



Helenton Carlos da Silva
(Organizador)

Engenharia Ambiental e Sanitária: Interfaces do Conhecimento

Atena
Editora

Ano 2019

Helenton Carlos da Silva
(Organizador)

Engenharia Ambiental e Sanitária: Interfaces do Conhecimento

Atena Editora
2019

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



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

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

Conselho Editorial

Ciências Humanas e Sociais Aplicadas

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

Ciências Agrárias e Multidisciplinar

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

Ciências Biológicas e da Saúde

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

Ciências Exatas e da Terra e Engenharias

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

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) (eDOC BRASIL, Belo Horizonte/MG)	
E57	<p>Engenharia ambiental e sanitária [recurso eletrônico] : interfaces do conhecimento / Organizador Helenton Carlos da Silva. – Ponta Grossa, PR: Atena Editora, 2019. – (Engenharia Ambiental e Sanitária. Interfaces do Conhecimento; v. 1)</p> <p>Formato: PDF Requisitos de sistema: Adobe Acrobat Reader Modo de acesso: World Wide Web Inclui bibliografia ISBN 978-85-7247-693-5 DOI 10.22533/at.ed.935190910</p> <p>1. Engenharia ambiental. 2. Engenharia sanitária I. Silva, Helenton Carlos da. II. Série.</p> <p style="text-align: right;">CDD 628.362</p>
Elaborado por Maurício Amormino Júnior – CRB6/2422	

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

APRESENTAÇÃO

A obra “*Engenharia Ambiental e Sanitária Interfaces do Conhecimento*” aborda uma série de livros de publicação da Atena Editora, em seu I volume, apresenta, em seus 26 capítulos, discussões de diversas abordagens acerca da importância da engenharia ambiental e sanitária, tendo como base suas diversas interfaces do conhecimento.

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

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

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

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

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

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

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

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

Helenton Carlos da Silva

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1	1
A CONSCIENTIZAÇÃO EM EDUCAÇÃO AMBIENTAL, COM OS ATORES ENVOLVIDOS NA INDÚSTRIA DA CONSTRUÇÃO CIVIL	
Luis Fernando Moreira Rudson Adriano Rossato da Luz Eberson Cordeiro de Almeida	
DOI 10.22533/at.ed.9351909101	
CAPÍTULO 2	15
ESCRITÓRIO DE PROJETOS DE INOVAÇÃO	
Silvio Rocha da Silva	
DOI 10.22533/at.ed.9351909102	
CAPÍTULO 3	25
A TRANSFORMAÇÃO DIGITAL NA SABESP	
Diogo Ávila de Castro Wagner Preda de Queiroz Rérison Otoni Araujo José Luis Januário	
DOI 10.22533/at.ed.9351909103	
CAPÍTULO 4	43
XII-015 - APLICAÇÃO DE MÉTODOS ESTATÍSTICOS PARA DETERMINAR CONFIABILIDADE DE REDE DE DISTRIBUIÇÃO DE ELÉTRICA	
Floriano do Ó do Nascimento Júnior	
DOI 10.22533/at.ed.9351909104	
CAPÍTULO 5	51
DESENVOLVIMENTO INDUSTRIAL PARA A RECICLAGEM DE RESÍDUOS SÓLIDOS: ESTRATÉGIAS E INSTRUMENTOS	
Tainá Ângela Vedovello Bimbati Emília Wanda Rutkowski	
DOI 10.22533/at.ed.9351909105	
CAPÍTULO 6	64
DIAGNÓSTICO DE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS DE SAÚDE A PARTIR DE UMA FERRAMENTA DE AUTOANÁLISE	
Luiza Portz Rosí Cristina Espíndola da Silveira Ênio Leandro Machado Lourdes Teresinha Kist	
DOI 10.22533/at.ed.9351909106	

CAPÍTULO 7 75

DIAGNÓSTICO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS EM UM JARDIM BOTÂNICO

Eduardo Antonio Maia Lins
Natália de Cássia Silva Melo
Luiz Oliveira da Costa Filho
Luiz Vital Fernandes Cruz da Cunha
Sérgio Carvalho de Paiva
Fábio José de Araújo Pedrosa
Cecília Maria Mota Silva Lins
Andréa Cristina Baltar Barros
Maria Clara Pestana Calsa
Adriane Mendes Vieira Mota
Roberta Richard Pinto
Daniele de Castro Pessoa de Melo

DOI 10.22533/at.ed.9351909107

CAPÍTULO 8 86

DINÂMICA DO SÓDIO EM ARGISSOLO IRRIGADO COM PERCOLADO DE ATERRO SANITÁRIO E ÁGUA DE ABASTECIMENTO

Daniela da Costa Leite Coelho
Ana Beatriz Alves de Araújo
Rafael Oliveira Batista
Paulo César Moura da Silva
Nildo da Silva Dias
Ketson Bruno da Silva
Fabrícia Gratyelli Bezerra Costa
Francisco de Oliveira Mesquita
Alex Pinheiro Feitosa

DOI 10.22533/at.ed.9351909108

CAPÍTULO 9 97

EVOLUÇÃO DE ADESÃO DA COLETA SELETIVA NOS MUNICÍPIOS DO ESTADO DO PARANÁ DE 2002 A 2017

Leticia Framesche
Thiago Silva Souza
Ivonete de Souza Gabriel
Ana Paula Tanabe
Máriam Trierveiler Pereira

DOI 10.22533/at.ed.9351909109

CAPÍTULO 10 108

EXPOSIÇÃO COMBINADA A MÚLTIPLOS CONTAMINANTES AMBIENTAIS: CONCEITOS E ANÁLISE EXPLORATÓRIA

Ana Lúcia Silva

DOI 10.22533/at.ed.93519091010

CAPÍTULO 11 128

FAXINEIRA DE SOLOS

Luiza Mayumi Hirai

DOI 10.22533/at.ed.93519091011

CAPÍTULO 12	132
GEOPROCESSAMENTO APLICADO NA ANÁLISE DE SUSCETIBILIDADE E VULNERABILIDADE EM BOÇOROCA URBANA-RURAL	
Fabrícia Vieira Paulo Sérgio de Rezende Nascimento	
DOI 10.22533/at.ed.93519091012	
CAPÍTULO 13	143
ESTUDO COMPARATIVO ENTRE AS CONCENTRAÇÕES DE HORMÔNIOS REPORTADOS EM MATRIZES AMBIENTAIS AQUOSAS NO BRASIL E NO EXTERIOR	
Thamara Costa Resende João Monteiro Neto Taiza dos Santos Azevedo Sue Ellen Costa Bottrel Renata de Oliveira Pereira	
DOI 10.22533/at.ed.93519091013	
CAPÍTULO 14	167
IDENTIFICAÇÃO DOS PRINCIPAIS PROBLEMAS REFERENTES AO DESPERDÍCIO DE ÁGUA EM PRÉDIOS PÚBLICOS DO SETOR DE EDUCAÇÃO DA ADMINISTRAÇÃO MUNICIPAL NO VALE DO RIBEIRA - SP	
Luciano Zanella Wolney Castilho Alves	
DOI 10.22533/at.ed.93519091014	
CAPÍTULO 15	180
INOVAÇÃO DE PROCESSO – UM ESTUDO DE CASO SOBRE A EFICIÊNCIA COMERCIAL	
Vanderléia Loff Lavall Cesar Augusto Ramos	
DOI 10.22533/at.ed.93519091015	
CAPÍTULO 16	190
METODOLOGIA PARA IMPLANTAÇÃO DO PLANO DE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS EM INSTITUIÇÕES	
Clauciana Schmidt Bueno de Moraes Larissa Marchetti Dolphine Adriana Yumi Maeda Danielle Mayara Pereira Lobo Bruna Ferrari Felipe Ananda Islas da Silva Stephani Cristine de Souza Lima Willian Leandro Henrique Pinto Flávia Moretto Paccola	
DOI 10.22533/at.ed.93519091016	
CAPÍTULO 17	203
MONTAGEM E MANUTENÇÃO DE TUBULAÇÕES EM PEAD COM GRANDES DIÂMETROS	
Renato Augusto Costa dos Santos José Leandro Alves de Oliveira Felipe Augusto Eiras de Resende	
DOI 10.22533/at.ed.93519091017	

CAPÍTULO 18	216
PROSPECÇÃO TECNOLÓGICA DE PROCESSOS DE BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS PARA A IMPLANTAÇÃO EM MUNICÍPIOS DE PEQUENO A MÉDIO PORTE	
Cláudia Echevengua Teixeira	
Débora do Carmo Linhares	
Patrícia Léo	
Thomaz de Gouveia	
Letícia dos Santos Macedo	
Bruna Patrícia de Oliveira	
Gilberto Martins	
DOI 10.22533/at.ed.93519091018	
CAPÍTULO 19	228
REAPROVEITAMENTO DE RESÍDUOS AGRÍCOLAS E INDUSTRIAIS PARA A PRODUÇÃO DE BIOFERTILIZANTE	
Ivan Cesar Tremarin	
Dionei Minuzzi Dalevati	
Ênio Leandro Machado	
Odorico Konrad	
Camila Hasan	
DOI 10.22533/at.ed.93519091019	
CAPÍTULO 20	241
REMOÇÃO DE AMÔNIA POR ADSORÇÃO COM ARGILA BENTONITA	
Juliana Dotto	
Aline Roberta de Pauli	
Isabella Cristina Dall' Oglio	
Fernando Rodolfo Espinoza-Quiñones	
Helton José Alves	
DOI 10.22533/at.ed.93519091020	
CAPÍTULO 21	251
RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA NO ESTADO DE SÃO PAULO, BRASIL: ORIENTAÇÕES, DIRETRIZES E CRITÉRIOS	
Neyton Hideki Tadeu Araki	
Maria Fernanda Sala Minucci	
DOI 10.22533/at.ed.93519091021	
CAPÍTULO 22	263
A URBANIZAÇÃO E O DESENCADEAMENTO DE PROCESSOS EROSIVOS EM ÁREA DE PRESERVAÇÃO AMBIENTAL NA CIDADE DE MARINGÁ-PR	
Lourival Domingos Zamuner	
Cláudia Telles Benatti	
Bruno Henrique Toná Juliani	
Cristhiane Michiko Passos Okawa	
DOI 10.22533/at.ed.93519091022	

CAPÍTULO 23 272

ANÁLISE DE IMPACTO AMBIENTAL EM UM COMPLEXO EÓLICO

Eduardo Antonio Maia Lins
Maria Juliana Miranda Correia da Cruz
Luiz Oliveira da Costa Filho
Luiz Vital Fernandes Cruz da Cunha
Sérgio de Carvalho Paiva
Fábio José de Araújo Pedrosa
Cecília Maria Mota Silva Lins
Andréa Cristina Baltar Barros
Maria Clara Pestana Calsa
Adriane Mendes Vieira Mota
Roberta Richard Pinto
Daniele de Castro Pessoa de Melo

DOI 10.22533/at.ed.93519091023

CAPÍTULO 24 285

EFEITOS DE DILUIÇÕES DE ÁGUA PRODUZIDA DO PETRÓLEO NO DESENVOLVIMENTO DO GIRASSOL CULTIVADO EM CASA DE VEGETAÇÃO

Audilene Dantas da Silva
Rafael Oliveira Batista
Fabrícia Gratyelli Bezerra Costa Fernandes
Leonardo Cordeiro da Silva
Igor Estevão Sousa Medeiros
Jéssica Sousa Dantas
Juli Emille Pereira de Melo
Emmila Priscila Pinto do Nascimento
Raionara Dantas Fonseca
Antonio Diego da Silva Teixeira
Ana Beatriz Alves de Araújo
Aline Daniele Lucena de Melo Medeiros

DOI 10.22533/at.ed.93519091024

CAPÍTULO 25 297

RESÍDUOS DA CONSTRUÇÃO CIVIL: A DISPOSIÇÃO ILEGAL E SEUS IMPACTOS NA RESILIÊNCIA DA CIDADE DO RIO DE JANEIRO

Kátia Regina Alves Nunes
Cláudio Fernando Mahler
Orlando Sodré Gomes

DOI 10.22533/at.ed.93519091025

CAPÍTULO 26 303

EFEITO DA ADIÇÃO DE ÁGUA AO LODO DE ESGOTO NA BIODIGESTÃO ANAERÓBICA EM BIODIGESTOR

Ariane da Silva Bergossi
Juliana Lobo Paes
Priscilla Tojado dos Santos
Romulo Cardoso Valadão
Maxmillian Alves de Oliveira Merlo
Guilherme Araujo Rocha
João Paulo Barreto Cunha

DOI 10.22533/at.ed.93519091026

SOBRE O ORGANIZADOR.....	315
ÍNDICE REMISSIVO	316

A CONSCIENTIZAÇÃO EM EDUCAÇÃO AMBIENTAL, COM OS ATORES ENVOLVIDOS NA INDÚSTRIA DA CONSTRUÇÃO CIVIL

Luis Fernando Moreira
Rudson Adriano Rossato da Luz
Eberson Cordeiro de Almeida

RESUMO: A educação ambiental (EA) é um instrumento capaz de possibilitar transformações nos diversos segmentos econômicos, dentre eles, a construção civil. O objetivo deste estudo visa promover a conscientização quanto a importância da educação ambiental para os atores envolvidos no contexto das atividades da indústria da construção civil. Para tanto utilizou-se como metodologia qualitativa e exploratória, através da análise da literatura publicada relacionada as temáticas de educação ambiental, impacto ambiental, construção civil e leis sobre meio ambiente. Diante da análise dessa pesquisa foi possível entender que a educação ambiental contribui como instrumento fundamental para com a sensibilização dos indivíduos na transformação de suas práticas no âmbito da indústria da construção civil gerando resultados ambientais, sociais e econômicos.

PALAVRAS-CHAVE: Educação ambiental. Gestão ambiental. Impacto ambiental. Construção civil.

1 | INTRODUÇÃO

Em função do aumento das cidades, a produção de resíduos sólidos acarretou inquietações para o setor da Construção Civil, tendo em vista que, na maior parte dos municípios, volumes expressivos dos resíduos das obras é colocado em bota-foras clandestinos, terrenos, baldios ou às margens de rios e córregos. Este exercício propicia a alastramento de doenças, entupimento de bueiros, obstrução de córregos e rios, contágio de águas superficiais e poluição visual (MENDES et al, 2004).

De acordo com Marques Neto (2005) reafirma que a instalação irregular de RCC em áreas impróprias causa gravíssimos problemas ao meio urbano, como já foi dito, e causa deterioração ambiental desses locais com a propagação de vetores de doenças, sobrecarregando os serviços municipais de limpeza pública, além do que, se colocados sobre a flora, os danos ambientais são fatais, ocasionando a morte do ecossistema.

Partindo do pressuposto de que a exploração dos recursos naturais, a geração de resíduos da construção e demolição (RCC) alcançam índices alarmantes, produto do desperdício nas obras de construções, reformas e demolições. Diante desse cenário

o emprego de ferramentas de educação ambiental, para conscientização dos labutadores da construção civil aliado a instrumentos de gestão ambiental, compõem alicerces básicos para a sustentabilidade da atividade de construção civil. Segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE), os RCC conceberam no ano de 2016, cerca de 57,6% dos resíduos sólidos urbanos coletados no Brasil (ABRELPE, 2015).

Segundo Medina (1999), a construção de relações sociais, econômicas e culturais adequadas de reverenciar e agrupar as diferenças, em relação ao Meio Ambiente e a relação da educação social, continuamente respeitando os limites dos ecossistemas, que são a essência de nossa própria sobrevivência como organismos inseridos em ambiente.

A educação ambiental (EA) é um processo permanente, no qual o indivíduo toma consciência do seu ambiente e adquire conhecimentos, valores, habilidades, experiências e determinação que o torna apto a agir – individual e coletivamente – e resolve problemas ambientais contemporâneos. (KALYANAM; TSAY, 2013).

Segundo a lei de Diretrizes Curriculares Nacionais para a Educação Ambiental, Art. 2º.

“A Educação Ambiental é uma dimensão da educação, é atividade intencional da prática social, que deve imprimir ao desenvolvimento individual um caráter social em sua relação com a natureza e com os outros seres humanos, visando potencializar essa atividade humana com a finalidade de torná-la plena de prática social e de ética ambiental” (BRASIL, 2012).

O presente trabalho distingue o que hoje há uma educação voltada ao meio ambiente, que deriva de um processo que vem ao longo da história e que colocou a sociedade humana em meio a dilemas econômicos, sociais e ambientais de preservação e conservação. O objetivo deste estudo visa promover a conscientização e a relação quanto a importância da educação ambiental para os atores envolvidos no contexto das atividades da indústria da construção civil. Este artigo trata-se de uma pesquisa qualitativa, que através da literatura pesquisada pode-se relacionar os temas abordados. Diante deste contexto, a pergunta de pesquisa é, como a conscientização e os estudos em educação ambiental, pode contribuir para uma gestão ambiental eficaz na indústria da construção civil e quais os principais termos mais citados?

2 | REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Resíduos da construção civil - RCC

A sustentabilidade possui três dimensões: ambiental, social e econômica. Os Resíduos da Construção Civil ecoam ao mesmo tempo nessas três dimensões, tanto pelos impactos ao meio ambiente, quanto por atividade humanas na cadeia da

reciclagem (NAGALI, 2014). Os RCC figuram dentre os que causam maior impacto ambiental e social. Tais impactos são produzidos nas diferentes etapas do processo da construção civil, que envolvem desde a extração e fabricação de matérias primas até as fases de demolição da estrutura, podem ser verificados por meio das repercussões de consumo de recursos naturais, emissões atmosféricas, demanda energética e geração de resíduos sólidos e líquidos (MARQUES NETO, 2009).

A indústria da construção civil consome grandes quantidades de matéria-prima e gera enormes quantidades de resíduos durante a construção e demolição de edifícios, estradas, calçadas e pontes, dentre outros. Os resíduos resultantes consistem principalmente de blocos de concreto, argamassa, tijolos, concreto, concreto armado, concreto asfáltico, bem como cerâmica, gesso e madeira (RISSI, 2017).

Nas considerações de Lacovidou e Purnell (2016), essa indústria consome aproximadamente metade do total dos recursos naturais do planeta, sendo responsável por mais de um terço da utilização global da energia e emissões associadas. Essa grande quantidade de resíduos está diretamente relacionada ao desperdício de materiais, em consequência de múltiplos fatores, tais como o uso de técnicas artesanais empregadas na maioria das obras, a diversidade modular dos materiais que exigem ajustes dimensionais no canteiro e projetos insuficientemente detalhados que exigem graus variados de improvisação no processo construtivo (PINTO e GONZÁLEZ, 2005a).

2.2 Gestão ambiental

A produção excessiva de resíduos é um problema mundial que afeta indistintamente grandes e pequenas cidades. A produção per capita mundial triplicou nos últimos cinquenta anos (ABRELPE, 2015). Para Feldmann (2003) cada vez se expande mais o entendimento sobre a circunstância de risco em que a humanidade se depara, em função das alterações que ela própria tem instigado no planeta. A urgência dos problemas está claramente colocada. Entretanto, nem sucessivamente está claro para cada habitante deste planeta o papel que ele desempenha na sua condição de consumidor. Observe que o cerne da questão é a percepção. A forma como vemos ou deixamos de enxergar o quanto somos protagonistas no processo de degradação, nos torna algozes e vítimas ao mesmo tempo, do nosso destino (SOMMER, 2011).

No Brasil, a construção civil é responsável por um crescente volume de subprodutos denominados entulhos ou Resíduos da Construção Civil (RCC). A gestão dos RCC tem suas diretrizes, critérios e procedimentos principais estabelecidos pela Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 307/2002 (BRASIL, 2002).

A Política Nacional de Resíduos Sólidos - PNRS, traça medidas de redução

da geração de resíduos sólidos, redução do desperdício de materiais, redução da poluição e dos danos ambientais, assim como o estímulo à produção e consumo de produtos provenientes do reaproveitamento e reciclagem (BRASIL, 2010a).

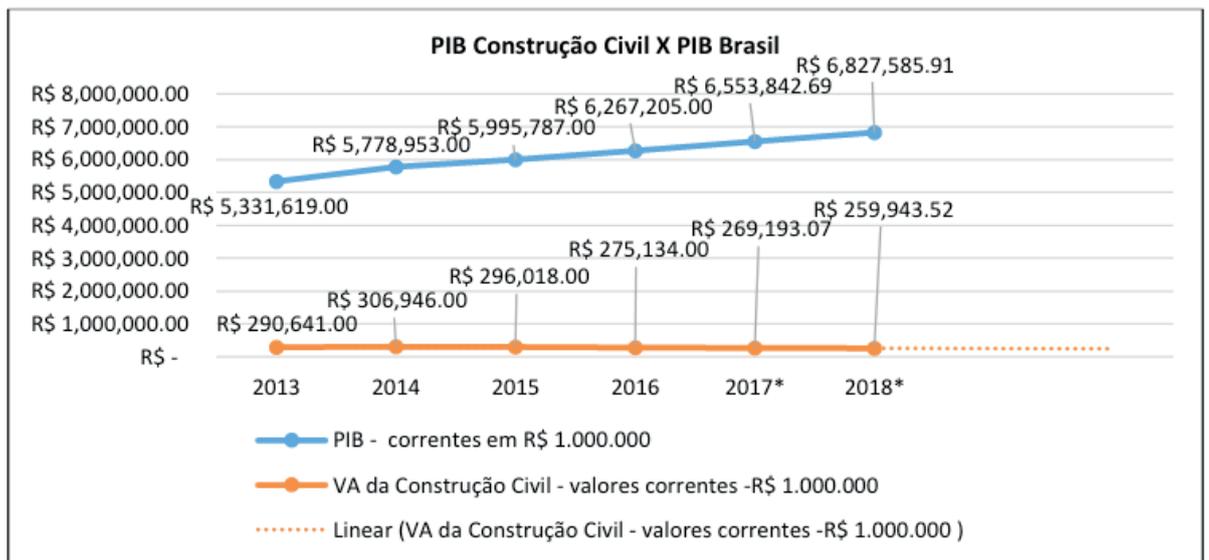
“O Plano de Gerenciamento dos Resíduos da Construção Civil surge como uma proposta para minimizar os problemas relacionados aos resíduos. A Política Nacional dos Resíduos Sólidos ratifica a responsabilidade dos geradores pela busca de soluções de reciclagem dos resíduos gerados pelos seus setores. A Resolução Conama 307/2002 torna obrigatório à elaboração e implantação do PGRCC para os empreendimentos com grande potencial gerador” (BRASIL, 2002).

Portanto, para que o plano de gerenciamento dos resíduos possa cumprir seu papel no processo de gestão ambiental, é preciso que cada agente faça sua parte. Pressupõe-se então, que o desenvolvimento precisa estar baseado em um tripé formado pela eficiência econômica, o equilíbrio ambiental e a equidade social (ELKINGTON, 2012). O Desenvolvimento Sustentável passou a ser o ponto de maior penetração da questão ambiental na Economia (SOMMER, 2011).

2.3 Educação ambiental na indústria da construção civil

A história da construção civil fundamenta-se na perspectiva de várias convergências e modificações para o setor da indústria, porque é uma prioridade na alocação dos recursos insuficientes da economia e fortalecimento do setor social devido a geração de empregos. A Construção Civil é qualificada como atividades produtivas da construção que envolve a instalação, reparação, equipamentos e edificações de acordo com as obras a serem efetivadas (SHERER, 2007).

A construção civil incide em um importante setor industrial; responsável pelo desenvolvimento sócio econômico do país, uma vez que provoca, além de empregos diretos e indiretos, tendo escriturado 7% das ocupações mundiais (MAIA e NETO, 2016). A Figura 1 apresenta um comparativo do PIB nacional com o PIB da construção civil no período compreendido entre os anos de 2013 a 2018 em que o PIB do segmento da construção civil apresentou resultados negativos ao PIB Nacional, na maioria do período pesquisado, mas em já em 2019 a projeção de crescimento de 1,3% pode parecer tímida, mas já significa uma mudança de direção. (IBGE, 2019).



Fonte: Elaborado pelos autores (2019).

Durante a ECO-92 e a acepção da Agenda 21, houve destaque a obrigação urgente de se implementar um apropriado sistema de gestão e educação ambiental para os resíduos sólidos também derivados da construção civil (GÜNTHER, 2000; Brasil, 2015). Educação ambiental (EA) é todo o processo empregado para preservar o patrimônio ambiental e elaborar estudos de desenvolvimento, com soluções limpas e sustentáveis. Portanto, Lívia et. al (2015) relatam que educação ambiental é um processo que vem entrelaçando as linhas da sociedade verso meio ambiente. Buscando melhorias na preservação ambiental para um convívio socioambiental.

A Lei Federal nº 9.795 de 27 de abril de 1999 dispõe sobre:

Artigo 3º: Da Educação Ambiental

“Como parte do processo educativo mais amplo, todos têm direito à educação ambiental, incumbindo: (inciso V) ... às empresas, entidades de classe, instituições públicas e privadas, promover programas destinados à capacitação dos trabalhadores, visando à melhoria e ao controle efetivo sobre o ambiente de trabalho, bem como sobre as repercussões do processo produtivo no meio ambiente” (BRASIL, 2015).

Art. 13º: Da Educação Ambiental Não-Formal

“Entendem-se por educação ambiental não-formal as ações e práticas educativas voltadas à sensibilização da coletividade sobre as questões ambientais e à sua organização e participação na defesa da qualidade do meio ambiente” (BRASIL, 2015).

O ideal da Educação Ambiental (EA) tem sido direcionado para um processo de reflexão e tomada de consciência da situação ambiental atual, que levam à participação e ao resgate da cidadania nas tomadas de decisões (LEFF, 1994). Para Tomazzelo & Ferreira (2001), educação ambiental é um processo de paciência e esperança. Os resultados em Educação Ambiental não são consequência de uma só atividade, mas de ações prolongadas (RISSI, 2017). Na construção civil a educação ambiental (EA) deve ser constituída de um projeto constante de conscientização

para todos os atores envolvidos no processo produtivo.

O aprendizado individual e coletivo nos leva a outras formas de manifestação palpável da nossa natureza e que autorize uma expectativa de mudança em nosso modo de viver (GONÇALVES, 2005), a prática de programas de treinamento é uma forma de aprendizado para os colaboradores, aborda a forma correta de manejo dos resíduos sólidos em uma obra (RISSI, 2017).

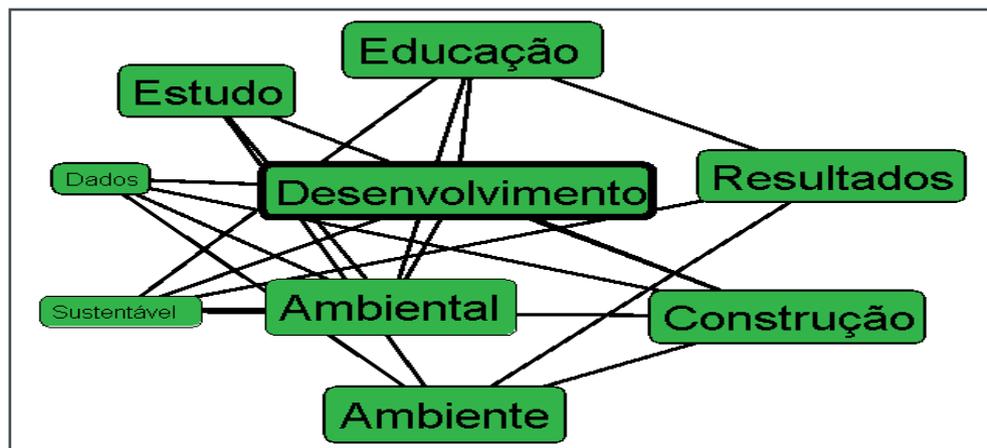
3 | METODOLOGIA

De acordo com Diehl e Tatin (2012) “a metodologia pode ser definida como o estudo e a avaliação dos múltiplos procedimentos com o propósito de identificar probabilidades e entraves no âmbito de sua aplicação no artifício de pesquisa científica”. No presente trabalho, optou-se pela realização de uma pesquisa qualitativa de caráter exploratório, Creswell (2014) salienta que a pesquisa qualitativa principia com conjecturas e o uso de composições interpretativas/teóricas que abonam a configuração ao estudo do problema da pesquisa.

As pesquisas de cunho exploratório comportam escavar o conhecimento sobre apurado tema, por meio de procedimentos como as revisões de literatura de conhecimentos já disponíveis ou por intercessão de abordagens qualitativas e quantitativas (HAIR JUNIOR et al., 2014). Para a apresentação, análise e tratamento dos dados, foi sobreposta a técnica de análise de conteúdo. Conforme apresentado por GIL (2017), a análise de conteúdo pode ser definida como um grupo de técnicas de análises da escrita de documentos de pesquisa, que utiliza métodos ordenados para descrição do conteúdo dos textos.

Na primeira etapa utilizou-se de uma revisão de literatura onde primeiramente foi feita uma busca com os termo “*Environmental education*” and “*Construction*” na base de dados *Web of Science* buscando por pesquisar os títulos, resumos, as palavras-chave dos autores dos anos de 2013 a 2019, onde foi encontrado 469 artigos em todas as áreas do conhecimento, foi feito um segundo filtro para ciências ambientais onde identificou-se 55 artigos, em terceiro foi feito a filtragem para artigos de acesso aberto onde foram apresentados 24 artigos mais citados sobre o tema da pesquisa.

A segunda etapa foi feita a leitura dos resumos dos 24 artigos e feita uma mineração dos principais termos estudados destes artigos usando o *software SOBEK* onde apresentou-se nove termos. Segundo Schenker (2003) o *software SOBEK Mining* tem como função principal construir uma rede de conceitos a partir de um texto gramatical. A ferramenta emprega um algoritmo que consegue um diagnóstico estatístico das terminações presentes no texto e os nomeia a partir do valor integral de sua ocorrências. A figura 2 apresenta o grafo dos principais termos da mineração dos dados apresentado nos resumos dos 24 artigos :



Fonte: Software SOBEK Mining (2019).

Em um segundo momento foi feita a categorização *a posteriori*, destes estudos e cruzado com o referencial teórico também será feita uma análise de cluster de palavras em formato de nuvem com o auxílio do software *Wordcloud* para apresentar as ocorrências dos estudos analisados com cada categoria.

4 | RESULTADOS

Os resumos dos 24 artigos foram analisados e, após, foi realizada a análise de conteúdo de cada artigo, no intuito de encontrar as categorias de análise para alcançar o objetivo do estudo. Este estudo enquadra-se no nível exploratório, assim foi trabalhado somente com as categorias *a posteriori*. Dessa forma, por meio da análise de cada resumo, surgiram as categorias *a posteriori* derivada das leituras e da mineração dos dados com software *SOBEK Mining*, conforme figura 3.

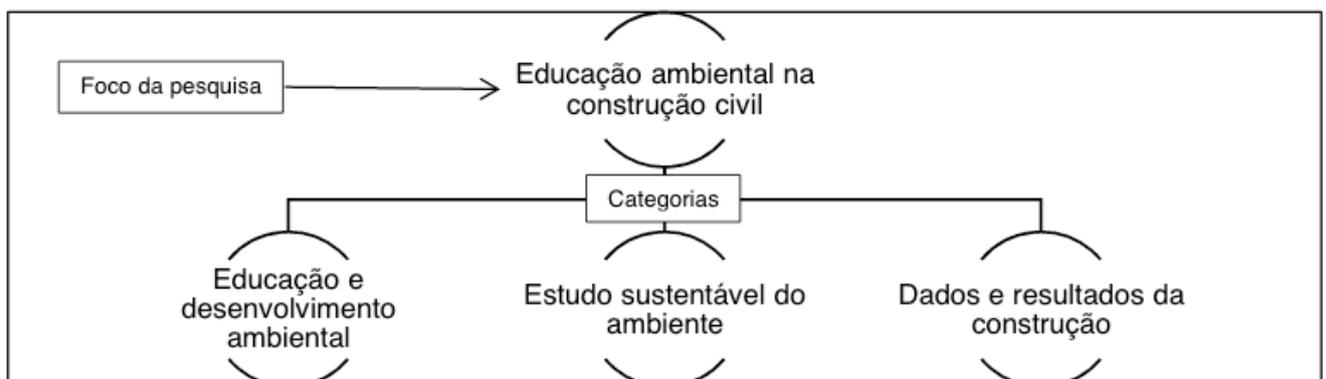


Figura 3: Organograma de categorização *a posteriori*

Fonte: Desenvolvida pelos autores (2019).

De acordo com a codificação e interpretação ficou evidenciado três categorias, sendo elas: 1º educação e desenvolvimento ambiental; 2º estudo sustentável do

atores realizam trabalhos sob o controle da organização estejam conscientes:

- a) da política ambiental;
- b) dos aspectos ambientais significativos e dos impactos ambientais reais ou potenciais associados com seu trabalho;
- c) da sua contribuição para a eficácia do sistema de gestão ambiental, incluindo os benefícios de desempenho ambiental melhorado;
- d) das implicações de não estar conforme com os requisitos do sistema de gestão ambiental, incluindo o não atendimento aos requisitos legais e outros requisitos da organização (GÜNTHER, 2000; ELKINGTON, 2012; RISSI, 2017).

A sustentabilidade do negócio compreende efetivamente, da construção de um novo paradigma que seja: (1) ambientalmente sustentável na conservação dos recursos naturais, da biodiversidade e do espaço; (2) socialmente sustentável ao promover a justiça e a equidade social; (3) culturalmente sustentável na manutenção e respeito aos sistemas de valores, práticas e símbolos das diferentes identidades culturais; (4) economicamente sustentável na medida em que provêm as necessidades materiais de determinada sociedade e (5) politicamente sustentável ao aprofundar a democracia e garantir o acesso e a participação de todos nas tomadas de decisão.

4.3 Dados e resultados da construção

Dados e resultados da construção são fundamentais para o controle das obras com os custos de não qualidade dos materiais empregados na construção civil a reutilização e o descarte a Política Nacional de Resíduos Sólidos - PNRS, já traça medidas de diminuição da geração de resíduos sólidos, diminuição do desperdício de materiais, diminuição da poluente e dos estragos ambientais (BRASIL, 2010b; RISSI, 2017).

Em um dos artigos as habilidades globais são identificadas como: Avaliação Sustentável, Certificação de Construção Sustentável e Gestão de Instalações Sustentáveis. Além disso, o grau de importância das habilidades associadas a essas habilidades globais foi identificado e avaliado. Uma das provocações é justamente criar e selecionar indicadores para a construção civil. Antes de definir quais deles farão parte da rotina de trabalho, é preciso selecionar os que verdadeiramente são importantes e que podem derivar em alguma ação ou melhoria (ABRELPE, 2015).



Figura 5 – Nuvem de palavras derivada da categoria dados e resultados da construção.

Fonte: Desenvolvida pelos autores (2019).

Nesta categoria foi aplicado método de nuvem de palavras, que agrupa as palavras e as arruma graficamente em função da sua frequência, a palavra estatística a que teve maior frequência no corpus textual dos artigos analisados e aparece 17 vezes.

Um indicador pode ser percebido como a representação de um conjunto de dados, informações e conhecimentos acerca de apurado acontecimento capaz de apregoar e informar, de jeito simples e prático, as atributos essenciais (como ocorrência, magnitude e evolução, entre outros aspectos) e o significado (como os efeitos e a importância socioambiental) desse fenômeno aos tomadores de decisão e na indústria de construção civil (IBGE, 2019). Sua adoção envolve a perspectiva de ser utilizado no acompanhamento de cada fenômeno ambiental ao longo do tempo, no sentido de avaliar a melhoria ou retrocesso em relação ao quer ser avaliado.

5 | CONCLUSÃO

A humanidade sempre teve e terá uma enorme dependência dos chamados recursos naturais. As questões ambientais e sociais presentes na sociedade contemporânea fazem do desenvolvimento sustentável um conceito fundamental para se pensar formas de atender as necessidades da humanidade no presente, sem comprometer as possibilidades de as gerações futuras terem suas necessidades de sobrevivência também satisfeitas.

Sabemos que a construção civil é responsável por danos irreversíveis a natureza, e o legado verde no século XXI é muito preocupante. A sociedade luta pela causa da sustentabilidade ambiental, e se a mesma não for propagada pela

educação ambiental, a concretização da sustentabilidade fica longe dos sonhos modernos da sociedade.

Vários órgãos sem fins lucrativos lutam para que todos os meios de transformação e social sejam incubados de agregar em suas rotinas a preocupação de um meio saudável. A educação ambiental vem para alinhar todas as lacunas que desconhecemos perante nosso meio, não diferente na construção civil, na qual se trabalha massivamente com o meio ambiente. Impactos ambientais podem diminuir de uma forma considerável se todos trabalharem de forma adequada como se manda as propostas da educação ambiental.

Os modelos propostos pela política da empresa da construção civil alinham com os resultados e indicadores de vários debates realizados em conferências ambientais, agregando valores e adequando a cada alicerce do canteiro de obra. É vital para todo canteiro de obra um estudo do meio ambiente, desenvolvimento de projetos ambientais, palestras e disseminação do conhecimento do meio ambiente no qual vai se modelar. Não deixando de visar que tudo que é alterado sofreu agressão, o meio ambiente pode ser dizimado em pouco tempo sem o conhecimento adequado de estudo do meio ambiente. Desta forma devemos sempre alinhar os conceitos da educação ambiental em todas as fases da construção civil.

Em assim sendo, a educação ambiental é caso primordial para uma sustentabilidade dentro de todos os meios, agregando valores para o conhecimento da conservação ambiental e de toda sociedade. Sobretudo com um compromisso de assegurar que os meios agressores no caso a construção civil alinhe-se com a cultura ambiental buscando ideias de defesa, práticas educativas e preventivas para toda sociedade e meio ambiente envolvidos em seus canteiros de obra.

O objetivo deste artigo foi traçado e atingido sem maior dificuldade, visto que houve uma análise de literatura do assunto proposto. Em resposta à pergunta de pesquisa - Como a conscientização e os estudos em educação ambiental, pode contribuir para uma gestão ambiental eficaz na indústria da construção civil e quais os principais termos mais citados? Pôde-se constatar que a literatura sobre o tema ainda é pouco explorada. Sugere-se para estudos futuros a realização de uma pesquisa bibliométrica entre os anos de 1999 a 2019, para que possam ser verificadas novas formas de abordagem sobre a educação ambiental na indústria da construção civil para se averiguar os principais autores, artigos mais citados, países que mais publicam, qual os tipos de métodos de pesquisa e por fim sugerimos comparações entre a educação ambiental na construção civil dos países emergentes como Brasil confrontando com países desenvolvidos com Estados Unidos e Canada.

REFERÊNCIAS

ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2015**. Disponível em:<<http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2015.pdf>>. Acesso em 14, fev, 2019.

BRASIL. Ministério da Educação. Conselho Nacional de Educação. Parecer CNE/CEB nº 8, de 6 de março de 2012. Dispõe sobre Diretrizes Nacionais para a Educação em Direitos Humanos. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 30 maio 2012a.

BRASIL, Constituição (2002). **Resolução nº 307**, de 5 de janeiro de 2002. Estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão dos resíduos da construção civil. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA, 2002.

_____, Educação ambiental. Brasília: Senado Federal, Coordenação de Edições Técnicas, 2015.

BRASILEIRO, L. L.; MATOS, J. M. E. Revisão bibliográfica: reutilização de resíduos da construção e demolição na indústria da construção civil. **Cerâmica**, São Paulo , v. 61, n. 358, p. 178-189, jun. 2015 .

BRAGA, B. et al. **Introdução à engenharia ambiental**. 2. ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005. 318 p.

CRESWELL, J. **Investigação qualitativa e projeto de pesquisa - escolhendo entre cinco abordagens**. 3. ed. Penso, Porto Alegre, 2014

DIEHL, A. A; TATIM, Denise Carvalho. **Pesquisa em ciências sociais aplicadas: métodos e técnicas**. São Paulo: Pearson, 2012.

ELKINGTON, J. (2012). **Sustentabilidade - Canibais com Garfo e Faca**. São Paulo: M.Books do Brasil Editora Ltda.

GIL, A. C. **Como elaborar projetos de pesquisa**. 6 ed. São Paulo: Atlas, 2017.

GONÇALVES, D. B. Desenvolvimento sustentável: o desafio da presente geração. **Revista espaço acadêmico**, n. 51, 2005.

GUNTHER, W.M.R. Minimização de resíduos e educação ambiental. In: SEMINÁRIO NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS E LIMPEZA PÚBLICA, 7. Curitiba, 2000. **Anais**. Curitiba, 2000.

HAIR JUNIOR, JOSEPH. F. *et al.* **Fundamentos de pesquisa de marketing**. 6. ed. Porto Alegre: AMGH, 2014

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2019 - Séries Históricas e Estatísticas. Disponível em:<serieestatisticas.ibge.gov.br>. Acesso em 18, fé, 2019.

LEFF, E. 1994. Ecología y Capital. Racionalidad ambiental, democracia participativa y desarrollo sustentable. **Siglo XXI-UNAM**. México D.F

LIVIA, Maria Carvalho Leal. **Educação ambiental na construção civil: construir sem destruir**. 2015

MAIA, A. T., & NETO, A. I. Quais as principais características organizacionais das empresas dos diferentes segmentos da construção civil? **Ambiente Construído**, v. 16, n. 3, p.197 – 215, 2016.

MARQUES NETO, J. C. M. **Gestão de resíduos de construção e demolição no Brasil**. São Carlos: RiMa, 2005.

_____. **Estudo da gestão municipal dos resíduos de construção e demolição na bacia hidrográfica do Turvo Grande**, - São Carlos, 2009.

MENDES, T. A., et al. Parâmetros de uma Pista Experimental Executada com Entulho Reciclado. **Anais da 35ª Reunião Anual de Pavimentação**, 19 a 21/10/2004, Rio de Janeiro – RJ, Brasil, 2004. 11 p

MEDINA, N. M. Formação de Multiplicadores para Educação Ambiental. In **Revista Eletrônica do Mestrado em Educação Ambiental** - FURG. v. 1, p.16, 1999.

NAGALLI, ANDRÉ. **Gerenciamento de Resíduos sólidos na construção civil**. André Nagalli, - São Paulo: Oficina de textos, 2014.

PINTO, T. P; GONZÁLES, J. L. R. (Coord.). **Manejo e gestão de resíduos da construção civil. Manejo de resíduos: Como implantar um sistema de manejo e gestão dos resíduos da construção civil nos municípios**. Brasília: Caixa, 2005. cap. 1, 212 p.

RISSI, N. S. **Análise do gerenciamento de resíduos da construção civil oriundos da arquitetura de interiores na ótica dos profissionais Arquitetos em Caxias do Sul** / Nadime Saraiva Rissi - 2017.

SCHERER, F. L. **A consolidação de empresas brasileira de construção pesada em mercados externos**. Belo Horizonte: UFMG, 2007.

SOMMER, J. C. **Gestão ambiental**. Indaial: UNIASSELVI, 2011. 103 p. il.

TAKAHASHI, M.A. et al. Precarização do trabalho e risco de acidentes na construção civil: um estudo com base na Análise Coletiva do Trabalho (ACT). **Saúde soc.**,v.21,n.4,p.976-988,2012.

ESCRITÓRIO DE PROJETOS DE INOVAÇÃO

Silvio Rocha da Silva

Instituto de Pesquisas Tecnológicas – IPT
São Paulo - SP

RESUMO: A inovação tem atraído o interesse de toda a comunidade incluindo população, pesquisadores e empresários. Na última década, passou a ser reconhecida como um fator essencial para a competitividade e foi incluída nas agendas estratégicas. Estudos mostram uma forte correlação entre a inovação, capacidade empreendedora e o desenvolvimento econômico, produtividade e desempenho organizacional. Assim, torna-se imperativo que todos estejam preparadas para renovar seus produtos, serviços e processos de forma inovadora, a fim de garantir sua sobrevivência no mercado. Apesar de a inovação indicar um caminho seguro para obter vantagem competitiva sustentável e defender posições estratégicas no mercado, o seu sucesso não é garantido, é necessário conhecer e compreender a dinâmica da gestão da inovação e dos projetos. Sabendo disso, a Organização Candidata (OC) implantou o Modelo de Gestão da Inovação - MGI, onde promove a captação e o compartilhamento de ideias e práticas, que são priorizadas e direcionadas para serem concretizadas por meio de projetos. Os projetos para serem

implementados com sucesso necessitam da aplicação de conhecimentos, habilidades, ferramentas e técnicas de gerenciamento de projetos, sendo o Escritório de Projetos, da expressão inglesa “*Project Management Office*”, abreviado como PMO, uma unidade de gestão responsável por definir e manter os padrões de gerenciamento de projetos na organização. Nesta proposta identificou a necessidade de instituir o Escritório de Projetos com foco para a inovação, pois a implantação de projetos de inovação, além de alavancar os resultados, torna-se fonte de novas ideias e práticas, tornando este processo cíclico e renovável.

PALAVRAS-CHAVE: Escritório de Projetos, Inovação, Gerenciamento de Projetos, Funil de Inovação, Cultura da Inovação.

INNOVATION PROJECT OFFICE

ABSTRACT: Innovation has attracted the interest of the entire community including population, researchers and entrepreneurs. In the last decade, it has been recognized as an essential factor for competitiveness and has been included in strategic agendas. Studies show a strong correlation between innovation, entrepreneurial ability and economic development, productivity and organizational performance. Thus, it is imperative that everyone be prepared to innovate their products, services

and processes in an innovative way to ensure their survival in the market. Although innovation indicates a safe way to gain sustainable competitive advantage and defend strategic positions in the market, its success is not guaranteed, it is necessary to know and understand the dynamics of innovation and project management. Knowing this, the Candidate Organization (OC) implemented the Innovation Management Model - IMM, where it promotes the capture and sharing of ideas and practices, which are prioritized and directed to be implemented through projects. Projects to be successfully implemented require the application of project management knowledge, skills, tools and techniques. The Project Management Office, abbreviated as PMO, is a management unit responsible for defining and maintain project management standards in the organization. In this proposal identified the need to establish the Project Office focusing on innovation, because the implementation of innovation projects, in addition to leveraging the results, becomes a source of new ideas and practices, making this process cyclical and renewable.

KEYWORDS: Project Office, Innovation, Project Management, Innovation Funnel, Innovation Culture.

1 | INTRODUÇÃO

A organização candidata (OC) promoveu o lançamento em 15/10/2014 do “Modelo de Gestão da Inovação – MGI”, conforme figura 1 parte do registro gráfico. O modelo tem como objetivo fomentar a cultura da inovação como elemento estratégico para o aumento da eficiência, da qualidade, do envolvimento e da atuação de todas as lideranças e empregados, perfeitamente concatenados no propósito de estarem abertos e atentos para a OPORTUNIDADE DE INOVAR. O MGI encontra-se no segundo ciclo de aprendizado, tornando-se um modelo organizacional consolidado e que tem alavancado melhores RESULTADOS para a unidade de negócio.

O MGI foi desenvolvido para fomentar a cultura da inovação na OC, atuando em três pilares específicos:

a) Fomento do ambiente inovador, com a participação ativa da liderança como agentes estimuladores e facilitadores do processo de criação e inovação, ampliando os canais de entrada da inovação, o compartilhamento das ideias ou práticas de inovação através de eventos específicos, para refinamentos e ampliação da visão sistêmica de toda a força de trabalho e o reconhecimento aos empregados participantes do processo de inovação;

b) Mecanismo estruturado de sustentação do Modelo, calcado no programa de capacitação em ferramentas de inovação para líderes, novos líderes e facilitadores, a utilização da estrutura de redes internas (não hierarquizadas) para avaliação das ideias e práticas apresentadas pelos empregados, com o objetivo de identificar aquelas com potencial expandido de resultados;

c) Gestão do Modelo de Inovação, que consiste na atividade sistematizada e organizada de planejamento e avaliação da evolução da criatividade dos empregados, tendentes a elevar o índice de implantação de soluções inovadoras

apresentadas, com confirmação dos resultados almejados, gerando a retenção e o compartilhamento do conhecimento por meio do escritório de projetos de inovação.

Um modelo colaborativo e construtivo de alternativas e soluções inovadoras, envolvendo e engajando várias estruturas não hierarquizadas da organização, por meio de aprendizado ágil, informal e colaborativo, com foco na consolidação da cultura da inovação como um indutor de grandes resultados, evolução do aprendizado do MEG (Modelo de Excelência na Gestão da Fundação Nacional da Qualidade), através da implantação de inovações com avaliação de eficiência e eficácia de suas aplicações.

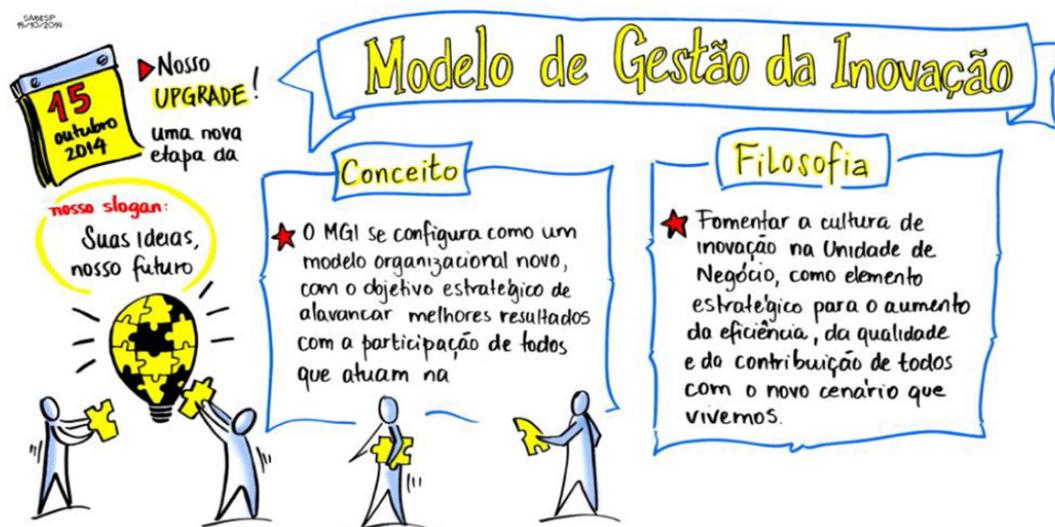


Figura 1: Exemplo de registro gráfico realizado no dia do evento de lançamento do MGI

No MGI está definida a prática de gestão de projetos de inovação como “processo de planejamento, alocação, organização e coordenação de fatores essenciais para que se alcance resultados inovadores e sustentáveis” com a implantação de projetos nos processos de água, esgoto, clientes, apoio, entre outros. No primeiro ciclo do MGI, período de 2016 a gestão dos projetos de inovação foi realizada por meio de controles manuais e sem uma metodologia estruturada que demandou grande esforço operacional de acompanhamento, monitoração e controle da execução do portfólio de projetos selecionados e aprovados para implantação, conforme tabela 1.

PROJETOS	PROCESSO
Arquivo Digital – GED (Gestão Eletrônica de Documentos)	Apoio
Desobstrução de Rede através de Produto Biológico	Esgoto
Hidrômetro Espião	Água
Inteligência de Mercado em Tempos de Crise: Operação Caça Receita	Clientes
Momento de Segurança com Qualidade	Apoio
Sistema de Informações Geográficas (SIGs)	Clientes
Capa Protetora no Carretel da Mangueira	Esgoto
Controle de Trocas de Ramais Preventivas	Água
Dispositivo para Eliminação da Falsa Pressão por Ar na Rede	Água

De Gota em Gota	Água
Acompanhamento da Carteira de Serviços	Apoio
Novos Serviços de Água e Esgoto	Água e Esgoto
Controle de Consumo por Condomínios	Água
Eliminação de Exame Predial	Fiscalização
Supressão de Esgoto	Esgoto
TOTAL DE 15 PROJETOS DE INOVAÇÃO	

Tabela 1: Relação dos Projetos de Inovação Implantados – Ciclo 2016

No decorrer do ciclo de 2016 baseados nas análises críticas (PDCL e lições aprendidas) envolvendo todos os líderes de projetos, coordenadores de fóruns de processos e gerências, identificou-se que para alcançar os resultados desejados e aumentar o nível de sucesso em projetos de inovação, é necessária a instituição do Escritório de Projetos com foco em Inovação que defina metodologias e desenvolva os empregados nos conceitos de gerenciamento de projetos e estratégias de inovação e criatividade.

2 | OBJETIVO

Implementar o Escritório de Projetos de Inovação, como uma unidade organizacional que têm como objetivo dar orientação e suporte que permita à organização identificar, selecionar, priorizar, executar e acompanhar suas ideias/ programas/projetos da forma mais eficiente e eficaz possível, ou seja:

- Melhorar e ordenar a captação de ideias inovadoras;
- Melhorar continuamente os processos de gestão relacionados a projetos de inovação;
- Melhorar continuamente o desempenho das equipes de projetos e de inovação;
- Criar, manter e divulgar a base de dados dos projetos (desempenho, qualidade, produtividade);
- Os principais clientes do escritório de projetos são a alta direção, os gerentes de projetos, facilitadores de inovação, os membros de equipes de projetos, os gerentes funcionais e partes interessadas (*stakeholders*) como recebedores dos produtos e serviços do projeto.

Apresentar um conjunto de definições, processos, ferramentas e artefatos de gerenciamento de projetos adotados pelo Escritório de Projetos com o objetivo de estabelecer a Estrutura de Gestão de Projetos de Inovação, partindo da ideia, gerenciamento do projeto até o registro das lições aprendidas.

3 | METODOLOGIA UTILIZADA

A metodologia “*PMO Value Ring*”, disseminada por Américo Pinto - © 2015 - 2016 *All Rights Reserved PMO TOOLS*, é apresentada neste documento para servir

e dar suporte ao Escritório de Projetos de Inovação da Unidade de Negócio.

O “*PMO VALUE RING*” é uma metodologia para criar ou reestruturar Escritório de Projetos. Ela foi criada em conjunto com profissionais em PMO, a partir de um projeto de pesquisa que durou cinco anos, e possui uma base de dados de *benchmarking*, reunindo a experiência de profissionais em PMO de alto nível em diversos países.

Principais características

A metodologia “*PMO VALUE RING*” propõe que o Escritório de Projetos seja visto como um “prestador de serviços”, e como tal possui “clientes”, seus *stakeholders*, cada qual com necessidades e expectativas específicas. Atender as expectativas dos *stakeholders* é a melhor forma de gerar valor percebido. O Escritório de Projetos cumprirá esse objetivo provendo “serviços” (funções), que atendam da melhor forma possível estas expectativas.

A metodologia “*PMO VALUE RING*” diferencia-se das demais se baseando:

- No resultado da experiência de uma grande comunidade de profissionais em PMO, e não na experiência de um único especialista;
- Não segue nem propõe padrões ou tipos pré-estabelecidos para PMO, oferecendo total flexibilidade e adaptação a diferentes necessidades;
- Tem foco na geração de valor percebido, o que é indispensável para fazer com que o PMO seja reconhecido pelo nível executivo e demais *stakeholders*;
- Aborda a contribuição do PMO sob um ponto de vista estratégico, gerando valor efetivo para a organização;
- Permite que o desempenho do PMO seja monitorado ao longo do tempo, demonstrando claramente o valor gerado para a organização.

A metodologia é formada por oito passos, estruturados de forma lógica e em sequência recomendada, conforme demonstrado na figura 2.

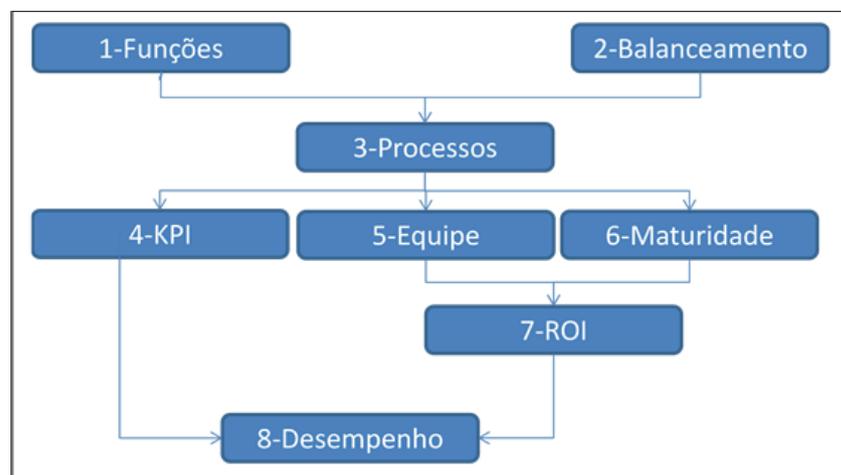


Figura 2: Etapas da construção da metodologia *PMO VALUE RING*

A metodologia PMBOK (Guia de Gerenciamento de Projetos), do *Project Management Institute* – PMI será a base para as definições dos processos de gestão de projetos de inovação, conforme figura 3, porém, em razão da maturidade e da cultura da unidade de negócio, serão adaptadas de maneira a contemplar as necessidades atuais. Desta forma, reduzindo e simplificando o que está descrito no guia PMBOK.

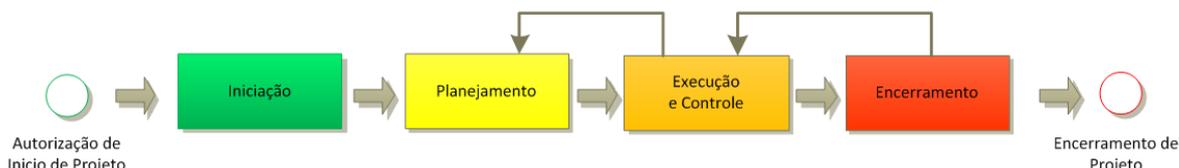


Figura 3: Grupo de processos da gestão de projetos

Um aspecto crítico no modelo de gestão da inovação são as atividades de avaliação e seleção das ideias em busca de soluções de maior resultado para a organização. Essas atividades fazem parte do escopo do Escritório de Projetos e terá apoio da ferramenta “Funil de Inovação” com adaptações para agilizar o processo de escolha. Na figura 4, estão exemplificadas as atividades envolvidas no funil de inovação, tendo em cada atividade indicadores (*Key Performance Indicator* - KPI) para definição das escolhas.



Figura 4: Modelo Adptado do Funil de Inovação

4 | RESULTADOS ESPERADOS

O sucesso de um Escritório de Projetos de Inovação requer o apoio da alta direção, a adoção de um modelo de governança, a escolha de profissionais com perfil adequado, a escolha de uma metodologia de projetos e um plano robusto de implantação e comunicação.

Com base na metodologia “*PMO Value Ring*” foram selecionadas as funções que integram o catálogo de serviços do Escritório de Projetos da OC, como por exemplo:

- Gerenciar as interfaces com os clientes dos projetos;
- Apoiar o planejamento de projetos;
- Prover ferramentas e sistemas de informação para gerenciamento de projetos;
- Prover metodologia de gerenciamento de projetos;
- Prover treinamentos e desenvolvimento de projetos;
- Gerenciar o banco de dados de lições aprendidas;
- Monitorar o desempenho do portfólio;
- Prover quadro estratégico de projetos;
- Apoiar na definição do portfólio e projetos.

De maneira geral, os principais benefícios e resultados com a execução do catálogo de serviços são:

- Alinhamento dos projetos com as metas e objetivos organizacionais;
- Redução dos custos dos projetos pela diminuição do retrabalho;
- Melhora na qualidade dos produtos e dos serviços gerados pelos projetos;
- Cumprimento dos prazos, custos e requisitos de negócio;
- Aumento do nível de sucesso da implantação dos projetos;
- Aumento de produtividade e da satisfação dos clientes;
- Maior agilidade na tomada de decisão;
- Melhor definição de prioridades;
- Transferência efetiva do conhecimento.

5 | ANÁLISE E DISCUSÃO DOS RESULTADOS

Esse documento trata-se de uma proposta de implantação para 2017, porém a experiência do gerenciamento de projetos no ciclo de 2016 sem uma estrutura e método definido reforçou a necessidade da instituição do Escritório de Projetos de Inovação. Essa justificativa é observada no resultado do nível de sucesso de implantação dos projetos de 2016 (indicador de esforço) que dentre os 15 projetos priorizados, serão concluídos 10 projetos, tendo como índice de implantação de 66,67%, conforme demonstrado na figura 5.

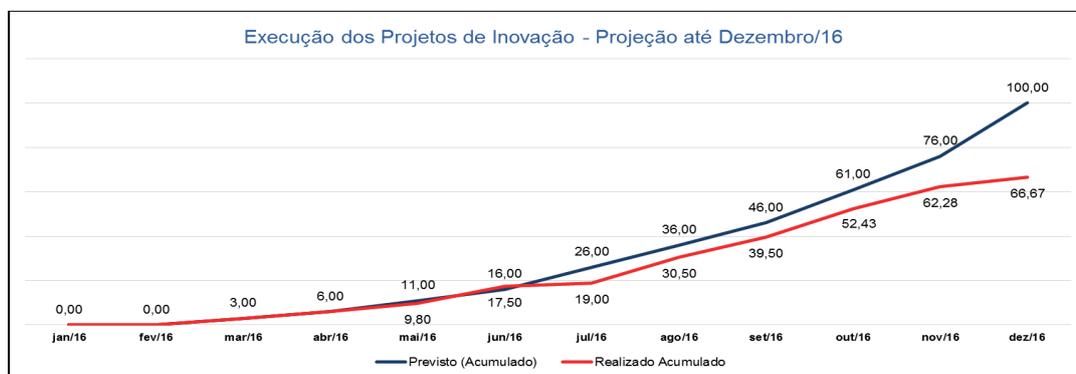
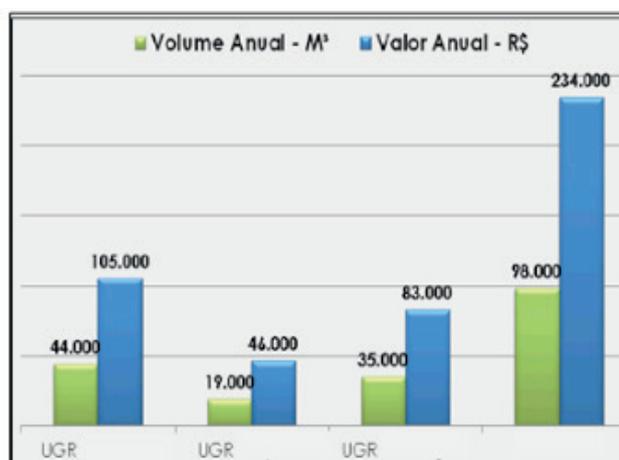


Figura 5: Resultado da Implantação dos Projetos de Inovação

Entretanto, mesmo com um resultado de esforço de execução abaixo da meta, a atuação com foco no gerenciamento dos projetos de inovação, demonstrou resultados (Indicador de Resultado) para o negócio e que podem ser observados em dois casos que teve todo o ciclo de gerenciamento do projeto completo.

Inteligência de Mercado em Tempos de Crise: Operação Caça Receita: A ação tem o objetivo de alavancar a receita da OC com base na metodologia de Inteligência de Mercado, que é o resultado de análise de informação para gerar conhecimento sobre a lógica do mercado e direcionar as ações estratégicas com foco na otimização de recursos. Tendo em vista o atual cenário de crise e com a diretriz de otimizar recursos, a metodologia do trabalho foi denominada como atuação 3Fs: Fraude, Fonte Alternativa e Fator K, que tem como estratégia realizar as três atividades em uma única vistoria, evitando retrabalhos, otimizando recursos e, principalmente, promovendo uma rápida recuperação de receita para a OC.



Sistema de Informações Geográficas (SIGs): A proposta do SIGs é levantar o faturamento, atuando junto a 60 clientes devidamente identificados em TL0. A metodologia a ser aplicada é a mesma utilizada pela Divisão de Grandes Consumidores, onde o técnico fará a vistoria no imóvel e orientará o cliente quanto à importância e benefícios de ter sua ligação de esgoto conectada ao sistema de esgotamento sanitário. Para tal, esse técnico receberá as devidas orientações

técnicas para a atuação em vendas de ligações. A seleção desses 60 clientes ocorreu por bacia de esgotamento sanitário, as conexões de redes coletoras e coletores tronco, informações comerciais e o histórico da região. A projeção é realizar 20 visitas por UGRs, com estimativa de pelo menos 50% de assertividade. Isso deu um incremento anual no faturamento da OC de R\$ 234 mil.



Outra análise importante e relevante para a OC está baseada em uma pesquisa orientada pela metodologia “*PMO Value Ring*” e realizada com 40 empregados de perfil de liderança da unidade de negócio. Observa-se no resultado da pesquisa uma constante percepção de valor do Escritório de Projetos no tempo. A percepção de valor está distribuída no curto, médio e longo prazo conforme demonstrado na figura 6, ou seja, a partir do momento que o Escritório de Projetos de Inovação inicia a execução de suas funções e serviços os resultados são percebidos nos primeiros 12 meses (curto prazo) 40, 22%, entre 24 a 36 meses (médio prazo) 25,55% e ao completar os 48 meses (longo prazo) 32,23%.

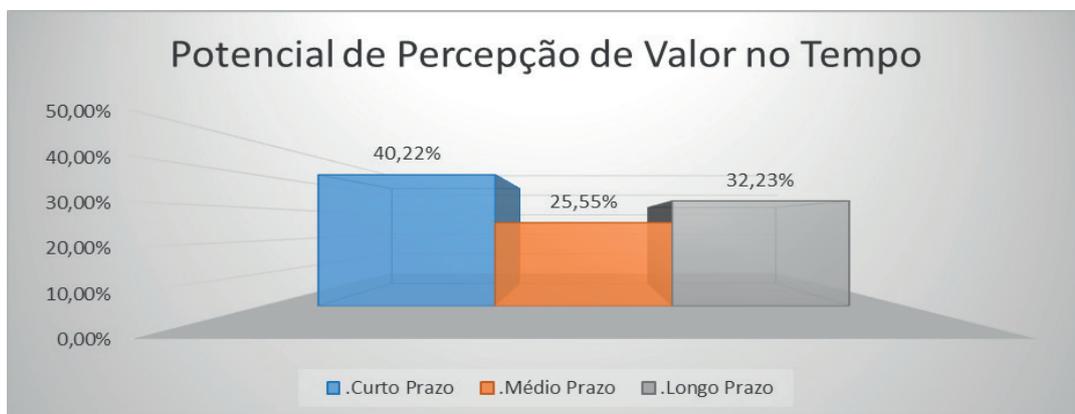


Figura 6: Resultado da pesquisa de percepção de valor no tempo

6 | CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O Escritório de projeto e suas metodologias devem estar preparados para evoluir continuamente por meio do aprendizado obtido nos projetos implantados ou fracassados, mas tendo sempre em vista os objetivos e resultados para os clientes. Desta forma, o processo de melhoria continua deve conter no seu centro o cliente, conforme exemplificado na figura 7.

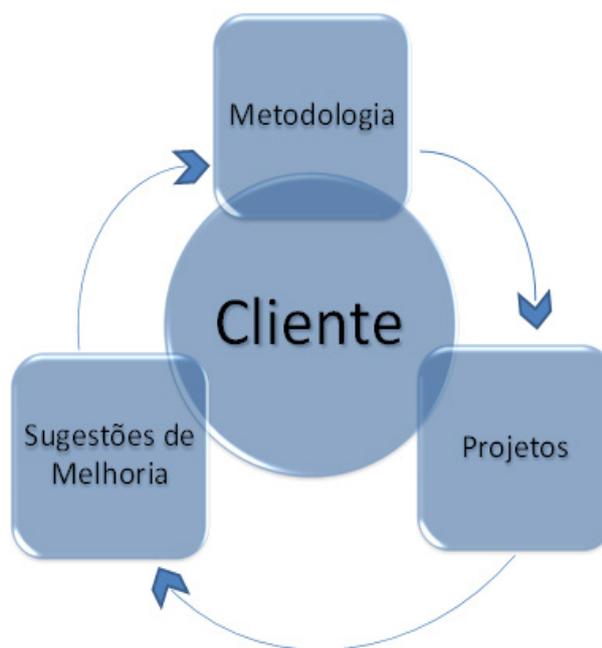


Figura 7 – Modelo de melhoria continua para evolução das metodologias

Realizar um levantamento interno dos principais grupos e envolvidos, colhendo suas expectativas e alinhando com os benefícios e funções que poderão ser oferecidas pelo Escritório de Projetos é parte fundamental para balancear todos os interesses e resultados.

