação da fitorremediação utilizando macrófitas aquáticas, sendo esta investigação o objetivo do presente estudo. Para o desenvolvimento da pesquisa foram dispostas macrófitas da espécie *Eichhornia crassipes*, em um sistema hidropônico contendo dois tipos de tratamento, sendo eles, efluente tratado de uma estação de tratamento de esgoto doméstico e água de abastecimento usada como prova branca, onde foram mensurados o crescimento da espécie no sistema, por testes estatísticos de Regressão e ANOVA além da influência das condições ambientais de temperatura do ar,

umidade relativa do ar e temperatura superficial foliar, termográficas. Assim como, as análises em laboratório das remoções dos seguintes nutrientes: fósforo total, fosfato, Nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrito e DQO, e suas respectivas eficiências de remoção. Os resultados obtidos no experimento de remoção de nutrientes em duas amostragens foram de: Fósforo Total 88 e 85%; Fosfato 81 e 86%, Nitrogênio amoniacal total 91 e 97%, houve aumento de Nitrato e Nitrito e DQO nas concentrações. A fitorremediação experimental com macrófitas aquáticas da Amazônia apresentou-se como uma eficiente alternativa para a implementação de unidades complementares em sistemas de tratamento de efluentes para as condições ambientais climáticas da região e alternativa de baixo custo na remoção de potenciais poluente de corpos hídricos.

PALAVRAS-CHAVE: Recursos Hídricos; *Eichhornia crassipes*; Remoção de nutrientes.

PHYTOMEDIATION USING AQUATIC MACROPHITES IN TREATMENT OF DOMESTIC WASTE EFFLUENTS

ABSTRACT: Technologies for the removal of nutritional components from sanitary sewage usually represent high costs of implementation and operation, leading to the search for more cost-effective alternatives, such as the application of phytoremediation using aquatic macrophytes, and the aim of this study is being investigated. For the development of the research, macrophytes of the species *Eichhornia crassipes* were arranged in a hydroponic system containing two types of treatment: effluent treated from a domestic sewage treatment plant and water supply as a white test, where the growth was measured. of the species in the system by regression and ANOVA statistical tests and the influence of environmental conditions of air temperature, relative humidity and leaf surface temperature, thermographic. As well as laboratory analysis of the removal of the following nutrients: total phosphorus, phosphate, ammonia nitrogen, nitrate, nitrite and COD, and their respective removal efficiencies. The results obtained in the nutrient removal experiment in two samples were: Total Phosphorus 88 and 85%; Phosphate 81 and 86%, total ammonia nitrogen 91 and 97%, there was an increase of nitrate and nitrite and COD in concentrations. Experimental phytoremediation with aquatic macrophytes from the Amazon was an efficient alternative for the implementation of complementary units in effluent treatment systems for the climatic environmental conditions of the region and a low cost alternative for the removal of potential pollutants from water bodies.

KEYWORDS: Water resources; *Eichhornia crassipes*; Nutrient Removal.

1 | INTRODUÇÃO

Os inconvenientes no lançamento de esgoto sanitário em corpos d'água estão relacionados a presença de vários tipos de poluentes orgânicos e inorgânicos. A presença de nitrogênio e fósforo em águas residuárias é mais comum, afetando a

disponibilidade e qualidade, com a poluição das águas superficiais e subterrâneas devido o lançamento de esgoto in natura ou tratados, que estejam fora dos padrões de lançamento estabelecidos pela legislação ambiental vigente (NUVOLARI et al., 2011).

O nitrogênio e o fósforo, são macronutrientes normalmente encontrados em ecossistemas aquáticos, com tudo em excesso, podem provocar problemas ambientais. Entre esses a eutrofização antrópica, a redução de oxigênio dissolvido no meio e a mortandade da vida aquática, são os mais frequentes, todos ocasionados por fontes de poluição difusas e pontuais, sendo a última facilmente identificada pelo lançamento de águas residuárias em corpos hídricos (MOTA; VON SPERLING, 2009).

Na busca por solucionar tais potenciais impactos, as estações de tratamento de esgoto passaram a ser planejadas não apenas para a remoção de matéria orgânica, mas também para outros constituintes do esgoto sanitário. Assim melhorando a configuração das estações de tratamento de esgoto, aumentando a complexidade e número de processos físicos, químicos e biológicos, sendo estendida à remoção principalmente de formas nitrogenada e fosfatadas (ROCHA, 2009).

Atualmente, existem diversas tecnologias para melhor remoção de nutrientes em sistemas de tratamento de esgoto, no entanto, as técnicas normalmente aplicadas podem representar altos custos de implantação, operação e manutenção. Diante dessas restrições, destaca-se a necessidade da procura por alternativas que resultem na maior remoção de nutrientes e que apresentem maior custo-benefício em sua concepção. Pode-se destacar a fitorremediação que utiliza macrófitas aquáticas para a redução das cargas de potenciais poluentes inorgânicos, metais pesados, substâncias tóxicas, além de microrganismos patogênicos (ALMEIDA e ALMEIDA, 2005).

Dentre as plantas aquáticas com alto potencial na produção de biomassa e incorporação de nutrientes e agentes tóxicos, a mais utilizada e que apresenta maior desempenho no tratamento de efluentes é o Aguapé (*Eichhornia crassipes*). Entretanto, tais métodos de remoção de constituintes do esgoto sanitário são dependentes das condições ambientais para o seu desenvolvimento e conseqüentemente eficiência na aplicação, podendo apresentar diferentes comportamentos. Sendo necessário a avaliação de tais variáveis, como temperatura, umidade do ar e incidência solar, esses importantes fatores para a garantia das atividades metabólicas da planta (MEDEIROS ET AL., 1999; WEIRICH, 2009).

2 | OBJETIVO

Avaliar a capacidade e condições ambientais para a aplicação da fitorremediação

por macrófitas aquáticas (*Eichornia crassipes*) para a remoção de nutrientes em efluentes domésticos tratados na estação de tratamento de esgotos domésticos.

3 | METODOLOGIA UTILIZADA

O experimento foi conduzido durante os meses de março e abril de 2018, na Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), localizada na área urbana do Município de Santarém-PA, Bairro da Cohab, próximo à Rodovia Curuá-Una (PA-370).

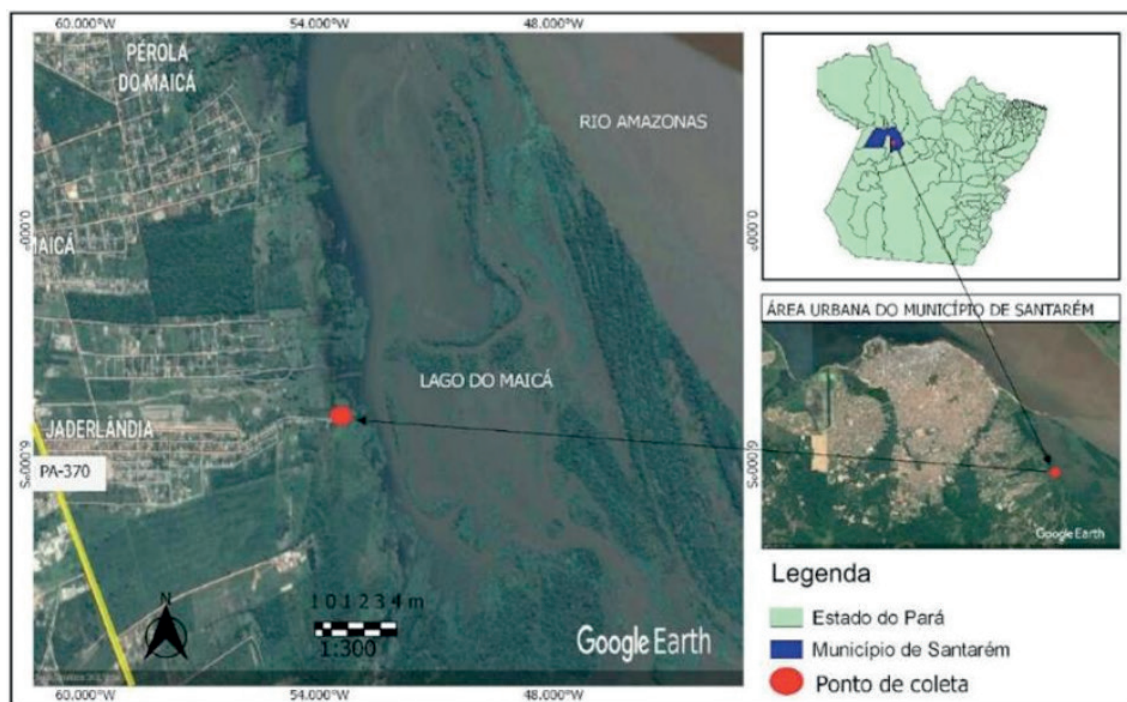


Figura 1: Mapa de localização do ponto de coleta das macrófitas aquáticas

A coleta das macrófitas foi realizada no dia 12 de março, no Lago do Maicá, localizado no perímetro urbano da cidade de Santarém, Estado do Pará, as proximidades do bairro Jaderlândia, as margens da Rodovia Curuá-Una (PA-370), Km 07 (Figura 1). O mesmo abrange uma área aquática de 161Km² e está inserido em uma região de várzea, composta por áreas periodicamente inundáveis, optou-se por esse ambiente por apresentar menor influência de poluição antrópica no local da coleta e abundância da espécie.

Durante o procedimento de coleta foram selecionadas as plantas mais jovens no ambiente, devido sua maior capacidade de absorção de nutrientes e contaminantes, bem como, o desenvolvimento da planta no experimento. O efluente utilizado foi da estação de tratamento de esgoto doméstico, da Universidade Federal do Oeste do Pará, Campus Santarém, Unidade Rondon, localizada Município de Santarém-PA.

4 | SISTEMA DE TRATAMENTO DE ESGOTO

O pré-tratamento é constituído por uma caixa com gradeamento, tipo manual, com barras de seção retangular, barras de 6,0mm x 40,00 mm, com inclinação de 45° a 60° com a horizontal. Empregado para remoção de partículas sólidas, restos de embalagens e material considerado grosseiro proveniente de bacias sanitárias.

O tratamento primário consiste na passagem do efluente por uma unidade de sedimentação para remover os sólidos sedimentáveis, digestão anaeróbia e remoção de óleos e graxas.

O tratamento secundário aplicado é o filtro aerado tipo lodos ativados. Trata-se da remoção de matéria orgânica biodegradável contida nos sólidos dissolvidos, ou finamente particulados e, eventualmente, de nutrientes (nitrogênio e fósforo), através de processos biológicos aeróbios.

5 | DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

O delineamento experimental foi constituído em blocos, com três repetições distribuídos em dois tratamentos casualizados com duas repetições por bloco, sorteadas ao acaso quanto a localização em cada bloco, totalizando 6 repetições por tratamento, sendo estes, efluente e água de abastecimento, como prova branca, dispostos em um sistema hidropônico em 4 unidades de tubos de PVC de 75 mm de diâmetro, 1,20 m de comprimento e capacidade de aproximadamente 5 L cada, com 10 perfurações para alocação das macrófitas da espécie *Eichhornia crassipes*.

ANÁLISES DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICO DOS EFLUENTES

Para o desenvolvimento do experimento foram realizadas análises físico-químicas de: pH, temperatura, DQO (Demanda Química de Oxigênio), fósforo total, fosfato, amônia, nitrito e nitrato em duas amostragens com período de detenção hidráulica de sete dias. Os parâmetros foram analisados antes e após o processo de fitorremediação, de acordo com a metodologia do Standard Methods (ALPHA, 2005), (Tabela 1).

PARÂMETROS	UNIDADE	MÉTODO/CÓDIGO	Equipamento
		STANDARD METHODS (2012)	

pH	-	in situ potenciometria (Cód.: 4500-H B)	pHmetro digital
Temperatura	°C	-	Termômetro digital
DQO	mg.L ⁻¹	Oxidação (Cód. 5220 D)	Espectrofotômetro
Fosforo total	mg.L ⁻¹	Redução com Ácido Ascórbico (Cód. 4500 – P A)	Espectrofotômetro
Fosfato	mg.L ⁻¹	Ácido Vanadomolibdofosfórico (Cód. 4500 – P C)	Espectrofotômetro
Amônia	mg.L ⁻¹	N- (1- naftyl) etilenodiâmina (Cód.: 4500 NO ₃ ⁻)	Espectrofotômetro
Nitrato	mg.L ⁻¹	N- (1- naftyl) etilenodiâmina (Cód.: 4500 NO ₃ ⁻)	Espectrofotômetro
Nitrito	mg.L ⁻¹	N- (1-naftyl) etilenodiâmina (Cód.: 4500 NO ₃ ⁻)	Espectrofotômetro

Tabela 1: Parâmetros físico-químicos avaliados durante o experimento.

As amostragens dos tratamentos foram realizadas semanalmente após a instalação do experimento, sendo coletadas durante duas semanas, uma amostra composta de efluente por bloco, totalizando 3 amostras semanais para análises em laboratório. Também foram coletadas amostras do efluente da estação de tratamento de esgoto da UFOPA para a análise do afluente do sistema constituído por macrófitas.

O procedimento usado na coleta das amostras compostas foi realizado, com o auxílio de uma seringa de 100 mL com adaptação de uma mangueira no bico, em cinco pontos diferentes ao longo de cada tubo e após armazenadas em garrafas plásticas para o transporte até o laboratório.

6 | RESULTADOS

Na figura 2 estão apresentados os resultados obtidos do pH da água e do

efluente durante as duas amostragens de monitoramento do experimento.

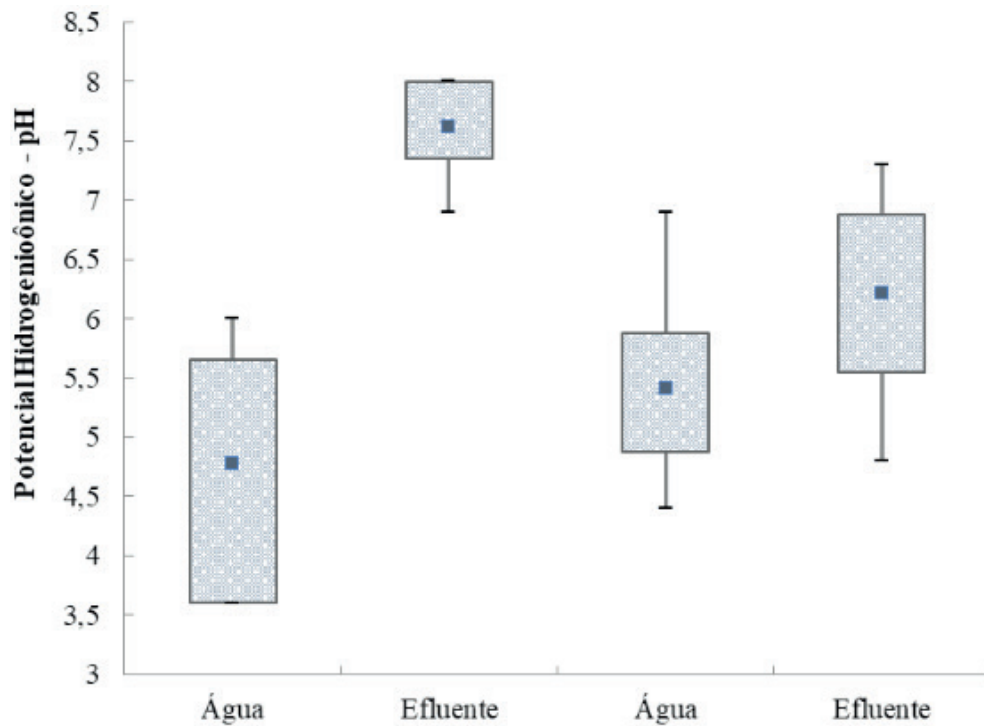


Figura 2: Comportamento do pH da água e do efluente no sistema nas duas semanas de amostragem

Observa-se que os valores da água de abastecimento disposto no sistema, durante a primeira amostragem, variam 3,6 a 6 unidade de pH, a qual é considerada inicialmente ácida. Já as concentrações no efluente variaram de 8 a 6,9 apresentando-se numa faixa de pH mais próxima do básico. Na segunda semana de amostragem os valores na água variaram de 4,4 a 6,9 unidades de pH, apresentando menor dispersão se comparado com a primeira semana de amostragem. Os valores de efluente variaram entre 8 e 6,9 e na segunda semana 7,3 e 4,8 unidades de pH. O blox plot apresentado indica assimetria negativa prevalecendo a concentração dos pH ácido no primeiro quartil (Q1), por outro lado na segunda semana de amostragem com maior tempo de permanência das macrófitas no sistema experimental tal parâmetro apresentou distribuição semelhante tanto no Q1 e Q2 nas análises para a água.

Para DQO no efluente inicial de entrada no sistema, não foi possível a detecção da concentração pelo equipamento utilizado nas análises de laboratório, assim como nos blocos de repetição 2 e 3, apresentando apenas um leve aumento no bloco 1 da primeira amostragem, já na segunda amostragem em todos os blocos houve aumento (Tabela 2).

Parâmetro	Inicial (Efluente Bruto)	1ª amostragem			2ª amostragem		
		Bloco 1	Bloco 2	Bloco 3	Bloco 1	Bloco 2	Bloco 3
DQO (mg.L ⁻¹)	≤ 0*	2,6	≤ 0*	≤ 0*	1,34	3,85	5,1

Tabela 2: Concentrações de DQO durante o experimento

Esse aumento de acordo com Souza et al., (2004), se deve a concentração de matéria orgânica no efluente. Na segunda semana de amostragem percebeu-se que devido ao crescimento acelerado da *E. crassipes*, por brotamento lateral de estolões, a mesma se desenvolveu na parte interna do tubo de PVC onde estava disposto o efluente, devido à ausência de incidência solar no interior do tubo, provavelmente essas estruturas não conseguiram realizar as atividades fotossintetizantes como as que estavam expostas as variáveis ambientais, provocando assim a decomposição do tecido vegetal e por vez aumentando a concentração de matéria orgânica no sistema e conseqüentemente a DQO.

A eficiência média de remoção do Fósforo Total (PT) e fosfato do efluente nos três blocos casualizados, das duas amostragens durante o período do experimento no sistema constituído por macrófitas (Figura 3).

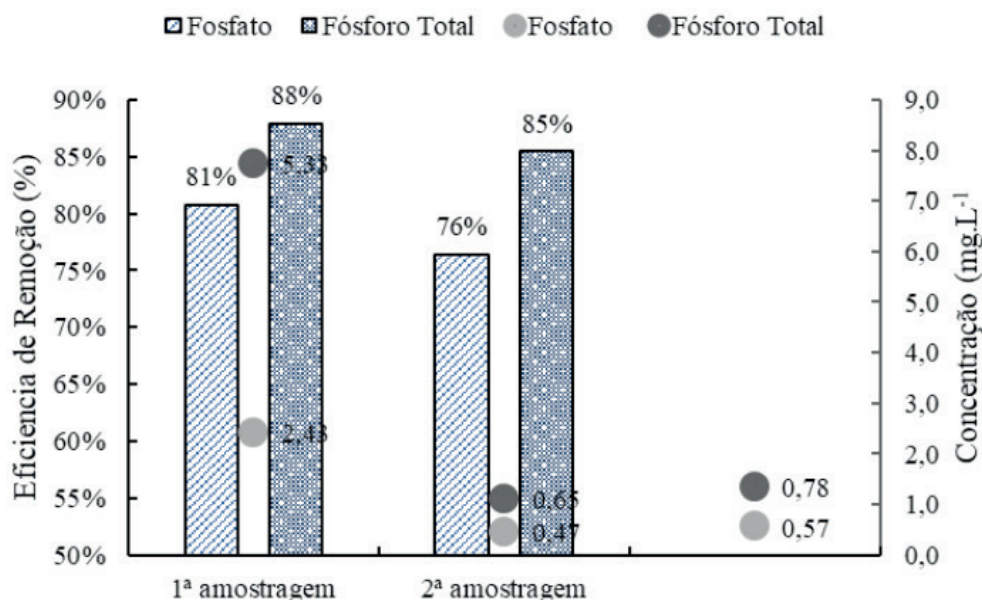


Figura 3: Eficiência média na remoção de fósforo total e fosfato

A concentração inicial do nitrogênio amoniacal total foi de 44 mg.L⁻¹ que encontrava-se fora do padrão de qualidade para lançamento de efluente segundo a Resolução CONAMA nº 430/11 que estabelece 20 mg.L⁻¹. No entanto, o uso de macrófitas na remoção apresentou eficiência na remoção significativa nas duas

amostragens durante o experimento (Figura 4).

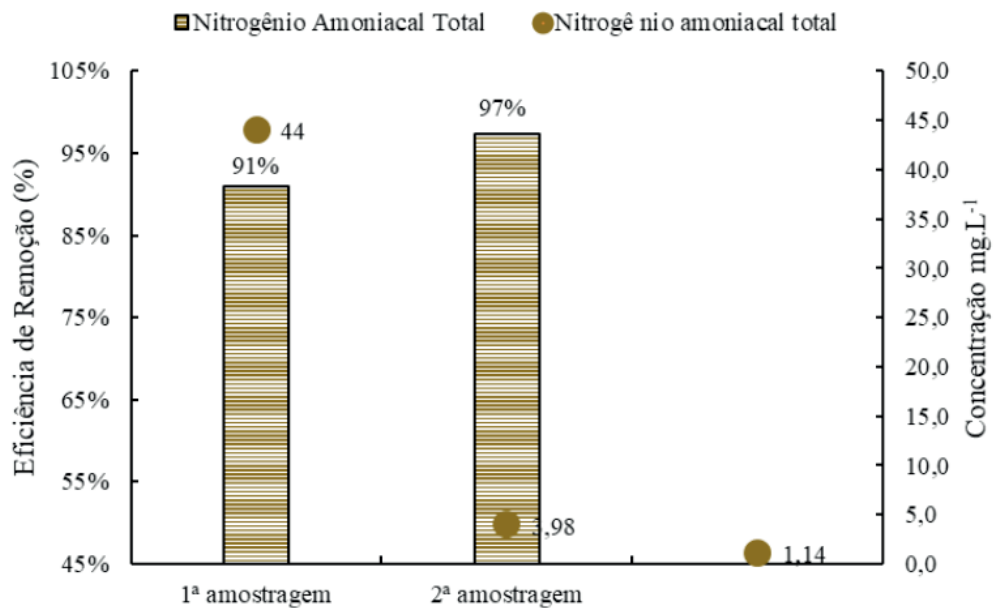


Figura 4: Eficiência média da remoção de nitrogênio amoniacal total

Ao analisar os resultados obtidos nos experimentos com a *E. crassipes*, observou-se uma alta eficiência na remoção de Nitrogênio Amoniacal Total, nos efluentes provenientes da ETE UFOPA. Segundo Henry-Silva e Camargo (2008), ao analisar efluentes de carciniculturas, a *Eichhornia crassipes* havia também apresentado excelentes resultados tratamentos deste efluentes. Corroborando com Mees et al., (2009) que analisaram seu uso em sistema de tratamento de abatedouro e frigorífico, obtendo dentro deste sistema uma eficiência máxima de remoção de até 47,5% e Greco (2010) que obteve a remoção de nitrogênio amoniacal total de 87% ao fazer o uso desta como fitorremediadora, em efluentes de uma estação de tratamento de esgoto.

As relações entre nitrogênio amoniacal, nitrato e nitrito são específicas, e sob condições aeróbias, o nitrogênio amoniacal é oxidado a nitrito e a nitrato pela ação de decompositores aeróbios (MIRANDA-SANTOS et. al., 2009), portanto, observa-se a redução das concentrações de N-NH₃ e o aumento do nitrato e nitrito (Figura 5).

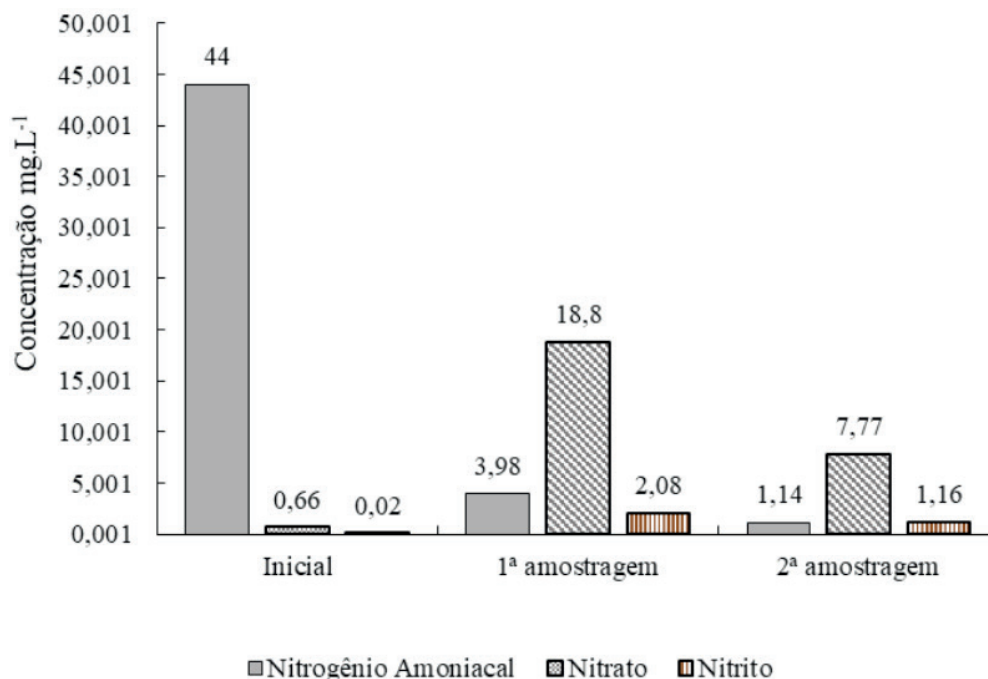


Figura 5: Concentração de nutrientes nitrogenados durante o experimento

Pode-se observar no gráfico que conforme a redução do nitrogênio amoniaco total, houve aumento de nitrito e principalmente nitrato, corroborando como o abordado por Miranda-Santos (2012), que tal sistema, constituído por macrófitas, está proporcionando a nitrificação da matéria nitrogenada e sugere o efluente adequado para utilização em fertirrigação.

7 | CONCLUSÕES

A macrófita aquática da espécie *Eichhornia crassipes* é eficiente na fitorremediação de nutrientes constituintes em efluente doméstico;

A maior eficiência de remoção está para compostos nitrogenados e fosfatados;

As condições ambientais na unidade experimental foram favoráveis na expressão do potencial de fitorremediação do Aguapé.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, R. de A.; ALMEIDA, N. A. M. Remoção de coliformes do esgoto por meio de espécies vegetais. Revista Eletrônica de Enfermagem, v. 07, n. 03, p. 308 - 318, 2005.

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard methods for the examination of water and wastewater. 22th. Washington: Public Health Association, 2012.

MEDEIROS, R. M. L.; SABAA SRUR, A. U. O.; ROQUETTE PINTO, Carmen. L. Estudo da biomassa de aguapé, para a produção do seu concentrado proteico. Ciênc. Tecnol. Aliment., Campinas, v. 19, n. 2, p. 226-230, 1999.

MOTA, F. S. B. VON SPERLING, M. (Coordenadores) et. al. Nutrientes de esgoto sanitário: utilização

e remoção. Rio de Janeiro: ABES, 2009. 428 p.

NUVOLARI, A. Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola. 2ª ed. rev. Atual. e ampl. São Paulo: Blucher, 2011. 565 p.

ROCHA, F. A. Reuso de águas residuárias na agricultura: a experiência israelense e brasileira. Enciclopédia Biosfera, v. 6, p 1-9, 2010.