REFERÊNCIAS

Business Model Generation – Inovação em Modelos de Negócios Alexander Osterwalder, Yves Pigneur - Editora Alta Books, 2011

FNQ – Fundação Nacional da Qualidade Critérios de Excelência - 20ª Edição/Agosto 2013

Gerência de Projetos – Guia para exame oficial do PMI Kim Heldman, PMP 5ª Edição Atualizada - Editora Campus

Value Proposition Design Alex Osterwalder 1ª edição 2014 - HSM do Brasil

A TRANSFORMAÇÃO DIGITAL NA SABESP

Diogo Ávila de Castro
Wagner Preda de Queiroz
Rérison Otoni Araujo
José Luis Januário

RESUMO: Este documento apresentará a modernização do sistema historiador de dados de processo com conceito PIMS (*Plant Information Management System*) na Sabesp, sua plataforma de desenvolvimento sua navegação e portal colaborativo. Abrangerá a escolha da ferramenta, sua motivação, as funcionalidades criadas, os recursos utilizados, bem como a utilização de modelos de ativos para alcançar com menor esforço possível a replicação de funcionalidades para todo ambiente além de entregar um sistema de fácil manutenção que proporciona aos usuários alta performance na gestão do processo e tomada de decisão e a transformação digital na Sabesp.

PALAVRAS-CHAVE: PIMS, PI System, Historiador, Transformação digital, Osisoft, SABESP

INTRODUÇÃO

O PIMS pode ser conceituado como um sistema de banco de dados temporal que tem o intuito de concentrar informações

de processo em uma única fonte de dados, possuindo diversos drivers para comunicação do chão de fábrica e diferentes ferramentas para apresentação destes dados ao usuário. Além disso, o PIMS facilita a comunicação com os outros sistemas presentes num processo, pois, com ele, há uma interligação entre todas as áreas de uma organização.

A SABESP já possuía o sistema PIMS como parte integrante do SCOA (Sistema de Controle Operacional da Adução) que é um sistema de telemetria e computação único no Brasil, feito especialmente para atender às necessidades da companhia, concebido por um longo trabalho de pesquisa entre analistas de sistemas e engenheiros da Sabesp. Agora após a terceira modernização, mais de 221 estações remotas enviam dados por cabo de fibra ótica a dois concentradores de dados do Centro de Controle da Operação (CCO), que distribuem para quatro postos de trabalho e mais um de treinamento. Os dois servidores enxergam as mesmas informações e, caso algum falhe, o outro tem capacidade de assumir o monitoramento. Por precaução, as estações mais importantes também podem ser controladas via celular ou rádio e, em último caso, é possível acionar operadores para resolver algum tipo de problema em campo.(1)

Com a modernização do SCOA, a versão do historiador XHQ ficou defasado tecnologicamente em relação a outras opções de mercado, foi realizado um levantamento entre os players de mercado, a fim de escolher a melhor opção para sua substituição ou mesmo sua atualização, entre as opções analisadas se destacou o *PI System* da empresa *Osisoft* que será detalhado neste artigo.

O coração do *PI System* é o *PI Server*, constituído pelo *PI Data Archive* (PI DA) e *PI Asset Framework* (PI AF). O primeiro deles é o servidor de dados temporal, onde são executados os algoritmos de compressão e armazenado os dados provenientes das interfaces sendo, assim, considerado como um elemento passivo. Já o segundo é um repositório de modelos, objetos, hierarquias e o equipamentos relacionados a planta. Nele, faz-se a integração, refinamento e análises dos dados de diferentes fontes, incluindo o PI DA.

O PI System

O PIMS é comumente denominado de historiador já que sua principal função é concentrar a massa de dados de uma planta industrial, permitindo transformar aqueles em informação, agregando valor e inteligência; esta informação, por sua vez, é transformada em conhecimento. Para um engenheiro de processo é ferramenta fundamental, permitindo-o gerar conclusões sobre o comportamento atual e passado da planta; o confronto entre o comportamento atual com o de dias atrás e/ou com o melhor já observado no sistema também é possível e de grande interesse ao engenheiro. Desta forma, um dos maiores benefícios do PIMS é notório: a possibilidade dada ao usuário de entender as situações operacionais que se apresentam e, se desejado, compará-las com situações padrões previamente arquivadas.

Existem diferentes empresas que fornecem este tipo de software e cada um com sua estrutura, ferramentas e arquitetura. O PIMS utilizado na Sabesp é o *PI System*, da fabricante OSISoft. Este é um sistema completo que possibilita a conexão com mais de 400 interfaces e coleta de dados em alta velocidade de diferentes formas como, por exemplo, por frequência ou evento. Dentre os principais benefícios da utilização do PI pode-se citar:

- Rápido retorno sobre o investimento: Logo após a instalação do sistema PI é possível utilizar informações do processo para gerar indicadores suficientes para tomada de decisões que gerem melhoria de resultados. Além disso, atua na construção de um banco de conhecimento do processo, permitindo que técnicos atuem sobre pontos específicos em que é perceptível a possibilidade ou necessidade de melhorias.
- Gestão de desempenho em tempo real: O uso do PI permite a entrega em tempo real de dados históricos do processo para as pessoas certas na hora certa. O tratamento das informações de forma rápida e segura permite boa gestão e tomada de decisões de negócios.

- Capacitação de usuários: O PIMS promove uma disseminação da informação a uma grande quantidade de pessoas, possibilitando assim um maior conhecimento do processo e de ferramentas que auxiliem os usuários na execução de suas análises e no entendimento mais claro do processo em que estão incluídos.
- Acompanhamento histórico do processo: O Sistema PI apoia de forma eficiente e ágil a gestão de desempenho das coletas em tempo real, servindo como repositório de dados temporal para as operações.
- Infraestrutura mais enxuta: Novos projetos que necessitem acessar dados do processo podem utilizar das informações disponibilizadas pelo sistema PI.

O *PI System* é construído, basicamente, pelos componentes: fonte de dados, interfaces e conectores, *PI Server* e ferramentas de desenvolvedor.

PI ASSET FRAMEWORK

O *PI Asset Framework* (PI AF) é responsável pela definição da representação organizacional dos ativos e/ou equipamentos. Objetiva-se criar uma estrutura hierárquica, a fim de facilitar a compreensão das tags presentes no sistema PIMS. Esse recurso estará em um servidor juntamente com o *PI Notifications*, *PI Analysis* e o *PI Vision*. A estrutura do PI AF será armazenada em um banco de dados SQL Server.

A utilização da ferramenta *PI Asset Framework da OSIsoft* facilita ao usuário:

- Identificar e personalizar os componentes ou elementos que compõem um processo;
- Associar os dados e cálculos com esses elementos em tempo real ou de forma relacional;
- Especificar a estrutura organizacional via hierarquias ou relações de conectividade;
- Aplicar cálculos ou regras para esses ativos e determinar como serão visualizados os resultados;

Todos os produtos desenvolvidos para o sistema PIMS da Sabesp utilizam referências do *PI AF* para consulta e validação de dados.

FONTE DE DADOS

É um elemento passivo que armazena e recupera dados de forma eficiente. Para que esses dados sejam disponibilizados para o sistema, os mesmos devem ser adquiridos de uma interface de coleta que transfere essas informações para o servidor. Para que o PIMS consiga fazer um mapeamento eficiente do processo, este deve estar bem instrumentado e a informação deve estar disponível através de

um protocolo de comunicação, como por exemplo o OPC.

O historiador possui 147 mil informações providas por fonte de dados diversas, a maior parte destas informações tem origem do sistema SCADA do CCO (PowerCC Siemens).

INTEFACES E CONECTORES

As fontes de dados são os instrumentos de geração de dados como medidores e atuares, por exemplo. Esses podem ser conectados aos nós de uma interface de diferentes formas. Essas, por sua vez, obtêm estes dados e os enviam ao *PI Server*. Cada fonte de dados precisa de uma interface PI para interpretá-la. Semelhante às interfaces, os conectores coletam dados de sensores e sistemas de controle. Suas configurações são mínimas e simplificam a coleta de dados examinando um protocolo de um dispositivo específico para coleta dos dados.

FERRAMENTAS DESENVOLVEDOR

Entende-se ferramentas de desenvolvedor como aplicativos e softwares personalizados do *PI System* que possibilitam a integração, exposição e tratamento dos dados. O PI API, por exemplo fornece uma interface programática para as informações do PI no PI DA enquanto que o PI AF SDK provê acesso programático aos dados do *PI Server*. Já o PI SDK é uma biblioteca de programação que usa uma abordagem hierárquica orientada a objetos para fornecer acesso de leitura e gravação aos recursos do *PI Server*.

O *PI Notifications* é, também, uma ferramenta disponibilizada pelo *PI System* por meio do PI AF que possibilita o monitoramento de eventos críticos do processo. Quando um evento importante ocorre, a ferramenta envia um alerta para os responsáveis, possibilitando assim que os mesmos atuem o mais rápido possível onde houver necessidade. A notificação tem por objetivo não somente informar um problema a alguém, mas também incluir informações que ajudem a determinar a causa do ocorrido. A ferramenta possibilita ainda criar uma hierarquia para atendimento/reconhecimento de notificações, ou seja, quando uma pessoa recebe um alerta e não responde, o *PI Notification* envia para a próxima pessoa do time e repete isso até receber um reconhecimento. A Figura 1 exemplifica esta capacidade de difundir a informação a uma grande quantidade de pessoas de forma fácil e prática.

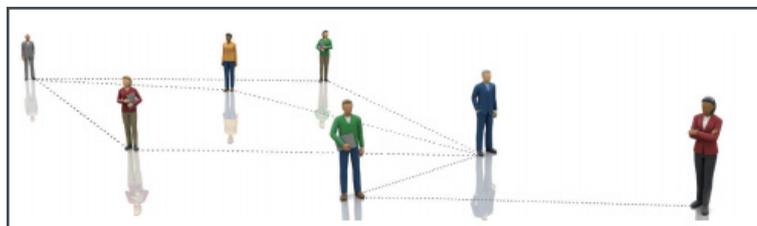


Figura 1: Hierarquia de Notificação

Fonte: OSIsoft

Outras ferramentas também nativas do *PI System* e utilizadas tanto pelos desenvolvedores quanto pelos clientes são, por exemplo, o *PI Vision*, *PI ProcessBook*, *PI DataLink* e *PI WebParts*. Por meio delas é feita a conexão com o *PI Server* e, por conseguinte, a exposição ou manipulação dos dados armazenados. Em ambos, *PI Vision* e *Process Book*, é possível elaborar e visualizar sinópticos, contudo, eles se diferem na forma de visualização; no primeiro a visualização é via web enquanto que no segundo é na própria ferramenta. O *PI Data Link* é uma extensão para o Microsoft Excel que possibilita o acesso e manipulação dos dados do *AF Server*.

PIMS SABESP

Para todo e qualquer elaboração de um sistema PIMS é preciso, a priori, entender do processo em que o mesmo será implantado. A Sabesp possui uma planta de saneamento básico composta por seis grandes áreas: Adução e Reservação, Coleta de Esgoto, Distribuição, Mananciais, Tratamento de Água e Tratamento de Esgoto. O processo começa pelos Mananciais, instalações responsáveis em realizar a coleta de água. Depois de coletada, a água é encaminhada para o tratamento nas ETAs – Estações de Tratamento de Água. Estando ela limpa e própria para consumo, a água é encaminhada para Adução e Reservação fazendo, assim, seu armazenamento. Na Distribuição é feito a distribuição da água até então armazenada para as inúmeras regiões que a Sabesp atua. Como caminho de volta, a área Tratamento de Esgoto recebe o esgoto das residências e realiza o seu tratamento.

Entendido do processo, o sistema de gerenciamento de informações para a planta da Sabesp foi concebido de modo a agregar valor para todas as equipes da Sabesp: operação, gerência e diretoria. Para isso, o projeto foi dividido, basicamente, em quatro grandes grupos (Figura 2).

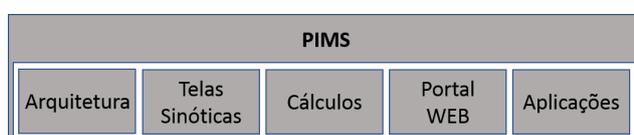


Figura 2: Distribuição dos Desenvolvimentos do Historiador

Em cada um dos grupos são desenvolvidos diferentes aplicações, utilizando os diferentes recursos que o PI System Oferece. A Tabela 1 apresenta esta relação.

RECURSO	DESENVOLVIMENTO
Arquitetura	É definido como o PI System irá atuar, sua arquitetura de coleta, como será armazenamento e estruturação de dados e modelado a estrutura hierárquica no PI AF.
Telas Sinóticas (<i>PI ProcessBook</i>)	Elaboração de telas de processo poderão abranger todas as áreas.
Cálculos (<i>PI Performance Equation</i> e/ou <i>PI Analysis</i>)	Elaboração de cálculos para KPIs, Relatórios e Telas.
Portal Web (PI Vision)	Indicadores de processo, gráficos de tendência e telas sinóticas no portal web.
Aplicações	Elaboração de Relatórios para Acompanhamento de Processos, Indicadores Chave de Processos (KPIs), Relatórios Gerenciais, entre outros.

Tabela 1:Relação dos Desenvolvimentos do Historiador

ARQUITETURA DA SOLUÇÃO

Esta seção tem por objetivo apresentar a arquitetura, que será constituída de três servidores, sendo dois deles o PI Data Archive Primário e o Secundário, que formarão um coletivo (PI Collective) em HA (high availability) da OSIsoft, e terceiro servidor com o PI AssetFramework, o PI Vision e as aplicações.

O PI Collective é responsável por receber os dados das interfaces e responder às requisições de dados dos clientes. É importante salientar que os dados do processo são replicados nos servidores, aumentando a confiabilidade do sistema.

O PI Asset Framework é responsável pela definição da representação organizacional dos ativos e/ou equipamentos. Objetiva-se criar uma estrutura hierárquica, a fim de facilitar a compreensão das tags presentes no sistema PIMS. Esse recurso estará em um servidor juntamente com o PI Notifications, o PI ACE e o PI Vision.

Os servidores de interface do PI são responsáveis por coletar dados das fontes e encaminhá-los ao PI Server. Cada fonte de dados diferente requer um PI Interface para interpretá-la. Na Sabesp os dados serão centralizados no supervisor do Power CC da Siemens, o qual irá possuir um OPC Server para fornecer dados ao PIMS.

Máquinas clientes são utilizadas por operadores, engenheiros e gerentes para visualizar dados da planta. Exemplos de clientes são: PI Vision, PI ProcessBook e PI Datalink (add-in do Microsoft Excel). A figura abaixo exemplifica toda a arquitetura de rede proposta e o fluxo de informações.

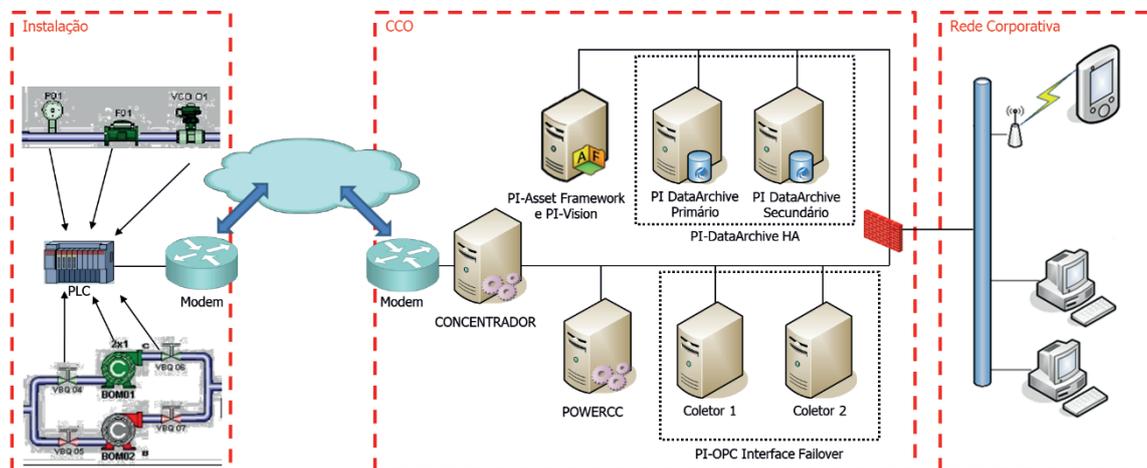


Figura 3 – Arquitetura da solução PIMS

ESTRUTURAÇÃO DAS INFORMAÇÕES

Para facilitar a identificação das informações no sistema pelo usuário foi criada uma estruturação das informações utilizando o PI Asset Framework.

O uso do AF Server permite uma estruturação mais contextualizada dos ativos que compõem um processo e, dentro do modelo definido, organiza e facilita a busca por informações mais relevantes. Assim, serve também de referência para a geração de relatórios e para a construção e navegação de telas. O conjunto de ativos da SABESP no AF é organizado em uma estrutura do tipo árvore, em que a posição de cada elemento segue uma hierarquia bem definida. O primeiro nível da árvore divide os setores de Produção, Distribuição, Esgoto e Grandes Consumidores.

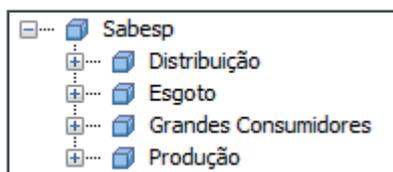


Figura 4 – Primeiro nível da árvore da SABESP no AF Server

O segmento da árvore relacionado à produção agrega informações acerca das estações de produção e dos seus respectivos sistemas e subsistemas. Ele também inclui elementos de apoio à construção das telas desses setores. Em termos gerais, a árvore da produção é organizada da seguinte maneira:

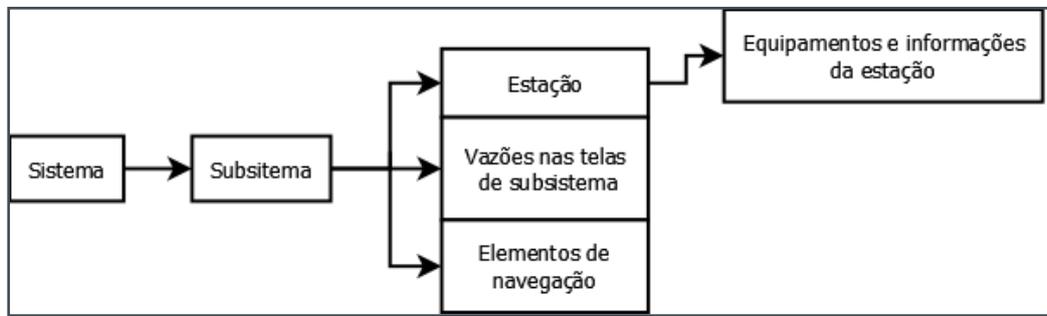


Figura 5 – Esquema geral de navegação e organização da árvore da produção

As figuras abaixo apresentam uma visão mais detalhada da árvore da produção:



Figura 6 – Sistemas na árvore de produção.

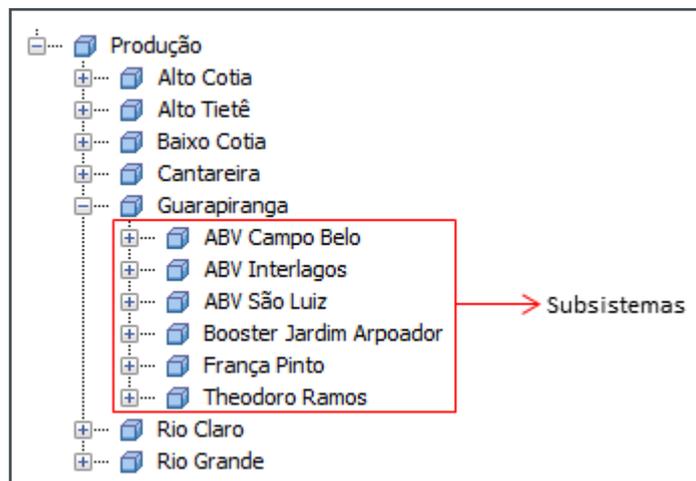


Figura 7 – Subsistemas na árvore de produção.

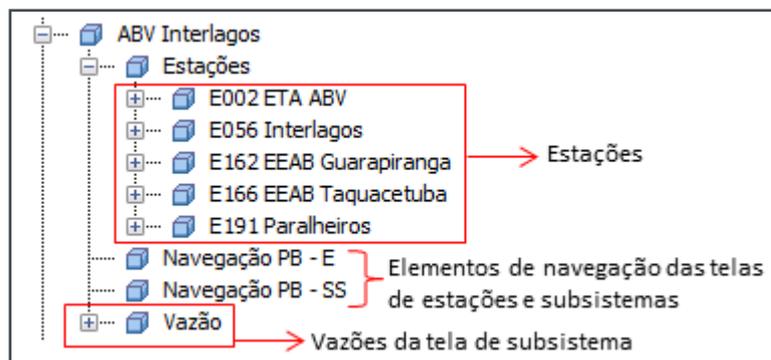


Figura 8 – Componentes de um subsistema.

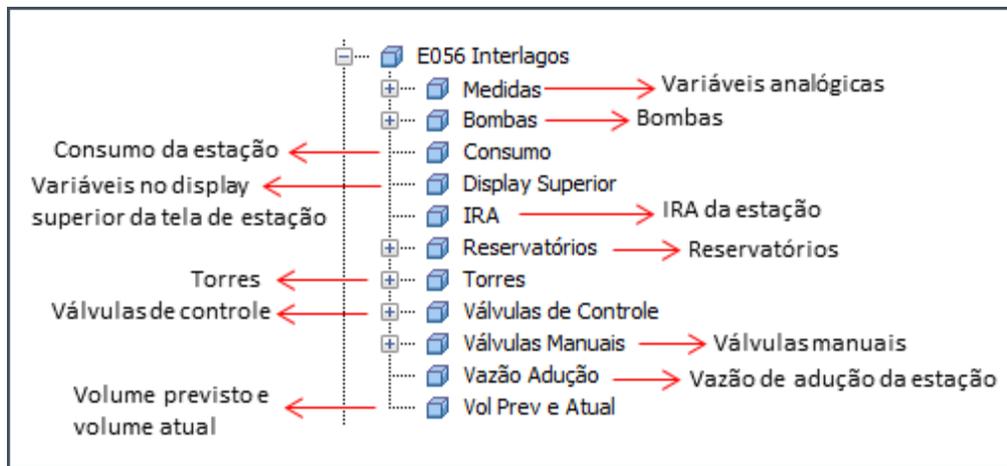


Figura 9 – Componentes de uma estação.



Figura 10 – Variáveis analógicas das telas de estação.

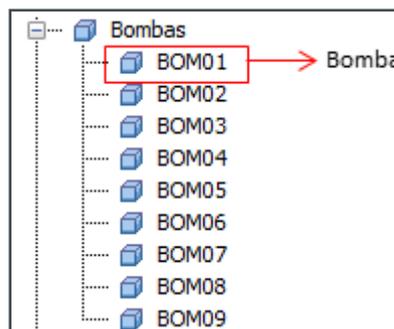


Figura 11 – Bombas da estação.

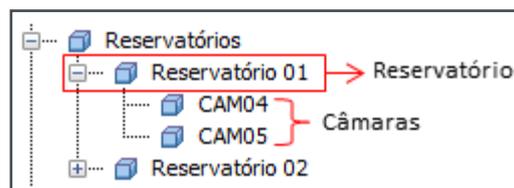


Figura 12 – Reservatórios da estação.



Figura 20 – Torres da estação.

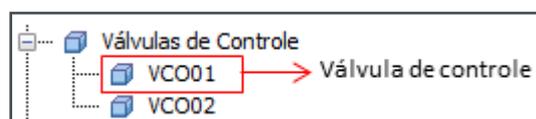


Figura 21 – Válvulas de controle da estação.

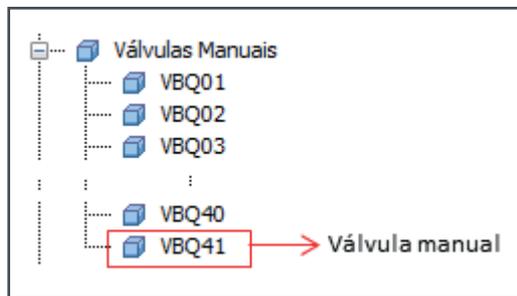


Figura 22 – Válvulas manuais da estação.

A árvore da distribuição abrange as informações sobre as instalações de distribuição de água, as quais podem ser acessadas por meio de uma navegação que respeita a seguinte lógica:

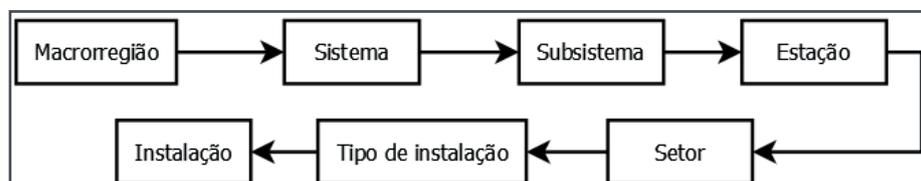


Figura 23 – Esquema geral de navegação pela árvore de distribuição.

Desse modo, pode-se acessar as informações de uma determinada estação pela navegação por entre os vários níveis setoriais aos quais ela pertence. As figuras a seguir mostram com mais detalhes a árvore de distribuição:

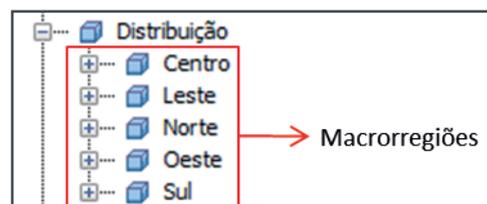


Figura 24 – Macrorregiões na árvore de distribuição.

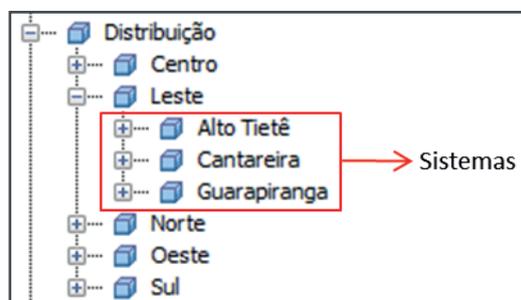


Figura 25 – Sistemas na árvore de distribuição.

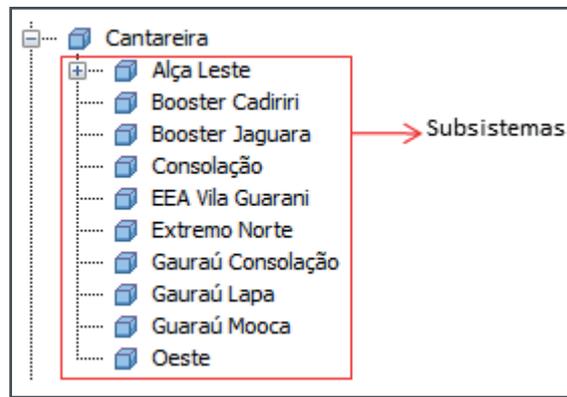


Figura 26 – Subsistemas na árvore de distribuição.



Figura 27 – Estações na árvore de distribuição.

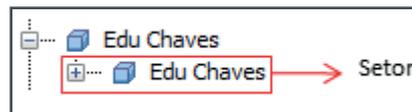


Figura 28 – Setores na árvore de distribuição.

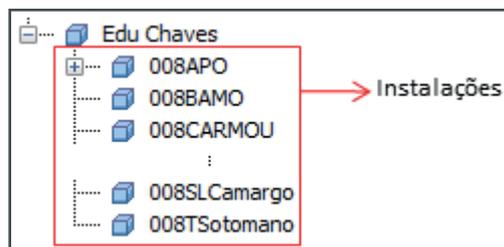


Figura 29 – Instalações na árvore de distribuição.

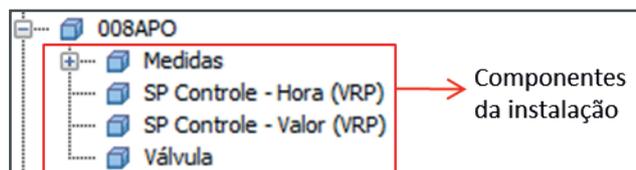


Figura 30 – Componentes de uma instalação de distribuição.

FERRAMENTAS DE ANÁLISE

As ferramentas de análise utilizadas para todo o desenvolvimento foram escolhidas para a criação de um ambiente colaborativo, onde o próprio usuário em sua estação pode criar suas próprias aplicações sem a necessidade do auxílio de

um especialista.

O usuário terá acesso ao ambiente multiplataforma PI Vision, onde é possível criar telas e análises gráficas em webrowsers via desktop ou dispositivos móveis compatíveis com HTML5.



Figura 13 – PI Vision

Caso o usuário necessite de uma análise mais ampla também estão disponíveis para instalação os aplicativos desktop PI Processbook ou o add-in para Excel PI Data Link.

As telas processos foram desenvolvidas utilizando o PI Processbook e foram baseadas na visão de valor online atual no sistema de supervisão do PowerCC. O objetivo destas é acompanhar de qualquer ponto da planta, em tempo real e histórico permitindo aos operadores, engenheiros, coordenadores e especialistas a análise de tendências de comportamento das variáveis e não operar a planta, uma vez que essa função é do supervisor.

PORTAL COLABORATIVO

Para utilizar o portal basta o usuário com acesso a intranet digitar em seu web browser o endereço <http://portalscoa.sabesp.com.br/> em seu desktop ou dispositivo móvel. Neste ambiente além de desenvolver suas próprias visualizações e compartilhá-las com outros usuários também foram desenvolvidas diversastelas abrangendo todo o sistema. As telas forão concebidas para gerar uma visão padrão e possuem uma lógica de Drill-Down de navegação, uma página inicial apresentará as áreas de interesse e a partir desta as demais em uma sequência lógica para navegação. Abaixo, é apresentado o fluxo de navegação de algumas áreas de interesse e os tipos de páginas que serão apresentadas.

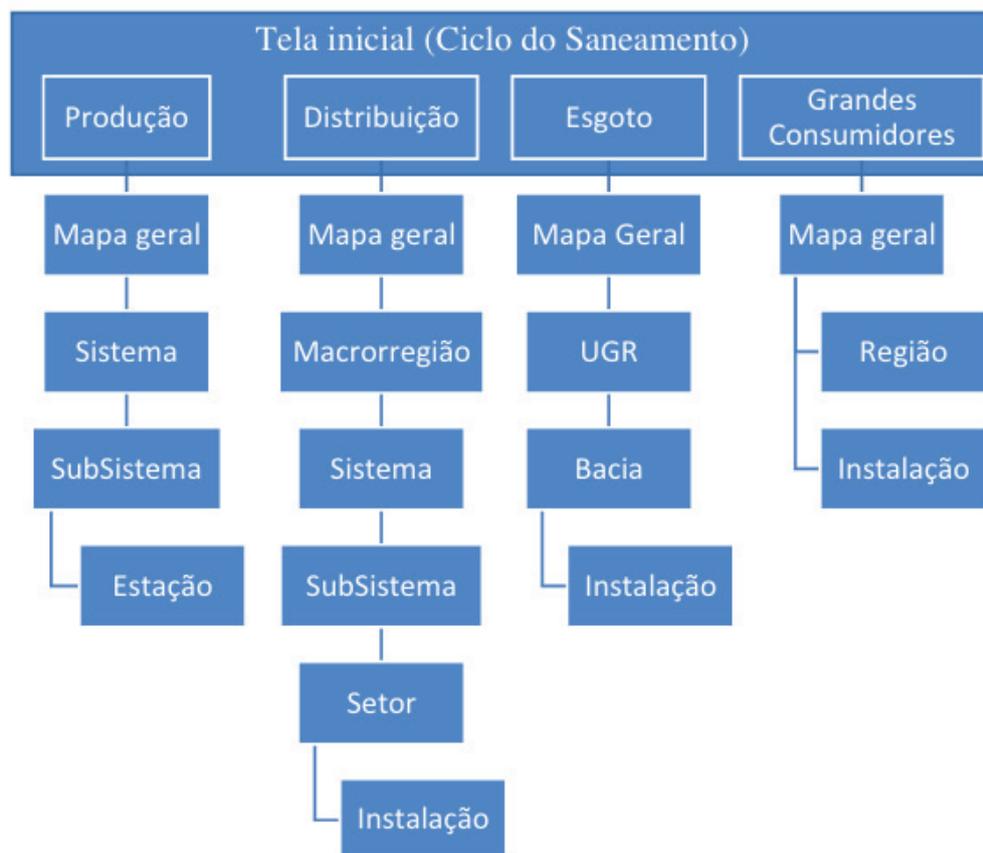


Figura 14- Fluxograma de navegação do Portal

TELA INICIAL DO PORTAL

Nesta página serão disponibilizados links para cada área de interesse. Após escolhida basta clicar sobre a imagem representativa para seguir o fluxo indicado na Figura 14.



Figura 15 – Tela inicial do Portal (Ciclo do saneamento)

TELAS DE PRODUÇÃO

A primeira tela da área de produção será o mapa de sistemas, ao clicar sobre um destes a tela específica será aberta. Abaixo a tela de mapa geral.

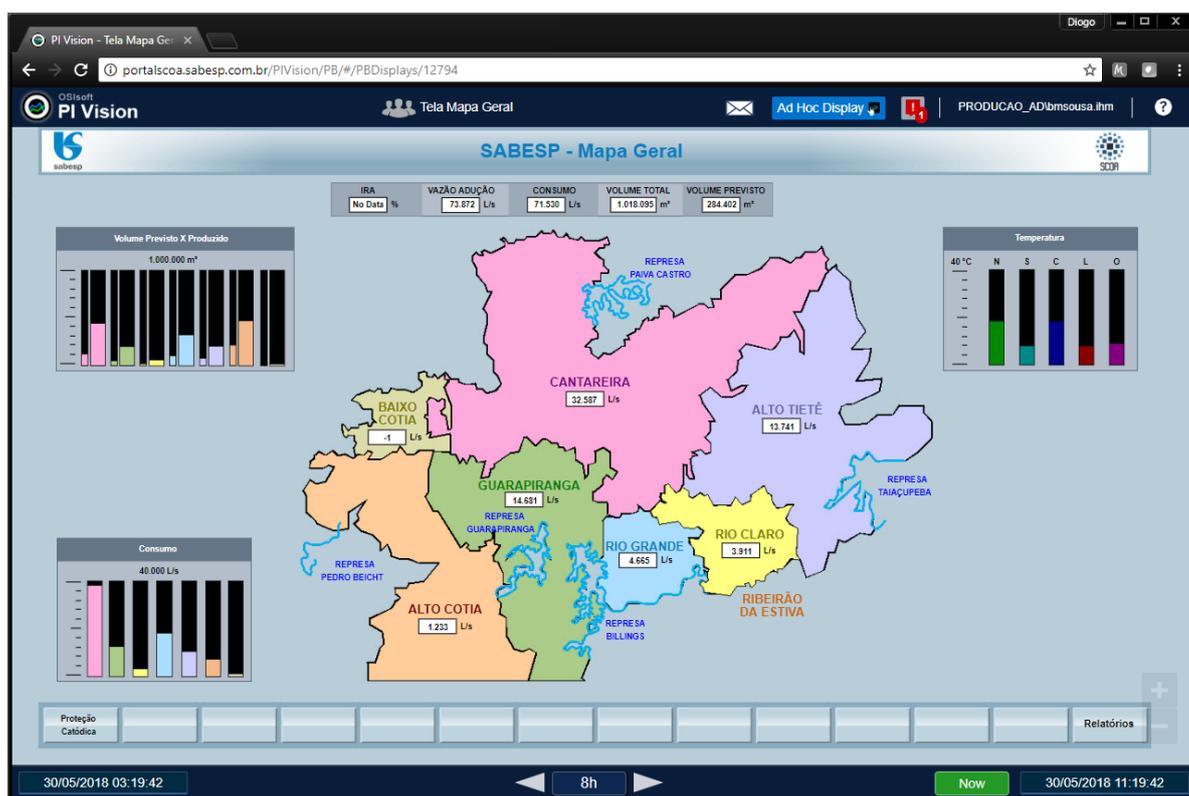


Figura 16 – Tela inicial da produção

Na tela Sistema, será possível navegar entre os subsistemas clicando no mapa referente à sua área, e retornar para o mapa Sabesp para nova pesquisa.

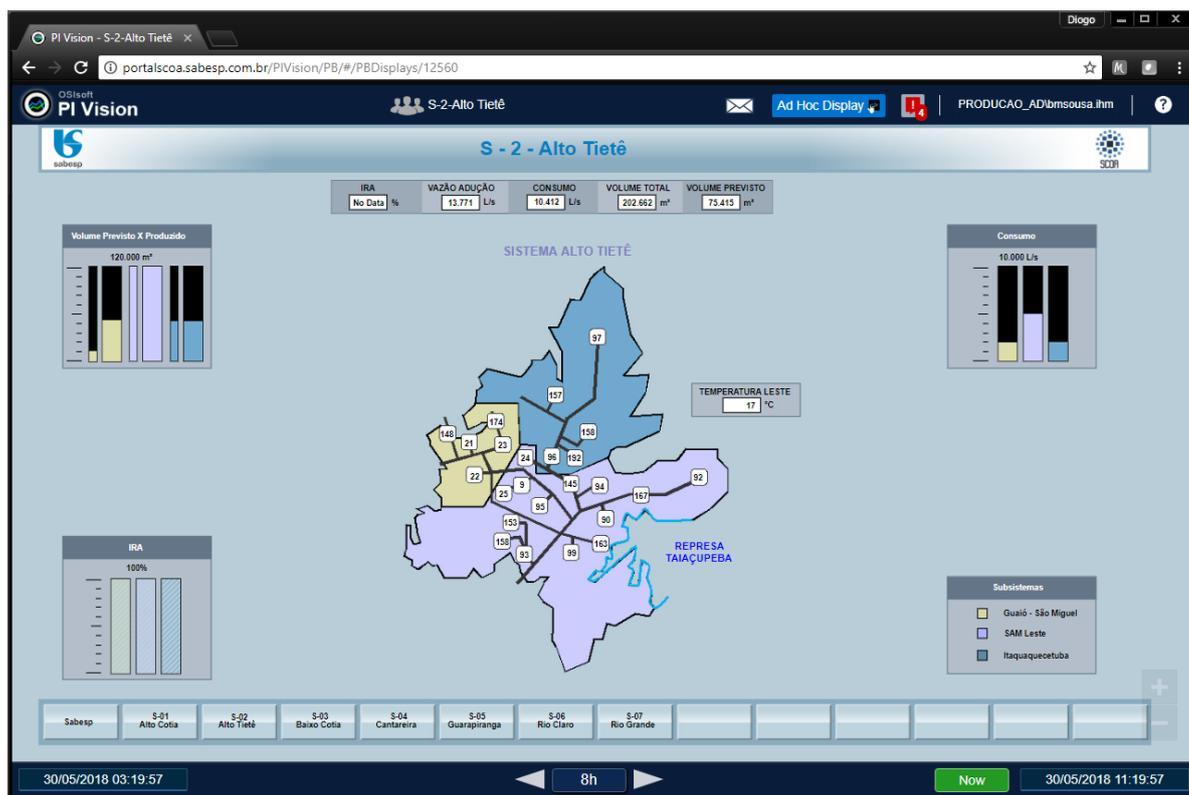


Figura 17 – Sistema (área de produção)

Na tela subsistema, é possível navegar entre os subsistemas pertencentes ao mesmo sistema, navegar para as estações pertencentes àquele subsistema e ainda retornar ao mapa de sistema para nova pesquisa.

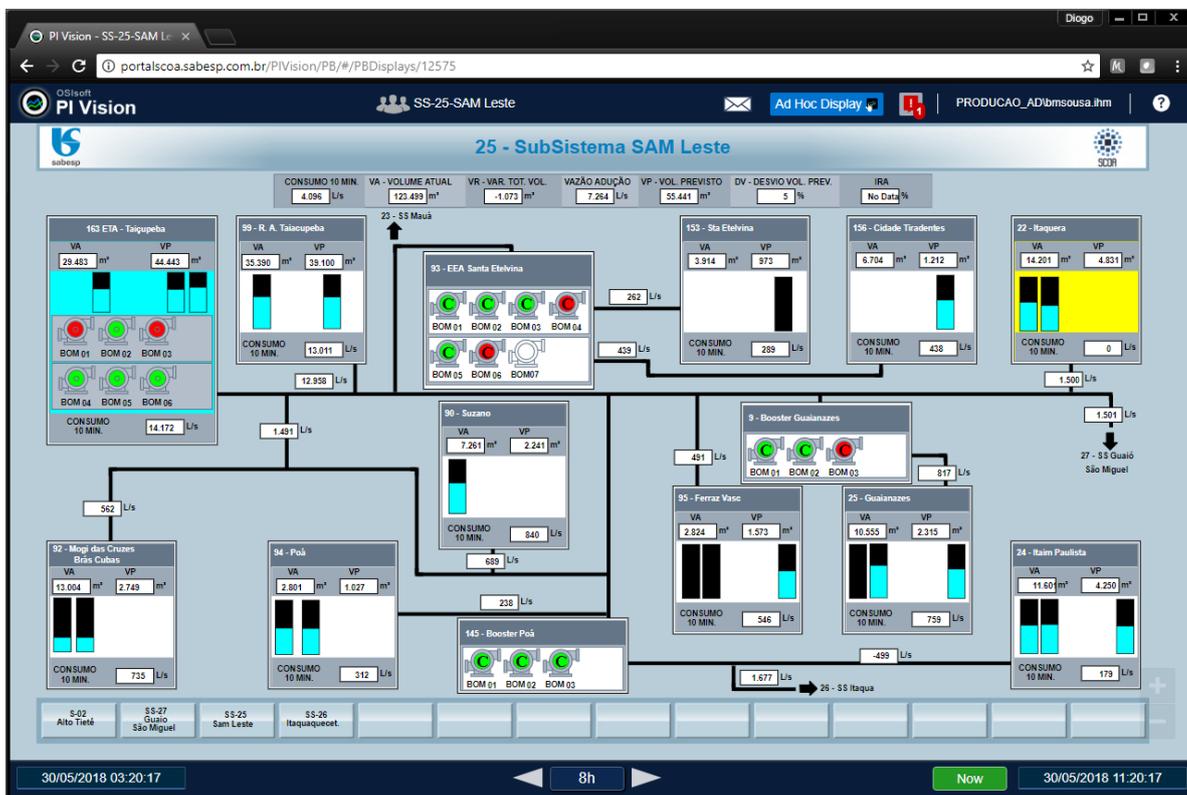


Figura 18 – Subsistema (área de produção)

Na tela estação, o usuário poderá navegar entre as estações pertencentes ao mesmo subsistema e retornar para o subsistema de origem.

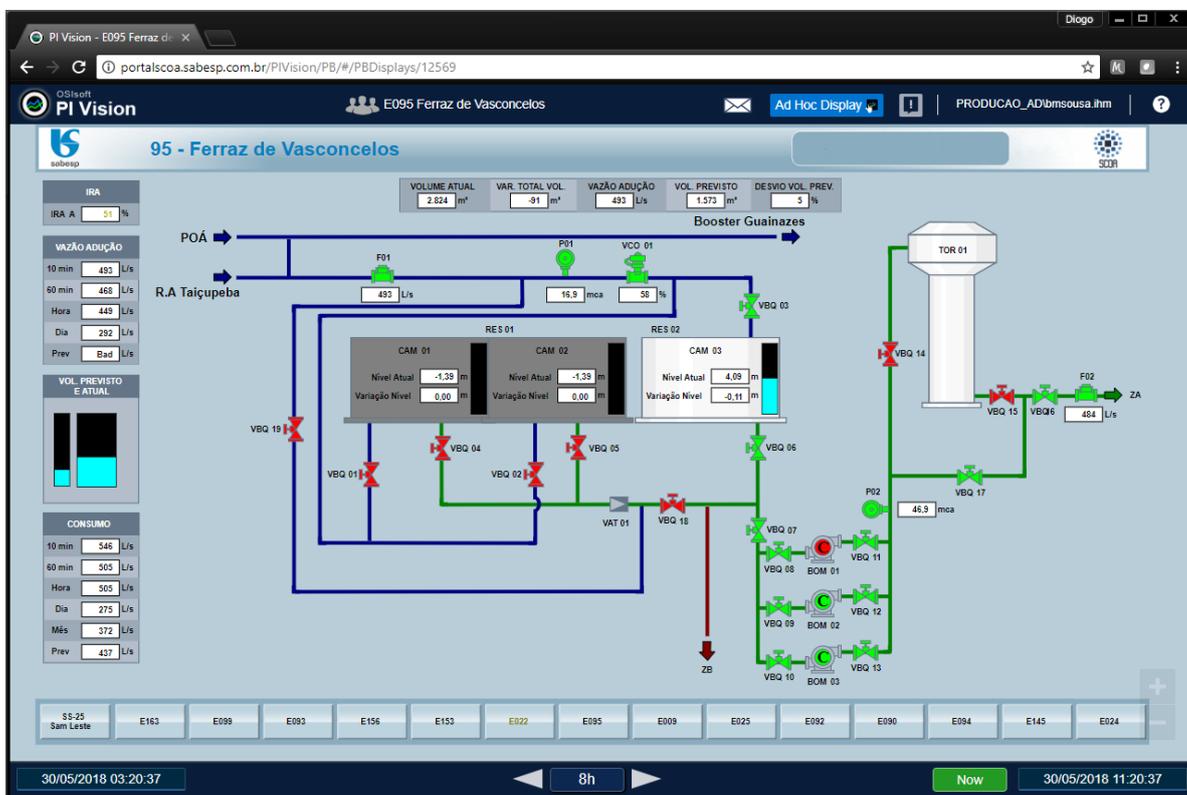


Figura 19 – Estação (área de produção)

APLICAÇÕES DESENVOLVIDAS

Para atender relatórios mais completos e manipulações de informações que as ferramentas nativas do PI ProcessBook e o PI Vision não suportavam foram desenvolvidas aplicações utilizando o add-in do Excel PI Datalink, estas foram disponibilizadas através do portal, onde o usuário poderá efetuar o download e até mesmo fazer suas modificações para atender demandas pontuais. Abaixo exemplos de aplicações desenvolvidas para a produção (Figura 20) e a unidade de negócio Oeste (Figura 21)

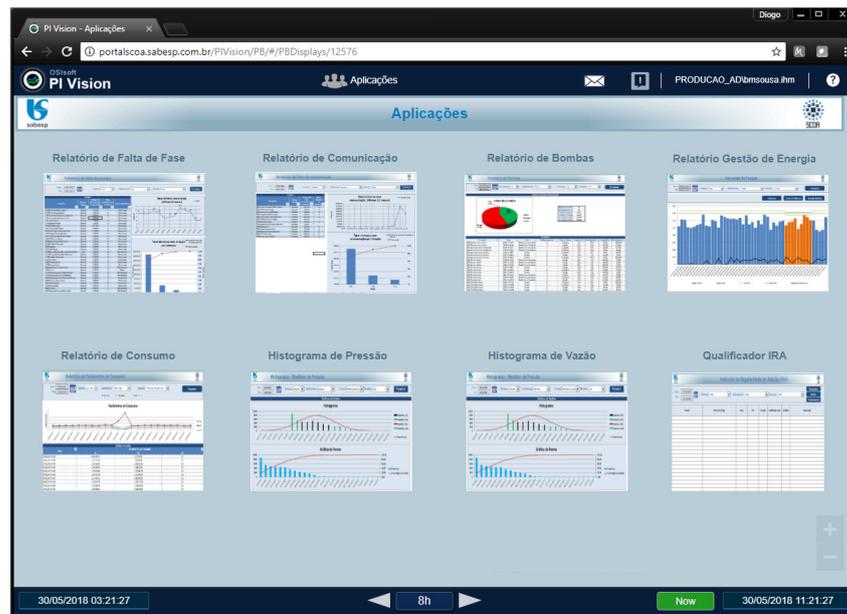


Figura 20 – Tela de aplicações da produção

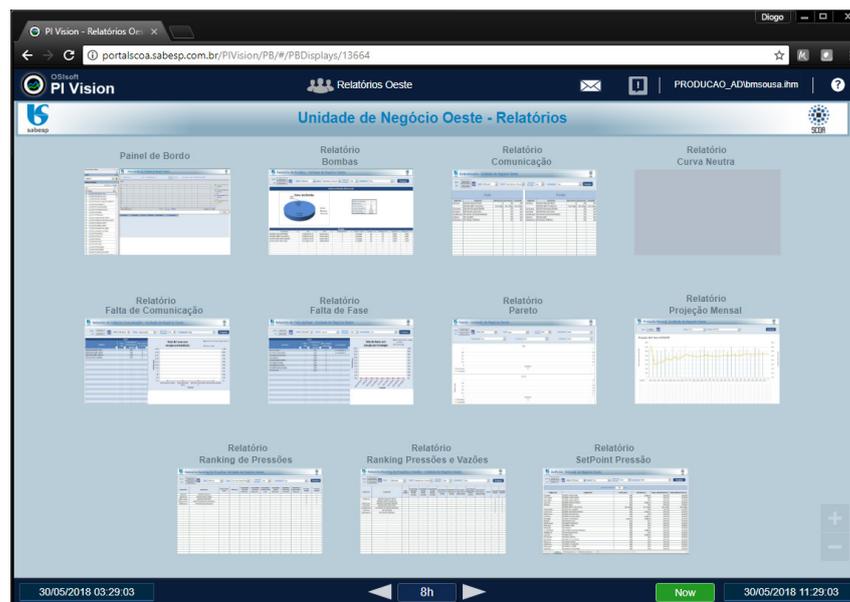


Figura 21 – Tela de aplicações da unidade de negócio Oeste

CONCLUSÃO

A modernização do historiador da Sabesp é um projeto de grandes números, com uma enorme massa de dados e diferentes aplicações. Um sistema de historiador se faz extremamente necessário e presente na vida dos usuários. Falhas são identificadas com mais facilidade e certeza, melhorias da gestão de informação é adquirida trazendo consigo uma redução de perdas em ambos aspectos, financeiro e ambiental. A ferramenta PI Sytem além de trazer um grande avanço na área operacional também traz a democratização da informação, entregando a qualquer usuário da SABESP mesma informação online como vista pelo operador.

REFERENCIAS

Portal SABESP, “Sabesp: monitorando e controlando o abastecimento de água de São Paulo há mais de 35 anos” Disponível em: <http://site.sabesp.com.br/site/imprensa/noticias-detalle.aspx?secaold=65&id=7525> . Acesso em Maio de 2018

Osisoft, “PI System Overview” Disponível em: <https://www.osisoft.com/pi-system/> . Acesso em Maio de 2018

Osisoft “PI Server” Disponível em: <https://www.osisoft.com/pi-system/pi-capabilities/pi-server/> . Acesso em Maio de 2018

XII-015 - APLICAÇÃO DE MÉTODOS ESTATÍSTICOS PARA DETERMINAR CONFIABILIDADE DE REDE DE DISTRIBUIÇÃO DE ELÉTRICA

Floriano do Ó do Nascimento Júnior

Engenheiro eletricitista com pós graduação em Engenharia de Segurança do Trabalho pela Universidade Federal de Goiás. Engenheiro eletricitista da Sabesp na área de gestão de manutenção e atuação em gestão energética desde 2010. Em processo de obtenção do título de Engenharia de Confiabilidade pelo Certified Reliability Professional Program.
fonascimento@sabesp.com.br.

RESUMO: A prática tem por objetivo apresentar a redução de perdas no faturamento por meio de implementação de modelos estratégicos e aumento da confiabilidade do abastecimento hídrico da região, baseado em metodologias estatísticas de Distribuição de Weibull e cálculos de perdas consideradas através de tarifas comerciais e residenciais da região abastecida através do volume de água tratada entregue a população. Foi selecionada uma instalação de captação de água em que a rede de distribuição elétrica antiga apresentava várias falhas. Assim, realizou-se um levantamento para avaliar a situação operacional da rede elétrica e foram constatadas 22 falhas relacionadas ao desarme pela proteção elétrica (disjuntor de média tensão, fusíveis da rede elétrica) em dias de chuva. O impacto destas avaliações quantitativas foi resultado do baixo isolamento

da rede que implicava em correntes de fuga, revelando o desgaste da mesma. Através da Distribuição de Weibull foi avaliada a confiabilidade dessa rede e observou-se que a mesma estava na sua fase de mortalidade senil. A implantação da metodologia demonstrou que a empresa poderia deixar de bombear cerca de 49.500 m³ ao considerar que a instalação tem vazão de 150m³/h com uma média de 15 horas de parada para cada manutenção corretiva. Levando em consideração a média da tarifa de água e esgoto em 2013, a empresa poderia deixar de arrecadar cerca de R\$ 12.000,00 por falha. Se levar em consideração as 22 paradas diluídas nos anos de 2014 e 2015, a empresa poderia deixar de arrecadar cerca de R\$ 545.000,00. Após a implantação da nova rede elétrica em 2013, além de reduzir as perdas de receita, houve melhorias na confiabilidade do sistema abastecimento da região, uma vez que o número de reclamações por falta de água caiu 70% por falha da instalação de bombeamento, levando em consideração a quantidade de falta de água de 2011-2012 em relação a 2014-2015.

PALAVRAS-CHAVE: Engenharia de Confiabilidade, Distribuição de Weibull, Gestão da Manutenção.

INTRODUÇÃO

Preocupada em manter suas instalações de bombeamento de água e esgoto em pleno funcionamento, a área responsável pela manutenção das instalações de bombeamento da região metropolitana oeste de São Paulo da empresa dispõe de um sistema de avaliação de falhas dividido da seguinte forma:

- **Avaliação parcial das ordens de serviço do mês:** nessa etapa, uma pessoa devidamente qualificada na área de manutenção faz avaliação das ordens de serviço do mês, levando em consideração a parada parcial ou total da instalação, quanto tempo de parada, causas que ocasionaram as falhas e medidas para mitigar as mesmas.
- **Avaliação dos índices de disponibilidade das instalações:** as avaliações das ordens de serviço são levadas para serem discutidas na reunião de análise crítica da organização em que é estabelecido um limite mínimo de disponibilidade e caso a instalação não venha a atingir esse índice, é criado um plano de ação para atuar no problema.

Com base nessa metodologia, a unidade de manutenção identificou uma instalação de importância significativa de abastecimento de água do município de Santana de Parnaíba a qual estava tendo sucessivas paradas por conta de sua rede de distribuição de energia elétrica. Segue abaixo um breve histórico da quantidade de falhas analisadas relacionadas a essa rede:

Ano	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Quantidade de falhas	6	2	4	3	4	3	5	2
Quantidade de horas paradas para manutenção	21,8	7	38,7	30,6	69,3	162,7	Não registrado	Não registrado

Tabela 1 – Quantidade de falhas na rede elétrica de 2005 a 2012.

Baseado neste diagnóstico verificou-se a necessidade de efetuar uma manutenção na instalação e optou-se pela contratação de um projeto e execução de implantação de uma rede de distribuição elétrica compacta. Esta ação foi definida em uma reunião de análise crítica. Definidos os orçamentos foi solicitada a Diretoria a liberação de recursos para contratação, a qual questionou o custo –benefício.

RELEVÂNCIA DO PROBLEMA PARA A EMPRESA

Na empresa observa-se que há uma grande quantidade de manutenções corretivas emergências nas suas instalações gerais ao longo dos últimos cinco anos conforme histórico:

Ano	2011	2012	2013	2014	2015
Quantidade de ordens de serviços de manutenções corretivas emergências	8384	7426	7534	7716	8031
Manutenções corretivas emergências em relação ao total de manutenções realizadas	5,55%	6,25%	6,53%	8,05%	8,57%

Tabela 2 – Manutenções corretivas emergenciais da Empresa.

Demonstrado este quantitativo acima (tabela 2) e associado à instalação em questão, verifica-se que este tipo de manutenção (corretiva emergencial) ainda gera um desconforto na tomada de decisões. Surge, então, a oportunidade de aprimoramento da gestão na área de manutenção, conforme diagrama apresentado na figura 1, que pode ser desenvolvido através de um programa gerencial específico, utilizando as ferramentas da engenharia de confiabilidade.

RELEVÂNCIA DO PROBLEMA PARA A UNIDADE DE MANUTENÇÃO

Atualmente, a unidade de manutenção possui o seguinte histórico de manutenções corretiva emergências:

Ano	2011	2012	2013	2014	2015
Quantidade de ordens de serviços de manutenções corretivas emergências	195	233	574	820	567
Manutenções corretivas emergências em relação ao total de manutenções realizadas	8,01%	13,64%	21,49%	27,05%	19,34%

Tabela 3 – Manutenções corretivas emergenciais da unidade de manutenção.

Isso mostra a necessidade de melhorar constantemente o processo de gestão de manutenção, focando na redução de custos de manutenção, aumento da confiança e segurança dos serviços prestados para a população e redução da perda de receita por conta das paradas indesejadas do sistema.

O FUNCIONAMENTO DA PRÁTICA DE GESTÃO

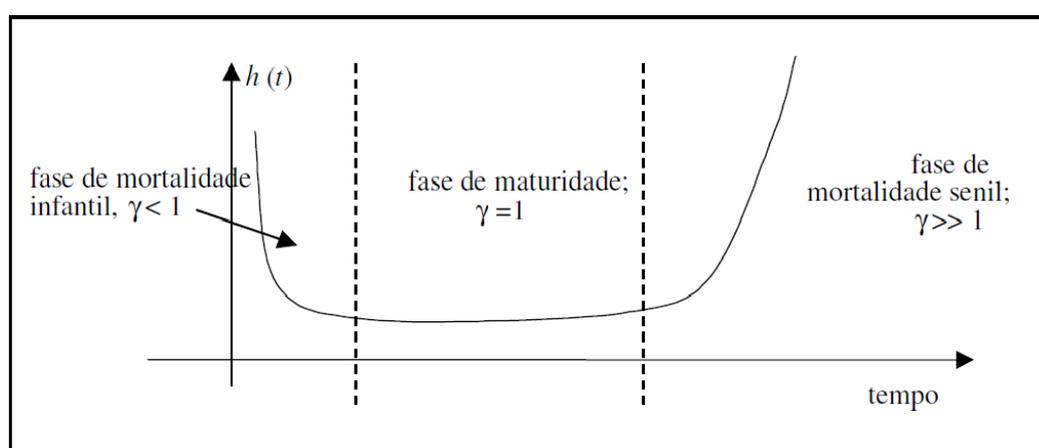
Após a elaboração do projeto para a substituição da rede elétrica, o custo de implantação ficou orçado em R\$ 419.200,00. O alto valor foi motivo para o diretor pedir um estudo de viabilidade baseado no custo benefício para a Empresa. É neste ponto que a engenharia de confiabilidade entra para implementar a metodologia existente.

Diante dos dados levantados no período de 2004 a 2012 foram verificados 22 falhas, com suas respectivas horas de parada, relacionadas com a rede elétrica

antiga. Essas falhas se devem à baixa isolamento da rede, ocasionando em fugas de corrente e consequente atuação do sistema de proteção da rede elétrica. Esses desarmes causam impacto negativo para a SABESP, pois além de deixar a população local com falta de água, a Empresa deixa de faturar pela água não bombeada.

Essas falhas foram analisadas, baseado no método quantitativo descrito acima em que os dados foram trabalhados através das ferramentas da engenharia da confiabilidade, no caso, a distribuição de Weibull, sendo que a partir do resultado, foi definido de maneira mais precisa, a validação da substituição da rede elétrica.

A distribuição de Weibull é um método que pode ser aplicado para avaliar a confiabilidade do equipamento ao longo do tempo. Esta metodologia pode ser aplicada em qualquer uma das fases (figura 1) do equipamento.



Fonte: Sellitto, 2005.

Figura 1 – Curva da banheira e ciclo de vida de equipamentos.

De maneira geral, os equipamentos possuem maior probabilidade de falha no seu período inicial (fase infantil) e no seu período final de ciclo de funcionamento (fase senil). A curva é traçada calculando a probabilidade acumulada de falhas baseada na equação a seguir:

$$F(t) = 1 - e^{-\left(\frac{t}{\theta}\right)^\gamma} \quad \text{equação(1)}$$

γ – parâmetro de forma (ou inclinação)

θ – parâmetro de escala (também chamado de vida característica)

t – tempo

O parâmetro γ fornece a inclinação da curva. A curva da banheira demonstra como a inclinação se comporta de acordo com valores obtidos para esse parâmetro.

O parâmetro θ possui uma particularidade em que quando o equipamento

chegar no tempo desse parâmetro, o produto possui 63% de probabilidade de falhar.

De acordo com o histórico levantado de um equipamento, é possível traçar a curva de probabilidade de falhas que pode se enquadrar em um dos três estágios da Figura 3. Para isso, os dados de falhas são utilizados para obter os parâmetros descritos através da metodologia da máxima verossimilhança (MLE). A função de verossimilhança L é definida segundo a equação abaixo:

$$L(\theta; x_1, \dots, x_n) = f(x_1; \theta) \times \dots \times f(x_n; \theta) = \prod_{i=1}^n f(x_i; \theta). \quad \text{equação (2)}$$

x_i – valores adquiridos do histórico do equipamento

θ – parâmetro a ser descoberto

$f(x_i; \theta)$ – função da probabilidade acumulada de falha

Em muitos casos, o estimador de máxima verossimilhança pode ser encontrado seguindo os passos abaixo:

- Encontrar a função de verossimilhança;
- Aplicar a função de logaritmo neperiano;
- Derivar em relação ao parâmetro θ ;
- Igualar o resultado a zero.
- Verificar que este estimador é ponto de máximo.

Utilizando a metodologia da máxima verossimilhança (MLE) para os dados de falhas foram obtidos os parâmetros para a equação de distribuição de Weibull, podendo estabelecer o gráfico de probabilidade de falhas da rede elétrica.

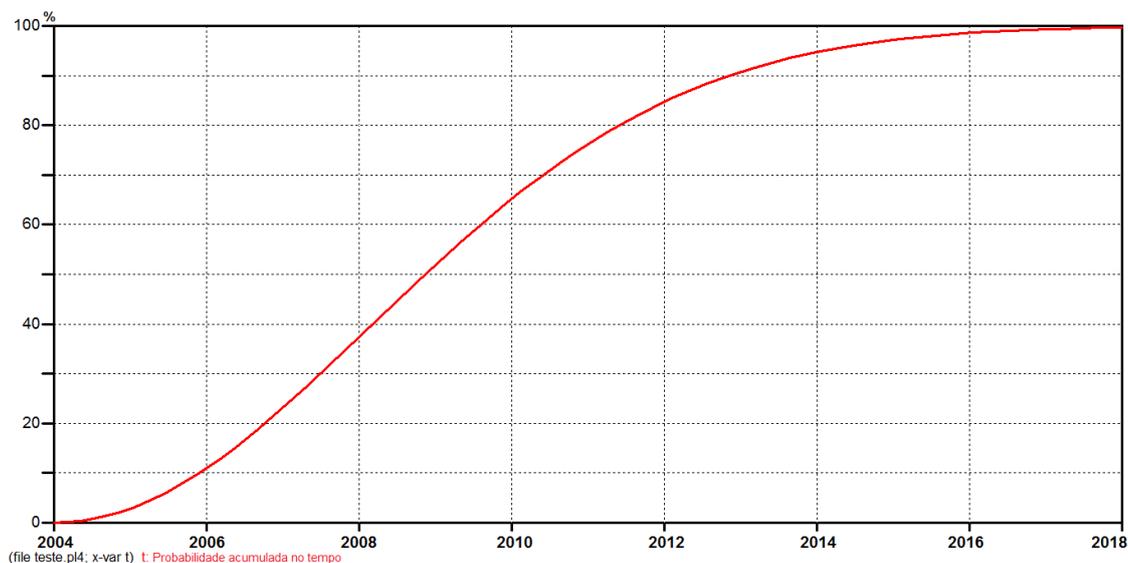


Figura 2 – Curva da probabilidade de falha da rede elétrica a partir de 2004.

A figura 2 revela que a rede elétrica se encontra na fase de mortalidade senil. Além disso, este gráfico apresentado mostra que até o ano de 2014, a probabilidade de falha da rede elétrica em dias de chuva chega a 95% de chance com 50% de certeza.

RESULTADOS OBTIDOS

Os resultados obtidos proporcionaram a unidade de manutenção, a capacidade de definir as prioridades de atuação para reduzir a indisponibilidade da instalação. Além disso, as definições das estratégias tomadas tiveram melhor embasamento em ferramentas de engenharia em conjunto com a experiência de profissionais da organização. A seguir serão destacados dois períodos críticos em que a disponibilidade da instalação ficou abaixo da meta (figuras 3 e 4).

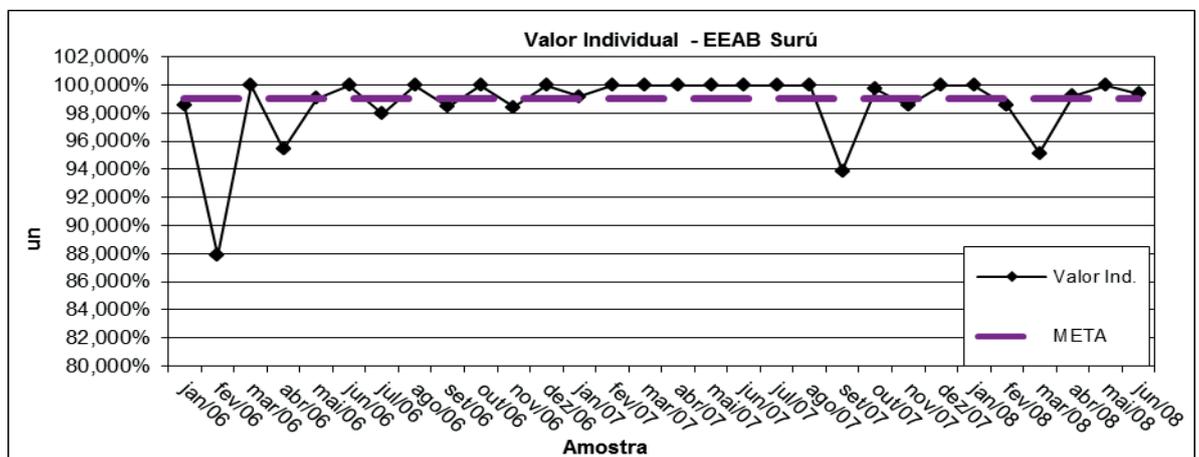


Figura 3 – Índice de disponibilidade janeiro/2006 a junho/2008.

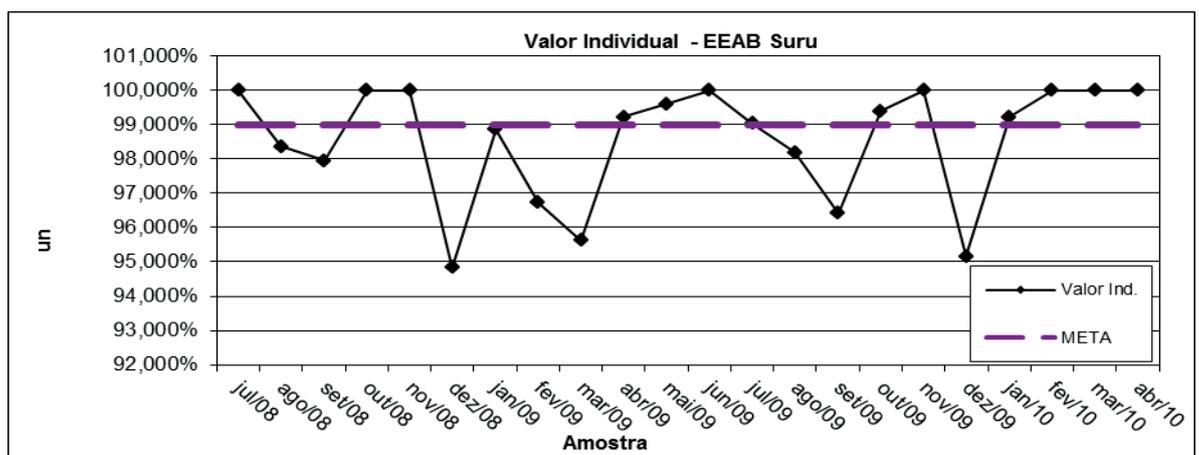


Figura 4 – Índice de disponibilidade julho/2008 a abril/2010.

A meta estabelecida mínima de disponibilidade é de 99%. Ao analisar as figuras 3 e 4 nota-se sucessivas violações no índice estabelecido em que grande parte pode ser atribuído às falhas na rede elétrica.

Após a implantação da rede elétrica compacta, os resultados em 2014 e 2015 foram excelentes tendo em vista que a meta não foi ultrapassada.

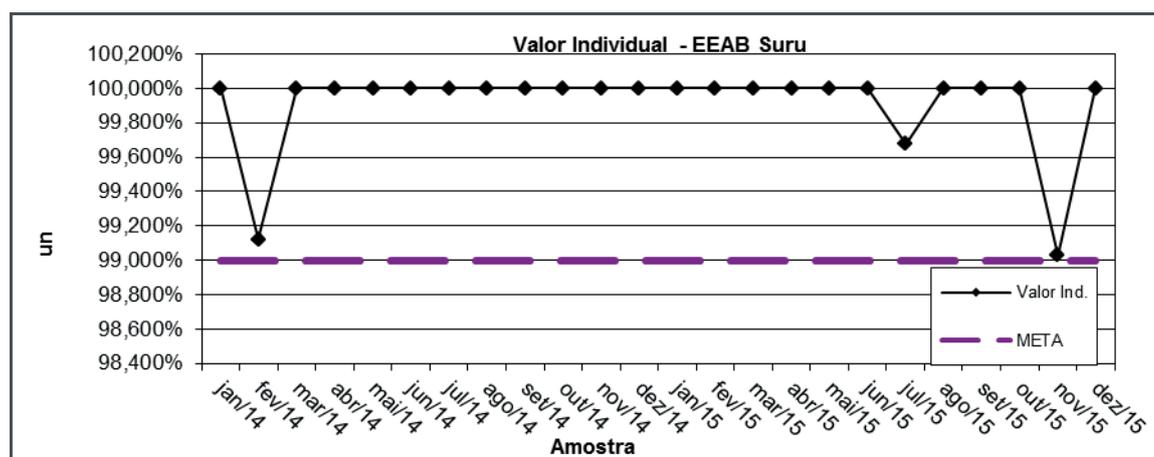


Figura 5 - Índice de disponibilidade janeiro/2014 a dezembro/2015.

A implantação da metodologia demonstrou que a empresa poderia deixar de bombear cerca de 49.500 m³ ao considerar que a instalação tem vazão de 150m³/h com uma média de 15 horas de parada para cada manutenção corretiva.

Levando em consideração a média da tarifa de água e esgoto em 2013, a empresa poderia deixar de arrecadar cerca de R\$ 12.000,00 por falha.

Como a probabilidade de falha em 2014 e 2015 já está ultrapassando os 95%, observa-se que as chances seriam altas de ocorrer falhas, portanto, serão consideradas as 22 falhas para o ano de 2014 e 2015 para simular o que a Empresa deixaria de ganhar durante esses dois anos. O resultado seria algo em torno de R\$ 545.000,00, ou seja, maior que o custo da substituição da rede elétrica.

Com a implantação da nova rede, não houve nenhum serviço de manutenção corretiva emergencial relacionada à mesma, sendo que as horas de parada reduziram para 6 horas em 2014 e 7 horas em 2015.

Além disso, o índice de reclamação por falta de água do município teve uma redução por falha em equipamentos, reflexo da troca da rede elétrica conforme observado na tabela 4.

Ano	2011	2012	2014	2015
Reclamações	4786	4959	1898	805

Tabela 4 – Quantidade de reclamações de falta de água no município por manutenção de equipamento.

CONCLUSÃO

A conclusão que se observa é o aumento da segurança hídrica para o município,

redução de manutenções na instalação, o impacto positivo junto ao cliente visto na diminuição de reclamações e redução de perdas no faturamento.

Com esse trabalho, a unidade de manutenção passará a realizar um levantamento dos índices de confiabilidade de cada estação de bombeamento de água e esgoto para garantir a segurança hídrica do sistema e o esgotamento de dejetos para o seu devido fim.

REFERÊNCIAS

PRADO, C. C. de A.; A BUSCA DA MELHORIA DA QUALIDADE NOS SERVIÇOS DE MANUTENÇÃO; retirado do site: http://tecem.com.br/site/downloads/artigos/A_Busca_na_Melhoria_da_Qualidade_nos_Servicos_de_Manutencao.pdf no dia 21/03/16.

O PAPEL DA MANUTENÇÃO EM TEMPOS DE CRISE; retirado do site <https://manutencaoeficaz.wordpress.com/> no dia 28/03/16.

PORTAL ACTION – ESTIMADORES DE MÁXIMA VEROSSIMILHANÇA; retirado do site <http://www.portalaction.com.br/inferencia/34-estimadores-de-maxima-verossimilhanca> no dia 30/03/16.

REALISOFT. Reability Seminar – CRP Intensive Revisão 1.0.6. Material produzido pela Realisoft com vínculo com o programa Certified Reability Professional (CRP) para dar treinamentos. p.29-45, 54-57.

SALES, N. P. Confiabilidade, A Análise e o Treinamento da Falha. Edição Brasileira, São Paulo, 2008. p.20-35.

DESENVOLVIMENTO INDUSTRIAL PARA A RECICLAGEM DE RESÍDUOS SÓLIDOS: ESTRATÉGIAS E INSTRUMENTOS

Tainá Ângela Vedovello Bimbati

Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo – Departamento de Saneamento e Ambiente – Laboratório de Estudos em Redes Técnicas e Sustentabilidade Socioambiental (FLUXUS).
Campinas, São Paulo.

Emília Wanda Rutkowski

Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo – Departamento de Saneamento e Ambiente – Laboratório de Estudos em Redes Técnicas e Sustentabilidade Socioambiental (FLUXUS).
Campinas, São Paulo.

RESUMO: A disposição de resíduos sólidos no solo caracteriza um processo linear “do berço ao túmulo” em que os produtos são desenvolvidos na lógica dos seres vivos e ao perderem sua vitalidade são aterrados. No entanto, esta dinâmica descumpra as diretrizes da Política Nacional de Resíduos Sólidos, prejudica a saúde e a qualidade ambiental e representa um desperdício de recursos. Os primeiros movimentos a questionarem esse modelo de produção e geração de resíduos surgiram no início da década de 60. Novas abordagens passaram a lidar com os problemas de poluição ocasionados pelo sistema produtivo e o setor industrial reconheceu a necessidade

de adaptar seu processo produtivo a partir de um viés ambiental. O objetivo deste trabalho foi apresentar instrumentos e estratégias industriais para a reciclagem de resíduos sólidos. A metodologia, de caráter qualitativo e exploratório, fundamentou-se em pesquisa bibliográfica sobre o desenvolvimento da reciclagem pelas indústrias. Os resultados mostraram que a indústria passou a incorporar princípios da ecologia industrial em seus processos industriais até o desenvolvimento do conceito “do berço ao berço”. Estas estratégias proporcionaram uma nova abordagem para os resíduos sólidos e a indústria reconheceu a matéria prima associada aos subprodutos de um processo e desenvolveu mecanismos para a sua recuperação e reintrodução na cadeia produtiva. Instrumentos e estratégias orientados aos produtos, aos processos produtivos e à cadeia produtiva, com vistas ao reaproveitamento dos materiais contidos em seus produtos e subprodutos, viabilizam a reciclagem dos materiais que compõem os resíduos sólidos.

PALAVRAS-CHAVE: Gerenciamento de resíduos sólidos, Reciclagem, Ecologia Industrial, Responsabilidade Estendida do Produtor, Berço ao berço.

INDUSTRIAL DEVELOPMENT FOR SOLID

ABSTRACT: The solid waste disposal on the soil defines a linear “cradle to grave” process in which products are developed under a living being perspective and get buried when they lose their vitality. However, this dynamics does not accomplish the Solid Waste National Policy’s guidelines, harms health and environmental quality and represents waste of resources. The first initiatives to question this production model and waste generation bloomed on the early 60’s. New approaches started to deal with the pollution issues caused by the production system and the industrial sector recognized the need to adapt its production process from an environmental bias. The objective of this work was to present the industrial instruments and strategies for solid waste recycling. The methodology, qualitative and exploratory, is based on bibliographic research about the recycling development in the industry. The results showed that industry began to incorporate principles of industrial ecology into its industrial processes up to the development of the “cradle to cradle” concept. These strategies enabled a new approach to the solid waste and the industry recognized the raw material associated to the by-products of a process and developed mechanisms to recover and reintroduce them into the production chain. Instruments and strategies oriented to the products, production chain and processes, pointing to the materials reuse in their respective products and by-products, enable the recycling of materials which compose solid waste.

KEYWORDS: Solid waste management, Recycling, Industrial ecology, Expanded Responsibility Producer, Cradle to cradle.

1 | INTRODUÇÃO

Ao longo do tempo, eventos na área ambiental contribuíram para o desenvolvimento de uma abordagem industrial para a reciclagem. O desenvolvimento tecnológico produziu um aumento significativo de resíduos complexos de difícil decomposição, configurando um cenário contínuo de deterioração ambiental com necessidade de mudanças nos sistemas produtivos (DEMAJOROVIC, 1995; BRAGA, 2005). Segundo LIMA (2008), a partir da década de 90, o setor empresarial, impulsionado inicialmente pela economia financeira, assumiu um posicionamento mais concreto frente às questões ambientais e para tratar os problemas de poluição de forma preventiva, adaptando o sistema produtivo rumo a uma produção mais limpa e minimizando as perdas ao longo do processo.

A sustentabilidade ambiental passou a ser considerada uma palavra-chave na agenda industrial. O setor criou Organizações Não Governamentais para participar das discussões ambientais. Nas preparativas para a RIO 92, 48 dos maiores líderes empresariais do planeta criaram, em 1990, o Conselho Empresarial para o Desenvolvimento Sustentável (BCSD) para responder às exigências da sociedade quanto às questões ambientais e estabelecer um diálogo sobre o desenvolvimento

sustentável. Desta Conferência resultou a Agenda21, que propôs aos governos e indústrias, dentre outras, a necessidade de novos modelos e instrumentos para a gestão ambiental. Em seu capítulo 21, remete a necessidade de mudanças nos padrões de produção e consumo de modo a envolver o conceito de gestão integrada do ciclo de vida – através da redução, reutilização e reciclagem para um manejo ambientalmente saudável dos resíduos sólidos.

Mais tarde, em 1995, o setor formou o Conselho Empresarial Mundial para o Desenvolvimento Sustentável (WBCSD) que passou a incluir a ecoeficiência em seus programas de trabalho, difundindo-a como uma estratégia de negócio. O compromisso mundial acerca da responsabilidade social e ambiental por parte das indústrias foi selado no início do século XXI com o Pacto Global, preparado pela Organização das Nações Unidas (ONU) a partir de princípios derivados da Declaração do Rio sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento para implementar a Agenda21 Mundial.

De um modo geral, a partir da década de 90, a indústria passou a reconhecer os impactos de seus produtos e processos e propôs-se a desenvolver uma série de instrumentos e estratégias de gestão ambiental adotados aos produtos, processos e à cadeia produtiva de maneira preventiva. Aliado a isto, a introdução do conceito ciclo de vida do produto e a diferenciação de rejeitos e resíduos contribuíram para priorizar um comportamento diferenciado nos setores de produção e consumo (DEMAJOROVIC, 1995). Como o resíduo está associado a existência de um subproduto do processo cuja matéria prima pode ser recuperada e reintroduzida na produção, a indústria desenvolveu uma abordagem sobre a reciclagem dos resíduos.

Este trabalho teve como objetivo apresentar os instrumentos e estratégias industriais para a reciclagem de resíduos sólidos.

2 | METODOLOGIA

Esta pesquisa foi desenvolvida a partir de uma abordagem qualitativa de cunho exploratório sobre o desenvolvimento industrial da reciclagem de resíduos sólidos. A metodologia utilizada neste trabalho baseou-se em uma pesquisa bibliográfica sobre o histórico da abordagem da reciclagem pelas indústrias, incluindo trabalhos científicos, livros e outras publicações pertinentes sobre o tema.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Com a premissa de que o setor industrial precisa adaptar seu processo produtivo de modo a fabricar produtos a partir de um viés ambiental, alguns instrumentos e estratégias podem auxiliar na reciclagem dos materiais. A incorporação de princípios na cadeia produtiva, em processos produtivos e/ou diretamente nos produtos pode

facilitar a reciclagem dos materiais que compõem os resíduos sólidos, assim como otimizar o uso de energia e matérias primas e reduzir as perdas desnecessárias.

Os primeiros movimentos a questionarem o modelo de produção e geração de resíduos caracterizados em um processo linear denominado por McDonough e Braungart (2002) como “do berço ao túmulo”, surgiram no início da década de 60. A partir de então, foram sugeridas novas abordagens para lidar com os problemas de poluição ocasionados pelo sistema produtivo. Na Dinamarca, em Kalundborg, ocorreu o primeiro exemplo de Simbiose Industrial, que assim como na ecologia, refere-se a uma associação benéfica entre seres vivos. Segundo Chertow (2000), isto envolve integrar as indústrias possibilitando trocas de materiais, energia, água e subprodutos, tais como refinarias de petróleo, de energia, de fabricação de gesso e farmacêutica compartilharam águas subterrâneas, superficiais e residuais, vapor e eletricidade e trocaram uma variedade de resíduos que se tornam matérias-primas em outros processos. Além disso, essa sinergia oferecida pela proximidade geográfica traria às indústrias alguma vantagem competitiva (CHERTOW, 2000).

Apartir desta primeira iniciativa, em 1963, Frederick Barnard introduziu o conceito de Ecologia Industrial, que fora difundido mais tarde por Frosch e Gallopoulos, em 1989. Esta estratégia fundamenta-se na criação de processos industriais em ciclos fechados tal como os processos naturais. Essa abordagem trouxe uma nova perspectiva ao tratamento e à destinação dos resíduos sólidos no setor industrial. Os resíduos gerados durante o processo produtivo passam a ser utilizados como insumos em outro estágio.

Segundo Demajorovic (1995), na década de 70, movimentos ambientalistas do mundo todo intensificaram os questionamentos às tradicionais formas de destinação dos resíduos sólidos. A Conferência de Estocolmo, em 1972, foi o primeiro grande encontro internacional com representantes de diversas nações que se propôs a discutir os problemas ambientais. Na ocasião, o setor industrial foi reconhecido como o principal gerador de poluição. A Declaração de Estocolmo estabeleceu 26 princípios orientados para a preservação e melhoria do meio ambiente referente à utilização de recursos naturais e poluição atmosférica, da água e do solo provenientes da industrialização. Em 1987, a Comissão Mundial sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento da ONU publicou o Relatório de *Brundtland* “Nosso Futuro Comum” para orientar as indústrias a adotarem processos mais eficientes na utilização de recursos para que gerem menos resíduos e poluição a fim de minimizar os impactos negativos sobre a saúde humana e o ambiente (MCDONOUGH e BRAUNGART, 2002). A introdução do conceito de desenvolvimento sustentável viria a sugerir um novo padrão de uso de recursos naturais, produção e consumo que considerasse a garantia de recursos para as próximas gerações.

As discussões foram amadurecidas na RIO 92 por 179 países presentes. Foi assinada a Agenda 21, que reconheceu a necessidade estratégica da adoção de novos instrumentos de gestão ambiental no processo produtivo para embasar

a indústria na sustentabilidade socioambiental e passou a incentivar a adoção da ecoeficiência (LIMA, 2008; CABRERA, 2010). Especificamente no que diz respeito aos resíduos sólidos, em seu capítulo 21, a Agenda21 discorre para além da disposição final ou de seu aproveitamento. Sugere que para um manejo saudável e adequado é fundamental uma mudança dos padrões insustentáveis de produção e consumo e utilizar o conceito de gestão integrada do ciclo de vida a partir da redução, reutilização e reciclagem. A introdução do conceito ciclo de vida do produto e a diferenciação de rejeitos e resíduos contribuíram para priorizar um comportamento diferenciado nos setores de produção e consumo (DEMAJOROVIC, 1995).

Dez anos após a RIO92, durante a reunião da Cúpula Mundial sobre Desenvolvimento Sustentável em Johannesburgo, na África do Sul, foram estabelecidas metas para a implementação da Agenda 21 em âmbito mundial e a avaliação dos obstáculos encontrados para atingir as metas da RIO92 e dos resultados alcançados. E em 2012, na Conferência das Nações Unidas sobre Desenvolvimento Sustentável (CNUDS) Rio + 20, que aconteceu no Rio de Janeiro, Brasil, a participação dos líderes dos países com relação ao desenvolvimento sustentável foi renovada e reafirmada. O documento final “O Futuro que Queremos” criou os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS), que devem substituir os Objetivos do Milênio da ONU a partir de 2015.

No início da década de 90, o setor empresarial passou a participar das discussões ambientais. Nas preparativas para a RIO 92, 48 dos maiores líderes empresariais do planeta criaram, em 1990, o Conselho Empresarial para o Desenvolvimento Sustentável, uma Organização Não Governamental para responder às exigências da sociedade quanto às questões ambientais e estabelecer um diálogo sobre o desenvolvimento sustentável. Em 1995, o Conselho Mundial da Indústria para o Meio Ambiente (WICE) e o BCSD se unem para formar o Conselho Empresarial Mundial para o Desenvolvimento Sustentável.

Esta representação das indústrias mostrou a tomada da responsabilidade de se tornarem parte da solução à medida em que incluíram a ecoeficiência em seus programas de trabalho difundindo-a como uma estratégia de negócio rumo à sustentabilidade. A sustentabilidade ambiental passou a ser considerada uma palavra-chave na agenda industrial. A indústria passou a reconhecer os impactos decorrentes de seus produtos e processos e se propôs a desenvolver instrumentos e estratégias de gestão ambiental e alterações no modelo de produção de maneira preventiva adotados aos produtos, processos e à cadeia produtiva adequando sua postura perante o meio ambiente.

A partir da década de 90 surgiu uma série de instrumentos para orientar a maneira como a indústria deveria tratar o meio ambiente e orientar alterações no modelo de produção de maneira preventiva. Estas iniciativas concentraram-se a orientar mudanças significativas no processo produtivo, implicando em uma série de alterações no comportamento de diversos atores da cadeia produtiva.

Em 1990, o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) estabeleceu princípios que constituíram a Produção Mais Limpa (P+L), que funcionam como medidas preventivas integrada aos processos, produtos e serviços para aumentar a ecoeficiência e reduzir os riscos ao homem e ao meio ambiente. Assumindo que a geração de resíduos é uma ineficiência do processo produtivo e um desperdício de matéria prima e insumos, a P+L prioriza a melhoria contínua das atividades produtivas, tanto nas tecnologias de processos como na própria gestão da empresa (LIMA, 2008). Além da conservação de recursos naturais e de energia, incluem a redução da quantidade e da toxicidade dos resíduos, rejeitos e emissões resultantes do processo produtivo. A adoção destas medidas contribui para a redução dos impactos negativos ao longo do ciclo de vida de um produto (PNUMA, 2005).

No mesmo ano, a Agência de Proteção Ambiental Norte-Americana (USEPA) lançou o Programa de Prevenção à Poluição (P2) com o objetivo de controlar as emissões e reduzir, eliminar e prevenir os resíduos industriais por meio da modificação dos processos produtivos para produzir menos resíduos, reutilizar e reciclar materiais ao invés de descartá-los (USEPA, 1992). Estas iniciativas concentraram-se a orientar mudanças significativas no processo produtivo, implicando em uma série de alterações no comportamento de diversos atores da cadeia produtiva.

A Responsabilidade Estendida do Produtor (REP) foi citada em 1990, na Suécia, pela primeira vez nos discursos ambientais, como um instrumento que viria a interferir significativamente na gestão dos resíduos sólidos e nos processos produtivos do mundo todo. O termo foi utilizado pelo Ministro de Recursos Ambientais e Naturais da Suécia, Thomas Lindhqvist, como uma estratégia de proteção ambiental na diminuição dos impactos ambientais dos produtos (ROSSEM, TOJO e LINDHQVIST, 2006). Segundo a Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OECD) trata-se de uma “abordagem da política ambiental na qual a responsabilidade física e/ou financeira dos fabricantes de um produto é estendida ao estágio de pós-consumo de seu ciclo de vida” (OECD).

Esta iniciativa europeia responsabilizou os fabricantes por todo o ciclo de vida de seus produtos, especialmente por seu retorno, reciclagem e disposição final e serviu de influência para a criação de legislações sobre responsabilidade pós-consumo no mundo todo como um princípio norteador para orientar e viabilizar a reinserção dos materiais. No Brasil, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) estabeleceu em 2010 o conceito de responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos. Neste sentido, tanto a REP quanto a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos funcionam como princípios norteadores na reinserção dos materiais à cadeia produtiva.

Em 1992, o setor de eletroeletrônicos, por meio da Associação Americana de Eletrônicos, passou a reconhecer os impactos ambientais ocasionados na produção e no descarte dos equipamentos eletrônicos e observou a necessidade de integrar preocupações ambientais na etapa da concepção dos produtos eletrônicos

(BEVILACQUA, CIARAPICA e GIACCHETTA, 2012) através do conceito de Projetar para o Meio Ambiente – *Design for Environment*. Embora tenha surgido especificamente para produtos eletrônicos, sua adoção começou a ser amplamente utilizada pelas indústrias de todos os setores. O termo foi adotado como um programa da Agência de Proteção Ambiental Americana. Hoje recebe nomes como *Life Cycle Design*, *Green Design* e, conforme Vezzoli e Manzini (2008), numa perspectiva mais ampla, *Ecodesign*.

Os produtos são projetados de modo que sejam o menos danoso possível ao meio ambiente, tanto na concepção, produção, distribuição e utilização (VEZZOLI e MANZINI, 2008). O Projetar para o Meio Ambiente reforça a necessidade de que cada parte do produto seja projetada priorizando a reutilização ou, quando não for possível, a recuperação do material. A intenção é trazer os materiais de volta ao ciclo técnico ou ao ciclo biológico. Ao considerar todo o ciclo de vida do produto, o projeto inclui os custos de fabricação, reparo, retorno e destinação final (SRIVASTAVA, 2007), ocasionando em uma redução de custos, tempo e energia a longo prazo. Eichner e Pethig (2001) destacam a importância do Projetar para o Desmonte, já Sakundarini et al. (2014) chama a atenção para o Projetar para a Reciclagem - *Design for Recycling (DfR)* que se fundamenta na combinação da concepção do produto com as práticas de reciclagem a fim de minimizar a perda dos materiais.

Segundo Coltro (2007), os estudos sobre a Análise de Ciclo de Vida (ACV), embora tenham se iniciado na década de 60 com a crise do petróleo e a preocupação acerca dos limites da extração de recursos minerais e tomado força na década de 80, só expandiram de fato na década de 90 com a sua normalização pela série de normas da ISO 14040. A primeira metodologia de ACV somente foi elaborada e divulgada em 1993 pela Sociedade de Química e Toxicologia Ambiental (SETAC). Muitos conceitos foram adotados pela *International Organization for Standardization* (ISO) que, em 1997 elaborou a ISO 14040 - Gestão ambiental, avaliação do ciclo de vida, princípios e estrutura, e as subsequentes 14041, 14042, 14043. Em 2006, junto com a ISO 14044, recebeu uma nova versão que cancelou as anteriores.

A ACV trata-se de uma ferramenta de avaliação dos impactos ambientais potenciais associados a produtos e/ou atividades ao longo de todo o ciclo de vida do produto, desde a extração da matéria-prima e produção até a circulação, o uso, disposição final ou reciclagem. A abrangência da avaliação depende das características do próprio produto e da decisão estratégica de ampliar a ferramenta ou de ajustar a características selecionadas ou mais relevantes.

Baseado nisso, em 1998 a indústria criou um mecanismo para comunicar ao consumidor os ganhos em eficiência ambiental de um produto e sua embalagem: a Rotulagem Ambiental. A ISO estabeleceu uma série de normas 14020 que, além de descrever os princípios gerais, regulamenta o desenvolvimento e o uso dos rótulos e declarações ambientais em três tipos: rotulagem ambiental (tipo I), autodeclarações ambientais (tipo II) e declarações ambientais do (tipo II) (ABRE, 2016).

Mesmo com a existência de instrumentos e estratégias que já comprovassem a sua aplicação, em 2002, McDonough e Braungart (2002) criaram o conceito “do berço ao berço” (*Cradle-to-cradle*®) para reforçar a ideia de manter todos os materiais em ciclos contínuos em que os recursos sejam usados numa lógica de criação e recuperação. Caracteriza um sistema de produção de ciclo fechado que reconhece os resíduos como recursos, no qual os produtos são especialmente projetados para que não haja perda de matéria, priorizando a seleção de materiais seguros à saúde e ao meio ambiente.

Mais tarde, essas abordagens cíclicas dos materiais foram integradas ao que se denominada como economia circular. Segundo o primeiro Relatório da Fundação Ellen MacArthur da série “*Towards the Circular Economy*” em 2013, o conceito tem origens em raízes profundas e não pode ser atribuída em uma única data ou autor. A economia circular refere-se a uma economia regeneradora que tem como objetivo manter os produtos, componentes e materiais no maior grau de reaproveitamento e valor em todos os momentos dos ciclos técnicos e biológicos.

Corroborando o cenário, em 2002, no Brasil, foi estabelecida a Bolsa de Resíduos pela Federação das Indústrias do Estado de São Paulo (FIESP) com o objetivo de estabelecer um mecanismo de divulgação de ofertas de compra e venda de resíduos industriais recicláveis. Funcionava como um banco de dados *online* de oferta de resíduos produzidos dentro das indústrias para possíveis compradores, possibilitando a disponibilização de resíduos de um segmento industrial a outro.

Em 2004, a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) lança uma Norma Brasileira para a Classificação de Resíduos Sólidos que define os resíduos como sendo: Classe I – Perigosos; Classe II – Não perigosos, nas quais a Classe II A são não-inertes e Classe II B são inertes. A partir desta classificação é possível identificar os resíduos passíveis de reciclagem em um primeiro momento.

Em 2008 a ABNT cria a NBR 13230 para normatizar a identificação de materiais plásticos para a reciclagem, facilitando a sua separação, possibilitando o aumento da qualidade da triagem e incorporação à indústria. É fundamental no estabelecimento de um sistema de logística reversa. Já a identificação dos materiais em vidro, aço, alumínio e papel é orientada pela NBR 16182 em 2013. Essa mesma norma estabeleceu o símbolo de “descarte seletivo” direcionado ao consumidor para o descarte dos resíduos sólidos recicláveis à coleta seletiva.

Dois anos depois, em 2010, foi aprovada a Lei Federal 12.305 que instituiu Política Nacional de Resíduos Sólidos. Ela dispõe sobre os princípios, objetivos, instrumentos e diretrizes relativas à gestão integrada e ao gerenciamento de resíduos sólidos, incluídos as responsabilidades dos geradores e do poder público e aos instrumentos econômicos aplicáveis, inclusive no tratamento de resíduos a partir da reciclagem.

No mesmo ano, o Decreto nº 7.404 estabelece normas para execução da Política Nacional de Resíduos Sólido, cria o Comitê Interministerial da Política Nacional

de Resíduos Sólidos - com a finalidade de apoiar a estruturação e implementação da Política Nacional de Resíduos Sólidos por meio da articulação dos órgãos e entidades governamentais, e o Comitê Orientador para a Implantação dos Sistemas de Logística Reversa.

O histórico mostra que ao longo dos anos existiu um consenso sobre a necessidade de que o setor industrial precisaria adaptar seu processo produtivo de modo a fabricar produtos a partir de um viés ambiental. Especificamente no que diz respeito à recuperação e reciclagem dos materiais, os instrumentos e estratégias orientados aos produtos, processos produtivos e à cadeia produtiva permitiram a incorporação de princípios para facilitar a reciclagem dos materiais que compõem os resíduos sólidos, assim como a otimização do uso de energia e matérias primas e a redução de perdas desnecessárias.

O levantamento das iniciativas da indústria para a reciclagem permitiu identificar um conjunto de estratégias e instrumentos orientados a produtos, processos produtivos ou à cadeia produtiva de uma maneira geral, conforme as Tabelas 1, 2 e 3.

INSTRUMENTO	DESCRIÇÃO	REFERÊNCIA
Análise de Ciclo de Vida (ACV) (1960; 1980)	Ferramenta que permite avaliar o impacto ambiental potencial associado a um produto ou atividade ao longo de todo o ciclo de vida do produto desde a extração da matéria-prima e produção até a circulação, o uso, disposição final ou reciclagem. Os primeiros estudos começaram na década de 60 com a crise do petróleo.	(COLTRO, 2007)
Responsabilidade Estendida do Produtor (REP) (1990)	Estratégia de proteção ambiental na diminuição dos impactos ambientais dos produtos ao responsabilizar o fabricante pelo ciclo de vida do produto, especialmente por seu retorno, reciclagem e disposição final. Abordagem da política ambiental na qual a responsabilidade física e/ou financeira dos fabricantes.	(ROSSEM, TOJO e LINDHQVIST, 2006)
Rótulo ambiental (1998)	Visam comunicar ao consumidor os ganhos em eficiência ambiental de um produto e sua embalagem. As normas da ISO orientam a comunicação. Tipo I: selos criados por entidades independentes para produtos com destaque como programas de selo verde; Tipo II: declarações ambientais; Tipo III: rótulos criados por entidades independentes e que passam por processo de concessão e licença de uso, como o PROCEL/INMETRO.	(BRAGA e MIRANDA 2002; B A R B I E R I , 2007).
ABNT NBR 10004 - Classificação de Resíduos Sólidos (2004)	Define os resíduos como sendo: Classe I – Perigosos; Classe II – Não perigosos, nas quais a Classe II A são não-inertes e Classe II B são inertes. A partir desta classificação é possível identificar os resíduos passíveis de reciclagem em um primeiro momento.	(ABNT, 2004)

Identificação do material para a reciclagem (2008)	A identificação dos materiais plásticos recicláveis pela NBR 13230:2008 e dos vidros, aço, alumínio e papéis orientada pela NBR 16182:2013, facilitam a triagem dos mesmos e é fundamental no estabelecimento de um sistema de logística reversa.	(ABRE, 2016)
Simbologia Técnica de Identificação de Materiais (2013)	Facilitam a identificação e separação dos materiais, fortalecendo a cadeia de reciclagem. O símbolo de “descarte seletivo” foi orientado conforme diretrizes da NBR 16182:2013 e direcionado ao consumidor para o descarte dos resíduos sólidos recicláveis à coleta seletiva.	(ABRE, 2016)

Tabela 1: Instrumentos orientados a produtos

Fonte: Adaptado de LIMA (2008)

INSTRUMENTO	DESCRIÇÃO	REFERÊNCIA
Produção Mais Limpa (1990)	Medidas preventivas integrada aos processos, produtos e serviços. Inclui a conservação de recursos naturais e de energia, a redução da quantidade e da toxicidade dos resíduos, rejeitos e emissões resultantes do processo produtivo.	(PNUMA, 2005)
Prevenção à Poluição (P2) (1990)	Programa de prevenção à poluição para controle de emissões e resíduos industriais. Reduzir, eliminar e prevenir resíduos industriais a partir da modificação dos processos e reutilização dos materiais.	(USEPA, 1992)
Bolsa de resíduos (2002)	Criada em abril de 2002 pela Federação das Indústrias do Estado de São Paulo (FIESP) como um mecanismo de divulgação de ofertas de compra e venda de resíduos industriais recicláveis.	PEREIRA, LIMA e RUTKOWSKI (2007)

Tabela 2: Instrumentos orientados para processos produtivos

Fonte: Adaptado de LIMA (2008)

ESTRATÉGIA	DESCRIÇÃO	REFERÊNCIA
Simbiose Industrial (1961)	A estratégia envolve integrar indústrias a partir de uma troca física de materiais, energia, água e subprodutos pela proximidade geográfica. Pode estar estruturada em um sistema maior, denominado de ecoparque industrial.	(CHERTOW, 2000); (TANIMOTO, 2004)
Ecologia Industrial (1963)	Baseia-se nos processos naturais que se dão em ciclos fechados. Resíduos do processo são usados como insumos. Prioriza ações para a otimização do uso de recursos, o fechamento de ciclos de materiais, a minimização de emissões, desmaterialização das atividades, redução e eliminação da dependência de fontes não-renováveis de energia.	(BARNARD, 1963); FROSCHE e GALLOPOULOS, 1989)

Projetar para o Meio Ambiente (1992)	Incorporação de critérios ambientais na fase inicial de concepção do produto. O termo foi estabelecido pela Associação Americana de Eletrônicos. Recebe ainda nomes como <i>Life Cycle Design</i> e <i>Green Design</i> e, em uma perspectiva mais ampla, <i>Ecodesign</i> .	(VEZZOLI e MANZINI, 2008)
Do berço ao berço (2002)	Um sistema que considera o ciclo de vida do produto em todos os seus estágios e no qual os resíduos passam a ser usados como recursos.	(MCDONOUGH e BRAUNGART, 2002)

Tabela 3: Estratégias orientadas para a cadeia produtiva

Fonte: Adaptado de LIMA (2008)

4 | CONCLUSÕES

O levantamento do histórico do desenvolvimento industrial para a reciclagem dos resíduos sólidos mostrou que a indústria passou a adotar aplicações práticas em seus processos industriais no final da década de 1960 com a incorporação da ecologia industrial até o desenvolvimento do conceito “do berço ao berço”. Foram adotadas estratégias e instrumentos orientados a seus produtos, processos e à cadeia produtiva de um modo geral com vistas ao reaproveitamento dos materiais contidos em seus produtos e subprodutos.

Quanto às estratégias voltadas para a cadeia produtiva, tanto a simbiose quanto a ecologia industrial proporcionaram uma nova abordagem para os resíduos sólidos. A indústria passou a reconhecer a matéria prima associada aos subprodutos de um processo e desenvolveu mecanismos para a sua recuperação e reintrodução ao processo produtivo por meio da reciclagem. Esses mecanismos foram reforçados com a estratégia da economia circular presente no sistema “do berço ao berço”, no qual os produtos devem ser concebidos considerando a recuperação de seus materiais.

Assim, para proporcionar a reciclagem dos materiais podem ser adotadas algumas medidas orientadas para os produtos desde o momento de desenvolvimento, facilitando ou dificultando a sua reintrodução como matéria de volta ao ciclo produtivo, como é o caso da estratégia de Projetar para o Meio Ambiente e Projetar para a Reciclagem. Alterações no processo produtivo orientam a prevenção da geração de resíduos e o seu reaproveitamento em alguma outra etapa produtiva.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMBALAGEM (ABRE). Embalagem e sustentabilidade: desafios e orientações no contexto da economia circular.

ABRE/CETESB/CETEA: Thiago Urtado Karashi et al.; Coordenação: Bruno Pereira. São Paulo: CETESB, 2016.

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Norma Brasileira 10004. Classificação de Resíduos. Rio de Janeiro, 2004.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Norma Brasileira 13230. Embalagens e acondicionamento plásticos recicláveis - Identificação e simbologia. 2008.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Norma Brasileira 16182. Embalagem e acondicionamento – Simbologia de orientação de descarte seletivo e de identificação de materiais. 2013.
- BARBIERI, J. C. Desenvolvimento e Meio Ambiente: As estratégias de mudanças da agenda 21. Petrópolis, RJ: Vozes, 2003.
- BARNARD, F. *Education for management conceived as a study of industrial ecology. The Vocational Aspect of Education*, 15:30, 22-26p. 1963.
- BEVILACQUA, Maurizio; CIARAPICA, Filippo Emanuele; GIACCHETTA, Giancarlo. *Design for Environment as a Tool for the Development of a Sustainable Supply Chain*. 2012. Springer-Verlag London Limited. 374 p.
- BRAGA, B. Introdução à Engenharia Ambiental. 2 ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.
- BRAGA, S.; MIRANDA, L.C. de (Org). Comércio e Meio Ambiente: uma agenda positiva para o desenvolvimento sustentável. Brasília: MMA/SDS, 2002. 310p.
- CABRERA, Magali López. O instrumento Ecoeficiência para os processos industriais. Dissertação de Mestrado da Faculdade de Engenharia - Civil, Arquitetura e Urbanismo. Universidade Estadual de Campinas. Campinas, SP, 2010.
- CHERTOW, Marian R. *Industrial Symbiosis: Literature and Taxonomy. Annual Review Energy Environment*, n.25, p. 313-337, 2000.
- COLTRO, L. (Org). Avaliação do Ciclo de Vida como Instrumento de Gestão. Campinas: CETEA/ITAL, 2007.
- DEMAJOROVIC, J. Da política tradicional de tratamento do lixo à política de gestão de resíduos sólidos: As novas prioridades. 1995. Revista de Administração de Empresas São Paulo, v. 35, n.3, p. 88-93p. Mai/Jun.
- EICHNER, T.; PETHIG, R. *Product Design and Efficient Management of Recycling and Waste Treatment. Journal of Environmental Economics and Management*. 41, 109–134. 2001.
- FROSCHE, R. A.; GALLOPOULOS, N. E.; *Strategies for manufacturing. Scientific American* 261. 1989. 144-152p.
- LIMA, J., Abordagens Industriais Ambientais: solucionar problemas de poluição ou buscar sustentabilidade ambiental? Dissertação de Mestrado da Faculdade de Engenharia - Civil, Arquitetura e Urbanismo. Universidade Estadual de Campinas. Campinas, SP. 2008.
- MCDONOUGH, W.; BRAUNGART, M. *Cradle to cradle: Remaking the way we make things*. 2002.
- PEREIRA, A. S.; LIMA, J. C. F.; RUTKOWSKI, E. W. Ecologia Industrial no Brasil: uma discussão sobre as abordagens brasileiras de simbiose industrial. In: IX Encontro Nacional sobre Gestão Empresarial e Meio Ambiente, 2007, Curitiba/PR. Anais do IX Encontro Nacional Sobre Gestão Empresarial e Meio Ambiente, 2007.

PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O MEIO AMBIENTE (PNUMA). A Produção Mais Limpa e o Consumo Sustentável na América Latina e Caribe. Coord: PNUMA-ORPALC (Diego Masera e Cristina Montenegro), CETESB (Lineu José). São Paulo, 2005.

ROSSEM, C. van; TOJO, N.; LINDHQUIST, T. *Extended Producer Responsibility - An examination of its impact on innovation and greening products. Report commissioned by Greenpeace International, Friends of the Earth and the European Environmental Bureau (EEB)*. 2006.

SAKUNDARINI, N.; TAHA, Z.; ABDUL-RASHID, S. H.; GHAZILA, R. A.; *Incorporation of high recyclability material selection in computer aided design. Materials and Design* 56. 2014. 740–749p.

SRIVASTAVA, S. K. *Green supply-chain management: A state-of-the-art literature review. International Journal of Management Reviews*. V 9. Issue 1 53–80p. 2007.

TANIMOTO, A. H. Proposta de Simbiose Industrial para minimizar os Resíduos Sólidos no pólo petroquímico de Camaçari. Dissertação de Mestrado da Escola Politécnica da Universidade Federal da Bahia. Salvador, BA. 2004.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). WASHINGTON, D.C. 20460. 1992. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2014-09/documents/pollprev.pdf>

VEZZOLI, C.; MANZINI, E. *Design for Environmental Sustainability*. Springer. 2008.

DIAGNÓSTICO DE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS DE SAÚDE A PARTIR DE UMA FERRAMENTA DE AUTOANÁLISE

Luiza Portz

Universidade de Santa Cruz do Sul, Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental, Santa Cruz do Sul - RS.

Rosí Cristina Espíndola da Silveira

Universidade de Santa Cruz do Sul, Departamento de Engenharia, Arquitetura e Ciências Agrárias, Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental, Santa Cruz do Sul - RS.

Ênio Leandro Machado

Universidade de Santa Cruz do Sul, Departamento de Química e Física, Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental, Santa Cruz do Sul - RS.

Lourdes Teresinha Kist

Universidade de Santa Cruz do Sul, Departamento de Química e Física, Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental, Santa Cruz do Sul - RS.

RESUMO: Objetivo A presente pesquisa objetivou quantificar os RSS gerados em unidades públicas de saúde de um município do interior do estado do Rio Grande do Sul, qualificar sua segregação e desenvolver uma ferramenta para avaliação dos impactos causados pelo seu gerenciamento. **Materiais e Métodos** Realizou-se um diagnóstico qualitativo e quantitativo nas Unidades Básicas de Saúde (UBS), nas Unidades de Estratégia de Saúde da Família (ESF) e nas demais

fontes geradoras de RSS. A ferramenta para avaliação de impactos do gerenciamento de RSS constitui-se de uma Matriz de Interação, aplicada através do *software* Microsoft Excel. Nessa ferramenta foram feitas adaptações a partir da Matriz de Leopold, permitindo a aplicação do processo para os RSS. **Resultados** Em três meses de pesquisa foram gerados 403,85kg de RSS nas unidades pesquisadas, totalizando 563 amostras coletadas. Destas, a média de composição mássica foi de 0,72kg/amostra, sendo que 63,6% dos resíduos não estavam devidamente segregados. Criou-se uma ferramenta adaptada da matriz de Leopold para avaliar os impactos do gerenciamento de RSS. Nela foi possível cruzar informações entre as fases do gerenciamento e seus aspectos, ponderando valores de magnitude e importância. A multiplicação destes aspectos resultou no índice de impactos do gerenciamento. **Conclusão** A ferramenta utilizada e os índices obtidos atestaram servir como motivadores para tomada de decisão, permitindo identificar as fases mais impactantes.

PALAVRAS-CHAVE: Resíduos de Serviços de Saúde; Impactos; Gerenciamento; Segregação.

HEALTH WASTE MANAGEMENT DIAGNOSIS

ABSTRACT: Objective Health Waste (HW) demand attention in that its impact is on public health and the environment and can settle potential sources of disease and infection. Evaluate and rank RSS management of impacts is a way to generate data for the definition and development of programs and projects, focusing on the actions that need to be monitored, mitigated and or avoided. This research aimed to quantify the WH generated in public health units in a city of Rio Grande do Sul state, qualify segregation and develop a tool to evaluate the impacts caused by its management. **Materials and Methods** A qualitative and quantitative analysis in Basic Health Units was conducted (UBS) at the Family Health Strategy Units (ESF), as well as the other RSS-generating sources. The tool used to evaluate the RSS management impacts was constituted of an Interaction Matrix applied through the Microsoft Excel software. Adaptations on this tool were made from the Leopold Matrix, enabling the application process for the RSS. **Results** In three months of research were generated 403,85kg of HW in the units, totaling 563 samples collected. Of these, the average of composition mass was 0,72kg / sample, and 63.6% of the waste were not properly segregated. It has created an adapted tool Leopold matrix to assess the impacts of HW management. It was possible to cross information between the phases of management and its aspects, weighting values of magnitude and importance. The multiplication of these aspects resulted in management impacts index. **Conclusion** The tool used and the obtained indices testified serve as motivators for decision making, allowing to identify the most impactful phases.

KEYWORDS: Health Waste; Impacts; Management; Segregation.

1 | INTRODUÇÃO

Os serviços de saúde geram resíduos sólidos que representam pequena parcela do total produzido em uma cidade: de 1 a 3% (Moresch *et al.* 2014). Contudo, requerem cuidados especiais, em função de parte deles serem constituídos de materiais com grande concentração de organismos patogênicos, concebendo riscos à saúde e ao meio ambiente, quando gerenciados de forma incorreta (Orofino, 1996). Estabelecimentos prestadores de cuidados em saúde, tais como hospitais, clínicas médicas e odontológicas, laboratórios de análises clínicas e postos de coletas, clínicas veterinárias, ambulatórios médicos, farmácias e drogarias são geradores dos Resíduos de Serviços de Saúde (RSS) (ANVISA, 2006).

Estes resíduos são classificados em grupos, de acordo com suas características: A (resíduos potencialmente infectantes); B (resíduos químicos); C (resíduos radioativos); D (resíduos comuns) e E (resíduos perfurocortantes) (CONAMA, 2005). Independente do grupo nos quais se enquadram, os RSS devem ser gerenciado de acordo com as seguintes etapas: segregação, acondicionamento, identificação, transporte interno, armazenamento temporário, tratamento, armazenamento externo,

coleta e transporte externos e disposição final.

A falta de informações quanto à geração de resíduos por unidade/semana certamente contribui para um gerenciamento inadequado de RSS, o qual pode cotizar-se com riscos ao trabalhador, à saúde pública e ao meio ambiente (Confortin, 2001). Nesse contexto, dado à carência de dados qualitativos e quantitativos sobre os Resíduos de Serviços de Saúde no município de pesquisa, observa-se a importância uma avaliação do seu gerenciamento.

Assim sendo, esta pesquisa teve como objetivo averiguar o gerenciamento dos RSS nas unidades públicas de saúde de um determinado município gaúcho e criar uma ferramenta para avaliação de seus impactos. O estudo das características qualitativas e quantitativas dos RSS do município em questão facilitará a criação do seu Plano de Gerenciamento, além de adequar o sistema estabelecido pelas normas à realidade existente.

Este trabalho deu-se em três etapas distintas. A primeira etapa constou de um estudo da bibliografia disponível e da legislação existente no país, sobre os RSS, em termos de terminologia, de classificação e de gerenciamento. A segunda etapa referiu-se à constatação *in loco* do gerenciamento dos RSS, nas Unidades Básicas de Saúde e Unidades de Estratégia da Família do município, sendo apontada como diagnóstico. A terceira etapa foi a criação e aplicação de uma ferramenta para análise de impactos causados pelo gerenciamento de RSS.

Devido à heterogeneidade dos RSS, vários instrumentos têm sido criados para auxiliar em sua classificação e, conseqüentemente, no seu gerenciamento adequado (Sánchez e Ortolano, 2006). A partir do conhecimento de alguns tipos de matrizes utilizadas em processos de avaliação de impactos ambientais, procurou-se desenvolver uma matriz que apresentasse, de forma mais direta, uma interação entre a determinada ação e seus impactos.

Baseada na matriz proposta por Leopold, a ferramenta possibilita o cruzamento de informações entre fases do gerenciamento de RSS e seus aspectos, para, em seguida, ponderar a magnitude e a importância de cada impacto. O resultado deste cruzamento de informações reproduz um índice de impacto, o qual permite rápida identificação, ainda que preliminar, dos problemas de gerenciamento.

A ferramenta permitirá à Secretaria Municipal de Saúde deste município verificar os impactos oriundos do gerenciamento de RSS, conferindo-lhe a visualização de quais são as fases mais sensibilizadas deste gerenciamento. Trata-se de uma matriz eficiente que admite, além de uma estimativa de cada estabelecimento de saúde individualmente, uma estimativa geral, favorável para a autoavaliação da própria Secretaria de Saúde, auxiliando o direcionamento de suas atuações para o controle da qualidade ambiental referente ao gerenciamento de RSS e da segurança de profissionais de saúde, pacientes e comunidade.

2 | METODOLOGIA

Realizou-se um diagnóstico qualitativo e quantitativo nas Unidades Básicas de Saúde (UBS), nas Unidades de Estratégia de Saúde da Família (ESF) e nas demais fontes geradoras de RSS de responsabilidade municipal, pertencentes a um município do interior do Rio Grande do Sul. Para tal, foram medidas a composição mássica de todos os RSS gerados nas unidades supramencionadas (seis em sua totalidade) durante três meses, fazendo o uso de uma balança portátil, devidamente auferida. Também foram qualificados os resíduos como segregados ou não segregados, por meio na análise visual, após a abertura das embalagens, para averiguar sua separação.

Todas as unidades de saúde foram visitadas para aplicação de questionário e a fim de perceber suas principais demandas, dificuldades e facilidades. Para a coleta de dados foi elaborado um *check list*, respondido com o auxílio dos profissionais responsáveis pelas unidades, com questões abertas e fechadas, construído com base na resolução nº 306 de 2004 da ANVISA (ANVISA, 2004). As visitas foram realizadas contando com relatórios e levantamento fotográfico. Também foi utilizado um diário de campo para registro de dados relacionados à geração e manejo de resíduos que não estivessem contemplados no *check list*. Os dados foram processados no programa *Statistical Package for Social Science for Windows* (SPSS) versão 20 (IBM 2006), analisados por meio de estatística descritiva (medidas de frequência simples) e agrupados em forma de tabelas.

A ferramenta para avaliação de impactos do gerenciamento de RSS constituiu-se de uma Matriz de Interação, aplicada através do *software* Microsoft Excel (ME 2013). A opção pelo método de Matriz de Interação foi escolhida considerando os recursos disponíveis, o tempo para aplicação, os dados existentes e a possibilidade da obtenção das informações. Outro fator decisivo para escolha do *software* é seu fácil acesso pela municipalidade.

Nessa ferramenta foram feitas adaptações a partir da Matriz de Leopold (Leopold *et al*, 1971), permitindo a aplicação do processo para os RSS. A matriz de interação foi organizada em linhas e colunas, onde, no eixo das colunas foram elencadas fases do gerenciamento de RSS e, nas linhas, foram dispostas as fases do gerenciamento dos RSS (Figura 1). São aspectos elencados: economia, sensibilização, segurança ocupacional, vetores, contaminação e danos ao meio ambiente. São fases do gerenciamento elencadas: segregação acondicionamento, identificação, transporte interno e armazenamento temporário.

É importante salientar que o resultado da ponderação de atributos não é uma medida do impacto, no sentido físico de uma grandeza que possa servir de padrão para avaliar outras do mesmo gênero, mas uma apreciação qualitativa da importância do impacto (Sánchez e Ortolano, 2006).

Posteriormente, cada cruzamento da matriz foi calculado quanto a magnitude e

importância. Para a magnitude considerou-se a soma dos pesos determinados para os atributos extensão, periodicidade e intensidade. Já a importância deu-se a partir o resultado da soma dos valores dos atributos de ação, ignição e criticidade (Figura 2).

FASES DO GERENCIAMENTO	ASPECTOS														ÍNDICE FINAL
	SENSIBILIZAÇÃO		ECONOMIA		SEGURANÇA OCUPACIONAL		VEIORES		CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL		DANOS AO MEIO AMBIENTE		MÉDIAS		
	M	I	M	I	M	I	M	I	M	I	M	I	M	I	
SEGREGAÇÃO															
ACONDICIONAMENTO															
IDENTIFICAÇÃO															
TRANSPORTE INTERNO															
ARMAZENAMENTO TEMPORÁRIO															

Figura 1: Ferramenta proposta.

Fonte: adaptada de Leopold (Leopold *et al*, 1971).

Magnitude	M	I	Importância
Extensão (1 a 4 pontos)			Ação (1 a 4 pontos)
Periodicidade (1 a 3 pontos)			Ignição (1 a 3 pontos)
Intensidade (1 a 3 pontos)			Criticidade (1 a 3 pontos)
Soma da magnitude			Soma da importância

Figura 2: Atributos de Magnitude e Importância (Rocha *et al*, 2005).

Fonte: Adaptado de ROCHA et al (2005).

Os atributos de impacto, com suas escalas numerais (valores que são referidos a cada atributo), possibilitaram melhor análise quantitativa. Cada atributo possui 3 a 4 opções que o identificam.

Para calcular a magnitude dos impactos foram levados em conta os atributos:

- Extensão – tamanho da ação ambiental ou área influenciada. Pode ser pequena, média, grande ou muito grande;
- Periodicidade – é a duração do efeito da ação. Pode ser permanente, variável e temporária;
- Intensidade – alta, média e baixa. Definidas pela dimensão da ação impactante.

Para calcular a importância dos impactos foram levados em conta os seguintes atributos:

- Ação – é dada pelo número de efeitos que a ação causa;
- Ignição - Tempo que a ação leva para ser percebida. Ou seja, tempo entre a ação e o efeito;
- Criticidade- nível de interatividade entre os fatores de ação e efeito.

Após o preenchimento de todos os cruzamentos da matriz, calculou-se o valor médio de magnitude e importância de cada linha. Para obter o índice final foram multiplicadas as médias de magnitude por importância, de modo a gerar um índice de impactos do gerenciamento de RSS para cada fase do gerenciamento. Quando os impactos eram nulos optou-se por preencher a célula com a sigla de NI (Não Impactante) sendo que, nesses casos, não se incluiu os mesmos nas médias finais.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÕES

O município estudado possui um sistema de gerenciamento de RSS baseado em procedimentos implantados, não havendo um Plano de Gerenciamento de Resíduos de Serviço de Saúde implementado a partir de bases científicas e legais. A operacionalização apenas cumpre o papel de controlar os riscos eminentes, impossibilitando a minimização dos resíduos com segurança e economia em todas as etapas de manejo.

De maneira geral as seis unidades comportam-se de forma similar. Possuem dificuldades em comum e dependem da gestão municipal para realizar uma política educacional que abranja os RSS.

De todas as unidades visitadas, apenas uma delas trabalhava com colaboradores confiantes quanto ao seu conhecimento sobre do assunto abordado. Nas demais unidades percebeu-se uma insegurança dos funcionários e sentimento de descaso dos gestores. Uma deficiência notável é a falta de treinamento do quadro pessoal para lidar com RSS. Poucos colaboradores estão habituados com os métodos necessários para o gerenciamento adequado de resíduos.

Além disso, as coletas de RSS normalmente são de competência dos trabalhadores encarregados pelos serviços gerais, com baixa escolaridade, que executam a maior parte das atividades sem a devida orientação ou com proteção insuficiente. Desse modo, além de equipamentos de proteção individual, educação e

treinamento adequados devem ser oferecidos a todos os trabalhadores. É importante que esses ensinamentos instruam como se proteger dos riscos intrínsecos da atividade, como gerenciar resíduos e, em especial, como minimizar os resíduos e realizar a segregação corretamente.

A instrução dos funcionários para a adequada segregação dos RSS nas Unidades de Saúde é de suma importância, pois resulta no encaminhamento diferenciado dos resíduos que realmente necessitam desses procedimentos, reduzindo as despesas com o tratamento de resíduos não contaminados. Deste modo, seria necessário realizar treinamentos de rotina e processos de educação continuada.

O montante de resíduos coletados nos três meses de pesquisa foi de 403,85 kg, tendo uma média mensal de 134,6 kg. Se considerarmos um ano, o valor gerado tem a projeção de 1615,4 kg. Deste valor, a média de composição mássica por amostra é de 0,72 kg, sendo o valor máximo encontrado em cada unidade 4,3 kg e o mínimo de zero, quando não havia produção.

O diagnóstico apontou que, das 569 amostras analisadas, 369 não estavam devidamente segregadas, representando um percentual de 63,6%. As frequências observadas demonstram que a maioria dos casos contém resíduos de Classe D, devendo ser destinados como resíduos domésticos. Isso representa graves problemas de segregação, além de gastos desnecessários para destinar os resíduos indevidamente misturados. Destes casos, 15,1% das observações apresentam embalagens de materiais, ressaltando a importância de realizar a sensibilização de funcionários no que diz respeito à segregação dos resíduos. Outro problema encontrado em 3,3% das observações foi a mistura de algodão infectado aos resíduos perfurocortantes.

A ferramenta proposta foi aplicada em todas as unidades a fim de verificar a eficiência do gerenciamento de RSS em cada uma delas. Esta aplicação, em um primeiro momento, permite perceber os pontos a serem melhorados a partir da implantação do PGRSS. Posteriormente, a aplicação dar-se-á com intuito de melhoria contínua do gerenciamento de RSS. Ela possibilitou identificar as falhas de gerenciamento de cada unidade e quais são suas fases mais carentes.

Os resultados obtidos foram sintetizados em um quadro com os índices finais de todas as unidades estudadas e as fases do gerenciamento. A partir da Tabela 1 é possível afirmar que a unidade que tem o gerenciamento menos impactante é o Auxiliadora. Posteriormente tem-se a unidade Central e Moinhos. Já as unidades que mais geram impactos são Imigrantes, Boa União e Indústrias.

Bairro /fase	Segregação	Acondicionamento	Identificação	Transporte interno	Armazenamento temporário	Índice final
Auxiliadora	21,1	9	24,65	9	21,3	17,01
Central	19,8	10,5	20,2	30	21,8	20,46
Imigrantes	40,8	12,9	35,8	22,5	43,5	31,1

Moinhos	24	22,5	29,1	14,8	14	20,88
Boa União	20,2	12,9	30,2	25	22	23,86
Indústrias	26,5	15,5	36	16	18,4	22,48

Tabela 1: Índices de impactos do gerenciamento de RSS.

Percebe-se que, no quesito segregação, a unidade de Imigrantes obteve a maior pontuação no índice de impactos. Na fase de acondicionamento, observa-se maior índice de impactos na unidade Moinhos. Identificação tem maior índice na unidade Boa União, mas com pouca diferença numérica com as demais. No quesito transporte interno, o índice de maior impacto fica com a unidade Central e, por último, o maior índice de impacto para armazenamento temporário fica com a unidade Imigrantes.

Para melhor visualizar as fases do gerenciamento que mais geram impactos e os bairros que mais contribuem para tais impactos no município organizou-se um posicionamento ordenado dos índices de impactos que mais pontuaram. Este posicionamento, chamado de *ranking*, ordena os 10 impactos mais significativos do município, como pode ser visto na Tabela 2.

Posição	Pontuação	Bairro	Fase do Gerenciamento
1º	43,5	Imigrantes	Armazenamento Temporário
2º	40,8	Imigrantes	Segregação
3º	36	Indústrias	Identificação
4º	35,8	Imigrantes	Identificação
5º	30,2	Boa União	Identificação
6º	30	Central	Transporte Interno
7º	29,1	Moinhos	Identificação
8º	26,5	Indústrias	Segregação
9º	25	Boa União	Transporte Interno
10º	24,65	Auxiliadora	Identificação

Tabela 2: *Ranking* de índices de impactos do gerenciamento de RSS.

Pode-se discernir os impactos mais significativos do gerenciamento de RSS de responsabilidade municipal. São eles: armazenamento temporário, segregação, identificação e transporte interno.

Fato que é bastante notório no ranking abordado é que 50% das posições são ocupadas pelos problemas de identificação. Posteriormente tem-se segregação e transporte interno ocupando, cada uma delas, 20% do *ranking*. Por último e não menos importante, o maior índice de impactos - armazenamento temporário - ocupa apenas 10% do *ranking*, contudo, por representar o índice mais alto requer medidas corretivas urgentes.

O município de estudo tem a necessidade de concretizar o gerenciamento

de RSS na redação de um Plano, baseado no que dita RDC N° 306/2004 da ANVISA (ANVISA, 2004), que cumpra as exigências legais e normatize as ações a ele referentes, de forma organizada e eficaz. Assim, a administração gerará uma ferramenta para minimizar os riscos e impactos ambientais (Almeida, 2003). Este plano deve envolver todas as etapas do sistema, que vai desde a geração, até a disposição final dos RSS (Confortin, 2001). É conveniente que o mesmo seja elaborado por uma equipe multidisciplinar, envolvendo profissionais da saúde e da esfera ambiental sendo um destes, obrigatoriamente, o responsável técnico do PGRSS, com registro ativo junto ao seu Conselho de Classe.

A eficácia do Gerenciamento dos Resíduos de Saúde foi averiguada a partir da ferramenta proposta. O modelo oferece condições para que cada Unidade Municipal de Saúde reconheça claramente os aspectos falhos em seu gerenciamento de RSS e tenha diretrizes para seu aprimoramento. Também permite que a Secretaria de Saúde controle o gerenciamento dos RSS sob sua responsabilidade, mantendo um monitoramento eficiente.

Evidenciou-se que existe uma lacuna no que diz respeito à segregação dos RSS, sendo necessárias mudanças nos hábitos dos profissionais, para que estes aprimorem seus conhecimentos e se sensibilizem acerca da importância do assunto. Os dados sugerem a necessidade de um trabalho articulado e simultâneo de divulgação e sensibilização para a prática correta de segregação. Em relação ao contexto de produção de RSS foi constatado que o contingente de resíduos produzidos pode diminuir, uma vez que a segregação inclui aos RSS resíduos de classe D, os quais podem ser considerados resíduos comuns, sem necessidade de tratamento especial. Recomenda-se que sejam realizadas ações educativas e orientações permanentes acerca do assunto.

4 | CONCLUSÃO

Conclui-se que ferramentas avaliativas são de grande relevância para instrumentalizar profissionais e gestores da saúde no que concerne o gerenciamento dos RSS. Dessa forma, as evidências vistas a partir da aplicação da ferramenta podem dar efetividade às intervenções previstas na legislação brasileira, de modo a concretizar ações coerentes e planejadas.

A aplicação do modelo pelas Unidades de Saúde é de grande viabilidade, sendo o *software* necessário para processar a ferramenta de análise amplamente disseminada e de fácil acesso, de modo a permitir uma avaliação equilibrada do gerenciamento de RSS, favorecendo um padrão de qualidade, uma vez que utiliza os mesmos critérios para todos os estabelecimentos de saúde. O modelo também facilita o trabalho de Vigilância Sanitária, tanto no que diz respeito ao gerenciamento de RSS, quanto do reconhecimento da condição de capacitação (para elaboração,

implantação e manutenção do gerenciamento de resíduos de serviços de saúde) dos gestores das entidades sob sua responsabilidade.

Para implementar o manejo seguro dos RSS é necessário a integração de alguns fatores: conhecimento dos tipos de RSS gerados; atenção com aspectos de biossegurança; identificação adequada dos RSS; adoção de procedimentos baseados em normas específicas; elaboração, implantação e atualização do PGRSS; segregação apropriada dos RSS de acordo com as recomendações legais; capacitação de colaboradores. Também pode ser considerado fundamental que haja o planejamento das ações e a promoção de melhorias para que o gerenciamento destes resíduos seja eficaz, desde a geração até a destinação dos mesmos.

O cuidado com os RSS representa uma das atribuições dos profissionais de saúde. Para se alcançar o gerenciamento efetivo desses resíduos faz-se necessário não apenas a organização e sistematização dessas fontes geradoras, mas, fundamentalmente, o despertar de uma consciência humana e coletiva dos profissionais que atuam nesses ambientes (Corrêa *et al*, 2008).

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, Vera Lucia de. **DAES – Modelo para diagnóstico Ambiental em Estabelecimentos de saúde**. 2003. Dissertação 131 f. (Programa de Pós-graduação em Engenharia da Produção). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2003.
- ANVISA, Agência Nacional de Vigilância Sanitária. *Gerenciamento de resíduos de serviços de saúde* [Internet]. Brasília (DF); 2006.
- ANVISA, Agência Nacional de Vigilância Sanitária. *Resolução da Diretoria Colegiada nº306 de dezembro de 2004*. Dispõe sobre o Regulamento técnico para o gerenciamento de resíduos de serviços de saúde. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Brasília: Ministério da Saúde; 2004.
- CONAMA, Conselho Nacional de Meio Ambiente. *Resolução nº 358, de abril de 2005*. Dispõe sobre o tratamento e a disposição final dos resíduos do serviço de saúde e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, 2005.
- CONFORTIN, Ana Cristina. **Estudos dos resíduos de serviços de saúde do Hospital Regional do Oeste/SC**. 2001. 183 f. Dissertação (Programa de Pós-graduação em Engenharia da Produção). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2001.
- CORRÊA, L.B.; LUNARDI, V. L., SANTOS, S. S. C. **Construção do saber sobre resíduos sólidos de serviços de saúde na formação em saúde**. *Rev Gaúcha Enferm.* v. 29, n. 4, p. 557-564, 2008.
- IBM, *Statistical Package for the Social Sciences (SPSS)*. [Software] Chicago : [s.n.], 2006. Versão 20.
- LEOPOLD, L. B.; CLARKE, F. E.; HANSHAW, B. B.; BALSLEY, J. E. **A procedure for evaluating environmental impact**. *U.S. Geological Survey Circular 645*, Washington, D.C. 1971.
- Microsoft Excel [Software]. Versão 2013.
- MORESCH, C.; REMPEL, C.; BACKES, S.D.; CARRENO, I.; SIQUEIRA, D.F.; MARINA, B. **A importância dos resíduos de serviços de saúde para docentes, discentes e egressos da área da saúde**. *Rev. Gaúcha Enferm.*, v. 35, n. 2, p. 20-6, 2014.

ROCHA, J. S. M.; GARCIA, S. M.; ATAIDES, P. R. V. **Manual de avaliações de impactos e passivos ambientais**. Santa Maria: Ed. Palloti, 2005.

SÁNCHEZ E.T.; ORTOLANO L. **Influence of Organizational Learning on Water Pollution Control in Colombia's Cauca Valley**. *International Journal of Water Resources Development*. v. 21, n. 3, p. 493-508, 2006.

OROFINO, Flávia Vieira Guimarães. **Aplicação de um sistema de suporte multicritério - saaty for Window- na gestão de resíduos sólidos de serviços de saúde: caso do hospital Celso Ramos**. 1996. 137 f. Dissertação (Programa de Pós-graduação em Engenharia). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 1996.