GASEIFICAÇÃO DOS LODOS DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO DOS TIPOS CONVENCIONAL E UASB

Data de aceite: 06/01/2020

Luis Henrique Pereira da Silva

Engenheiro Eletricista pela Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). Mestre em Tecnologia da Energia pela Escola Politécnica de Pernambuco (POLI/UPE). Coordenador de Eficiência Energética da Companhia Pernambucana de Saneamento (COMPESA).

Sérgio Peres Ramos da Silva

Engenheiro Mecânico e Químico Industrial pela Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). Mestre em Engenharia Mecânica pela Cranfield Institute of Technology. Doutor em Engenharia Mecânica pela University of Florida. Professor Associado da Escola Politécnica de Pernambuco (POLI/UPE)

Maria de Los Angeles Perez Fernandez Palha

Engenheira Química pela Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). Mestre em Bioquímica pela Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). Doutora em Engenharia de Processos Químicos e Bioquímicos pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Professora Associada da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

Adalberto Freire do Nascimento Júnior

Químico Industrial pela Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). Mestre em Tecnologia da Energia pela Escola Politécnica de Pernambuco (POLI/UPE). Doutorando em Tecnologias Energéticas e Nucleares pela Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

RESUMO: O lodo removido nas diferentes etapas em uma estação de tratamento de esgoto doméstico (ETE), por apresentar grandes quantidades e composição muito variável, constitui um problema complexo. O lodo necessita de tratamento, seja para a redução de seu volume ou umidade, seja para a estabilização da matéria orgânica, aproveitamento ou disposição final. O tipo de tratamento será função da sua qualidade, características de operação e processo, custos, condições climáticas e impactos ambientais. Um primeiro passo para a escolha do tipo de tratamento mais adequado é avaliar o seu posterior uso potencial. O presente trabalho teve como objetivo verificar os potenciais energéticos dos lodos, bem como comparar os resultados dos lodos gaseificados para dois diferentes tipos de tratamento de esgoto. Dessa forma, foram escolhidas as seguintes unidades: ETE Peixinhos (tipo convencional) e ETE Mangueira (tipo UASB). Ambas as ETES estão localizadas na Região Metropolitana do Recife e pertencem à Companhia Pernambucana de Saneamento (Compesa), mas, desde o segundo semestre de 2013, estão sendo administradas, através de uma Parceria Público-Privada-PPP, pela empresa BRK Ambiental. Propôs-se a gaseificação dos lodos das referidas ETES, após a caracterização físico-química e energética destas matérias-primas. Com as variações de

temperatura (de 700 a 900°C), o poder calorífico inferior (PCI) do *syngas* gerado na gaseificação do lodo secundário da ETE Peixinhos variou de 12,66 MJ.m⁻³ a 14,07 MJ.m⁻³. Conclui-se que é possível contribuir com a matriz energética nacional, através da análise de energia final dos combustíveis gerados, com eficiências de conversão que podem chegar até 25,77%.

PALAVRAS-CHAVE: Lodo de Esgoto, Biomassa, *Syngas*.

GASIFICATION OF SLUDGES FROM WASTEWATER TREATMENT PLANTS CONVENTIONAL AND UASB

ABSTRACT: The sludge removed at different stages in a plant of domestic wastewater treatment (ETE) due to large amounts of very variable composition, is a complex problem. The sludge need of treatment is to reduce its volume or moisture, or to the stabilization of organic matter, recycling or final disposal. The type of treatment will depend on its quality, operating characteristics and process costs, weather conditions and environmental impacts. A first step for selecting the most suitable type of treatment is to evaluate its potential subsequent use. This work aimed to determine the energy potential of the sludge, as well as comparing the results of the sludge aerated for two different types of wastewater treatment. Thus, the following units were chosen: ETE Peixinhos and ETE Mangueira. It was proposed gasification of sludge from sewage treatment plants referred to after the physical-chemical and energy of these raw materials. With temperature variations (from 700 to 900 ° C), the lower calorific power (PCI) of *syngas* generated in the gasification of the secondary sludge from the ETE Peixinhos ranged from 12.66 MJ.m⁻³ to 14.07 MJ.m⁻³. We conclude that it is possible to contribute to the national energy matrix, through the final energy analysis of the generated fuels with conversion efficiencies of up to 25.77%.

KEYWORDS: Sewage sludge, Biomass, *Syngas*.

1 | INTRODUÇÃO

Os combustíveis fósseis são a base da exploração primária de energia no mundo. De acordo com dados divulgados pelo Ministério de Minas e Energia (MME), em 2014 esses combustíveis (carvão mineral, petróleo e gás natural) representaram 81,6% da oferta de energia primária no mundo, sendo que o carvão mineral contribuiu com 29,0%, o gás natural com 21,5% e o petróleo com 31,1% (MME, 2015).

Com a intensidade do consumo de combustíveis fósseis e a depreciação dos recursos naturais, somada ao crescimento desordenado da população mundial e à promoção dos impactos ambientais, surge o conflito da sustentabilidade do sistema econômico e natural. Tentando sanar esses problemas, o homem tem investido em formas alternativas de produzir energia.

Dentre as alternativas renováveis existentes, em relação aos combustíveis

fósseis, a biomassa tem despertado maior interesse. Possui algumas vantagens tais como: é um recurso renovável; tem baixo custo de aquisição; não emite dióxido de enxofre; as cinzas são menos agressivas ao meio ambiente que as provenientes de combustíveis fósseis; provoca menor corrosão nos equipamentos (caldeiras, fornos); tem menor risco ambiental e suas emissões não contribuem para o efeito estufa (GRAUER e KAWANO, 2008).

Uma das formas de conversão energética da biomassa é a gaseificação, cujo surgimento ocorreu durante os anos críticos da Primeira Guerra Mundial. A gaseificação pode ser definida como a conversão termoquímica de um material sólido ou líquido (que tenha carbono em sua composição) em um produto gasoso combustível (gás de síntese). Estes gases combustíveis são compostos por CO_2 , CO , H_2 , CH_4 , H_2O , outros hidrocarbonetos, gases inertes e diversos contaminantes (ex. particulados e alcatrões). Embora existam vários processos de gaseificação, estes ocorrem a altas temperaturas, que podem variar entre 700 e 900°C para a otimização da produção dos gases (DAMARTZIS e ZABANIOTOU, 2011).

Há um renovado interesse pela gaseificação da biomassa principalmente devido à limpeza e versatilidade do combustível gerado, quando comparado aos combustíveis sólidos. A limpeza se refere à remoção de componentes químicos nefastos ao meio ambiente e à saúde humana, entre os quais o enxofre. A versatilidade se refere à possibilidade de usos alternativos, como em motores de combustão interna e turbinas a gás. Um exemplo é a geração de eletricidade em comunidades isoladas das redes de energia elétrica, por intermédio da queima direta do gás em motores de combustão interna (CARDOSO, 2013).

Os lodos de esgoto são considerados biomassa de alto poder calorífico quando possuem baixa umidade e são essencialmente de origem orgânica. Como a maioria dos resíduos orgânicos, os lodos contêm uma grande quantidade de material volátil, portanto é um recurso valioso, que pode ser convertido em produtos úteis (bioprodutos) se submetido a um tratamento adequado como a gaseificação (FRITZ; VIEIRA; DOS SANTOS JÚNIOR, 2011).

Diante do progressivo aumento populacional, os problemas ambientais resultantes da geração de resíduos da atividade humana exigem ações que viabilizem o equilíbrio entre consumo e reúso. No caso do lodo de esgoto não é diferente, pois além do grande volume que exigirá cada vez áreas maiores para descarte, existe ainda o problema ambiental que a ausência de tratamento adequado pode causar à área onde é depositado (GODOY, 2013).

2 | MATERIAIS E MÉTODOS

Para a realização dos objetivos, foi necessária a realização da caracterização

físico-química e energética dos três tipos de lodos (lodo primário, lodo secundário e lodo do reator UASB). Estas caracterizações foram obtidas através da: - Análise imediata, utilizando-se um DTG/TGA60 da Shimadzu. Foram obtidos dados de umidade, teor de voláteis, carbono fixo e cinzas; - Análise elementar, para obtenção da composição química em termos percentuais de C, H, N, O, S. O analisador CHNOS Elementar – Vario MACRO Cube foi utilizado para esta análise, conforme o procedimento da norma ASTM *Standard Methods for the Ultimate Analysis of Coal and Coke*, D3176-74; - Análise calorimétrica, para determinação do poder calorífico superior e inferior. Na análise calorimétrica, foi utilizado um calorímetro IKA C-2000, de acordo com a Norma ABNT NBR 8633. Após esta etapa de caracterização dos lodos, estes foram gaseificados num gaseificador de bancada, onde são controladas as temperaturas do reator e o tempo de residência.

Os experimentos foram realizados a 700, 800 e 900°C com um tempo de residência de 3 minutos. Os gases produzidos em cada um dos experimentos foram coletados em sacos de amostragem de gases, e então foram analisados num cromatógrafo a gás equipado com detector de condutividade térmica. Com a composição dos gases obtidos na gaseificação, foi então possível determinar os poderes caloríficos superior e inferior (PCI e PCS, respectivamente) analiticamente.

Após, a obtenção do poder calorífico inferior, foi então possível determinar a energia final disponível com a gaseificação destes lodos.

3 | RESULTADOS OBTIDOS

Para as ações propostas, foram obtidos os seguintes resultados:

1. Nas tabelas 1, 2 e 3, encontram-se os resultados obtidos para as análises imediata, elementar e calorimétrica dos lodos primário e secundário para a ETE Peixinhos, bem como os resultados para o lodo da ETE Mangueira. Tais resultados estão na base seca.

BIOMASSA	LODO PRIMÁRIO-ETE PEIXINHOS	LODO SECUNDÁRIO-ETE PEIXINHOS	LODO DO UASB-ETE MANGUEIRA
CARBONO FIXO (%)	1,50 ± 0,03	0,37 ± 0,01	2,10 ± 0,06
MATERIAL VOLÁTIL (%)	40,24 ± 0,34	55,67 ± 0,35	43,24 ± 0,20
CINZAS (%)	58,26 ± 0,36	43,96 ± 0,35	54,66 ± 0,21
UMIDADE (%)	3,55 ± 0,03	5,23 ± 0,44	12,77 ± 0,10

Tabela 1: Análise Imediata dos Lodos Estudados.

Fonte: Os autores, 2015.

BIOMASSA	LODO PRIMÁRIO-ETE PEIXINHOS	LODO SECUNDÁRIO-ETE PEIXINHOS	LODO DO UASB-ETE MANGUEIRA
C (%)	47,72 ± 0,57	49,25 ± 0,32	22,08±0,12
H (%)	3,55 ± 0,04	4,37 ± 0,01	3,37 ± 0,01
N (%)	0,83 ± 0,01	1,85 ± 0,01	2,43 ± 0,01
S (%)	1,16 ± 0,02	0,96 ± 0,03	2,85 ± 0,03

Tabela 2: Análise Elementar dos Lodos Estudados.

Fonte: Os autores, 2015.

BIOMASSA	LODO PRIMÁRIO-ETE PEIXINHOS	LODO SECUNDÁRIO-ETE PEIXINHOS	LODO DO UASB-ETE MANGUEIRA
PCS (kJ/kg)	11.898±17,42	15.987±19,95	7.564 ± 96,15
PCI (kJ/kg)	11.752±18,06	16.294±17,21	7.317 ± 99,92

Tabela 3: Análise Calorimétrica dos Lodos Estudados.

Fonte: Os autores, 2015.

2. Nas tabelas 4, 5 e 6 encontram-se os resultados obtidos dos lodos gaseificados das unidades estudadas. Para a gaseificação das biomassas, foram utilizadas amostras com massas em torno de 9 g, nas temperaturas de 700°C, 800°C e 900°C.

A gaseificação é um processo termoquímico que converte o combustível sólido ou líquido em combustível gasoso. A operação é realizada em ambiente parcialmente oxidativo, sob temperaturas elevadas compreendidas entre 800°C e 1000°C (GÓMEZ, 1996) e com o uso de reatores pressurizados ou atmosféricos. Ao contrário da combustão, neste processo a quantidade de ar aplicada está abaixo dos níveis estequiométricos.

No que se refere ao uso do lodo de ETE como matéria-prima para a gaseificação, são evidentes os potenciais de uso e suas vantagens, em especial pelo uso do gás liberado na gaseificação em benefício da produção de energia elétrica, assim como o uso do calor liberado para a secagem do lodo (AZNAR, 1998 e MANARA e ZABANIOTOU, 2012).

BIOMASSA	LODO PRIMÁRIO-ETE PEIXINHOS	LODO SECUNDÁRIO-ETE PEIXINHOS	LODO DO UASB-ETE MANGUEIRA
H ₂ (% m/m)	18,93 ± 0,35	15,52 ± 0,70	10,07 ± 0,25
CO (% m/m)	3,37 ± 0,21	26,69 ± 0,86	3,26 ± 0,25
CH ₄ (% m/m)	4,64 ± 0,22	16,70 ± 0,10	4,01 ± 0,30
C ₂ H ₆ (% m/m)	2,05 ± 0,03	3,82 ± 0,55	1,94 ± 0,12
C ₂ H ₄ (% m/m)	4,26 ± 0,08	3,79 ± 0,27	4,60 ± 0,10

Tabela 4: Resultados médios encontrados para T=700°C.

Fonte: Os autores, 2015.

BIOMASSA	LODO PRIMÁRIO-ETE PEIXINHOS	LODO SECUNDÁRIO-ETE PEIXINHOS	LODO DO UASB-ETE MANGUEIRA
H ₂ (% m/m)	13,62 ± 0,44	14,94 ± 0,49	27,31 ± 0,30
CO (% m/m)	6,12 ± 0,01	24,86 ± 0,78	6,68 ± 0,42
CH ₄ (% m/m)	7,83 ± 0,09	14,81 ± 0,05	6,63 ± 0,46
C ₂ H ₆ (% m/m)	1,52 ± 0,01	3,74 ± 0,05	0,91 ± 0,05
C ₂ H ₄ (% m/m)	3,21 ± 0,08	3,05 ± 0,01	4,46 ± 0,48

Tabela 5: Resultados médios encontrados para T=800°C.

Fonte: Os autores, 2015.

BIOMASSA	LODO PRIMÁRIO-ETE PEIXINHOS	LODO SECUNDÁRIO-ETE PEIXINHOS	LODO DO UASB-ETE MANGUEIRA
H ₂ (% m/m)	19,18 ± 0,44	32,59 ± 0,66	16,05 ± 0,21
CO (% m/m)	10,19 ± 0,09	26,96 ± 0,10	5,38 ± 0,55
CH ₄ (% m/m)	11,61 ± 0,13	14,67 ± 0,10	4,49 ± 0,34
C ₂ H ₆ (% m/m)	2,04 ± 0,08	1,45 ± 0,11	0,64 ± 0,10
C ₂ H ₄ (% m/m)	2,69 ± 0,07	1,73 ± 0,10	2,93 ± 0,66

Tabela 6: Resultados médios encontrados para T=900°C.

Fonte: Os autores, 2015.

Para os testes de gaseificação, foi utilizado um minigaseificador laboratorial. Trata-se de um equipamento que opera em regime de batelada, visto que esta tecnologia é mais eficiente para operação em pequena escala e para testes de novos processos que ainda não foram completamente desenvolvidos.

O sistema de análise dos gases combustíveis consistiu de um cromatógrafo a gás Thermo, equipado com detector de condutividade térmica (TCD) e coluna Restek (1/8 polegada de diâmetro, empacotada com recheio de peneira molecular Mol Sieve 5 A). A análise transcorreu de modo isotérmico (40°C), com vazão de gás de arraste de 20 mL por minuto.

3. Para cada situação experimental, o PCI do gás combustível produzido a partir da gaseificação dos coprodutos investigados neste trabalho foi calculado conforme equação 1. Os resultados estão apresentados na tabela 7.

$$\text{PC da mistura} = \sum \% \text{Mi} \cdot \text{PCi} \quad \text{equação (1)}$$

Onde:

Mi – Massa molar do gás (kg.kmol⁻¹) e

PCi – Poder calorífico do gás (MJ.m⁻³)

TEMPERATURA	LODO PRIMÁRIO-ETE PEIXINHOS	LODO SECUNDÁRIO-ETE PEIXINHOS	LODO DO UASB-ETE MANGUEIRA
700°C	7,13	14,07	6,17
800°C	7,09	12,77	8,41
900°C	9,32	12,66	5,52

Tabela 7: Resultados médios encontrados para o PCI (MJ. m⁻³).

Fonte: Os autores, 2015.

Os maiores valores médios dos poderes caloríficos inferiores obtidos neste trabalho são superiores aos valores obtidos por Judex, Gaiffi e Burgbacher (2012). Uma justificativa para isto se deve ao fato de os gases combustíveis obtidos a partir dos lodos secundários da ETE Peixinhos possuírem maiores concentrações de metano, que possui elevado poder calorífico individual.

4. A energia final disponível para cada situação experimental foi calculada multiplicando-se o volume de gás gerado pelo poder calorífico inferior do gás combustível. A eficiência de conversão (η) foi calculada dividindo-se a energia final (forma gasosa) pela energia inicial (forma sólida). Os resultados para os lodos primário e secundário da ETE Peixinhos e para o lodo do UASB da ETE Mangueira são mostrados, respectivamente, na tabela 8.

TEMPERATURA	Lodo Primário - ETE Peixinhos		Lodo Secundário - ETE Peixinhos		Lodo do UASB - ETE Mangueira	
	Energia Final (kJ)	η (%)	Energia Final (kJ)	η (%)	Energia Final (kJ)	η (%)
700°C	105,7	8,96	109,15	15,36	62,43	10,06
800°C	105,77	11,91	115,86	25,77	64,34	15,18
900°C	107,2	17,76	107,15	24,44	72,31	12,22

Tabela 8: Análise da energia final.

Fonte: Os autores, 2015.

Pela análise da tabela 8, pode ser observado que a maior eficiência de conversão (25,77%) foi alcançada na temperatura de 800°C para o lodo secundário da ETE Peixinhos. Nestas condições, a energia final (energia do gás combustível produzido proveniente da biomassa do lodo secundário da ETE Peixinhos injetada) foi de 115,86 kJ.

4 | CONCLUSÕES/RECOMENDAÇÕES

De todos os lodos estudados, o lodo secundário da ETE Peixinhos, de acordo

com os resultados dos experimentos, é o lodo com maior potencial para a geração de energia. Obviamente, faz-se necessário um estudo mais aprofundado e ficam como sugestões as seguintes propostas:

- Variar as massas das biomassas injetadas no minigaseificador;
- Incluir o tempo de residência como variável de processo;
- Verificar a influência da cogaseificação (utilização de combustível formado a partir da mistura do lodo de diferentes ETEs) na formação dos principais componentes gasosos do *syngas*;
- Realizar estudo cinético do processo de gaseificação e mecanismos de formação dos gases componentes do *syngas*;
- Verificar a aplicação das condições otimizadas encontradas neste trabalho em gaseificações de maior escala;
- Desenvolver de técnicas para medição do alcatrão formado durante o processo de gaseificação.

REFERÊNCIAS

ABNT **NBR 8.633/1984**: Carvão vegetal - Determinação do poder calorífico - Método de ensaio.

ASTM – AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. “**Standards Methods for the Ultimate Analysis of Coal and Coke**”, in Annual Book of ASTM Standards, section D3176-74, 1983.

AZNAR, M. P. **Commercial steam reforming catalysts to improve biomass gasification with steam oxygen mixtures, 2. Catalytic tar removal**. Ind Eng Chem Res, v.37, p.2668–2680, 1998.

BRASIL. Ministério de Minas e Energia. **Resenha Energética Brasileira**. Brasília: MME, 2015.

CARDOSO, M. T. **da iluminação das cidades no século XIX às biorrefinarias modernas: história técnica e econômica da gaseificação**. 2013. 139f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Energia da Universidade de São Paulo, São Paulo.

DAMARTZIS, T.; ZABANIOTOU, A. **thermochemical conversion of biomass to second generation biofuels through intergrated process design: a review**. Renewable ans Sustainable Energy Reviews, New York, v. 15, n. 1, p. 366-378, 2011.

FRITZ, A. G. N. C.; VIEIRA, G. E. G; DOS SANTOS JÚNIOR, R. K. **Reaproveitamento e caracterização do lodo para produção de energia renovável**. Biomassa & Energia, v. 4, n. 2, p. 121-130, 2011.

GODOY, L. C. **A logística na destinação do lodo de esgoto. Revista Científica On-line Tecnologia – Gestão – Humanismo, v. 2, n. 1, 2013**. Disponível em: < <http://www.fatecguaratingueta.edu.br/revista/index.php/RCO-TGH/article/view/43/27>>. Acesso em: 05 dez. 2014.

GÓMEZ, E. O. **Projeto, construção e avaliação preliminar de um reator de leito fluidizado para gaseificação de bagaço de cana-de-açúcar**. 1996. 178 p. Dissertação (Mestrado), Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

GRAUER, A.; KAWANO, M. **Aproveitamento energético de resíduos para biomassa é rentável. Revista da Madeira, n. 110, 2008.** Disponível em: <[http://www.remade.com.br/revistadamadeira_materia.php?num=1203&subject=Biomassa&title=Aproveitamento de resíduos para biomassa é rentável](http://www.remade.com.br/revistadamadeira_materia.php?num=1203&subject=Biomassa&title=Aproveitamento%20de%20residuos%20para%20biomassa%20%C3%A9%20rent%C3%A1vel)>. Acesso em: 12 nov. 2014.

JUDEX, J. W.; GAIFFI, M.; BURGBACHER, C. **Gasification of dried sewage sludge: Status of the demonstration and pilot plant.** Waste Management, v. 32, p.719-723, 2012.

MANARA, P.; ZABANIOTOU, A. **Towards sewage sludge based biofuels via thermochemical conversion – A review. Renewable and Sustainable.** Energy Reviews. v. 16, p.2.566– 2.582, 2012.

INDICADORES PARA AVALIAÇÃO DOS SERVIÇOS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA E ESGOTAMENTO SANITÁRIO NA REGIÃO DOS LAGOS NO RIO DE JANEIRO – 2010 A 2015

Data de aceite: 06/01/2020

Data de submissão: 12/10/2019

Fátima de Carvalho Madeira Reis

Estatística pela Universidade Federal do Rio de Janeiro, administradora pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Mestre em Estudos Populacionais e Pesquisas Sociais pela Escola Nacional de Ciências Estatísticas. Tecnologista de Informações Geográficas e Estatísticas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Doutoranda do Programa de Saúde Pública e Meio Ambiente da Escola Nacional de Saúde Pública da Fundação Oswaldo Cruz.

Rio de Janeiro – RJ

<http://lattes.cnpq.br/6138695719797156>

Gabriela Freitas da Cruz

Economista pela Universidade Federal do Rio de Janeiro. Mestre em Ciências Econômicas pela Universidade Federal do Rio de Janeiro. Doutoranda em Ciências Econômicas pela Universidade Federal do Rio de Janeiro. Tecnologista de Informações Geográficas e Estatísticas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.

Rio de Janeiro – RJ

<http://lattes.cnpq.br/0600732655745336>

Herleif Novaes Roberg

Economista pela Universidade Federal do Rio de Janeiro. Mestre em Estudos Populacionais e Pesquisas Sociais pela Escola Nacional de Ciências Estatísticas. Tecnologista de

Informações Geográficas e Estatísticas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.

Rio de Janeiro – RJ

<http://lattes.cnpq.br/2629739750738088>

Maria Goreth Santos

Socióloga pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Mestre em Ciências Sociais pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Doutora em Ciências Sociais pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Tecnologista de Informações Geográficas e Estatísticas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.

Rio de Janeiro – RJ

<http://lattes.cnpq.br/4423656454737051>

Simone Cynamon Cohen

Arquiteta pela Universidade Santa Úrsula, mestrado em Saúde Pública pela Fundação Oswaldo Cruz e doutorado em Saúde Pública pela Fundação Oswaldo Cruz. Professora titular da Fundação Oswaldo Cruz e docente da Universidade Federal Fluminense.

<http://lattes.cnpq.br/9932625045639393>

RESUMO: A Lei 11.445 que estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico foi instituída em 2007 e impõe a obrigatoriedade de regulação dos serviços de saneamento prestados nos municípios. Este trabalho pretende avaliar a evolução dos serviços de abastecimento de água e/ou esgotamento sanitário da região dos lagos no Rio de Janeiro, no período de 2010 a 2015. Para este objetivo

serão utilizados indicadores propostos por Costa et. al. (2013), considerando a regulação *sunshine* como norteadora na definição dos indicadores. A escolha dos indicadores tem como pressuposto a tentativa de divulgar informações para exposição pública dos prestadores, levando a pressões sociais e políticas por melhores desempenhos. Os municípios da região dos lagos serão analisados considerando os indicadores de: incidência das análises de coliformes totais; índice de atendimento urbano de água; índice de coleta de esgoto; índice de esgoto tratado referido à água; índice de perdas na distribuição; e margem da despesa de exploração. Os dados foram obtidos do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Os resultados confirmaram que os indicadores de coleta de esgoto são satisfatórios, com exceção dos municípios de Arraial do Cabo (o SNIS possui informações somente em 2012) e de Saquarema. Índices de perdas são distintos entre municípios atendidos pelo mesmo prestador, como ocorreu no ano de 2015 em Arraial do Cabo (33,25%), Armação dos Búzios (23,86%) e Iguaba Grande (42,58%), de portes populacionais compatíveis e serviços prestados pela Prolagos. As maiores perdas de água na distribuição foram observadas em Araruama, cuja prestadora do serviço corresponde à Concessionária Águas de Juturnaíba. Os menores percentuais do indicador de margem de despesa ocorreram em Armação dos Búzios, onde a prestadora dos serviços de água e esgoto é a Prolagos. A agência reguladora responsável e a população podem valer-se dos indicadores propostos para fiscalizar e acompanhar, respectivamente, os serviços prestados.

PALAVRAS-CHAVE: Regulação *sunshine*, abastecimento de água, esgotamento sanitário, indicadores.

INDICATORS FOR EVALUATION OF WATER SUPPLY AND SANITATION SERVICES IN THE LAKE REGION IN RIO DE JANEIRO - 2010 TO 2015

ABSTRACT: Law 11,445 that establishes national guidelines for basic sanitation was instituted in 2007 and imposes the obligation to regulate sanitation services provided in the municipalities. This paper aims to evaluate the evolution of water supply and/or sewage services in the lakes region of Rio de Janeiro, from 2010 to 2015. For this purpose, was considered sunshine regulation as a guide in defining indicators proposed by Costa et. al. (2013). Those indicators were based on the attempt to disclose information for public exposure of providers, leading to social and political pressures for better performance. The municipalities of the lakes region will be analyzed considering the indicators of: incidence of total coliform analysis; urban water service index; sewage collection index; treated sewage index referred to water; distribution loss rate; and operating expense margin. Data were obtained from the National Sanitation Information System. The results confirmed that the sewage collection indicators are satisfactory, except for the municipalities of Arraial do Cabo (SNIS has information only in 2012) and Saquarema. Loss rates are different between municipalities served by the same provider, as occurred in 2015 in Arraial do Cabo (33.25%), Armação dos Búzios (23.86%) and Iguaba Grande (42.58%), with compatible population sizes, stocks and services provided by Prolagos. The largest water losses in distribution were

observed in Araruama, whose service provider corresponds to the Águas de Juturnaíba Concessionaire. The lowest percentage of the expense margin indicator occurred in Armação dos Buzios, where the provider of water and sewage services is Prolagos. The regulatory agency and the population can use the proposed indicators to supervise and monitor, respectively, the services provided.

KEYWORDS: Sunshine regulation, water supply, sewage services, indicators.

1 | INTRODUÇÃO

Segundo Marques (2005), a Regulação *Sunshine* corresponde a “um método que possibilita a delimitação de um grupo de indicadores relevantes, determinação de parâmetros para sua avaliação e a tradução dos resultados em sinais simples, permitindo realizar análises da prestação dos serviços e divulgar amplamente os resultados obtidos”.