DIAGNÓSTICO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS EM UM JARDIM BOTÂNICO

Eduardo Antonio Maia Lins

Universidade Católica de Pernambuco e Instituto
Federal de Pernambuco
Recife – Pernambuco

Natália de Cássia Silva Melo

Universidade Católica de Pernambuco
Recife – Pernambuco

Luiz Oliveira da Costa Filho

Universidade Católica de Pernambuco
Recife – Pernambuco

Luiz Vital Fernandes Cruz da Cunha

Universidade Católica de Pernambuco
Recife – Pernambuco

Sérgio Carvalho de Paiva

Universidade Católica de Pernambuco
Recife – Pernambuco

Fábio José de Araújo Pedrosa

Universidade Católica de Pernambuco e
Universidade de Pernambuco
Recife – Pernambuco

Cecília Maria Mota Silva Lins

Universidade Federal Rural de Pernambuco
Cabo de Santo Agostinho – Pernambuco

Andréa Cristina Baltar Barros

Centro Universitário Maurício de Nassau
Recife – Pernambuco

Maria Clara Pestana Calsa

Centro Universitário Maurício de Nassau
Recife – Pernambuco

Adriane Mendes Vieira Mota

Centro Universitário Maurício de Nassau

Recife – Pernambuco

Roberta Richard Pinto

Universidade Católica de Pernambuco
Recife – Pernambuco

Daniele de Castro Pessoa de Melo

Instituto Tecnológico de Pernambuco
Recife – Pernambuco

RESUMO: O consumo exacerbado tem gerado uma grande quantidade de “lixo”; a destinação destes resíduos tem sido um grande desafio para os gestores públicos, e a solução exige conhecimentos, estudos, projetos bem mantidos e operados sem alterar as condições do meio ambiente. Desta forma, a busca por soluções nessa área de resíduos reflete a demanda da sociedade que pressiona por mudanças. Desse modo, este trabalho teve como objetivo realizar um diagnóstico dos resíduos sólidos gerados no Jardim Botânico do Recife. Para tal, realizou-se uma caracterização quantitativa e qualitativa dos resíduos sólidos em um período de seis dias consecutivos. Pôde-se constatar que no Jardim Botânico em Recife, os resíduos sólidos gerados enquadram-se na categoria urbanos não perigosos (Classe 2), em sua maioria constituída de matéria orgânica, sendo produzida uma média diária de 29,750 kg de resíduos, onde 39% (11,500 kg) são orgânicos; 7% (2,200 kg) metal; 26% (7,6 kg) plástico; 2%

(0,500 g) vidro; 23% (7 kg) papel e 3% (0,950 g) os resíduos considerados como outros. Diante do exposto, verificou-se a necessidade da elaboração de uma proposta de Reutilização/Destinação dos resíduos sólidos e da importância de implementação de um Plano de Gestão de Resíduos Sólidos para o Jardim Botânico do Recife.

PALAVRAS-CHAVE: Análise, Lixo, Gestão, Reciclagem.

DIAGNOSIS OF SOLID WASTE IN A BOTANICAL GARDEN

ABSTRACT: Exacerbated consumption has generated a large amount of “waste”; The disposal of this waste has been a major challenge for public managers, and the solution requires knowledge, studies, projects well maintained and operated without changing environmental conditions. Thus, the search for solutions in this area of waste reflects the demand of society that presses for change. Thus, this work aimed to make a diagnosis of solid waste generated in the Botanical Garden in Recife. To this end, a quantitative and qualitative characterization of solid waste was performed over a period of six consecutive days. It can be seen that in the Recife Botanical Garden, the solid waste generated falls into the non-hazardous urban category (Class 2), mostly made up of organic matter, producing a daily average of 29,750 kg of waste. % (11,500 kg) are organic; 7% (2,200 kg) metal; 26% (7.6 kg) plastic; 2% (0.500 g) glass; 23% (7 kg) paper and 3% (0.950 g) waste considered as others. Given the above, it was verified the need to elaborate a proposal for Reuse / Disposal of solid waste and the importance of implementing a Solid Waste Management Plan for the Recife Botanical Garden.

KEYWORDS: Analysis, Waste, Management, Recycling.

1 | INTRODUÇÃO

O crescimento acelerado da população e o uso de um modelo de industrialização que utiliza a exploração dos recursos naturais para promover a sustentação das suas linhas de produção de bens materiais são fatores determinantes na geração de resíduos sólidos. Hoje em dia, o progresso significa produzir mais, induzindo assim, a um consumo cada vez maior de bens materiais, que, ligados a conceitos de praticidade e facilidade, levaram a mentalidade do descartável a difundir-se rapidamente. A Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT, define resíduos como os “restos das atividades humanas, considerados pelos geradores como inúteis, indesejáveis ou descartáveis, podendo apresentar-se no estado sólido, semi-sólido ou líquido, desde que não seja passível de tratamento convencional” (ABNT/ NBR 10004/2004).

Almeida (2015) cita que até a Revolução industrial o lixo era composto basicamente de restos e sobras de alimentos; a partir dessa era passou a ser identificado, também por todo e qualquer material descartado e rejeitado pela sociedade, ocasionando um aumento da quantidade de resíduos gerados e não utilizados pelo homem, provocando a contaminação do meio ambiente e trazendo

riscos à saúde humana, principalmente nas áreas urbanas, e não houve uma adequação para as áreas específicas para o tratamento dos resíduos sólidos.

A questão dos resíduos sólidos não pode ser resolvida apenas utilizando-se de novas técnicas e tecnologias para coleta, tratamento, reciclagem e destinação final. No Brasil essa questão deve ser abordada integradamente, analisando-se os fatores sociais, econômicos, educacionais, ambientais e político. Para Zanin & Mancini (2015), aos poucos as administrações municipais brasileiras têm adotado o gerenciamento integrado dos resíduos e articulado um conjunto de ações normativas.

Desta forma, a busca por soluções nessa área de resíduos reflete a demanda da sociedade que pressiona por mudanças. Se manejados de maneira adequada, os resíduos sólidos adquirem valor comercial e podem ser utilizados em forma de novas matérias-primas ou novos insumos, de maneira que possa ser estabelecida uma proposta de gestão para os resíduos gerados no Jardim Botânico do Recife, trazendo assim pontos positivos para o local e diminuindo impactos ambientais provocados pela disposição inadequada. A Gestão, segundo Oliveira (2012), é o conjunto de ações voltadas a solucionar os problemas com os resíduos sólidos, tais como normas, leis e procedimentos sob a premissa do desenvolvimento sustentável.

Diante do exposto, este trabalho teve como objetivo realizar um diagnóstico dos resíduos sólidos gerados no Jardim Botânico do Recife, de modo a sugerir que alguns deles possam ser novamente utilizados como matéria-prima ou agregado, fazendo com que essa prática seja constante e incorporada ao dia-a-dia do referido Jardim Botânico, propondo assim uma melhor gestão dos resíduos.

2 | METODOLOGIA

Essa pesquisa foi desenvolvida no Jardim Botânico do Recife, localizado na BR-232, km 7,5 no Bairro do Curado, Recife - PE (Figura 1), criado em 1º de agosto de 1979, por meio do Decreto nº 11.341. Ele está inserido numa unidade de conservação municipal com 10,7 hectares de Mata Atlântica, dispendo de sete jardins temáticos, sendo eles: Cactos, Bromélias, Orquídeas, Palmeiras, Plantas Medicinais, Sensorial e Tropical.

Atualmente, o Jardim Botânico do Recife, enquadra-se na Categoria A, conforme o aviso da Comissão Nacional de Jardins Botânicos (CNJB), que é vinculada ao Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro (JBRJ), cuja publicação ocorreu no Diário Oficial da União em julho de 2015, atendendo ao pedido de reenquadramento.



Figura 1. Mapa da localização do Jardim Botânico do Recife.

Fonte: Google Earth (2019).

A metodologia utilizada para a caracterização quantitativa dos resíduos sólidos gerados pelo Jardim Botânico do Recife foi através da pesagem em um período de cinco dias consecutivos, de segunda-feira à sábado, obtendo-se dessa forma a média aproximada dos resíduos gerados diariamente no estabelecimento. Ressalta-se que o Jardim Botânico não funciona nos finais de semana, não sendo possível realizar pesagem dos resíduos em 6 dias consecutivos, conforme orientação da norma ABNT/NBR 10007/2004.

Realizou-se ainda a determinação da composição gravimétrica através do método de quarteamento da amostra, conforme a NBR/ABNT 10007/2004. De modo que se pesou uma mistura homogênea das amostras (resíduos sólidos) que posteriormente foi dividida em quatro partes (Figura 2a). Escolheram-se dois quadrantes localizados em lados opostos entre si (Figura 2b), constituindo uma nova amostra e pesando-a novamente, descartando as demais. Essa nova amostra foi despejada sobre uma área plana, coberta por uma lona plástica, onde foi iniciado o processo de separação dos resíduos por tipo (Figura 2c). Na amostragem separou-se os materiais de acordo com sua classificação: papel, plástico, metal, matéria orgânica, vidro e outros.



Figura 2. (a) Técnica de quarteamento dos resíduos sólidos, (b) Escolha dos dois quadrantes em lados opostos entre si, (c) Separação dos resíduos por cada tipo.

Os materiais separados foram pesados individualmente e, logo após, foram utilizados para determinação da composição gravimétrica, calculando as porcentagens individuais conforme Equação 1.

$$\text{Material (\%)} = \frac{\text{Peso da fração do material (kg)}}{\text{Peso total da amostra (kg)}} \times 100 \quad (\text{I})$$

Para a pesagem dos resíduos foi utilizada uma balança de precisão com capacidade máxima de 12 kg, e depois com os resultados obtidos foram plotados em uma planilha eletrônica do Excel.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos

No período estudado foi verificado que o Jardim Botânico produzia uma média diária 29,750 kg de resíduos sólidos, sendo orgânicos 39% (11,500 kg); metal 7% (2,200 kg); plástico 26% (7,6 kg); vidro 2% (0,500 g); papel 23% (7 kg) e os resíduos considerados como outros 3% (0,950 g), como demonstrado a caracterização dos resíduos na Figura 3.

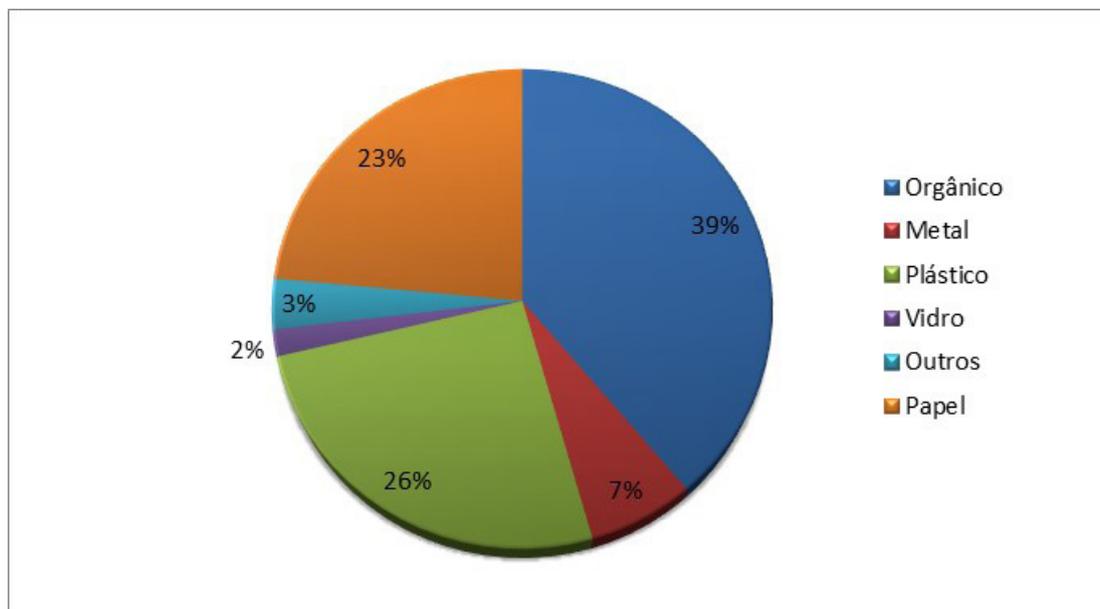


Figura 3. Gráfico dos valores percentuais médios da caracterização dos resíduos sólidos gerados no Jardim Botânico do Recife.

Analisando os dados da Figura 3, percebeu-se que os resíduos de origem orgânica, têm maior percentual na composição gravimétrica dos resíduos sólidos gerados no Jardim Botânico do Recife com 39%, valor bem inferior ao obtido no Jardim Botânico de Brasília com 62,8% conforme Brasília (2017). Sob a ótica de um plano de gestão, essa matéria orgânica poderia ser utilizada em práticas de compostagem e servir como adubo orgânico para o próprio Jardim Botânico, uma vez que ela é constituída em sua maioria de: pó de café, restos de alimento, verduras, cascas e bagaço de frutas.

Também se ressalta a grande quantidade de papel e plásticos gerados no Jardim Botânico de Recife com 23 e 26% respectivamente. Sugere-se que o alto consumo de água e refrigerantes (garrafas plásticas), além de copos descartáveis, por alunos e funcionários justifique estes percentuais. O material plástico estava misturado com outros resíduos, sujos, limpos, orgânicos e rejeitos, acarretando a perda de qualidade e na impossibilidade de reuso ou reciclagem. Ainda sobre a Figura 3, pode-se afirmar que de acordo com a ABNT/NBR 10004/2004, os resíduos sólidos gerados pelo Jardim Botânico do Recife enquadram-se na categoria dos resíduos sólidos urbanos e, não perigosos, além de serem passíveis de reciclagem.

Observando a Figura 4, percebe-se que no primeiro dia o número de pessoas no Jardim Botânico foi menor, pois funciona apenas para trabalho interno, não abrindo para o público, diminuindo dessa forma a quantidade de resíduos (que são apenas gerados pelos funcionários). Notou-se ainda que a partir da quinta-feira, o número de pessoas é maior (devido à proximidade do fim de semana) e conseqüentemente há uma maior geração de resíduos no Jardim Botânico do Recife.

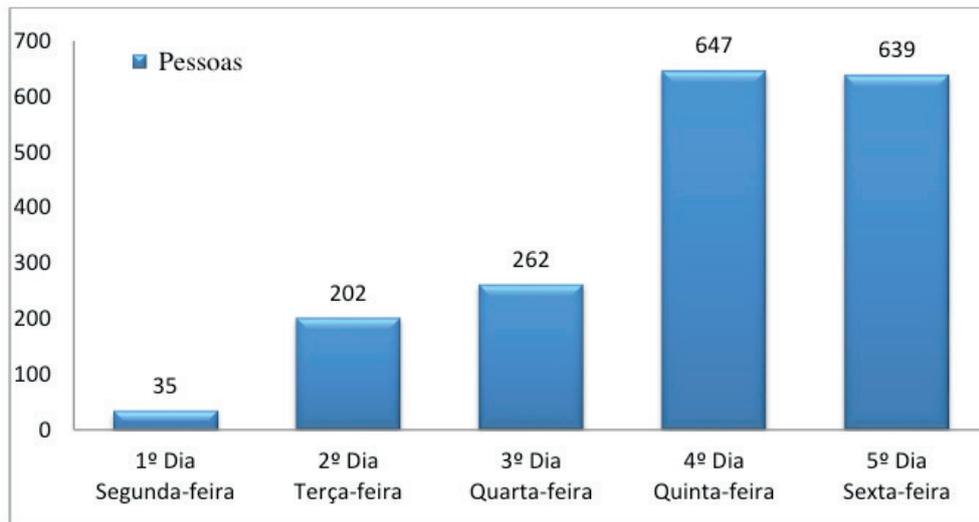


Figura 4. Gráfico da frequência de pessoas no Jardim Botânico do Recife em uma semana.

De um modo geral, observou-se que a geração per capita de resíduos para a semana analisada foi de 0,16 kg/hab.dia, valores semelhantes na Universidade Católica de Pernambuco por Lins et al. (2018) que obtiveram em média 12 g/hab.dia de resíduos, onde 26% era matéria orgânica, 39% plásticos e 27% papel. Na Universidade do Pampa, por exemplo, no Rio Grande do Sul, pôde-se estimar que cada indivíduo descartava, em média, 23,24 g de resíduos diariamente durante sua permanência no edifício da Sede do Campus São Gabriel (RUBERG, 2009). Comparando ao estudo de Lins et al. (2016), encontrou-se uma geração per capita de resíduos em aproximadamente 65 g/hab.dia para o Instituto Federal de Pernambuco, Campus Ipojuca. Segundo Ruberg et al. (2009) esta quantidade é considerada pequena, se comparada com uma residência, cuja faixa de geração per capita varia entre 500 e 1.000 gramas.

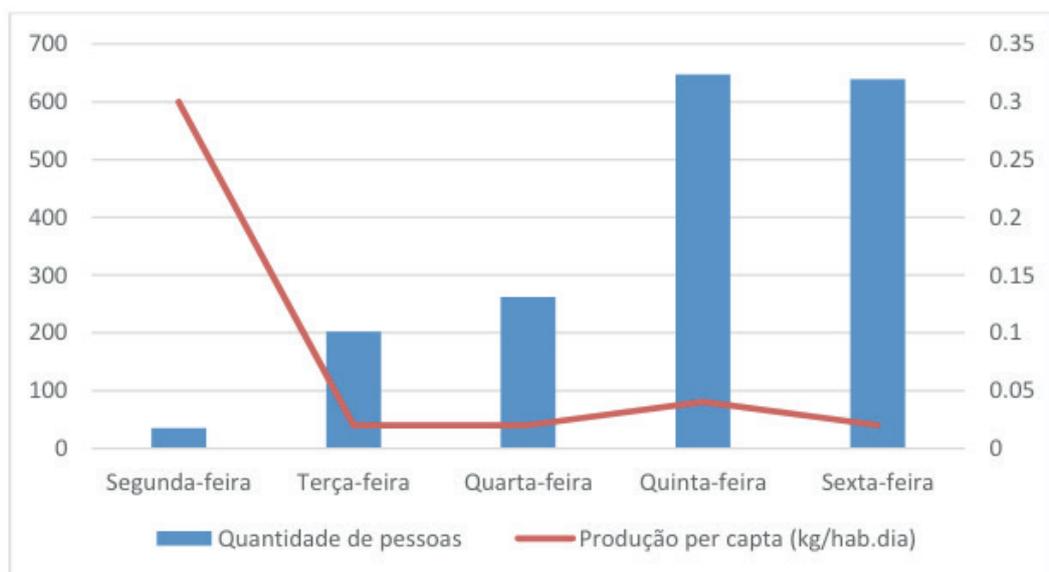


Figura 5. Gráfico de geração per capita dos resíduos sólidos gerados no Jardim Botânico do Recife.

3.2 Proposta de Reutilização/Destinação dos Resíduos Sólidos Urbanos

Diante do exposto, verificou-se a necessidade de elaborar uma proposta de Reutilização/Destinação dos resíduos sólidos para o Jardim Botânico do Recife. Segundo Tchobanoglous & Kreith (2002), a gestão dos resíduos sólidos pode ser definida com as etapas ao controle da geração, armazenamento, coleta, transporte e disposição. Essas etapas devem estar de acordo com os melhores princípios de saúde pública, de economia, de engenharia, de conservação, de ética e outras considerações ambientais, e que também venha ao encontro das atividades públicas. A Figura 6 ilustra as etapas envolvidas no gerenciamento de resíduos sólidos.

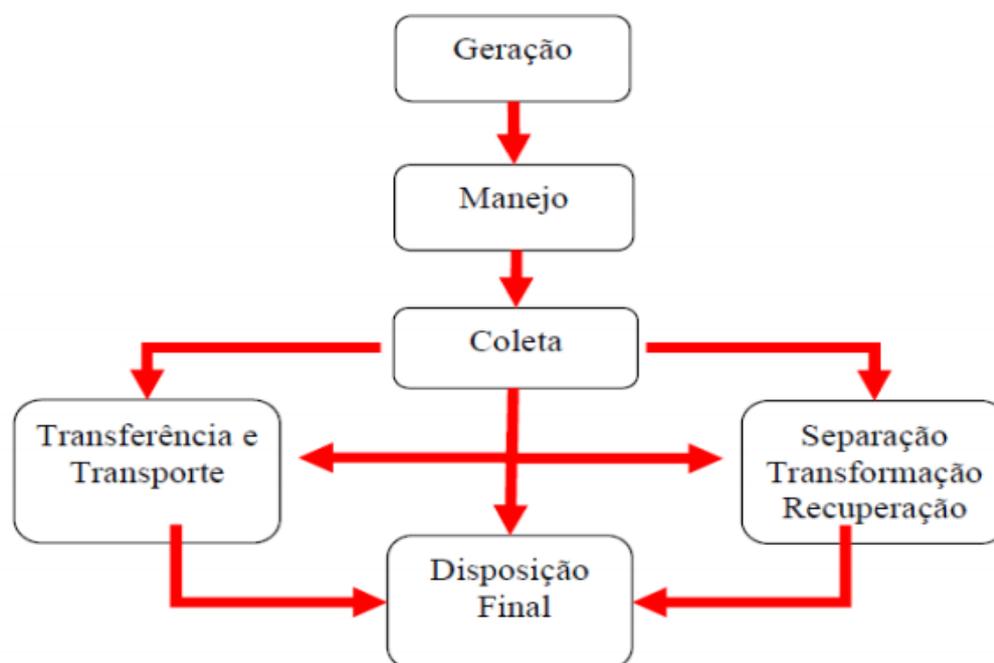


Figura 6. Etapas envolvidas no gerenciamento de resíduos sólidos.

Fonte: Tchobanoglous & Kreith (2002).

3.2.1 Identificação das soluções consorciadas ou compartilhadas com outros geradores

Neste organograma, representado na Figura 7, são apresentadas possíveis soluções para minimização dos resíduos sólidos gerados no Jardim Botânico do Recife. Desde a redução na fonte geradora, até a disposição final dos rejeitos.

Sabe-se que o Jardim Botânico tem um número suficiente de coletores individuais espalhados pelo estabelecimento. Os resíduos são recolhidos por funcionários do local e adicionados em sacos plásticos com capacidade de 100 a 200 litros, onde é direcionada a lixeira principal para espera do carro coletor. No entanto, apesar de possuir uma coleta regular dos resíduos gerados, esses coletores recebem todo tipo de resíduo e rejeitos por não serem divididos por categoria. O ideal seria estabelecer

uma coleta seletiva, adicionando coletores que recebessem os resíduos por cada categoria: orgânico, inorgânico e rejeitos, condizente com a política estadual de resíduos sólidos e o plano estadual.

Estabelecendo uma coleta adequada dos resíduos, pôde-se realizar a reciclagem de algum deles, como exemplo, a reutilização de garrafas pet (após lavagem) para serem aproveitadas como vasos na produção de mudas que há no Jardim e também em atividades na área de educação ambiental, como a elaboração de brinquedos para atrativos as crianças que visitam o Jardim Botânico do Recife.

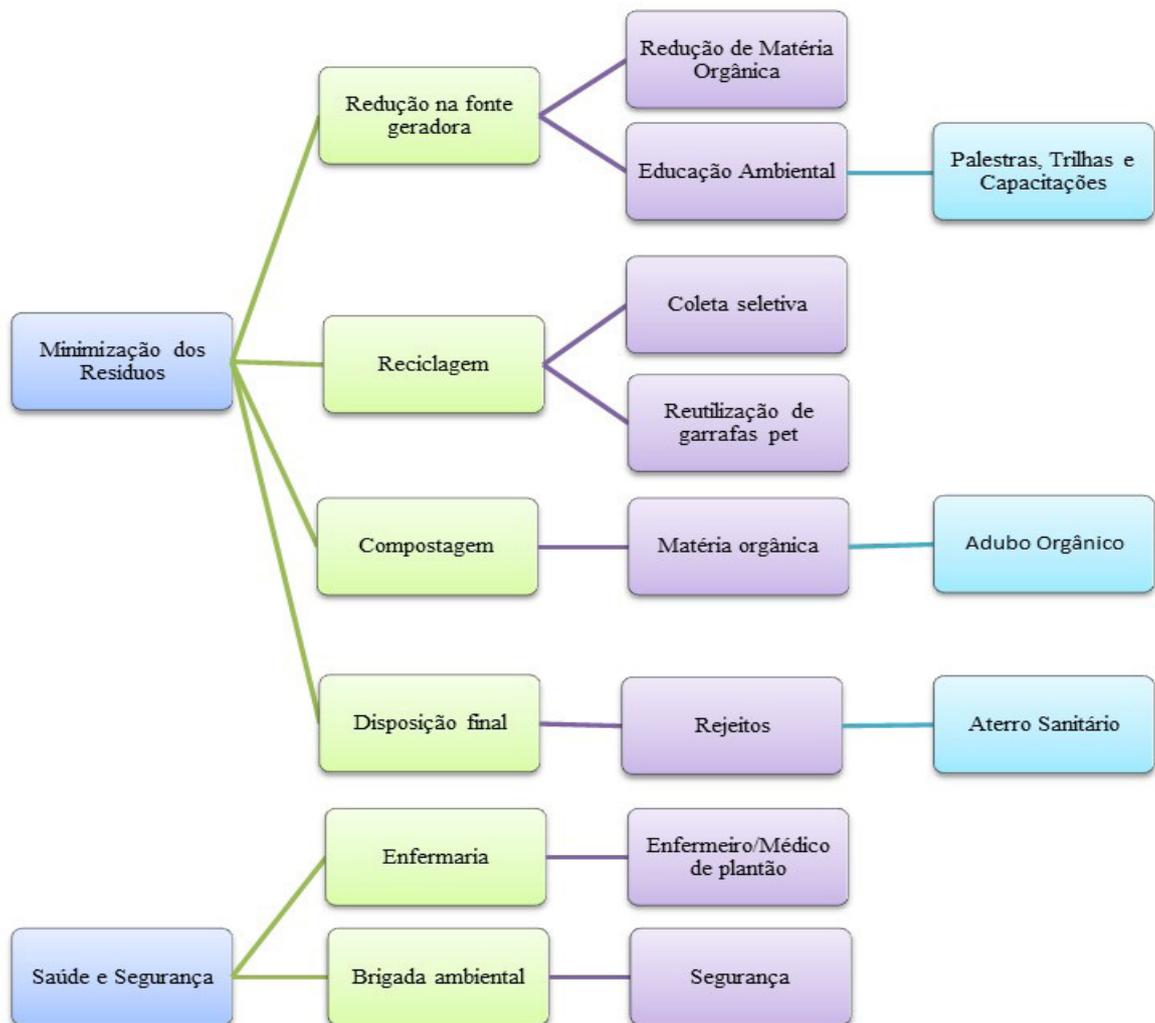


Figura 7. Esquema de soluções para os Resíduos Sólidos Urbanos

Com a matéria orgânica gerada em excesso por funcionários e visitantes do Jardim, que acabam sendo desperdiçadas, poderia ter utilidade em práticas de compostagem, onde seria utilizada como adubo orgânico no próprio local, uma vez que são ricos em fósforo, carbono e nitrogênio. O trabalho de educação ambiental seria de suma importância para que houvesse minimização dessa matéria orgânica, fosse através de palestras, capacitações ou trilhas no próprio Jardim. Já os rejeitos

gerados, que não teriam utilidade nenhuma, seriam direcionados a lixeira principal do Jardim para espera do carro coletor, onde iriam ser dispostos em aterros sanitários.

3.2.2 Ações preventivas e corretivas a serem executadas em situações de gerenciamento incorreto ou acidentes

Independentemente do tipo de resíduo gerado, sabe-se que a separação do resíduo antes do descarte é essencial. No Jardim Botânico do Recife, os resíduos gerados não se enquadram na categoria dos perigosos, por isso, dificilmente ocorrerá algum acidente que necessite socorro imediato.

Caso os resíduos não sejam devidamente depositados na lixeira, estes serão recolhidos pelos funcionários e depositados de maneira correta em cada coletor. A ação corretiva adotada para minimizar ou eliminar esta prática, seria espalhar pelo jardim botânico placas indicadoras solicitando o descarte correto dos resíduos e áreas de risco.

4 | CONCLUSÕES

Através desse diagnóstico pioneiro e preliminar dos resíduos sólidos gerados no Jardim Botânico do Recife, pode-se concluir que:

Os resíduos sólidos caracterizados nesse projeto, enquadram-se, conforme ABNT/NBR 10004/2004, na categoria urbanos não perigosos, classe II, com sua maioria constituída por matéria orgânica, alcançando um percentual de 39%, seguido de plástico 26%, papel 23%, metal 7%, vidro 2% e os resíduos considerados como outros 3% ;

O percentual de matéria orgânica desperdiçada poderia ser utilizada como matéria prima na compostagem, onde o trabalho de educação ambiental será fundamental para o bom desempenho dessa prática;

O maior gerador de resíduos de acordo com a geração per capita realizada, são os próprios funcionários que geram 0,3 kg/hab.dia em uma média de 0,02 kg/hab.dia;

De um modo geral, o plano de gestão sugere que os resíduos passíveis de reciclagem sejam reutilizados e/ou reaproveitados em trabalhos com educação ambiental, práticas de compostagem e coleta seletiva;

Destaca-se a importância de implementar um Plano de Gestão de Resíduos Sólidos (PGRS) para o Jardim Botânico do Recife, que servirá como referência para conscientizar e educar os visitantes sobre a problemática ambiental relacionada a geração e destinação incorreta dos resíduos sólidos urbanos e os riscos ocasionados pelo seu descarte irregular, visando melhorar a qualidade ambiental para as futuras gerações.

REFERÊNCIAS

- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Norma Brasileira NBR 10004, Resíduos sólidos: Classificação**, 2004.
- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Norma Brasileira NBR 10007, Amostragem de Resíduos Sólidos**, 2004.
- ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama Dos Resíduos Sólidos no Brasil**, 2016-2017. Brasil, 2017.
- ALMEIDA, S. R. S.; **A Percepção do Usuário na Avaliação do Ciclo de Vida das Baterias de Telefone Celular**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola Politécnica e Escola de Química, Programa de Engenharia Ambiental, Rio de Janeiro, 2015, 118 p.
- BRASIL. **Lei nº 12.305 de 02 de agosto de 2010**. Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), 2010.
- BRASÍLIA, **Plano Distrital de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos**. Serenco, 2017.
- LINS, E. A. M.; RUFINO, C. F. M; FARIAS, D. A.; LINS, C. M. S.; Processo de Adequação do Instituto Federal de Pernambuco à Política Nacional de Resíduos Sólidos - Estudo de Caso: Campus Ipojuca, **Revista Caravana**, IFPE, Recife, PE, 2016.
- LINS, E. A. M.; NASCIMENTO L. M.; SANTOS, J. P.; SILVA, B. S.; LINS, C. M. M. S. **Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos em uma Universidade Particular**. 1º Congresso Sul-Americano de Resíduos Sólidos e Sustentabilidade, Rio Grande do Sul, Gramado, 2018.
- MESQUITA, E.; SARTORI H.; FIUZA, M. Gerenciamento de Resíduos Sólidos: Estudo de Caso em Campus Universitário. **Revista Construindo**, Belo Horizonte, v.3, n.1, p.37-45, jan./jun. 2011.
- OLIVEIRA, R. M. M. **Gestão e gerenciamento de resíduos sólidos urbanos: o programa de coleta seletiva da região metropolitana de Belém – PA**. Dissertação de Mestrado, Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente Urbano, Universidade da Amazônia, Belém, 2012, 111 p.
- RUBERG, C.; NEUFELD, A. D. H.; GONÇALVES, R. S; MARINHO, J. C. B. **Resíduos Sólidos Gerados na Universidade Federal do Pampa – Campus de São Gabriel/RS: Estimando a Geração per Capita**, 25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Recife/PE, 2009.
- SILVA, J; COELHO, B; SILVA, J. **Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos de uma Instituição de Ensino Superior do Estado de Goiás**. III Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, Goiânia/GO, 2012.
- TCHOBANOGLIOUS, G.; STENSEL, H. D. **Handbook of Solid Waste Management**. Issues. McGraw – Hill, Inc., 950 p., 2002.
- ZANIN, M. MANCINI, D. **Resíduos Plásticos e reciclagem: aspectos gerais e tecnologia**. 2. Edição, 2015; Edufscar, São Carlos, SP, 138 p.

DINÂMICA DO SÓDIO EM ARGISSOLO IRRIGADO COM PERCOLADO DE ATERRO SANITÁRIO E ÁGUA DE ABASTECIMENTO

Daniela da Costa Leite Coelho

Universidade Federal Rural do Semi-Árido,
Professora adjunta do Departamento de Engenharia e Ciências Ambientais. Mossoró – Rio Grande do Norte.

Ana Beatriz Alves de Araújo

Universidade Federal Rural do Semi-Árido,
Doutora em Manejo de Solo e Água. Mossoró – Rio Grande do Norte.

Rafael Oliveira Batista

Universidade Federal Rural do Semi-Árido,
Professor associado do Departamento de Engenharia e Ciências Ambientais. Mossoró – Rio Grande do Norte.

Paulo César Moura da Silva

Universidade Federal Rural do Semi-Árido,
Professor associado do Departamento de Engenharia e Ciências Ambientais. Mossoró – Rio Grande do Norte.

Nildo da Silva Dias

Universidade Federal Rural do Semi-Árido,
Professor associado do Departamento de Ciências Agronômicas e Florestais. Mossoró – Rio Grande do Norte.

Ketson Bruno da Silva

Universidade Federal Rural do Semi-Árido,
Doutor em Manejo de Solo e Água. Mossoró – Rio Grande do Norte.

Fabrcia Gratyelli Bezerra Costa

Universidade Federal Rural do Semi-Árido,
Doutora em Manejo de Solo e Água. Mossoró – Rio Grande do Norte.

Francisco de Oliveira Mesquita

Universidade Federal Rural do Semi-Árido,
Doutor em Manejo de Solo e Água. Mossoró – Rio Grande do Norte.

Alex Pinheiro Feitosa

Universidade Federal Rural do Semi-Árido,
Professor adjunto do Departamento de Departamento de Engenharias E Tecnologia. Pau do Ferros – Rio Grande do Norte.

RESUMO: Este trabalho objetivou analisar o efeito da aplicação de dosagens de percolado de aterro sanitário (PATS) mais água de abastecimento (AA), nos valores do sódio e da porcentagem de saturação de sódio (PST) de um Argissolo cultivado com capim elefante. O experimento foi montado, no período de abril a agosto de 2012, em esquema de parcelas subdivididas, tendo nas parcelas as dosagens de PATS mais AA (T1 - 0 mm de PATS mais AA; T2 - 1 mm de PATS mais AA; T3 - 2 mm de PATS mais AA; T4 - 3 mm de PATS mais AA; e T5 - 4 mm de PATS mais AA), nas subparcelas as profundidades analisadas (0 a 0,2 m e 0,2 a 0,4 m) e nas subdivididas os tempos de amostragem (0, 30, 60, 90 e 120 dias). Amostras de solo foram coletadas a cada 30 dias, durante 120 dias, para caracterização de sódio e PST. A aplicação de PATS proporcionou significativa alteração nos valores de sódio e PST do solo,

tendo ocorrido acúmulo de sódio, principalmente, na camada superficial (0,0 a 0,2m).

PALAVRAS-CHAVE: Resíduo sólido urbano, lixiviado, uso agrícola, sodificação.

SODIUM DYNAMICS IN IRRIGATED ULTISOL WITH LANDFILL LEACHATE AND WATER SUPPLY

ABSTRACT: This study aimed to analyze the effect of applying dosages of leachate landfill (PATS) more water supply (AA) in sodium and the percentage of sodium saturation (PST) values from a cultivated Ultisol with *Pennisetum purpureum*. The experiment was carried out from April to August of 2012 in split-split plot scheme, where PATS plus AA dosages (T1 - 0 mm PATS + AA, T2 - 1 mm PATS + AA, T3 - 2 mm PATS + AA, T4 - 3 mm PATS + AA, and T5 - 4 mm PATS + AA) in plot, analysed depths (0 to 0.2 m and 0.2 to 0.4 m) in splitplots and the sampling times (0, 30, 60, 90 and 120 days) on splitsplitplots. Soil samples were collected every 30 days for 120 days to characterize of sodium e PST. The PATS application provided a significant change in values of sodium and PST of the soil, occurring mainly accumulation of sodium in the surface layer (0.0 to 0.2m).

KEYWORDS: Municipal solid waste, leachate, agricultural use, sodification.

1 | INTRODUÇÃO

No Brasil, a disposição de resíduos sólidos urbanos vem se diversificando ao longo do tempo, passando de aterro comum para sistemas complexos de disposição final, sendo o aterro sanitário umas das formas mais recomendadas (Moreira et al., 2011).

Entretanto, o aterro sanitário requer preocupações cotidianas no que se refere às medidas de proteção do ambiente local e próximo, tendo em vista o impacto dos vetores da poluição e contaminação dessa instalação de disposição final, os gases e os importantes volumes de percolados gerados (Castilhos Junior et al., 2010).

O percolado de aterro sanitário é um líquido resultante da interação entre o processo de biodegradação da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos e da infiltração de águas pluviais que solubilizam componentes orgânicos, que apresenta cor escura e alto potencial de contaminação do solo e das águas superficiais e subterrâneas (Castro et al., 2012; Mesquita et al., 2015).

O sódio, presente em concentrações elevadas no percolado, por ser um cátion de alta solubilidade e por apresentar maior raio de hidratação em relação aos outros íons, pode proporcionar aumento na condutividade elétrica (Coelho et al., 2015a,b) e provocar diminuição no potencial osmótico do solo, distúrbios e comprometimento do desenvolvimento das plantas (Matos et al., 2013).

Além disso, Silva et al. (2010) alertaram que como cátion monovalente, o sódio, pode ser adsorvido aos colóides de solo e, quando em elevadas concentrações,

é capaz de deslocar o cálcio e o potássio desse complexo de troca, diminuindo assim a espessura da dupla camada difusa de Stern. Onde alguns cátions de menor raio iônico, ao se hidratarem eles apresentem maior raio e, portanto, produzem menor espessura da dupla camada, condição passível de afetar, em determinadas situações, a estrutura do solo (Birk et al., 2010).

Diante o exposto, objetivou-se com este trabalho analisar o efeito da aplicação de distintas dosagens de percolato de aterro sanitário e água de abastecimento na alteração dos teores de sódio trocável e do percentual de sódio trocável de um Argissolo cultivado com capim elefante.

2 | MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Localização e caracterização da área experimental

Para realização deste trabalho, montou-se uma área experimental no Parque Zoobotânico da Universidade Federal Rural do Semiárido (UFERSA) em Mossoró-RN, sob coordenadas geográficas 5°11'31''S e 37°20'40''O. De acordo com a classificação de Köppen, o clima de Mossoró-RN é do tipo BSwH' (Alvares et al., 2013).

Segundo EMBRAPA (2013), o solo da área experimental foi classificado como Argissolo Vermelho-amarelo eutrófico. Na Tabela 1 constam os valores das principais características químicas e físicas do solo, antes da aplicação do percolato de aterro sanitário, obtidos pela metodologia proposta por Donagema et al. (2011).

Profundidade (m)	pH H ₂ O	M.O. dag kg ⁻¹	Na ⁺ mg dm ⁻³	Ca ²⁺ cmol _c dm ⁻³	Mg ²⁺ cmol _c dm ⁻³	SB cmol _c dm ⁻³	CTC _T cmol _c dm ⁻³
0,0 a 0,20	6,60	0,68	13,64	2,09	0,79	3,21	3,49
0,20 a 0,40	6,60	0,57	9,28	2,46	1,17	3,98	4,28
Profundidade (m)	Densidade do solo g cm ⁻³		Areia	Silte	Argila	Umidade (%)	
		kg kg ⁻¹			0,01 MPa	1,5 MPa
0 a 0,20		1,61	0,86	0,1	0,05	11,43	3,67
0,20 a 0,40		1,65	0,71	0,07	0,23	21,47	14,17

Tabela 1. Valores das características químicas e físicas do solo, antes da aplicação do percolato de aterro sanitário

Nota: M.O. – matéria orgânica; Na⁺ - sódio trocável; Ca²⁺ - cálcio trocável; Mg²⁺ - magnésio trocável; SB – soma de bases; e CTC_T – capacidade de troca catiônica total.

2.2 Instalação e condução do experimento

O plantio do capim elefante (*Pennisetum purpureum Schum.*) foi realizado no dia 21 de abril de 2012, sendo colocados nove colmos por parcela. A necessidade hídrica do capim elefante foi estimada com base na evapotranspiração de referência, empregando a equação de Penman-Monteith.

A área experimental ocupou uma área de 38,44 m², onde foram delimitadas 25 parcelas, cada uma nas dimensões de 1,0 x 1,0 m (1,0 m²) tendo espaçamento de 0,30 m entre parcelas. Os tratamentos aplicados foram: a) T1 - Somente água de abastecimento pela demanda hídrica da cultura (AA); b) T2 - 1 mm de percolado de aterro sanitário (PATS) mais AA; c) T3 - 2 mm de PATS mais AA; T4 - 3 mm de PATS mais AA; e T5 – 4 mm de PATS mais AA. As lâminas dos tratamentos utilizadas nos ensaios experimentais estão apresentadas na Tabela 2.

Lâminas (mm)	Tratamentos				
	T1	T2	T2	T4	T5
PATS	0	60	120	180	240
AA	1066,56	1066,56	1066,56	1066,56	1066,56
PATS + AA	1066,56	1126,56	1186,56	1246,56	1306,56

Tabela 2. Lâminas dos tratamentos com dosagens de percolado de aterro sanitário (PATS) mais água de abastecimento (AA), utilizados nos ensaios experimentais

Na aplicação da água de abastecimento foram utilizados os seguintes componentes: a) Um reservatório de concreto de 16 m³; b) Um conjunto motobomba de 1/4 cv com um filtro de disco, com aberturas de 130 μ m; c) Uma linha principal em PVC com 32 mm de diâmetro; e d) 24 linhas laterais com emissores não-autocompensantes de 1,6 L h⁻¹ de vazão nominal e espaçamento entre emissores de 0,30 m.

Enquanto, a aplicação do percolado de aterro sanitário ocorreu da seguinte forma: a) Mistura do percolado dentro de um reservatório, para homogeneização do fluido, minimizando o efeito de sedimentação; b) Medição da quantidade específica dentro de um balde graduado; c) Transferência da quantidade medida para um regador; e d) Aplicação do percolado com auxílio de um regador, diretamente, no solo, dentro de cada parcela, minimizando-se contato direto do líquido com o capim elefante.

Nos ensaios experimentais utilizou-se o percolado do aterro sanitário do município de Mossoró-RN. No transporte do percolado do aterro até a área experimental utilizou-se um reservatório impermeabilizado de 1,0 m³. Enquanto, a água de abastecimento utilizada nos ensaios foi oriunda da rede pública da Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte - CAERN.

As características físico-químicas do percolado de aterro sanitário e da água da rede de abastecimento foram obtidas, mensalmente, no período de maio a agosto de 2012, seguindo as recomendações do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater e estão apresentadas na Tabela 3.

Fluídos	pH	CE (dS m ⁻¹)	Na ⁺ (mmol _c L ⁻¹)	Ca ²⁺ (mmol _c L ⁻¹)	Mg ²⁺ (mmol _c L ⁻¹)	Cl ⁻ (mmol _c L ⁻¹)	K ⁺ (mmol _c L ⁻¹)
PATS	7,45±0,45	16,40±1,68	116,61±23,86	10,44±3,15	18,38±8,73	75,00±28,87	58,55±13,86
AA	7,47±0,36	0,76±0,30	5,50±1,25	2,98±1,76	2,86±0,62	4,95±2,04	0,39±0,06

Tabela 3. Valores médios e desvios padrão de características químicas do percolado de aterro sanitário (PATS) e da água de abastecimento (AA), oriundos de quatro amostragens realizadas no período de maio a agosto de 2012

Nota: CE - condutividade elétrica; Na⁺ - sódio disponível; Ca²⁺ - cálcio disponível; Mg²⁺ - magnésio disponível; Cl⁻ - cloreto; e K⁺ - potássio disponível.

Os ensaios experimentais ocorreram no período abril a agosto de 2012 por meio da coleta de amostras de solo nas 25 parcelas. As amostragens de solo foram realizadas a cada 30 dias, até a corte do capim elefante (120 dias) nas camadas de 0,0 a 0,2 e de 0,2 a 0,4 m.

Posteriormente, as amostras foram armazenadas em sacos plásticos estéreis etiquetados e encaminhadas ao Laboratório de Análise de Solo, Água e Planta (LASAP) da UFERSA; onde foram quantificados os teores de sódio trocável (Na⁺). O Na⁺ foi determinado por fotometria de chama, em alíquotas retiradas do sobrenadante após terem sido as amostras de solo agitadas com o Extrator Mehlich 1 (Donagema et al., 2011).

O percentual de sódio trocável (PST) indicativo da proporção de sódio adsorvida no complexo de troca de cátions do solo, foi calculado utilizando-se a seguinte equação:

$$PST = \frac{Na^+}{CTC_T} \cdot 100 \quad (1)$$

Em que:

Na - sódio trocável, em cmol_c dm⁻³; e

CTC_T - capacidade de troca catiônica total do solo, em cmol_c dm⁻³.

2.3 Análise Estatística

O experimento foi montado em esquema de parcelas subdivididas, tendo nas parcelas as dosagens de percolado de aterro sanitário mais água de abastecimento (T1, T2, T3, T4 e T5), nas subparcelas as profundidades analisadas (0,0 a 0,2 m e 0,2 a 0,4 m) e nas subsubparcelas os tempos de amostragem (0, 30, 60, 90 e 120 dias), no delineamento em blocos casualizados com cinco repetições, seguindo a metodologia proposta por Silva et al. (2010) e Silva et al. (2011).

Os dados de Na⁺ e PST foram submetidos à análise de variância, empregando-se Teste F a 0,05 de probabilidade. Estes dados, também, foram submetidos à análise de regressão; onde os modelos de regressão foram escolhidos com base

na significância dos coeficientes de regressão, utilizando-se o teste t em nível de até 15% de probabilidade, no coeficiente de determinação (R^2) e no processo em estudo, como recomendado por Silva et al. (2010).

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Constatou-se, na Tabela 4, que não houve diferença estatística para a interação TA x P x T em referência às variáveis Na^+ e PST. Os valores de CV subsubparcelas foram de 56,71% e 41,71% para as variáveis Na^+ e PST, respectivamente. Em condições experimentais diferentes, Oliveira et al. (1999) encontraram valores de CV de 65,93% e 62,96% para as variáveis Na^+ e PST de um solo salino-sódico de origem aluvial, no Perímetro Irrigado de São Gonçalo, município de Sousa-PB.

Estabelecendo comparação entre T1 e os demais tratamentos, notou-se que houve incremento do Na^+ , nas camadas de 0,0 a 0,2m e de 0,2 a 0,4m do perfil do solo, quando as doses de percolado de aterro sanitário foram aumentadas (Figura 1A). No entanto, os maiores incrementos de Na^+ ocorreram na camada mais superficial (0,0 a 0,20m), devido à concentração dos sais na zona do bulbo molhado, onde há uma maior evaporação da água no solo, promovendo o acúmulo dos sais, também, na zona radicular das plantas.

Garcia et al. (2012), em condições experimentais diferentes, verificaram no solo cultivado com Tifton 85 e Capim Marandu que os teores de Na^+ foram superiores nos tratamentos que receberam a aplicação de água residuária doméstica tratada, em relação àquele que recebeu somente adubação mineral.

Fontes de variação	Graus de liberdade	Quadrado médio	
		Na^+	PST
Blocos	4	99642,29	66,16
Tratamento (T)	4	804248,30**	1335,86**
Resíduos (a)	16	105413,10	129,99
Profundidade (P)	1	3727871,00**	3006,71**
P x T	4	102605,50 ^{ns}	102,14 ^{ns}
Resíduo (b)	16	85867,31	112,19
Tempo de avaliação (TA) (TA)	4	2820426,00**	7549,34**
TA x T	16	120652,20**	129,14**
TA x P	4	598835,90**	529,80 ^{ns}
TA x P x T	16	76575,62 ^{ns}	66,37 ^{ns}
Resíduo (c)	164	48344,12	77,59
CV parcela (%)		83,73	53,99
CV subparcela (%)		75,57	50,15
CV subsubparcela (%)		56,71	41,71

Tabela 4. Resumo da análise de variância das variáveis Na^+ e PST, no esquema de parcelas subsubdivididas

Nota: **, * e ^{ns}, F significativo a 0,01 e 0,05 de probabilidade e não significativo a 0,05 de probabilidade. CV – coeficiente de variação.

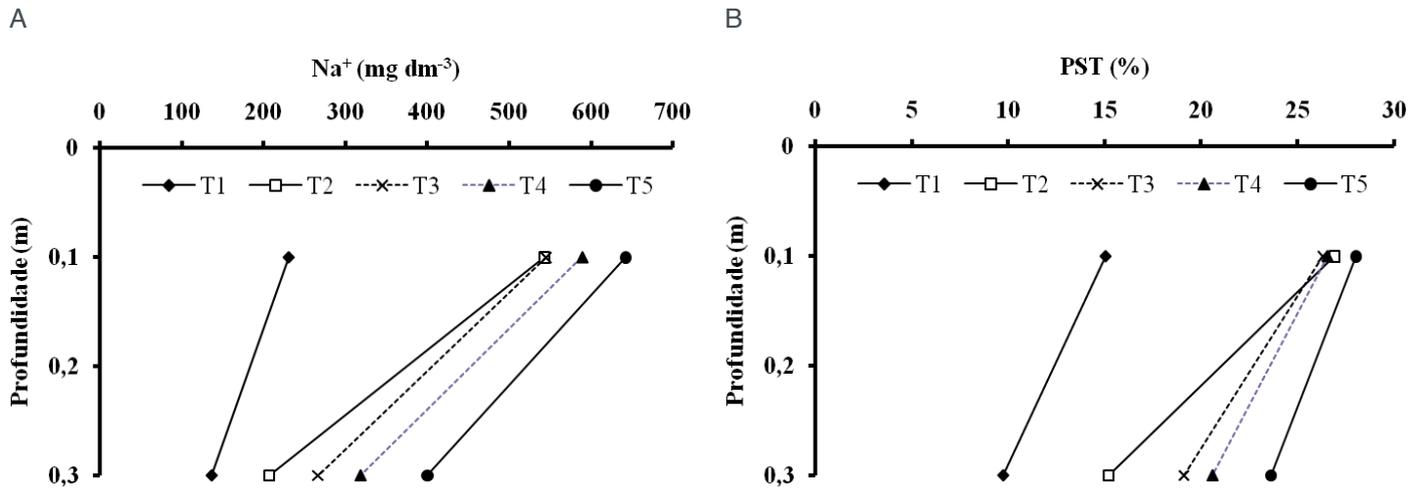


Figura 1. Concentração de sódio trocável (A) e percentual de sódio trocável (B) no perfil do solo, em função da profundidade, referente às doses do percolado de aterro sanitário mais água de abastecimento.

Segundo Erthal et al. (2010), altas concentrações de Na⁺ na solução do solo em comparação com o Ca²⁺ e o Mg²⁺, podem causar deterioração da estrutura do solo, pela dispersão dos colóides e, subsequente, entupimento dos macroporos, causando decréscimo na permeabilidade, à água e aos gases.

Notou-se, também, que T5 (Figura 1A), correspondente à maior dose de percolado de aterro sanitário, proporcionou maior concentração de Na⁺ no solo, nas duas profundidades estudadas, tendo-se obtido valores tão altos como 642 mg dm⁻³ na camada de 0,0 a 0,2 m. A principal razão para que isto tenha ocorrido foi a adição de Na⁺ proporcionada pela aplicação do percolado de aterro sanitário que, conforme apresentado na Tabela 3, é rico neste elemento químico (o sódio pode estar presente em concentração média de 116,61 mmol_c L⁻¹, equivalente a 2681 mg L⁻¹, no percolado de aterro sanitário utilizado).

Em condições experimentais diferentes, Silva et al. (2010) encontraram teores máximos de Na⁺ de 170 mg dm⁻³, na camada 0,0 a 0,1 m de um Cambissolo Háplico Tb distrófico latossólico irrigado com a maior dose de percolado de resíduo sólido urbano dentre os tratamentos ensaiados, durante um período de oito meses.

Evidenciou-se ainda, na Figura 1A, que os tratamentos T2, T3, T4 e T5 ocasionaram lixiviação do Na⁺ da camada de 0,0 a 0,2 m para a camada de 0,2 a 0,4, quando estes são comparados com o tratamento-testemunha (T1), corroborando com os resultados obtidos por Silva et al. (2010) com percolado de resíduo sólido urbano irrigando Cambissolo, em condições experimentais diferentes das encontradas no presente estudo.

Segundo Smith et al. (2009), alto nível de Na⁺ ocasiona degradação da estrutura do solo, dispersão da argila e toxidez nas plantas podendo até impedir a germinação das sementes e o desenvolvimento das raízes das plantas.

Observou, na Figura 1B, que houve incremento do PST nas camadas de 0,0 a 0,2 m e de 0,2 a 0,4 m do perfil do solo, quando as doses do percolado de aterro

sanitário foram aumentadas. Os maiores valores de PST ocorrem em T5 nas duas profundidades estudadas, devido ao maior incremento de Na^+ .

Em condições experimentais diferentes, Garcia et al. (2012) verificaram em estudos realizados com solo cultivando Tifton 85 e Capim Marandu que, em curto período, a aplicação de água residuária doméstica tratada em relação à adubação mineral, aumentou consideravelmente os valores de PST do solo.

Somente o PST de T1 (9,73%) na camada de 0,2 a 0,4 m permaneceu abaixo do limite de 15%, considerado indicador de sodicidade do solo (Richards, 1997), não tendo atingido alto nível de sodificação. No entanto, este limite foi ultrapassado nas demais profundidades e tratamentos, indicado que nestas condições o solo é classificado como sódico.

Estes resultados diferem dos encontrados por Silva et al. (2010), que em condições experimentais diferentes, obtiveram valor máximo de PST de 13,17% na camada de 0,6 a 0,7 m de um Cambissolo irrigado com a maior dose de percolado de resíduo sólido urbano dentre os tratamentos ensaiados, durante um período de oito meses.

Estão apresentadas, na Figura 2, as equações ajustadas e as curvas de concentração de sódio trocável (Na^+) e percentual de sódio trocável (PST) do solo como função do tempo de aplicação de percolado de aterro sanitário para cada dose de percolado de aterro sanitário mais água de abastecimento. Em todas as profundidades avaliadas no solo (0,0 a 0,2 m e 0,2 a 0,4 m), houve efeito, tanto do tempo de aplicação do percolado de aterro sanitário como dos tratamentos na concentração de Na^+ e PST no solo.

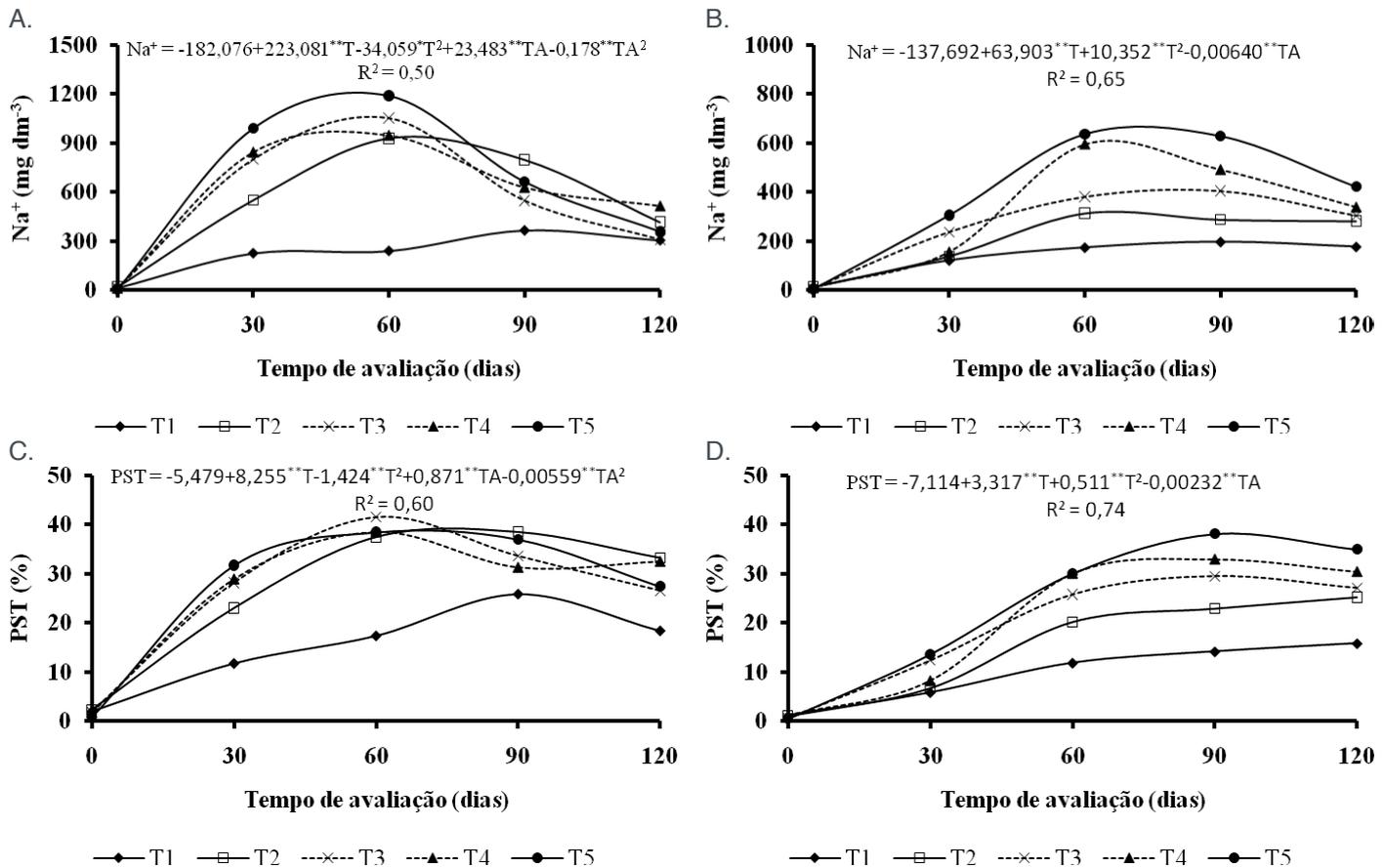
Notou-se, nas Figuras 2A e 2B, que as equações ajustadas para todas as duas camadas do solo apresentaram efeito quadrático, tanto das doses de percolado de aterro sanitário mais água de abastecimento quanto do tempo de avaliação, sobre os teores de Na^+ no solo.

Estes resultados não corroboram, com os apresentados por Silva et al. (2010), que em condições experimentais diferentes, obtiveram efeito linear das doses de percolado de resíduo sólido e do tempo de avaliação sobre a concentração do Na^+ nas camadas de 0,0 a 0,1 m; 0,1 a 0,2 m; 0,2 a 0,3 m; 0,3 a 0,4 m e 0,6 a 0,7 m do perfil de um Cambissolo.

Evidenciou-se, na Figura 2C, que a equação ajustada para a camada superficial do solo (0,0 a 0,2 m) apresentou efeito quadrático, tanto das doses de percolado de aterro sanitário mais água de abastecimento quanto do tempo de avaliação, sobre os valores de PST do solo. Enquanto, para a camada mais profunda (0,2 a 0,4 m) houve efeito quadrático do das doses de percolado de aterro sanitário mais água de abastecimento e linear do tempo de avaliação, sobre os valores de PST do solo.

Estes resultados diferem dos obtidos por Erthal et al. (2010), que em condições experimentais diferentes, encontraram relações lineares das doses de água residuária da bovinocultura e quadráticas do tempo de avaliação, sobre os valores de PST das

camadas de 0,0 a 0,1 m e de 0,1 a 0,25 m do perfil de um Argissolo Vermelho Escuro Eutrófico Tb.



** e * significativos a 0,01 e 0,05 de probabilidade, respectivamente, pelo teste t; T = doses de percolado de aterro sanitário mais água de abastecimento; TA = tempo de avaliação.

Figura 2. Estimativa da concentração de sódio trocável (Na^+) e percentual de sódio trocável (PST) nas camadas de 0,0 a 0,2 m (A, C) e 0,2 a 0,4 m (B, D) do solo, durante o tempo de avaliação, referente às doses do percolado de aterro sanitário mais água de abastecimento.

No trabalho conduzido por Medeiros et al. (2005) constatou-se que a aplicação de água residuária doméstica tratada por 270 dias, acarretou o incremento de Na^+ e do PST nas camadas de 0,0 a 0,2 m, 0,2 a 0,4 m e 0,4 a 0,6 m de um Cambissolo Háplico Tb distrófico latossólico, porém os níveis de sodificação foram inferiores ao limite de 15% de PST estabelecido por Richards (1997).

Apesar dos elevados valores de Na^+ e PST encontrados, principalmente na camada superficial do solo (0,0 a 0,2 m) a aplicação das doses de percolado de aterro sanitário não alteraram significativamente a produtividade do capim elefante. No entanto, medidas de controle da sodificação devem ser adotadas como a aplicação de gesso agrícola, que se destaca pela maior percolação e solubilidade no solo, propicia menor grau de dispersão das argilas e maior estabilidade de agregados dos solos, porém a aplicação excessiva do gesso acarreta perda de colóides mineral e, ou orgânico (Vasconcelos et al., 2013).

4 | CONCLUSÕES

A aplicação do percolado de aterro sanitário proporcionou significativa alteração nos valores de Na^+ e de PST do solo, tendo ocorrido acúmulo de Na^+ principalmente na camada superficial (0,0 a 0,2 m).

O percolado de aterro sanitário possui elevado potencial de sodificação do solo, indicando a necessidade de uso de gesso agrícola.

REFERÊNCIAS

- Alvares, C. A.; Stape, J. L.; Sentelhas, P. C.; Gonçalves, J. L. M.; Sparovek, G. **Köppen's climate classification map for Brazil**. Meteorologische Zeitschrift, v.22, p. 711-728, 2013.
- Birk, O.; Magnussen, M. J.; Piligkos, S.; Weihe, H.; Holten, A.; Bendix, J. **Alkali metal cation complexation and solvent interactions by robust chromium (III) fluoride complexes**. Journal of Fluorine Chemistry. n. 131, p. 898-906, 2010.
- Castilhos Junior, A. B.; Dalsasso, R. L.; Rohers, F. **Pré-tratamento de lixiviados de aterros sanitários por filtração direta ascendente e coluna de carvão ativado**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v.15, p. 385-392, 2010.
- Castro, A. P.; Yamashita, F.; Silva, S. M. C. P. **Adição de polieletrólito ao processo de floculação no pós-tratamento de lixiviado por coagulação-floculação-sedimentação**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v.17, p. 25-32, 2012.
- Coelho, D. C. L.; Batista, R. O.; Oliveira, A. F. M.; Silva, K. B. **Alterações químicas de Argissolo irrigado com percolado de aterro sanitário e água de abastecimento**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.19, p.598-604, 2015a.
- Coelho, D. C. L.; Batista, R. O.; Silva, P. C. M.; Mesquita, F. O. **Produção de capim elefante utilizando percolado de aterro sanitário**. Bioscience Journal, v.31, p.830-840, 2015b.
- Donagema, G. K.; Campos, D. V. B.; Calderano, S. B.; Teixeira, W. G.; Viana, J. H. M. **Manual de métodos de análise de solos**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011. 230p.
- EMBRAPA - **Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 3.ed. Brasília: Embrapa Solos, 2013. 353p.
- Erthal, V. J. T.; Ferreira, P. A.; Matos, A. T.; Pereira, O. G. **Alterações físicas e químicas de um Argissolo pela aplicação de água residuária de bovinocultura**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.14, p. 467-477, 2010.
- Garcia, G. O.; Rigo, M. M.; Cecílio, R. A.; Reis, E. F.; Bauer, M. O.; Rangel, O. J. P. **Propriedades químicas de um solo cultivado com duas forrageiras fertirrigadas com esgoto doméstico tratado**. Revista Brasileira de Ciências Agrárias, v.7, p. 737-742, 2012.
- Matos, A. T.; Silva, D. F.; Lo Monaco, P. A. V.; Pereira, O. G. **Produtividade e composição química do capim-Tifton 85 submetido a diferentes taxas de aplicação do percolado de resíduo sólido urbano**. Engenharia Agrícola, v.33, p.188-200, 2013.
- Medeiros, S. S.; Soares, A. A.; Ferreira, P. A.; Neves, J. C. L.; Matos, A. T.; Souza, J. A. A. **Utilização de água residuária de origem doméstica na agricultura: estudo das alterações químicas do solo**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.9, p.603-612, 2005.

Mesquita, F. O.; Silva, K. B.; Di Souza, L.; Dantas, T. B.; Batista, R. O. **Uniformidade de aplicação de percolado de aterro sanitário diluído em unidades de irrigação por gotejamento.** Agropecuária Científica no Semiárido, v. 11, p. 145-156, 2015.

Moreira, C. A.; Braga, A. C. O.; Hansen, M. A. F. **Estimativa do tempo de produção de chorume em aterro controlado por meio de medidas de resistividade elétrica.** Revista Brasileira de Geociências, São Paulo, v. 41, p. 549-557, 2011.

Oliveira, J. J.; Chaves, L. H. G.; Queiroz, J. E.; LUNA, J. G. **Variabilidade espacial de propriedades químicas em um solo salino-sódico.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 23, p. 783-789, 1999.

Richards, L. A. **Diagnóstico y rehabilitacion de suelos salinos e sódico.** México: Editorial Limusa, 1997. 172p.

Silva, D. F.; Matos, A. T.; Pereira, O. G.; Cecon, P. R.; Moreira, D. A. **Disponibilidade de sódio em solo com capim tifton e aplicação de percolado de resíduo sólido.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.14, p.1094-1100, 2010.

Silva, D. F.; Matos, A. T.; Pereira, O. G.; Cecon, P. R.; Batista, R. O.; Moreira, D. A. **Alteração química de solo cultivado com capim Tifton 85 (*Cynodon spp.*) e fertirrigado com percolado de resíduo sólido urbano.** Acta Scientiarum. Technology. v.33, p.243-251, 2011.

Smith, A. P.; Chen, D.; Chalk, P. M. **N₂ fixation by faba bean (*Vicia faba* L.) in a gypsum-amended sodic soil.** *Biology and Fertility of Soils*, v.45, p.329-333, 2009.

Vasconcelos, R. R. A.; Barros, M. F. C.; Silva, E. F. F.; Graciano, E. S. A.; Fontenele, A. J. P. B.; Silva, N. M. L. **Características físicas de solos salino-sódicos do semiárido pernambucano em função de diferentes níveis de gesso.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.17, p.1318-1325, 2013.

EVOLUÇÃO DE ADESÃO DA COLETA SELETIVA NOS MUNICÍPIOS DO ESTADO DO PARANÁ DE 2002 A 2017

Leticia Framesche

Instituto Federal do Paraná – IFPR e Universidade Estadual de Maringá - UEM, Mestrado em Sustentabilidade
Umuarama - Paraná

Thiago Silva Souza

IFPR e UEM, Mestrado em Sustentabilidade
Umuarama - Paraná

Ivonete de Souza Gabriel

IFPR e UEM, Mestrado em Sustentabilidade
Umuarama - Paraná

Ana Paula Tanabe

IFPR e UEM, Mestrado em Sustentabilidade
Umuarama - Paraná

Máriam Trierveiler Pereira

IFPR e UEM, Mestrado em Sustentabilidade
Umuarama – Paraná

RESUMO: Em decorrência do aumento populacional concomitantemente há uma elevação na geração de resíduos, e se gerenciados de forma inadequada ocasionam impactos negativos em diversas esferas. Vinculado a essa temática, foi promulgada, em 2007, a Política Nacional de Saneamento e, em 2010, a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Ao encontro dessa evolução legislativa e instrutiva, está o Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento, uma base de dados gratuita e optativa, em que os municípios retratam

anualmente a situação do gerenciamento de seus resíduos. Desta forma, este artigo objetiva analisar a adesão dos municípios do estado do Paraná frente aos sistemas de coleta seletiva e à participação de catadores nesses sistemas, por meio da base de dados dos anos de 2002 a 2017 disponíveis, bem como mensurar a participação dos municípios frente a esse diagnóstico online. Foi possível constatar que, entre 2002 e 2008, pouquíssimos municípios alimentaram o sistema, reflexo do desestímulo fiscal e legislativo referente à temática. Após a promulgação da política de saneamento e da possibilidade de aquisição de financiamento por parte dos municípios, 46% deles começaram a preencher esse sistema, e desse total, 65% implantaram os sistemas de coleta seletiva. Em contrapartida, a existência de catadores nesses sistemas não seguiu uma tendência linear, apresentou uma equiparidade entre 2009 e 2013, e um distanciamento entre 2012 e 2016. Mesmo após todo o incentivo quanto ao gerenciamento adequado dos resíduos, percebe-se ainda que 20% dos municípios não preenchem essa importante base de dados, acarretando resultados muitas vezes distantes da realidade estadual.