Por meio dos indicadores, o planejamento, a fiscalização, a apresentação e a participação e controle social se utilizam de informações consolidadas para a melhoria de programas e projetos, visando contribuir para um saneamento de qualidade para todos.

De acordo com Costa et al. (2013) “não é necessário o emprego de vultosos recursos para que as agências reguladoras cumpram com as exigências legais de avaliação e monitoramento dos prestadores”. Com a finalidade de analisar a evolução dos prestadores de serviços de saneamento em 2010 e em 2015, nos municípios que constituem o estado de Minas, os autores propuseram parâmetros técnicos e indicadores selecionados.

A partir de indicadores e parâmetros propostos por Costa et. al. (2013) este trabalho tem como objetivo comparar a prestação dos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário nos sete municípios que compõem a Região dos Lagos, localizada no Estado do Rio de Janeiro, importante microrregião, responsável por concentrar o principal arranjo produtivo direcionado às atividades turísticas no interior do Estado.

A Região dos Lagos é formada por cidades localizadas à beira-mar (ver figura 1), com recursos advindos principalmente do turismo, da extração de sal e dos “royalties” do petróleo. Apresentam variação relevante de população durante os meses de verão.



Figura 1: Mapa de localização dos municípios da Região dos Lagos – Estado do Rio de Janeiro.

No total, a Região dos Lagos é formada por sete municípios que compreendem mais de 100 quilômetros de litoral: Araruama, Armação dos Búzios, Arraial do Cabo, Cabo Frio, Iguaba Grande, São Pedro da Aldeia e Saquarema.

Dentre os municípios citados, os principais são Araruama e Cabo Frio, que são os maiores em questões econômicas, territoriais e turísticas (nesse último quesito podem-se incluir também Arraial do Cabo e Búzios). A Região dos Lagos possui aproximadamente dois mil metros quadrados de área, com cerca de 538.470 habitantes, segundo dados do censo demográfico de 2010.

Município	Área ¹ (km ²)	População em 2010 ²	PIB per capita em 2015 ³
Cabo Frio	410,418	186.227	51.222,27
Araruama	638,086	112.008	17.669,13
São Pedro da Aldeia	332,792	87.875	20.337,59
Saquarema	352,720	74.234	24.639,11
Arraial do Cabo	158,952	27.715	27.618,93
Armação dos Búzios	70,278	27.560	73.880,79
Iguaba Grande	51,945	22.851	14.821,69

Quadro 1: Aspectos geoeconômicos dos municípios da Região dos Lagos no Rio de Janeiro.

Fonte: 1) IBGE, 2016; 2) IBGE, Censo 2010; 3) IBGE, 2015.

Destacam-se dos demais municípios por atingirem PIBs per capita em 2015 superiores, Armação dos Búzios (R\$73.880,79) e Cabo Frio (R\$51.222,27). Por outro lado, os municípios de Iguaba Grande (R\$14.821,69) e Araruama (R\$17.669,13) obtiveram em 2015 os menores desempenhos na produção.

Com a finalidade de avaliar os serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário prestados nos municípios da Região dos Lagos, reconhecidas as diferenças

populacionais e socioeconômicas relativas aos municípios, os indicadores observados neste estudo foram:

- IN084 – Incidência das análises de coliformes totais fora do padrão (%);
- IN023 - Índice de atendimento urbano de água (%);
- IN015 - Índice de coleta de esgoto (%);
- IN046 - Índice de Tratamento de esgoto (%);
- IN049 - Índice de perdas na distribuição;
- IN030 - Margem da despesa de Exploração.

De acordo com Costa et al. (2013), os indicadores a serem utilizados se referem à qualidade dos serviços prestados (IN084), à cobertura (IN023, IN015, IN046), à eficiência (IN049) e ao equilíbrio econômico-financeiro (IN030). Os parâmetros para avaliação dos indicadores como insatisfatórios ou satisfatórios formulados por Costa et. al, 2013 foram apresentados na Tabela 1 abaixo.

INDICADORES	Parâmetros de Referência	
	Insatisfatório	Satisfatório
IN084_AE - Incidência das análises de coliformes totais fora do padrão (percentual)	5% - 100%	0% - 5%
IN023_AE - Índice de atendimento urbano de água (percentual)	0% - 95%	95% - 100%
IN015_AE - Índice de coleta de esgoto (percentual)	0% - 75%	≥ 75%
IN046_AE - Índice de esgoto tratado referido à água consumida (percentual)	0% - 75%	≥ 75%
IN049_AE - Índice de perdas na distribuição (percentual)	30% - 100%	0% - 30%
IN030_AE - Margem da despesa de exploração (percentual)	> 100%	≤ 100%

Tabela 1: Indicadores formulados por Costa et. al., 2013 e respectivos parâmetros de referência propostos pelos autores.

2 | MATERIAIS E MÉTODOS

Os dados utilizados neste trabalho são provenientes do Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico - SNIS do Ministério das Cidades. Vale lembrar que as informações prestadas ao SNIS são autodeclaradas sobre a oferta de serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário.

Para fins de análise, os municípios da região dos lagos foram agrupados segundo o número de habitantes, considerando informações populacionais do Censo Demográfico – 2010:

- 1) Cabo Frio (186.227) e Araruama (112.008);
- 2) São Pedro D’Aldeia (87.875) e Saquarema (74.234); e,
- 3) Arraial do Cabo (27.715), Armação dos Búzios (27.560) e Iguaba Grande (22.851).

3 | DISCUSSÃO

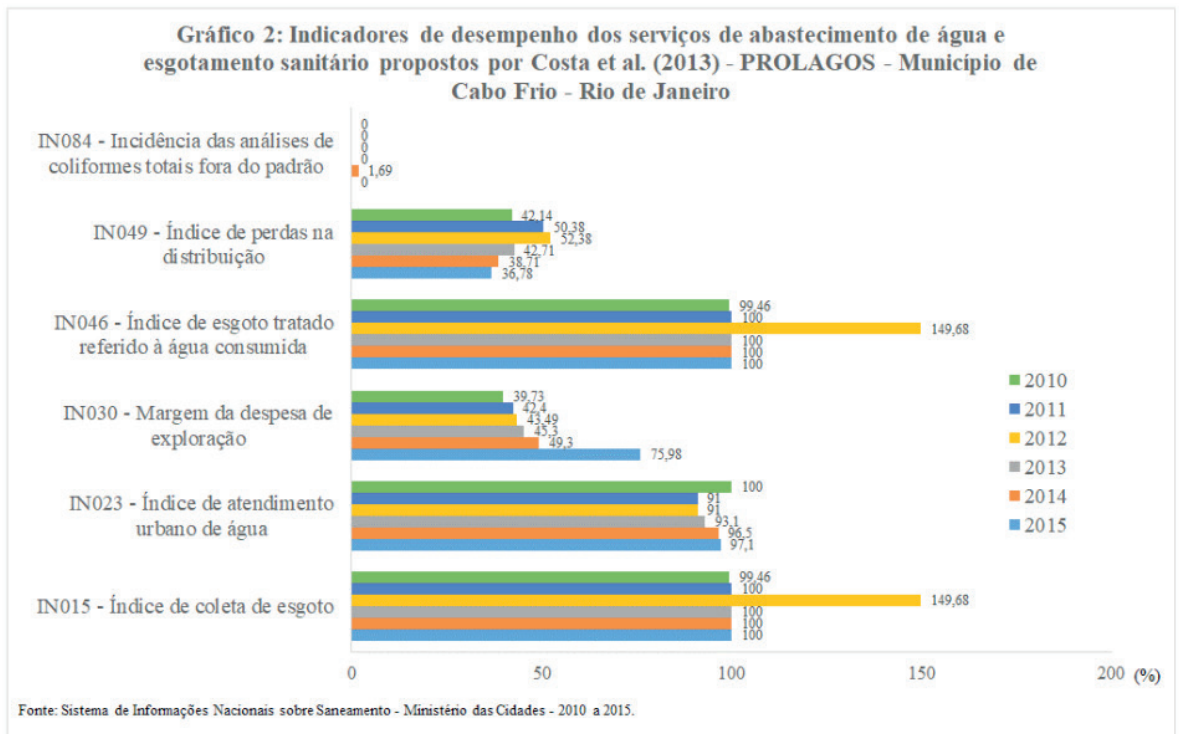
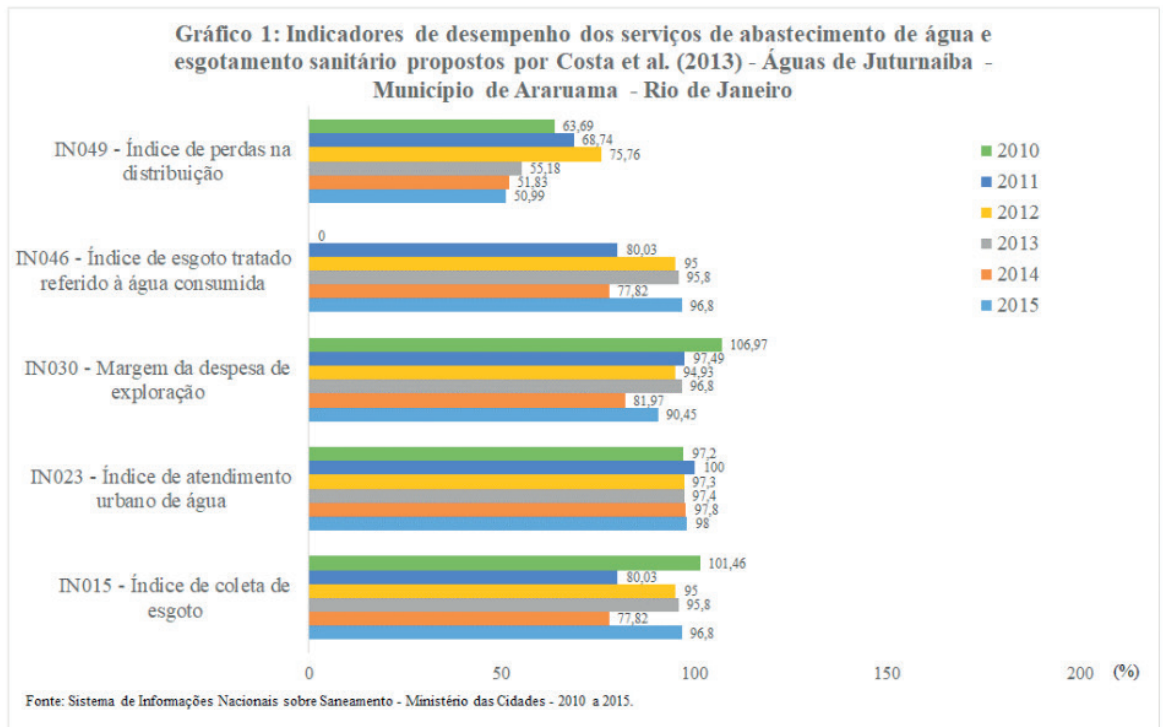
Os municípios que compõem a Região dos Lagos foram analisados segundo

grupos constituídos conforme o número de habitantes em 2010. Assim, os municípios de Araruama e Cabo Frio compuseram o Grupo 1; São Pedro Da Aldeia e Saquarema formaram o Grupo 2; Armação dos Búzios, Arraial do Cabo e Iguaba Grande fazem parte do Grupo 3.

Foram omitidos os indicadores da incidência das análises de coliformes totais fora do padrão quando no período de 2010 a 2015 todos os percentuais informados foram iguais a zero. Também foram omitidos os anos em que não houve fornecimento de informações pelos prestadores correspondentes aos indicadores selecionados.

O Gráfico 1 apresenta indicadores propostos por Costa et. al (2013) para o município de Araruama. O percentual de incidência das análises de coliformes totais fora do padrão foram omitidos, pois durante o período o percentual correspondeu a zero, sendo, portanto, satisfatórios. De 2010 a 2015, os índices de perdas na distribuição em Araruama foram insatisfatórios, todos acima de 50%, considerando o parâmetro de referência e, que a meta para as perdas na distribuição de água, estabelecida no Plano Nacional de Saneamento Básico - PLANSAB (BRASIL, 2011) para 2030 corresponde a 30%.

A concessionária Águas de Juturnaíba atua em Araruama desde 1998, no entanto, consta nos registros do SNIS que em 2010 o esgoto tratado em relação à água consumida era igual a zero. Em 2011, este mesmo indicador ultrapassou 80%, tornando-se satisfatório. Em 2015, Araruama conta com 96,8% de esgoto tratado, em relação à água consumida pelos habitantes. De acordo com o gráfico 2, em Cabo Frio este indicador correspondia a 100%. No ano de 2012 ultrapassou 100%, provavelmente por causa de água da chuva que penetra nas redes coletoras de esgoto, mesmo que projetadas exclusivamente para coletar esgoto sanitário (rede separadora absoluta). O mesmo também ocorreu para o índice de coleta de esgoto (149,68%).

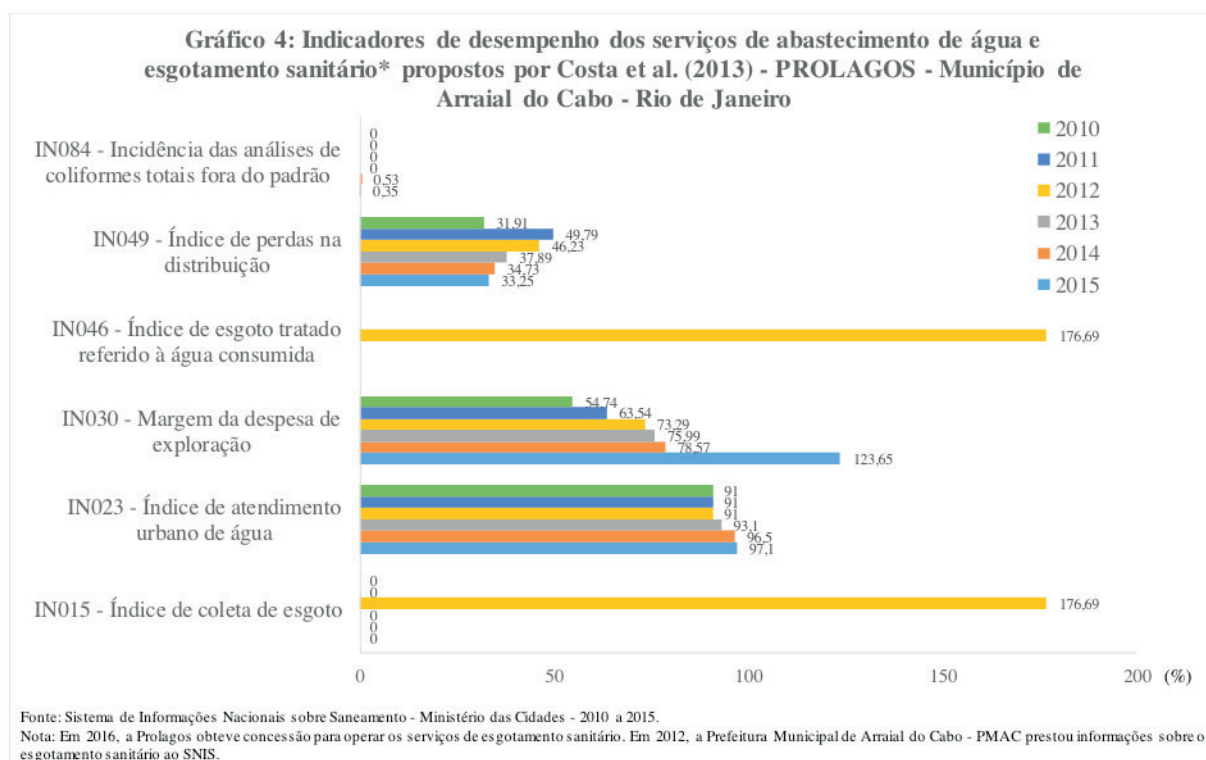
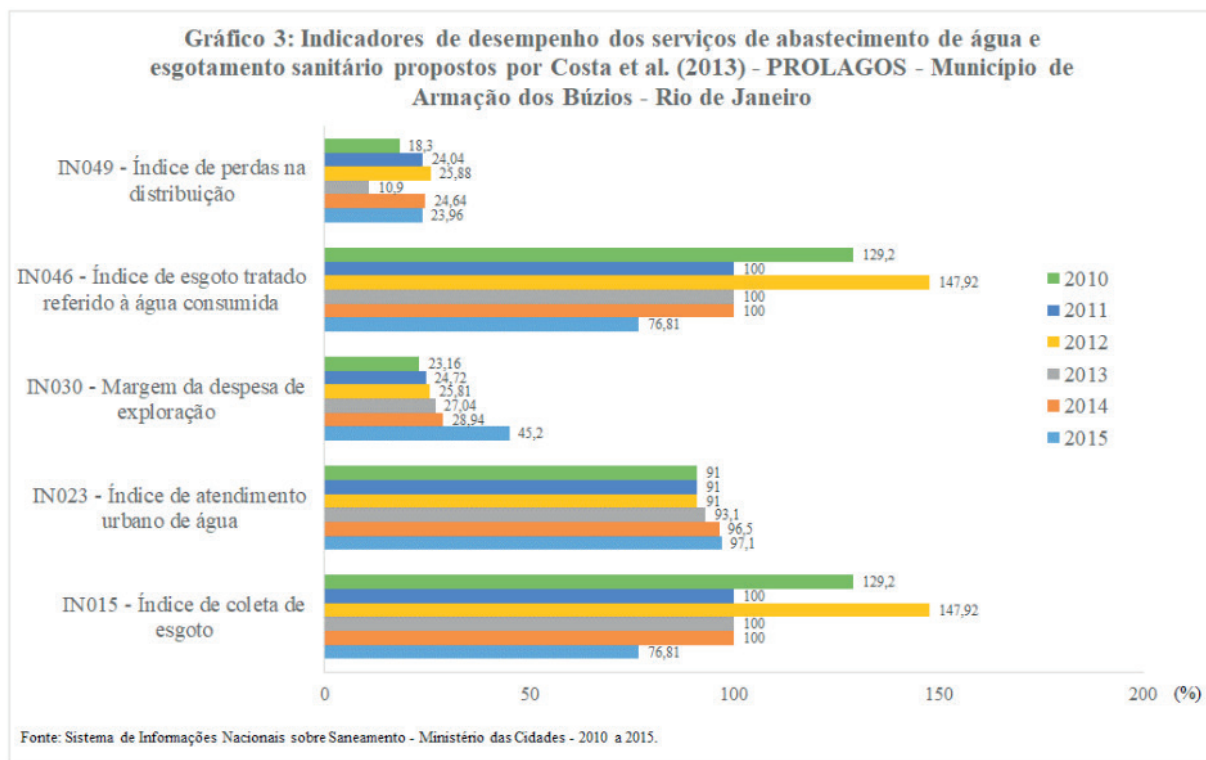


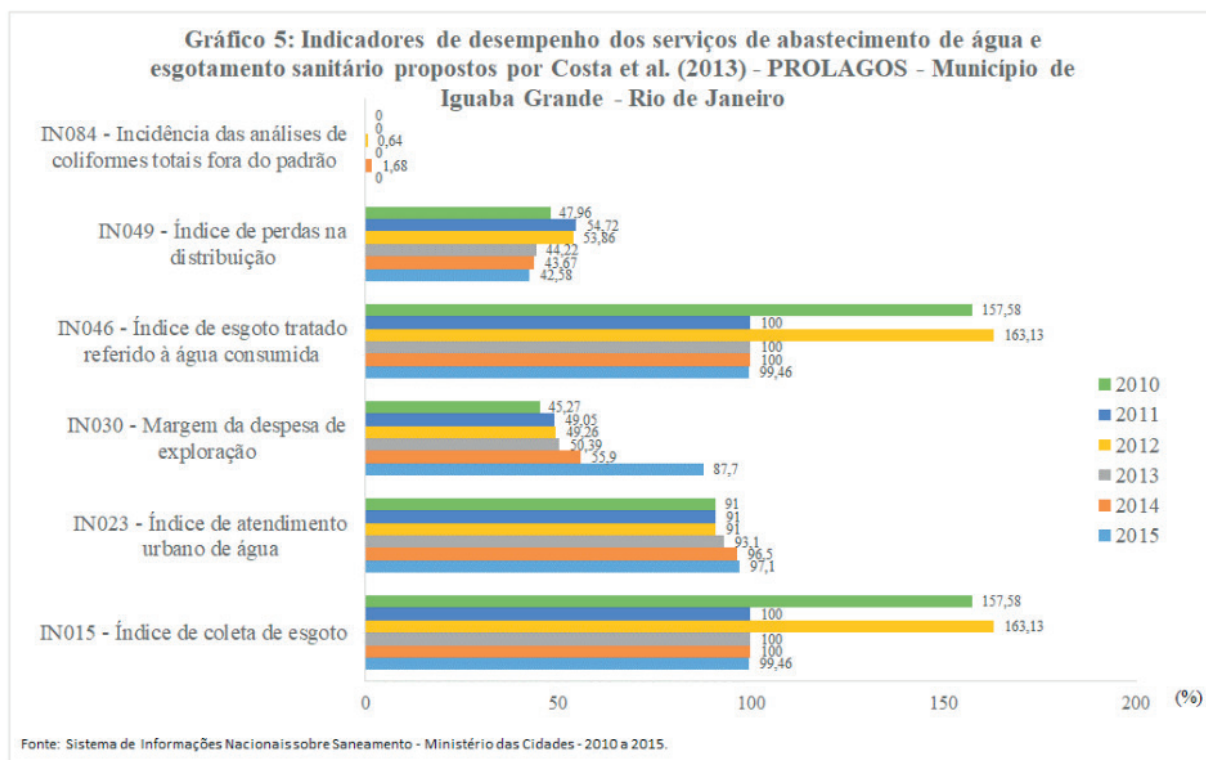
Entre os indicadores selecionados percebe-se que o índice de perdas na distribuição, comparando municípios com portes populacionais compatíveis a aproximadamente 100 mil habitantes, como Cabo Frio e Araruama, as maiores proporções foram verificadas em Araruama, durante o período estudado.

O prestador de serviço de água e esgoto de Cabo Frio, Prolagos possui percentuais de perdas inferiores aos do município de Araruama, cujo prestador é a concessionária de serviços de água e esgotos Águas de Juturnaíba.

Em 2015, cerca de 50% da água produzida em Araruama era perdida, em Cabo Frio 36% da água produzida foi considerada perda. Ambas as prestadoras de serviços têm naturezas jurídicas correspondentes a empresas privadas. De 2010

a 2014 a margem de despesa de exploração em Araruama superou cerca de duas vezes este indicador observado em Cabo Frio (Gráficos 1 e 2).





Em relação aos municípios com número de habitantes em torno de 30.000, como Armação dos Búzios, Arraial do Cabo e Iguaba Grande, notou-se que os três municípios possuem percentuais semelhantes para o índice de atendimento urbano de água.

No entanto, a margem de despesa de exploração ultrapassou 100% somente em Arraial do Cabo no ano de 2015, representando um cenário deficitário no que se refere à prestação do serviço. Nesse caso, a despesa superou as receitas operacionais diretas.

Enquanto em Armação de Búzios o índice de perdas de distribuição era cerca de 24%, em Arraial do Cabo era de 33% e em Iguaba Grande chegou a aproximadamente 42% no ano de 2015 (Gráficos 3, 4 e 5).

No município de Arraial do Cabo em 2012, a prefeitura era responsável pelo serviço de coleta de esgoto. Nesta ocasião os índices de esgoto tratado referido à água consumida e de coleta de esgoto eram de 176,69% demonstrando que as águas das chuvas podiam estar sendo dispensadas na rede coletora de esgoto. Mais recentemente, em 2015, não há dados do SNIS que indiquem a existência da prestação de serviços de coleta de esgoto por rede no município. O mesmo ocorreu em 2010 (157,78%) e 2012 (163,13%) no município de Iguaba Grande, embora a prestadora responsável tenha sido a Prolagos (Gráficos 3, 4 e 5).

Gráfico 6: Indicadores de desempenho dos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário propostos por Costa et al. (2013) - PROLAGOS - Município de São Pedro D'Aldeia - Rio de Janeiro

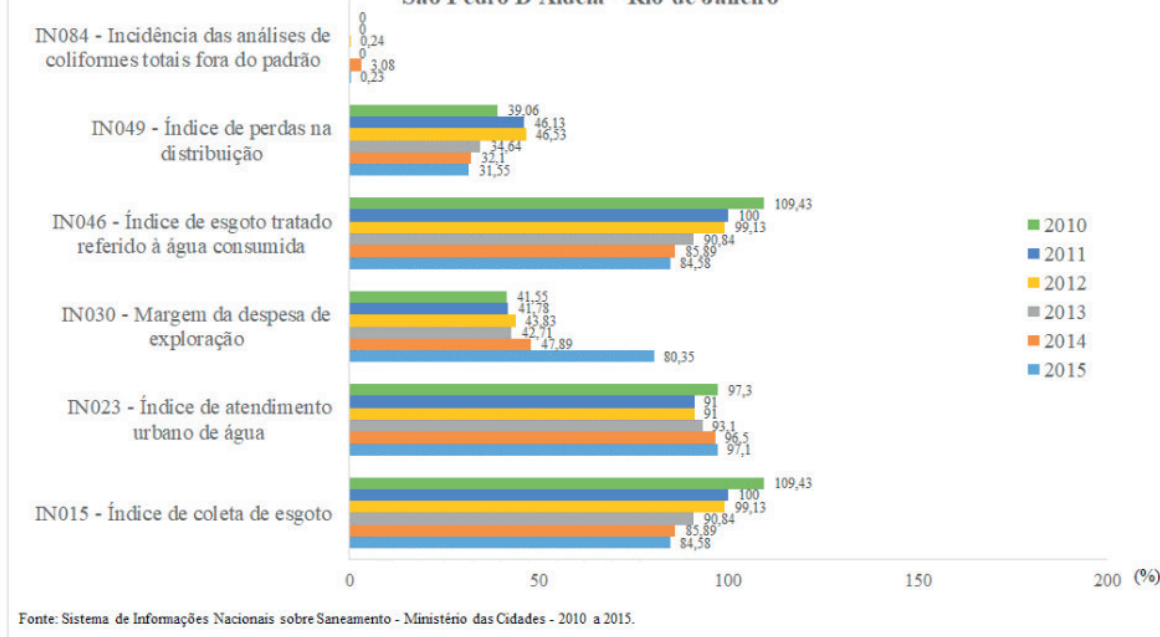
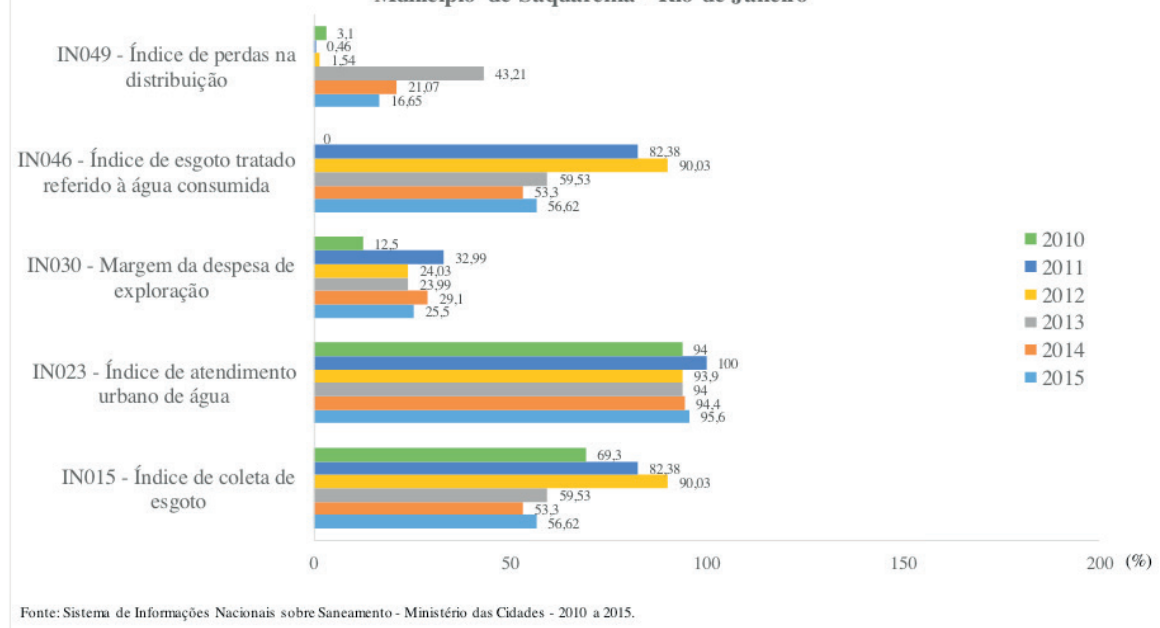


Gráfico 7: Indicadores de desempenho dos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário propostos por Costa et al. (2013) - Águas de Juturnaíba - Município de Saquarema - Rio de Janeiro



Nos municípios de São Pedro Da Aldeia e Saquarema, destaca-se, respectivamente, a inexistência de serviços de esgotamento sanitário por rede coletora e índice de esgoto tratado referido à água consumida insatisfatório em 2015 (56,62%). O município de Saquarema também é o único município com índice de atendimento urbano de água insatisfatório no último ano analisado (Gráficos 6 e 7).