PALAVRAS-CHAVE: Gestão ambiental. Resíduos Sólidos Urbanos. Saneamento básico. SNIS.

EVOLUTION OF ADHESION OF SELECTIVE COLLECTION IN MUNICIPALITIES OF THE STATE OF PARANÁ FROM 2002 TO 2017

ABSTRACT: As a result of the population increase concomitantly there is an increase in waste generation, and if improperly managed cause negative impacts in various spheres. Linked to this theme, the National Sanitation Policy was promulgated in 2007 and the National Solid Waste Policy in 2010. Meeting this legislative and instructive evolution is the National Sanitation Information System, a free and optional database in which municipalities annually portray the status of their waste management. Thus, this article aims to analyze the adherence of the municipalities of the state of Paraná to the selective collection systems and the participation of waste pickers in these systems, through the database available from 2002 to 2017, as well as to measure the participation of the municipalities. facing this online diagnosis. It was found that between 2002 and 2008, very few municipalities fed the system, reflecting the fiscal and legislative discouragement regarding the theme. Following the promulgation of the sanitation policy and the possibility of obtaining financing from the municipalities, 46% of them began to fill this system, and of this total, 65% implemented the selective collection systems. On the other hand, the existence of waste pickers in these systems did not follow a linear trend, being evenly matched between 2009 and 2013, and a gap between 2012 and 2016. Even after all the incentive for proper waste management, it is still noticed that 20% municipalities do not fill this important database, resulting in results that are often far from the state reality.

KEYWORDS: Environmental management. Urban solid waste. Basic sanitation. NSIS.

1 | INTRODUÇÃO

Em decorrência do crescimento populacional nas cidades nos últimos anos, simultaneamente houve uma elevação no consumo de bens e produtos, acarretando no aumento da geração de resíduos (QUERINO, PEREIRA, 2016; FRAMESCHE, BILUCA, 2018; MOURA, PINHEIRO, CARMO, 2018).

No Brasil, apesar da sociedade ser responsável pela maior geração dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), ainda são os municípios os principais responsáveis pela gestão e gerenciamento dos mesmos (ZANTA, 2009). Desta forma, a coleta, transporte, tratamento, destinação e disposição final adequada, se tornam um dos maiores desafios enfrentados pelas autoridades públicas atualmente (GRAZHDANI, 2016; LINO, ISMAEL, 2017).

Vinculado a atual problemática de gerenciamento dos resíduos, impactos sociais, ambientais e econômicos negativos ao meio ambiente e aos seres humanos se tornaram inevitáveis (KHAN, KUMAR, SAMADDER, 2016; SAIDAN, DRAIS, AL-MANASEE, 2017). Em face desta realidade, o setor de saneamento básico luta há anos por um marco regulatório (MOISÉS *et al.*, 2010), que rompa com essa indefinição legal (BORJA, 2014).

Diante desta lacuna na legislação, em 5 de janeiro de 2007, foi promulgada a Política Nacional de Saneamento Básico (PNSB), Lei nº 11.445, contemplando quatro vertentes: abastecimento de água, esgotamento sanitário, drenagem de águas pluviais e, manejo e coleta dos resíduos sólidos (BRASIL, 2007), com o intuito de propor melhorias nos sistemas supramencionados, na qualidade de vida das pessoas (COSTA, 2009) e no aspecto de salubridade ambiental das cidades (ZANTA, 2009).

Em relação à vertente manejo e coleta dos resíduos sólidos da PNSB, houve o fomento à melhoria dos operadores públicos desses serviços por parte da União, por meio da concessão de benefícios e incentivos orçamentários, em conformidade ao alcance de metas de desempenho operacionais previamente estabelecidas (BRASIL, 2007).

Embora sejam evidentes os benefícios da PNSB e dos avanços registrados principalmente nas áreas de abastecimento de água e esgotamento sanitário, observa-se que o arcabouço legal federal dedicado aos resíduos sólidos não acompanhou essa evolução (NETO, MOREIRA, 2010). Para Campos (2009) e Zanta (2009), é necessária uma política específica que fomente uma gestão eficaz dos resíduos sólidos devido às suas peculiaridades e grau de complexidade.

Após vinte e um anos de discussão no Congresso Nacional, foi sancionada, em 2010, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), a primeira legislação brasileira com diretrizes para o planejamento, gestão e gerenciamento dos resíduos (SILVA, PARAÍSO, PINTO JUNIOR, 2017), com obrigações e estabelecimento de prazos para a erradicação dos lixões e a implantação da coleta seletiva, por exemplo, (BRASIL, 2010), buscando a atenuação de impactos negativos ao ambiente e a saúde da população (GOUVEIA, 2012), e incentivos financeiros para o Distrito Federal e os municípios que cumprirem os termos previstos (BRASIL, 2010).

Contudo, mesmo com todos esses incentivos legais e financeiros, muitos municípios não cumprem o que consta nas leis, seja por questões técnicas, profissionais ou incapacidade dos gestores. Deste modo, esse artigo objetiva analisar a evolução histórica de implantação da coleta seletiva, antes e após a aprovação da PNRS, nos municípios do estado do Paraná, como forma de mensurar a adesão estadual a esses sistemas, bem como identificar e quantificar a participação de catadores incluídos nestes conjuntos e verificar possível relação da evolução destes programas com as promulgações dos marcos regulatórios deste segmento, em especial a PNRS.

2 | METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

O local analisado é o estado do Paraná, e o mesmo está localizado na região sul do Brasil (Figura 1), e conta atualmente com 399 municípios (IPARDES, 2000).

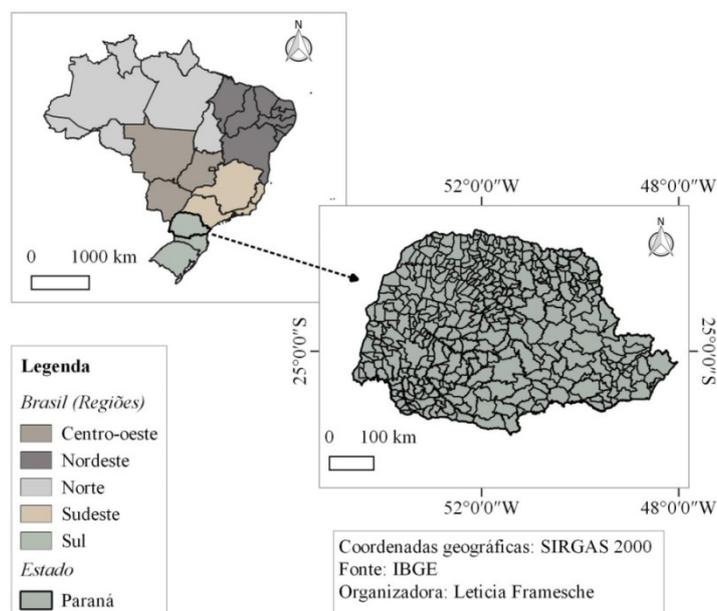


Figura 1: Localização do estado do Paraná

Fonte: Autores do trabalho.

De acordo com o último censo realizado em 2010, a população era de 10.444.526 habitantes (IBGE, 2010), e segundo estimativas, em 2018 foi projetado uma população de 11.348.937 habitantes (IBGE, 2017). Em relação a densidade demográfica o estado possui 52,40 hab/km² (IBGE, 2010) e vinculado ao Indicador de Desenvolvimento Humano (IDH), possui o valor de 0,792, o quinto maior do Brasil (IPEA, 2019).

2.2 Procedimentos metodológicos

2.2.1 Base de dados

O presente estudo analisa o avanço da coleta seletiva no estado do Paraná, baseado em informações disponíveis junto ao Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), Fundação Nacional de Saúde (FUNASA), Portal da Transparência e relatórios da Controladoria Geral da União.

O SNIS é o maior e mais importante sistema de informação sobre operações, gestão, finanças e qualidade dos serviços de abastecimento de água, esgotamento sanitário e de destinação de resíduos sólidos dos municípios brasileiros (SNIS,

2017). O mesmo é consolidado e vinculado, desde 1995, ao governo federal, o que permite utilizar seus indicadores como referência para comparação e como guia de medição de desempenho da prestação de serviços (SNIS, 2017).

Vinculado paralelamente ao governo federal, a FUNASA é uma fundação pública federal que surgiu em 1991, após a fusão de vários segmentos da área de saúde, e a mesma compõe vários programas institucionais, a qual contempla o Programa de Resíduos Sólidos, que visa contribuir para a melhoria das condições de saúde da população, com a implantação de projetos de coleta, transporte, destinação e disposição final adequada de resíduos sólidos (FUNASA, 2017). Já o Portal da Transparência do poder executivo do governo federal, disponibiliza informações sobre a estrutura de governo, orçamento, responsabilidade fiscal, licitações, contratos e outros dados que mostram como e onde o dinheiro público é usado.

2.2.2 Aquisição e manipulação dos dados

Em relação à obtenção dos dados, buscou-se verificar a situação histórica de evolução da coleta seletiva no estado do Paraná junto aos anos disponíveis na plataforma de informações do SNIS, de 2002 a 2017.

Nos sites pesquisados, FUNASA e Portal da Transparência, foram feitas algumas buscas por informações sobre convênios, relatórios e até mesmo investimentos e outros acordos vinculados a temática resíduos sólidos. Os dados após coletados foram compilados por meio do software Excel®, e para facilitar o entendimento evolutivo, foram gerados gráficos, que sintetizam as informações. Por meio destes dados, foi possível diagnosticar a gestão e planejamento realizado pelos municípios paranaenses durante dezesseis anos.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

O SNIS tem dados disponíveis sobre os sistemas de saneamento básico desde o ano de 2002 para todos os municípios do Brasil, e se configura como uma base de dados para diagnósticos desses sistemas. Vinculado a temática resíduos sólidos, a quantidade de municípios paranaenses com informações disponíveis ao longo desta série histórica, deu um salto significativo a partir do ano de 2009, como pode ser observado (Figura 2).

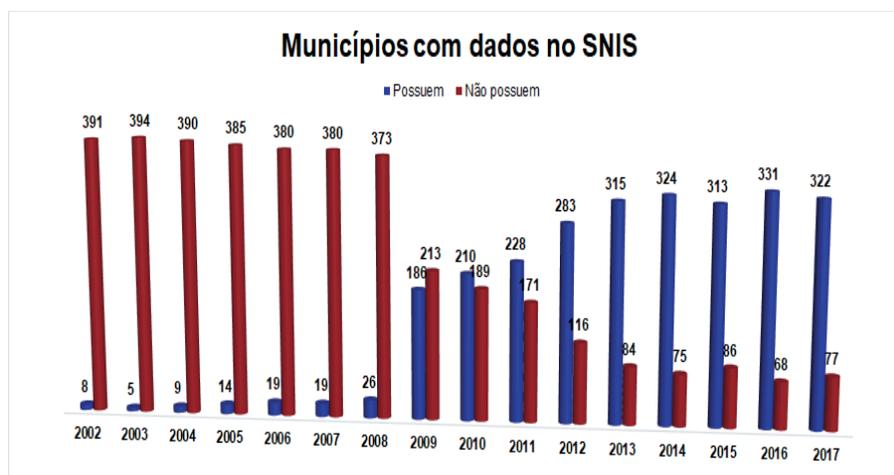


Figura 2: Quantidade de municípios paraenses com e sem informações junto ao SNIS ao longo da série histórica de 2002 a 2017

Fonte: Autores do trabalho.

O percentual de municípios com dados disponíveis vai de 2,01% em 2002 a 6,52% em 2008. Uma expressiva porcentagem de dados disponíveis em 2009, de 46,52%, pode ser atribuída à implantação da PNSB no ano de 2007, entretanto em 2010, ano da promulgação da PNRS, atinge 52,63%, seguindo em crescente até 2016, atingindo seu percentual máximo, de 82,92%. Esse aumento pode ser corroborado pela PNRS, uma vez que esta ainda era objeto de capacitações dos gestores e técnicos municipais, juntamente com a elaboração dos Planos Estaduais de Resíduos Sólidos (PERS/PR), de 2011 a 2016 (SEMA-PR, 2017).

Quanto à existência de programas de coleta seletiva, percebe-se uma ocorrência superior a inexistência dos mesmos ao longo de toda a série histórica (Figura 3).

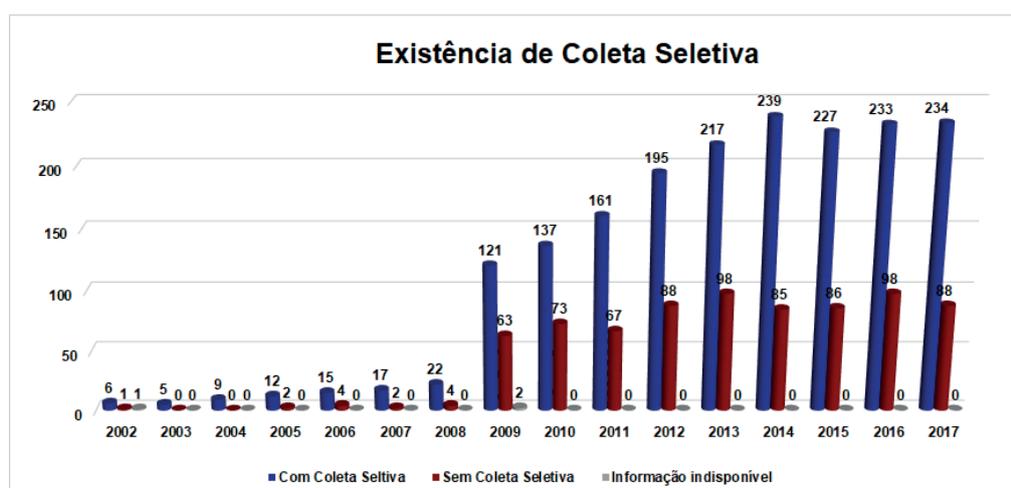


Figura 3: Municípios paraenses com e sem programas de coleta seletiva de 2002 a 2017

Fonte: Autores do trabalho.

O número mais expressivo de municípios que aderiram à coleta seletiva foi a partir de 2009, reflexo do aumento dos dados disponíveis junto ao SNIS nesse

mesmo período, como mencionado. No ano de 2009 o percentual de municípios com ocorrência de coleta seletiva representou 65,05%, seguindo uma crescente até 2014, com 73,77%, o ápice de adesão. Já em 2015 houve um decréscimo, para 72,52%, em 2016, uma queda para 70,39% e em 2017 uma elevação para 72,67%.

A crescente verificada a partir de 2009 pode ser explicada pela promulgação da PNSB em 2007 e posteriormente da PNRS em 2010, marcos regulatórios das políticas públicas deste segmento, que criaram além das obrigatoriedades, instrumentos de incentivo a adequação e aprimoramento dos serviços públicos de manejo dos resíduos sólidos municipais. De acordo com o Ministério da Transparência e Controladoria Geral da União, entre 2007 e 2015 foram aplicados 779,7 milhões de reais em programas e ações de apoio aos municípios para elaboração de estudos e projetos de gestão integrada de RSU, e obras e equipamentos de galpões de triagem para catadores, sendo neste último uma aplicação de 22,8 milhões de reais (MTCGU, 2017).

Outra justificativa para estes números do estado do Paraná pode ser por conta das transferências de recursos da União para os Sistemas de Manejos de Resíduos Sólidos, que no período de 2002 a 2017, investiu na ordem de 7,9 bilhões de reais (PORTAL DA TRANSPARÊNCIA DA UNIÃO, 2019). Ainda em 2010, com o advento da promulgação da PNRS, a FUNASA criou o Programa de Resíduos Sólidos, que por meio de transferência de recursos ampliou as infraestruturas instaladas destes sistemas (Quadro 1).

Ano	Número de municípios contemplados no Programa de Resíduos Sólidos¹	Valor dos recursos transferidos para Sistemas de Manejo de Resíduos Sólidos²
2002	-	R\$ 56.000,00
2003	-	R\$ 339.929,90
2004	-	-
2005	-	R\$ 4.861.582,22
2006	-	-
2007	-	R\$ 547.723,97
2008	-	-
2009	-	R\$ 656.475,19
2010	28	R\$ 260.019,40
2011	49*	-
2012	19	R\$ 277.115,95
2013	31*	-
2014	14	R\$ 953.457,81
2015	6*	-
2016	-	-
2017	-	-
Total	147	R\$ 7.952.304,44

Quadro 1: Dados do Programa de Resíduos Sólidos da FUNASA e transferências de recursos para apoio ao Sistemas de Manejo de Resíduos Sólidos aos municípios paranaenses ao longo da série histórica 2002-2017

Notas: *Celebração dos convênios e transferência dos recursos podem ter ocorridos em anos diferentes.

1) Dados disponíveis junto site da Fundação Nacional de Saúde somente estão disponíveis para o período de 2010 a 2015 (FUNASA, 2019)

2) Dados do Portal da Transparência da União, posição em 06/07/2019.

Um aspecto relevante é que mesmo com o incentivo financeiro, foi só a partir de 2010 que os municípios começaram a solicitar tais financiamentos, após à criação da PNRS. Para Zanta (2009) este desestímulo quanto à aquisição de recursos é reflexo da carência de recursos humanos tecnicizados, o que prejudica o planejamento e gestão de recursos, e favorece para uma baixa captação de recursos financeiros, onerosos ou não, por meio de programas governamentais ou linhas de crédito.

Quanto à participação de catadores nos programas de coleta seletiva das municipalidades, a análise da série histórica se demonstra relevante visto ao marco regulador, a PNRS, dar prioridade ao acesso a recursos da União para municípios que implantarem o referido programa com a participação de organizações de catadores.

Mesmo sendo condição prioritária ao acesso a recursos a participação de organizações de catadores nos programas de coleta seletiva, os números verificados na série histórica são bem inexpressivos no período de 2002 a 2008 (Figura 4), como já pontuados nas análises anteriores, sendo fortemente corroborado pela baixa adesão ao SNIS.

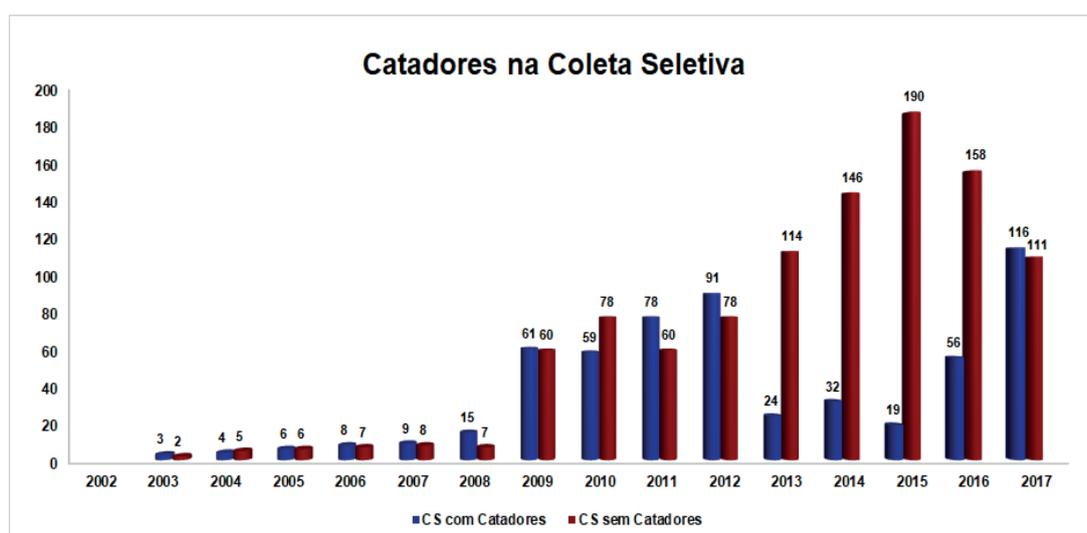


Figura 4: Participação de catadores nos Programas de Coleta Seletiva ao longo da série histórica 2002 a 2017

Fonte: Autores do trabalho.

No ano de 2002, embora já demonstrada à existência de programas de coleta seletiva, não há informação acerca dos segmentos envolvidos na gestão

ou operação destes programas. No período de 2003 a 2008, apesar de poucos municípios alimentarem o SNIS, a quantidade de municípios com organizações de catadores envolvidos em seus respectivos programas de coleta seletiva, se mostra superior com relação as que não possuem participação destes. E, a partir de 2009 nota-se uma proporcionalidade entre a quantidade de catadores participantes e não participantes em sistemas de coleta seletiva.

O aumento de programas de coleta seletiva verificada a partir de 2009, não foi acompanhada pela participação de organizações de catadores. No período de 2009 a 2012 houve uma oscilação maior nessa participação em determinados anos, como em 2009, 2011 e 2012, outrora menor, como em ocorreu em 2010, período de construção e promulgação da PNRS, seguida de uma grande queda no período de 2013 a 2016. O número de programas de coleta sem a participação destes se destacou no ano 2015, onde 91,63% não detinham participação de catadores, e em 2017 se observa uma situação de elevação atingindo certo equilíbrio.

4 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo se demonstrou satisfatório quanto ao objetivo principal de realizar um panorama analítico da coleta seletiva e participação de organização de catadores nestes serviços com as políticas públicas do segmento.

Analizando os dados disponibilizados no SNIS sobre os resíduos sólidos, pode-se verificar que de 2002 a 2017 os programas de coleta seletiva nas municipalidades paranaenses, bem como as informações e dados sobre estes, são muitos incipientes, embora não seja possível afirmar a real condição, uma vez que a bases de dados do SNIS não é obrigatória. Isso implica em que, embora seja alto o número de municípios sem informações disponíveis junto à série histórica, principalmente no período de 2002 a 2008, não é correto concluir que não existiam programas de coleta seletiva nestes municípios. Assim, a baixa adesão ao SNIS e a carência de referencial teórico e bibliográfico impossibilitaram conclusões mais aprofundadas.

Outro ponto quanto ao SNIS é que, mesmo não expressando muitos dados até 2008 ainda é uma base de dados de grande relevância com uma ampla gama de informações apuradas que, além de permitir aos entes governamentais realizar diagnósticos e avaliações dos setores do saneamento, tem grande importância e potencialidade para elaboração de estudos e produções científicas futuras.

REFERÊNCIAS

BORJA, P. C. Política pública de saneamento básico: uma análise da recente experiência brasileira. **Saúde e Sociedade**, São Paulo, v. 23, n. 2, p. 432-447, 2014.

BRASIL. **Lei nº 11.445**, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento

básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei no 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 8 jan. 2007. Seção 1, p. 3. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato20072010/2007/Lei/L11445.htm>. Acesso em: 03 julho 2019.

BRASIL. **Lei nº 12.305**, de 2 de agosto de 2010. Institui a política nacional de resíduos sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 3 ago. 2010. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato20072010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em: 29 junho 2019.

CAMPOS, H. K. T. Gestão dos resíduos sólidos urbanos no contexto da lei de saneamento básico. In: CORDEIRO, B. S. *et al.* (Org.). **Conceitos, características e interfaces dos serviços públicos de saneamento básico**. Brasília: Ministério das Cidades, 2009. 193 p. (Lei Nacional de Saneamento Básico: perspectivas para as políticas e gestão dos serviços públicos; v.2), p. 305-319.

COSTA, A. M. Saúde pública e saneamento: resistências e possibilidades intersetoriais no contexto da lei nacional de saneamento básico. In: CORDEIRO, B. S. *et al.* (Org.). **Conceitos, características e interfaces dos serviços públicos de saneamento básico**. Brasília: Ministério das Cidades, 2009. 193 p. (Lei Nacional de Saneamento Básico: perspectivas para as políticas e gestão dos serviços públicos; v.2), p. 347-356.

FRAMESCHE, L.; BILUCA, J. Trajetória do gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos na cidade de Umarama/PR. (2018). In: 1º CONGRESSO SUL AMERICANO DE RESÍDUOS SÓLIDOS E SUSTENTABILIDADE, 1., 2018, Gramado. **Anais...** Gramado: ExpoGramado, 2018.

FUNASA - FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. **Relação de propostas e convênios firmados pelo programa de resíduos sólidos urbanos**. Brasília, 2017. Disponível em: <<http://www.funasa.gov.br:8080/residuos-solidos>>. Acesso em: 30 jun. 2019.

GRAZHDANI, D. Assessing the variables affecting on the rate of solid waste generation and recycling: An empirical analysis in Prespa Park. **Waste Management**, New York, v. 48, p. 3-13, 2016.

GOUVEIA, N. Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social. **Ciência e Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 17, n. 6, p. 1503-1510, 2012.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Censo Demográfico. 2010. Disponível em: <<https://ww2.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/default.shtm>>. Acesso em: 30 junho 2019.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Panorama**. 2017. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pr/panorama>>. Acesso em: 29 junho 2019.

IPARDES – INSTITUTO PARANAENSE DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL. **Lista dos 399 municípios do estado ordenados segundo regiões de gestão e planejamento no Paraná – 2000**. 2000. Disponível em: <http://www.ipardes.gov.br/pdf/mapas/base_fisica/relacao_mun_parana_por_regiao_plan.pdf>. Acesso em: 30 junho 2019.

IPEA – INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. **Radar IDHM: evolução do IDHM e de seus índices componentes no período de 2012 a 2017**. Brasília: IPEA: PNUD: FJP, 2019.

KHAN, D.; KUMAR, A.; SAMADDER, S. R. Impact of socioeconomic status on municipal solid waste generation rate. **Waste Management**, New York, v. 49, p. 15-25, 2016.

LINO, F. A. M.; ISMAIL, K. A. R. Recycling and thermal treatment of MSW in a developing country. **IOSR Journal of Engineering (IOSRJEN)**, v. 7, ed. 7, p. 30-38, 2017.

MOISÉS, M. *et al.* A política federal de saneamento básico e as iniciativas de participação, mobilização, controle social, educação em saúde e ambiental nos programas governamentais de saneamento. **Ciência e Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 15, n. 5, p. 2581-2591, ago. 2010.

MOURA, J. M. B. M.; PINHEIRO, I. G.; CARMO, J.L. Gravimetric composition of the rejects coming from the segregation process of the municipal recyclable wastes. **Waste Management**, New York, v. 74, p. 98-109, 2018.

MTCGU – MINISTÉRIO DA TRANSPARÊNCIA E CONTROLADORIA GERAL DA UNIÃO. **Relatório de avaliação por áreas nº 9: resíduos sólidos**. Brasília, 2017. Disponível em: <<https://auditoria.cgu.gov.br/download/9805.pdf>> Acesso em: 04 julho 2019.

NETO, P. N.; MOREIRA, T. A. Política nacional de resíduos sólidos - reflexões acerca do novo marco regulatório nacional. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n.15, mar. 2010.

QUERINO, L. A. L.; PEREIRA, J. P. G. Geração de resíduos sólidos: à percepção da população de São Sebastião de Roça, Paraíba. **Revista Monografias Ambientais – REMOA**, v.15, n. 1, p. 404-415, 2016.

SAIDAN, M. N.; DRAIS, A. A.; AL-MANASEE, E. Solid waste composition analysis and recycling evaluation: Zaatari Syrian Refugees Camp, Jordan. **Waste Management**, v. 61, p. 58-66, 2017.

SEMA-PR – SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS DO PARANÁ. **Plano estadual de resíduos sólidos**. 2017. Disponível em: <<http://www.residuossolidos.sema.pr.gov.br/>>. Acesso em: 27 jul 2019.

SILVA, L. M. S.; PARAÍSO, L. A.; PINTO JUNIOR, I. M. Análise crítica política nacional de resíduos sólidos: principais pontos e aplicabilidade. **Ciências Exatas e Tecnológicas**, Alagoas, v. 4, n. 2, p. 37-48, nov. 2017.

SNIS – SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **Diagnóstico do Manejo dos Resíduos Sólidos Urbanos**. 2017. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br>>. Acesso em: 30 jun 2019.

ZANTA, V. M. A sustentabilidade dos serviços públicos de resíduos sólidos: novas oportunidades e velhos desafios. In: CORDEIRO, B. S. *et al.* (Org.). **Conceitos, características e interfaces dos serviços públicos de saneamento básico**. Brasília: Ministério das Cidades, 2009. 193 p. (Lei Nacional de Saneamento Básico: perspectivas para as políticas e gestão dos serviços públicos; v.2, p. 297-304.

EXPOSIÇÃO COMBINADA A MÚLTIPLOS CONTAMINANTES AMBIENTAIS: CONCEITOS E ANÁLISE EXPLORATÓRIA

Ana Lúcia Silva

Gerente da Divisão de Controle Sanitário do Médio Tietê - RMOC em Sistema de Saneamento da Divisão de Controle Sanitário Centro – RMOC da SABESP - Cia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo.
anasilva@sabesp.com.br

RESUMO: Este artigo apresenta uma ampla revisão bibliográfica a partir da qual foi gerada uma base de dados da atual situação de poluição e contaminação no Brasil. Foram então criados dois cenários hipotéticos, de exposição combinada a múltiplos contaminantes químicos, considerando efeito aditivo: o estudo de caso (1) avaliou o risco toxicológico, para o qual foi obtido um Índice de Perigo (IP) ± 1 , ou seja, a mistura estaria bem próxima de apresentar um risco significativo; o estudo de caso (2) estimou a potência estrogênica para alguns desreguladores endócrinos e os resultados foram comparados à estimativas de exposição diária através de dietas ricas em fitoestrógenos. Conclui-se que, o risco de exposição combinada a múltiplos contaminantes pode ser uma realidade, principalmente em algumas regiões do Brasil, com maior poluição. Por precaução esta possibilidade deveria ser considerada em estudos epidemiológicos assim como para a definição de limites residuais ambientais, em

alimentos, remédios, entre outros.

PALAVRAS-CHAVE: análise de risco, contaminação ambiental, saúde pública

INTRODUÇÃO

No se que se refere às diretrizes de qualidade da água potável, a World Health Organization (WHO) não considera as exposições combinadas ou as possíveis interações entre as substâncias presentes, embora reconheça que estas possam ocorrer. Pressupõe-se que o potencial sinergismo entre essas substâncias é seletivo e limitado e a incerteza e margem de segurança esteja abrangida pela concentração máxima permitida, suficiente para garantir segurança à saúde pública. Entretanto a literatura científica tem trazido a tona uma série de evidências quanto aos efeitos sinérgicos, aditivos e antagonicos em misturas, mesmo em concentrações bem abaixo dos limites padrões (WHO, 2011). Considerações vêm sendo feitas em relação ao coquetel de substâncias exógenas presentes simultaneamente na água, ar, solo, alimentos, entre outros, e os riscos potenciais de exposição combinada (ARCARO et al, 1998; RAJAPKSE et al, 2011; XIE et al, 2005; KORTENKAMP et al, 2007; KORTENKAMP,

2011; RAPPAPORT e SMITH, 2011; NARDOCCI, 2010). Admite-se que diferentes contaminantes químicos que possuam o mesmo modo de ação e possam “atacar” a mesma célula-alvo, tecido ou órgão geralmente podem apresentar características de “dose aditiva” quando sua ocorrência se dá em misturas, embora outras interações são possíveis de acontecer (sinérgica e a antagônica) (MEEK et al, 2011). Além dos efeitos similares (diferentes contaminantes que causem danos a um mesmo órgão alvo), efeitos complementares podem ser importantes, como por exemplo, um risco de câncer do fígado combinado a uma infecção por hepatite B (ALEXANDER et al, 2008). Para um estudo desse tipo, as principais informações necessárias são: mecanismo de ação, potência de cada substância e características quanto ao tipo de exposição. Entretanto, estas informações na maioria das vezes não existem.

OBJETIVO

O presente artigo apresenta dois estudos de caso hipotéticos para a exposição combinada quanto ao (1) risco toxicológico e (2) uma potencial ação estrogênica, a partir do levantamento do panorama ambiental brasileiro.

MATERIAIS E MÉTODOS

Foram utilizados dados pontuais de pesquisas exploratórias realizadas nos últimos 10 anos no Brasil, para várias classes de contaminantes, cujo levantamento foi realizado nas bases de dados brasileiras e internacionais - PubMed, Scielo e o Portal de periódicos da Capes, além das bibliotecas das universidades brasileiras. Foram considerados principalmente os contaminantes emergentes, além da constatação de contaminação através de resultados obtidos por bioindicadores ou biomarcadores. Para o estudo de caso (1) foi utilizada a metodologia para análise de risco no nível Tier 0, conforme Meek et al.9, (2011) e o índice de perigo (IP) a partir do cálculo da dose de referência versus exposição. Para o estudo de caso (2) estimou-se a estrogenicidade individual de vários desreguladores endócrinos e a somatória delas (efeito aditivo) conforme sugerido por Kroes et al. 11 (2000). O resultado foi comparado com o potencial estrogênico de dois tipos de dietas: uma dieta rica em fitoestrógenos e uma dieta vegetariana. Todos os cálculos foram feitos dentro de uma abordagem extremamente conservadora e semiquantitativa, considerando como grupo de exposição crianças de 3 a 5 anos.

Levantamento de dados: contaminantes ambientais detectados no Brasil

1. Grupo dos ftalatos, alquilfenóis e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA)

Os ftalatos são substâncias derivadas do ácido ftálico e em geral são utilizadas como aditivos na fabricação de plásticos, em vários tipos de embalagens para acondicionar alimentos e bebidas. O dietilftalato (DEP) foi banido dos produtos da empresa Natura S.A. em 2008, como ação de precaução tomada pela empresa em relação aos vários indícios de toxicidade dessa substância¹.

Já os alquilfenóis são bastante utilizados industrialmente na fabricação de perfumes, resinas, vernizes, tintas, adesivos, cosméticos, corantes e explosivos. Possuem ação bactericida devido à capacidade de coagular proteínas de microorganismos como as bactérias e fungos. Um projeto de lei tramita na câmara municipal de Piracicaba, SP, onde a presença dessa substância em produtos comercializados fica proibida². Uma ação aberta pelo Ministério Público Federal de São Paulo requer que a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) obrigue fabricantes a informar a presença do bisfenol A (BPA) nos rótulos dos produtos³.

Os HPAs, bem como seus derivados nitrados e oxigenados, podem ser encontrados como constituintes de misturas complexas em todos os compartimentos ambientais. Suas fontes são tanto naturais quanto antropogênicas, dentre as quais os processos de combustão de material orgânico (exaustão de motores a diesel ou a gasolina), a queima espontânea de florestas, fotocopiadoras, exaustão de plantas de incineração de rejeitos, fumaça de cigarro, além de processos industriais como a produção de alumínio e a gaseificação do coque (CAMARGO e TOLEDO, 2011; TORRES et al, 2002). A Tabela 1 a seguir apresenta os principais resultados obtidos em pesquisas exploratórias para essas substâncias.

Substância	Ocorrência	Referência
Água e esgoto ($\mu\text{g/L}$)		
DEP	Água bruta: 0,22-3,2 Água potável: 0,13-0,23	GHISELLI, 2006
	Água mineral: 15-23	SILVA et al, 2011
Dibutilftalato (DBP)	Esgoto: 12,4 Efluente da ETE: 1,43 Água bruta: 1,2 Água potável: 0,33-1,75	GHISELLI, 2006
	Água bruta: <0,03-33,1	RAIMUNDO, 2011
Dimetilftalato (DMP)	Água mineral: 16	SILVA et al, 2011
Di isobutil ftalato (DIBP)	Esgoto hospitalar: presente Efluente ETE: aumento da concentração	PAIVA et al, 2011

1. <http://www2.natura.net/Web/Br/Inst/politicas/posicionamentos-natura/src/ftalatos.asp>

2. <http://www1.folha.uol.com.br/equilibrioesaude/937199-piracicaba-e-primeira-cidade-do-brasil-a-proibir-o-bisfenol-a.shtml>

3. http://www.latini.com.br/master/index.php?option=com_content&view=article&id=301:acao-pede-a-anvisa-regulamentacao-de-bisfenol-a-em-embalagens&catid=38:ultimas-noticias&Itemid=50&lang=pt

ftalato de di-(2-etil-hexila) (DEHP)	Água potável: 0,00294-0,00967 Água bruta: 0,0018-0,0158	LOUREIRO, 2002
DEP	Baía: <0,0001-0,0168	
DIBP	Baía: 0,00155-0,0172	
DBP	Baía: 0,00166-0,0379	
Sedimento (ng/g)		
DMP	37,09	
DBP	<1-59,37	
Di hexil ftalato (DHP)	23,39	
DEHP	26,24-68,33	
Biomarcadores		
DEHP	Local contaminado: 380-1.292,6	
	Local não contaminado: 205,5-886,3	
Alimentos (mg/kg)		
Adipato de DEH (DEHA)	37,83-659,52	BARROS, 2010
DEHP	79,30-2.668,13	
Poeira doméstica (µg/g) – mediana		
DEHP	4.379	SCAPIN, 2009
Dinbutil ftalato (DnBP)	1.200	
DMP	18	
DEP	97	
Butil benzil ftalato (BBP)	27	
DEHA	83	
Alquilfenóis		
Água e esgoto (ng/L)		
4-octilfenol	Água bruta: 1.029	RAIMUNDO, 2011
Bisfenol A (BPA)	Água bruta: 11,7-16,8 Água potável: 6,2-73	LEANDRO, 2009
	Esgoto: 8.700 Efluente da ETE: 8.000 Água bruta: 2.200-64.200 Água potável: 2000-3.600	GHISELLI, 2006
	Água bruta: 139-13.016	RAIMUNDO, 2007
	Água potável: 58 (média); 151 (mediana)	SODRÉ et al, 2007
	Esgoto: 1.900 Efluente da ETE: 1.400 Água bruta: nd Água potável: nd	GHISELLI, 2006
Nonilfenol	Água bruta: 3,65-228 Água potável: 1,35-15,2	GEROLIN, 2008
	Água bruta: 218	GHISELLI, 2006
	Água bruta: 44-1.918	MOREIRA et al, 2009
	Esgoto: 8.200 Efluente da ETE: nd Água bruta: nd Água potável: nd	GHISELLI, 2006
Pentaclorofenol	Biomarcadores	
	Sangue: 0,008 – 0,05 mg/L	PEREIRA et al, 2011
HPAs		

HPA total	Ar	
	Urbano: 0,005 pg/m ³ a 7,716 ng/m ³	SOUZA, 2006
	Terminal de ônibus: média de 845 ng/m ³	TAVARES, 2003
	Residencial: 5,8 a 62,8 ng/m ³	CRISTALE, 2011
	Resíduos sólidos	
	Lodo de ETE: 300 µg/kg	SOUZA, 2010
	Lixo urbano: 105 µg/kg	
	Solo	
	Urbano: 818 µg/kg; Rural: 180 µg/kg	BOUROTTE et al, 2009
	Rico em matéria orgânica: 1,96 a 29 µg/g Pobre em matéria orgânica: 12 a 13 µg/g	FUJICA, 2011
	Alimentos (µg/kg)	
	Amostras para todos os grupos (verduras, frutas, carnes, bebidas, óleos, etc.): 0,21 – 51,90	CAMARGO, 2000
	Café coado: 3,06 – HPA carcinogênico: 0,26 Chá mate: 0,70 – HPA carcinogênico: 0,39	TORRES, 2002
Sedimentos (ng/g)		
7,098-18,08	TORRES, 2002	
Benzo[a]pireno	Água e Esgoto (µg/L)	
	Esgoto: 1,1 Efluente da ETE, água bruta e potável: nd	GHISELLI, 2006
	Água bruta: 0,255	AZEREDO, 2001
1-Hidroxipireno	Biomarcadores	
	Urina de fumantes: 0,104 – 0,289 µg/g Não fumantes: 0,002 – 0,020 µg/g	COSTA, 2011

Tabela 1. Grupo dos Ftalatos e alquilfenóis

Grupo das bifenilas policloradas (PCB)

Trata-se de compostos organoclorados utilizados em componentes de capacitores e transformadores elétricos, bombas de vácuo, turbinas de transmissão de gás, fluidos hidráulicos, resinas plastificantes, lubrificantes, óleos de imersão, misturas de agrotóxicos e papel carbono (RAJAPKSE et al, 2011; COSTA, 2011) A importação, fabricação e uso de PCB foi proibido no Brasil em 1981, mas devido a suas características de persistência e a existência de equipamentos que ainda se utilizam dessas substâncias, é possível encontra-las no meio ambiente, em alimentos e até mesmo em seres humanos (TORRES, 2002; BRAGA, 2003; KOWALSKI et al, 2010; Miranda, 2006).

Grupo das dioxinas e furanos

As dioxinas e os furanos são duas classes de compostos aromáticos tricíclicos, da função éter, com características físico-químicas similares. São originadas da incineração de resíduos, nas indústrias de papel e como subprodutos industriais em

processos que envolvem a presença de cloro ou compostos clorados, branqueamento de papel e celulose, incineração de resíduos, incêndios, incineração de resíduos de serviços de saúde, lixo urbano, resíduos industriais e veículos automotores, entre outros. A presença dessas substâncias é possível de ser constatada mesmo em ambientes não antropizados, embora em baixas concentrações (BRAGA, 2011; ASSUNÇÃO et al, 2002; NOBREGA, 2007).

Grupo dos agrotóxicos

Um estudo conduzido pela CESTE/ENSP/FIOCRUZ determinou uma ingestão diária de 1500 µg/dia de pesticidas para alguns residentes em áreas agrícolas no Estado do Rio de Janeiro (GHISELLI, 2006). O monitoramento de resíduos de agrotóxicos em alimentos no Brasil passou a ser centralizado a partir de meados de 2000, quando a ANVISA cria o Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos (PARA). Entre 2001 e 2004 foram analisadas 4 mil amostras, das quais 28% apresentaram resultados como o uso de agrotóxico não autorizado ou concentrações em níveis inapropriados para consumo humano.

Ocorrência	Referência
Água (µg/L)	
Água superficial: HCH (0,35-0,41); Dieldrin (0,16-0,23); Endosulfan (0,15-0,81); Aldrin (0,36-0,44); Heptacloro (0,03-0,18); DDT (0,06-0,13) Água potável: HCH (0,013-0,03); Dieldrin (0,01-0,033); Endosulfan (0,011-0,026); Aldrin (0,008-0,032); Heptacloro (0,012-0,028); DDT (0,018-0,027)	RISSATO et al, 2011
Água superficial: Atrazina: 0,231 (concentração média)	AZEVEDO et al, 2011
Água superficial: Atrazina (<0,02-0,22); Aldicarbe (<0,17-2,15); Simazina (<0,01-0,03); Carbofurano (<0,12-0,62); Trifluralina (<0,1-1,73) Água potável: Atrazina (<0,02-0,06); Simazina (<0,01-0,26); Carbofurano (<0,12-2,24); Trifluralina (<0,1-2,06)	MARQUES, 2005
Água escoamento: Carbofurano (2,17-17,7); Diuron (0,42-23,23); Acetamiprido (nd-2,17); Carbendazim (nd-1,38); Metomil (20,75-45,94); Teflubenzurom (nd-0,61); Azoxistrobina (1,71-86,06) Água superficial: Carbofurano (0,52-8,73); Diuron (0,78-6,1); Carbendazim (1,6-1,61) Água chuva: Diuron (nd-1,12); Imidacloprido (nd-4,62); Acetamiprido (nd-0,79); Carbendazim (>LD<LQ-4,2); Tiametoxam (nd-2)	S O U Z A , 2011
Água superficial: Clordano (0,018-0,3); DDT (0,16); Dieldrin (0,24)	PALHANO, 2002
Solo	
HCH (0,63-0,74)b; Dieldrin (0,7-0,98)a; Endosulfan (0,71-1,124)c; Aldrin (0,88-1,38)b; Heptacloro (0,35-0,57)c; DDT (0,34-0,45)a	RISSATO et al, 2011
Residência: DDT (2,0-55,4 ng/g); Florestas: DDT (1,6-13,3 ng/g)	SALDANHA et al, 2010
Alimentos	
3.130 amostras: 2,8% - presença de agrotóxicos acima do LMR; 23,8% - uso de agrotóxico não autorizado; 2,4% - ambos os casos.	A N V I S A , 2011

Banana: 0,001-0,013 na casca; e 0,005-0,052 na polpad	CASTRO et al, 2005
Pescados (tilápia) (mg/Kg): Aldrin (1,34-2,47); β -HCH (0,84-1,2); δ -HCH (0,06-0,38); Endossulfan (0,6-3,18); Heptacloro (0,24); Heptacloro-epóxi (1,34-2,47)	GOMES et al, 2010
Pescados: compostos orgânicos/agrotóxicos (45,2- 2504 ng/g)	MIRANDA, 2011
Pescados: DDT (0,3-a 71,4 ng/g - abaixo do limite recomendável)	SALDANHA et al, 2010
Alimentos prontos: fungicidas ditiocarbamatos CS2 (0,05-0,24 mg/Kg); agrotóxicos organofosforados (0,003-0,17 mg/Kg)	Souza, 2011
Morangos (mg/Kg): Acefato na <0,1-0,21; Azoxistrobina <0,07-0,46; Captana na <0,05-0,13; Clorfenapir na <0,01-0,03; Dimetoatona <0,05-0,31; Fentropatrina <0,02-0,27; Iprodiona <0,2-1,4; Parationametiliciana 0,02; Promicidona <0,04-0,55	FARIA et al, 2009
Biomarcadores e bioindicadores	
Estimativa de exposição ao DDT por bebês lactantes: preocupante para aqueles cujas mães consomem mais de 550g/dia de peixes das regiões de Itaituba e Boa Vista, AM.	D'AMATO et al, 2007
Leite materno: microresíduos de vários agrotóxicos, e em 1% das amostras a concentração era acima do limite recomendado.	MESQUITA, 2011
Sangue: DDE (máximo: 8,4 μ g/L e 3.452 μ g/g lípidios)	DELGADO et al, 2011
Pólen: Detecção de vários agrotóxicos	SANTOS, 2005

Tabela 2. Grupo dos Agrotóxicos

nd: não detectado

na. Uso não autorizado.

ac. Acima do limite máximo residual.

Grupo dos produtos farmacêuticos e de higiene pessoal (PFHP) e dos hormônios

Uma parte significativa de fármacos e produtos veterinários é excretada e liberada para o meio ambiente. No processo terapêutico veterinário onde fármacos são administrados, uma parte de resíduos pode persistir nos alimentos e chegar até o consumidor final. Ocorrências de resíduos de antibióticos no leite bovino vêm sendo registradas em vários trabalhos de pesquisa, conforme pode ser constatado na Tabela 7, e o controle da concentração dessas substâncias de forma que não cheguem ao consumidor em doses que possam causar impacto à saúde são em geral pouco controladas. Já a ação biológica dos hormônios, tais como a progesterona, os estrógenos, os andrógenos, as tiroxinas e alguns neuroesteróides, ocorre através de uma afinidade entre essas substâncias e os receptores das proteínas de células específicas do organismo vivo. Os hormônios são responsáveis por controlar o crescimento e o desenvolvimento, a reprodução e as características sexuais. Influenciam ainda no armazenamento de energia, no desenvolvimento neurológico, e estão presentes desde o momento de concepção (GHISELLI, 2006. RAIMUNDO, 2007, GEROLIN, 2008).

Grupo dos PFHPs		
Substância	Ocorrência	Referência
Água e esgoto (ng/L)		
17 α -etinilestradiol (EE2)	Água superficial: nd-805 Água tratada: nd-472	GEROLIN, 2008
	Água superficial: 106-4.390	RAIMUNDO, 2007
	Água superficial: nd-30,1	REIS FILHO, 2005
	Água superficial: 191 Água tratada: 197-305	TORRES, 2011
	Água superficial: 2-54	MOREIRA et al, 2009
Acetaminofen (Paracetamol)	Água superficial: nd-13.440	RAIMUNDO, 2007
	Esgoto: 18.100 Efluente da ETE: 5.900 Água bruta: nd Água potável: nd	GHISELLI, 2006
	Água superficial: 0,3-10,3	ALMEIDA et al, 2011
	Atenolol	
Bezafibrato		
Buformin	Água superficial: 1,2-3,7	
Cafeína	Água superficial: 0,35-28,3	RAIMUNDO, 2007
	Água superficial: 73.900 (máxima)	GHISELLI, 2006
	Esgoto: 294.000 Efluente da ETE: 1.300 Água bruta: 1.100-106.000 Água potável: 400-3.800	
	Esgoto hospitalar: presença	
Carbamazepina	Esgoto e efluente de ETE: presença	VARGAS, 2008
Diazepam	Água superficial: 0,2-4,8	ALMEIDA et al, 2011
Diclofenaco	Água superficial: 8,1-394,5	
	Esgoto: 2.900 Efluente da ETE: 1.800 Água bruta: 2.000-6.000	GHISELLI, 2006
	Galaxolida	Água bruta: 0,102
Ibupofren	Água superficial: 10,0-78,2	ALMEIDA et al, 2011
Testosterona	Tanques de criação de peixes: Água de saída: 99.500 Sedimento: 273.000	FALONE, 2007
Alimentos		
Penicilina	Leite bovino: 0,013 a 0,94 UI/mL	NASCIMENTO et al, 2011
Antibióticos	Queijo minas frescal	LOPES et al, 2011
Hormônios		
Água e esgoto (ng/L)		
Estrona (E1)	Esgoto: 5.000 Efluente da ETE: <3,3 Água bruta: 4.800 Água potável: 4.130	GHISELLI, 2006
	Água bruta: 0,14-2,95	GEROLIN, 2008
	Nascente: < 600 Água bruta: 600 Água potável: nd	LOPES et al, 2011

17 β -estradiol (E2)	Esgoto: 1.900-3.000 Efluente da ETE: 1.600 Água bruta: 6.690 Água potável: 5.560	GHISELLI, 2006
	Água bruta: 2,35-9,14	GEROLIN, 2008
	Água bruta: 106-6.806	RAIMUNDO, 2007
	Nascente: 16-30,6 Água bruta: 8,6-25,8 Água potável: 6,8	LOPES, 2011
	Água bruta: 27,5	REIS FILHO, 2005
Estríol (E3)	Água bruta: 1,02-6,97 Água potável: 0,42-2,23	GEROLIN, 2008
	Água bruta: 114-314 Água potável: 116-146	TORRES, 2011
Colestanol	Esgoto: 32.700 Efluente da ETE: 25.800 Água bruta: 2.200-46.000 Água potável: nd	GHISELLI, 2006
Colesterol	Esgoto: 513.000 Efluente da ETE: 76.400 Água bruta: 8.800-301.000 Água potável: 1.900-2.900	
Coprostanol	Esgoto: 212.000 Efluente da ETE: 66.500 Água bruta: 5.200-40.900 Água potável: nd	
Estigmasterol	Esgoto: 309.000 Efluente da ETE: 1.958.000 Água bruta: 5.700-85.500 Água potável: nd	
Progesterona	Esgoto: 3.600 Efluente da ETE: 2.900 Água bruta: 1.400-4.200 Água potável: 1.100-1.500	
	Água bruta: 87-195	
Levonorgestrel	Água bruta: 641-663	
Sedimento ($\mu\text{g/g}$)		
Esteróides totais	<0,010-8,077	JOAQUIM, 2009

Tabela 3. Grupo dos PFHPs e hormônios

Grupo dos parabenos

A legislação brasileira permite o uso de alguns tipos de conservantes químicos em alimentos, fármacos, produtos de beleza, dentro de uma dosagem máxima. O contato de crianças com essas substâncias é temerável devido aos potenciais efeitos nocivos. Entretanto, a presença de parabenos em formulações farmacêuticas mais consumidas no Brasil, principalmente as de uso pediátrico e de venda livre, é muito comum (BALBANI et al, 2006; SILVA et al, 2008). Algumas empresas fabricantes de cosméticos têm eliminado gradualmente os parabenos na composição de seus

produtos⁴. A concentração de metilparabeno em adoçantes dietéticos comerciais varia entre 458,63-467,21 mg/Kg (PETRUCI, 2009).

Aplicação do Tier 0

A aplicação de medidas de ação corretivas a partir de uma análise de risco pode ser estruturada conforme a metodologia americana RBCA (Risk Based Corrective Action), incorporando etapas sucessivas de avaliação de risco e tomadas de decisão. As análises são divididas em vários níveis denominados Tier, de 0 a 4. A aplicação do Tier 0 baseou-se na análise de risco de exposição combinada para múltiplas substâncias químicas, desenvolvido por MEEK et. al (2011). O problema foi formulado a partir das questões 1 a 4.

1. Qual é a natureza da exposição?

Foi considerada a exposição por diversos meios e através da inalação e ingestão oral, principalmente devido à falta de dados (por exemplo, para contato dermal).

2. A exposição é provável levando em conta o contexto?

Sim, pois conforme o levantamento bibliográfico realizado os contaminantes vêm sendo detectados no meio ambiente. Entretanto, trata-se de dados pontuais.

3. Existe a probabilidade de co-exposição dentro de um período relevante?

Sim, considerando que os contaminantes químicos vêm sendo detectados em diferentes matrizes ambientais, oriundos de fontes de contaminação existentes há algum tempo.

4. Qual a fundamentação para considerar esses compostos dentro de uma exposição combinada?

Embora se trate de um cenário hipotético, algumas das substâncias consideradas foram detectadas em diversos compartimentos ambientais, nos alimentos e/ou na água potável. Tudo isso indica que a exposição combinada pode estar acontecendo.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Estudo de caso (1): risco para a saúde humana, efeitos tóxicos

Para o cálculo da dose potencial e para estimativa de risco foi utilizada como referência a metodologia da EPA (1992) e os conceitos propostos por MEEK et al. (2011). Foram selecionadas algumas substâncias químicas das Tabelas 1 a 9, considerando-se as maiores concentrações detectadas nas matrizes ambientais, e o estudo de caso voltou-se para exposição em crianças, situação de maior consumo. Foi considerado consumo de pescado (Aldrin), 7,1 g/dia e de peito de frango

4. http://www2.natura.net/Web/Br/relatorios_anuais/src/perfil_metas.asp

(DEHP), 7,1 g/dia, com periodicidade de exposição de 75 dias/ano alternadamente, segundo o consumo máximo em NARDOCCI (2011). Para o consumo de chá com a presença de fluoranteno foram usados os dados de CAMARGO & TOLEDO (2002), para consumo médio/ pessoa.dia. Assumiu-se peso de massa corporal de 18 kg (idade 3-6 anos), tempo de exposição (TE) de 9 anos (FREITAS, 2000). O cálculo da exposição foi feito através da equação (1):

$$\text{Exposição} = C \times TC \times TE / PC \times TA \quad \text{Equação (1)}$$

Onde:

C: concentração da substância no meio ambiente

TC: Taxa de contato (exemplo, litros por dia)

TE: Tempo de duração e freqüência de exposição (dias por ano)

PC: peso corporal

TA: período sob o qual a exposição ocorre (dias)

Os resultados dos cálculos são apresentados na Tabela 4. A seleção das substâncias seguiu as seguintes premissas: (a) existência de dados de concentração no meio ambiente e/ou em alimentos e água potável; (b) dados de dose de referência; e, (c) substâncias para as quais existem evidências de que o efeito tóxico ocorre para um mesmo órgão, no caso, o fígado. A partir da obtenção da dose de exposição foi calculado o Índice de Perigo (IP), conforme a equação (2). É importante frisar que a presente abordagem é conservativa e semiquantitativa, pois a base de dados não permite maior precisão. Assumiu-se que os efeitos são aditivos. As doses de referência de exposição foram obtidos no site da Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR)⁵ e da EPA⁶.

$$\text{IP} = \text{Exposição}_1/\text{DR}_1 + \text{Exposição}_2/\text{DR}_2 + \text{Exposição}_3/\text{DR}_3 \quad \text{Equação (2)}$$

Substância	Via de exposição	Concentração	Exposição	DR	IP
1. Aldrin	oral	2,47 mg/kg	1,48E ⁻⁸	3E ⁻⁵	0,00049
2. DEHP	oral	331,53 mg/kg	1,99E ⁻²	2E ⁻²	0,99521
3. Fluoranteno	oral	0,00031 mg/kg	2E ⁻⁵	4E ⁻²	0,00050
IP da mistura					0,99620

Tabela 4. Resultados: risco toxicológico

5. <http://www.atsdr.cdc.gov>

6. <http://www.epa.gov/iris/>

O Índice de Perigo para a exposição combinada possível de ser encontrada em uma dieta típica brasileira é igual a 0,99620.

Estudo de caso (2): potencial de estrogenicidade

A análise da representatividade quanto a presença dessas substâncias no meio ambiente e a exposição devem passar obrigatoriamente por três questões, conforme KROES et al. (2000):

1. Qual o tipo de exposição?
2. A estrogenicidade (potencia biológica de ação estrogênica) dessas substâncias é comparável à de hormônios naturais?
3. Tendo em vista a exposição cumulativa ambiental a estrógenos naturais e fitoestrógenos, e levando em consideração a estrogenicidade dessas substâncias, o risco à saúde humana é significativo?

A estrogenicidade é a capacidade que uma substância tem de acoplar-se ao receptor celular de estrogênio de um determinado órgão alvo, desencadeando uma resposta biológica equivalente a de um hormônio natural. Esta medida é equivalente a quantidade de estradiol que seria necessário para a mesma resposta (FERREIRA, 2008). Por exemplo, a concentração de estrona é equivalente a 0,5 equivalentes de E2, o que quer dizer que uma mesma concentração de Estrona tem metade da potência estrogênica em comparação ao estradiol.

Para o cálculo de exposição a IE foi utilizada a Equação (1), e considerados os maiores valores de concentração das Tabelas 1 a 9, para as substâncias com potencial interferência endócrina. A estrogenicidade foi calculada a partir de dados da literatura (KROES et 2000; SODRÉ et al, 2007). Não é possível calcular o risco para a ingestão de desreguladores endócrinos e sua ação estrogênica em seres humanos. Por isso, o consumo de fitoestrógenos em duas dietas foi incluído para efeito de comparação, obtidos a partir do trabalho realizado por FORTES et al.71 (2007). O caso (1) trata-se de uma dieta rica em fitoestrógenos (consumo de aproximadamente 40 mg/dia) por uma criança de 4,75 anos, com indícios de telarca precoce. O caso (2) refere-se ao consumo médio de 3 mg/pessoa.dia, dieta atribuída a alimentação essencialmente vegetariana. Os resultados encontram-se disponíveis na Tabela 4.

A exposição total para as substâncias 1 a 8 nas concentrações consideradas foi estimada em 0,4 $\mu\text{g}/\text{dia}$ equivalentes de E2. Observando-se as ingestões para fitoestrógenos é possível verificar que mesmo na dieta mais moderada (caso 2) a exposição à estrogenicidade é maior do que para as demais exposições de origem antrópica.

Substância	Via de exposição	Concentração	DR	PE
1. EE2	Água potável	472 ng/L	5E ⁻⁵	8E ⁻⁵
2. Nonilfenol	Água potável	15,2 ng/L	2E ⁻⁶	2E ⁻¹⁰
3. HCH	Água potável	0,03 ng/L	3E ⁻⁹	3E ⁻²¹
4. Dieldrin	Água potável	0,033 ng/L	4E ⁻⁹	4E ⁻²¹
5. Endosulfan	Água potável	0,026 ng/L	3E ⁻⁹	3E ⁻²¹
6. Aldrin	Água potável	0,032 ng/L	4E ⁻⁹	4E ⁻²¹
7. Heptacloro	Água potável	0,028 ng/L	3E ⁻⁹	3E ⁻²¹
8. DDT	Água potável	0,027 ng/L	2E ⁻⁹	3E ⁻²¹
Fitoestrógenos (caso 1)	Alimentação	-	44E ⁻⁸	4,5E ⁻³
Fitoestrógenos (caso 2)	Alimentação	-	3	3E ⁻⁴
Potencial estrogenicidade total – apenas substâncias 1 a 8 (mg/pessoa.dia)				4E ⁻⁴

Tabela 4. Resultados: potencial de estrogenicidade

Em um estudo realizado por STANFORD et al (2010) a atividade estrogênica medida na água para consumo humano se apresentou entre 4 a 21.000 menor que a detectada em alimentos típicos da dieta americana. A exposição aos desreguladores endócrinos presente no ar pode ser ainda maior.

É importante salientar que os dados de estrogenicidade equivalente possuem uma incerteza associada ao método analítico, tais como técnicas *in vivo* e *in vitro*, e das condições em que foram realizados os testes.

CONCLUSÕES

O presente artigo apresentou dois cenários hipotéticos de exposição combinada a múltiplos contaminantes, a ocorrência de doses aditivas e os riscos à saúde considerando um grupo mais sensível, ou seja, crianças. O objetivo foi obter resultados conservadores que abarcassem as incertezas dos dados e dos métodos. Foram utilizadas ferramentas simples e semiquantitativas de análise de risco, que permitiram relacionar o nível de contaminação ambiental com os potenciais efeitos à saúde pública de forma numérica, a partir de indicadores relativamente simples.

A partir do levantamento dos dados quanto ao panorama da qualidade ambiental no Brasil é possível inferir que a co-exposição a múltiplos contaminantes pode estar ocorrendo para algumas situações, o qual pode ser um fator de risco importante, e deve ser considerada quando da definição de limites reguladores para a saúde pública e meio ambiente. Atualmente a maioria das concentrações limites para a definição de padrões ambientais e de saúde pública é originária de leis internacionais, sendo que as características de exposição regional, estilo de vida, dieta e padrão de consumo não são considerados ou ao menos estimados (NARDOCCI, 2010).

Além disso, os limites de concentração consideram tão somente o efeito

individual dos contaminantes, e não necessariamente as várias possibilidades de exposição (ingestão, inalação e contato dermal, por exemplo) (WHO, 2011).

Para exemplificar, citamos o cenário de exposições por diversas fontes e/ou rotas diferentes para os ftalatos: BARROS (2010) estimou a exposição oral em relação a cinco tipos de alimentos mais consumidos e passíveis de acondicionamento em filmes de poli-(cloreto de vinila) em 37 vezes maior para o adipato de di-(2-etil-hexila) (DEHA) e 1.779 vezes maior para o ftalato de di-(2-etil-hexila) (DEHP) para o pior caso - em relação ao limite de migração específica (LME). A poeira doméstica é outra importante fonte de exposição. SCAPIN (2010) detectou concentrações de até 11.663 $\mu\text{g/g}$ para o DEHP em amostras coletadas em regiões da capital paulista. Esta concentração é 693 vezes maior que o valor orientador da Companhia de Saneamento Ambiental (CETESB) para solo. Entretanto, no Brasil não existe limite para ftalatos em água potável ou corpos d'água. Em um estudo realizado por BAI et al. (2009 apud NARDOCCI, 2010) na China, os autores revelam que 70% da contribuição a exposição diária ao composto benzo[a]pireno ocorre no interior das residências.

O reconhecimento da ocorrência de exposição combinada e a necessidade de análise quanto à representatividade de cada uma das potenciais rotas permite uma hierarquização de ações em saúde pública e meio ambiente, de forma integrada, conforme sua importância e prioridade. Recomenda-se, portanto, uma reflexão quanto à fragilidade conceitual em se considerar tão simplesmente o efeito isolado e a exposição individual, perante as evidências que vêm sendo apresentadas quanto ao complexo cenário de exposição e contaminação ambiental.

REFERÊNCIAS

WHO -World Health Organization. Guidelines for drinking-water quality. Report. Geneva; 2011.

Arcaro KF, Vakharia DD, Yang Y, Gierthy JF. Lack of synergy by mixtures of weakly estrogenic hydroxylated polychlorinated biphenyls and pesticides. *Environ Health Perspect.* 1998 Supl 4;106:1041-6.

Rajapakse N, Ong D, Kortenkamp A. Defining the impact of weakly estrogenic chemicals on the action of steroids estrogens. *Toxicol Sci.* 2011;60:296-304.

Xie L, Thripleton K, Irwin MA, Siemering GS, Mekebri A, Crane D, et al. Evaluation of estrogenic activities of aquatic herbicides and surfactants using an rainbow trout vitellogenin assay. *Toxicol Sci.* 2005;87(2):391-8.

Kortenkamp A, Faust M, Schoize M, Backhaus T. Low-level exposure to multiple chemicals: reason for human health concerns? *Environ Health Perspect.* 2007 Supl 1 115:106-14.

Kortenkamp A. Ten years of mixing cocktails: a review of combination effects of endocrine-disrupting chemicals. *Environ Health Perspect.* 2007 Supl 1 115:98-105.

Rappaport SM, Smith MT. Environment and disease risks. *Science*. 2011;330:460-1. [acesso em 16 jun 2011]. Disponível em: www.sciencemag.org

Nardocci AC. Avaliação probabilística de riscos da exposição aos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) para a população da cidade de São Paulo. [Tese de livre-docência na internet] Faculdade de Saúde Pública da USP; 2010 [acesso em 13 jul 2011]. Disponível em: www.teses.usp.br/teses/.../6/...//TeseLDProfaAdelaideCassiaNardocci.pdf

Meek ME, Boobis AR, Crofton KM, Heinemeyer G, Van Raaij M, Vickers C. Risk assessment of combined exposure to multiple chemicals: a WHO/IPCS framework. *Regul Toxicol Pharmacol*. 2011;60:S1-S14.

Alexander J, Hetland RB, Vikse R, Dybing E, Eriksen GS, Farstad W et al. Combined toxic effects of multiple chemical exposures – opinion of the scientific steering committee of the norwegian.[Relatório na internet]. Oslo; 2008. [acesso em 26 jul 2011]. Disponível em www.vkm.no/dav/15ec300082.pdf

Kroes R, Galli C, Munro I, Schilter B, Tran LA, Walker R et al. Threshold of toxicological concern for chemical substances present in the diet: a practical tool for assessing the need for toxicity testing. *Food hem Toxicol*. 2000;38:255-312.