Saquarema e São Pedro D'Aldeia possuem número de habitantes e PIB per capita muito semelhantes, mas os indicadores analisados bastante distintos para esses municípios. Por exemplo, em 2015, enquanto o índice de coleta de esgoto

da Prolagos no município de São Pedro D'Aldeia correspondia a 84,58%, em Saquarema, a Concessionária Águas de Juturnaíba era responsável por apenas 56,62%. O índice de perdas de água na distribuição em Saquarema no mesmo ano era de 16,65% e em São Pedro D'Aldeia quase o dobro (31,55%).

4 | CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Os resultados confirmaram que os indicadores de coleta de esgoto são satisfatórios para a região dos lagos do Rio de Janeiro, com exceção do município de Arraial do Cabo (possui informações no SNIS sobre serviço de esgotamento público por rede coletora prestado no município somente em 2012) e de Saquarema (56,62%).

Embora a Prolagos e a Concessionária Águas de Juturnaíba prestem serviços a mais de um município da Região dos Lagos, indicadores como margem de despesa da operação e índice de perdas são distintos entre municípios atendidos pelo mesmo prestador, como é o caso do índice de perdas da distribuição no ano de 2015 em Arraial do Cabo (33,25%), Armação dos Búzios (23,86%) e Iguaba Grande (42,58%), onde os serviços eram prestados pela Prolagos.

As maiores perdas de água na distribuição foram observadas em Araruama, cuja prestadora do serviço corresponde à empresa privada Águas de Juturnaíba. Os menores percentuais do indicador de margem de despesa ocorreram em Armação dos Búzios, onde a prestadora dos serviços de água e esgoto é a Prolagos.

Em municípios de portes populacionais e valores do PIB per capita semelhantes, como ocorre nos municípios de Saquarema e São Pedro D'Aldeia, os indicadores informados pelas operadoras Concessionária Águas de Juturnaíba e Prolagos que atuam nessas localidades, respectivamente, foram expressivamente distintos, como por exemplo, o índice de coleta de esgoto, classificado como satisfatório em São Pedro D'Aldeia, mas insatisfatório em Saquarema.

A agência reguladora responsável (AGENERSA - Agência Reguladora de Energia e Saneamento Básico do Estado do Rio de Janeiro) e a população podem valer-se dos indicadores propostos para fiscalizar e acompanhar, respectivamente, os serviços prestados. Recomenda-se a comparação de dados mais recentes com os resultados aqui apresentados.

Verificou-se que os indicadores propostos permitem avaliar os municípios segundo a qualidade da água fornecida, a cobertura dos serviços, a eficiência na distribuição da água e aspectos econômicos. Foram capazes de retratar importantes cenários dos serviços prestados nos municípios brasileiros.

Tendo em vista as limitações no que tange à infraestrutura e autonomia dos reguladores, os indicadores podem auxiliar no acompanhamento pela população

e na fiscalização dos serviços prestados, em consonância com pressupostos da regulação *sunshine*.

REFERÊNCIAS

BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Disponível em: <www.planalto.gov.br>. Acesso em: 8 de fevereiro de 2018.

BRASIL. Ministério das Cidades. Proposta de Plano Nacional de Saneamento Básico – PLANSAB. 2011. Disponível em: <<http://www.cidades.gov.br/>>. Acesso em: 8 de fevereiro de 2018.

COSTA, S. A. B.; CÔRTEZ, L. S.; COELHO, T.; FREITAS, M. M. Indicadores em saneamento: avaliação da prestação dos serviços de água e de esgoto em minas gerais. Rev. UFMG, belo horizonte, v. 20, n.2, p. 334-357, jul./dez. 2013.

MARQUES, R. C. Regulação de serviços públicos. Lisboa: Sílabo, 2005. Costa et. al. (2013)

IBGE, 2016. Disponível em <https://cidades.ibge.gov.br/>. Acesso em 8 de fevereiro de 2018.

IBGE, 2010. Disponível em <https://cidades.ibge.gov.br/>. Acesso em 8 de fevereiro de 2018. Censo Demográfico 2010

IBGE, 2015. Disponível em <https://cidades.ibge.gov.br/>. Acesso em 8 de fevereiro de 2018.

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Disponível em <http://app4.cidades.gov.br/serieHistorica/> Acesso em 8 de fevereiro de 2018.

“As opiniões emitidas neste estudo são de exclusiva e inteira responsabilidade dos autores, não exprimindo, necessariamente, o ponto de vista do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE.”

INFLUÊNCIA DAS NORMAS NBR 9649 E NBR 14486 NO DIMENSIONAMENTO DE UMA REDE COLETORA DE ESGOTO DE MATERIAL PVC

Data de aceite: 06/01/2020

Data de submissão: 21/10/2019

Lívia Figueira de Albuquerque

Universidade Federal do Ceará – UFC
Fortaleza – Ceará

<http://lattes.cnpq.br/6395442806782778>

Artemisa Fontinele Frota

Universidade Estadual Vale do Acaraú - UVA
Sobral – Ceará

<http://lattes.cnpq.br/1850137749322859>

Luís Henrique Magalhães Costa

Universidade Estadual Vale do Acaraú - UVA
Sobral – Ceará

<http://lattes.cnpq.br/5710487391407826>

RESUMO: Em análise ao crescimento urbano é importante destacar que, para a preservação ambiental, os serviços de sistema de esgotamento sanitário têm papel fundamental para a destinação correta dos excretas humanos. Dessa forma, torna-se necessário a correta concepção de projetos de redes coletoras de esgoto para que haja um melhor desempenho desses sistemas nos centros urbanos, a fim de que futuramente sejam evitados custos adicionais referentes a eventuais reparos nesses sistemas. Visto isso, as normas NBR 9649 (ABNT, 1986) e NBR

14486 (ABNT, 2000) prescrevem diferentes condições exigíveis para a elaboração destes projetos, no que diz respeito ao correto dimensionamento dos componentes da rede. Dada essa parametrização, o presente trabalho teve como objetivo analisar a influência dos critérios de cada uma das normas supracitadas no dimensionamento de redes coletoras de esgoto. O método de dimensionamento das análises se baseou em dois cenários, considerando o cenário 1 como referência aos parâmetros da NBR 9649 (ABNT, 1986) e cenário 2 como referência a NBR 14486 (ABNT, 2000). O dimensionamento foi feito através de uma aplicação WEB de automação de projetos de saneamento, conforme dito, disponível em <<http://www.AquaCAD.net/>>. O objetivo principal deste site é fornecer aos projetistas de saneamento serviços online de automação de diferentes processos a partir de arquivos criados em programas como o AutoCAD (.dxf), o Excel (.xlxs) e o Epanet (.inp). Em análise, pode-se concluir que o cenário 2 (NBR 14486) exigiu um menor volume de escavação para ser realizado e tubulação de menor diâmetro que o exigido no cenário 1 (NBR 9649). Isto se reflete de forma mais considerável quando se trata de redes mais extensas e de contribuições maiores da população. Além disso, com o auxílio do programa de automação, foi possível simular duas situações de uma forma mais rápida que

auxiliará em projetos mais complexos na área.

PALAVRAS-CHAVE: NBR 9649, NBR 14486, Rede coletora de Esgoto.

INFLUENCE OF BRAZILIAN STANDARDS NBR 9649 AND NBR 14486 ON THE DESIGN OF A PVC SEWAGE COLLECTION SYSTEM

ABSTRACT: In terms of urban growth, it is important to highlight that, for environmental preservation, sewage services play a fundamental role in the proper disposal of human excreta. Thus, the correct conception of sewage collection projects is necessary for a better performance of these systems in urban centers, so that in the future, additional costs related to possible repairs to these systems are avoided. Therefore, Brazilian standards NBR 9649 (ABNT, 1986) and NBR 14486 (ABNT, 2000) establish different conditions required for the elaboration of these projects, regarding the correct sizing of the network components. Given such parameterization, the study aimed to analyze the influence of the criteria of each of the above-mentioned standards on the design of sewage collection networks. The analysis sizing method was based on two scenarios, considering scenario 1 as reference to the parameters of NBR 9649 (ABNT, 1986) and scenario 2 as reference to NBR 14486 (ABNT, 2000). The design was done through a sanitation project automation WEB application, available at <<http://www.AquaCAD.net/>>. The main purpose of this website is to provide sanitation designers with online services to automate different processes from files created in software such as AutoCAD (.dxf), Excel (.xlsx) and Epanet (.inp). After analysis, it can be concluded that scenario 2 (NBR 14486) required a smaller volume of excavation to be performed and smaller diameter pipe than required in scenario 1 (NBR 9649). This is most significantly reflected when it comes to larger networks and larger contributions from the population. Moreover, with the aid of the automation program, it was possible to simulate two situations in a faster way that will assist in more complex projects in the sanitation field.

KEYWORDS: NBR 9649, NBR 14486, Sewer Collection Network.

1 | INTRODUÇÃO

Em análise ao crescimento urbano, é importante destacar que, para a preservação ambiental, os serviços de sistema de esgotamento sanitário têm papel fundamental, pois estes contribuem para a destinação correta dos excretas humanos. Este procedimento em vigor evita a conseqüente proliferação de doenças, ocasionadas quando tal serviço é escasso ou ineficiente.

Dessa forma, torna-se necessário a concepção correta de projetos de redes coletoras de esgoto para que haja um melhor desempenho desses sistemas nos centros urbanos, a fim de que futuramente sejam evitados custos adicionais referentes a eventuais reparos nesses sistemas.

Visto isso, as normas NBR 9649 (ABNT, 1986) e NBR 14486 (ABNT, 2000)

prescrevem diferentes condições exigíveis para a elaboração destes projetos, no que diz respeito ao correto dimensionamento dos componentes da rede em material PVC. Mais precisamente, cada uma dessas normas cita um valor mínimo de tensão trativa média que cada trecho deve seguir.

Segundo Alem Sobrinho e Tsutiya (2000), a tensão trativa é uma tensão tangencial exercida sobre a parede do conduto pelo líquido em escoamento, ou seja, é a componente tangencial do peso do líquido sobre a unidade de área da parede do coletor e que atua sobre o material sedimentado, promovendo seu arraste.

Para cada tensão trativa média definida nessas normas, há um determinado coeficiente de Manning e uma equação de declividade mínima que atende a condição. Conforme a NBR 9649 (ABNT, 1986), cada trecho deve ser verificado pelo critério de tensão trativa média de valor mínimo 1,0 Pa, calculada para vazão inicial (Q_i), para coeficiente de Manning $n = 0,013$. A declividade mínima que satisfaz essa condição pode ser determinada pela equação 1 aproximada:

$$I_{o,mín} = 0,0055 \cdot Q_i^{-0,47} \quad (1)$$

Sendo $I_{o,mín}$ em m/m e Q_i em L/s.

Em contrapartida, a norma NBR 14486 (ABNT, 2000) cita que o critério de verificação da tensão trativa seja de no mínimo 0,6Pa, para coeficiente de Manning de $n = 0,010$. Portanto, para garantir este critério a declividade mínima deve atender a seguinte equação 2:

$$I_{o,mín} = 0,0035 \cdot Q_i^{-0,47} \quad (2)$$

Sendo $I_{o,mín}$ em m/m e Q_i em L/s.

Em resumo, a tabela 1 expõe as características citadas anteriormente de cada norma.

PARÂMETRO	NBR 9649	NBR 14486
Tensão trativa mínima	1 Pa	0.6 Pa
Coeficiente de Manning	0.013	0.01
Equação de declividade mínima	$I_{o,mín} = 0,0055 \cdot Q_i^{-0,47}$	$I_{o,mín} = 0,0035 \cdot Q_i^{-0,47}$

Tabela 1: Parametrização das normas NBR 9649 (ABNT, 1986) e NBR 14486 (ABNT, 2000).

2 | OBJETIVOS

Dada essa parametrização, o presente trabalho tem como objetivo analisar a influência dos critérios de cada uma das normas supracitadas no dimensionamento de redes coletoras de esgoto. Além disso, é finalidade deste projeto estabelecer as

principais diferenças entre as mesmas, apontando vantagens e desvantagens ao adotar cada uma delas como parâmetros de dimensionamento, no que diz respeito a redes coletoras de PVC, tipo de material utilizado nesta análise. De forma mais detalhada, avaliar parâmetros do projeto que contribuem consideravelmente no orçamento de construção do empreendimento, tendo como exemplo o volume de escavação e escolha dos diâmetros.

3 | MATERIAIS E MÉTODOS

Para a realização desta análise comparativa, foi realizado um estudo de caso em uma rede coletora de esgoto e aplicados os critérios de ambas as normas no dimensionamento, criando dois cenários distintos. A rede hipotética está situada em um loteamento de 2742 lotes, localizada em uma altitude que varia de 52m a 67m. A figura 1 mostra o sistema nesta estruturação, com identificação das sub-bacias e respectivo sentido de escoamento em cada trecho da rede.

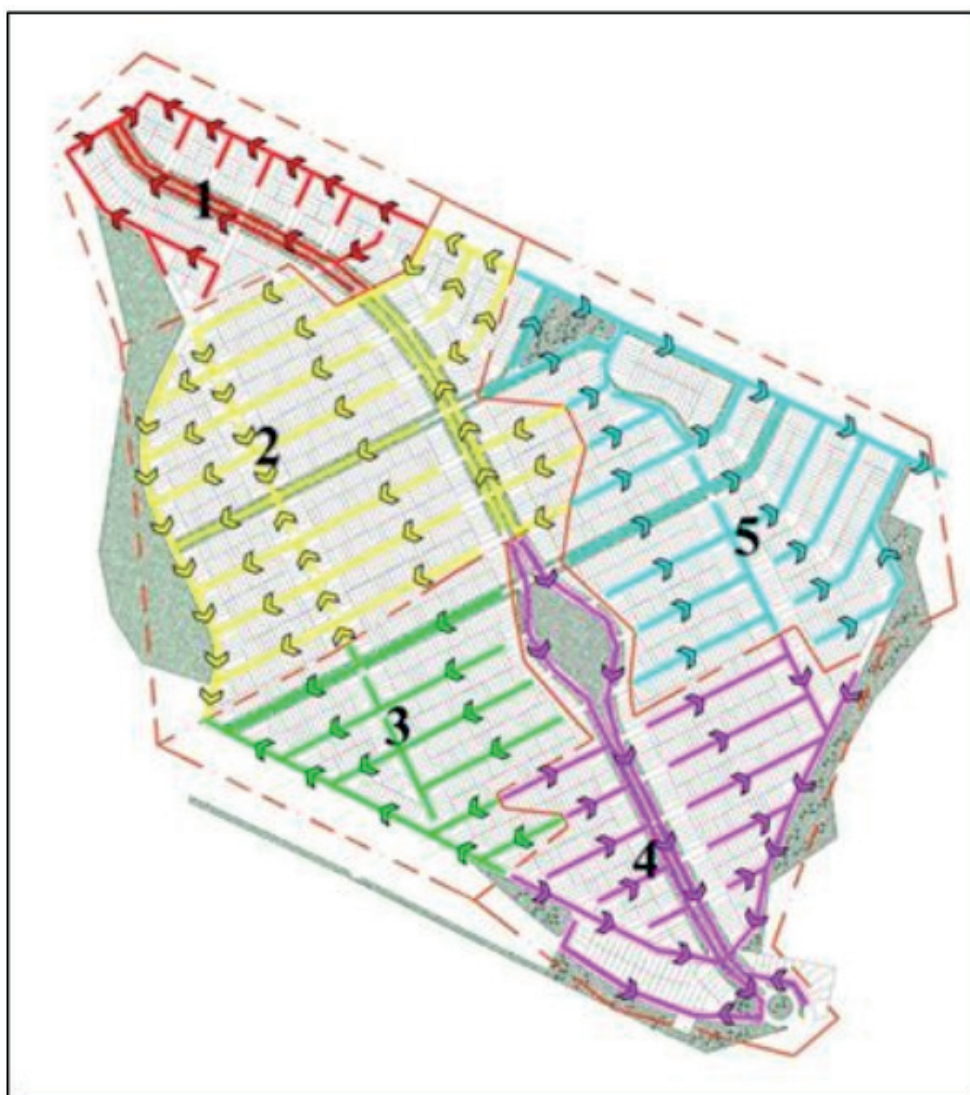


Figura 1: Rede em estudo com divisão de sub-bacias e sentido de escoamento.

Composta por 316 trechos, a rede apresenta uma área de aproximadamente 1,1Km² e conta com uma extensão de quase 18Km de canalização. De acordo com a disposição das declividades do terreno, a rede foi dividida em 5 sub-bacias. Para fins de dimensionamento, em cada lote será considerado uma família média de 5 membros, cada um consumindo por dia um volume de 150 litros. Além disso, para o cálculo das vazões de início e fim de plano, utilizou-se as equações (3) e (4) a seguir:

$$Q_i = \frac{86400}{b^3 \cdot d \cdot C \cdot K^2} \quad (3)$$

$$Q_f = \frac{P_f \cdot q \cdot C \cdot K_1 \cdot K_2}{86400} \quad (4)$$

Em que:

Qi: Vazão média de início de plano em L/s;

Qf: Vazão média de fim de plano em L/s;

Pi: População de início de plano (hab);

Pf: População de fim de plano (hab);

q: Consumo per capita (150 L/s.hab);

K₁: Coeficiente de máxima vazão diária (1,2);

K₂: Coeficiente de máxima vazão horária (1,5);

C: Coeficiente de retorno (0,8).

Dessa forma, a tabela 2 apresenta a vazão de início e fim de plano de cada uma das sub-bacias da rede em estudo. Para esta análise, a população de início e fim de plano apresenta o mesmo valor devido à rede já ter um contingente populacional numeroso, sem possibilidades de crescimento ao longo do tempo e por se tratar de um loteamento e já possuir sua população final previamente estabelecida em projeto.

SUB-BACIA	Nº DE LOTES	POPULAÇÃO	VAZÃO (L/s)	
			INÍCIO DE PLANO	FIM DE PLANO
1	219	1095	2.281	2.738
2	933	4665	9.719	11.663
3	386	1930	4.021	4.825
4	549	2745	5.719	6.863
5	655	3275	6.823	8.188

Tabela 2: Vazões de início e fim de plano de cada sub-bacia.

O método de dimensionamento dos cenários foi feito através de uma aplicação WEB de automação de projetos de saneamento, conforme dito, disponível em <<http://www.AquaCAD.net/>>. O objetivo principal deste site é fornecer aos projetistas de saneamento serviços online de automação de diferentes processos a partir de arquivos criados em programas como o AutoCAD (.dxf), o Excel (.xlxs) e o Epanet

(.inp).

Segundo AquaCAD (2018), a partir dos dados de entrada presentes nestes arquivos, é possível criar relatórios, planilhas e desenhos de forma automática. Os arquivos de entrada (inputs) serão armazenados no servidor por meio de uploads. Os dados presentes nestes arquivos serão interpretados via linguagem de programação para que, em seguida, processos como cálculos de dimensionamento, conversão de arquivos (dxf ↔ inp), geração de planilhas e desenhos possam ser realizados de forma automática. Após a realização das automações, os arquivos de saída (outputs) poderão ser adquiridos pelos usuários via downloads. Devido ao AquaCAD ser uma aplicação WEB, as automações poderão ser feitas de qualquer computador (independente do sistema operacional) com acesso a internet.

Para que os elementos do projeto sejam reconhecidos e dimensionados de forma correta, o AquaCAD estabelece alguns critérios para a criação dos elementos de desenho (layers, polilinhas e textos) que representarão as partes construtivas da rede de esgoto. São exemplos desses parâmetros: a inserção dos trechos de cada sub-bacia de ser feito com um layer específico de cada sub-bacia e este deve possuir uma nomenclatura com formato “AQUA_SBN”, sendo o N o número da sub-bacias (ex: AQUA_SB1, AQUA_SB2, AQUA_SB3...).

Além disso, os coletores são representados por linhas, onde cada uma delas representa um trecho da rede, sendo a primeira linha a montante considerada como um trecho do tipo “ponta-seca”. O lançamento das linhas deverá ser feito no sentido do escoamento. Em relação às cotas das singularidades, estas são interpoladas a partir das curvas de nível contendo elementos do tipo polilinhas ou spline com o layer de nome “AQUA_CN”.

Outro detalhe importante a se destacar é a distinção das cores em cada trecho das sub-bacias. A caracterização dos trechos por diferentes cores possibilita a identificação de trechos com contribuição unilateral (cor azul), contribuição bilateral (cor verde) e sem contribuição (cor vermelha). Vale acrescentar que ao desenhar os trechos da rede é necessário que os mesmos estejam conectados em seus respectivos endpoints para que o AquaCAD possa reconhecer os trechos a montante e a jusante dos mesmos, sendo o trecho que possui o poço de visita (PV) final a única exceção a essa regra. Caso isso não ocorra, o AquaCAD entenderá que há mais de um PV final.

Desse modo, é possível determinar o tipo de contribuição e os trechos a montante e a jusante de cada trecho da rede via linguagem de programação, sendo estas condições de fundamental importância para o dimensionamento correto da rede. Feito tudo isso, a figura 2 apresenta a disposição do detalhamento da rede pós-dimensionamento pelo AquaCAD e a figura 3 mostra um exemplo de detalhamento de um trecho da rede.

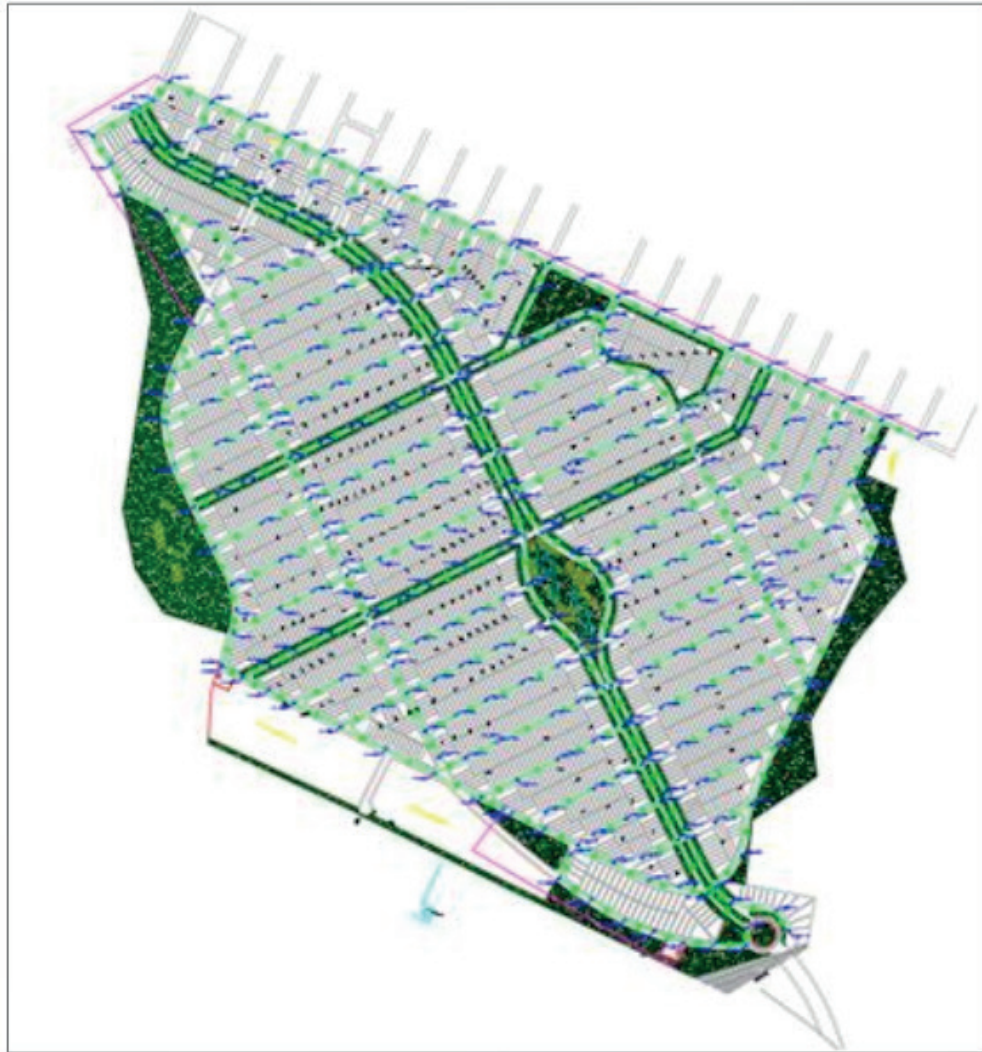


Figura 2: Desenho da rede pós-dimensionamento no AutoCad.



Figura 3: Exemplo de detalhamento de um trecho.

4 | RESULTADOS OBTIDOS

A análise foi feita considerando a quantidade de escavação e os diâmetros das tubulações, sempre buscando o menor custo de obra. Dada esta relação, sabe-

se que menores escavações são resultadas de declividades mínimas adotadas, propiciando menores custos nesta etapa de execução do empreendimento. Por outro lado, pequenas escavações exigem que sejam adotadas tubulações de maiores diâmetros, favorecendo um maior custo nesses componentes da rede.

Segundo Alem Sobrinho e Tsutiya (2000), estimativas preliminares mostram que o custo de implantação de redes coletoras de baixa declividade pode ser cerca de 20 a 25% menor que o de redes convencionais. Dessa forma, os resultados da análise se basearam nesta inter-relação “escavação ↔ tubulação ↔ custo”. Então, foram avaliados, em cada simulação, o quantitativo de trechos por diâmetro e a escavação total a ser feita para a construção da rede.

Para a análise comparativa entre as normas, considerou-se o cenário 1 como referência aos parâmetros da NBR 9649 (ABNT, 1986) e cenário 2 como referência a NBR 14486 (ABNT, 2000). Feita a simulação em ambos os cenários, gerou-se a planilha de dados através da aplicação de automação, conforme dito anteriormente. Assim, dados do volume escavado em cada trecho podem ser analisados. A tabela 3 mostra o volume de escavação nos dois cenários em cada sub-bacia e o volume total.

Sub-bacia	Volume de Escavação (m ³)	
	Cenário 1	Cenário 2
1	1795,95	1696,28
2	4332,31	4237,75
3	1719,48	1691,52
4	3139,25	3083,97
5	2942,06	2907,70
Total	13929,05	13617,21

Tabela 3: Volume de escavação nos dois cenários.