Ghiselli, G. Avaliação da qualidade das águas destinadas ao abastecimento público na região de Campinas: ocorrência e determinação dos interferentes endócrinos (IE) e produtos farmacêuticos e de higiene pessoal (PFHP). [Tese de doutorado na internet]. Campinas: Instituto de Química da UNICAMP; 2006 [acesso em 25 set 2007]. Disponível em: www.biq.iqm.unicamp.br/arquivos/teses/ficha71345.htm

Silva RC, Meurer EC, Eberlin MN, Augusto F. Determination of phthalates in water using fiber introduction mass spectrometry. *Analyst* [periódico na internet] 2005 [acesso em 13 Jul 2011];130:188-192. Disponível em: <http://pubs.rsc.org>

Raimundo CCM. Ocorrência de interferentes endócrinos e produtos farmacêuticos nas águas superficiais da bacia do rio Atibaia. [Dissertação de mestrado na internet]. Campinas: Instituto de Química da UNICAMP; 2007 [acesso em 28 jun 2011]. Disponível em: www.biq.iqm.unicamp.br/arquivos/teses/vtIs000419516.pdf

Paiva FV, Souza NC, Van Haandel AC. Identificação de compostos orgânicos e farmacêuticos em esgoto hospitalar utilizando cromatografia gasosa acoplada a espectrometria de massa. *Eng Sanit Amb* [periódico na internet]. 2011 [acesso em 3 jul 2011];16:37-44. Disponível em: www.scielo.br/pdf/esa/v16n1/a07v16n1.pdf

Loureiro RI. A importância e ocorrência de ftalatos em água potável e no ecossistema da baía de Guanabara. [Tese de doutorado na internet]. Rio de Janeiro: Departamento de química da PUC-RJ; 2002 [acesso em 14 jul 2011]. Disponível em: http://www2.dbd.puc-rio.br/pergamum/tesesabertas/5000116951_02_pretexto.pdf

Barros HD. Estudo da exposição do consumidor aos plastificantes ftalato e adipato de Di-(2-Etil-Hexila) adicionados a filmes de PVC, utilizados para acondicionamento de alimentos gordurosos. [Tese de doutorado na internet]. Rio de Janeiro: Instituto nacional de controle da qualidade em saúde da FIOCRUZ, 2010 [acesso em 14 jul 2011]. Disponível em: www.teses.icict.fiocruz.br/lildbi/docsonline/get.php?id=307

Scapin VO. Avaliação da contaminação por elementos inorgânicos e ésteres ftálicos em poeira doméstica da região metropolitana de São Paulo. [Tese de doutorado na internet]. São Paulo: Instituto de pesquisas energéticas e nucleares da USP; 2009 [acesso em 14 jul 2011]. Disponível em: www.pelicano.ipen.br/PosG30/.../Valdirene%20de%20Oliveira%20Scapin_D.pdf

Leandro FZ. Bisfenol A: validação de método e ocorrência em água superficial e tratada da cidade de Araraquara. [Dissertação de mestrado na internet]. Araraquara: Instituto de Química da UNESP; 2006

[acesso em 5 jul 2011]. Disponível em: www.dominiopublico.gov.br/download/texto/cp053061.pdf

Sodré FF, Locatelli MAF, Jardim WF. Identificação e quantificação de interferentes endócrinos em água potável na cidade de Campinas-SP. In: Anais da 30ª Reunião anual da sociedade brasileira de química [evento na internet]; 2007. Águas de Lindóia, BR. [acesso em 13 mai 2008]. Disponível em: www.sec.s bq.org.br/cdrom/30ra/resumos/T1334-1.pdf

Gerolin ERR. Ocorrência e remoção de disruptores endócrinos em águas utilizadas para abastecimento público de Campinas e Sumaré – São Paulo. [Tese de doutorado na internet]. Campinas: Faculdade de engenharia civil, arquitetura e urbanismo; 2008 [acesso em 20 jun 2011]. Disponível em: www.libdigi.unicamp.br/document/?down=000436059

Moreira DS, Aquino SF, Afonso RJ, Santos EP, de Pádua VL. Occurrence of endocrine disrupting compounds in water sources of Belo Horizonte Metropolitan Area, Brazil. *Environ Technol.* 2009;30(10):1041-9.

Pereira LA, Petersen GO, Leite CE, Teixeira AC, Vargas VMF, Thiesen FV. Avaliação da exposição ao pentaclorofenol na população do município de Triunfo-RS. In: Anais do X salão de iniciação científica da PUCRS [artigo na internet]. 2009; Porto Alegre, BR. Porto Alegre: PUCRS; 2009 [acesso em 4 jul 2011]. Disponível em: www.pucrs.br/edipucrs/...da.../70930-LIDIANE_ARNDT_PEREIRA.pdf

Souza DZ. A variação sazonal na concentração de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos e material particulado MP₁₀ na atmosfera de São Paulo. [Dissertação de mestrado na internet]. São Paulo: Instituto de pesquisas energéticas e nucleares da USP; 2006 [acesso em 20 jun 2011]. Disponível em: www.teses.usp.br/teses/disponiveis/85/85134/.../DavidZacariasSouza.pdf

Tavares Júnior M. Determinação de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos em ar ambiente de terminal de ônibus em Londrina-Paraná. [Dissertação de mestrado na internet]. Londrina: Instituto de química da UEL; 2003 [acesso em 23 jul 2011]. Disponível em: www.uel.br/pos/quimica/arquivos/moacir_junior.pdf

Cristale J. Influência da queima de cana-de-açúcar na presença de HPAs em ambiente residencial. [Dissertação de mestrado na internet]. Araraquara: Instituto de química da UNESP; 2008 [acesso em 23 jul 2011]. Disponível em: www.athena.biblioteca.unesp.br/exlibris/bd/biq/.../cristale_j_me_araiq.pdf

Souza RAS. Metais pesados e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos em solos após dois anos da aplicação de composto de lixo e lodo de esgoto. [Tese de doutorado na internet]. Porto Alegre: Faculdade de agronomia da UFRGS, 2010 [acesso em 24 jul 2011]. Disponível em: www.lume.ufrgs.br/handle/10183/17872

Bourotte C, Forti MC, Lucas Y, Melfi AJ. Comparison of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAHs) concentrations in urban and natural forest soils in the atlantic forest (São Paulo State). *An Acad Bras Cienc* [periódico na internet] 2009 [acesso em 25 jun 2011];81(1):127-136. Disponível em: www.scielo.br/pdf/aabc/v81n1/a13v81n1.pdf

Fujita CK. Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) em solo: validação de método e avaliação da influência da queima de cana-de-açúcar na região de Araraquara. [Dissertação de mestrado na internet]. Araraquara: Instituto de química da UNESP; 2009 [acesso em 9 jul 2011]. Disponível em: www.athena.biblioteca.unesp.br/exlibris/bd/biq/.../fujita_ck_me_araiq.pdf

Camargo MCR. Avaliação da ingestão de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos através da dieta. [Tese de doutorado]. Campinas: Faculdade de engenharia de alimentos da UNICAMP, 2000.

Camargo MCR, Toledo MCF. Chá-mate e café como fontes de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) na dieta da população de Campinas. *Ciênc Tecnol Aliment* [periódico na internet]. 2002 [acesso em 20 jun 2011];22(1): 49-53. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0101-20612002000100009&script=sci_arttext

Torres JPM, Malm O, Vieira EDR, Japenga J, Koopmans GF. Organic micropollutants on river sediments from Rio de Janeiro State, Southeast Brazil. *Cad Saúde Pública* [periódico na internet]. 2002 [acesso em 10 jul 2011];18(2):477-488. Disponível em: www.scielo.org/pdf/csp/v18n2/8276.pdf

Azeredo A. Determinação de benzo[a]pireno em pescados comercializados em Campinas-SP. [Dissertação de mestrado na internet]. Campinas: Faculdade de engenharia de alimentos da UNICAMP; 2001 [acesso em 15 jul 2011]. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0101-20612006000100015

Costa AF. Avaliação da contaminação humana por hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHs): 1-Hidroxipireno urinário. [Dissertação de mestrado na internet]. Rio de Janeiro: Centro de estudos de saúde do trabalhador e ecologia humana da FIOCRUZ; 2001 [acesso em 20 jul 2011]. Disponível em: www.portalteses.icict.fiocruz.br/pdf/FIOCRUZ/2001/costaafm/capa.pdf

Braga AMCB. Dioxinas, furanos e PCBs em leite humano no Brasil. [Tese de doutorado na internet]. Campinas: Faculdade de ciências médicas da UNICAMP, 2003 [acesso em 9 jul 2011]. Disponível em: www.cutter.unicamp.br/document/?down=vtls000376714

Kowalski CH, Costa JGC, Godoy HT, Augusto F. Determination of polychlorinated biphenyls in brazilian breast milk samples using solid-phase microextraction and gas chromatography-electron capture detection. *J Braz Chem Soc* [periódico na internet]. 2010;21(3):502-509. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0103-50532010000300016&script=sci_abstract

Miranda ALC. Bioacumulação de poluentes organopersistentes (POPs) em traíra (*Hoplias malabaricus*) e seus efeitos *in vitro* em células do sistema imune de carpa (*Cyprinus carpio*). [Dissertação de mestrado na internet]. Curitiba: Departamento de biologia celular da UFP; 2006 [acesso em 20 jul 2011]. Disponível em: <http://dspace.c3sl.ufpr.br/dspace/bitstream/handle/1884/7833/ANNA%20L%C3%A9CIA%20COSTA%20DE%20MIRANDA%201.pdf>

Assunção JV, Pesquero CR, Carvalho LRF. Níveis de dioxinas e furanos na atmosfera da cidade de São Paulo merecem atenção. In: Anais de Global conference: building a sustainable world IUAPPA/ABEPPOLAR [artigo na internet]; 2002; São Paulo, BR [acesso em 15 jun 2011]. Disponível em: www.upan.org.br/dioxinas/dioxinas_sp.pdf

Nóbrega RP. Investigação de dioxinas, furanos e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos no material particulado e gases emitidos por motores diesel. 2007. 117 p. Tese (Doutorado em Saúde Pública). Faculdade de saúde pública da Universidade de São Paulo, São Paulo.

Rissato SR, Libânio M, Giafferis GP, Gerenutti M. Determinação de pesticidas organoclorados em água de manancial, água potável e solo na região de Bauru (SP) [periódico na internet]. *Quim Nova* [acesso em 23 jul 2011]. 2004;27(5):739-743. Disponível em: www.scielo.br/pdf/qn/v27n5/a12v27n5.pdf

Azevedo DA, Gerchon E, Reis EO. Monitoring of pesticides and polycyclic aromatic hydrocarbons in water from Paraíba do Sul river, Brazil. *J Braz Chem Soc* [periódico na internet]. 2004 [acesso em 10 jun 2011];15(2):292-299. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0103-50532004000200021&script=sci_arttext

Marques MN. Avaliação do impacto de agrotóxicos em áreas de proteção ambiental, pertencentes à bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape, São Paulo. Uma contribuição à análise crítica da legislação sobre o padrão de potabilidade. [Tese de doutorado na internet]. São Paulo: Instituto de pesquisas energéticas e nucleares da USP; 2005 [acesso em 5 jul 2011]. Disponível em: www.teses.usp.br

Souza V. Avaliação da contaminação de águas por resíduos de pesticidas em áreas de cultura de algodão: região de Primavera do Leste – MT. [Tese de doutorado na internet]. Campinas: Instituto de química da UNICAMP; 2006 [acesso em 9 jul 2011]. Disponível em: http://www.athena.biblioteca.unesp.br/exlibris/bd/biq/33004030072P8/2009/carbo_l_dr_araiq.pdf

Palhano FMMS. Resíduos de pesticidas e trihalometanos em águas de abastecimento do Rio Dourados/Dourados-MS. [Dissertação de mestrado na internet]. Campo Grande: Centro de ciências exatas e tecnologia da UFMS; 2002 [acesso em 14 jun 2011]. Disponível em: <https://sistemas.ufms.br/sigpos/portal/trabalhos/download/37/cursold:33>

Saldanha GC, Bastos WR, Torres JPM, Malm Olaf. DDT in fishes and soils of lakes from Brazilian Amazon: case study of Puruzinho lake (Amazon, Brazil). *J Braz Chem Soc* [periódico na internet]. 2010 [acesso em 23 mai 2011];21:306-311. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0103-50532010000200016&script=sci_abstract

ANVISA-Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Programa de Análises de resíduos agrotóxicos em alimentos (PARA). Relatório técnico na internet. Brasília; 2009 [acesso em 4 jul 2011]. Disponível em: www.anvisa.gov.br

Castro IM, Rodrigues MG, Godoy RLO, Quinteiro LMC, Carvalho LMJ. Efeitos de tratamentos diferenciados no plantio de banana var. prata-anã através da quantificação de resíduos de carbofuran. *Rev Bras Frutic* [periódico na internet]. 2005 [acesso em 1 ago 2011];27(1):40-42. Disponível em www.scielo.br/pdf/rbf/v27n1/24561.pdf

Gomes APD, Oliveira WRM, Tanure EL, Fiorini JE, Oliveira NMS. Análise de carga contaminante de agrotóxicos e bactérias em peixes da represa de Furnas. *Rev Bras Medic* [periódico na internet]. 2010 [acesso em 14 jun 2011];67(11):400-404. Disponível em: http://www.moreirajr.com.br/revistas.asp?fase=r003&id_materia=4471

Faria VHF, Dias BM, Costa MCM, Silva VR, Drummond AL, Franco VP *et al.* Avaliação de resíduos de agrotóxicos em polpas de morango industrializadas. *Rev Ecotoxicol Meio Amb* [periódico na internet]. 2009 [acesso em 11 jul 2011];10:49-56. Disponível em: <http://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=3182256>

D'Amato C, Torres JPM, Malm O. Determinação de Σ DDT encontradas em peixes cosméticos de diferentes áreas da Amazônia brasileira. *Oecologia* [periódico na internet]. 2007 [acesso em 7 jun 2011];11(2):202-212. Disponível em: <http://www.oecologiaaustralis.org/ojs/index.php/oa/article/viewArticle/179>

Mesquita SA. Avaliação da contaminação do leite materno por pesticidas organoclorados persistentes em mulheres doadoras do banco de leite do Instituto Fernandes Figueira, RJ. [Dissertação de mestrado na internet]. Rio de Janeiro: Escola nacional de saúde pública da FIOCRUZ; 2001 [acesso em 20 set 2008]. Disponível em: <http://teses.icict.fiocruz.br/pdf/mesquitasam.pdf>

Delgado IF, Barretto HHC, Kussumi TA, Alleluia IB, Baggio CA, Paumgartten FJR. Serum levels of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls among inhabitants of greater metropolitan Rio de Janeiro, Brazil. *Cad Saúde Pública* [periódico na internet]. 2002 [acesso em 4 jul 2011];18(2):519-524. Disponível em: www.scielo.br/pdf/csp/v18n2/8281.pdf

Santos MLA. Pólen coletado por *Apis mellifera* no diagnóstico da poluição ambiental causada por praguicidas e metais no Brasil. [Tese de doutorado na internet]. Botucatu: Faculdade de medicina veterinária e zootecnia da UNESP; 2005 [acesso em 5 mai 2011]. Disponível em: <http://acervodigital.unesp.br/handle/123456789/29392>

Reis Filho RW. Hormônios estrógenos no rio do Monjolinho, São Carlos – SP: uma avaliação da problemática dos desreguladores endócrinos ambientais. [Tese de doutorado na internet]. São Carlos: Escola de engenharia de São Carlos, USP; 2005 [acesso em 13 ago 2008]. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18139/tde-17112008-135622/es.php>

Torres NH. Monitoração de resíduos dos hormônios 17 α -etinilestradiol, 17 β -estradiol e estriol em águas de abastecimento urbano da cidade de Piracicaba, SP. [Dissertação de mestrado na internet]. Piracicaba: Centro de energia nuclear na agricultura da USP; 2009 [acesso em 6 jul 2011]. Disponível em: <http://biq.iqm.unicamp.br/arquivos/teses/vtIs000419516.pdf>

Almeida GA, Weber RR. Fármacos na represa Billings. *Rev Saúde Amb* [periódico na internet]. 2005 [acesso em 27 jul 2011];6(2):7-13. Disponível em: <http://rdigital.univille.rct-sc.br/index.php/RSA/article/viewFile/72/115>

Paiva FV, Souza NC, Van Haandel AC. Identificação de compostos orgânicos e farmacêuticos em esgoto hospitalar utilizando cromatografia gasosa acoplada a espectrometria de massa. *Eng Sanit Ambient* [periódico na internet]. 2011 [acesso em 20 jul 2011];16(1): 37-44. Disponível em: www.scielo.br/pdf/esa/v16n1/a07v16n1.pdf

Vargas GDLP. Tratamento terciário de esgoto sanitário através de processos oxidativos avançados para a obtenção de águas de reuso. [Tese de doutorado na internet]. Florianópolis: Departamento de engenharia química e engenharia de alimentos da UFSC; 2008 [acesso em 14 jul 2011]. Disponível em: <http://www2.enq.ufsc.br/teses/d051.pdf>

Froehner S, Rosa EC, Botelho D, Machado KS, Monich Carla. Ocorrência de cafeína e galaxolida no rio Barigui-Curitiba: indicação de poluição por esgotos domésticos. In: Anais da 32ª reunião anual da sociedade brasileira de química [evento na internet]; 2009. Fortaleza, BR [acesso em 7 jul 2011]. Disponível em: <http://sec.s bq.org.br/cdrom/32ra/resumos/T0023-1.pdf>

Falone SZ. Desenvolvimento de métodos para determinação do hormônio 17 α -metiltestosterona em amostras de água e de sedimentos de piscicultura: ensaios ecotoxicológicos com cladóceros. [Tese de doutorado na internet]. São Carlos: Escola de engenharia de São Carlos da USP; 2007 [acesso em 5 jun 2011]. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18139/tde-09042008-133314/publico/TeseSandraZagoFalone.pdf>

Nascimento GGF, Maestro V, Campos MSP. Ocorrência de resíduos de antibióticos no leite comercializado em Piracicaba, SP. *Cienc Tecnol Aliment* [periódico na internet]; 2007 [acesso em 20 jun 2011];27(2):391-393. Disponível em: www.scielo.br/pdf/cta/v27n2/30.pdf

Lopes C, Sathler J, Souza AO, Pereira FR, Póvoa HCC, Arêdes E. [Análise microbiológica e detecção de resíduos de antibióticos em queijo minas frescal comercializado no município de Muriaé - MG e região]. Anais da 58ª reunião anual da Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência [evento na internet]; 2006. Florianópolis, BR [acesso em 13 jun 2011]. [Resumo 1018]. Disponível em: http://www.sbpnet.org.br/livro/58ra/SENIOR/RESUMOS/resumo_1018.html

Lopes GL, Marchi MRR, Souza JBG, Moura JA. Estrogênios em águas naturais e tratadas da região de Jaboticabal – São Paulo. *Quim Nova* [periódico na internet]. 2010 [acesso em 4 jun 2011];33(3):639-643. Disponível em: www.scielo.br/pdf/qn/v33n3/29.pdf

Joaquim LFJ. Estudo da qualidade do sedimento através de teste de toxicidade e marcadores de esgoto na enseada de Ubatuba – SP, Brasil. Influência do aumento da população de veraneio. [Dissertação de mestrado na internet]. São Paulo: Instituto oceanográfico da USP; 2009 [acesso em 3 jun 2011]. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/21/21131/tde-13052010-093024/en.php>

Balbani APS, Stelzer LB, Montovani JC. Excipientes de medicamentos e as informações da bula. *Rev Bras Otorrinolaringologia* [periódico na internet]. 2006 [acesso em 3 jun 2011];72(3):400-6. Disponível em: www.scielo.br/pdf/rboto/v72n3/a18v72n3.pdf

Silva AVA, Fonseca SGC, Arrais PSD, Francelino EV. Presença de excipientes com potencial para indução de reações adversas em medicamentos comercializados no Brasil. *Revista Brasileira de Ciências Farmacêuticas*, vol. 44, nº 3, jul/set, 2008.

Petruci JFS. Determinação de conservantes e contaminantes em alimentos e bebidas por eletroforese capilar. [Dissertação de mestrado na internet]. Araraquara: Instituto de química da UNESP; 2009 [acesso em 20 jul 2011]. Disponível em: http://www.athena.biblioteca.unesp.br/exlibris/bd/biq/33004030072P8/2009/petruci_jfs_me_araiq.pdf

EPA-Environmental Protection Agency. Guidelines for exposure assessment. Report. Washington DC; 1992 [acesso em 23 jun 2011]. (EPA/600/Z-92/001, May 1992). Disponível em: www.epa.gov.br

Freitas CM. Exercício prático de avaliação e gerenciamento de riscos: o caso dos trabalhadores expostos ao benzeno no Brasil. Report. Brasília; 2000 [acesso em 20 jul 2011]. Disponível em: <http://www.bvsde.paho.org/>

Ferreira MGM. Remoção da atividade estrogênica de 17β -estradiol e de 17α -etinilestradiol pelos processos de ozonização e O_3/H_2O_2 . [Tese de doutorado na internet]. Rio de Janeiro: Instituto Alberto Luiz Coimbra de pós-graduação e pesquisa em engenharia da UFRJ; 2008 [acesso em 2 jul 2011]. Disponível em: http://teses.ufrj.br/COPPE_D/MilenaGuedesManieroFerreira.pdf

Fortes EM, Malerba MI, Luchin PD, Sugawara EK, Sumodjo L, Ribeiro Neto LM et al. Ingestão excessiva de fitoestrógenos e telarca precoce: relato de caso com possível correlação. *Arq Bras Endocrinol Metab* [periódico na internet]. 2007 [acesso em 5 mai 2008];51(3):500-503. Disponível em: www.scielo.br/pdf/abem/v51n3/a21v51n3.pdf

Stanford BD, Snyder SA, Trenholm RA, Holady JC, Wanderford BJ. Estrogenic activity of US drinking waters: a relative exposure comparison. *J Am Water Works Assoc*. 2010;102(11):55-65.

Luiza Mayumi Hirai

Centro Universitário de Adamantina
Adamantina- SP

RESUMO: O presente artigo trata-se da recuperação de solos contaminados com teores elevados de metais considerados pesados, de modo que não são aproveitados pelos seres vivos, tanto as plantas quanto aos animais que ali habitam. A recuperação acontece através do processo de fitoextração, executado por plantas que conseguem aproveitar de grande quantidade de metais em seu organismo, armazenando-a em suas raízes, caule, folhas e sementes dependendo a planta, são chamadas plantas hiper- acumuladoras, sendo uma recuperação eficaz e viável para grandes áreas que sofrem com a contaminação por metais pesados, grande parte proveniente de ações antrópicas.

PALAVRAS- CHAVE: Solo, plantas hiper-acumuladoras, fitoextração, metais pesados.

SOIL CLEANER

ABSTRACT: The present article deals with the recovery of soils contaminated with high levels of metals considered heavy, it is not used by living beings, both the plants and the animals

that inhabit there. The recovery takes place through the phyto extraction process, carried out by plants that are able to take advantage of a great quantity of metals in their organism, storing it in their roots, stem, leaves and seeds depending on the plant, those are called hyper-accumulating plants, being one efficient and feasible recovery for large areas suffering from heavy metal contamination, largely from anthropogenic actions.

KEYWORDS: Soil, hyper- accumulating plants, phyto extraction, heavy metals.

1 | INTRODUÇÃO

Constantemente, podemos visualizar questões relacionadas à contaminação do solo por metais pesados, perdendo sua fauna e flora, tornando-se uma área com baixa biodiversidade. São vários os fatores que levam a essa perda de biodiversidade, grande parte dos fatores são provenientes de ações antrópicas, prejudicando o solo de forma que o mesmo fique fraco a ponto de correr o risco de se tornar improdutivo, porém, existem plantas que possam auxiliar na recuperação de áreas degradadas, as chamadas plantas hiper-acumuladoras.

2 | METAIS PESADOS

É considerado como pesado o metal que apresente massa e número atômico alto, possua alta densidade, elevados índices de toxicidade, fácil absorção por organismos vivos, mesmo que não consigam degradá-lo, sendo cumulativos ao longo da cadeia alimentar.

Parte da existência de metais pesados no solo se deve aos ciclos biogeoquímicos, mas grande parte é proveniente de ações antrópicas, como atividades de mineração, manejo e descarte incorreto de resíduos, deslizamentos, manejo incorreto de agrotóxicos, produtos químicos com alta carga poluidora, entre outros.

Parte dos considerados metais pesados são considerados necessários ao corpo humano e plantas em pequenas quantidades. Porém, quando em excesso, prejudica o desenvolvimento de plantas e à saúde humana.

Alguns exemplos de metais pesados são: manganês, cobre, níquel, zinco, estanho, bário, cádmio, chumbo, etc.

Segue abaixo, definição e as consequências de alguns dos metais citados com relação ao solo e organismos vivos.

2.1 O cobre

O cobre pertence ao grupo 11 na tabela periódica, classificado como metal de transição, é representado pelo símbolo Cu, com número atômico 29, possui massa atômica 63,5460, e sua densidade corresponde a, aproximadamente, 8,96 g/cm³.

Possui grande influência com as leguminosas na fixação de nitrogênio, auxilia na resistência das plantas contra doenças, contribui com a transpiração da planta sendo essencial no balanceamento dos nutrientes, entre outros benefícios.

Quando em excesso no solo, as raízes das plantas deixam de crescer, engrossam, perdem o vigor e até escurecem. Em excesso no organismo humano, pode provocar náuseas, dores abdominais, vômito e diarreia.

2.2 O níquel

Representado pelo símbolo Ni na tabela periódica, pertence ao grupo 10, com massa atômica 58,6934 e número atômico 28, o níquel é encontrado em estado sólido em temperatura ambiente, possui coloração branca prateada, e é considerado bom condutor de calor e eletricidade, maleável e resistente à corrosão.

No solo, faz-se necessário ao desenvolvimento, em pequenas quantidades, de plantas, protegendo-a de absorção excessiva de ureia, auxilia na proteção de plantas contra doenças e na digestão de ferro (Fe) no metabolismo das plantas.

Quando presente no solo, em grande quantidade, pode prejudicar o desenvolvimento das raízes das plantas e deformação em suas partes, como caule e folhas. No organismo, pode provocar alergia, vômito, náuseas, dor de cabeça, etc.

2.3 O cádmio

O cádmio também é considerado metal de transição segundo a tabela periódica, faz parte do grupo 12, de número atômico 48 e massa atômica 112,41, possui coloração prata metálico.

Não apresenta benefício aos organismos vivos, porém é bastante utilizado na produção de pilhas e baterias, em revestimentos, pigmentos, ligas metálicas, presente em soldas, etc.

Em presença no organismo vivo, se torna organocumulativo ao longo de toda a cadeia alimentar, porém, em grandes quantidades podem apresentar danos à saúde.

2.4 O chumbo

O chumbo, representado pelo símbolo Pb, é classificado como metal representativo e pertence ao grupo 14 na tabela periódica, de número atômico 82 e massa atômica 207,2, e possui coloração cinza azulada.

O chumbo está presente em ligas metálicas, baterias automotivas, construção civil, entre outros.

Não apresenta benefícios ao organismo vivo, tanto humano, de animais e plantas. O chumbo é organocumulativo no organismo, podendo provocar vômito, fraqueza muscular, cefaleia, convulsões e prejudicar o funcionamento de alguns órgãos vitais humanos.

3 | PLANTAS HIPER- ACUMULADORAS E FITOEXTRAÇÃO

São chamadas plantas hiper- acumuladoras plantas capazes de absorver grande quantidade de metal pesado presente no solo, de modo que sejam aproveitados em seu organismo, armazenando-as em suas raízes, caule, folhas e, em alguns casos, em suas sementes, pelo processo de fitoextração.

A fitoextração diz respeito à recuperação de áreas degradadas através de plantas que conseguem absorver grande quantidade da substância poluente do solo, como por exemplo, os metais pesados.

3.1 *Pycnanandra acuminata*

A *Pycnanandra acuminata* se trata de uma árvore rara, que se desenvolve no sul do Pacífico, podendo alcançar até 20m de altura. A *Pycnanandra* expele látex de sua estrutura, de coloração azul esverdeada, que possui cerca de 25% de níquel em sua composição.

Acredita-se que parte do níquel absorvido é utilizado pela planta como repelente, a fim de afastar insetos.

3.2 *Thlaspi caerulescens*

Bastante encontrada na Europa e nos Alpes, a *Thlaspi caerulescens* é uma planta de baixa estatura, possuindo uma ou mais hastes com floração nas pontas.

Segundo estudos, a *Thlaspi* absorve grandes quantidades de cádmio em sua estrutura, e em alguns casos, acredita-se o zinco também é aproveitado pela planta.

4 | CONCLUSÃO

As plantas hiper- acumuladoras são uma grande esperança para a recuperação de áreas que sofreram com a perda de sua biodiversidade devido aos altos teores de contaminação do solo e seres vivos daquela região, de maneira eficaz e evitar custos altos em recuperação de áreas degradadas.

5 | AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais por sempre me incentivarem e nunca me deixarem desistir dos desafios que surgem.

Ao professor Alexandre Simões, por questionar de maneira que permita a ampliar a visão sobre os assuntos abordados, a sempre incentivar seus alunos a evoluir.

À Isabela Geris, por nunca me deixar desistir e me ajudar com minhas dificuldades com termos e desenvolvimento do artigo, e por sempre estar disponível para ajudar.

À Jessica Alves, por sempre que necessário disponibilizar seu tempo para avaliar meus trabalhos, uma amizade que a distância não afastou.

REFERÊNCIAS

ANDRADE, M. G.; MELO, V. F.; GABARDO, J.; SOUZA, L. C. P.; REISSMANN, C. B. **Metais pesados em solos de mineração e metalurgia de chumbo. I- Fito- extração.** 2009. 10 p. Universidade federal do Paraná (UFPR). Acessado em 28 de setembro de 2018.

HALTON, M. **A planta que ‘sangra’ metal e pode ajudar a limpar solos contaminados.** 2018. Disponível em: <<https://www.bbc.com/portuguese/internacional-45476876>>. Acessado em 20 de setembro de 2018.

RIBEIRO, M. A. C. **Contaminação do solo por metais pesados.** 2009. 249 p. Universidade Lusófona de Humanidades e Tecnologias. Lisboa (Portugal). Acessado em 28 de setembro de 2018.

SANTANA, A. L. **3.2. Manganês. 1. O Bem Mineral.** 2008. Acessado em setembro de 2018.

SOUZA, V.; KONRAD O.; GONÇALVES JÚNIOR, A. C. **Contaminação por chumbo, riscos, limites legais e alternativas de remediação.** 2016. 28 p. Acessado em setembro de 2018.

VALENTE, D. **Metais pesados: entenda o que são e como afetam sua saúde.** 2017. Disponível em: <<https://oceandrop.com.br/metais-pesados-o-que-sao>>. Acessado em setembro de 2018.

GEOPROCESSAMENTO APLICADO NA ANÁLISE DE SUSCETIBILIDADE E VULNERABILIDADE EM BOÇOROCA URBANA-RURAL

Fabrcia Vieira

Universidade Federal de Sergipe, Departamento de Engenharia Ambiental
São Cristóvão – Sergipe

Paulo Sérgio de Rezende Nascimento

Universidade Federal de Sergipe, Programa de Pós-Graduação em Geociências e Análise de Bacias e Departamento de Engenharia Ambiental
São Cristóvão – Sergipe

RESUMO: A suscetibilidade aos processos erosivos depende do tipo de solo, precipitação pluviométrica, declividade e altitude do terreno, por outro lado, a vulnerabilidade à erosão está condicionada às ações antrópicas. A análise desses parâmetros é imprescindível para o controle da erosão, principalmente quando se trata de uma boçoroca, estágio mais avançado do processo erosivo. Dessa forma, este trabalho teve como objetivo avaliar a suscetibilidade e vulnerabilidade da boçoroca urbana-rural, por técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento, no município de Divina Pastora (SE), visando propor técnicas de recuperação. Para tal, foi utilizado os dados geoespaciais de solo, uso do solo e isoietas, os dados de declividade e altitude oriundos de modelos SRTM, imagens de satélite da área em série cronológica, o software QGIS para confecção de mapas digitais e a inspeção ao

local para verificação dos fatores antrópicos. Os mapas foram utilizados para análise visual e obtenção de informações. Diante disso, os resultados dos mapas temático de solo e isoietas demonstraram uma área sujeita aos processos de erodibilidade e erosividade, verificou-se também pelos mapas de declividade e altitude uma área susceptível à erosão. As imagens de satélite evidenciaram ausência de vegetação nos anos de 2015 e 2016, sendo possível concluir, junto à inspeção no local, que a área possui baixa capacidade de propagar sementes, em consequência dos fatores que a deixa vulnerável.

PALAVRAS-CHAVE: Erosão. Fatores antrópicos. QGIS. Sensoriamento remoto.

APPLIED GEOPROCESSMENT IN SUSCEPTILITY AND VULNERABILITY ANALYSIS IN URBAN-RURAL BOÇOROCA

ABSTRACT: The susceptibility to erosive processes depends on soil type, rainfall, slope and altitude of the terrain, on the other hand, is a vulnerability to erosion is conditioned to anthropic actions. The analysis of parameters is essential for the control of erosion, especially when it is treated of the boçoroca, stage the advanced erosive process. This study was to evaluate the vulnerability of digital urban-rural,

by technology and remote sensing and geoprocessing, in town Divina Pastora (SE), posing proportional techniques of recovery. For that, we used the geospatial data of soil, soil use and isoietas, slope and altitude data or SRTM models, satellite images of the area of the time series, QGIS software for making digital documents and selection of factors anthropogenic. The maps were used for visual and information analysis. Therefore, the results of the soil and isoietas tests demonstrated an area with erodibility and erosivity processes, also the slope and altitude maps were an area susceptible to erosion. The satellite images showed absence of vegetation in the years 2015 and 2016, being safe during the local inspection, which is an area with low seed propagation capacity, due to the factors that leave it vulnerable.

KEYWORDS: Erosion. Anthropogenic factors. QGIS. Remote sensing.

1 | INTRODUÇÃO

Segundo Salomão *et al.* (1995), a erosão é um processo em que as partículas do solo e das rochas são desagregadas e removidas pela ação combinada da força da gravidade com os agentes erosivos: água, gelo, ventos e organismos. Os processos erosivos são condicionados pelo tipo de solo, precipitação, declividade, altitude do terreno, estrutura estratificada da vegetação e ações antrópicas (SMITH, 2004). Esses parâmetros definem a suscetibilidade à erosão (intensidade ou probabilidade do processo erosivo ocorrer) e a vulnerabilidade à erosão (interação do homem com o meio e os riscos gerados à sociedade) (SMITH, 2004).

De acordo com Cerri *et al.* (1998), os processos erosivos podem ser classificados como: naturais ou geológicos e acelerados ou antrópicos, sendo a erosão geológica caracterizada como um processo natural de denudação e evolução da superfície dos terrenos, desenvolvendo-se de forma lenta e contínua, de acordo com as condições de equilíbrio de formação do solo; e a erosão acelerada definida como o processo induzido pela intervenção humana, altamente destrutiva, que se desenvolve de forma mais rápida e intensa do que à formação do solo não permitindo, desta forma, sua recuperação natural (PROIN/CAPES & UNESP/IGCE, 1999).

Considerando as atuais condições climáticas do Brasil, mais uma classificação pode ser observada, sendo ela a erosão hídrica. Esta é considerada como o processo erosivo que, geralmente, envolve o solo deflagrado pela ação das chuvas, provocando desagregação das partículas pelo impacto das mesmas. A erosão hídrica é caracterizada por dois tipos de processos: o laminar (em lençol ou superficial), o qual promove a remoção de uma delgada e uniforme camada do solo superficial, provocada por fluxo hídrico não concentrado e o linear decorrente da ação do escoamento hídrico superficial concentrado, desenvolvendo-se em três tipos diferentes: sulcos, ravinas e boçorocas (INFANTI JR *et al.*, 1998).

A intensificação da incisão do fluxo concentrado no terreno transforma os sulcos em ravinas. A continuidade do ravinamento e a erosão interna (*pipeng*) origina a

boçoroca, que é o estágio mais avançado da erosão (BASTOS, 2004). O avanço linear em profundidade da boçoroca somente é cessado quando atinge o nível de base erosivo (nível do lençol freático), neste estágio, a continuidade do processo de intensificação da boçoroca se dá em comprimento da jusante para montante e pelas paredes laterais, formando ramificações (NASCIMENTO, 2004).

No município de Divina Pastora (SE), foi constatado um setor de risco, a partir do estudo de Ação Emergencial para Reconhecimento de Áreas de Alto e Muito Alto Risco a Movimentos de Massas e Enchentes realizados pela Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM, 2016), este estudo identificou um processo erosivo que pode ser caracterizado como uma boçoroca, tendo iniciado à jusante, na área rural, e se estendendo por aproximadamente 100 metros, atingindo a área urbana, sendo intensificado pela concentração do fluxo de água pluviométrica do município. Logo, a boçoroca supracitada foi classificada como urbana-rural.

O município de Divina Pastora (SE) está localizado na porção centro-leste do estado de Sergipe, a 39 km de Aracaju (Figura 1), sua área é de aproximadamente 92 km² e possui aproximadamente 4.980 habitantes (CPRM, 2016). O município apresenta um clima sub-úmido, temperatura média anual de 25°C; o relevo apresenta Planície Fluvial, Relevos Dissecados (Pediaplano Sertanejo e Superfície dos Rios); os solos são dos tipos: Podzólico Vermelho-Amarelo, Brunizem Avermelhado, Solos Halomórficos, Solos Hidromórficos e Aluviais; a vegetação é caracterizada por Capoeira, Campos Limpos e Sujos, Caatinga e vestígios de Mata e a geologia do município é representada por sedimentos das Formações Superficiais Continentais Cenozoicas, pela Bacia Sedimentar Mesozoica de Sergipe e por rochas Neo a Mesoproterozóicas da Faixa de Dobramentos Sergipana (CPRM, 2016).

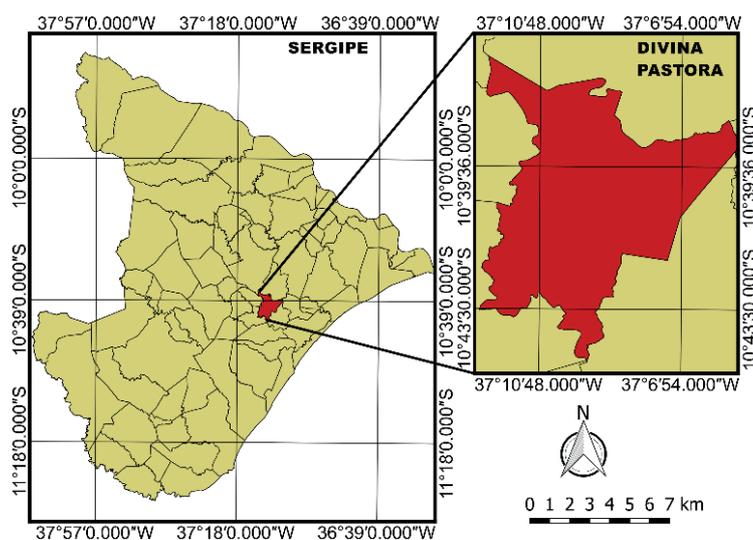


Figura1: Mapa de Localização da Cidade de Divina Pastora em Sergipe.

Diante do que foi exposto, este trabalho tem como importância apresentar técnicas físicas de contenção e recuperação de área degradada, analisando os

fatores erosivos presentes no local por uso do geoprocessamento e sensoriamento remoto, de modo a evitar a exposição da população a possíveis riscos advindos deste processo.

Desse modo, o objetivo do trabalho foi avaliar a suscetibilidade e vulnerabilidade da área na qual localiza-se a boçoroca de Divina Pastora (SE), usando os dados de declividade, altitude do terreno, erodibilidade, erosividade e análise das ações antrópicas, visando propor técnicas de recuperação de área degradada, baseadas em análise referencial.

2 | MATERIAL E MÉTODOS

Os materiais necessários para o desenvolvimento dessa pesquisa foram os dados geoespaciais de solo, uso do solo e isoietas, no formato vetorial, disponibilizados no Banco de Dados Georreferenciados do Atlas Digital sobre Recursos Hídricos de Sergipe (SEMARH, 2014). Os dados de declividade e altitude oriundos de modelos SRTM, disponibilizados pelo projeto Topodata, que oferece o Modelo Digital de Elevação (MDE) e suas derivações locais básicas em cobertura nacional, pois o mesmo dispõe de dados sucessivamente inspecionados e revisados, com vistas a aprimoramentos e correções, os quais apresentam resolução horizontal (resolução espacial) de 3 arco-segundos (90m) e resolução vertical de 1m (VALERIANO, 2008). Foram utilizadas também imagens de satélite disponibilizadas e importadas do *Google Earth*, e para a elaboração dos mapas digitais utilizou-se o *software* QGIS.

A fim de investigar a suscetibilidade da área, fez-se primeiro a importação dos dados geoespaciais no *software* QGIS, para confecção dos mapas temáticos de solo e da precipitação pluviométrica anual, destacando-se a boçoroca supracitada da área de estudo, na escala de 1:2.000. A próxima etapa foi a aquisição dos dados de declividade e altitude. Em seguida, foram elaborados os mapas para interpretação e análise visual. As imagens de satélite em série cronológica referente aos anos de 2015, 2016 e 2017, foram adquiridas posteriormente em 9 de janeiro de 2019, sendo utilizadas para análise multitemporal da área de estudo.

A metodologia utilizada para analisar a vulnerabilidade do local foi a inspeção em campo e interpretação de imagem pelo mapa temático com relação a área de estudo, de forma a analisar a interferência antrópica por meio das atividades executadas na região. Na inspeção foi possível observar o escoamento das drenagens de águas pluviais, a estrutura da drenagem artificial da cidade e os processos antrópicos contribuintes para o avanço da boçoroca. Para aplicação da proposta de recuperação da área degradada, foi feita análise referencial, a fim de propor técnicas de recuperação de área degradada.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

De acordo com o estudo de Ação Emergencial para Reconhecimento de Áreas de Alto e Muito Alto Risco a Movimentos de Massas e Enchentes realizados pela Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM, 2016), a boçoroca possui uma área de aproximadamente 0,005 km².

A classificação dos tipos de solos da área de Divina Pastora (SE) disponibilizada pelo Banco de Dados Georreferenciados do Atlas Digital sobre Recursos Hídricos de Sergipe, destacando a área da boçoroca (Figura 2), revela o solo Podzólico Vermelho-Amarelo como o de maior concentração, sendo o único tipo que engloba toda a área da boçoroca. Segundo Cavedon *et al.* (2000) os solos Podzólicos Vermelho-Amarelos, são muito susceptíveis à erosão e o pisoteio de animais podem ocasionar sulcos que carregam águas de enxurradas e se tornam cada vez mais profundos, degradando os solos e encostas. Isto posto, a área de estudo apresentou-se susceptível aos processos erosivos naturais, tendo um índice de erodibilidade elevado.

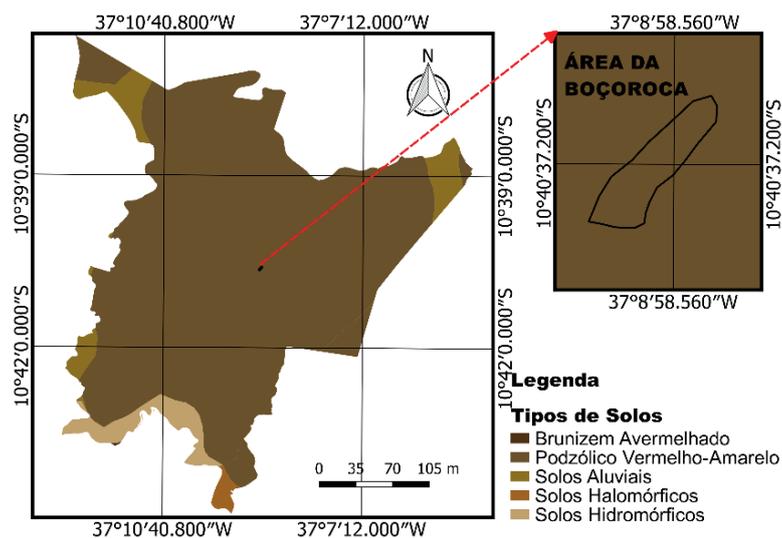


Figura 2: Mapa de Classificação dos Tipos de Solo da Área de Estudo.

Com o auxílio do mapa temático dos dados digitais de isoietas (Figura 3), foi possível obter a precipitação pluviométrica anual da área de estudo, sendo equivalente ao valor de 1.600 mm/ano. De acordo com Arai *et al.* (2010), a erosividade da chuva depende da intensidade na qual ocorre e da sua energia cinética, que determinam o trabalho erosivo das gotas de chuva sobre a superfície do solo; as estimativas de erosividade estão relacionadas com os índices de precipitação pluviométrica na bacia, uma vez que os locais em que ocorrem os maiores índices de precipitação, também apresentam os maiores índices de erosividade. Para o cálculo da distribuição espacial da precipitação média anual de uma bacia, é utilizado o método das isoietas, por isso foi utilizado esses dados digitais para obtenção das precipitações médias anuais. A partir dos resultados obtidos (Figura 3), foi possível observar que a área é

susceptível a erosividade, devido a sua alta precipitação pluviométrica anual.

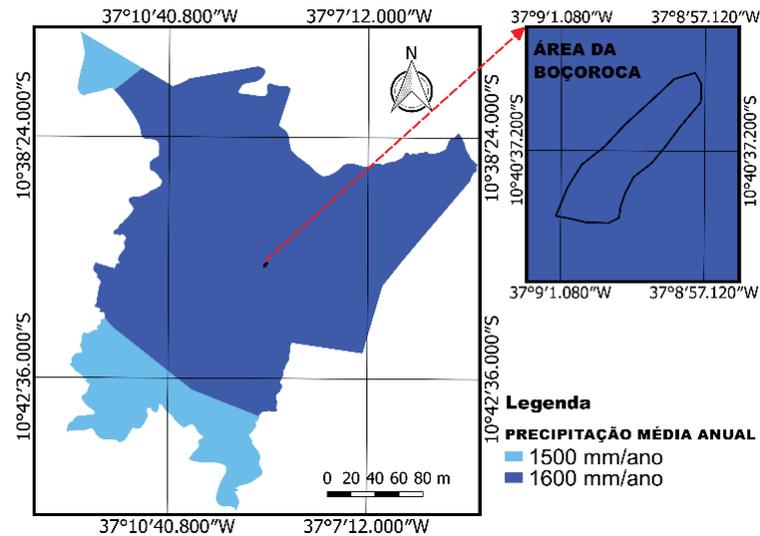


Figura 3: Mapa de Precipitação Pluviométrica Anual da Área de Estudo.

Os mapas gerados no QGIS com os dados de declividade e altitude, dispuseram de informações importantes para investigação do terreno, mas, é importante salientar a diferença do tamanho do pixel do modelo de declividade em comparação com o da boçoroca, permitindo somente uma análise preliminar do problema.

No que tange sobre declividade (Figura 4), verificou-se que a boçoroca encontra-se em uma área de alta declividade (de até 45%), e ao seu entorno é possível notar no mapa que a área possui declividades de baixas e médias porcentagens, logo conclui que a declividade influenciou no caminho das águas de drenagem urbana (local de menor declividade) para o final da boçoroca (local de maior declividade), potencializando o processo de evolução da erosão.

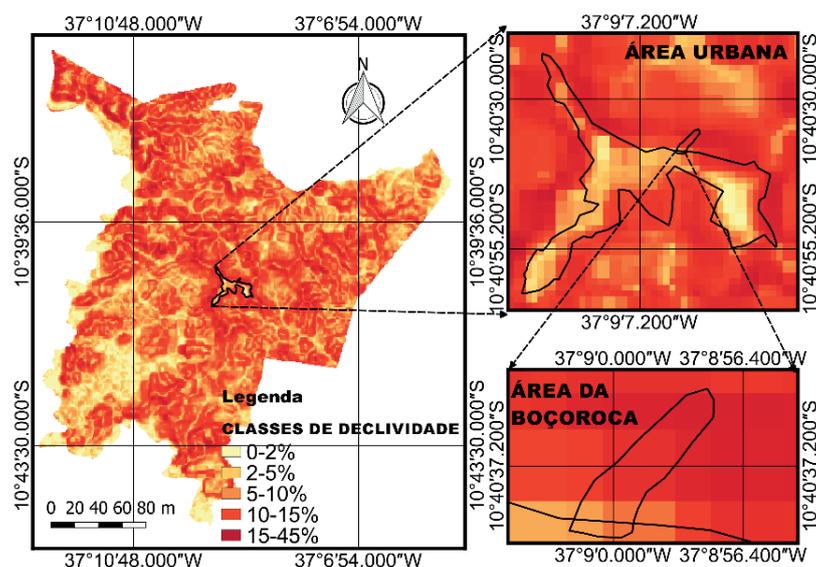


Figura 4: Mapa de Declividade da Área de Estudo.

A partir da elaboração do mapa hipsométrico, o qual levou-se em consideração a altitude do terreno e possibilitou conhecer o relevo de uma região e identificar o progresso de processos erosivos com relação a essa altitude; o mapa hipsométrico da área de estudo (Figura 5), revelou a existência de elevada altitude no início da boçoroca (150 m) e ao final uma altitude menos elevada (120 m). Logo, a altitude das encostas no terreno da área pode contribuir diretamente para o carreamento de sedimentos, devido a inclinação do mesmo, acarretando na intensificação do processo erosivo. Sendo agravado também, pela altitude da cidade, pois esta favorece o escoamento superficial das águas pluviais para o interior da boçoroca.

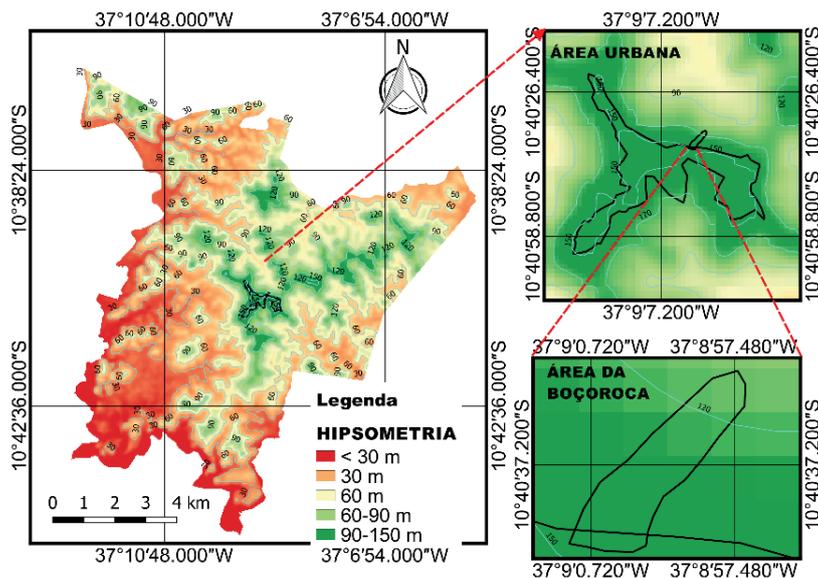


Figura 5: Mapa Hipsométrico da Área de Estudo.

As atividades executadas na área em questão (Figura 6), caracteriza-se em sua maior parte a pastagem, sendo possível observar que a boçoroca está inserida nas áreas designadas a essa atividade. As pastagens deixam o solo desprotegido da ação da chuva, e conseqüentemente, proporciona a intensificação dos processos erosivos. Logo, a boçoroca evoluiu devido a conversão da vegetação natural em pastagem.

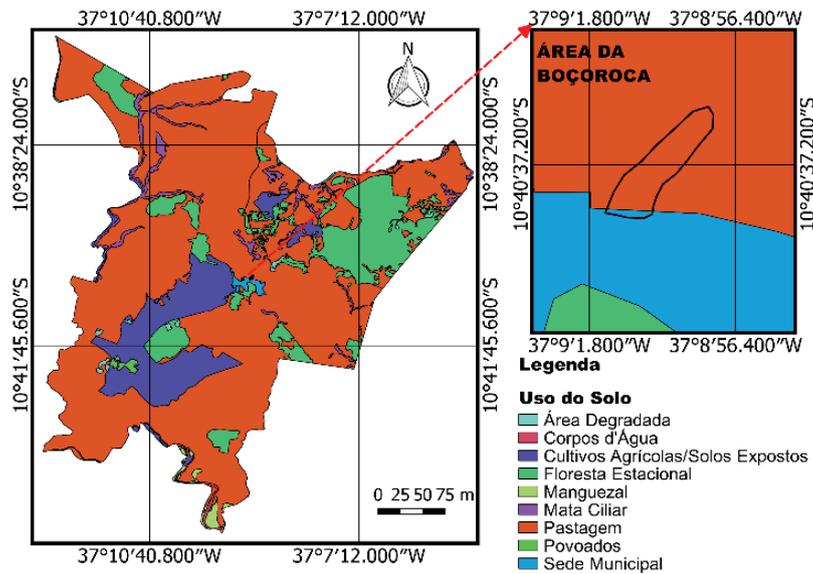


Figura 6: Mapa de Uso do Solo da Área de Estudo.

Por meio da aquisição das imagens disponibilizadas pelo *Google Earth*, analisou-se a área acerca da cobertura vegetal presente (Figura 7). Verificou-se que no ano de 2015 o terreno estava com uma cobertura vegetal limitada, deixando o solo exposto aos processos erosivos. Já no ano de 2016, pôde-se confirmar que devido a exposição ocasionada, a parte central (a qual encontra-se a boçoroca) apresentou-se mais evidente na imagem, deduzindo que houve evolução da mesma. No ano de 2017 foi possível constatar que o solo já possuía mais cobertura vegetal, porém ao fazer a visita ao local, a vegetação nativa existente não era suficiente para estabelecer uma regeneração natural, devido aos outros fatores que influenciam na evolução da boçoroca, já citados no decorrer deste trabalho.



Figura 7: Mapa da Análise Multitemporal dos Anos de 2015, 2016 e 2017, respectivamente.

A contar da inspeção do local, foi possível concluir que o processo erosivo iniciou-se à jusante, na área rural, pela conversão da vegetação nativa em pastagem, e se estendeu aproximadamente 100 metros atingindo a área urbana. Sendo intensificado pela concentração do fluxo de água pluviométrica do município, devido a drenagem urbana inadequada. Além disso, foi observado que o local serve como despejo direto de resíduos, fator esse que impossibilita a regeneração natural de espécies presentes.

No que concernem medidas para conter e recuperar a área supracitada, pode ser utilizada técnicas físicas de contenção para encostas usando o bambu-gigante e pneus, os quais servem como barreira para contenção de sedimentos, resíduos e diminuição da velocidade de escoamento da água de precipitação (RODRIGUES *et al.*, 2016).

No tocante de recuperação da área, Martins (2010) propõe a realização do desvio das águas da chuva antes da implantação da cobertura vegetal na boçoroca, o qual pode ser feito através da abertura de canais no contorno à montante da boçoroca, sendo necessário plantar renques de árvores e arbustos, visando aumentar a infiltração da água no solo. É recomendado também a construção de paliçadas (barragens de contenção) construídas com bambu, para reter os sedimentos que possam ser transportados pelas chuvas, podendo ser feito o plantio de gramíneas, arbustos e leguminosas arbóreas entre as paliçadas e no fundo das boçorocas. Com relação as laterais da boçoroca, deve-se empregar técnicas de revegetação de taludes, por meio de mantas de controle de erosão. No que concerne toda a área da boçoroca, é indicado o plantio de leguminosas herbáceas e arbustivas, como feijão-de-porco (*Canavalia ensiformes*), feijão-bravo-do-Ceará (*Cavanalia brasiliensis*), feijão guandu (*Cajanus cajan*), entre outras espécies de porte baixo e crescimento médio, pois estas promovem uma rápida cobertura do solo, fixação de nitrogênio no solo e melhoramento na fertilidade do mesmo (MARTINS, 2010).

De antemão, deve-se fazer o cercamento da área evitando a presença de animais de médio/grande porte. Outra ação imprescindível é o plantio de espécies arbóreas, com o passar os anos. No que se refere a escolha das mudas, deve-se selecionar espécies para plantio que já se regeneraram naturalmente em áreas degradadas de boçocoras, sendo preferível optar também por espécies que funcionam como lugar de pouso para aves dispersoras de sementes, a fim de proporcionar a locomoção desses animais e propagação de novas sementes para o crescimento de outras árvores nativas (SARTORI, 2015).

4 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

A área de estudo apresentou-se susceptível aos processos erosivos, pois o tipo de solo predominante possui alto grau de erodibilidade, os índices de precipitação pluviométrica anual favorecem os índices de erosividade devido aos seus altos valores, e os parâmetros obtidos de declividade e altitude contribuem para o carreamento de sedimentos e escoamento superficial.

A vulnerabilidade da área intensificou-se com a concentração do fluxo de água pluviométrica do município, pois a rede de drenagem urbana foi construída de forma inadequada. Constatou-se também que a área é alvo do escoamento superficial da cidade devido a impermeabilização das ruas e declividade das mesmas. Além de

encontrar-se em área designada a pastagem, fator que contribui diretamente na erosão do solo.

As imagens de satélite evidenciaram a exposição do solo ao longo dos anos de 2015 e 2016, sendo verificada somente no ano de 2017 uma cobertura vegetal significativa, porém sem capacidade suficiente para propagar sementes por toda a área.

O plantio das espécies sugeridas disponibilizará alimento para a fauna e conseqüentemente a disseminação natural das espécies arbóreas com o tempo, possibilitando dentro de alguns anos o aparecimento de outras plantas silvestres e árvores da região, preenchendo os espaços vazios e aumentando o número de espécies.

REFERÊNCIAS

ARAI, F. K.; GONÇALVES, G. G. G.; PEREIRA, S. B.; COMUNELLO, É.; VITORINO, A. C. T.; DANIEL, O. **Espacialização da Precipitação e Erosividade na Bacia Hidrográfica do Rio Dourados – MS**. Engenharia Agrícola, Jaboticabal, v. 30, n. 5, p. 922-931, set-jun. 2010.

BASTOS, C. A. B. **Estudo geotécnico sobre erodibilidade se solos residuais não saturados**. 1999. 251 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Rio Grande, 2004.

CAVEDON, A. D.; SHINZATO, E.; JACQUES, P. D. **Levantamento de reconhecimento de solos, capacidade de uso das terras e uso do solo e cobertura vegetal**, 2000. Disponível em: <http://www.cprm.gov.br/publique/media/geodiversidade/ps/solos/solos_levantamento.pdf>. Acesso em: 22 fev. 2019.

CERRI, L. E. S.; AMARAL, C. P. **Riscos geológicos**. In: OLIVEIRA, A. M. S. & BRITO, S. N. A. (Eds.) 1998. Geologia de Engenharia. São Paulo: Associação Brasileira de Geologia de Engenharia (ABGE), 1998. p. 301-310.

CPRM. **Ação Emergencial para Delimitação de Áreas em Alto e Muito Alto Risco a Enchentes, Inundações e Movimentos de Massa**. 2016.

INFANTI JÚNIOR, N.; FORNASARI, F.N. **Processos de Dinâmica Superficial**. In: OLIVEIRA, A.M.S. & BRITO, S.N.A. (Eds.). Geologia de Engenharia. São Paulo: Associação Brasileira de Geologia de Engenharia (ABGE), 1998. p. 131-152.

MARTINS, S. V. **Recuperação de Áreas Degradadas: Ações em Áreas de Preservação Permanente, Voçorocas, Taludes Rodoviários e de Mineração**. 2 ed. Viçosa: Aprenda Fácil Editora, 2010. p 270.

NASCIMENTO, P. S. de R. **Subsídio à Gestão Ambiental Hidroviária: O Empreendimento Hídrico Santa Maria da Serra**. 2004. 170 f. Tese (Doutorado em em Geociências e Meio Ambiente) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Rio Claro, 2004.

PROIN/CAPES e UNESP/IGCE. **Material Didático: arquivos de transparências (CD)**. Rio Claro: Departamento de Geologia Aplicada, 1999.

RODRIGUES, K. de M.; CORREIA, M. E. F.; RESENDE, A. S. de; CAMILO, F. de L.; CAMPELO, E. F. C.; FRANCO, A. A.; DECHEN, S. C. F. **Fauna do Solo ao longo do Processo de Sucessão Ecológica em Voçoroca Revegetada no Município de Pinheiral – RJ**. Ciência Florestal, Rio de

Janeiro, v. 26, n. 2, p. 355-364, abr-jun. 2016.

SALOMÃO, F. X. T.; IWASA, O. Y. **Erosão e a ocupação rural e urbana**. In: BITAR, O.Y. (Coord.). Curso de geologia aplicada ao meio ambiente. São Paulo: Associação Brasileira de Geologia de Engenharia – ABGE; Instituto de Pesquisas Tecnológicas – IPT, 1995. p. 31-57.

SARTORI, R. A. **Guia Prático para Elaboração de Projeto de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD) em APP**. Rio de Janeiro: IBAM, 2015. (Nota técnica, n. 3).

SEMARH. Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Atlas Digital Sobre Recursos Hídricos de Sergipe**. Aracaju, SRH, 2014. (DVD).

SMITH, K. **Environmental hazards: assessing risk and reducing disaster**. 6. Ed. Nova York: Routledge, 2004. p. 59.

VALERIANO, M. M. TOPODATA: **Guia para Utilização de Dados Geomorfométricos do Brasil. São José dos Campos**: INPE, 2008. Disponível em: <<http://www.webmapit.com.br/inpe/topodata/>>. Acesso em: 20 fev. 2019.

ESTUDO COMPARATIVO ENTRE AS CONCENTRAÇÕES DE HORMÔNIOS REPORTADOS EM MATRIZES AMBIENTAIS AQUOSAS NO BRASIL E NO EXTERIOR

Thamara Costa Resende

Universidade de São Paulo, MBA em Gestão e Tecnologias Ambientais. São Paulo – SP. E-mail: thamara.resende@engenharia.ufjf.br

João Monteiro Neto

Universidade Federal de Juiz de Fora, graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária. Juiz de Fora – MG.

Taiza dos Santos Azevedo

Universidade Federal de Viçosa, mestrado em Engenharia Civil. Viçosa – MG.

Sue Ellen Costa Bottrel

Universidade Federal de Juiz de Fora, departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Juiz de Fora – MG.

Renata de Oliveira Pereira

Universidade Federal de Juiz de Fora, departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Juiz de Fora – MG.

RESUMO: Desreguladores endócrinos (DE), segundo a Environmental Protection Agency (USEPA, 2016), são agentes exógenos que podem imitar ou bloquear os hormônios naturais, como também estimular e inibir o sistema endócrino, causando subprodução ou superprodução de hormônios. Dentre os DE, existem os estrogênios naturais, que são excretados diariamente pela urina dos animais mamíferos; e os hormônios sintéticos, presentes

nos anticoncepcionais. Essas substâncias, portanto, atingem as águas superficiais devido ao lançamento de efluentes domésticos, chegando até as fontes de captação para o abastecimento humano. O estudo relata dados de concentrações em diversas matrizes, publicadas em trabalhos entre 1989 a 2016, onde há a comparação das concentrações do Brasil e do exterior, dos hormônios 17 α -etinilestradiol (EE2), 17 β -estradiol (E2), estrona (E1) e o estriol (E3). Para afluente de ETE, a mediana brasileira do EE2 chega a ser quase 45 vezes maior que a mediana referente aos dados internacionais. Já nas águas superficiais, verifica-se que todas as medianas se apresentaram abaixo de 60 ng.L⁻¹, porém as brasileiras ainda foram superiores, o que pode estar relacionado com a falta de tratamento dos efluentes domésticos no Brasil, uma vez que apenas 40,8% recebem tratamento. Na água tratada, todas as medianas internacionais mantiveram-se abaixo de 4 ng.L⁻¹, já as nacionais variaram de 1,5 a 472 ng.L⁻¹, alertando para a saúde humana.

PALAVRAS-CHAVE: Desreguladores endócrinos, concentrações ambientais, microcontaminantes, hormônios.

COMPARATIVE STUDY BETWEEN
CONCENTRATIONS OF HORMONES

ABSTRACT: According to the Environmental Protection Agency (USEPA, 2016), Endocrine Disruptors (ED) are exogenous substances that can mimic or block the action of natural hormones, as well as directly affect the endocrine system causing the overproduction or underproduction of hormones. Among ED, there are mammals-excreted natural hormones and synthetic hormones used in contraceptives. Therefore, these substances reach water bodies through sewage discharge, putting water catchment areas for human supply in risk. The present study compiles data of 17 α -Ethinylestradiol (EE2), 17 β -estradiol (E2), estrone (E1) e o estriol (E3) concentrations in different water matrices published between 1989 and 2016, which enables a comparison between Brazilian and abroad hormone concentrations in WWTP effluent, underground water, surface water and treated water. The Brazilian median concentration of EE2 in WWTP effluent is almost 45 times greater than the international median. In surface waters, all medians were bellow 60 ng.L⁻¹. However, the Brazilian median was still greater than international median, probably due to the low rates of sewage treatment in Brazil, once only 40,8% of Brazilian sewage is treated. The international concentration mean in treated water kept bellow 4 ng.L⁻¹ for all hormones, while Brazilian ones were between 1.5 and 472 ng.L⁻¹, showing a human health risk.

KEYWORDS: Endocrine disruptors, environmental concentrations, microcontaminants, hormones.

1 | INTRODUÇÃO

Há uma crescente busca por entendimento sobre o que é e como funcionam os desreguladores endócrinos (DE), essas substâncias, segundo a Environmental Protection Agency (USEPA, 2016), são agentes exógenos que podem imitar os hormônios naturais, gerando no corpo respostas excessivas ao estímulo ou em momentos inadequados. Além disso, alguns DE bloqueiam o efeito de hormônios, enquanto outros estimulam e inibem o sistema endócrino diretamente, causando subprodução ou superprodução de hormônios.

Algumas ações dos desreguladores endócrinos já foram citadas na literatura como: anomalias na reprodução de animais; redução na quantidade de esperma; maior incidência de doenças, como o câncer em humanos (ROBINSON *et al.*, 2002; KÖGER *et al.*, 2000; SWEENEY *et al.*, 2015; POLYZOS *et al.*, 2012; KABIR *et al.*, 2015). A água é o principal meio para que os seres vivos entrem em contato com os DE, mas mesmo com as baixas concentrações encontradas, na ordem de $\mu\text{g.L}^{-1}$ e ng.L^{-1} , há estudos que relatam os efeitos negativos causados por essas substâncias (EERTMANS *et al.*, 2003; MILLA *et al.*, 2011; MILLS *et al.*, 2005).

Segundo Bila (2005), os DE podem ser classificados em: substâncias sintéticas utilizadas na agricultura, como pesticidas, herbicidas, fungicidas e moluscicidas; substâncias sintéticas utilizadas nas indústrias, como dioxinas, PCB (Bifenilas

Policloradas), alquilfenóis, bisfenol A, entre outros; substâncias naturais, como fitoestrogênios e os estrogênios naturais 17β -estradiol, estrona e estriol; e compostos farmacêuticos, como o DES (Dietilestilbestrol) e o 17α -etinilestradiol.

Os estrogênios naturais são excretados diariamente pela urina dos animais mamíferos, e são eles responsáveis pelo desenvolvimento das características femininas. Já os hormônios sintéticos, como o 17α -etinilestradiol (EE2), são componentes de pílulas anticoncepcionais e de tratamento de reposição hormonal. O 17β -estradiol (E2), é o estrogênio com maior atividade estrogênica, sendo a estrona (E1) e o estriol (E3), seus derivados. A tabela 1, explicita a quantidade desses hormônios excretada diariamente por humanos.

	Estrona	17β-estradiol	Estriol	17α-etinilestradiol
Homens	3,9	1,6	1,5	-
Mulheres menstruando	8	3,5	4,8	-
Mulheres na menopausa	4	2,3	1	-
Mulheres grávidas	600	259	6000	-
Mulheres	-	-	-	35*

Tabela 1: Excreção diária (μg) per capita de estrogênios por humanos. Fonte: JOHNSON et al. (2000)

* caso a mulher em estudo fizesse uso de anticoncepcional oral

Como observado na tabela 1, essas substâncias atingem as águas superficiais devido ao lançamento de efluentes domésticos. Esse efluente, mesmo após o tratamento nas Estações de Tratamento de Esgoto, apresenta elevada quantidade de DE, uma vez que os tratamentos convencionais amplamente utilizados no Brasil, não os removem eficientemente. Estando presente nas águas superficiais (maior fonte de captação de água para abastecimento humano), esses compostos atingem as Estações de Tratamento de Água (IBGE, 2008).

O trabalho portanto, tem o objetivo de realizar um estudo comparativo entre os dados internacionais e nacionais, reportados pela literatura, para as concentrações dos hormônios estrona (E1), 17β -estradiol (E2), estriol (E3) e etinilestradiol (EE2) nas seguintes matrizes aquosas: afluentes e efluentes de Estações de Tratamento de Esgoto (ETE), águas superficiais, águas subterrâneas e águas tratadas, de forma a obter um panorama da contaminação das matrizes aquosas no Brasil e compará-las com o que é reportado internacionalmente. Assim como, discutir as principais consequências desses compostos no meio ambiente e as tecnologias estudadas para sua remoção.