Em análise, observa-se uma diferença sutil no volume de escavação entre os cenários. Para a construção da rede, o cenário 1 exige um volume de 311,83 m³ (2,29%) a mais de escavação proposta pelo cenário 2. Isto significa que as declividades do cenário 2 são menores, gerando uma maior viabilidade econômica nesta etapa de construção. Caso fosse analisado em redes com terrenos desuniformes e pontos altos a serem vencidos, maior seria esta diferença de volume de escavação.

Outro fator que exige uma análise mais criteriosa é a escolha dos diâmetros das tubulações da rede, pois consistem na etapa mais onerosa de construção. Então,

pela planilha de dados quantificou-se o comprimento de tubulação necessária por diâmetro em cada um dos cenários. A tabela 4 relata este dado.

Diâmetro (mm)	Comprimento de tubulação (m)	
	CENÁRIO 1	CENÁRIO 2
150	16306,97	16306,97
200	612,65	612,65
250	594,47	594,47
300	278,76	341,77
350	187,37	124,36
Total	17980,22	17980,22

Tabela 4: Comprimento de tubulações de acordo com os diferentes diâmetros.

Em análise, observa-se que para os diâmetros menores (150mm, 200mm e 250mm) não houve diferença de comprimento necessário, ambos os cenários exigiram quantidades equivalentes. Entretanto, para os diâmetros maiores (300mm e 350mm), presentes nas tubulações finais da rede, observou-se valores divergentes exigíveis.

Pelo desenho de projeto, percebeu-se que esta diferença entre os cenários é devido a um único trecho de 63,01m. No cenário 1 ele apresenta 350mm de diâmetro enquanto que no cenário 2 apresenta apenas 300mm. É importante destacar que apesar da diferença irrisória entre os cenários, trata-se de uma rede pequena, não exigindo tubulações tão grandes devido a sua pequena vazão.

Todavia, em grandes redes de esgoto é comum apresentarem tubulações maiores nos trechos finais próximos as Estações de Tratamento de Esgoto (ETE). Sabendo que tubulações de maiores diâmetros apresentam um custo maior, complementa-se que para este item da obra o cenário 2 se mostrou mais eficiente no quesito financeiro, mesmo se tratando de um pequeno trecho. A figura 4 apresenta o trecho em questão (1-20) exposto no desenho de projeto.



Figura 4: Trecho 1-20 nos cenários 1 e 2 respectivamente.

Avaliando as tensões trativas em cada cenário observou-se que estas se mantiveram equilibradas de acordo com o exigido em cada cenário. Pela tabela 5, observa-se que os cenários atendem a exigência do valor mínimo de tensão trativa que cada norma adota, validando a aplicação correta do dimensionamento.

Tensão Trativa (Pa)	Cenário 1	Cenário 2
Mínima	1,03	0,64
Máxima	15,94	14,33

Tabela 5: Valores máximos e mínimos de tensão trativa dos cenários 1 e 2.

5 | CONCLUSÕES

De acordo com os resultados obtidos, foi possível concluir que em um projeto de redes coletoras de esgoto existem vários parâmetros que influenciam de forma considerável no orçamento da obra. Esta relação custo-benefício é de extrema importância na escolha dos melhores materiais e para o planejamento das etapas de obra, pois como se trata de um projeto de grande porte, é essencial analisar de forma cuidadosa esta questão.

Portanto, observou-se que o cenário 2 (NBR 14486) exigiu um menor volume de escavação para ser realizado e tubulação de menor diâmetro que o exigido no cenário 1 (NBR 9649). Isto se reflete de forma mais considerável quando se trata de redes mais extensas, com terrenos que possuem grandes desníveis e de contribuições maiores a população. Além disso, com o auxílio do programa de automação, foi possível simular duas situações de forma rápida e confiável que auxiliará em projetos mais complexos na área.

REFERÊNCIAS

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - NBR 9649: **Projeto de redes coletoras de esgoto sanitário**. Rio de Janeiro: ABNT, 1986.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - NBR 14486: **Sistemas enterrados para condução de esgoto sanitário - Projeto de redes coletoras com tubos de PVC**. Rio de Janeiro: ABNT, 2000.

ALEM SOBRINHO, P.; TSUTIYA, M. T. **Coleta e transporte de esgoto sanitário**. 2ª ed. São Paulo: Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Univ. de São Paulo, 2000. 547 p.

Automação de Projeto de Saneamento, **AQUACAD**. 2018. Disponível em: <<http://www.AquaCAD.net/>>. Acesso em: 10 de setembro de 2018.

POTENCIAL DO CARVÃO RESULTANTE DA PIRÓLISE DE LODO DE ESGOTO DOMÉSTICO COMO ADSORVENTE EM TRATAMENTO DE EFLUENTES.

Data de aceite: 06/01/2020

Murillo Barros de Carvalho

Engenheiro Ambiental e Mestre em Agroenergia pela Universidade Federal do Tocantins. Professor e Pesquisador do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Maranhão (IFMA), Campus Imperatriz-MA.

Glaucia Eliza Gama Vieira

Química Industrial e Doutora em Química pela Universidade Federal Fluminense. Coordenadora do Laboratório de Ensaio e Desenvolvimento em Biomassa e Biocombustíveis (LEDBIO), professora adjunta e pesquisadora da Universidade Federal do Tocantins (UFT), Campus Palmas-TO.

E-mail: murillo.carvalho@ifma.edu.br

RESUMO: Em processos de tratamento biológicos de esgoto sanitário parte da matéria orgânica é convertida e outra é absorvida, fazendo parte da biomassa microbiana, denominada genericamente de lodo de esgoto, compostos principalmente de sólidos biológicos. O aumento da produção de lodo, devido ao aumento do número de estações de tratamento de esgoto, juntamente com a diminuição das rotas de deposição final desse resíduo, tem levado a uma grande procura por novas alternativas de destino final que estejam adequadas com a legislação e de acordo tanto

em termos econômicos como ambientais. Este trabalho teve como objetivo verificar se o sólido obtido na pirólise do lodo de esgoto pode produzir adsorventes com capacidade de retornar ao processo de purificação de efluentes. A literatura aponta diversos fins para essa fração, sendo apontado seu uso principalmente como adsorvente de baixo custo devido a sua porosidade relativamente alta, estabilidade e baixa potencial como combustível. A amostra coletada foi seca e estabilizada para ser analisada no laboratório, foram realizadas a caracterização quanto a: densidade, verdadeira ou real, determinada utilizando a técnica de picnometria com difusão a gás hélio, que obteve valor médio de 1,5047 g/cm³; porosidade do sólido foi realizada com o auxílio de um porosímetro de mercúrio, com média do tamanho dos poros de 19,093 nm; Teste de Azul de Metileno pelo método ASTM D 2652-76, com capacidade adsorver média de 98,83%.

PALAVRAS-CHAVE: Lodo de Esgoto, Pirólise, Carvão, Adsorvente

POTENTIAL OF COAL RESULTING FROM DOMESTIC WASTE PYROLYSIS AS AN ADSORVENT IN WASTE TREATMENT

ABSTRACT: In biological sewage treatment processes part of the organic matter is converted

and another is absorbed, being part of the microbial biomass, generically called sewage sludge, composed mainly of biological solids. Increased sludge production, due to the increase in the number of sewage treatment plants, coupled with the reduction of final waste disposal routes, has led to a strong demand for new final destination alternatives that are appropriate with the legislation and both economically and environmentally. The objective of this work was to verify if the solid obtained in the sewage sludge pyrolysis can produce adsorbents capable of returning to the effluent purification process. The literature points to several purposes for this fraction, especially its use as a low cost adsorbent due to its relatively high porosity, stability and low potential as fuel. The collected sample was dried and stabilized to be analyzed in the laboratory. Characterization was performed as to: density, true or real, determined using the helium gas diffusion picnometry technique, which obtained an average value of 1.5047 g/cm³; porosity of the solid was performed with the aid of a mercury porosimeter, with an average pore size of 19.093 nm; Methylene Blue Test by ASTM D 2652-76 method, with average adsorption capacity of 98.83%.

KEYWORDS: Sewage Sludge, Pyrolysis, Coal, Adsorbent

1 | INTRODUÇÃO

Um dos principais problemas que qualquer cidade enfrenta é o grande número de resíduos por ela gerado. Frente a essa grande questão ambiental, os esgotos de algumas cidades brasileiras têm sido tratados, por diversos sistemas tecnológicos, em Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs). Só que mitigar, remediar, evitar e dispor resíduos exige elevado orçamento e nem sempre são ambientalmente sustentáveis

Isso porque nos processos biológicos de tratamento de esgotos parte da matéria orgânica é absorvida e convertida, fazendo parte da biomassa microbiana denominada genericamente de lodo biológico ou secundário, compostos principalmente de sólidos biológicos. Trata-se de um material heterogêneo cuja composição depende do tipo de tratamento empregado para purificar o esgoto e das características das fontes geradoras – população, indústrias, agricultura e pecuária

No Brasil não existem dados consistentes acerca da produção, tratamento e disposição final de lodos, e boa parte das ETEs encaminham esse material para finalidades improdutivas como é o caso de aterros sanitários, disposição no solo ou incineração. O gerenciamento desse material pode chegar até a 60% do custo de operação da ETE. Essa produção de lodo vem incentivando, nos últimos anos, a aplicação de tecnologias que visem o reaproveitamento do lodo residual gerado.

Uma solução a longo prazo para o uso dessa biomassa como matéria-prima na produção de bioprodutos, é a aplicação de processos termoquímicos, como a Pirólise. Tal processo consiste na decomposição química da biomassa, por baixas

temperaturas (400°C – 550°C), em meio inerte (não oxidante). É um processo constituído por uma série de reações complexas, com produção de uma fração volátil de gases, vapores orgânicos condensáveis (fração líquida orgânica) e fração sólida, que podem ser utilizados como combustíveis ou insumos químicos.

O sólido carbonoso obtido no processo de pirólise, além de combustível, tem ou poderá ser aplicado, na adsorção de poluentes gasosos e líquidos tais como o tolueno, o sulfeto de hidrogênio, o dióxido de nitrogênio, fenol, tintura e mercúrio além da purificação, separação, armazenamento, processamento de alimentos, bebidas, produtos químicos e farmacêuticos.

O carvão tem sua aplicação datada de 2000 a.C., quando os egípcios já o utilizavam para purificar água. Posteriormente, a maior utilidade do carvão ativado foi na I Guerra Mundial, produzido na forma granular para ser utilizado nas máscaras de gás. Após a década de 50 foi desenvolvida a manufatura de carvão ativado em pó e o seu uso foi amplamente estendido para a purificação de água e no controle na emissão de poluentes

No século XIX, foi demonstrado que, para descolorização de materiais, as propriedades são inerentes ao material, dependem da temperatura do meio de processamento e que também deve-se levar em conta o tamanho das partículas em questão.

Dessa forma, o presente trabalho teve como objetivo a obtenção de informações de características do carvão (ou sólido) resultante da pirólise de lodo de esgoto, como potencial para adsorção de compostos em processo de purificação de efluentes.

Demonstrando assim, uma possibilidade de introdução de um resíduo (carvão da pirólise), provinda de um processo energético que teve como percussor outro resíduo (lodo de esgoto), na cadeia produtiva, revertendo este resíduo em um material com potencial valor econômico. Outro importante fator é que o lodo de esgoto é um resíduo com grandes problemas gerenciais para o saneamento. Se reintroduzido no processo, até mesmo de tratamento de esgoto ou água, certamente os ganhos ambientais serão bastante, reduzindo custos e valorando um resíduo indesejável.

2 | MATERIAIS E MÉTODOS

Os experimentos foram realizados no Laboratório de Ensaio e Desenvolvimento em Biomassa e Biocombustíveis da Universidade Federal do Tocantins (LEDBIO/UFT). As amostras de lodo residual para a realização do processo de pirólise foram coletadas segundo a NBR 10.007, na Estação de Tratamento Vila União, localizada na cidade de Palmas – TO (Figura 1).

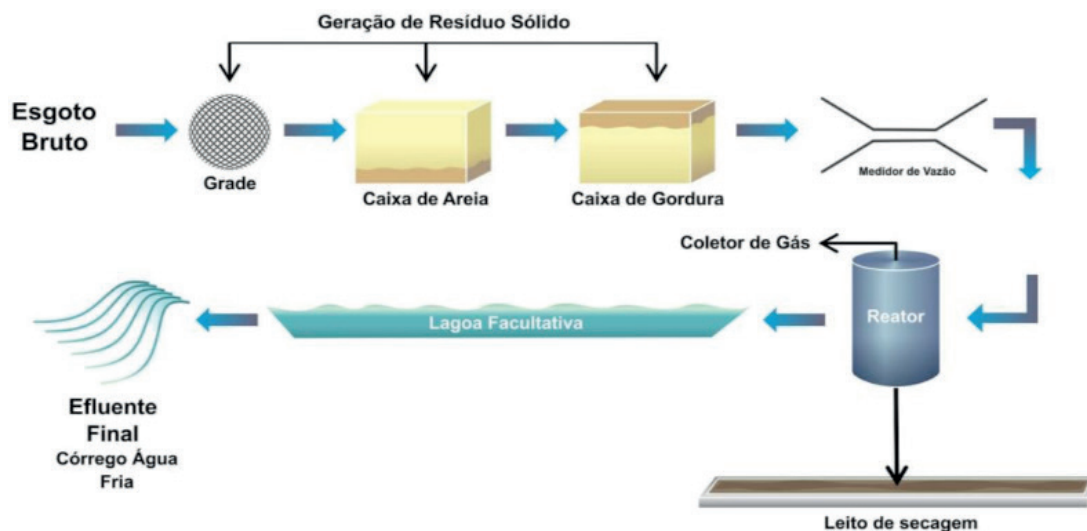


Figura 1: Ilustração da ETE Vila União, em Palmas, Tocantins.

Fonte: CÓLEN (2011)

O lodo, virgem e livre de CaO, foi coletado diretamente da descarga do reator UASB e exposto a radiação solar para secagem. As amostras de lodo de esgoto foi submetida a um processo de pirólise em atmosfera inerte, em forno de bancada horizontal de leito fixo. As variáveis do sistema são a temperatura, o tempo de detenção e a taxa de aquecimento, que foram escolhidas em função de trabalhos realizados pelo grupo LEDBIO (LEAL, 2010 e SILVA, 2012), onde a grande parte de voláteis se desprende do lodo a uma temperatura igual ou superior a 550°C. A amostra foi pirolisada a uma temperatura de 550°C, taxa de 30°C/min a um tempo de 180 min (Figuras 2 e 3)



Figura 2: Forno de bancada horizontal de leito fixo



Figura 3: Sistema de pirólise do lodo – entrada de gás, tubo, conjunto de vidraria e lavadores de gases.

Com o carvão foram realizadas a caracterização quanto a: densidade, verdadeira ou real, determinada utilizando a técnica de picnometria com difusão a gás hélio; porosidade do sólido foi realizada com o auxílio de um porosímetro de mercúrio;

3 | RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 Densidade

A densidade à Hélio encontrada foi de 1,0547 g/cm³. Além das respostas que relacionam a fração sólida da pirólise, com a utilização como combustível a densidade também está relacionada à capacidade de adsorção do carvão, haja vista que um sólido carbonoso que possui maior densidade frequentemente possuem maior capacidade de adsorção por unidade de volume. O material analisado apresentou boa densidade se comparado aos outros sólidos carbonosos identificados na literatura (DINIZ, 2005).

Na verdade a densidade é reflexo do comportamento de redução da massa e do volume durante o processo de pirólise. Podendo supor que, na fase inicial do processo de pirólise, entre 90°C e 120°C, ocorre um processo de desidratação da amostra, sem ocorrer uma maior degradação dos compostos químicos da amostra. Já em trabalhos realizados pelo grupo LEDBIO (LEAL, 2010; CÓLEN, 2011) concluiu-se que acima de 350°C até 550°C há uma perda considerável de massa por parte do lodo anaeróbico estudado, a partir daí as perdas apresentam-se significativas apenas em temperaturas superiores a 950°C.

Sendo, portanto importante realizar um paralelo entre a temperatura e o aumento da densidade, em virtude que, quanto maior for a temperatura, maior poderá ser o número de poros, tendo assim, uma maior densidade.

4 | POROSIDADE

A porosimetria por intrusão de mercúrio tem por objetivo determinar o tamanho médio dos poros. Isto acontece pelo fato de que o mercúrio se comporta como um fluido não molhante, não conseguindo penetrar espontaneamente em pequenos poros, a menos que se aplique uma pressão sobre ele. Na Tabela 1 são demonstrados os resultados de porosidade comparados com a fração sólida da pirólise. O sólido analisado se comporta como um adsorvente com meso e macroporos, necessitando uma subsequente ativação, em atmosfera oxidante para obtenção de maior quantidade de poros e aumento da área superficial.

	TAMANHO MEDIDO DOS POROS (NM)	DENSIDADE VOLUMÉTRICA (G/ML)	DENSIDADE APARENTE (G/ML)
Média das Amostras	19,093	1,3956	1,60872

Tabela 1: Resultados da porosimetria por intrusão de mercúrio

O sólido sob baixa taxa de aquecimento e maior temperatura, fica sujeito a sucessivas reações de clivagem, desidratação, descarbonilação, descarboxilação, rearranjo e desidrogenação. Quando se reduz a taxa de aquecimento, aumenta-se o tempo de residência, favorecendo o rompimento das ligações pela formação de gases.

Associado ao aumento da temperatura, há um importante incremento das reações de eliminação, aumentando a concentração de carbono no sólido, especialmente na forma de anéis aromáticos, que por sua vez mostram maior resistência à degradação térmica.

8 Teste de Azul de Metileno

O Azul de metileno é muito usado como modelo para testar a adsorção de compostos orgânicos em carvão ativo (DINIZ, 2005). Segundo Moreno (2005), a análise de azul de metileno pode ser utilizada para estimar a mesoporosidade de um carvão ativado. Sendo definido como a quantidade de azul de metileno descolorida por unidade de massa de carvão ativo ou pela porcentagem do composto adsorvido, em função da absorbância lida no espectrofotômetro.

Na Tabela 2 são demonstrados os resultados, em porcentagem de adsorção do azul de metileno, para cada experimento.

CONCENTRAÇÃO DA SOLUÇÃO	PORCENTAGEM	ADSORVIDO
3,33 mg/L	98,83%	328,12 mg/g
5 mg/L	98,33%	488,24 mg/g
10 mg/L	99,93%	993,89 mg/g

Tabela 2: Resultados da Adsorção do Azul de Metileno

Os resultados mostram que mesmo a uma concentração de 10mg/L de corante, o sólido não chegou a saturação, visto a capacidade de adsorção manteve-se em todas as concentrações. Esse resultado é esperado em função de que o azul de metileno caracteriza a amostra pela presença de meso e macroporosidade, diagnosticado também neste trabalho pelos resultados de porosimetria de mercúrio. Logo é possível identificar, com os resultados de azul de metileno, que o sólido apresenta uma característica de mesoporosidade. Em carvões ativados comerciais estudados por Diniz (2005), encontrou-se resultados de adsorção de azul de metileno de 99,4%. O mesmo resultado foi obtido nos estudos de Silva (2009), que encontrou para carvões ativados comerciais 99,5% de adsorção. A mesma autora em seu estudo de carvão ativado de casca de arroz por ativação química (NaOH) chegou a remoção de 98,1% desse corante.

Neste estudo obtiveram-se resultados bem semelhantes aos citados na literatura para os carvões ativados comerciais, indicando assim, que o lodo de esgoto, poderá ser um precursor de carvão de mesoporosidade.

É importante ressaltar que, tanto a matéria prima, quanto o método de ativação, contribuem para as propriedades do carvão ativado obtido; neste estudo em particular, resultou num adsorvente com alta capacidade de descoloração. Característica própria de sólidos com mesoporosidade, que segundo a literatura, possui características de adsorção de corantes (LIU et al., 2010).

9 Potencial para utilização na adsorção em efluentes

Os resultados deste trabalho não diferenciam dos já citados no corpo deste, ao contrário, apenas abre uma possibilidade de introdução de um resíduo (fração sólida da pirólise), provinda de um processo energético que teve como precursor outro resíduo (lodo de esgoto), na cadeia produtiva, revertendo este resíduo em um material com alto poder econômico agregado. São apresentados na Tabela 3 os resultados de todos os parâmetros utilizados neste trabalho.

CONDIÇÕES DA PIRÓLISE			RESULTADOS ENCONTRADOS		
TEMPERATURA (°C)	TAXA DE AQUECIMENTO (°C/MIN)	TEMPO (MIN)	DENSIDADE (G/CM ³)	POROSIDADE (NM)	AZUL DE METILENO (%)
500	4	45	1,0547	19,093	98,83

Tabela 3: Resultados encontrados para o carvão da pirólise de lodo de esgoto

As aplicações industriais do carvão fundamentam-se no fenômeno da adsorção, tanto em fase líquida quanto em fase gasosa. De acordo com Dayton e Basta (2001), em tratamento de águas (ETAs) os carvões pulverizados e granulados são muito empregados para eliminação da cor, turbidez, odor, sabor, pesticidas e outros poluentes. Eles são utilizados, também, para a descloração de águas com alto teor de cloro. Também podem ser utilizados no tratamento de águas residuárias em estação de tratamento de esgotos (ETEs), por meio de reatores de leito fluidizado, pois possui capacidade de aderência aos microrganismos em suas partículas.

São utilizados, na indústria alimentícia, no processo de clarificação via adsorção de elementos corantes presentes no produto a ser tratado, na produção de açúcar, óleos vegetais, xaropes, ácidos orgânicos e glicerina.

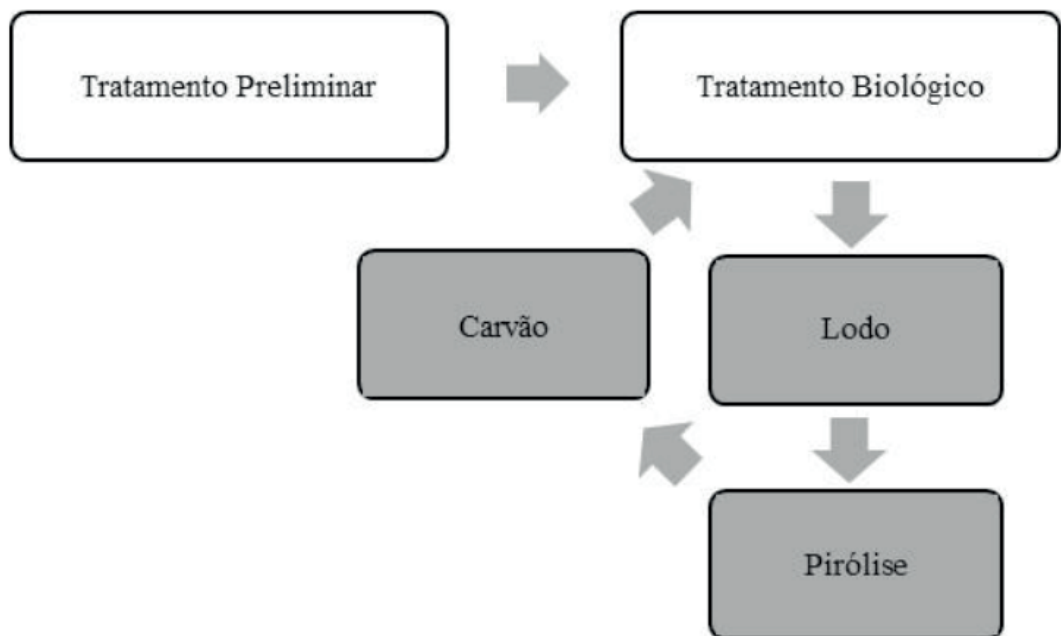


Figura 4: Ciclo de Sustentabilidade para o tratamento de esgoto, produção de energia, e reintrodução de carvão no tratamento biológico ou pós tratamento.

Outros exemplos de aplicação são: Purificação de álcool, remoção de mercúrio de efluentes, descafeinização de café, adsorção de iodo radioativo, filtros de cigarros e clarificação de vinho.

O carvão ativado pode ser utilizado para fins de purificação e tratamento de insumos para a indústria têxtil, água de lavanderias, manutenção de mecânica pesada (ônibus) e lava a jatos que, provém das caixas separadoras de água/óleo que retiram o óleo bruto, no tratamento de intoxicações intestinais, na purificação de água para hemodiálise, nos filtros de cigarros entre outros (MAHAPATRA et al., 2012).

Efluentes contendo metais como cádmio, cobre, chumbo e cromo exibem elevada biotoxicidade, em geral com efeitos acumulativos no bioma. A remediação de efluentes contaminados pode ser feita por adsorção de carvão ativo, argilas e sílica (FENG et al., 2004)

A tecnologia é um incentivo ao reaproveitamento de resíduos sólidos diversos, que gera materiais de maior valor agregado e evita a disposição inadequada dos recursos no meio, como mostrado na Figura 4. (VIEIRA et al., 2009; POKORNA et al., 2009; INGUANZO et al., 2002)

5 | CONCLUSÕES

Os resultados experimentais mostram que o processo de pirólise pode ser também adequado para a preparação de adsorventes. A fração analisada apresentou poucas características adsorvente, mas grande proximidade com materiais

carbonosos denominados na literatura como carvão ativado. No entanto, mais estudos serão necessárias para melhorar o método e as propriedades do material final.

REFERÊNCIAS

- CÓLEN, A. G. N. Caracterização físico-química e química do lodo de esgoto para aplicação como fonte de energia em processo de pirólise. Dissertação (Mestrado em Agroenergia). ed. Palmas: Universidade Federal do Tocantins, 2011.
- COSTA, E. R. H. **Aumento da capacidade de estações de tratamento de água através da seleção de coagulantes e auxiliares de floculação especiais.** XVIII CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL 1995. Anais. Salvador, BA, 1995.
- COSTA, E. R. H. **Estudo de Polímeros Naturais como Auxiliares de Floculação com Base no Diagrama de Coagulação do Sulfato de Alumínio.** São Carlos. 1992. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, 1992.
- COSTA, E. R. H. Metodologia para o uso AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19° ed. American Public Health Association, New York, 1995.
- DAYTON, E. A.; BASTA, N. T. Characterization of drinking water treatment residuals for use as a soil substitute. **J. Water Environment Research**, v. 73, Jan/Feb 2001.
- DI BERNARDO, L. **Comparação da Eficiência da Coagulação com Sulfato de Alumínio e com Cloreto Férrico - Estudo de Caso - VI SIMPÓSIO LUSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL.** 1994. Anais. Florianópolis, 1994.
- DI BERNARDO, L. **Comunicação pessoal sobre Técnicas de Tratabilidade.** 1993/1995.
- DI BERNARDO, L. **Métodos e Técnicas de tratamento de Água - V. I e II.** ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro, Brasil, 1993.
- DINIZ, J. **Conversão térmica de casca de arroz a baixa temperatura: produção de bioóleo e resíduo sílico-carbonoso absorvente.** Santa Maria: Tese (Doutorado em Química) - Universidade Federal de Santa Maria, 2005.
- FENG, Q. et al. Adsorption of lead and mercury by rice husk ash. **Journal of Colloid and Interface Science**, v.278, 2004. p.1-8.
- INGUANZO M. *et al.* On the pyrolysis of sewage sludge: the influence of pyrolysis conditions on solid, liquid and gas fractions. **J. Anal. Appl. Pyrolysis**, v.63, p.209–222, 2002.
- LEAL, E. R. **Aplicação do processo de pirólise lenta ao lodo de esgoto adicionado de óxido de cálcio e ferro para obtenção de bioóleo combustível.** Palmas-TO: Dissertação (Mestrado em Agroenergia) - Universidade Federal do Tocantins, 2010.
- LIU, C. et al. Characterization of mesoporous activated carbons prepared by pyrolysis of sewage sludge with pyrolusite. **Bioresource Technology**, 2010. p.1097–1101.
- MAHAPATRA, K.; RAMTEKEB, D. S.; PALIWAL, L. J. Production of activated carbon from sludge of food processing industry under controlled pyrolysis and its application for methylene blue removal. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, 95, May 2012. p.79–86.