2 | METODOLOGIA

Os dados de concentrações dos hormônios foram obtidos a partir de uma revisão bibliográfica de trabalhos publicados entre os anos de 1989 e 2016. Para construção

do banco de dados, padronizou-se que no caso dos estudos que avaliaram séries temporais, foram considerados apenas os menores e maiores valores relatados. Os dados foram divididos em internacionais, no qual foram analisados 103 trabalhos, oriundos dos seguintes países: África do Sul, Alemanha, Austrália, Áustria, Bélgica, Canadá, China, Coreia do Sul, Dinamarca, Eslovênia, Espanha, Estados Unidos, França, Holanda, Hungria, Índia, Islândia, Israel, Itália, Japão, Luxemburgo, Malásia, México, Portugal, Reino Unido, Singapura, Suécia e Taiwan. Os dados brasileiros, somaram 23 trabalhos originados nos estados: Ceará, Goiás, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Paraná, Rio de Janeiro e São Paulo.

A comparação entre os dados nacionais e internacionais foi realizada separadamente para as diferentes matrizes: afluentes e efluentes de Estações de Tratamento de Esgoto (ETE), águas superficiais, águas subterrâneas e águas tratadas. A fim de avaliar se há uma diferença significativa entre o conjunto de dados, foi realizado o teste não paramétrico de Mann-Whitney, utilizando o *software* Minitab® 17, com nível de confiança de 95%.

3 | RESULTADOS

3.1 Afluente de ete

Os dados nacionais e internacionais das concentrações dos hormônios E1, E2, E3 e EE2 para essa matriz em estudo, são mostrados na figura 1. Para as concentrações em afluentes, é possível notar o grande distanciamento dos valores das medianas nos dados nacionais (1) e internacionais (2). No caso dos dados internacionais referentes à estrona, o valor máximo reportado foi de 188 ng.L⁻¹, relatado na Alemanha (VERSTRAETEN *et al.*, 2003), já no Brasil o maior valor foi de 4830 ng.L⁻¹, encontrado em uma ETE localizada em São Paulo (GHISELLI, 2006). Em relação ao E2, a mediana dos dados nacionais é aproximadamente de dez vezes a mediana internacional (tabela 1), sendo o maior valor internacional de 324 ng.L⁻¹ reportado em um estudo da Hungria (ANDRASI *et al.*, 2011) e no Brasil, o valor máximo encontrado foi de 7400 ng.L⁻¹, estudo do Mato Grosso do Sul (SOUZA, 2008). Para os dezesseis dados de concentração de E3 reportados em trabalhos internacionais, a mediana calculada assume o valor de 36 ng.L⁻¹, e a concentração máxima desse hormônio foi obtida em um estudo da Coreia do Sul, no valor de 802 ng.L⁻¹ (BEHERA *et al.*, 2011). A respeito do EE2, a mediana dos dados brasileiros chega a ser quase 45 vezes maior que a mediana referente aos dados internacionais. O maior valor de EE2 reportado nos estudos internacionais avaliados foi de 180 ng.L⁻¹, na Espanha (MARTÍN *et al.*, 2012). No Brasil, Ghiselli (2006), obteve em São Paulo a concentração de 5810 ng.L⁻¹.

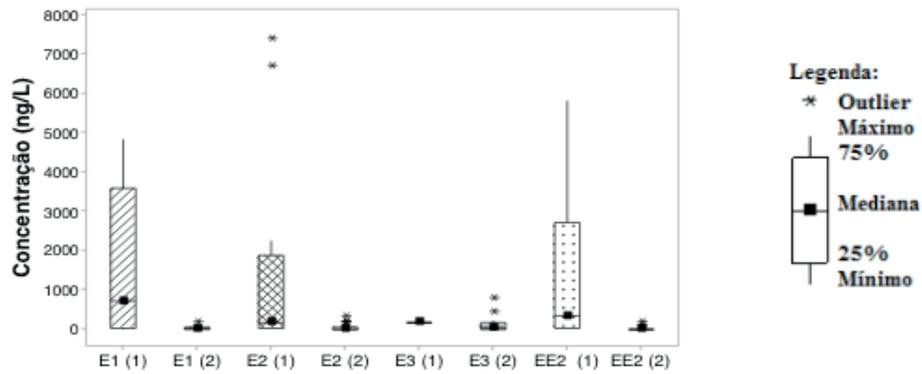


Figura 1: Concentrações dos hormônios em afluentes de ETE. E1 (1), E2 (1), E3 (1), EE2 (1): dados nacionais; E1 (2), E2 (2), E3 (2), EE2 (2): dados internacionais.

Brasil (1): ARAÚJO, 2006; FROEHNER *et al.*, 2011; GHISELLI, 2006; PESSOA *et al.*, 2011; PESSOA *et al.*, 2014; QUEIROZ *et al.*, 2012; SODRÉ *et al.*, 2010; SOUZA, 2008; SOUZA, 2011; TERNES *et al.*, 1999.

Internacional (2): ANDRASI *et al.*, 2011; BARONTI *et al.*, 2000; BEHERA *et al.*, 2011; BELFROID *et al.*, 1999; BRAGA *et al.*, 2005; CARBALLA *et al.*, 2004; CARGOUET *et al.*, 2004; DORABAWILA *et al.*, 2005; FERNANDEZ *et al.*, 2007; FORREZ *et al.*, 2009; HASHIMOTO *et al.*, 2007; HUANG *et al.*, 2014; IFELEBUEGU, 2011; JIANGA *et al.*, 2005; JOHNSON *et al.*, 2000; LAGANÀ *et al.*, 2004; LARSSON *et al.*, 1999; LEE *et al.*, 1998; LEE *et al.*, 2005; LISCIO *et al.*, 2009; MARTÍN *et al.*, 2012; MULLER *et al.*, 2008; NAKADA *et al.*, 2006; NIE *et al.*, 2012; PAILLER *et al.*, 2009; RA *et al.*, 2011; SALGADO *et al.*, 2012; SARAVANABHAVAN *et al.*, 2009; SERVOS *et al.*, 2005; SURI *et al.*, 2012; TAN *et al.*, 2007; TERNES *et al.*, 1999; VERSTRAETEN *et al.*, 2003; VIGLINO *et al.*, 2008; VULLIET *et al.*, 2007; ZHANG *et al.*, 2007; ZORITA *et al.*, 2009.

Para os dados das concentrações dos hormônios em afluentes de ETE no Brasil, foram realizadas as comparações entre as concentrações reportadas para os hormônios E1, E2 e EE2, visto que o E3 foi relatado somente um valor no Brasil (182 ng.L⁻¹), não sendo possível a análise do conjunto de dados do E3 através do teste de Mann-Whitney (SODRÉ *et al.*, 2010). Os resultados do teste para cada hormônio avaliado em afluentes de ETE, bem como o tamanho de cada amostra, a mediana calculada e o valor P obtido a um nível de significância de 95%, são apresentados na tabela 1.

Composto	Matriz	Número de Dados	Mediana	Valor P	Resultado
E1	Brasil	12	715,0	0,0023	Significativo
	Internacional	31	32,0		
E2	Brasil	12	182,0	0,0037	Significativo
	Internacional	42	17,9		
E3	Brasil	1		Não foi possível realizar o teste	
	Internacional	16			
EE2	Brasil	12	350,0	0,0001	Significativo
	Internacional	23	7,8		

Tabela 2: Resultados do teste estatístico de Mann-Whitney para as concentrações em afluentes de ETE.

Observa-se que para todos os conjuntos de dados dos hormônios avaliados, as medianas calculadas são significativamente superiores para os dados nacionais. A discrepância entre as concentrações dos hormônios avaliados em águas nacionais

e internacionais pode ser associada a vários fatores, como por exemplo, o maior consumo de fármacos que utilizam tais compostos como princípios ativos. De acordo com dados da Organização das Nações Unidas, o uso de contraceptivos hormonais no Brasil é maior em 7% em relação aos países comparados no artigo (com exceção dos países Islândia, Israel, Luxemburgo e Taiwan que não apresentaram dados). Esse fato pode interferir diretamente na alta concentração do estrógeno sintético encontrado nos esgotos brasileiros, quando comparadas as concentrações internacionais.

Ressalta-se que, no entanto, outros fatores devem ser levantados em estudos específicos, uma vez que a estrona, que é proveniente apenas de fontes naturais, também se apresentou em concentrações medianas mais elevadas em afluentes de ETE nacionais. Uma hipótese para a maior concentração de hormônios naturais em afluentes no Brasil é em relação a não diluição desses na rede coletora, visto que culturalmente nas cidades brasileiras, há a separação entre rede de esgoto e rede pluvial, o que pode não ocorrer em países da Europa. Outro ponto é o fato de que diferentes metodologias foram utilizadas para a quantificação desses hormônios, como diferentes tipos de cromatografia gasosa e líquida, acopladas a espectrometrias de massas em suas formas variadas. Aumentando assim, a probabilidade de erros e uma difícil comparação entre os resultados explicitados.

3.2 Efluente de ete

Através do tratamento dos dados das concentrações dos hormônios avaliados na matriz efluente de ETE (tabela 3), pôde-se concluir que as medianas obtidas no tratamento do conjunto de dados nacionais são significativamente superiores às medianas calculadas para os dados internacionais, para os hormônios E1, E2 e EE2. No caso do estriol não foi possível realizar o teste, visto que nenhum dado brasileiro foi relatado na literatura estudada.

Composto	Matriz	Número de dados	Mediana	Valor P	Resultado
E1	Brasil	3	2080,0	0,007	Significativo
	Internacional	40	11,4		
E2	Brasil	9	397,0	0,000	Significativo
	Internacional	50	3,8		
E3	Brasil	0		Não foi possível realizar o teste	
	Internacional	15			
EE2	Brasil	11	100,0	0,000	Significativo
	Internacional	37	1,7		

Tabela 3: Resultados do teste estatístico de Mann-Whitney para as concentrações em efluentes de ETE.

Observando os valores da figura 2, para o hormônio E1, a maior concentração foi relatada por um artigo italiano, no valor de 200 ng.L⁻¹ (BICCHI *et al.*, 2009); no

Brasil as duas maiores concentrações foram de 4130 e 2080 ng.L⁻¹, relatados nos estudos em São Paulo e Ceará, respectivamente (GHISELLI, 2006; PESSOA *et al.*, 2014). Para o E2, o maior valor foi de 90 ng.L⁻¹ para uma pesquisa do Canadá (VIGLINO *et al.*, 2008), em compensação para o Brasil o maior dado foi de 5560 ng.L⁻¹, reportado em São Paulo (GHISELLI, 2006). Para o composto E3, o maior valor (120 ng.L⁻¹) ocorreu nos Países Baixos (BELFROID *et al.*, 1999) e o segundo maior valor foi de 30 ng.L⁻¹, descrito no Canadá (LEE *et al.*, 1998). No tratamento dos dados relativos ao EE2, obteve-se a menor mediana internacional (tabela 2), mas a brasileira foi quase cem vezes maior. A maior concentração desse hormônio foi de 93 ng.L⁻¹ na Espanha (MARTÍN *et al.*, 2012) e no Brasil de 5040 ng.L⁻¹ (GHISELLI, 2006), seguida pelo valor de 1200 ng.L⁻¹ (SOUZA, 2011).

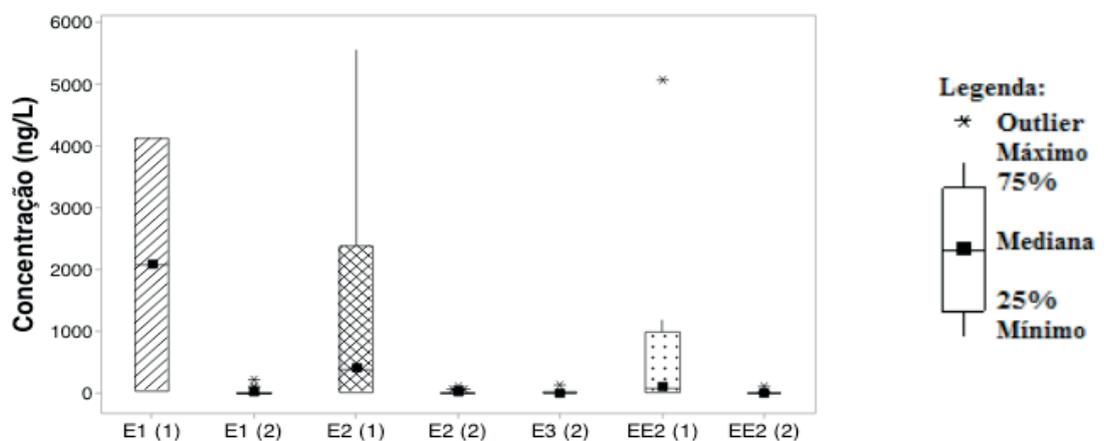


Figura 2: Concentrações dos hormônios em efluentes de ETE. E1 (1), E2 (1), E3 (1), EE2 (1): dados nacionais; E1 (2), E2 (2), E3 (2), EE2 (2): dados internacionais.

Brasil (1): BRANDT, 2012; FROEHNER, 2011; GHISELLI, 2006; PESSOA *et al.*, 2011; PESSOA *et al.*, 2014; QUEIROZ *et al.*, 2012; SOUZA, 2008; SOUZA, 2011. **Internacional (2):** BARONTI *et al.*, 2000; BEHERA *et al.*, 2011; BELFROID *et al.*, 1999; BICCHI *et al.*, 2009; BIGNERT *et al.*, 2013; BRAGA *et al.*, 2005; CARBALLA *et al.*, 2004; CARBALLA *et al.*, 2004; CARGOUET *et al.*, 2004; CHEN *et al.*, 2007; DESBROW *et al.*, 1998; DORABAWILA *et al.*, 2005; FERNANDEZ *et al.*, 2007; HASHIMOTO *et al.*, 2007; HUANG *et al.*, 2014; IFELEBUEGU, 2011; JOHNSON *et al.*, 2000; KIM *et al.*, 2007; KUCH *et al.*, 2001; LAGANÀ *et al.*, 2004; LARSSON *et al.*, 1999; LEE *et al.*, 1998; LEE *et al.*, 2005; LISCIO *et al.*, 2009; MARTÍN *et al.*, 2012; MULLER *et al.*, 2008; NAKADA *et al.*, 2006; NIE *et al.*, 2012; PAWLOWSKI *et al.*, 2004; RA *et al.*, 2011; SERVOS *et al.*, 2005; SNYDER *et al.*, 1999; TAN *et al.*, 2007; TERNES *et al.*, 1999; VERSTRAETEN *et al.*, 2003; VIGLINO *et al.*, 2008; WILKINSON *et al.*, 2016; WRIGHT-WALTERS *et al.*, 2007; XIAO *et al.*, 2001; YING *et al.*, 2009; ZORITA *et al.*, 2009.

As discrepâncias nas concentrações internacionais e nacionais dos efluentes de ETE eram esperadas, uma vez que os dados das concentrações afluentes também apresentaram tal tendência. Porém, ressalta-se a importância de se considerar o tipo de tratamento empregado nos diferentes estudos. É nítido o decréscimo no valor das medianas referente às matrizes afluentes de ETE e efluentes de ETE (tabelas 1 e 2). Tal decréscimo é mais evidente no caso das medianas dos dados internacionais, demonstrando que pode haver uma remoção mais expressiva desses microcontaminantes nas ETE internacionais.

Sabe-se que em muitos países, diferentemente da realidade brasileira, os

esgotos domésticos são submetidos a tratamentos terciários, usando por exemplo, membranas e carvão ativado, que possuem alta eficiência na remoção dos DE (IBGE, 2010; SNYDER *et al.*, 2007). Embora a avaliação de tais dados seja mais complexa, uma vez que seria mais coerente avaliar a remoção dos compostos que se valem do mesmo processo de tratamento, a observação dos dados de maneira generalista corrobora com os resultados obtidos no item 3.1.

3.3 Águas superficiais

No caso da comparação entre as medianas dos dados nacionais e internacionais reportados para a matriz água superficial, observa-se que para todos os hormônios, com exceção do estriol, a concentração apresentou medianas significativamente maiores para as águas localizadas em território nacional (tabela 3).

Composto	Matriz	Número de dados	Mediana	Valor P	Resultado
E1	Brasil	21	36,3	0,001	Significativo
	Internacional	58	3,8		
E2	Brasil	38	37,4	0,000	Significativo
	Internacional	74	3,6		
E3	Brasil	12	5,01		Não significativo
	Internacional	30	4,5		
EE2	Brasil	30	59,0	0,000	Significativo
	Internacional	45	1,8		

Tabela 4: Resultados do teste estatístico de Mann-Whitney para as concentrações em águas superficiais.

Verifica-se que todas as medianas se apresentaram abaixo de 60 ng.L⁻¹, porém há relatos de concentrações muito superiores, como no caso do E2, apresentado na figura 3, em que as três maiores concentrações foram reportadas em águas brasileiras e assumem os valores de 6806, 6000 e 4325 ng.L⁻¹, sendo que os dois primeiros resultados foram encontrados no Ribeirão Anhumas e o último no Rio Jundiáí, ambos localizados no estado de São Paulo (RAIMUNDO, 2007; GHISELLI, 2006).

As elevadas concentrações dos hormônios avaliados nas águas superficiais nacionais podem estar relacionadas com a falta de tratamento dos efluentes domésticos no Brasil, uma vez que apenas 40,8% destes recebem tratamento (SNIS, 2014). Além disso, o país possui mais de 220 milhões de hectares destinados à pecuária e à criação de outros animais, que eliminam maior concentração de estrogênios do que os seres humanos, mesmo quando não são adicionadas porções extras visando o crescimento desses. Por esse motivo, a contribuição dos hormônios liberados por estes animais, deve ser levada em consideração na quantificação desses compostos nas águas superficiais (IGBE, 2006; LANGE *et al.*, 2002).

As concentrações encontradas podem afetar a vida aquática, visto que para estudo com ovos de peixes expostos a 15,4 ± 1,4 ngEE2.L⁻¹, foi relatado a alteração na vitelogenina, como também na diferenciação sexual dos mesmos (ANDERSEN *et*

al., 2003). Além dos peixes, estudos já apontam outras espécies aquáticas, como os girinos de rã-touro, que tiveram a função cardíaca afetada com 10ngEE2.L^{-1} (SALLA *et al.*, 2016). Ressalta-se ainda a relevância dos estudos sobre o EE2, visto que esse é o hormônio mais ativo, com PNEC (Concentração Predita Sem Efeito) de $0,1\text{ ng/L}$ para toxicidade crônica aquática (LAURENSEN *et al.*, 2014).

Segundo Hanson (2014), o meio com E2 em concentração de $10\mu\text{.L}^{-1}$ provocou a inibição do crescimento em termo geral do organismo de peixes. Além disso, pesquisa feita em um lago natural revelou altas taxas de vitelogenina em peixes, reversão de sexo e lesões endócrinas, sendo essas possíveis consequências do E2 e demais DE encontrados (PARASO *et al.*, 2017).

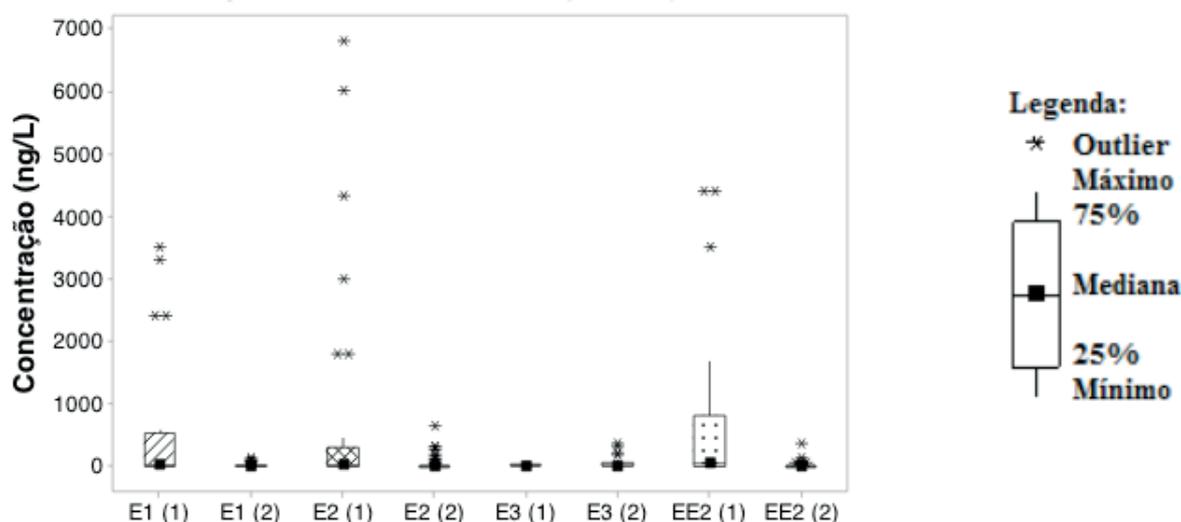


Figura 3: Concentrações dos hormônios em águas superficiais. E1 (1), E2 (1), E3 (1), EE2 (1): dados nacionais; E1 (2), E2 (2), E3 (2), EE2 (2): dados internacionais.

Brasil (1): CUNHA *et al.*, 2015; DIAS *et al.*, 2015; FILHO, 2008; GEROLIN, 2008; GHISELLI, 2006; LOPES; 2007; MONTAGNER *et al.*, 2011; MOREIRA *et al.*, 2009; MOREIRA *et al.*, 2011; RAIMUNDO, 2007; SODRÉ *et al.*, 2007; SODRÉ *et al.*, 2010; SOUZA, 2008, TORRES *et al.*, 2015, TORRES, 2014. **Internacional (2):** AHERNE *et al.*, 1989; AHMAD *et al.*, 2007; ANDRÁSI *et al.*, 2013; AVAR *et al.*, 2016; BAREL-COHEN *et al.*, 2006; BARONTI *et al.*, 2000; BECK *et al.*, 2005; BELFROID *et al.*, 1999; BICCHI *et al.*, 2009; CARGOUET *et al.*, 2004; CARVALHO *et al.*, 2016; CHEN *et al.*, 2007; DESBROW *et al.*, 1998; ESTEBAN *et al.*, 2014; FARRÉ *et al.*, 2007; FONTELA *et al.*, 2011; FURUICHI *et al.*, 2004; GIBSON *et al.*, 2007; GORGA *et al.*, 2013; HAMILTON *et al.*, 2016; HOHENBLUM *et al.*, 2004; HU *et al.*, 2005; ISOBE *et al.*, 2003; JIANG *et al.*, 2012; KIM *et al.*, 2007; KLINGELHOFER *et al.*, 2015; KOLOK *et al.*, 2007; KOLPIN *et al.*, 2002; KUCH *et al.*, 2001; KUMAR *et al.*, 2016; LAGANA *et al.*, 2004; LIU *et al.*, 2004; LIU *et al.*, 2011; LIU *et al.*, 2015; MATSUMOTO *et al.*, 2002; MIBU *et al.*, 2004; MOL *et al.*, 2000; PATROLECCO *et al.*, 2014; POJANA *et al.*, 2007; QUINTANA *et al.*, 2004; RA *et al.*, 2011; ROCHA *et al.*, 2013; RODRIGUEZ-MOZAZ *et al.*, 2004; SHORE *et al.*, 2003; SNYDER *et al.*, 1999; SOLÉ *et al.*, 2000; STEBBINS *et al.*, 2016; SUN *et al.*, 2016; TERNES *et al.*, 1999; TRUTER *et al.*, 2016; VETHAAK *et al.*, 2005; VIGANÓ *et al.*, 2008; VIGLINO *et al.*, 2008; VULLIET *et al.*, 2008; VULLIET *et al.*, 2011; WILLIAMS *et al.*, 2003; XIAO *et al.*, 2001; XU *et al.*, 2014; YANG *et al.*, 2006; YANG *et al.*, 2014; YANG *et al.*, 2015; YING *et al.*, 2009; YOU *et al.*, 2015; ZAIBEL *et al.*, 2016; ZUO *et al.*, 2006.

3.4 Águas Subterrâneas

O teste de Mann-Whitney não foi realizado para as concentrações das águas subterrâneas, pois entre os trabalhos brasileiros estudados, não houve detecção dos hormônios nessa matriz (SOUZA, 2008; RAIMUNDO, 2011). Porém, internacionalmente há concentrações sendo descritas, ilustradas na figura 4. As medianas dos hormônios variaram entre os valores de $0,16$ a $1,60\text{ ng.L}^{-1}$, sendo o

maior valor de E3 (1745 ng.L⁻¹) relatado em uma região onde há a disposição de efluente tratado no solo (KARNJANAPIBOONWONG *et al.*, 2011).

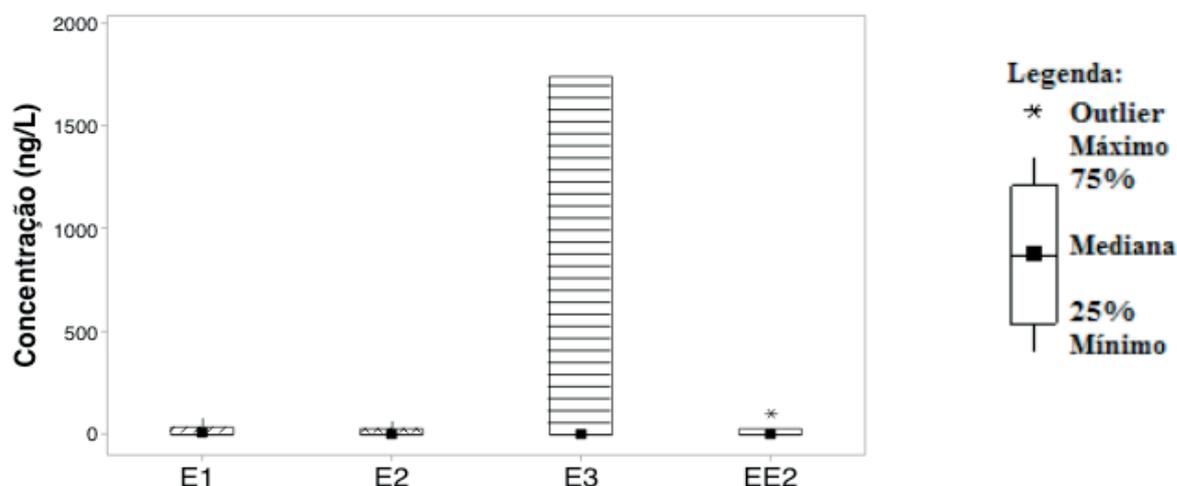


Figura 4: Concentrações dos hormônios em águas subterrâneas. E1 (1), E2 (1), E3 (1), EE2 (1): dados nacionais; E1 (2), E2 (2), E3 (2), EE2 (2): dados internacionais.

Internacional: HOHENBLUM *et al.*, 2004; KARNJANAPIBOONWONG *et al.*, 2011; LI *et al.*, 2013; THOMPSON *et al.*, 2009; VULLIET *et al.*, 2008; VULLIET *et al.*, 2011.

3.5 Águas Tratadas

Para a concentração dos hormônios em águas tratadas, observa-se que o número de dados relatados é menor quando comparado às demais matrizes. Na tabela 5, é possível observar que, com exceção do E3, as medianas dos dados brasileiros apresentaram-se significativamente superiores às obtidas nos artigos internacionais com o teste de Mann-Whitney.

Composto	Matriz	Número de dados	Mediana	Valor P	Resultado
E1	Brasil	6	35,1	0,5000	Significativo
	Internacional	2	0,4		
E2	Brasil	8	5,1	0,3797	Significativo
	Internacional	3	2,1		
E3	Brasil	5	1,5		Não significativo
	Internacional	3	3,6		
EE2	Brasil	5	472,0	0,0061	Significativo
	Internacional	5	1,0		

Tabela 5: Resultados do teste estatístico de Mann-Whitney para as concentrações em águas tratadas.

Todas as medianas internacionais mantiveram-se abaixo de 4 ng.L⁻¹, já as nacionais variaram de 1,5 a 472 ng.L⁻¹. Essa discrepância de valores é exemplificada principalmente pelo composto EE2, onde o maior valor internacional foi de 4 ng.L⁻¹, obtido na Inglaterra (AHERNE, 1989). No Brasil, o maior valor reportado para o EE2 foi de 1900 ng.L⁻¹ por Ghiselli (2006) e, esse mesmo estudo ainda relata valores de 3300 e 2600 ng.L⁻¹, para o E1 e E2, respectivamente.

É importante ressaltar que, mesmo considerando as águas tratadas, observam-se medianas com a mesma ordem de grandeza das demais matrizes (figura 5). Tal constatação pode-se relacionar à baixa eficiência dos processos utilizados em estações de tratamento de água para a remoção de tais compostos. Lima (2014) demonstrou que a etapa de clarificação tem baixa eficiência de remoção de compostos estrogênicos, atingindo remoções máximas de 40%, 39% e 35% para os hormônios E1, E2 e EE2, respectivamente. A remoção de E2 na etapa de cloração foi estudada por Souza (2014), com a conclusão de que, no tempo de contato e condições exigidos pela portaria 2914/11, o processo de desinfecção por cloração removeria E2 a uma eficiência de apenas 24%. No trabalho de Pereira (2013), foi concluído que a cloração não é suficiente para garantir a remoção total de E2 no tratamento de água.

Existem diversos estudos analisando a eficiência da ozonização, Processos Oxidativos Avançados (POAs) e adsorventes, que possuem grande potencial na remoção de desreguladores endócrinos no tratamento de água (BILA & DEZOTTI, 2007). O estudo de Maniero (2008) reportou remoções superiores a 96% para os hormônios E2 e EE2 em água, tanto por ozonização quanto pela ozonização com peróxido de hidrogênio (em todas as condições de pH e doses de ozônio aplicadas). Ijpelaar (2010) relata que peroxidação UV (uso do peróxido de hidrogênio associado à radiação UV), apresentou eficiência de remoção acima de 90% para os hormônios E1, E2, E3 e EE2, utilizando lâmpadas de média pressão, fluência de 300 mJ.cm^{-2} e $10 \text{ mgH}_2\text{O}_2.\text{L}^{-1}$. Para os POA UV/TiO₂ na remoção de E2 e EE2, houve remoções de 95% em 15 minutos de reação e $750 \text{ mgTiO}_2.\text{L}^{-1}$ (FRONTISTIS *et al.*, 2012). A adsorção de E2 por carvão ativado granular possui alta capacidade de remoção, sendo essas de até 99% (LI *et al.*, 2012).

Estrogênios são essenciais para a fisiologia humana, mas podem ter efeitos adversos se acumulados. As elevadas concentrações, como as apresentadas pelos estudos, podem ocasionar diversos problemas, como a indução de doenças cardiovasculares, aumento do câncer de mama em mulheres e de câncer de próstata em homens, menopausa prematura e problemas com o desenvolvimento reprodutivo; além de redução na pressão intraocular após a menopausa em seres humanos, o que pode aumentar o risco do desenvolvimento de glaucoma (WOCŁAWEK-POTOCKA *et al.*, 2013; MOORE *et al.*, 2016; NELLES *et al.*, 2011; LIANG E SHANG, 2013; BOLONG *et al.*, 2009; SUMPTER E JOBLING, 2013; SHEMESH e SHORE, 2012).

Visando a saúde da população, métodos inovadores vêm sendo estudados na busca da maior eficiência e confiabilidade na remoção de desreguladores endócrinos, para que a água tratada possa ser distribuída à população sem maiores preocupações (MANDA *et al.*, 2014; YANG *et al.*, 2015b; JIANG *et al.*, 2016).

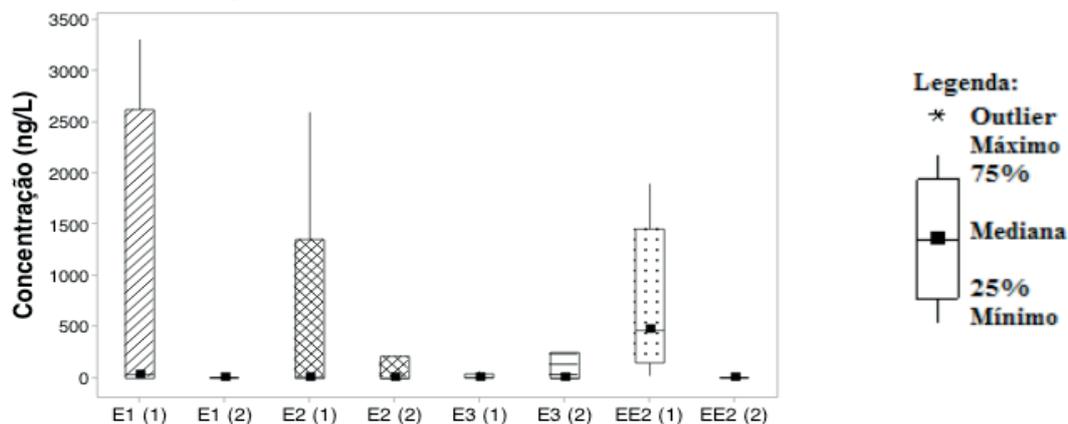


Figura 5: Concentrações dos hormônios em águas tratadas. E1 (1), E2 (1), E3 (1), EE2 (1): dados nacionais; E1 (2), E2 (2), E3 (2), EE2 (2): dados internacionais.

Brasil (1): DIAS *et al.*, 2015; GEROLIN, 2008; GHISELLI, 2006; LOPES, 2007; **Internacional (2):** AHERNE *et al.*, 1989; HEFFRON *et al.*, 2016; KUCH *et al.*, 2001; LIU *et al.*, 2015; RODRIGUEZ-MOZAZ *et al.*, 2004.

4 | CONCLUSÃO

Ainda que no presente trabalho não seja feito o tratamento dos dados considerando as peculiaridades das diversas matrizes avaliadas, a observação e questionamento acerca das elevadas concentrações de hormônios reportadas nas matrizes aquosas do Brasil deve ser alvo de discussão, uma vez que a elevada concentração de tais compostos traz graves consequências ao ambiente e à saúde humana.

Deve-se ressaltar também, que frente às elevadas concentrações dos hormônios, sabido que todas as medianas brasileiras foram maiores que as dos estudos internacionais, estudos que visem tanto à quantificação quanto à proposição de técnicas eficientes de remoção de tais compostos são de extrema importância e devem ser encorajados na comunidade acadêmica de todo o país, principalmente na avaliação do E3 no Brasil, pois como foi visto, a análise com o teste não paramétrico não pode ser realizada devido aos poucos dados encontrados.

REFERÊNCIAS

ADEEL, M.; SONG, X.; WANG, Y.; FRANCIS, D.; YANG, Y. Environmental impact of estrogens on human animal and plant life: A critical review. **Environment International**, 99, 107–119, 2017.

AHERNE, G. W.; BRIGGS, R. The relevance of the presence of certain synthetic steroids in the aquatic environment. **Journal of Pharmacy and Pharmacology**, v. 41, n. 10, p. 735-736, 1989.

AHMAD, I.S.Z.Z.; USUKI, Y.; KITAJIMA, S.; ARIZONO, K. The level of 17 β -estradiol in aquatic environments around Klang Valley. **Malays Appl Biol**, 36:85–87, 2007.

ANDERSEN, L.; HOLBECH, H.; GESSBO, A.; NORRGREN, L.; et al. Effects of exposure to 17 α -thinylestradiol during early development on sexual differentiation and induction of vitellogenin in zebrafish (*Danio rerio*). **Comparative Biochemistry and Physiology**, Part C, 134, 365–374, 2003.

- ANDRÁSI, N.; HELENKÁR, A.; VASANITS-ZSIGRAI, A.; ZÁRAY, G.; MOLNÁR-PERL, I. The role of the acquisition methods in the analysis of natural and synthetic steroids and cholic acids by gas chromatography–mass spectrometry. **Journal of Chromatography A**, 1218(45), 8264-8272, 2011.
- ANDRASI, N.; HELENKÁR, A.; VASANITS-ZSIGRAI, A.; ZÁRAY, GY.; MOLNÁR-PERL, I. The role of the acquisition methods in the analysis of natural and synthetic steroids and cholic acids by gas chromatography–mass spectrometry. **Journal of Chromatography A**, 1218, 8264– 8272, 2011.
- ANDRÁSI, N.; MOLNÁR, B.; DOBOS, B.; VASANITS-ZSIGRAI, A., ZÁRAY, G.; MOLNÁR-PERL, I. Determination of steroids in the dissolved and in the suspended phases of wastewater and Danube River samples by gas chromatography, tandem mass spectrometry. **Talanta**, 115:367–373, 2013.
- ARAÚJO, J.C. **Estudo da eficiência do tratamento de efluentes domésticos da cidade de Araraquara-SP na remoção de hormônios sexuais**. Dissertação de Mestrado em Ciências. São Carlos, 2006.
- AVAR, P.; ZRÍNYI, Z.; MAÁSZ, G.; TAKÁTSY, A.; LOVAS, S.; TÓTH, L.G.; PIRGER, Z. β -Estradiol and ethinyl-estradiol contamination in the rivers of the Carpathian Basin. **Environ Sci Pollut Res**, 2016.
- BAREL-COHEN, K.; SHORE, L. S.; SHEMESH, M.; WENZEL, A.; MUELLER, J.; KRONFELD-SCHOR, N. Monitoring of natural and synthetic hormones in a polluted river. **Journal of Environmental Management**, v. 78, n. 1, p. 16-23, 2006.
- BARONTI, C.; CURINI, R.; D’ASCENZO, G.; DI CORCIA, A.; GENTILI, A.; SAMPERI, R. Monitoring natural and synthetic estrogens at activated sludge sewage treatment plants and in a receiving river water. **Environmental Science & Technology**, v. 34, n. 24, p. 5059-5066, 2000.
- BECK, I.C.; BRUHN, R.; GANDRASS, J.; RUCK, W. Liquid chromatography-tandem mass spectrometry analysis of estrogenic compounds in coastal surfasse water of the Baltic Sea. **J. Chromatogr. A**, 1090, pp. 98–106, 2005.
- BEHERA, S. K.; KIM, H. W.; OH, J. E.; PARK, H. S. Occurrence and removal of antibiotics, hormones and several other pharmaceuticals in wastewater treatment plants of the largest industrial city of Korea. **Science of the Total Environment**, 409(20), 4351-4360, 2011.
- BELFROID, A. C., VAN DER HORST, A., VETHAAK, A. D., SCHFER, A. J., RIJS, G. B. J., WEGENER, J., COFINO, W. P. Analysis and occurrence of estrogenic hormones and their glucuronides in surface water and waste water in The Netherlands. **The Science of the Total Environment**, n.225, p. 101-108, 1999.
- BICCHI, C.; SCHILIRÒ, T.; PIGNATA, C.; FEA, E.; CORDERO, C.; CANALE, F.; GILLI, G. Analysis of environmental endocrine disrupting chemicals using the E-screen method and stir bar sorptive extraction in wastewater treatment plant effluents. **The Science of the Total Environment**, 407, 1842 – 1851, 2009.
- BIGNERT A, DANIELSSON S, FAXNELD S, MILLER A, NYBERG E. Comments concerning the National Swedish Contaminant Monitoring Program in Marine Biota. **Swedish EPA**, Swedish Museum of Natural History, Stockholm, 2013.
- BILA, D.M. **Degradação e Remoção da Atividade Estrogênica do Desregulador Endócrino 17 β -Estradiol pelo Processo de Ozonização**. Tese de Doutorado em Engenharia Química. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2005.
- BILA, D.M.; DEZOTTI, M. Desreguladores endócrinos no meio ambiente: efeitos e consequências. **Química Nova**, v.30, n.3, p.651-666, 2007.

- BOLONG, N., ISMAIL, A., SALIM, M.R., MATSUURA, T. A review of the effects of emerging contaminants in wastewater and options for their removal. **Desalination**, 239, 229–246, 2009.
- BRAGA O., SMYTHE G. A., SCHAFER N. J. e FEITZ J. Fate of steroid estrogens in Australian inland and coastal wastewater treatment plants. **Environmental Science & Technology**, v. 39, p 3351-3358, 2005.
- BRANDT, E.M.F. **Avaliação da remoção de fármacos e desreguladores endócrinos em sistemas simplificados de tratamento de esgoto (reatores UASB seguidos de pós-tratamento)**. 128 p. Dissertação de Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte (MG), 2012.
- CARBALLA, M.; OMIL, F.; LEMA, J.M.; LLOMPART, M.; GARCÍA, C.; RODRÍGUEZ, I.; GÓMEZ, M.; TERNES, T. Behavior of pharmaceuticals, cosmetics and hormones in a sewage treatment plant. **Water Res**, 38:2918–2926, 2004.
- CARGOUËT, M., PERDIZ, D., MOUATASSIM-SOUALI, A., et al. Assessment of River Contamination by Estrogenic Compounds in Paris Area (France). **Science of the Total Environment**, v. 324 (1-3), pp. 55–66, 2004.
- CARVALHO, A.R.; CARDOSO, V.; RODRIGUES, A.; BENOLIEL, M.J.; DUARTE, E. Fate and Analysis of Endocrine-Disrupting Compounds in a Wastewater Treatment Plant in Portugal. **Water Air Soil Pollut**, 227:202, 2016.
- CHEN, C.Y.; WEN, T.Y.; WANG, G.S.; CHENG, H.W.; LIN, Y.H.; LIEN, G.W. Determining estrogenic steroids in Taipei waters and removal in drinking water treatment using high-flow solid-phase extraction and liquid chromatography/tandem mass spectrometry. **Science of the Total Environment**, 378, 352–365, 2007.
- CUNHA, I.N.; AGUILA, K.S. Avaliação da presença hormônios no manancial de abastecimento João Leite em Goiânia-GO. In: 28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Rio de Janeiro, 2015.
- DESBROW, C.; ROUTLEDGE, E. J.; BRIGHTY, G. C.; SUMPTER, J. P.; WALDOCK, M. Identification of estrogenic chemicals in STW effluent. 1. Chemical fractionation and in vitro biological screening. **Environmental Science & Technology**, v. 32, n. 4, p. 1549 – 1558, 1998.
- DIAS, R.V.A.; SANSON, A.L.; AFONSO, R.J.C.F.; AQUINO, S.F.; PADUA, V.L. Avaliação da ocorrência de fármacos e interferentes endócrinos em sistema de abastecimento de água na região metropolitana de Belo Horizonte. In: 28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Rio de Janeiro, 2015.
- DORABAWILA, N.; GUPTA, G. Endocrine disrupter—estradiol—in Chesapeake Bay tributaries. **Journal of hazardous materials**, 120(1), 67-71, 2005.
- EERTMANS, F.; DHOOGHE, W.; STUYVAERT, S.; COMHAIRE, F. Endocrine disruptors: effects on male fertility and screening tools for their assessment. **Toxicology in vitro**, v. 17, n. 5, p. 515-524, 2003.
- ESTEBAN, S.; GORGA, M.; PETROVIC, M.; GONZALEZ-ALONSO, S.; BARCELO, D.; VALCARCEL, Y. Analysis and occurrence of endocrine-disrupting compounds and estrogenic activity in the surface waters of Central Spain. **Science of the Total Environment**, 466_467, 939_951, 2014.
- FARRÉ, M.; KUSTER, M.; BRIX, R.; RUBIO, F.; ALDA, M.J.L.; BARCELÓ, D. Comparative study of an estradiol enzyme-linked immunosorbent assay kit, liquid chromatography–tandem mass spectrometry, and ultra-performance liquid chromatography–quadrupole time of flight mass spectrometry for part-per-trillion analysis of estrogens in water samples. **J. Chromatogr. A**, 1160, pp. 166–175, 2007.

FERNANDEZ, M. P.; IKONOMOU, M. G.; BUCHANAN, I. An assessment of estrogenic organic contaminants in Canadian wastewaters. **Science of the Total Environment**, 373, 250_269, 2007.

FILHO, R.W.R. **Hormônios estrógenos no Rio do Monjolinho, São Carlos - SP: uma avaliação da problemática dos desreguladores endócrinos ambientais**. Tese de Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental. Universidade de São Paulo, USP. São Carlos, 2008.

FONTELA, M.H.; GALCERAN, M.T.; VENTURA, F. Occurrence and removal of pharmaceuticals and hormones through drinking water treatment. **Water Research**, 45, 1432 e 1442, 2011.

FORREZ, I.; CARBALLA, M.; NOPPE, H.; DE BRABANDER, H.; BOON, N.; VERSTRAETE, W. Influence of manganese and ammonium oxidation on the removal of 17 α -ethinylestradiol (EE2). **Water Res**, 43:77–86, 2009.

FROEHNER, S.; PICCIONI, W.; MACHADO, K.S.; AISSE, M.M. Removal capacity of caffeine, hormones, and bisphenol by aerobic and anaerobic sewage treatment. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 216, n. 1-4, p. 463-471, 2011.

FRONTISTIS, Z.; DASKALAKI, V.M.; HAPESHI, E.; DROSOU, C.; KASSINOS, D.; XEKOUKOULOTAKIS, N. P.; MANTZAVINOS, D. Photocatalytic (UV-A/TiO₂) degradation of 17-ethinylestradiol in environmental matrices: experimental studies and artificial neural network modeling. **Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry**, v.240, p. 33-41, 2012.

FURUICHI, T.; KANNAN, K.; GIESY, J. P.; AND MASUNAGA, S. Contribution of known endocrine disrupting substances to the estrogenic activity in Tama River water samples from Japan using instrumental analysis and in vitro reporter gene assay. **Water Research**, 38,4491_4501, 2004.

GEROLIN, E.R.R. **Ocorrência e remoção de disruptores endócrinos em águas utilizadas para abastecimento público de Campinas e Sumaré - São Paulo**. Tese de Doutorado em Engenharia Civil. Universidade Estadual de Campinas, UNICAMP. Campinas, 2008.

GHISELLI, G. **Avaliação da qualidade das águas destinadas ao abastecimento público na região de Campinas: Ocorrência e determinação dos interferentes endócrinos (IE) e produtos farmacêuticos e de higiene pessoal (PFHP)**. Tese de Doutorado – Área de Química Analítica. Universidade Estadual de Campinas. Campinas, 2006.

GIBSON, R.; BECERRIL-BRAVO, E.; SILVA-CASTRO, V.; JIMENEZ, B. Determination of acidic pharmaceuticals and potential endocrine disrupting compounds in wastewaters and spring waters by selective elution and analysis by gas chromatography-mass spectrometry. **J. Chromatogr. A**, 1169, pp. 31–39, 2007.

GORGA, M.; PETROVIC, M.; BARCELO, D. Multi-residue analytical method for the determination of endocrine disruptors and related compounds in river and waste water using dual column liquid chromatography switching system coupled to mass spectrometry. **J Chromatogr. A**, 1295:57–66, 2013.

HAMILTON, L.A.; TREMBLAY, L.A.; NORTHCOTT, G.L.; BOAKE, M.; LIM, R.P. The impact of variations of influent loading on the efficacy of an advanced tertiary sewage treatment plant to remove endocrine disrupting chemicals. **Science of the Total Environment**, 560–561, 101–109, 2016.

HANSON, A.M.; KITTILSON, J.D.; MARTIN, L.E.; SHERIDAN, M.A. Environmental estrogens inhibit growth of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) by modulating the growth hormone-insulin-like growth factor system. **General and Comparative Endocrinology**, 196, 130–138, 2014.

HASHIMOTO, T., ONDA, K., NAKAMURA, Y., TADA, K., MIYA, A., MURAKAMI, T. Comparison of natural estrogen removal efficiency in the conventional activated sludge process and the oxidation ditch process. **Water Research**, 41(10), 2117-2126, 2007.

HEFFRON, K. T., GAINES, K. F., NOVAK, J. M., CANAM, T., & COLLARD, D. A. 17 β -Estradiol influent and effluent concentrations in wastewater: demographic influences and the risk to environmental health. **Environmental monitoring and assessment**, 188(5), 1-14, 2016.

HOHENBLUM, P., GANS, O., MOCHE, W., SCHARF, S., LORBEER, G. Monitoring of selected estrogenic hormones and industrial chemicals in groundwaters and surface waters in Austria. **Science of the Total Environment**, 333, 185_193, 2004.

HU, J.; ZHANG, H.; CHANG, H. Improved method for analyzing estrogens in water by liquid chromatography-electrospray mass spectrometry. **J. Chromatogr. A**, 1070, pp. 221–224, 2005.

HUANG, B.; LI, X.; SUN, W.; REN, D.; LI, X.; LI, X.; LIU, Y.; LI, Q.; PAN, X. Occurrence, removal, and fate of progestogens, androgens, estrogens, and phenols in six sewage treatment plants around Dianchi Lake in China. **Environmental Science and Pollution**, Research 21, 12898_12908, 2014.

HUBER, S., REMBERGER, M., KAJ, L., SCHLABACH, M., et al. A first screening and risk assessment of pharmaceuticals and additives in personal care products in waste water, sludge, recipient water and sediment from Faroe Islands, Iceland and Greenland. **Science of The Total Environment**, 562, 13-25, 2016.

IFELEBUEGU, A. O. The fate and behavior of selected endocrine disrupting chemicals in full scale wastewater and sludge treatment unit processes. **International Journal of Environmental Science and Technology**, 8, 245_254, 2011.

IJPELAAR, G.F.; HARMSSEN, D.J.H.; BEERENDONK, E.F.; VAN LEERDMAN, R.C.V.; METZ, D.H.; KNOL, A.H.; FULMER, A.; KRIJNEN, S. Comparison of low pressure and medium pressure UV lamps for UV/H₂O₂ treatment of natural waters containing micro pollutants. **Ozone: Science & Engineering**, v.32, n.5, p.329-337, 2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Censo Agropecuário 2006**. Disponível em: < <http://brasilemsintese.ibge.gov.br/agropecuaria/atividade-economica-area.html>> Acessado: 20 de abril de 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. Rio de Janeiro, 2010. Disponível em: < https://observatoriopnrs.files.wordpress.com/2014/12/pnsb_ibge-2008-2010.pdf > Acessado: 20 de setembro de 2016.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008**. Disponível em: < http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaoadevida/pnsb2008/defaulttabzip_abast_agua.shtml> Acessado: 20 de abril de 2017.

ISOBE, T., SHIRAIISHI, H., YASUDA, M., SHINODA, A., SUZUKI, H., MORITA, M. Determination of Estrogens and their Conjugates in Water using SolidPhase Extraction Followed by Liquid Chromatography – Tandem Mass Spectrometry. **Journal of Chromatography A**, v. 984, pp. 195–202, 2003.

JIANG, J. Q.; YIN, Q.; JOU, J.L.; PEARCE, P. Occurrence and treatment trials of endocrine disrupting chemicals (EDCs) in wastewaters. **Chemosphere**, v. 61, n. 4, p. 544-550, 2005.

JIANG, L.H.; et al. Removal of 17 β -estradiol by few-layered graphene oxide nanosheets from aqueous solutions: External influence and adsorption mechanism. **Chemical Engineering Journal**, v.284, p.93-102, 2016.

JIANG, W.; YAN, Y.; MA, M.; WANG, D.; LUO, Q.; WANG, Z.; SATYANARAYANAN, S. K. Assessment of source water contamination by estrogenic disrupting compounds in China. **Journal of Environmental Sciences-China**, 24, 320–328, 2012.

- JOHNSON, A.C.; BELFROID, A.; DI CORCIA, A. Estimating steroid inputs into activated sludge treatment works and observations on their removal from the effluent. **The Science of the Total Environment**, n. 256, p. 163-173, 2000.
- KABIR, E.R.; RAHMAN, M.S.; RAHMAN, I. A review on endocrine disruptors and their possible impacts on human health. **Environmental toxicology and pharmacology**, v. 40, n. 1, p. 241-258, 2015.
- KARNJANAPIBOONWONG, A.; SUSKI, J. G.; SHAH, A. A.; CAI, Q.; MORSE, A. N.; ANDERSON, T. A. Occurrence of PPCPs at a wastewater treatment plant and in soil and groundwater at a land application site. **Water Air & Soil Pollution**, 216(1-4), 257-273, 2011.
- KIM, S.D.; CHO, J.; KIM, I.S.; VANDERFORD, B.J.; SHANE A. SNYDER, S.A. Occurrence and removal of pharmaceuticals and endocrine disruptors in South Korean surface, drinking, and waste Waters. **Water Research**, 41, 1013 – 1021, 2007.
- KLINGELHOFER, I.; MORLOCK, G.E. Bioprofiling of Surface/Wastewater and Bioquantitation of Discovered Endocrine-Active Compounds by Streamlined Direct Bioautography. **Chem.**, 87, 11098–11104, 2015.
- KÖGER, C. S., TEH, S., J., HINTON, D. E. Determining The Sensitive Developmental Stages of Intersex Induction In Medaka (*Oryzias Latipes*) Exposed To 17b-Estradiol or Testosterone. **Marine Environmental Research**, v. 50, pp.201-206, 2000.
- KOLOK, A. S.; SNOW, D. D.; KOHNO, S.; SELLIN, M. K.; GUILLETTE, J.L. J. Occurrence and biological effect of exogenous steroids in the Elkhorn river, Nebraska, USA. **Science of the Total Environment**, 388, 104_115, 2007.
- KOLPIN, D. W.; FURLONG, E. T.; MEYER, M. T.; THURMAN, E. M.; ZAUGG, S. D.; BARBER, L. B.; BUXTON, H. T. Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in U.S Streams, 1999 – 2000: A National Reconnaissance. **Environmental Science & Technology**, vol. 36, n. 6, p. 1202 – 1211, 2002.
- KUCH, H.M.; BALLSCHMITER, K. Determination of endocrine-disrupting phenolic compounds and estrogens in surface and drinking water by HRGC-(NCI)-MS in the picogram per liter range. **Environ. Sci. Technol.**, 35, pp. 3201–3206, 2001.
- KUMAR, A.K.; SARMA, P.N.; MOHAN, S.R.V. Incidence of selected endocrine disrupting estrogens in water bodies of hyderabad and its relation to water quality parameters. **Environmental Engineering and Management Journal**, 15, 2, 315-325, 2016.
- LAGANÀ, A., BACALONI, A., DE LEVA, I., et al. Analytical methodologies for determining the occurrence of endocrine disrupting chemicals in sewage treatment plants and natural Waters. **Analytica Chimica Acta**, v.501, pp. 79–88, 2004.
- LANGE, I.G.; DAXENBERGER, Q.; SHIFFER, B.; WITTERS, H.; et al. Sex hormones originating from different livestock production systems: fate and potential disrupting activity in the environment. **Analytica Chimica Acta**, 473, 27–37, 2002.
- LARSSON, D. G. J.; ADOLFSSON-ERICI, M.; PARKKNEN, J.; PETERSSON, M.; BERG, A. H.; OLSSON, P.-E., FORLIN, L. Ethinyloestradiol — an undesired fish contraceptive. **Aquatic Toxicol**, 45, 1999.
- LAURENSEN, J.P., BLOOM, R.A., PAGE, S., SADRIEH, N., 2014. Ethinyl estradiol and other human pharmaceutical estrogens in the aquatic environment: a review of recent risk assessment data. **AAPS J.**, 16, 299–310, 2014.

- LEE, H. B.; PEART, T. E.; SVOBODA, M. L. Determination of endocrine-disrupting phenols, acidic pharmaceuticals, and personal-care products in sewage by solid-phase extraction and gas chromatography–mass spectrometry. **Journal of Chromatography A**, 1094(1), 122-129, 2005.
- LEE, H.-B.; PEART, T. E. Determination of 17 β Estradiol and its metabolites in Sewage effluent by solid phase extraction and gas chromatography/mass spectrometry. **Journal of AOAC International**, v. 81, n. 6, p. 1209-1216, 1998.
- LI, J., FU, J., ZHANG, H., LI, Z., MA, Y., WU, M., AND LIU, X. Spatial and seasonal variations of occurrences and concentrations of endocrine disrupting chemicals in unconfined and confined aquifers recharged by reclaimed water: A field study along the Chaobai River, Beijing. **Science of the Total Environment**, 450_451, 162_168, 2013.
- LI, Z.; DVORAK, B.; LI, X. Removing 17 β -estradiol from drinking water in a biologically active carbon (BAC) reactor modified from a granular activated carbon (GAC) reactor. **Water Research**, v.46, p. 2828-2836, 2012.
- LIANG, J., SHANG, Y. Estrogen and cancer. **Rev. Physiol.** 75, 225–240, 2013.
- LIMA, D.R.S.; AFONSO, R.J.; LIBANIO, M.; AQUINO, S.F. Avaliação da remoção de fármacos e de desreguladores endócrinos em águas de abastecimento por clarificação em escala de bancada. **Química Nova**, v.37, n.5, p.783-788, 2014.
- LISCIO, C.; MAGI, E.; DI CARRO, M.; SUTER, M. F.; VERMEIRSSSEN, E. L. M. Combining passive samplers and biomonitors to evaluate endocrine disrupting compounds in a wastewater treatment plant by LC/MS/MS and bioassay analyses. **Environmental pollution**, 157(10), 2716-2721, 2009.
- LIU, N.; SHI, Y.; LI, M.; ZHANG, T.; GAO, S. Simultaneous determination of four trace estrogens in feces, leachate, tap and groundwater using solid–liquid extraction/auto solid-phase extraction and high-performance liquid chromatography with fluorescence detection. **J. Sep. Sci.**, 00, 1–8, 2015.
- LIU, R.; ZHOU, J.L.; WILDING, A. Simultaneous determination of endocrine disrupting phenolic compounds and steroids in water by solid-phase extraction–gas chromatography–mass spectrometry. **Journal of Chromatography A**, v. 1022, p. 179–189, 2004.
- LIU, S.; YING, G.G.; ZHAO, J.L.; CHEN, F.; YANG, B.; ZHOU, L.J.; LAI, H.J. Trace analysis of 28 steroids in surface water, wastewater and sludge samples by rapid resolution liquid chromatography–electrospray ionization tandem mass spectrometry. **Journal of Chromatography A**, 1218, 1367–1378, 2011.
- LOPES, L.G. **Estudo sobre a ocorrência de estrogênios em águas naturais e tratadas da região de Jaboaticabal – SP.** Tese de Doutorado em Química. Universidade Estadual Paulista. Araraquara, 2007.
- MANDA, B.M.K.; WORRELL, E.; PATEL, M.K. Innovative membrane filtration system for micropollutant removal from drinking water – prospective environmental LCA and its integration in business decisions. **Journal of Cleaning Production**, v.72, p. 153-166, 2014.
- MANIERO, M.G.; BILA, D.M.; DEZOTTI, M. Degradation and estrogenic activity removal of 17 β -estradiol and 17 α -ethinylestradiol by ozonation and O₃/H₂O₂. **Science of the Total Environment**, v.407, n.1, p.105-115, 2008.
- MARTIN, J.; CAMACHO-MUNOZ, D.; SANTOS, J. L.; APARICIO, I.; ALONSO, E. Occurrence of pharmaceutical compounds in wastewater and sludge from wastewater treatment plants: removal and ecotoxicological impact of wastewater discharges and sludge disposal. **Journal of Hazardous Materials**, 239, 40_47, 2012.

- MATSUMOTO, K.; TSUKAHARA, Y.; UEMURA, T.; TSUNODA, K.; KUME, H.; KAWASAKI, S.; TADANO, J.; MATSUYA, T. Highly sensitive time-resolved fluorometric determination of estrogens by high-performance liquid chromatography using a [beta]-diketonate europium chelate. **J. Chromatogr. B** 773, pp. 135–142, 2002.
- MIBU, K.; WADA, J.; OKAYASU, Y.; TSUMORI, J.; KOMORI, K.; TANAKA, H.; LI, J.H.; SASAKI, M.; SATO, C. Distribution of estrogen, nonylphenol and its derivatives in the sediments of a shallow lake. **Water Sci. Technol**, 50, pp. 173–179, 2004.
- MILLA, S.; DEPIEREUX, S.; KESTEMONT, P. The effects of estrogenic and androgenic endocrine disruptors on the immune system of fish: a review. **Ecotoxicology**, v. 20, n. 2, p. 305-319, 2011.
- MILLS, L.J.; CHICHESTER, C. Review of evidence: are endocrine-disrupting chemicals in the aquatic environment impacting fish populations?. **Science of the Total Environment**, v. 343, n. 1, p. 1-34, 2005.
- MOL, H.G.J.; SUNARTO, S.; STEIJGER, O.M. Determination of endocrine disruptors in water after derivatization with N-methyl-N-(tert.-butyldimethyltrifluoroacetamide) using gas chromatography with mass spectrometric detection. **Journal of Chromatography A**, v. 879, n. 1, p. 97-112, 2000.
- MONTAGNER, C.C.; JARDIM, W.F. Spatial and Seasonal Variations of Pharmaceuticals and Endocrine Disruptors in the Atibaia River, São Paulo State (Brazil). **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 22, p. 1452-1462, 2011.
- MOORE, S.C.; MATTHEWS, C.E.; SHU, X.O.; YU, K.; et al. Endogenous estrogens, estrogen metabolites, and breast cancer risk in postmenopausal Chinese women. **J. Nat. Cancer Inst.** 108 (djw103), 2016.
- MOREIRA, D.S.; AQUINO, S. F.; AFONSO, R. J. C. F.; SANTOS, E. P. P. C.; PÁDUA, V.L. Occurrence of endocrine disrupting compounds in water sources of Belo Horizonte Metropolitan Area, Brazil. **Environmental Technology**, v. 30, n. 10, p. 1041-1049, 2009.
- MOREIRA, M.A.; AQUINO, S.F.; COUTRIM, M.X.; SILVA, J.C.C.; AFONSO, R.J.C.F. Determination of endocrine-disrupting compounds in waters from Rio das Velhas, Brazil, by liquid chromatography/high resolution mass spectrometry (ESILC-IT-TOF/MS). **Environmental Technology**, v. 32, n. (11-12), p. 1409-1417, 2011.
- MULLER, M.; RABENOELINA, F.; BALAGUER, P.; PATUREAU, D.; et al. Chemical and biological analysis of endocrine-disrupting hormones and estrogenic activity in an advanced sewage treatment plant. **Environmental Toxicology and Chemistry**, 27, 1649_1658, 2008.
- NAKADA, N.; TANISHIMA, T.; SHINOHARA, H.; KIRI, K.; TAKADA, H. Pharmaceutical chemicals and endocrine disruptors in municipal wastewater in Tokyo and their removal during activated sludge treatment. **Water Research**, 40, 3297_3303, 2006.
- NELLES, J.L.; HU, W.-Y.; PRINS, G.S. Estrogen action and prostate cancer. **Expert Rev. Endocrinol. Metab.**, 6, 437–451, 2011.
- NIE, Y.; QIANG, Z.; ZHANG, H.; BEN, W. Fate and seasonal variation of endocrine-disrupting chemicals in a sewage treatment plant with A/A/O process. **Separation and purification technology**, 84, 9-15, 2012.
- PAILLER, J. Y., KREIN, A., PFISTER, L., HOFFMANN, L., & GUIGNARD, C. Solid phase extraction coupled to liquid chromatography-tandem mass spectrometry analysis of sulfonamides, tetracyclines, analgesics and hormones in surface water and wastewater in Luxembourg. **Science of the Total Environment**, 407(16), 4736-4743, 2009.

- PARASO, M.G.V.; MORALES, J.K.C.; CLAVECILLAS, A.A.; LOLA, M.S.E.G. Estrogenic Effects in Feral Male Common Carp (*Cyprinus carpio*) from Laguna de Bay, Philippines. **Bull Environ Contam Toxicol**, 98:638–642, 2017.
- PATROLECCO, L.; CAPRI, S.; ADEMOLLO, N. Occurrence of selected pharmaceuticals in the principal sewage treatment plants in Rome (Italy) and in the receiving surface waters. **Environmental Science and Pollution Research**. Doi: 10.1007/s11356-014-3765-z, 2014.
- PAWLOWSKI, S., TERNES, T. A., BONERZ, M., RASTALL, A. C., ERDINGER, L., & BRAUNBECK, T. Estrogenicity of solid phase-extracted water samples from two municipal sewage treatment plant effluents and river Rhine water using the yeast estrogen screen. **Toxicology in Vitro**, 18(1), 129-138, 2004.
- PEREIRA, R.O.; CARMINATO, V.M.; VIEIRA, E.M.; DANIEL, L.A. Degradação parcial de 17β-estradiol por cloração aplicada ao tratamento da água. **Eng. Sanit. Ambient.**, v.18, n.3, p.215-222, 2013.
- PESSOA, G. P., DE SOUZA, N. C., VIDAL, C. B., ALVES, J. A., FIRMINO, P. I. M., NASCIMENTO, R. F., & DOS SANTOS, A. B. Occurrence and removal of estrogens in Brazilian wastewater treatment plants. **Science of the Total Environment**, 490, 288-295, 2014.
- PESSOA, G.P.; SOUZA, N.C.; ALVES, J.A.C.; NASCIMENTO, R.F.; SANTOS, A.B. Análise de remoção de interferentes endócrinos em estações de tratamento de esgotos sanitários. In: 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Porto Alegre: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2011.
- POJANA, G.; GOMIERO, A.; JONKERS, N.; MARCOMINI, A. Natural and synthetic endocrine disrupting compounds (EDCs) in water, sediment and biota of a coastal lagoon. **Environment International**, 33, 929–936, 2007.
- POLYZOS, S.A.; KONTOURAS J.; DERETZI, G.; ZAVOS, C.; MANTZOROS, C.S. The emerging role of endocrine disruptors in pathogenesis of insulin resistance: a concept implicating nonalcoholic fatty liver disease. **Current molecular medicine**, v. 12, n. 1, p. 68-82, 2012.
- QUEIROZ, F.B.; BRANDT, E.M.F.; AQUINO, S.F.; CHERNICHARO, C.A.L.; AFONSO, R.J.C.F. Occurrence of pharmaceuticals and endocrine disruptors in raw sewage and their behavior in UASB reactors operated at different hydraulic retention times. **Water Science & Technology**, v. 6612, p. 2562-2569, 2012.
- QUINTANA, J. B.; CARPINTEIRO, J.; RODRIGUEZ, I.; LORENZO, R.A.; CARRO, A.M.; CELA R. Determination of natural and synthetic estrogens in water by gas chromatography with mass spectrometric detection. **J. Chromatogr. A**, 1024, pp. 177–185, 2004.
- RA, J.; LEE, S.; LEE, J.; KIM, H. Y.; LIM, B. J.; KIM, S. H.; KIM, S. D. Occurrence of estrogenic chemicals in South Korean surface waters and municipal wastewaters. **Journal of Environmental Monitoring**, 13, 101–109, 2011.
- RAIMUNDO, C.C.M. **Contaminantes emergentes em água tratada e seus mananciais: sazonalidade, remoção e atividade estrogênica**. Tese de doutorado em Ciências. Universidade Estadual de Campinas, UNICAMP. Campinas, 2011.
- RAIMUNDO, C.C.M. **Ocorrência de interferentes endócrinos e produtos farmacêuticos nas águas superficiais da bacia do rio Atibaia**. Dissertação de Mestrado em Química Analítica. Universidade Estadual de Campinas, UNICAMP. Campinas, 2007.
- ROBINSON, C. D., BROWN, E., CRAF, J. A., DAVIES, I. M., et al. Effects of Sewage Effluent and Ethynyl Oestradiol Upon Molecular Markers of Oestrogenic Exposure, Maturation and Reproductive Success in the Sand Goby (*Pomatoschistus minutus*, Pallas). **Aquatic Toxicology**, v. 62 (2), pp. 119-134, 2002.