MORENO, R. M. . E. A. **Predição da porosidade e capacidade de adsorção em carvões ativados utilizando iodo e azul de metileno.** In: VI Congresso Brasileiro de Engenharia Química em Iniciação Científica. Campinas: [s.n.]. 2005. p. 1-6.

POKORNA E. *et. al.* Study of bio-oils and solids from flash pyrolysis of sewage sludges. **Fuel**. 2009.

SILVA, J. **Estudo da eficiência e aplicabilidade de carvão ativado resultante de pirólise de casca de arroz em barreiras reativas na remoção de contaminantes em solos.** Porto Alegre-RS: Tese de doutorado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2009.

SILVA, L. C. A. **Estudo de pirólise de lodo de esgoto em reator de leito fixo em escala laboratorial.** Palmas: Dissertação (Mestrado em Agroenergia) – Universidade Federal do Tocantins, 2012.

VIEIRA, G. E. G. Low temperature conversion (LTC) – An alternative method to treat sludge generated in an industrial wastewater treatment station – Batch and continuous process comparison. **Bioresource Technology**, 2009. p.1544-1547.

RETIRADA DE LODO DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO COM MÁQUINA ANFÍBIA

Data de aceite: 06/01/2020

Renata Araújo Guimarães

Tecnóloga em Saneamento Ambiental pelo Instituto Federal do Espírito Santo (2012) e Coordenadora de Esgotamento Sanitário na Concessionária de Saneamento Ambiental Serra.

Serra - ES

Analine Silva de Souza Gomes

Tecnóloga em Saneamento Ambiental pelo Instituto Federal do Espírito Santo (2012) e Supervisora de Estação de Tratamento de Esgoto na Concessionária de Saneamento Ambiental Serra.

Serra.

Serra - ES

Mariana Marquesini

Engenheira civil pela Faculdade do Centro Leste (2018) e Assistente de Planejamento na Concessionária de Saneamento Ambiental Serra.

Serra - ES

Mario Márcio Gonçalves de Paula

Engenheiro civil pela Faculdade de Engenharia de São José do Rio Preto (1997), pós-graduado (2013) em Gestão Ambiental Engenharia Ambiental Integrada e Gerente de Operações de Esgotamento da Prolagos.

Cabo Frio - RJ

RESUMO: As lagoas de estabilização constituem-se na forma mais simples para o tratamento de esgoto, cujo principal objetivo

é a remoção da matéria carbonácea em suas variantes. A manutenção das lagoas de estabilização, com o processo de retirada de lodo visa aumentar o desempenho das estações. Este estudo de caso apresenta a remoção do lodo biológico realizada por meio de dragagem com uma máquina anfíbia. Este processo obteve êxito em seu propósito, além de apresentar alto poder de replicabilidade em projetos similares.

PALAVRAS-CHAVE: lodo biológico; lagoas de estabilização; remoção de lodo; tratamento de lodo; máquina anfíbia.

WITHDRAWAL OF AMPHIBIC MACHINE STABILIZING POND SLUDGE

ABSTRACT: The stabilization ponds are the simplest form for sewage treatment, whose main objective is the removal of carbonaceous matter in its variants. The maintenance of stabilization ponds with the sludge removal process aims to increase the performance of the stations. This case study presents the removal of biological sludge by dredging with an amphibious machine. This process was successful in its purpose, and presented high replicability in similar projects.

KEYWORDS: biological sludge; stabilization ponds; sludge removal; sludge treatment; Amphibious machine.

INTRODUÇÃO

A Concessionária de Saneamento Ambiental Serra (CSAS) responsável pelo Sistema de Esgotamento Sanitário do Município de Serra-ES, desde o início da operação em 2015 acompanha, através do monitoramento, o desempenho das Estações de Tratamento de Esgoto (ETE). Já no primeiro ano constatou-se que para a melhoria da eficiência de remoção das estações seria necessário avaliar e alterar a condição atual das lagoas, no que se refere ao volume de lodo nas lagoas de estabilização.

Segundo Von Sperling (2002) as lagoas de estabilização devem ser limpas quando a camada de lodo atingir 1/3 da altura útil, comprometendo o tempo de detenção hidráulica e conseqüentemente a eficiência de remoção. Este mesmo autor destaca que o planejamento da remoção do lodo de uma lagoa objetiva minimizar custos, antecipar soluções de problemas eventuais e reduzir impactos relacionados com a remoção e disposição do lodo.

Sendo assim, a definição do processo de retirada de lodo é fundamental, tais como:

- Realização de batimetria da lagoa;
- Definição de tecnologia a ser adotada na remoção do lodo;
- Definição da destinação adequada para o lodo, considerando o menor impacto ambiental possível;
- Execução da retirada de lodo; e realização de nova batimetria da lagoa.

A máquina anfíbia é um equipamento profissional de alto desempenho para remoção do lodo, que possui um sistema hidráulico equipado com um tanque ciclone patenteado que oferece uma ventilação mais eficiente, garantindo assim uma oxidação mais lenta do óleo. Esta máquina possui várias ferramentas que conferem inúmeras funcionalidades, incluindo atividades de dragagem em corpos hídricos.

Este projeto teve por objetivo apresentar a metodologia para retirada de lodo das lagoas de estabilização dos Sistemas de Tratamento de Esgoto no município de Serra-ES, com intuito de melhorar o desempenho das unidades de tratamento de esgoto sanitário e obtendo melhor viabilidade econômica.

METODOLOGIA DO PROJETO

Entre outubro e dezembro de 2014, período de comissionamento do contrato, foi realizada a batimetria das lagoas de estabilização de Serra/ES que possuíam mais de 5 anos de operação. A realização da batimetria foi uma das etapas que antecedeu a remoção de lodo e que permitiu conhecer a altura útil, a lâmina da

camada de lodo e a geometria das lagoas como observado por Gonçalves (1999).

Em 2015, a CSAS constatou a necessidade de remoção do lodo biológico em excesso sedimentado nas lagoas de estabilização das ETEs Valparaíso, Civit II, Jacaraípe e Serra Dourada. Posteriormente, foi realizado estudo para determinar o método de retirada de lodo das lagoas, considerando o custo com a sucção, transporte e destinação do lodo sedimentado.

Posteriormente, foi realizado estudo para determinar o método de retirada de lodo das lagoas, considerando o custo com a sucção, transporte e destinação do lodo sedimentado. Para deliberar o melhor método para remoção de lodo, foi necessário realizar um comparativo entre os valores de destinação de lodo úmido e lodo desidratado, considerando o volume de lodo a ser destinado, sendo essa uma das principais etapas deste projeto.

APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS

Os resultados obtidos a partir das etapas desenvolvidas para remoção de lodo sedimentado nas lagoas de estabilização das ETEs selecionadas, estão apresentados nos itens a seguir. Assim como, o estudo realizado para avaliar o método viável para retirada do lodo.

Avaliação das Condições de Manutenção das Lagoas

Abatimetria realizada, em 2014, nos permitiu conhecer o volume de lodo presente nas ETEs. De posse desses dados foi definida a quantidade que seria removida para atender a melhoria na eficiência almejada. Estipulou-se, portanto, remover 50 a 70% do volume de lodo. É importante mencionar que as ETEs foram escolhidas para retirada de lodo, considerando também os seguintes critérios (CESAN, 2013):

- **Vazão:** Influência no indicador de contratual, que exige folga de 10% na capacidade de tratamento;
- **Atendimento aos padrões de lançamento:** considerando os valores estabelecidos em contrato e legislações ambientais aplicáveis.

Na Tabela 1 está apresentado o quantitativo de lodo presente nas lagoas de estabilização, assim como o volume estimado para remoção de aproximadamente 55% do valor total de lodo presente nas lagoas de cada ETE.

ETE	Tipo de lagoa	Número da lagoa	Volume de lodo total (m ³)	Volume estimado para retirada (m ³) *50 ou 70%
CIVIT II	Aerada	1	4.575,41	2.287,71*
	Facultativa	2	8.044,96	4.022,48*
	Polimento	3	2.202,43	1.101,22*
JACARAÍPE	Anaeróbia	1	9.591,77	4.795,89*
	Facultativa	2	4.814,56	2.407,28*
VALPARAÍSO	Aerada	1	2.198,96	1.539,27
	Sedimentação	2	729,33	510,53
SERRA DOURADA	Anaeróbia	1	5.401,82	3.781,27
	Facultativa	2	1.389,41	972,58
TOTAL			38.948,64	21.418,22

Tabela 1. Resumo do volume de lodo identificado pela batimetria de 2014

As Figuras 1 e 2 mostram como as condições da lagoa de sedimentação das ETEs Valparaíso e Civit II antes do processo de retirada do lodo, com grande quantidade de vegetação e lodo acumulado, evidenciando a necessidade da limpeza das lagoas.



Figura 1. Lagoa de sedimentação da ETE Valparaíso – Lodo em excesso e vegetação.



Figura 2. Lagoa de polimento da ETE Civit II – Lodo em excesso e vegetação.

Definição de Metodologia de Retirada de Lodo

Para definir o melhor método para remoção de lodo, foi realizado um comparativo com os custos para destinação de lodo úmido e lodo desidratado (TABELAS 2 e 3). A concentração de Sólidos Totais do lodo úmido está entre a faixa de 8% a 15% e no lodo desaguado entre a faixa de 20% a 25%. Esse valor foi assumido com base na concentração de sólidos totais do lodo adensado no fundo das lagoas e na presença excessiva de materiais inertes, como areia (VON SPERLING, 2002).

Esta avaliação mostrou que a destinação do lodo úmido era mais vantajosa. A partir disso, foi definido o transporte do lodo e a destinação em aterro sanitário licenciado.

É importante mencionar que, além do menor custo com a destinação, a remoção com a máquina anfíbia contribui para menor período de manutenção, possibilitando o retorno da operação dos sistemas de tratamento em condição normal em menor tempo hábil. Assim, o efluente de menor qualidade é lançado por período mais curto e reduzindo o impacto na qualidade da água dos corpos receptores.

Destaca-se ainda que nesta metodologia o resíduo retirado tem a destinação final adequada de forma imediata, evitando possibilidade de vazamento e/ou rompimentos de resíduos nas áreas das ETEs durante o processo de deságue, como é realizado em outras técnicas. Condição de menor risco de acidente e impacto ambiental.

Retirada de Lodo Com Uso da Máquina Anfíbia

Para a retirada do lodo com a máquina anfíbia (FIGURA 3) foram realizadas as

seguintes atividades:

- Apresentação de relatório inicial;
- Obra de by-pass efluente;
- Remoção de vegetação;
- Retirada de lodo;
- Retirada de by-pass;
- Estabilização da ETE;
- Apresentação de relatório final.

A manutenção foi realizada seguindo o cronograma estabelecido e apresentado na Tabela 4. O desvio do efluente em tratamento foi necessário para favorecer para maior concentração de sólidos na lagoa em manutenção, sendo feito o by-pass em uma parte do processo de tratamento. Portanto, durante esse período o sistema de tratamento recebeu todo o efluente bruto e operou parcialmente.

ETE	Tipo de Lagoa	Número da Lagoa	Volume de Lodo Total (m³)	Volume Estimado para Retirada (m³) ¹	Quantidade destinada Total (m³) ²	Custo Destinação Lodo (R\$/m³)	Valor Destinação (R\$)	Valor Total Volume (R\$)
CIVIT II	Anaeróbia	-	-	-	7.411,40	80,00	-	592.912,00
	Aerada	1	4.575,41	2.287,71		80,00	183.016,40	
	Facultativa	2	8.044,96	4.022,48		80,00	321.798,40	
	Polimento	3	2.202,43	1.101,22		80,00	88.097,20	
JACARAÍPE	Anaeróbia	1	9.591,77	4.795,89	7.203,17	80,00	383.670,96	576.253,36
	Facultativa	2	4.814,56	2.407,28		80,00	192.582,40	
VALPARAÍSO	Aerada	1	2.198,96	1.126,31	1.499,87	80,00	90.104,54	119.989,41
	Sedimentação	2	729,33	373,56		80,00	29.884,86	
SERRA DOURADA	Anaeróbia	1	5.401,82	3.585,19	4.507,33	80,00	286.814,93	360.586,78
	Facultativa	2	1.389,41	922,15		80,00	73.771,85	
TOTAL			38.948,64	42.043,54	20.621,77	-	-	1.649.741,54

Tabela 2. Valores de destinação considerando o lodo úmido

ETE	Tipo de Lagoa	Número da Lagoa	Quantidade destinada Total (Ton)	Preço/Tonelada (R\$/Ton)	Valor considerando peso (R\$)	Valor Total Peso (R\$)
CIVIT II	Anaeróbia	-	10.079,50	66,00	-	R\$ 665.247,26
	Aerada	1		66,00	R\$ 205.344,40	
	Facultativa	2		66,00	R\$ 361.057,80	
	Polimento	3		66,00	R\$ 98.845,06	
JACARAÍPE	Anaeróbia	1	9.796,31	66,00	R\$ 430.478,82	R\$ 646.556,27
	Facultativa	2		66,00	R\$ 216.077,45	
VALPARAÍSO	Aerada	1	2.039,82	66,00	R\$ 101.097,30	R\$ 134.628,11
	Sedimentação	2		66,00	R\$ 33.530,82	
SERRA DOURADA	Anaeróbia	1	6.129,98	66,00	R\$ 321.806,35	R\$ 404.578,36
	Facultativa	2		66,00	R\$ 82.772,01	
TOTAL			28.045,61	-	-	R\$ 1.851.010,01

Tabela 3. Valores de destinação considerando o lodo desidratado

A remoção do lodo biológico foi feita por dragagem com auxílio da máquina anfíbia e o lodo retirado acondicionado em veículos estanques (FIGURA 4) para destinação final adequada na Central de Tratamento de Resíduos.

Descrição	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Total
Valparaíso (Volume)	1.500					1.500
Dias para Remoção	11					11
Civit II (Volume)	7.400					7.400
Dias para Remoção	0,34	26	26			53
Jacaraípe (Volume)			7.200			7.200
Dias para Remoção			28	25		53
Serra Dourada (Volume)				4.500		4.500
Dias para Remoção				29	3	32
Total de dias						149
Volume total (m³)						20.600

Tabela 4. Cronograma de remoção de lodos nas ETEs, em 2017

Destaca-se que o uso desta máquina neste processo é um método inovador no país, considerando que esta foi a primeira máquina com este perfil a chegar no Brasil e atuar neste segmento. A multifuncionalidade por apresentar diversas ferramentas que permitem várias funções a mesma, permitiram agilidade e velocidade durante este processo no período de três a dez semanas, conforme o volume de lodo a ser removido das lagoas.

É importante mencionar que, conforme o método aplicado no processo desde remoção manual a técnicas mecanizadas, pode-se levar meses até anos para conseguir realizar a retirada de lodo nas lagoas de estabilização (GONÇALVES, 1999).



Figura 3. Máquina anfíbia utilizada na remoção de lodo das lagoas de estabilização – ETE Serra Dourada.



Figura 4. Máquina anfíbia removendo lodo da lagoa de polimento da ETE Civit II e os caminhões utilizados no transporte.

As Figuras 5 e 6 apresentam as condições das lagoas de estabilização das ETEs Jacaraípe e Valparaíso já no período final da retirada de lodo, evidenciando bons resultados já no aspecto desta lagoa.



Figura 5. Lagoa anaeróbia da ETE Jacaraípe.



Figura 6. Lagoa de sedimentação da ETE Valparaíso.

CONSIDERAÇÕES

A retirada do lodo concede aos sistemas de tratamento aumento no seu volume útil, possibilitando melhora na performance do processo. A melhoria observada já nas ETEs avaliadas contribuiu para o aumento da eficiência do tratamento após a manutenção.

É importante mencionar que esses resultados influenciam diretamente na qualidade do efluente tratado lançados nos corpos hídricos, impactando positivamente na manutenção destes recursos. Com o aumento da performance das ETEs, a Concessionária consegue atender a todos os requisitos ambientais e contratuais, no que tange aos indicadores operacionais.

Ressalta-se que a partir destas ETEs tem sido realizado em outras unidades evidenciando que este método se aplicou com excelência neste processo de retirada de lodo, demonstrando que pode ser replicado em outras unidades, assim como em outros projetos similares.

Pode-se afirmar que este processo obteve êxito em seu propósito, além de apresentar alto poder de replicabilidade em projetos semelhantes. A partir disso, o desempenho dos processos de tratamento foram potencializados e possibilitaram um aumento nas eficiências de remoção, sobretudo da matéria carbonácea.

REFERÊNCIAS

COMPANHIA ESPÍRITO SANTENSE DE SANEAMENTO – CESAN. **Metas e Indicadores de Desempenho**. Anexo III. Concorrência Internacional LCIE-1 2013, Anexo do Edital VI.

GONÇALVES, R. (coord) (1999). **Gerenciamento do lodo de lagoas de estabilização não mecanizadas**. PROSAB – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. ABES, Rio de Janeiro.

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização**. 2. ed. – Belo Horizonte. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. 2002. 196 p. (2002) – (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; v. 3).

UTILIZAÇÃO DE REATOR UASB SEGUIDO DE FILTRO BIOLÓGICO PERCOLADOR NO TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO

Data de aceite: 06/01/2020

Israel Nunes Henrique

Universidade Federal do Oeste do Pará, Campus Santarém,
Santarém – Pará – Brasil

José Tavares de Sousa

Universidade Estadual da Paraíba,
Campina Grande – Paraíba – Brasil

Layza Sabrine Magalhães da Silva

Universidade Federal do Oeste do Pará, Campus Santarém,
Santarém – Pará – Brasil

Keiciane Alexandre de Sousa

Universidade Federal do Oeste do Pará, Campus Santarém,
Santarém – Pará – Brasil

Rebecca da Silva Fraia

Universidade Federal do Oeste do Pará, Campus Santarém,
Santarém – Pará – Brasil

Timóteo Silva Ferreira

Universidade Federal do Oeste do Pará, Campus Santarém,
Santarém – Pará – Brasil

Fernando Pires Martins

Universidade Federal do Oeste do Pará, Campus Santarém,
Santarém – Pará – Brasil

Clodoaldo de Sousa

Universidade Federal do Oeste do Pará, Campus Santarém,
Santarém – Pará – Brasil

Julia de Souza Carvalho

Universidade Federal do Oeste do Pará, Campus Santarém,
Santarém – Pará – Brasil

Alisson Leonardo Vieira dos Reis

Universidade Federal do Pará
Belém – Pará – Brasil

Rita de Cássia Andrade da Silva

Universidade Federal do Oeste do Pará, Campus Santarém,
Santarém – Pará – Brasil

RESUMO: A combinação de sistemas anaeróbio-aeróbio apresenta-se como uma alternativa muito promissora para a remoção de material orgânico e nutrientes, e em condições favoráveis, essa combinação oferece grandes vantagens quando comparados aos sistemas de lodos ativados convencionais, pois produzem efluentes de boa qualidade e custos de implantação e de operação consideravelmente reduzidos. Diante disso, a presente pesquisa buscou tratar esgotos sanitários através da combinação do reator UASB seguido de filtro biológico percolador, com a finalidade de remover constituintes físicos e químicos poluidores e produzir efluentes com condições

adequadas de lançamento e reuso, bem como a minimização de resíduos gerados no tratamento. Os sistemas experimentais foram construídos em escala de bancada, para o reator UASB o volume útil foi de 3,357L, com fluxo ascendente, operando em regime de batelada com TDH de 8 horas, tratando aproximadamente 10L de esgoto por dia. Já o FBP possuiu um volume útil de 6,34L, disposto com 3 camadas distintas, sendo duas de brita e uma de areia lavada, tratando aproximadamente 6L de esgoto por dia. Verificou-se que o tratamento, UASB seguidos de filtros biológicos percoladores mostrou-se satisfatório, pois de acordo com os resultados obtidos, o filtro biológico percolador pode promover remoções adicionais de matéria orgânica assim como dos compostos nitrogenados. Desta forma, os sistemas podem ser justificados com uma alternativa muito promissora para o processo de tratamento de águas residuárias, pois atingiram os objetivos propostos no presente estudo além de resultarem em unidades de tratamento compactas e de baixo custo de implantação e de operação.

PALAVRAS-CHAVE: Reator UASB. Filtro Biológico Percolador. Esgotos sanitários. Material orgânico. Águas residuárias.

UASB REACTOR USED WITH PERCOLATING BIOLOGICAL FILTER IN SEWAGE TREATMENT

ABSTRACT: The combination of anaerobic-aerobic systems is a very promising alternative for the removal of organic material and nutrients, and under favorable conditions, this combination offers great advantages when compared to conventional activated sludge systems, as they produce good quality and efficient effluents. considerably reduced deployment and operating costs. Therefore, the present research aimed to treat sanitary sewage through the combination of the UASB reactor followed by a percolating biological filter, with the purpose of removing polluting physical and chemical constituents and producing effluents with adequate release and reuse conditions, as well as minimizing waste generated. in treatment. The experimental systems were built on a bench scale. For the UASB reactor, the useful volume was 3.357L, with upflow, operating in 8-hour batch DTT treatment, treating approximately 10L of sewage per day. The FBP had a useful volume of 6.34L, arranged with 3 distinct layers, two of gravel and one of washed sand, treating approximately 6L of sewage per day. The treatment, UASB followed by percolating biological filters was found to be satisfactory, because according to the results obtained, the percolating biological filter can promote additional removals of organic matter as well as nitrogen compounds. Thus, the systems can be justified with a very promising alternative for the wastewater treatment process, as they have achieved the objectives proposed in the present study and result in compact and low-cost treatment and implementation units.

KEYWORDS: UASB reactor. Biological Filter Percolator. Sanitary sewage. Organic material. Wastewater.

1 | INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, o Brasil vem sofrendo uma possível regressão em relação ao tratamento dos esgotos sanitários gerados por sua população, o que acaba ocasionando a degradação do meio ambiente, pois seus recursos hídricos estão cada vez mais deteriorados, dificultando o uso para fins recreacionais, ou, o mais grave, para o abastecimento público e irrigação das plantações que servem de alimento para a população. Devido a estes fatores, é de grande repercussão o desafio dos administradores e também dos sanitaristas brasileiros, na busca de tecnologias de baixo custo de implantação e operação para o tratamento desses esgotos (COSTA; FILHO; GIORDANO, 2014).

Segundo Florencio et al. (2006), as tecnologias de tratamento de esgotos são desenvolvidas a partir da grande necessidade de redução de matéria orgânica, sólidos em suspensão e de nutrientes como o fósforo e o nitrogênio, para que esses esgotos sejam possíveis de serem lançados nos corpos hídricos. Os processos de remoção de matéria orgânica biodegradável através de sistemas de tratamento específicos são as alternativas mais viáveis para a redução dos nutrientes presentes no esgoto sanitário.

Em relação aos sistemas anaeróbios, Grady, Daigger e Lim (1999), destacam que os reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB), são reatores de altas taxas, com elevado tempo de retenção de sólidos e baixo tempo de detenção hidráulica. Porém, diante de suas vantagens, esses reatores não promovem a eliminação de nutrientes e organismos patogênicos, o que implica na necessidade de um pós-tratamento.

Diante dessa necessidade de pós-tratamento, várias pesquisas vêm sendo desenvolvidas, comprovando que Filtros Biológicos Percoladores (FBPs), são eficientes para o pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, como forma de atender aos padrões de lançamento estipulados pelas resoluções do CONAMA (357/2005 e 430/2011), quanto à remoção de matéria orgânica, sólidos em suspensão e nutrientes como nitrogênio e fósforo.

Os FBPs são sistemas de tratamento aeróbios de esgotos sanitários que se baseiam no princípio da oxidação bioquímica do substrato orgânico presente nesses esgotos, apresentando assim um ambiente potencialmente favorável para que ocorra o processo de nitrificação com consequente remoção de nitrogênio amoniacal (COSTA, 2013).

Portanto, de acordo com Van Haandel e Marais (1999), a combinação de sistemas anaeróbio-aeróbio apresenta-se como uma alternativa muito promissora na remoção de material orgânico, sólidos e nutrientes, em condições favoráveis. Essa combinação oferece grandes vantagens quando comparados aos sistemas de

lodos ativados convencionais, pois produzem efluentes de boa qualidade e custos de implantação e de operação consideravelmente reduzidos.

Diante disso, a presente pesquisa busca tratar esgotos sanitários através da combinação do reator UASB seguido de Filtro Biológico Percolador, com a finalidade de remover constituintes físicos e químicos poluidores e produzir efluentes com condições adequadas de lançamento e reuso, bem como a minimização de resíduos gerados no tratamento.

2 | OBJETIVO

Tratar esgotos domésticos em reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), seguido de Filtro Biológico Percolador – FBP, buscando remover matéria orgânica, sólidos e nutrientes.

3 | METODOLOGIA UTILIZADA

Os sistemas experimentais, construídos em escala de bancada, foram instalados e monitorados no Laboratório de Tratamento de Águas Residuárias (LabTAR), pertencente ao curso de Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental, localizado em área próxima à unidade Tapajós, pertencente à Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA), no município de Santarém – Pará (PA).

A coleta dos afluentes foi realizada semanalmente (ou de acordo com a necessidade dos sistemas), aproximadamente duas vezes por semana, o local de coleta desses afluentes situava-se próximo ao laboratório. Os afluentes coletados eram oriundos de contribuições das residências localizadas ao entorno da área de coleta, e possuíam características de águas cinzas.

O esgoto coletado era armazenado em reservatório de polietileno de 500L, possuindo uma tubulação para o retorno desse afluente, sendo conectado a uma bomba centrífuga, com o objetivo de homogeneizar esse afluente devido a característica de pouca matéria orgânica sanitária encontrada em águas cinzas, essa bomba era controlada por meio de temporizador, que oscilava em períodos intervalares de 15 minutos.

Reator UASB

Em seguida esse afluente era bombeado para o reator UASB, através de uma bomba peristáltica controlada por meio de temporizador digital, com 20 bateladas de 5 minutos cada. Na tabela 2 está compreendido e detalhado a programação utilizada. A vazão de operação medida foi de 100 mL/mim.

O reator foi construído em PVC, apresentando medidas com: 8cm de diâmetro, 56cm de altura e volume útil de 3,356L (Figura 1). A forma de alimentação foi

conduzida por fluxo ascendente, operando em regime de batelada, com tempo de retenção celular de 240 dias e tempo de detenção hidráulica (TDH) de 8 horas, tratando aproximadamente 10L de esgoto por dia.

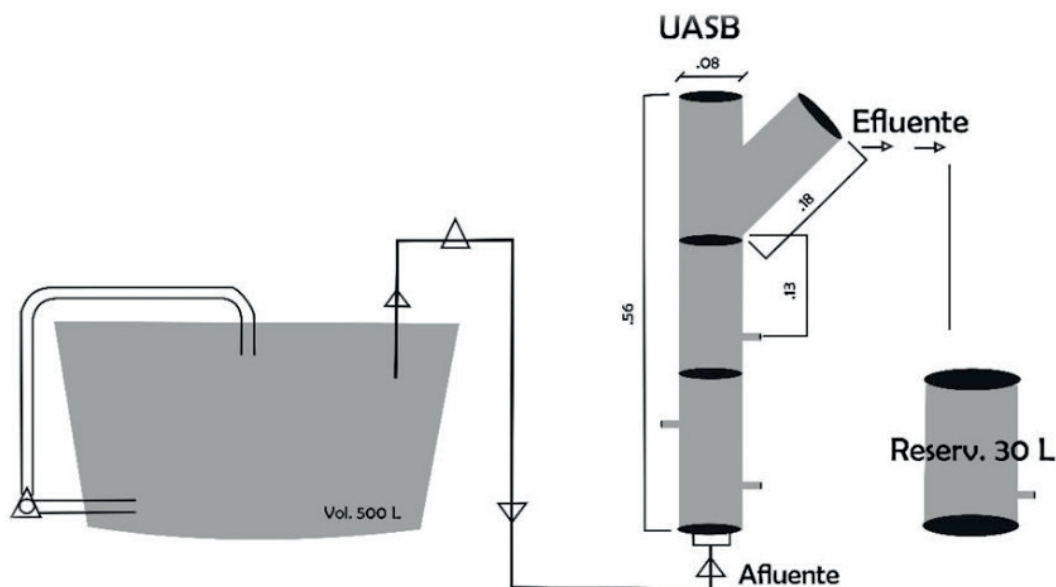


Figura 1 - Esquema de funcionamento do reator UASB.

FILTRO BIOLÓGICO PERCOLADOR – FBP

Para realizar a filtração, foi construído um FBP de bancada feito em vidro, com medidas de largura e o comprimento de 14,3 por 14,3 cm e altura de 45 cm, compreendendo um volume total de 9,2 L (Figura 2A), denominado de Filtro Biológico Percolador (FBP). O FBP ficou disposto com 3 camadas distintas, sendo duas de brita e uma de areia lavada. Como meio de filtração, foram utilizados: duas camadas de brita número 3, inserida na parte inferior e superior, com cerca de 3 cm de lâmina e uma camada extensa de 31 cm de areia lavada e peneirada em malha número 20 (Tyler Mesh), o equivalente a 0,84 mm (Figura 2B). A camada de areia utilizada representou um volume útil aproximado de 6,34 L. A areia utilizada representou um volume de ocupação no sistema de 68%, apresentando desta forma um volume de vazios de 32%. O volume caracterizado compreendeu 2,03 L.

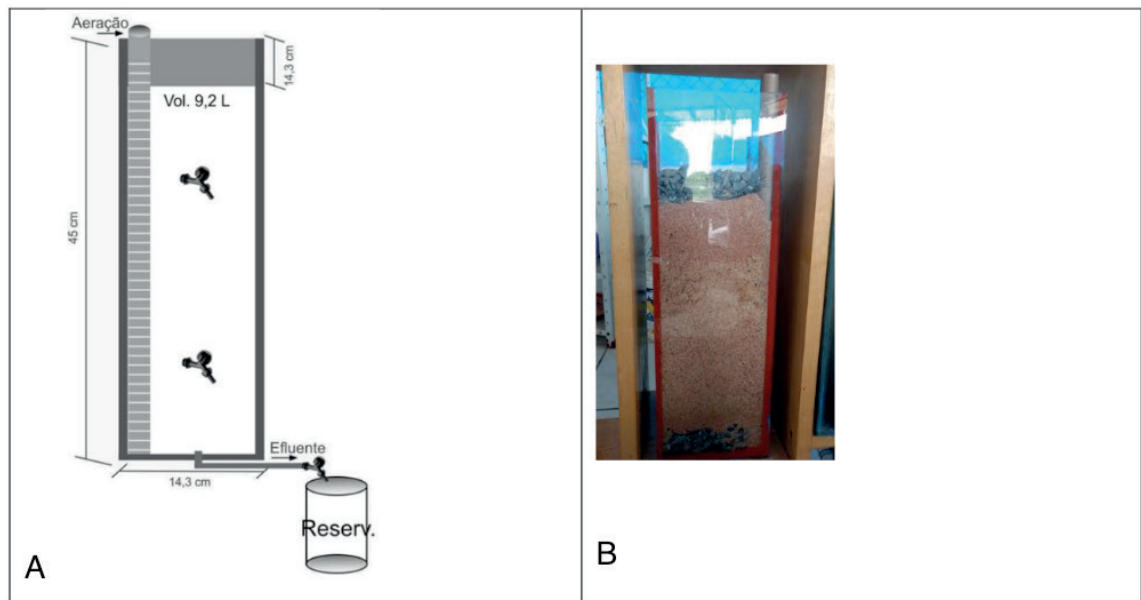


Figura 2 – A) Esquema de funcionamento do FBP; B) Reator de Bancada – Filtro Biológico Percolador

PROCEDIMENTO ANALÍTICO

As avaliações e acompanhamento dos sistemas operados foram monitoradas por meio de análises físicas e químicas. Para as análises físicas e químicas foram coletadas amostras do reservatório de armazenamento do esgoto bruto, do reator UASB e Filtro Biológico Percolador.

As determinações químicas efetuadas durante o período experimental seguiram as recomendações do APHA (2012). No entanto, ácidos graxos voláteis e alcalinidade foram determinados com base no método Kapp descrito por Buchauer (1998) (Ver Tabela 1).

Variáveis	Métodos Analíticos	Referência
DQO (mgO ₂ /L)	Titulométrico Refluxação Fechada	5220 C. / APHA, (2012)
pH	Potenciométrico	4500 / APHA, (2012)
Temperatura (°C)	-	2550 / APHA, (2012)
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)	Kapp	BUCHAUER (1998)
AGV (mg/L)	Kapp	BUCHAUER (1998)

Nitrato (mgN-NO ₃ ⁻ /L)	Salicilato de Sódio	RODIER (1975)
Nitrito (mgN-NO ₂ ⁻ /L)	Colorimétrico	4500-NO ₂ B. / APHA, (2012)
Amônia (mgN-NH ₄ ⁺ /L)	Diazotização	(2012)
Fósforo e Frações (mg/L)	Semi-MicroKjeldahl	4500-NH ₃ / APHA, (2012)
SST (mg/L)	Ácido Ascórbico	4500-P E./ APHA, (2012)
SSV (mg/L)	Gravimétrico	2540 D. / APHA, (2012)
	Gravimétrico	2540 E. / APHA, (2012)

Tabela 1 - Parâmetros analisados no acompanhamento do desempenho dos reatores.

*DQO – Demanda Química de Oxigênio; N-NH₄⁺ – Nitrogênio Amoniacal; pH – Potencial Hidrogeniônico; SST – Sólidos Suspensos Totais; SSV – Sólidos Suspensos Voláteis; SSF – Sólidos Suspensos Fixos.

4 | RESULTADOS

Analisando os resultados de pH nos sistemas, os valores obtidos durante o período de monitoramento foram em média de 7,26 para o esgoto bruto, 7,39 para o reator UASB e 7,45 para o filtro biológico percolador. O comportamento dos valores de pH durante a avaliação experimental está representado na figura 3.

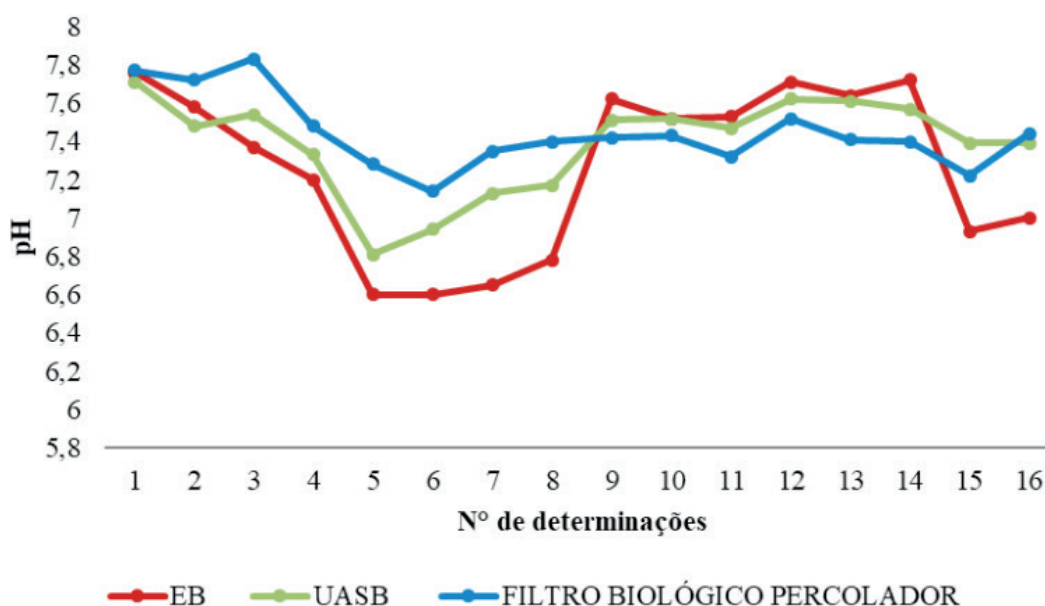


Figura 3 - Comportamento do potencial hidrogeniônico – pH no esgoto bruto-EB, reator UASB e filtro biológico percolador-FBP

Com relação aos resultados obtidos para o parâmetro de alcalinidade total, os valores médios encontrados foram de 201,47 ppmCaCO₃ para o esgoto bruto, 208,58 ppmCaCO₃ para o reator UASB, e 170,11 ppmCaCO₃ para o FBP. O comportamento das concentrações de alcalinidade total durante a avaliação experimental está representado na figura 4.

Com relação à remoção de matéria orgânica, obteve-se valores médios de 278 mgO₂/L no esgoto bruto, 93 mgO₂/L para o reator UASB e 62 mgO₂/L para o FBP. Para os valores obtidos no reator UASB, notou-se uma eficiência de remoção de 66,55%, portanto o reator comprovou o bom funcionamento do processo de digestão anaeróbia, mantendo-se dentro da faixa de eficiência recomendada na literatura para o tratamento anaeróbio de esgotos domésticos, que segundo Van Haandel e Lettinga (1994), está entre 65 a 75%.

Em relação à concentração de íon amônio, os resultados médios obtidos foram de 45,78 mg/L para o esgoto bruto, 47,36 mg/L para o reator UASB e 37,83 mg/L para o filtro biológico percolador.

Em relação ao nitrato, os resultados médios obtidos foram de 0,55 mg/L para o esgoto bruto, 0,51 mg/L para o reator UASB e 34,61 mg/L para o filtro biológico percolador.

Para o parâmetro de fosfato, os resultados médios obtidos foram de 2,84 mg/L para o esgoto bruto, 2,51 mg/L para o reator UASB e 2,37 mg/L para o filtro biológico percolador.

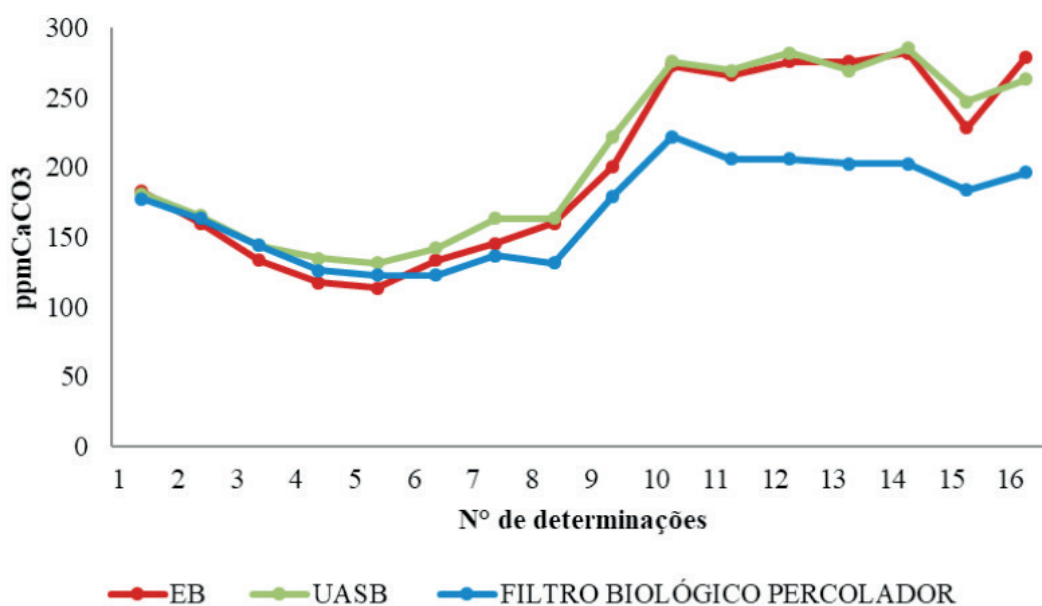


Figura 4 - Comportamento da alcalinidade total no esgoto bruto-EB, reator UASB e filtro biológico percolador-FBP

Com relação à remoção de matéria orgânica, obteve-se valores médios de 278 mgO₂/L no esgoto bruto, 93 mgO₂/L para o reator UASB e 62 mgO₂/L para o FBP. O comportamento das concentrações de DQO durante a avaliação experimental está representado na figura 5.

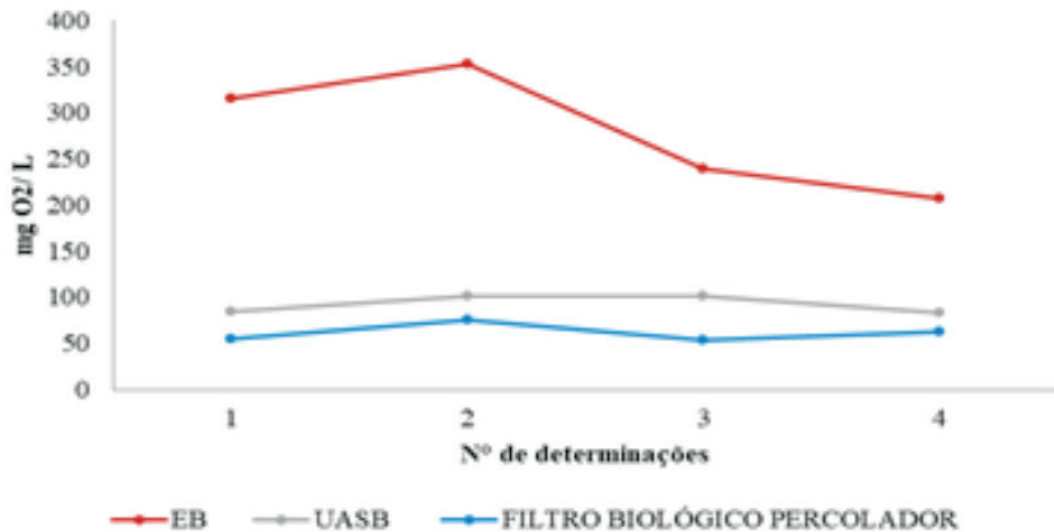


Figura 5 - Comportamento de DQO no EB, Reator UASB e FBP.

Para os valores obtidos no reator UASB, notou-se uma eficiência de remoção de 66,55%, portanto o reator comprovou o bom funcionamento do processo de digestão anaeróbia, mantendo-se dentro da faixa de eficiência recomendada na literatura para o tratamento anaeróbio de esgotos domésticos, que segundo Van Haandel e Lettinga (1994), está entre 65 a 75%.

Para o parâmetro de íons nitrito, os resultados médios obtidos foram de 0,03 mg/L para o esgoto bruto, 0,02 mg/L para o reator UASB e 0,92 mg/L para o filtro biológico percolador. O comportamento das concentrações de nitrito durante a avaliação experimental está representado na figura 6.

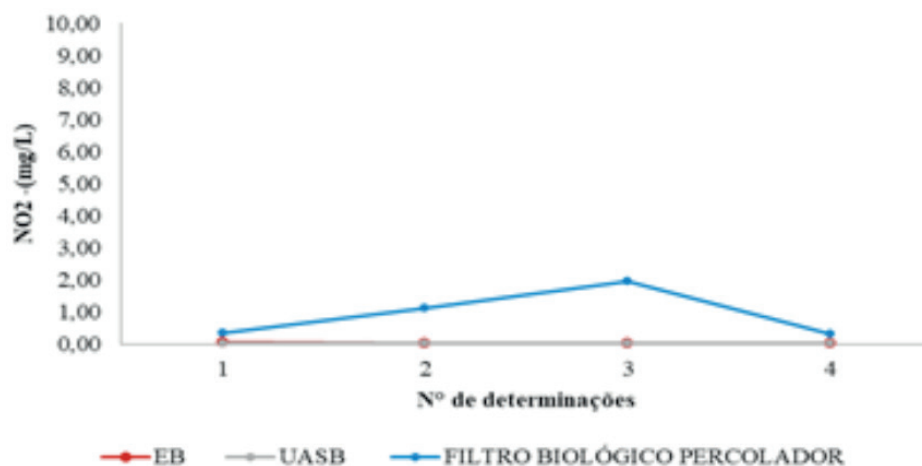


Figura 6 - Comportamento de nitrito no EB, reator UASB e FBP.

No reator UASB, observou-se uma concentração quase nula de nitrito no processo, isso se dá pelo fato de ser um sistema anaeróbio, onde as bactérias presentes não realizam a oxidação, portanto, não há oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrito, essa etapa só ocorre em ambientes aeróbios, que ocorre na etapa de nitrificação.

Em relação ao FBP, observou-se que em relação aos demais valores obtidos, houve um aumento considerável desse parâmetro, o que pode ser justificado pelo processo de nitrificação, mais especificamente pela primeira etapa desse processo, denominada de nitritação, onde de acordo com Bitton (2005), a oxidação de amônia a nitrito se dá por atuação das bactérias autotróficas do gênero *Nitrosomonas*, (que corresponde a maioria das bactérias que atuam nessa etapa).

Em relação ao nitrato, os resultados médios obtidos foram de 0,55 mg/L para o esgoto bruto, 0,51 mg/L para o reator UASB e 34,61 mg/L para o filtro biológico percolador. O comportamento das concentrações de nitrato durante a avaliação experimental está representado na figura 7.

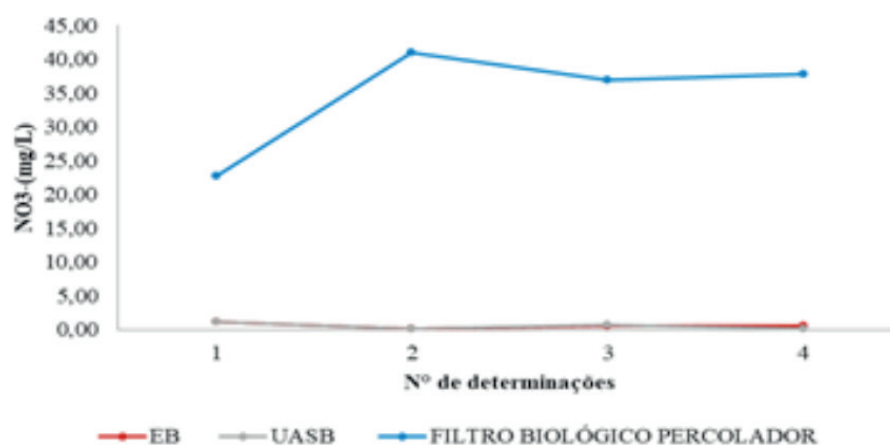


Figura 7 - Comportamento de nitrato no EB, reator UASB e FBP.

Em relação o reator UASB, como explicado no item anterior, percebeu-se um valor quase nulo de nitrato no processo, isso se dá pelo fato de ser um sistema anaeróbio, onde não há atuação de bactérias nitrificantes.

Para o FBP, observou-se um aumento significativo em relação ao reator UASB, esse aumento é justificado, devido a presença do processo de nitrificação (nitritação + nitrificação). Segundo Bitton (2005), a nitratção ocorre com a oxidação do nitrito a nitrato pela ação das bactérias do gênero *Nitrobacter* (que corresponde a maioria das bactérias presentes nessa etapa). Vale ressaltar que o FBP obteve concentração média de nitrato acima do recomendado pela resolução CONAMA 357/2005, que estabelece um limite de 10 mg/L de NO_3^- . Como o FBP tem a função principal de nitrificação e oxidação da matéria orgânica, é de se esperar efluentes adequados para reuso agrícola, pois neste processo não há possibilidade de desnitrificação.

5 | CONCLUSÕES

O tratamento de águas residuárias utilizando reator UASB seguido de filtro biológico percolador, de acordo com o presente estudo, mostrou-se satisfatório, pois de acordo com os resultados obtidos nesta pesquisa, o reator UASB removeu matéria

orgânica e sólidos em suspensão conforme os padrões de tratamento consolidados. O filtro biológico percolador removeu matéria orgânica e nitrogênio amoniacal. Contudo, o efluente final carece de melhorias para otimizar a remoção de sólidos.

O filtro biológico percolador obteve um bom desempenho no processo de nitrificação, produzindo efluentes com qualidade de reuso relacionado ao parâmetro nitrato. Com relação ao parâmetro nitrito, o efluente final mostrou-se dentro do valor limite recomendados nos padrões de lançamento (CONAMA 357/2005).

A taxa de aplicação superficial aplicada proporcionou produzir maior quantidade de efluentes com nitrificação elevada, visto que, o sistema operou com aplicação de carga superficial volumétrica acima do recomendado na norma ABNT 13.969 de 1997 (quase 300%).

REFERÊNCIAS

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard methods for the examination of water and wastewater. 22th. Washington: Public Health Association, 2012.

BUCHAUER, K. A. A comparison of two simple titration procedures to determine volatile fatty acids in effluents to waste – water and sludge treatment processes. *Water S. A.* v. 1, n. 24, 1998, p. 49 – 56.

COSTA, E. D. S; FILHO, O. B; GIORDANO, G. Reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB): Uma abordagem concisa. Coletânea em Saneamento Ambiental. Série temática tecnologias ambientais. Volume 5, 1 ed. Rio de Janeiro – RJ, 2014.

FLORENCIO, L.; AISSE, M.; BASTOS, R.; PIVELI, R. Utilização de esgotos sanitários – marcos conceituais e regulatórios. In: Tratamento e utilização de esgotos sanitários. FLORENCIO, L.; BASTOS, R.; AISSE, M. Recife: ABES, 2006. 427 p.

GRADY, L.; DAIGGER, G. T.; LIM, H. C. Biological wastewater treatment: theory and applications. Marcel Dekker, New York, 1999.

RODIER, J. L'analyse de l'eau: eauxnaturelles, euaxrésiduales, eaux de mer. Volume 1, 5. ed. Dunod (Ed.) Paris. 1975. p 692.

VAN HAANDEL, A. C. & LETTINGA, G., (1994). Tratamento Anaeróbio de Esgotos. Um manual para regiões de clima quente.

MONITORAMENTO FÍSICO E QUÍMICO DE UM SISTEMA DE LODOS ATIVADOS EM ESCALA DE BANCADA, DO TIPO UCT MODIFICADO

Data de aceite: 06/01/2020

Israel Nunes Henrique

Universidade Federal do Oeste do Pará, Campus Santarém,
Santarém – Pará – Brasil

Fernando Pires Martins

Universidade Federal do Oeste do Pará, Campus Santarém,
Santarém – Pará – Brasil

Clodoaldo de Sousa

Universidade Federal do Oeste do Pará, Campus Santarém,
Santarém – Pará – Brasil

Timóteo Silva Ferreira

Universidade Federal do Oeste do Pará, Campus Santarém,
Santarém – Pará – Brasil

Rebecca da Silva Fraia

Universidade Federal do Oeste do Pará, Campus Santarém,
Santarém – Pará – Brasil

Julia de Souza Carvalho

Universidade Federal do Oeste do Pará, Campus Santarém,
Santarém – Pará – Brasil

Patrícia Santos Silva

Universidade Federal do Oeste do Pará, Campus Santarém,
Santarém – Pará – Brasil

Ana Queloene Imbiriba Correa

Universidade Federal do Oeste do Pará, Campus Santarém,
Santarém – Pará – Brasil

Yandra Cardoso Sobral

Universidade Federal do Oeste do Pará, Campus Santarém,
Santarém – Pará – Brasil

RESUMO: Dentre os problemas ambientais ocasionados pelo crescimento populacional está a contaminação das águas pelo lançamento de esgotos de maneira inadequado em cursos hídricos. Para a minimização desse efeito é necessário realizar tratamento antes de se lançar esses poluentes no meio. Desta maneira são lançadas propostas, como sistemas de lodos ativados do tipo UCT para tratamento, os quais agregam eficiência e qualidade no efluente final, removendo sólidos, matéria orgânica e nutrientes. O sistema é composto por cinco reatores, anaeróbio, anóxico, anóxico, aeróbio e decantador, todos confeccionados em vidro. Para a realização do tratamento foram utilizados dispositivos de aeração, mistura e recirculação. As análises dos parâmetros foram realizadas com amostras coletadas diariamente, do esgoto bruto, efluente final e licor misto. A construção do sistema teve 85% de economia quando se optou por materiais adaptados ao invés dos convencionais. As análises mostraram que

o pH variou entre 7 e 8, já a alcalinidade variou de 148,58 ppmCaCO₃. Os ácidos graxos voláteis obtiveram uma redução de 81,3%. A remoção de DQO ficou em 78%. Já as formas de nitrogênio ainda persistiram no sistema com médias de nitrito de 2,14 mg/L, nitrato 5,89 mg/L, já o fósforo foi removido apenas 12%. Os sólidos apresentam remoção de sólidos totais 11,12%, sólidos suspensos totais 96,2%, sólidos suspensos voláteis 95,3%. Desta maneira pode-se concluir que os sistemas de baixo custo, com materiais adaptados apresentam eficiência na remoção de poluentes e economia.

PALAVRAS-CHAVE: Águas Residuárias, Esgoto, Poluentes, Problemas Ambientais, Tratamento.

PHYSICAL AND CHEMICAL MONITORING OF A MODIFIED UCT TYPE BENCH-SCALE ACTIVATED SLUDGE SYSTEM

ABSTRACT: Among the environmental problems caused by population growth is the contamination of waters by the improper disposal of sewers in watercourses. To minimize this effect it is necessary to perform treatment before releasing these pollutants into the medium. Proposals such as UCT activated sludge systems for treatment are launched, which add efficiency and quality in the final effluent, removing solids, organic matter and nutrients. The system consists of five reactors, anaerobic, anoxic, anoxic, aerobic and decanter, all made of glass. Aeration, mixing and recirculation devices were used to perform the treatment. Parameter analyzes were performed with samples collected daily from raw sewage, final effluent and mixed liquor. The construction of the system had 85% savings when choosing adapted materials instead of conventional ones. The analyzes showed that the pH ranged from 7 to 8, while the alkalinity ranged from 148.58 ppmCaCO₃. Volatile fatty acids obtained a reduction of 81.3%. COD removal was 78%. Nitrogen forms still persisted in the system with mean nitrite of 2.14 mg / L, nitrate 5.89 mg / L, while phosphorus was removed only 12%. Solids have total solids removal 11.12%, total suspended solids 96.2%, volatile suspended solids 95.3%. Thus, it can be concluded that low cost systems with adapted materials have pollutant removal efficiency and economy.

KEYWORDS: Wastewater, Sewage, Pollutants, Environmental Problems, Treatment.

1 | INTRODUÇÃO

O crescimento populacional e a demanda por recursos naturais criam pressões sobre o meio ambiente, seja ele atmosfera, terra ou água. Esta última sofre com pressões do despejo inadequado de águas residuárias que introduzem elementos, químicos como matéria orgânica e nutrientes, que em excesso causam degradação do sistema hídrico.

É notório que no meio ambiente ocorre a depuração natural desses poluentes, porém a carga excessiva acaba acometendo o meio natural a um processo de ineficiência dessa depuração, já que sobrecarrega a capacidade do mesmo,

ocasionando a eutrofização, devido a carga de nutrientes, responsável pela alteração na qualidade da água.

Tendo em vista o aumento da problemática da poluição nos corpos hídricos, principalmente em países em desenvolvimento, devido ao lançamento de esgoto in natura, buscam-se alternativas capazes de minimizar tal efeito adverso causado pelos lançamentos de águas residuárias sem tratamento (METCALF & EDDY, 2016).

Dentre estas alternativas encontram-se a construção de sistemas de tratamento de águas residuárias. Esses sistemas são uma barreira na qual há uma remoção da carga poluidora que será enviada para o corpo hídrico receptor, ou será disponibilizada no solo, essa disposição dependerá dos tipos de legislações ambientais vigentes no país, as quais definem padrões para lançamentos de efluentes tratados (VON SPERLING, 2002).

Entre os vários sistemas de tratamento das águas residuárias, existem os sistemas de lodos ativados (SLA), que são processos de tratamentos biológicos de águas residuárias bastante consolidados e são fundamentados na retenção de uma biomassa dispersa nos reatores. Esses sistemas (SLA), de um modo geral, se apresentam bastante difundidos pelo mundo e são utilizados principalmente quando se deseja uma elevada qualidade do efluente com baixos requisitos de área. O uso de variantes de lodos ativados convencionais pode ser utilizado, na obtenção de efluentes com elevada eficiência de remoção, como por exemplo, o sistema UCT (Desenvolvido na University Cape of Town). Nesses sistemas, o controle operacional é baseado na manutenção de uma biomassa para que seja eficiente na remoção de matéria orgânica e nutrientes (VAN HAANDEL E MARAIS, 1999).

Neste contexto, buscou-se construir um sistema de lodos ativados em escala de bancada de baixo custo, capaz de tratar esgoto de maneira simplificada e com eficiência, ao qual possa ser reproduzido em escala real e seja capaz de agregar economia de recursos e eficiência no tratamento.

2 | OBJETIVO

Construir e realizar o monitoramento de um sistema de lodos ativados em escala de bancada, do tipo UCT modificado de 5 estágios, tratando esgotos domésticos em regime de fluxo intermitente, na busca de remover poluentes orgânicos, sólidos em suspensão e nutrientes.

3 | METODOLOGIA UTILIZADA

A determinação do sistema a ser construído, baseou-se no sistema UCT modificado por Van Haandel e Marais (1999), buscando adaptação de materiais que

substituíam os convencionais os quais são de custos financeiros mais elevados.

O Sistema UCT projetado, contempla tanto o tratamento de esgoto no regime de fluxo intermitente, como também em fluxo contínuo, com recirculação de biomassa feita através de bombeamento. Neste contexto, o presente estudo realizou o processo de operação de funcionamento em regime de fluxo intermitente, que consiste basicamente em fluxos periódicos afluentes. Sendo posteriormente coletadas amostras do afluente (esgoto bruto) e do efluente final (esgoto tratado) para análises.

O desenvolvimento do presente trabalho ocorreu no laboratório de Tratamento de Águas Residuárias-LabTAR (Figura 1), vinculado ao Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas (ICTA) da Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA), situado na cidade de Santarém, PA.

ETAPAS CONSTRUTIVAS DO SISTEMA UCT

As etapas para confecção do sistema UCT modificado com fins didáticos, foram realizadas com objetivo de utilizar material alternativo de baixo custo, levantando a análise dos tipos de materiais a serem utilizados, com adaptação e criação dos dispositivos e finalizando com a montagem do sistema. Outra etapa se deu no processo de monitoramento do sistema proposto. Desta maneira, a definição do melhor material para a confecção dos reatores foi o vidro, o qual possibilita a interação para utilização em aulas práticas e de custo mais acessível, neste caso optou-se pelo vidro comum de 5 mm de espessura.

Os reatores foram confeccionados em material de vidro, cujas dimensões variam de acordo com o volume de cada reator. O primeiro compartimento é um Reator Anaeróbico: onde ocorre a admissão do efluente, é responsável pela primeira etapa do tratamento na qual, segundo Chernicharo (2007), é o processo no qual bactérias anaeróbicas convertem a matéria orgânica, em sistemas fermentativos, com o objetivo de remover parte da matéria orgânica do esgoto bruto, é onde inicia a remoção do fósforo, o qual é acumulado pelas bactérias acumuladoras e forma posteriormente biomassa em forma de lodo. Já o segundo compartimento é o primeiro reator Anóxico 1: este funciona sem presença de oxigênio, onde ocorre a desnitrificação, na qual o nitrogênio é removido, de acordo com Van Haandel, et al. (2009), a remoção do nitrogênio é aplicada em único reator em sistemas de lodo unitário. O terceiro reator instalado é o segundo reator anóxico 2: é onde também garante um melhor polimento na remoção de nitrato no sistema. O quarto é um reator aeróbico: onde ocorre nitrificação, oxidação da matéria orgânica por microrganismos aeróbios a aeração favorece os microrganismos presente no meio para que estejam com suas funções ativas ao máximo, consumindo assim a matéria orgânica do meio e liberando CO₂. O quinto é um decantador: cuja função é permitir a decantação

do lodo que circula durante o processo de tratamento, garantindo assim o descarte do efluente final sem consideráveis concentrações de sólidos em suspensão. Esse decantador precisa ter uma coluna suficiente para decantação ideal, pois é nele que ocorre a separação as fases líquidas e sólidas do sistema, sendo a fase líquida o efluente final que é descartado e a fase sólida é o lodo sedimentado que depois é recirculado para o segundo reator anóxico (Figura 1).

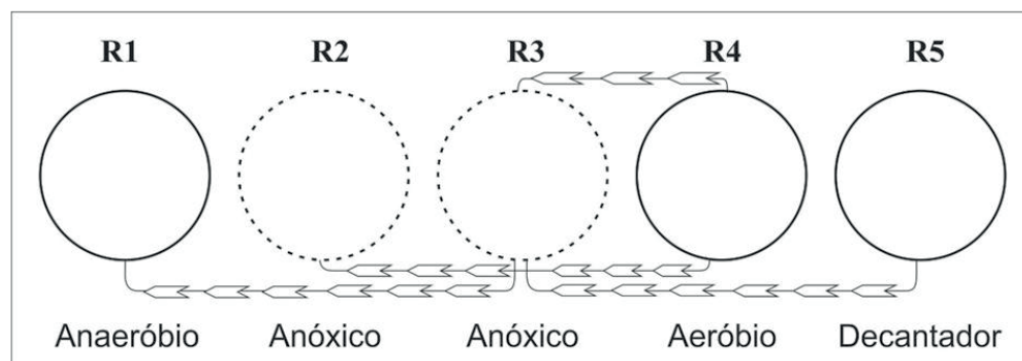


Figura 1 - Configuração esquemática dos reatores

MONITORAMENTO E ANÁLISES

O monitoramento do sistema foi realizado diariamente, para o acompanhamento das atividades do mesmo.

As determinações químicas efetuadas durante o período experimental seguiram as recomendações do APHA (2012). No entanto, ácidos graxos voláteis e alcalinidades foram determinados com base no método Kapp descrito por Buchauer (1998). A Tabela 1 mostra as variáveis dos parâmetros analisadas e os métodos utilizados possibilitando assim a verificação de eficiência de remoção dos mesmos.

Variáveis	Métodos Analíticos	Referência
DQO ($\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$)	Titulométrico Refluxação Fechada	5220 C. / APHA (2012)
pH	Potencio métrico	4500 / APHA (2012)
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	-	2550 / APHA. (2012)
Alcalinidade Total ($\text{mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$)	Kapp	BUCHAUER (1998)
AGV ($\text{mgH}_{\text{Ac}} \cdot \text{L}^{-1}$)	Kapp	BUCHAUER (1998)
Nitrato ($\text{mgN-NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$)	Salicilato de Sódio	RODIER <i>et al.</i> (1975)
Nitrito ($\text{mg N-NO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$)	Colorimétrico Diazotização	4500-NO2 B. / APHA. (2012)
Amônia ($\text{mgN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$)	Semi-Micro Kjeldahl	4500-NH3 / APHA (2012)
Fósforo e Frações ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	Ácido Ascórbico	4500-P E. / APHA (2012)
SST ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	Gravimétrico	2540 D. / APHA (2012)
SSV ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	Gravimétrico	2540 E. / APHA (2012)

Tabela 1 - Métodos analíticos dos parâmetros realizados durante a pesquisa

*DQO – Demanda Química de Oxigênio; N-NH_4^+ – Nitrogênio Amoniacal; pH – Potencial Hidrogeniônico; SST – Sólidos Suspensos Totais; SSV – Sólidos Suspensos Voláteis; SSF – Sólidos Suspensos Fixos; AGV – Ácidos graxos voláteis.

4 | RESULTADOS

A figura 2 representa o comportamento do Potencial Hidrogeniônico (pH) durante a avaliação experimental.

Os resultados encontrados para pH no sistema UCT, apresentou valor médio de 7,6, variando de 7,03 a 7,92 unidades de pH. No EB o valor médio de pH foi de 7,2, com variação de 6,6 a 7,72. Os valores encontrados durante a avaliação experimental se mostraram com baixas variações, apresentando desta forma boa estabilidade para os processos aeróbios de tratamento de esgotos domésticos.

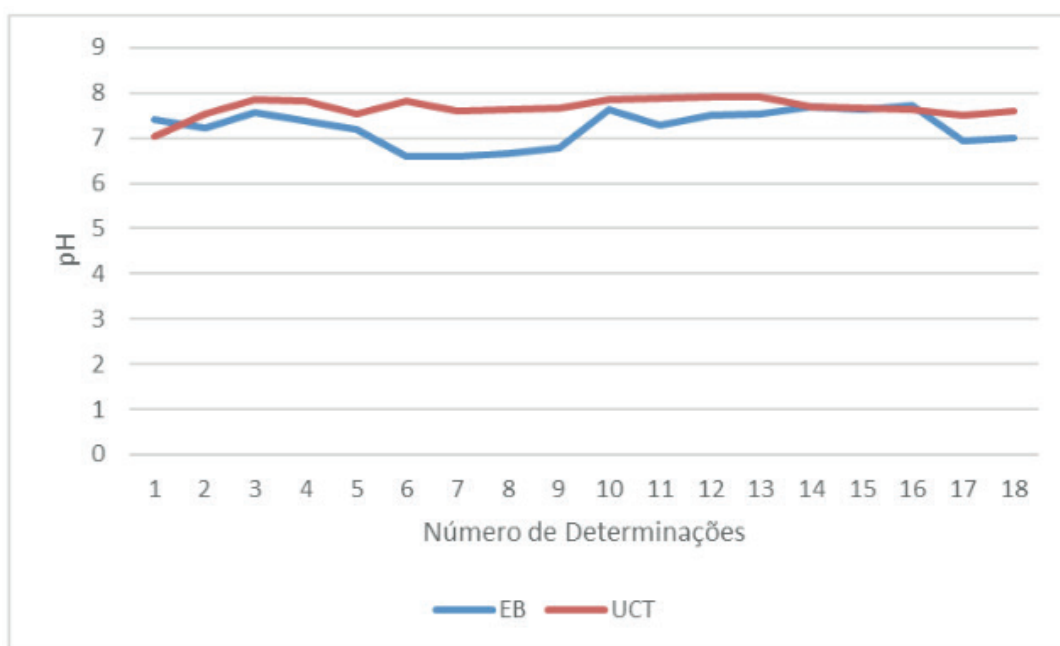


Figura 2 - Comportamento do pH no sistema experimental avaliado (EB-UCT)

Durante o monitoramento do sistema os resultados da alcalinidade total apresentaram concentração média no sistema UCT de 148,58 ppmCaCO₃, havendo uma variação de 122,48 a 196,35 ppmCaCO₃. No EB a concentração média foi de 202,39 ppmCaCO₃, com variação de 133,60 a 281,60 ppmCaCO₃, essas oscilações acontecem no sistema, por causa das reações bioquímicas que representam transformação da amônia a nitrito e de nitrito a nitrato, tendo como produto final a nitrificação, na qual a mesma faz assimilação da alcalinidade (ver Figura 3).

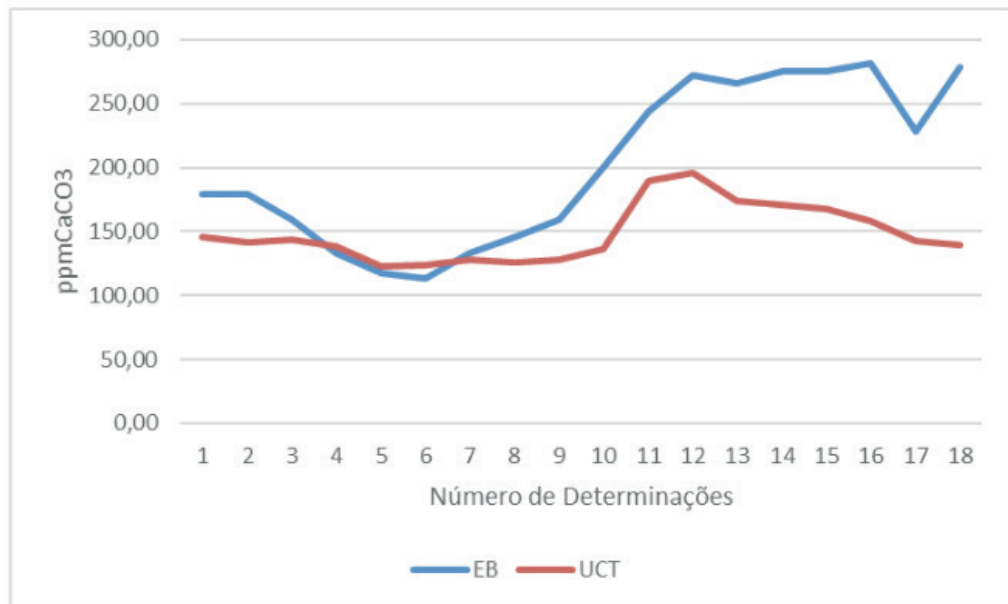


Figura 3 - Comportamento da alcalinidade total no sistema experimental avaliado (EB-UCT)

Os resultados indicam que nas determinações de DQO, o valor médio foi de 278 mg O₂/L, ± 67 no esgoto bruto, e no efluente do sistema UCT, o valor da média foi de 67,21 mg O₂/L ± 8,88, variando de 68 a 87 mg O₂/L (Figura 4). Esses resultados demonstram que a eficiência do sistema foi de 70,87% na remoção desse componente, quando comparado ao EB.

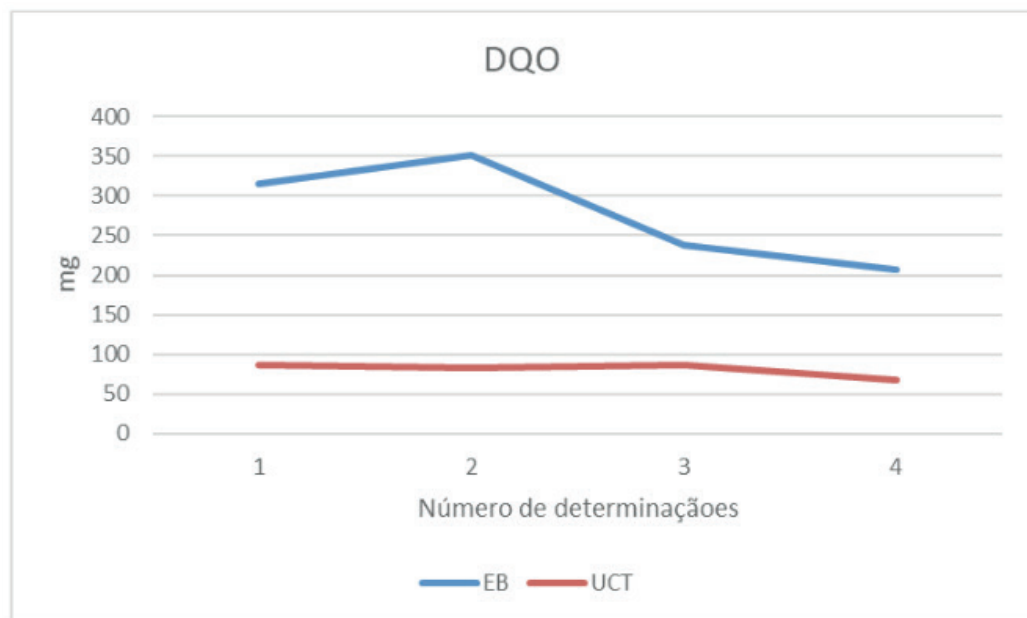


Figura 4 - Comportamento da DQO no sistema experimental avaliado (EB-UCT)

A Figura 5 representa o comportamento da concentração de nitrogênio amoniacal durante a avaliação experimental

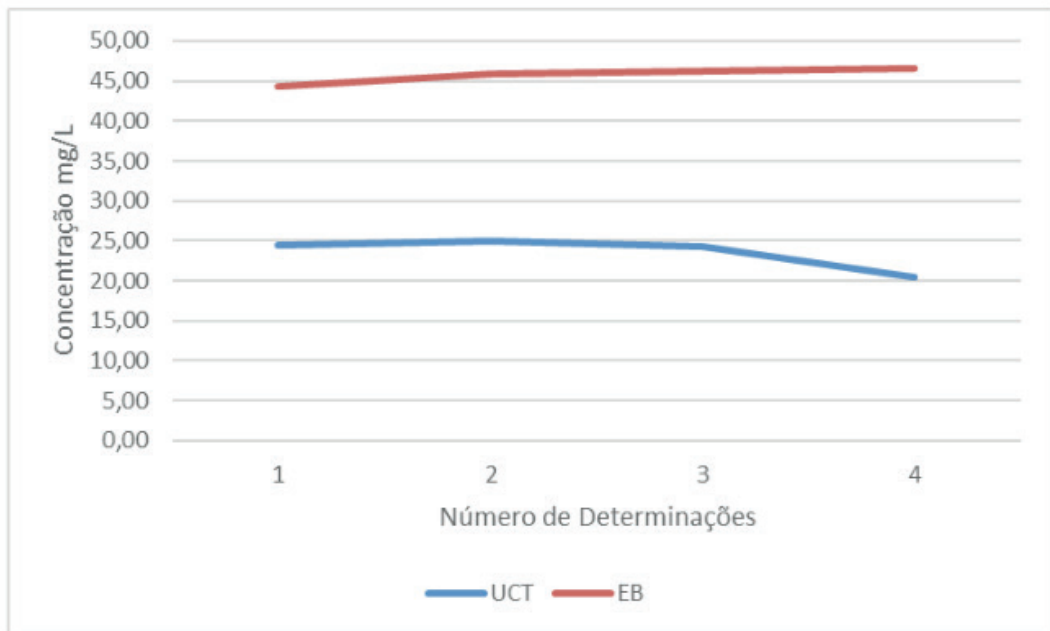


Figura 5 - Comportamento do NH_4^+ no sistema experimental avaliado (EB-UCT)

As concentrações médias encontradas foram de 45,78 mg/L no EB e 23,53 mg/L no sistema UCT. Durante o processo de tratamento, o sistema UCT apresentou uma eficiência de remoção de 49%.

A remoção obtida neste experimento, ainda é está abaixo dos valores recomendados para lançamento de efluentes (CONAMA 430/2011 – valor máximo de 20 mgN.L^{-1}), bem como, o que preconiza a literatura a respeito de remoção de nitrogênio amoniacal (acima de 80%), contudo, este experimento ainda precisa de maiores cargas afluentes para atingir o ápice de eficiência.

Parte essencial deste trabalho e de qualquer sistema biológico de tratamento de águas residuárias é a avaliação de sólidos no sistema, pois este parâmetro indica a remoção do material orgânico do meio líquido bem como a produção de biomassa necessária ao processo de tratamento, sendo responsável pela clarificação do efluente final.

As concentrações de SSV estão representadas na Tabela 2. Relacionando os resultados encontrados, foi possível obter eficiência de remoção de 95,3%. Mota (2015), em seu estudo, conseguiu remover 82,7% dos SSV, mostrando que a eficiência do sistema mesmo com tempo de operação reduzido foi mais eficiente na remoção desse parâmetro. Esses valores médios atendem aos padrões exigidos pelo CONAMA 430/2011 para padrões de lançamento.

VARIÁVEIS ESTATÍSTICAS	EB (mg/L)	LM (UCT) (mg/L)	EF (UCT) (mg/L)
Média	57,33	341,33	2,67
Desvio padrão	40,41	164,41	3,06
Máximo	94	512	6
Mínimo	14	184	0

Tabela 2 - Concentração de sólidos suspensos voláteis do sistema experimental avaliado (EB-UCT)

5 | CONCLUSÕES

O sistema UCT construído demonstrou eficiência em seu funcionamento, com todos os dispositivos funcionando em condições de operação satisfatórias, apresentando bom desempenho frente aos processos necessários do sistema UCT de 5 estágios.

A produção de biomassa do sistema foi limitada a concentração de carga orgânica aplicada, contudo, as eficiências de remoção de matéria orgânica, sólidos e nutrientes foram satisfatórias.

REFERÊNCIAS

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard methods for the examination of water and wastewater. 22th. Washington: Public Health Association, 2012.

BUCHAUER, K. A. A comparison of two simple titration procedures to determine volatile fatty acids in effluents to waste – water and sludge treatment processes. Water S. A. v. 1, n. 24, 1998, p. 49 – 56.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

_____. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. p. 9.

METCALF E EDDY. Wastewater Engineering: Treatment and reuse. 4. ed. New York: McGraw-Hill International edition, 2003.

RODIER, J. L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduelles, eaux de mer. Volume 1, 5. ed. Dunod (Ed.) Paris. 1975. p 692.

VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol. 4 Lodos Ativados. 2 ed. Belo Horizonte: Belo Horizonte: DESA-UFMG, v1.P.428, 2002

VAN HAANDEL, A.; MARAIS G., O comportamento do Sistema de Lodo Ativado. Campina Grande, PB: egraf, 488 p. 1999.

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

Abastecimento de água 4, 5, 6, 14, 22, 24, 26, 27, 31, 32, 36, 38, 53, 148, 149, 150, 151, 154, 157, 158, 160, 234, 235, 236, 237, 238

Águas residuárias 63, 136, 161, 188, 193, 194, 197, 215, 216, 224, 262, 275, 277, 279, 285, 288, 289, 290, 294, 295

Aplicabilidade 23, 26, 30, 33, 37, 41, 265

B

Balanço de massa 185, 187, 190, 191, 194

Biofiltro 110, 111, 112, 113

Biomassa 16, 111, 130, 131, 133, 134, 135, 171, 189, 216, 223, 226, 227, 231, 232, 233, 256, 257, 258, 289, 290, 294, 295

C

Controle 18, 22, 37, 38, 44, 70, 71, 75, 79, 100, 107, 109, 111, 114, 125, 128, 130, 131, 133, 135, 138, 139, 140, 141, 142, 145, 149, 157, 159, 168, 169, 173, 175, 176, 186, 197, 208, 209, 210, 236, 258, 289

D

Desinfecção 47, 75, 79, 82, 86, 90, 91, 158, 159, 160, 161, 164, 165, 196, 198, 199, 204

Diagnóstico 12, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 30, 31, 32, 33, 35, 37, 38, 39, 49, 52, 63, 72, 130, 131, 136

Dragagem de lodo 65, 67, 68, 69, 72

E

Eficiência energética 13, 14, 22, 225

Efluentes não domésticos 138, 139, 140, 145, 146, 147, 167, 168, 169, 170, 173, 175, 176

Efluente têxtil 205, 209, 211, 212

Efluente tratado 64, 66, 69, 70, 71, 196, 199, 200, 201, 202, 209, 210, 211, 214, 274

Esgotamento sanitário 2, 4, 5, 9, 14, 24, 26, 27, 31, 32, 34, 36, 38, 51, 84, 139, 167, 168, 169, 170, 176, 234, 235, 236, 237, 238, 243, 246, 247, 266, 267

Estações de tratamento de esgotos 41, 44, 49, 51, 52, 54, 62, 83, 84, 92, 138, 139, 169, 186, 197, 257

F

Filtro biológico percolador 55, 59, 158, 160, 161, 163, 276, 277, 279, 280, 281, 282, 283, 284, 285, 286

Flotação 177, 178, 179, 180, 183, 184

I

Indicadores 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31, 32, 33, 34, 35, 36, 37, 38, 43, 47, 73, 80, 81, 86, 87, 92, 115, 116, 123, 234, 235, 236, 238, 239, 240, 243, 244, 245, 274

Indústria de calçados 75, 77, 78, 81, 82

L

Lagoa de estabilização 64
Lagoas de polimento 158, 159, 160, 165, 166
Lodo biológico 64, 73, 133, 257, 266, 268, 271
Lodo de esgoto 226, 227, 232, 256, 258, 259, 262, 264, 265
Lodos ativados 62, 65, 125, 126, 127, 128, 130, 131, 132, 133, 135, 136, 176, 198, 218, 276, 279, 287, 289, 295

M

Máquina anfíbia 266, 267, 270, 271, 272, 273
Material orgânico 203, 276, 277, 278, 294
Maus odores 125, 126, 127, 128, 130, 131, 133, 134, 135
Membranas ultrafiltrantes 93, 95, 97, 99, 101, 105, 106
Mercado livre de energia 13, 19, 21, 22
Metano dissolvido 185, 189, 190, 191, 192
Modelagem hidráulica 149, 157
Monitoramento 4, 29, 38, 47, 67, 79, 80, 81, 96, 99, 106, 111, 116, 117, 138, 139, 140, 141, 142, 143, 144, 145, 146, 147, 167, 168, 171, 173, 174, 175, 176, 196, 199, 203, 204, 220, 236, 267, 282, 287, 289, 290, 291, 292

N

Nutrientes 90, 122, 123, 158, 159, 160, 185, 186, 215, 216, 217, 218, 223, 276, 278, 279, 287, 288, 289, 295

P

Plano municipal de saneamento básico 23, 24, 25, 37, 38, 140, 168, 169
Poluentes 52, 65, 93, 95, 106, 140, 158, 160, 169, 197, 206, 215, 216, 258, 262, 287, 288, 289
Poluição industrial 139, 171
Pré-dimensionamento 51, 52, 53, 57, 61, 62, 63
Problemas ambientais 216, 227, 287, 288

Q

Qualidade da água 44, 47, 63, 65, 80, 93, 94, 95, 96, 99, 101, 106, 107, 115, 123, 138, 140, 197, 204, 244, 270, 289

R

Reator UASB 55, 59, 70, 79, 83, 112, 125, 126, 127, 131, 132, 133, 163, 164, 185, 187, 188, 190, 191, 194, 228, 259, 276, 277, 279, 280, 281, 282, 283, 284, 285
Recursos hídricos 34, 41, 42, 43, 49, 62, 65, 76, 116, 141, 147, 148, 149, 176, 185, 188, 197, 215, 278
Rede coletora de esgoto 32, 242, 246, 249
Redução de custos 13, 14
Remoção de lodo 64, 66, 67, 71, 72, 73, 266, 267, 268, 270, 272
Remoção de nutrientes 158, 160, 215, 216, 217

Reúso não potável 42, 48, 49, 75, 77, 83
Reúso urbano 41, 42, 43, 44, 46, 47, 48, 81

S

Saneamento ambiental 12, 22, 63, 266, 267, 286
Saneamento básico 1, 4, 9, 12, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31, 32, 33, 34, 35, 36, 37, 38, 39, 40, 51, 53, 61, 62, 63, 108, 110, 116, 140, 147, 167, 168, 169, 170, 176, 234, 238, 239, 244, 245, 275
Sistema de gestão ambiental 84, 85, 91
Sustentabilidade 1, 2, 8, 11, 35, 36, 37, 39, 111, 160, 169, 226, 263, 296

T

Taxa de recirculação 162, 177, 180, 181, 182, 183
Toxicidade 174, 184, 205, 206, 207, 208, 209, 210, 211, 212
Tratamento de água 10, 15, 57, 62, 93, 94, 95, 96, 105, 107, 108, 177, 178, 179, 183, 264
Tratamento de efluente doméstico 64
Tratamento de lodo 266

U

Ultrafiltração 41, 42, 44, 49, 93, 94, 95, 96, 97, 101, 102, 103, 105, 106, 107, 108
Universalização 1, 2, 3, 5, 7, 8, 9, 10, 11, 27, 38, 51, 53, 62

 **Atena**
Editora

2 0 2 0