- ROCHA, S., DOMINGUES, V. F., PINHO, C., FERNANDES, V. C., DELERUE-MATOS, C., GAMEIRO, P., & MANSILHA, C. Occurrence of bisphenol A, estrone, 17 beta-estradiol and 17 alpha-ethinylestradiol in Portuguese rivers. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, 90, 73–78, 2013.
- RODRIGUEZ-MOZAZ, S.; ALDA, M. J. T.; BARCELÓ, D. Monitoring of estrogens, pesticides and bisphenol A in natural waters and drinking water treatment plants by solid-phase extraction-liquid chromatography-mass spectrometry. **Journal of Chromatography A**, v. 1045, n. 1/2, p. 85-92, 2004.
- SALGADO, R.; MARQUES, R.; NORONHA, J.P.; CARVALHO, G.; OEHMEN, A.; REIS, M.A. Assessing the removal of pharmaceuticals and personal care products in a full-scale activated sludge plant. **Environ Sci Pollut Res**, 19:1818–1827, 2012.
- SALLA, R.F., GAMERO, F.U., RISSOLI, R.Z., DAL-MEDICO, S.E., et al. Impact of an environmental relevant concentration of 17 α -ethinylestradiol on the cardiac function of bullfrog tadpoles. **Chemosphere**, 144, 1862–1868, 2016.
- SARAVANABHAVAN, G.; HELLEUR, R.; HELLOU, J. GC–MS/MS measurement of natural and synthetic estrogens in receiving waters and mussels close to a raw sewage ocean outfall. **Chemosphere**, 76(8), 1156-1162, 2009.
- SERVOS, M. R.; BENNIE, D.T.; BURNISON, B.K.; JURKOVIC, A. Distribution of estrogens, 17 β -estradiol and estrone, in Canadian municipal wastewater treatment plants. **Science of the Total Environment**, v. 336, n. 1, p. 155-170, 2005.
- SHEMESH, M., SHORE, L. Effects of environmental estrogens on reproductive parameters in domestic animals. Israel. **J. Vet. Med.** 67, 1, 2012.
- SHORE, S.L.; MORDECHAI, S. Naturally produced steroid hormones and their release into the environment. **Pure Applied Chemistry**, v.75.p1859-1871, 2003.
- SNYDER, S.A. Analytical methods for detection of selected estrogenic compounds in aqueous mixtures. **Environmental Science & Technology**, v.33, p.2814-2820, 1999.
- SNYDER, S.A.; ADHAM, S.; REDDING, A.M.; CANNON, F.S.; et al. Role of membranes and activated carbon in the removal of endocrine disruptors and pharmaceuticals. **Desalination**, 202, 156–181, 2007.
- SODRÉ, F. F.; MONTAGNER, C. C.; LOCATELLI, M. A.F.; JARDIM, W. F. Ocorrência de Interferentes Endócrinos e Produtos Farmacêuticos em Águas Superficiais da Região de Campinas (SP, Brasil). **J. Braz. Soc. Ecotoxicol**, v. 2, n. 2, p.187-196, 2007.
- SODRÉ, F.F.; PESCARA, I.C.; MONTAGNER, C.C.; JARDIM, W.F. Assessing selected estrogens and xenoestrogens in Brazilian surface waters by liquid chromatography–tandem mass spectrometry. **Microchemical Journal**, 96, 92–98, 2010.
- SOLÉ, M.; ALDA, M.J.L.; CASTILLO, M.; PORTE, C.; LADEGAARD-PEDERSEN K.; BARCELÓ, D. Estrogenicity determination in sewage treatment plants and surface waters from the Catalanian area (NE Spain), **Environ. Sci. Technol.**, 34, pp. 5076–5083, 2000.
- SOUZA, J.B.G. **Estudo da ocorrência de tetraciclinas e estrogênios em água superficial, subterrânea e esgoto tratado na cidade de Campo Grande (MS)**. Tese de Doutorado em Química. Universidade Estadual Paulista, UNESP. Araraquara, 2008.
- SOUZA, N.C. **Avaliação de Micropoluentes Emergentes em Esgotos e Águas Superficiais**. Tese em Doutorado em Engenharia Civil. Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 2011.

STEBBINS, D.L.; DOCS, J.; LOWE, P.; COHEN, J.; LEI, H. Evaluation of analytical methodology for the detection of hormones and their attenuation during aquifer recharge and recovery cycles. **Environ. Sci.: Processes Impacts**, 18, 613, 2016.

SUMPTER, J.P., JOBLING, S. The occurrence, causes, and consequences of estrogens in the aquatic environment. **Environ. Toxicol. Chem.**, 32, 249–251, 2013.

SUN, J.; JI, X.; ZHANG, R.; HUANG, Y.; LIANG, Y.; DU, J.; XIE, X.; LI, A. Endocrine disrupting compounds reduction and water quality improvement in reclaimed municipal wastewater: A field-scale study along Jialu River in North China. **Chemosphere**, 157, 232e240, 2016.

SURI, R. P.; SINGH, T. S.; CHIMCHIRIAN, R. F. Effect of process conditions on the analysis of free and conjugated estrogen hormones by solid-phase extraction–gas chromatography/mass spectrometry (SPE–GC/MS). **Environmental monitoring and assessment**, 184(3), 1657-1669, 2012.

SWEENEY, M. F.; HASAN, N.; SOTO, A.M.; SONNENSCHNEIN, C. Environmental endocrine disruptors: effects on the human male reproductive system. **Reviews in Endocrine and Metabolic Disorders**, v. 16, n. 4, p. 341-357, 2015.

TAN, B. L.; HAWKER, D. W.; MÜLLER, J. F.; LEUSCH, F. D.; TREMBLAY, L. A.; CHAPMAN, H. F. Comprehensive study of endocrine disrupting compounds using grab and passive sampling at selected wastewater treatment plants in South East Queensland, Australia. **Environment International**, 33, 654_669, 2007.

TERNES, T.A.; STUMPF, M.; MUELLER, J.; HABERER, K.; WILKEN, R.-D.; SERVOS, M. Behavior and occurrence of estrogens in municipal sewage treatment plants - I. Investigations in Germany, Canada and Brazil. **The Science of the Total Environment**, 225, 81-90, 1999.

THOMPSON, M.L.; CASEY, F.X.M.; KHAN, E.; HAKK, H.; LARSEN, G.L.; DESUTTER, T. Occurrence and pathways of manure-borne 17 β -estradiol in vadose zone water. **Chemosphere**, 76, 472–479, 2009.

TORRES, N.H. **Determinação de hormônios e antimicrobianos no Rio Piracicaba e testes de toxicidade aguda com *Daphnia magna***. Tese de Doutorado em Química na Agricultura e no Ambiente. Universidade de São Paulo, USP. Piracicaba, 2014.

TORRES, N.H.; AGUIAR, M.M.; FERREIRA, L.F.R.; AMÉRICO, J.H.P.; MACHADO, A.M.; CAVALCANTI, E.B.; TORNISIELO, V.L. Detection of hormones in surface and drinking water in Brazil by LC-ESI-MS/MS and ecotoxicological assessment with *Daphnia magna*. **Environ Monit Assess**, 187: 379, 2015.

TRUTER, J.C.; WYK, J. H.; OBERHOLSTER, P.J.; BOTHA, A.M.; KLERK, A.R. An In Vitro and In Vivo Assessment of Endocrine Disruptive Activity in a Major South African River. **Water Air Soil Pollut**, 227:54, 2016.

UNITED NATIONS - Department of Economic and Social Affairs, Population Division (2016). **World Contraceptive Use 2016**, 2016. Disponível em: <<http://www.un.org/en/development/desa/population/publications/dataset/contraception/wcu2016.shtml>>. Acessado em: 25/01/2017.

United States Environmental Protection Agency (USEPA). Disponível em: <<https://www.epa.gov/>> Acesso em: 12 de dezembro de 2016.

VERSTRAETEN, I. M.; HEBERER, T.; VOGEL, J. R.; SPETH, T.; ZUEHLKE, S.; DUENNBIEB, U. Occurrence of endocrine-disrupting and other wastewater compounds during water treatment with case studies from Lincoln, Nebraska and Berlin, Germany. **Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management**, 7, 253_263, 2003.

- VETHAAK, A. D., LAHR, J., SCHRAP, S.M., BELFROID, A. C., et al. An integrated assessment of estrogenic contamination and biological effects in the aquatic environment of The Netherlands. **Chemosphere**, 59, 511–524, 2005.
- VIGANÒ, L.; BENFENATI, E.; VAN CAUWENBERGE, A.; EIDEM, J.K.; ERRATICO, C.; GOKSØYR, A.; KLOAS, W.; MAGGIONI, S.; MANDICH, A.; URBATZKA, R. Estrogenicity profile and estrogenic compounds determined in river sediments by chemical analysis, ELISA and yeast assays. **Chemosphere**, 73:1078–1089, 2008.
- VIGLINO, L.; ABOULFADL, K.; PRÉVOST, M.; SAUVÉ, S. Analysis of natural and synthetic estrogenic endocrine disruptors in environmental waters using online preconcentration coupled with LC-APPI-MS/MS. **Talanta**, 76, 1088–1096, 2008.
- VULLIET, E.; BAUGROS, J. B.; FLAMENT-WATON, M. M.; GRENIER-LOUSTALOT, M. F. Analytical methods for the determination of selected steroid sex hormones and corticosteroids in wastewater. **Analytical and bioanalytical chemistry**, 387(6), 2143-2151, 2007.
- VULLIET, E.; OLIVÉ, C.C. Screening of pharmaceuticals and hormones at the regional scale, in surface and groundwaters intended to human consumption. **Environmental Pollution**, 159, 2929 e 2934, 2011.
- VULLIET, E.; WIEST, L.; BAUDOT, R.; LOUSTALOT, M.F.G. Multi-residue analysis of steroids at sub-ng/L levels in surface and ground-waters using liquid chromatography coupled to tandem mass spectrometry. **Journal of Chromatography A**, 1210, 84–91, 2008.
- WILKINSON, J. L., SWINDEN, J., HOODA, P. S., BARKER, J., & BARTON, S. Markers of anthropogenic contamination: A validated method for quantification of pharmaceuticals, illicit drug metabolites, perfluorinated compounds, and plasticisers in sewage treatment effluent and rain runoff. **Chemosphere**, 159, 638-646, 2016.
- WILLIAMS, R.J.; JOHNSON, A.C.; SMITH, J.J.L.; KANDA, R. Steroid estrogens profiles along river stretches arising from sewage treatment Works discharges. **Environ. Sci. Technol.**, 37:1744–1750, 2003.
- WOŁAWEK-POTOCKA, I., MANNELLI, C., BORUSZEWSKA, D., KOWALCZYK-ZIEBA, I., et al. Diverse effects of phytoestrogens on the reproductive performance: cow as a model. **Int. J. Endocrinol**, 2013.
- WRIGHT-WALTERS, M.; VOLZ, C. Municipal wastewater concentrations of pharmaceutical and xeno-estrogens: wildlife and human health implications. In: 3rd National Conference on Science & Technology. **Anais**. Greensboro, 2007.
- XIAO, X.-Y.; MCCALLEY, D. V.; MCEVOY, J.; J. Analysis of estrogens in river water and effluents using solid-phase extraction and gas chromatography–negative chemical ionisation mass spectrometry of the pentafluorobenzoyl derivatives. **Journal of Chromatography A**, 923, 2001.
- XU, W.; YAN, W.; HUANG, W.; MIAO, L.; ZHONG, L. Endocrine-disrupting chemicals in the Pearl River Delta and coastal environment: sources, transfer, and implications. **Environmental Geochemistry and Health**, 36, 1095_1104, 2014.
- YANG, J.; LI, H.; RAN, Y.; CHAN, K. Distribution and bioconcentration of endocrine disrupting chemicals in surface water and fish bile of the Pearl River Delta, South China. **Chemosphere**, 107, 439_446, 2014.
- YANG, L.; LUAN, T.; LAN, C. Solid-phase microextraction with on-fiber silylation for simultaneous determinations of endocrine disrupting chemicals and steroid hormones by gas chromatography–mass spectrometry. **J. Chromatogr. A**, 1104, pp. 23–32, 2006.

- YANG, Y.; CAO, X.; ZHANG, M.; WANG, J. Occurrence and distribution of endocrine-disrupting compounds in the Honghu Lake and East Dongting Lake along the Central Yangtze River, China. **Environ Sci Pollut Res**, 22:17644–17652, 2015.
- YANG, Y.; LUO, L.; XIAO, M.; LI, H.; PAN, X.; JIANG, F. One-step hydrothermal synthesis of surface fluorinated TiO₂/reduced graphene oxide nanocomposites for photocatalytic degradation of estrogens. **Materials Science in Semiconductor Processing**, v.40, p.183-193, 2015b.
- YING, G.G.; KOOKANA, R.S.; KUMAR, A.; MORTIMER, M. Occurrence and implications of estrogens and xenoestrogens in sewage effluents and receiving waters from South East Queensland. **Science of the Total Environment**, 407, 5147–5155, 2009.
- YOU, L.; NGUYEN, V.T.; PAL, A.; CHEN, H.; HE, Y.; REINHARD, M.; GIN, K.T.H. Investigation of pharmaceuticals, personal care products and endocrine disrupting chemicals in a tropical urban catchment and the influence of environmental factors. **Science of the Total Environment**, 2015.
- ZAIBEL, I.; ZILBERG, D.; GROISMAN, L.; ARNON, S. Impact of treated wastewater reuse and floods on water quality and fish health within a water reservoir in an arid climate. **Science of the Total Environment**, 559, 268–281, 2016.
- ZHANG, Y.; ZHOU, J. L.; NING, B. Photodegradation of estrone and 17 β -estradiol in water. **Water Research**, v. 41, n. 1, p. 19-26, 2007.
- ZORITA, S., MÅRTENSSON, L., MATHIASSEN, L. Occurrence and removal of pharmaceuticals in a municipal sewage treatment system in the south of Sweden. **Science of the total Environment**, 407(8), 2760-2770, 2009.
- ZUO, Y.; ZHANG, K.; DENG, Y. Occurrence and photochemical degradation of 17 α -ethinylestradiol in Acushnet River Estuary. **Chemosphere**, 63, 1583–1590, 2006.

IDENTIFICAÇÃO DOS PRINCIPAIS PROBLEMAS REFERENTES AO DESPERDÍCIO DE ÁGUA EM PRÉDIOS PÚBLICOS DO SETOR DE EDUCAÇÃO DA ADMINISTRAÇÃO MUNICIPAL NO VALE DO RIBEIRA - SP

Luciano Zanella

Engenheiro Civil pela UNESP - Guaratinguetá.

Mestre em Engenharia Civil na área de Saneamento e Ambiente pela UNICAMP. Mestre e Doutor em Engenharia Civil na área de Saneamento e Ambiente pela FEC-UNICAMP.

Pesquisador do Laboratório de Instalações Prediais e Saneamento, Centro de Tecnologia do Ambiente Construído do IPT. Professor dos programas de Mestrado em Habitação e em Processos Industriais do IPT.

lucianoz@ipt.br

Wolney Castilho Alves

Engenheiro Civil e Sanitarista pela Escola Politécnica da Universidade de São Paulo EPUSP; MPhil e PhD pela Heriot-Watt University, Edimburgo, Escócia. Pesquisador do Laboratório de Instalações Prediais e Saneamento, Centro de Tecnologia do Ambiente Construído do IPT.

Professor dos programas de Mestrado em Habitação e em Processos Industriais do IPT. Professor do MBA-USP-Poli Mestrado em Gestão e Tecnologia Ambiental.

wolneipt@ipt.br

RESUMO: O primeiro passo para a promoção do uso racional da água em edificações é conhecer com detalhes os sistemas, equipamentos e componentes presentes. Identificar as formas de uso e os problemas existentes permite que sejam traçadas linhas de ação para a estruturação de programas de racionalização

dentre as quais o combate a desperdícios, quer seja por uso inadequado, como por vazamentos. De modo a identificar os principais problemas referentes ao desperdício de água em edifícios do poder público municipal voltados à educação, 65 edifícios foram visitados em dez municípios do Vale do Ribeira no sul do estado de São Paulo. Vazamentos foram detectados em 86% dos edifícios visitados sendo, em número de ocorrências, liderados por vazamentos em torneiras, seguidos por vazamentos em bacias sanitárias. Vazamentos desse tipo podem ser facilmente sanados promovendo-se o aumento de agilidade nos processos de manutenção. Ocorrências no sistema de reservação de água e vazamentos não visíveis por fissura ou ruptura de tubulações embutidas são de detecção mais complexa, exigindo a estruturação e o acompanhamento de indicadores de consumo. Para o universo amostral avaliado, utilizando-se o indicador de consumo per capita por período letivo, os resultados obtidos variaram entre $2,2 \text{ L.usuário}^{-1}.\text{período}^{-1}$ até $22,9 \text{ L.usuário}^{-1}.\text{período}^{-1}$, denotando a necessidade de refinamento na observação da forma de consumo de água, ação que deve ser realizada pelos gestores locais das edificações cuja rotina está suficientemente próxima das atividades desempenhadas em cada edifício para permitir o entendimento de variações no consumo de água.

PALAVRAS-CHAVE: Uso racional de água; vazamentos; escolas, indicador de consumo.

CONTEXTUALIZAÇÃO

O período compreendido entre os anos de 2013 e 2015 foi marcado pela ocorrência de severas flutuações no regime pluvial que atingiram, em especial, a região Sudeste do Brasil. A concentração de eventos de precipitação e a redução das alturas pluviométricas precipitadas ocasionou um período de baixíssima disponibilidade hídrica, fato que atingiu seriamente os sistemas de abastecimento de água de um sem número de municípios da região.

A falta de água para abastecimento levou à necessidade de implantação de medidas emergenciais de gestão tanto de oferta quanto de consumo, muitas delas drásticas, que há tempos não eram praticadas na região, como forma de evitar o colapso do sistema hidráulico-sanitário das cidades afetadas. Incentivos à redução de consumo, multas por consumo em excesso, redução na pressão da rede de distribuição de água potável para redução de perdas, rodízio de abastecimento e até mesmo o racionamento de água foram alguns dos instrumentos utilizados por vários operadores dos serviços de saneamento para não exaurir os recursos hídricos disponíveis.

Além de afetar diretamente a população, as administrações municipais, usualmente os maiores clientes das operadoras dos serviços de abastecimento de água em ambiente urbano, também foram profundamente afetadas pelas alterações no regime de abastecimento devido aos transtornos causados pela falta d'água em edifícios da administração pública, em especial escolas, creches, postos de saúde e hospitais.

Tal conjuntura climático-ambiental, enfrentada em muitos municípios da região sudeste do Brasil, fortaleceu a necessidade do estabelecimento de programas de uso racional de água no âmbito predial de modo a colaborar para que a conservação e o manejo adequado desse recurso firmem-se, em diversas esferas de gestão, como componentes de uma temática fundamental de cunho ambiental.

As etapas necessárias a um programa de uso racional bem sucedido são diversas (GONÇALVES, 2009), mas considera-se que o primeiro passo que deve ser dado é entender onde se encontram os principais problemas e gargalos que levam ao desperdício de água.

O trabalho, realizado por solicitação da Secretaria de Desenvolvimento Econômico, Ciência, Tecnologia e Inovação do Estado de São Paulo (SDECTI), abrangeu uma amostra de edifícios públicos de diversos setores da administração municipal de dez municípios Vale do Ribeira, no sul do estado de São Paulo.

Apesar de não ter sofrido tão intensamente com as flutuações de disponibilidade

hídrica como outras regiões, o Vale do Ribeira foi a região escolhida pela SDECTI para a aplicação do presente trabalho como forma de fomentar o desenvolvimento regional, estimular a geração de conhecimentos científicos e oferecer subsídios tecnológicos e de inovação visando aumentar a eficiência da administração municipal de modo a apoiar o desenvolvimento de soluções a serem reproduzidas no Estado.

OBJETIVO

O presente trabalho tem por objetivo identificar os principais problemas relacionados ao desperdício de água em edificações do sistema educacional municipal, com base na análise de amostra de edifícios de dez municípios do Vale do Ribeira – SP, propiciando estabelecer bases de conhecimento necessárias à concepção de estratégias de promoção do uso racional de água.

PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

A categoria de uso de edifícios selecionada para a execução do presente trabalho compreende as edificações voltadas às atividades do setor de educação, ligadas diretamente à administração municipal, compreendendo entidades de ensino infantil e fundamental. A seleção desse setor de atividades se justifica devido à sua presença em municípios dos mais variados portes e por ser, usualmente, a categoria de edifícios municipais com os maiores consumos de água, além da potencial capilaridade de disseminação das atividades de conscientização que das escolas são levadas pelos alunos até suas residências.

O trabalho foi realizado em dez municípios do Vale do Ribeira, situados na região sul do estado de São Paulo: Cajati, Cananéia, Eldorado, Iguape, Ilha Comprida, Itariri, Jacupiranga, Pedro de Toledo, Registro e Tapiraí (Figura 1).

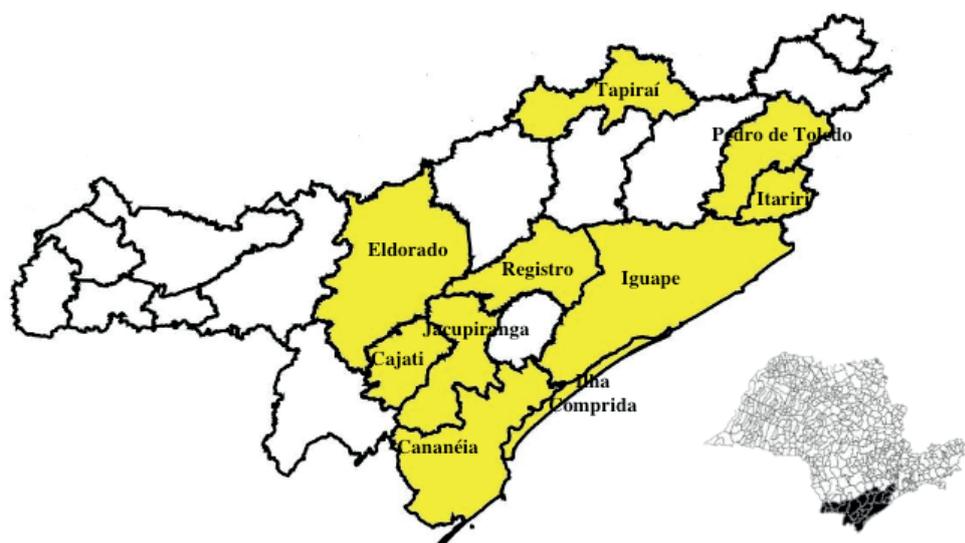


Figura 1: Municípios participantes do projeto

Os trabalhos foram iniciados efetuando-se contato com representantes das prefeituras e a solicitação de dados básicos iniciais necessários ao andamento do trabalho. Os dados solicitados inicialmente foram: lista de edifícios da administração municipal, seus usos, endereço e uma conta de água de cada unidade.

Com base na análise das informações fornecidas pelas prefeituras foram selecionados os edifícios que receberiam visitas *in loco* para que as formas de uso de água pudessem ser avaliadas mais detalhadamente. Foram selecionados até dez edifícios em cada uma das cidades visitadas. Os dados apresentados no presente trabalho referem-se somente aos edifícios voltados às atividades educacionais, cuja similaridade de atividades permite uma análise geral.

A obtenção dos dados e as visitas em campo foram realizadas ao longo do ano de 2016. As visitas foram agendadas em datas em comum acordo entre as equipes do IPT e os representantes de cada município participantes do projeto. A relação dos pontos visitados era informada à prefeitura ou decidida em comum acordo com os representantes dos municípios. Coube ao representante da prefeitura comunicar aos gestores dos edifícios sobre a visita e disponibilizar um funcionário para acompanhar os trabalhos de campo, de modo a facilitar o acesso ao interior dos edifícios públicos e áreas de circulação restrita.

A verificação em campo envolveu a observação e verificação do funcionamento dos aparelhos sanitários e equipamentos instalados em todos os pontos disponíveis para o uso de água em cada unidade visitada e entrevista com o responsável pela administração do edifício ou representante local indicado. A entrevista envolveu a coleta ou solicitação de novas informações referentes ao consumo de água, existência de histórico de falta d'água, histórico de vazamentos detectados, informações sobre os procedimentos necessários para a solução de vazamentos, atividades e práticas corriqueiras ou esporádicas que envolvessem o uso de água, identificação de aspectos culturais, população frequentadora da edificação, informações referentes ao tema que o entrevistado considerasse relevantes.

A análise final das informações foi realizada com base nos dados iniciais, nas informações coletadas em campo e nos dados solicitados durante as visitas.

O esquema representativo da metodologia utilizada pode ser observado na Figura 2.

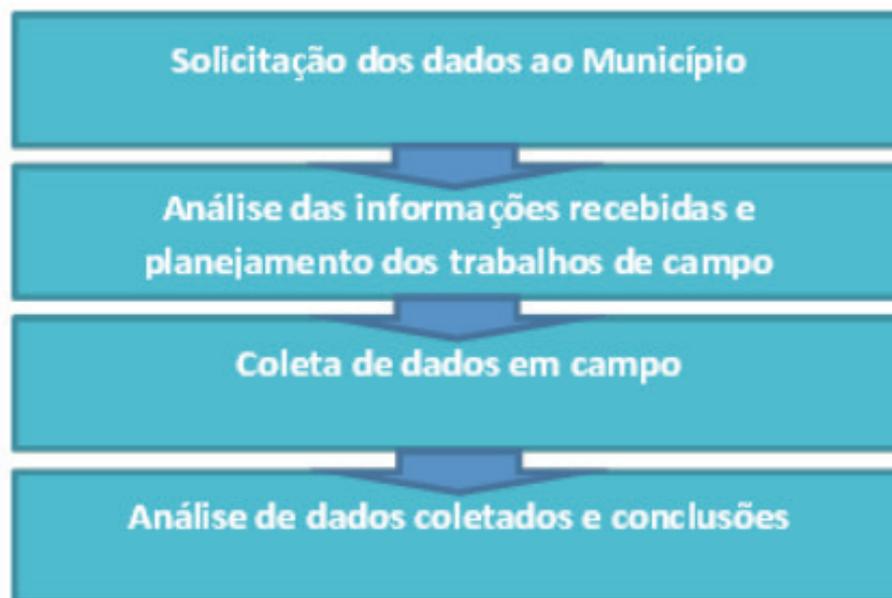


Figura 2: Diagrama representativo das etapas metodológicas utilizadas

RESULTADOS

Foram consideradas para a análise 65 unidades de ensino público voltadas ao setor de ensino infantil e fundamental distribuídas pelos dez municípios participantes do projeto (Tabela 1). O número de alunos matriculado nas escolas visitadas, independente do tempo de permanência nos estabelecimentos, variou entre 30 e 802 tomando por base o ano letivo de 2016. A distribuição dos alunos por estabelecimento pode ser vista na Figura 3.

Município	Número de instituições de ensino visitadas	Número de alunos por instituição visitada	
		mínimo	máximo
Jacupiranga	5	89	555
Tapiraí	6	98	400
Pedro de Toledo	6	118	291
Itariri	6	30	486
Eldorado	5	67	310
Ilha Comprida	7	68	802
Cajati	7	120	624
Registro	11	50	651
Iguape	7	76	480
Cananéia	5	135	311

Tabela 1: número de instituições de ensino visitadas em cada um dos municípios participantes

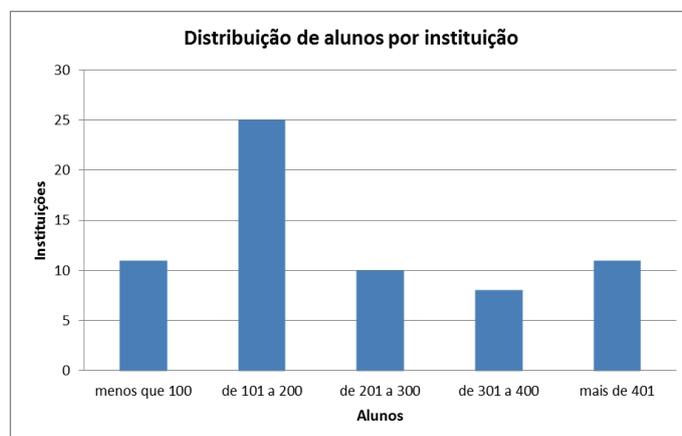


Figura 3: Instituições visitadas por número de alunos

Com base na amostra de contas d'água fornecida pelas prefeituras, o maior consumo identificado foi de 717 m³/mês em uma escola que conta com 555 alunos em regime de meio período. Tal consumo é bastante superior ao consumo médio mensal das leituras subsequentes informadas na conta de água, cerca de 120 m³/mês, de onde se infere a ocorrência de um vazamento de grandes proporções.

Ressalta-se que, em nenhuma das unidades visitadas o gestor local conhecia o volume de água consumido ou a tendência de consumo da unidade ao longo do tempo já que é procedimento corriqueiro a todos municípios visitados, o recebimento das contas de água diretamente pelos setores financeiros da administração municipal. Os volumes de água consumidos não são informados aos gestores das unidades. Conforme informações obtidas junto às prefeituras, somente quando o valor monetário da conta de água recebida destoava significativamente do histórico dos valores usuais para a unidade é que ocorre a comunicação do fato ao gestor da unidade educacional em questão e a solicitação de informações sobre ocorrência de algum uso de água fora do comum.

Como forma de auxiliar na detecção precoce de vazamentos e servir de ferramenta de desenvolvimento de uso racional de água, foi sugerida a adoção do uso de indicadores de consumo e acompanhamento de sua evolução ao longo do tempo diretamente pelo gestor local da edificação (diretor da escola). A análise dos volumes consumidos frente aos usos efetivamente praticados em cada uma das edificações e em relação ao histórico de consumo é uma ferramenta fácil de ser aplicada que auxilia a racionalização do uso de água.

São vários os indicadores de consumo que podem ser aplicáveis em unidades educacionais visando estabelecer um procedimento de monitoramento e controle. Citam-se, entre outros, os seguintes indicadores: consumo mensal de água *per capita*, consumo de água *per capita* por dia útil baseado no consumo mensal, consumo de água *per capita* por dia útil baseado no consumo diário, consumo de água *per capita* por período letivo baseado no consumo mensal, etc.

Na Figura 4 podem ser observados os resultados obtidos para um exercício

realizado com base no indicador de consumo de água *per capita* por período letivo (manhã, tarde, noite) a partir dos dados médios mensais obtidos nas contas de água fornecidas pelas prefeituras. A mediana dos valores obtidos foi de 7,2 L.usuário⁻¹. período⁻¹. O consumo *per capita* mínimo encontrado foi de 2,2 L.usuário⁻¹.período⁻¹, valor considerado bastante reduzido, inferior ao de uma descarga de bacia sanitária por usuário no período letivo, com duas ocorrências, uma delas em uma escola de ensino infantil e outra em uma escola de ensino fundamental de primeiro ciclo. Em contrapartida, o valor máximo de consumo *per capita* registrado foi de 22,9 L.usuário⁻¹. período⁻¹ com ocorrência em duas entidades distintas, uma escola municipal de ensino infantil com 105 alunos em meio período e uma creche com 119 alunos em período integral.

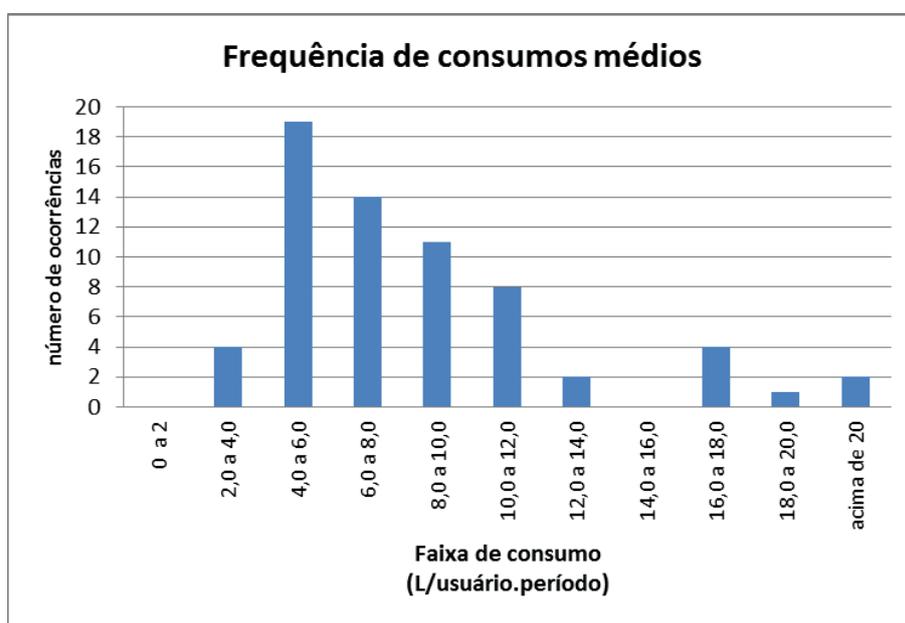


Figura 4 – Frequência de ocorrência do consumo médio per capita

Ressalta-se que, para a análise do indicador de consumo ilustrada na Figura 4, foram utilizados os valores médios de consumo de água obtidos a partir da média dos valores de leituras de seis meses consecutivos contidas em cada uma das contas d'água analisadas tendo sido utilizado o mês padrão de 30 dias, independente do número de dias letivos dos meses utilizados, o que leva a aproximações em relação ao consumo efetivo. De modo a evitar a distorções provocadas por aproximações no indicador, recomenda-se o cálculo do indicador a partir de leituras diárias dos hidrômetros e cômputo diário do número de frequentadores do edifício.

Foram verificadas 65 unidades educacionais, totalizando 385 sanitários com 808 bacias sanitárias, 300 chuveiros, 13 duchas higiênicas, 56 mictórios e 1.679 torneiras entre torneiras de lavatório, cozinha, tanque de lavar roupa, bebedouros e torneiras voltadas aos serviços de manutenção.

Dentre os aparelhos de descarga das bacias sanitárias, 79% são válvulas de

descarga, 13% são caixas elevadas, 8% são caixas acopladas e somente um aparelho de descarga de caixa à meia altura. A Figura 5 apresenta a distribuição percentual por tipo de aparelho de descarga. Em relação às torneiras, a maioria esmagadora é de torneiras com obturador compressível e acionamento convencional. Em 22 unidades educacionais foram identificadas ao menos uma torneira com acionamento por temporizador hidromecânico e em nenhuma das unidades foi identificada a presença, em uso, de torneira com acionamento por sensor de presença.

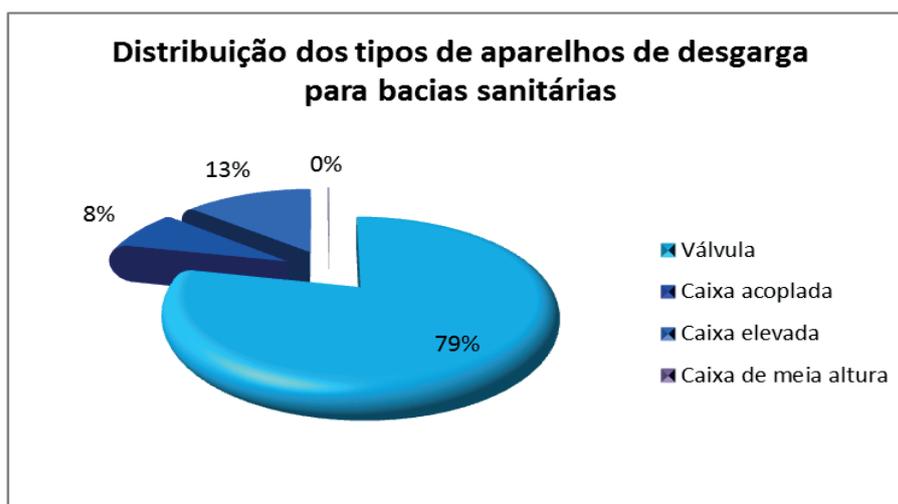


Figura 5 – Distribuição dos tipos de aparelhos sanitários de descarga para bacias sanitárias

A verificação dos pontos de consumo foi realizada buscando-se identificar problemas relacionados ao desperdício de água quer seja por uso inadequado do equipamento, quer seja por vazamentos. Os problemas mais comumente identificados nas vistorias *in loco* foram vazamentos visíveis nos equipamentos e aparelhos instalados nos pontos de consumo. Ressalta-se que o fato da percepção pelo usuário da existência de um observador externo analisando o comportamento frente ao uso de água é um inibidor de desperdício por ações comportamentais, o que pode ter levado a desvios na quantificação dessa parcela dos gastos.

Os principais problemas identificados nos pontos de consumo, em número de ocorrências, foram referentes à episódios de vazamentos visíveis. Em ordem decrescente de ocorrência têm-se: problemas de estanqueidade no elemento de vedação (torneiras pingando), vazamento pelo castelo da torneira, problemas de estanqueidade no aparelho de descarga de bacias sanitárias e vazamento no acionador da válvula de descarga.

Em 58% das unidades foi identificada ao menos uma torneira com vazamento de água pelo orifício de saída, sendo este o problema com o maior número de ocorrências registrado (Figura 6). Em segundo lugar, encontrado em 34% das unidades visitadas, foi detectada ao menos uma torneira com vazamento na região do castelo (base do castelo ou orifício da haste) (Figura 7) e em terceiro lugar, com ocorrência em 31% das unidades visitadas, constatou-se vazamento em ao menos

uma bacia sanitária (falta de estanqueidade no aparelho de descarga) (Figura 8).



Figura 6 – Exemplo de torneira com falta de estanqueidade no elemento de vedação



Figura 7 – Exemplo de torneira com falta de estanqueidade na região do castelo



Figura 8 – Exemplo de falta de estanqueidade nos aparelhos de descarga de bacias sanitárias

Em somente 9 unidades educacionais, dentre as 65 visitadas, não foi encontrado nenhum dos principais tipos de vazamentos visíveis referidos.

Além dos vazamentos visíveis nos dispositivos destinados ao consumo de água, também foram identificadas, em menor número, outras ocorrências significativas e que podem levar a problemas mais graves além do desperdício de água e consequente sobrelevação de gastos.

Destaca-se, como item que deve ser verificado, o reservatório de água potável.

Apesar da aparente simplicidade em seu projeto e uso, são vários os aspectos que devem ser observados na concepção e execução de sua instalação e manutenção. Sua instalação usualmente é realizada em locais de difícil acesso e observação, em parte por questões de segurança e restrição de acesso. Ressalta-se a necessidade do posicionamento do extravasor do reservatório em local que permita a fácil identificação da ocorrência de problemas com o sistema de torneiras de boia. Durante as inspeções de campo foram identificadas diversas situações anômalas tais como:

- reservatório sem a presença de extravasor;
- reservatório localizado sobre lajes de cobertura sem que houvesse um sistema adequado de drenagem de eventuais extravasões o que culminava no alagamento da laje em caso de vazamentos ou ruptura (Figura 9);
- reservatório instalados sobre a laje de cobertura com o extravasor conectado diretamente na tubulação de drenagem, o que dificulta ou impede a detecção de eventuais vazamentos por problemas na torneira de boia;
- reservatório não estanque (Figura 10);
- reservatório sem a vedação do extravasor por telas, o que permite a entrada de vetores como mosquitos;
- problemas no sistema de alimentação do reservatório utilizando-se bombas hidráulicas.



Figura 9 – Efeitos do vazamento de reservatórios sobre lajes



Figura 10 – Reservatório não estanque

Indícios de problemas de detecção mais complexa, como vazamento de água por fissura ou ruptura das tubulações embutidas foram encontrados em alguns locais (Figura 11). Esse tipo de problema usualmente só é percebido após o vazamento de quantidade suficiente de água para danificar o elemento no qual a tubulação está embutida. Os vazamentos em tubos podem ser percebidos por variação na cor de azulejos, manchas em paredes e até o escoamento de água pelas superfícies externas do local onde a tubulação está abrigada.



Figura 11 – Indícios de vazamentos por fissura ou ruptura de tubulações embutidas

Durante as entrevistas nas prefeituras constatou-se que as equipes de manutenção hidráulica são, via de regra, bastante reduzidas, muitas vezes contam com uma única pessoa para atender as demandas em todos os edifícios da área de educação e, em alguns municípios, uma única pessoa é a responsável pela manutenção hidráulica em todos os edifícios públicos municipais.

Observou-se que o procedimento de solicitação de manutenção em grande

parte dos municípios visitados segue caminhos formais burocráticos que envolvem a elaboração de um ofício gestor da unidade educacional, após a identificação do vazamento. Esse ofício é encaminhado à secretaria de educação que aciona a manutenção, no caso de haver equipe dedicada, ou origina um novo ofício encaminhado ao setor de obras que, finalmente, aciona a manutenção. O período entre a identificação de um vazamento de pequeno porte e seu reparo pode variar de horas a semanas. Foram relatados casos em que pessoa do quadro funcional da escola executava reparos de pequeno porte com recursos obtidos da associação de pais e mestres como forma de agilizar o processo.

CONCLUSÕES

Para que um programa de uso racional da água seja efetivo, o primeiro passo é tomar ciência da situação vigente, fato que tem especial importância para o gestor de uma unidade de ensino.

O consumo mensal de água do edifício deve ser informado ao gestor local para que possam ser tomadas providências rápidas na detecção de problemas no caso de consumo excessivo. A determinação do que deve ser considerado consumo excessivo pode ser realizada de duas formas. A primeira com base na observação e análise de dados coletados de modo que se gere série histórica de consumo da unidade para que sirva como um arcabouço de comparação. A segunda forma recomendada é a utilização de indicadores como, por exemplo, a relação de consumo de água *per capita*.

O consumo *per capita* calculado a partir de dados médios das unidades visitadas, com base na amostra de valores obtidos e considerando-se as limitações inerentes à análise, mostrou consumos variando de 2,2 L.usuário⁻¹.período⁻¹ até 22,9 L.usuário⁻¹.período⁻¹ números bastante discrepantes em que se pesem as diferenças operacionais e de atividades entre as unidades visitadas. Recomenda-se a identificação dos perfis de consumo detalhados das unidades para que seja possível entender as diferenças encontradas e avaliar possibilidades de ajustes que levem ao consumo *per capita* mais aderente aos usos que dão origem ao perfil estabelecido.

Foram identificados diversos problemas de vazamentos visíveis nos equipamentos instalados nos pontos de utilização em 56 das 65 unidades educacionais visitadas. Destaque deve ser dado, em quantidade de ocorrência, aos vazamentos nas torneiras.

Os problemas de vazamentos visíveis encontrados nos componentes e equipamentos destinados ao acesso do usuário à água são, usualmente, de fácil correção, mas demandam atenção para que sua identificação seja a mais rápida possível e para que ocorra agilidade em seu reparo, já que pequenos vazamentos

ocorrendo por longos períodos de tempo levam ao desperdício de grandes volumes de água.

Além dos componentes e equipamentos destinados diretamente ao acesso à água pelos usuários, o sistema de reservação é outro componente que demanda atenção especial, não somente em seu uso, mas também quanto à sua correta instalação e posicionamento. Para facilitar a identificação de problemas decorrentes de defeitos com as torneiras de boia, o extravasor do reservatório deve se corretamente posicionado, permitindo o escoamento da água para uma área onde seja possível sua visualização e sem que ocorra o alagamento do local onde está instalado.

Vazamentos não visíveis, ocasionados por fissuras ou rupturas de tubulações embutidas em paredes ou pisos, são de detecção mais complexa e usualmente são percebidos quando o volume de água pedido é suficiente para danificar o local onde a tubulação se encontra. A percepção precoce desses vazamentos pode ser facilitada pelo monitoramento de indicadores de consumo de água de cada unidade.

Independente do tipo de vazamento, sua correção deve ser realizada de maneira mais rápida possível, o que implica na identificação precoce do vazamento, na existência de processo ágil de solicitação de reparo e rapidez no atendimento.

AGRADECIMENTOS

Secretaria de Desenvolvimento Econômico Ciência e Tecnologia do Estado de São Paulo (SDECTI).

Aos prefeitos, secretários, engenheiros, diretoras, coordenadoras, professoras e a todos os funcionários dos municípios de Cajati, Cananeia, Eldorado, Iguape, Ilha Comprida, Itariri, Jacupiranga, Pedro de Toledo, Registro e Tapiraí que colaboraram para execução do trabalho.

REFERÊNCIAS

GONÇALVES, R.F. (Coordenador) Uso Racional de Água e Energia: Conservação de água e energia em sistemas prediais e públicos de abastecimento de água. PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2009. 352p.

INOVAÇÃO DE PROCESSO – UM ESTUDO DE CASO SOBRE A EFICIÊNCIA COMERCIAL

Vanderléia Loff Lavall

Sanepar- Companhia de Saneamento do Paraná
Curitiba – PR

Cesar Augusto Ramos

Sanepar – Companhia de Saneamento do Paraná
Campo Largo – PR

RESUMO: O presente trabalho trata de um estudo de caso sobre os reflexos da inovação de processo na área comercial da Companhia de Saneamento do Paraná – Sanepar. O trabalho descreve os procedimentos e rotinas nas solicitações, acompanhamento e baixa dos serviços evidenciando as diferenças na utilização do formulário de atendimento de serviço – AS impresso e do formulário AS eletrônico. O estudo evidenciou que o formulário eletrônico propiciou um gama de benefícios à área comercial da companhia, principalmente no tocante a agilidade para disponibilização de informações acerca dos serviços realizados nos imóveis dos clientes, além de redução de custos inerentes a impressão e arquivamento de formulários.

PALAVRAS-CHAVE: Inovação, Processo Comercial, Sanepar

ABSTRACT: This paper is a case study about the reflexes of process innovation in the commercial area at the Paraná Sanitation

Company – Sanepar. The paper describes operational orders since their request, up to their closure, keeping all the order information, highlighting the differences between the use of the printed service form - AS and the electronic form. The study showed that the electronic form provided a range of benefits to the company's commercial area, especially regarding the agility to provide information about the services performed for the clients, as well as reducing costs inherent to printing and filing forms.

KEYWORDS: Innovation, Business Process, Sanepar

INTRODUÇÃO

Em um mercado competitivo, as empresas são desafiadas a fornecer serviços eficientes com o menor custo operacional possível, com qualidade e agilidade de informação para o cliente. Nesse contexto a dinâmica empresarial é regida pela inovação, seja de produtos, serviços ou processos.

Com o passar do tempo as organizações, públicas ou privadas, precisam adequar antigos processos e criar novos, ou seja, há a necessidade constante de adaptação de procedimentos para atender as novas exigências dos clientes e da economia. A agilidade e segurança da informação são

essenciais para a qualidade da prestação de serviço e feed back para o cliente.

Nesse contexto, o presente estudo tem por objetivo analisar os efeitos da inovação de processo na área comercial da Companhia de Saneamento do Paraná – Sanepar, após a implantação do formulário atendimento de serviços (AS) eletrônico em substituição ao formulário impresso.

MATERIAIS E MÉTODOS

O presente trabalho trata-se de um estudo de caso na Companhia de Saneamento do Paraná – Sanepar. De acordo com Gil (2002) o estudo de caso é caracterizado pelo aprofundamento do estudo de um objeto, de maneira a permitir conhecimento mediante os outros delineamentos considerados. A pesquisa é classificada como descritiva, que de acordo com Gil (2002, p. 42), “têm como objetivo primordial a descrição das características de determinada população ou fenômeno ou, então, o estabelecimento de relações entre variáveis”. Trata-se de análise qualitativa das informações, a qual, segundo Silva (2003) utiliza a análise e interpretação da realidade estudada.

Dessa maneira, a fim de averiguar os efeitos dos novos procedimentos nos processos comerciais da Sanepar, foram elaborados comparativos analíticos dos processos e rotinas em ambientes com o sistema de atendimento de serviço eletrônico e ambientes, dentro da própria companhia, onde o sistema ainda é manual. Para averiguação das rotinas e dos processos, foram realizadas visitas aos setores envolvidos na empresa.

Verificou-se em campo e nos escritórios da companhia o desempenho no processo de atualização e disponibilização das informações nos serviços executados e baixados com o sistema de AS eletrônico e de AS impresso.

COMPANHIA DE SANEAMENTO DO PARANÁ - SANEPAR

A Sanepar atua nos Estados do Paraná e Santa Catarina prestando serviços de fornecimento de água tratada, coleta e tratamento de esgoto sanitário, coleta seletiva e destinação de resíduos sólidos. Atua com sistemas de abastecimento de água em 345 Municípios do Estado do Paraná e 1 de Santa Catarina, e de esgotamento sanitário em 174 Municípios (Sanepar, 2017). Trata-se de uma sociedade de economia mista e de capital aberto, controlada pelo Estado do Paraná.

A estrutura organizacional da empresa é apresentada na Figura 1. Administrativamente ela atua com subdivisões em Unidades Regionais, vinculadas à Diretoria de Operações.

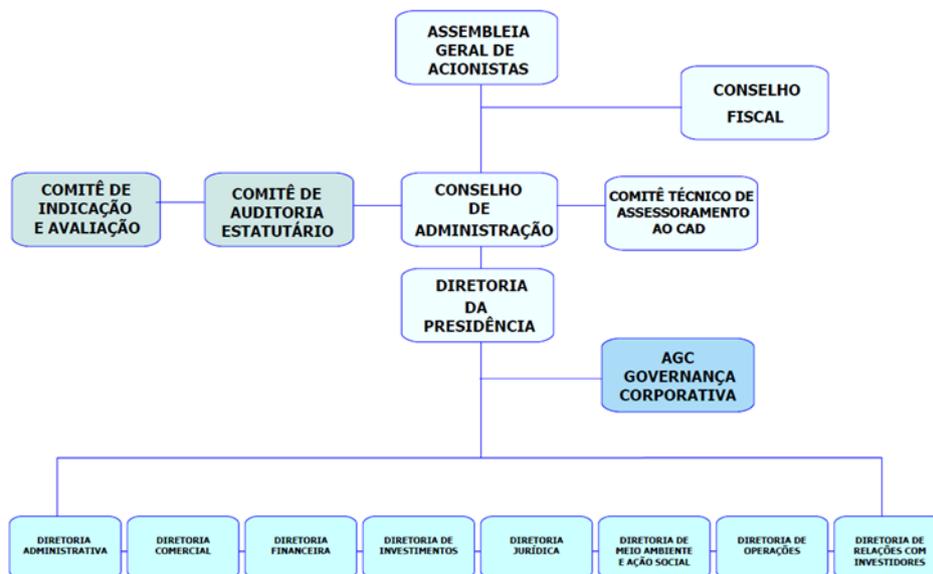


Figura 1: Estrutura organizacional da Sanepar

Fonte: Sanepar (2017)

Cada Unidade Regional está segmentada com uma coordenação comercial. A área comercial por sua vez, é setorizada em cinco processos: Relacionamento com o Cliente e Comercialização, Cadastro, Faturamento, Arrecadação e Cobrança. As Centrais de Relacionamento e de Teletendimento – *Call Center*, vinculadas ao primeiro processo, são responsáveis pela solicitação de serviços (novas ligações, consertos de redes e ramais, corte e religação do abastecimento de água etc.), prestação de informações aos clientes, negociação de débitos, alterações cadastrais, dentre outros.

A execução dos serviços é, em sua maioria, realizada por empresas terceirizadas, mediante contratos oriundos de processo licitatório de cada Unidade Regional, as quais capacitam as equipes das empresas contratadas para que ocorra uma padronização de execução dos serviços em toda a companhia. A metodologia de execução e as regras para solicitação dos serviços são normatizadas por áreas corporativas, ou seja, áreas que abrangem as Diretorias de Operações e/ou Comercial.

PRESTAÇÃO DE SERVIÇOS PELA SANEPAR

O foco da companhia é a prestação de serviços de abastecimento de água, coleta e tratamento de esgoto. A maioria das rotinas administrativas giram em torno da solicitação, execução e baixa de serviços, acompanhados de códigos internos vinculados a um protocolo. Os serviços podem ser solicitados tanto pelos clientes internos (usuários do sistema comercial, ou seja, colaboradores e equipes terceirizadas) quanto externos (os consumidores dos serviços).

Para o gerenciamento dos serviços prestados, a empresa utiliza um documento

de controle interno denominado Atendimento de Serviço – AS. Pesquisas no acervo comercial da empresa remetem a implantação do documento de atendimento de serviço ao ano de 1986. Tal documento compreende um formulário único (modelo padrão) no qual são registrados: o serviço prestado, os tempos e movimentos de cada equipe em campo, os materiais aplicados, os dados comerciais dos clientes e dados técnicos das redes e dos ramais.

Por meio das informações registradas (in loco) no AS, diariamente se avalia o desempenho das equipes em relação à produtividade, desempenho, quilometragem percorrida e os tempos e movimentos considerados produtivos e improdutivos, bem como a qualidade do serviço prestado ao cliente.

A solicitação de um serviço ocorre mediante a utilização do Sistema de Gerenciamento Comercial. Para toda solicitação efetuada, seja de cliente interno ou externo, é necessária a programação para execução em campo por meio da atribuição de uma equipe conforme complexidade e característica do serviço a ser executado. A partir desse momento será necessário um formulário para acompanhamento da execução.

Atualmente para o monitoramento da execução dos serviços prestados a Sanepar utiliza duas metodologias de controle: um formulário padrão impresso e outro um formulário padrão eletrônico, conforme apresentado nas Figuras 2 e 3. As informações para preenchimento são as mesmas. As principais diferenças evidenciam-se no *layout*, na metodologia e na tecnologia empregada no processo de cada formulário.

Figura 2: Frente e verso do formulário AS impresso

Fonte: Sanepar

Na metodologia do formulário AS impresso, após a programação é necessária a impressão do documento e envio à equipe de campo para posterior execução do serviço. Informações como endereço, cadastro do cliente e serviço solicitado são previamente impressos no formulário. Os demais campos, como serviço executado, horário de deslocamento, duração da execução, faturamento, material aplicado etc.

ficam pendentes para preenchimento manual pela equipe.

Serviços complementares como, por exemplo, recomposição de calçadas e pavimento asfáltico, são anotados em campo de observação do formulário, para posterior registro no sistema comercial. Serviços emergenciais como conserto de vazamentos em redes de distribuição de água, precisam ser comunicados por telefone para que a equipe mais próxima do evento se desloque e realize o serviço, sem o efetivo acompanhamento do deslocamento e execução por parte da empresa.

Ao final do expediente a equipe remete todos os formulários do dia, devidamente preenchidos, para o setor responsável pela baixa e subsequente disponibilização das informações no sistema comercial.

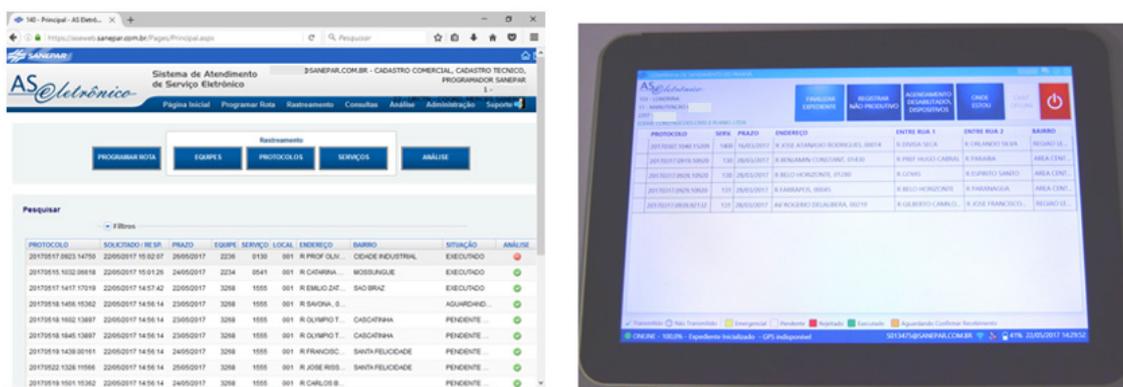


Figura 3: Tela de serviços no ambiente web do AS eletrônico e lista de serviços a executar no tablet

Fonte: Sanepar

Na metodologia do formulário AS eletrônico, após a programação, ocorre o envio do documento para um ambiente web, disponível em um servidor interno da companhia, o qual é responsável pela gestão das informações inerentes aos serviços solicitados via centrais de relacionamento e teleatendimento e pelo retorno de campo referente a execução do serviço.

O ambiente web permite a roteirização dos endereços a serem visitados, com auxílio de mapas georeferenciados, ou seja, os serviços são previamente programados para determinada equipe considerando a qualificação da mesma em relação a complexidade e característica (água ou esgoto) da execução, além da otimização do percurso, sugerida automaticamente pelo sistema. Na sequência da roteirização, os serviços são carregados no tablet e entregues a cada equipe, as quais deverão dar início ao expediente.

A transmissão de dados entre o ambiente web e o tablet ocorre por meio da tecnologia *wireless* ou 4G, fato que permite à equipe de campo permanecer conectada ao sistema comercial da companhia durante todo o expediente. Esta metodologia garante que a equipe receba comunicação de serviços emergenciais (aviso reforçado por sinal sonoro) instantaneamente após a solicitação dos mesmos,

sendo que estes têm prioridade de execução em relação aos demais já roteirizados.

Finalizada a execução de cada serviço, assim como no formulário impresso, a equipe preenche no tablet os campos inerentes ao código do serviço efetivamente executado, faturamento, materiais utilizados e suas respectivas quantidades, além de observações adicionais. Já o horário de deslocamento e duração da execução são automaticamente preenchidos pelo equipamento eletrônico, sem possibilidade de edição.

Concluído o preenchimento dos campos obrigatórios a equipe finalizará o protocolo do serviço transmitindo simultaneamente as informações, em tempo real, para o ambiente web e o sistema comercial. A partir deste momento todas as áreas da empresa terão acesso ao resultado do serviço executado em campo e os dados preenchidos no formulário eletrônico. Havendo necessidade de geração de serviços complementares, tais como recomposição de calçadas e pavimento asfáltico, estes serão gerados automaticamente e estarão disponíveis para programação e execução.

Os equipamentos eletrônicos tablets possuem tecnologia GPS embarcada, fato que permite o monitoramento de cada equipe em campo, bem como a rota programada versus executada, tempos de paradas e velocidade média do percurso. A Figura 04 demonstra a localização das equipes, por meio do ambiente web, representadas pela imagem de um veículo incrementada com o nome e código da equipe, o que auxilia a fiscalização e controle do desempenho das mesmas.

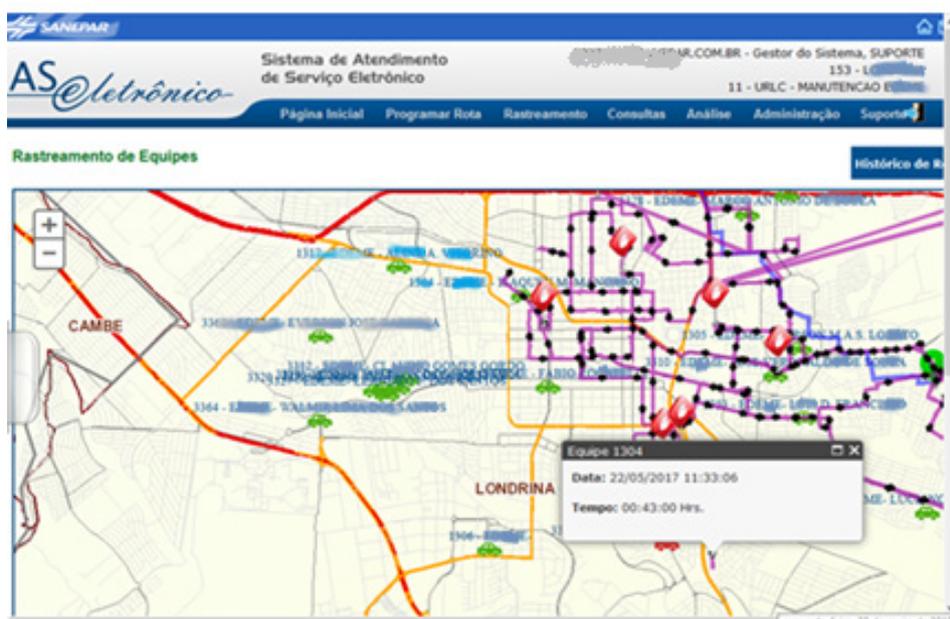


Figura 4: Tela de acompanhamento das equipes no ambiente web do AS eletrônico

Fonte: Sanepar

As imagens dos veículos apresentadas na Figura 4 evidenciam a localização de cada equipe. Para acompanhamento da rota, basta selecionar a imagem da equipe desejada e o sistema demonstrará por meio de linha na cor azul a rota

programada e na cor lilás a rota efetivamente percorrida. Uma sinalização de parada (quadro vermelho com mão branca) é apresentada sempre que o veículo permanece estacionado por mais de cinco minutos. Ao clicar na sinalização será informado o tempo de parada da equipe no ponto.

RESULTADOS

O formulário AS eletrônico pode ser entendido como uma inovação de processo que vem ocorrendo gradualmente dentro da Companhia. Até 2017, cerca de 25% dos serviços relacionados a redes e ramais de água e esgoto são solicitados pelo sistema comercial e baixados por meio do sistema eletrônico. A tendência é que os novos processos licitatórios para prestação de serviços sejam migrados para a plataforma eletrônica, visando a implantação da metodologia em 100% da empresa.

Sobre inovação, Queiroz (2007) a define como sendo o processo pelo qual as organizações utilizam suas capacitações e seus recursos para desenvolver novos produtos, serviços, sistemas operacionais ou de produção, formas de trabalho e tecnologias que melhor atendam às demandas de seus consumidores.

CASSIOLATO *et all* (2017) acredita que a inovação é um processo que percorre um caminho que envolve uma magnitude temporal relevante, não sendo um ato isolado que ocorre em um ponto determinado no tempo. O autor afirma ainda que os novos produtos e processos introduzidos pela inovação podem provocar uma série de mudanças, como aumento dos lucros, mudanças na estrutura de mercado e inclusive entrada em novos mercados.

De acordo com o manual de Oslo (2003, p.21), inovação “é um processo contínuo (...) uma empresa pode realizar vários tipos de mudanças em seus métodos de trabalho, seu uso de fatores de produção e os tipos de resultados que aumentam sua produtividade e/ou seu desempenho comercial”.

Para Kupfer e Hasenclever (2002) as inovações também permitem a introdução de imitações, tratadas como difusão das inovações, ou seja, representam melhorias introduzidas nos bens e serviços a fim aproximá-los das necessidades dos usuários. “O processo de imitação com introdução de melhorias é denominado introdução de inovação incremental” (*ibid*, p. 93).

O avanço tecnológico somado a necessidade de melhoria/inovação de processos culminou no desenvolvimento, pela Sanepar, de um formulário/sistema com as mesmas funcionalidades e finalidades que o formulário até então utilizado, porém eletrônico, visando à maximização da eficiência dos processos.

Desse modo visualiza-se uma inovação incremental, ou seja, na busca de atender as necessidades dos usuários do sistema, introduziram-se inovações que resultaram em melhorias nos processos comerciais. As Figuras 5 e 6 evidenciam as inovações incrementais ocorridas.



Figura 5: Fluxo do processo do documento AS impresso

Fonte: Elaboração própria

A Figura 5 evidencia o fluxo geral do processo do formulário AS impresso, desde a solicitação de um determinado serviço até o arquivamento do documento.

A descrição analítica do processo, observada in loco, compreende inicialmente na solicitação de um serviço pelo cliente (externo ou interno), seja nas centrais de relacionamento ou atendimento telefônico. O atendente registra no sistema comercial da empresa o serviço demandado, para impressão do formulário padrão em um setor, denominado distrito operacional, onde ocorre a programação, ou seja, é atribuída uma equipe para execução em campo. O prazo entre a programação e a execução dependerá dos critérios preestabelecidos para cada padrão de serviço.

Depois de realizada a atividade em campo, a equipe preenche o formulário impresso com informações inerentes ao serviço executado, tais como: tempo de deslocamento da equipe, duração da execução do serviço, faturamento do serviço prestado, atualizações comerciais, materiais utilizados e apontamento sobre derivações de serviços, tais como recomposição de pavimento e fechamento de valas. Concluído o expediente da equipe, ao final do turno, o formulário é encaminhado fisicamente para efetivação da baixa do serviço e posterior envio à área comercial.

O setor comercial ao receber o formulário tem a incumbência de atualizar manualmente as informações no sistema de gerenciamento comercial da empresa. A partir deste último procedimento os clientes terão prontamente acesso aos dados registrados sobre o serviço realizado.

Entre a solicitação do serviço e a atualização das informações no sistema, os dados sobre o andamento/execução não ficam disponíveis para consulta, havendo, portanto, uma desconexão temporal da informação. O fluxo apresentado na Figura 5 também evidencia o prazo médio de cinco dias entre a execução do serviço e a disponibilização completa das informações para o cliente. Por questões legais, todos os formulários ficam armazenados em um espaço físico da empresa, por um período mínimo de cinco anos. Estudos internos da companhia apontam para um volume médio de quatrocentos mil formulários impressos por mês.

A Figura 6 demonstra o fluxo geral do processo do documento AS eletrônico,

desde a solicitação de um determinado serviço até o arquivamento virtual do formulário.

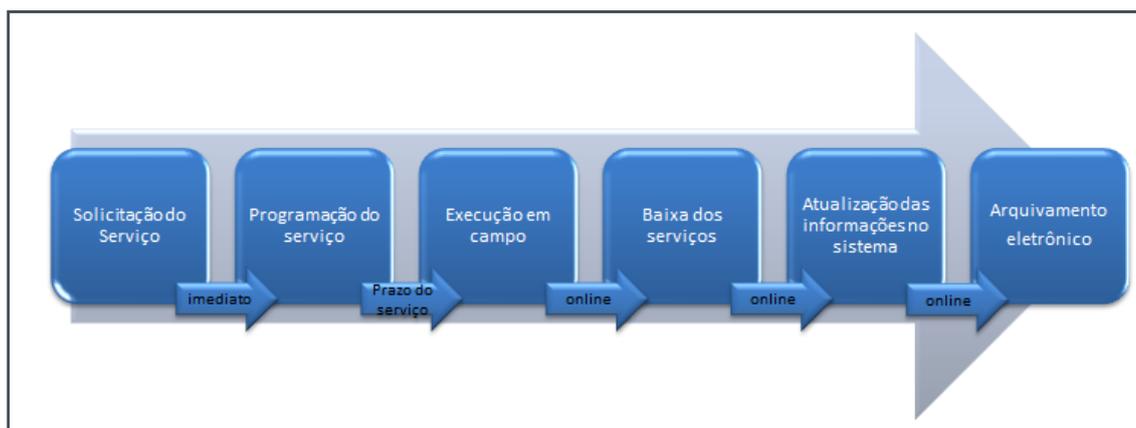


Figura 6: Fluxo do processo do documento AS eletrônico

Fonte: Elaboração própria

Similar ao fluxo demonstrado na Figura 5, a Figura 6 representa o processo completo que compreende a abertura e fechamento de um serviço. As rotinas de solicitação, programação e execução, seguem o mesmo fluxo temporal. Ocorre, porém, a distinção no formulário utilizado, sendo neste novo fluxo o formulário eletrônico do documento AS, manipulado atualmente em um equipamento tablet.

Após a execução do serviço, ocorre à baixa, ainda em campo, e transmissão online das informações registradas para o sistema de gerenciamento comercial da empresa. Nesse momento também ocorrem as atualizações comerciais advindas de campo, além da solicitação automática dos serviços complementares. A partir deste instante todos os dados ficam disponíveis para consulta.

ANÁLISE DOS RESULTADOS

A inovação de processo que permeia o ambiente empresarial reflete em ganhos de eficiência, propiciados principalmente pela agilidade e confiabilidade da informação. O estudo em análise demonstra como a inovação de processo propiciou ganhos para a empresa, especialmente para o setor comercial, que tem acesso à informação sobre o serviço executado imediatamente após a baixa do mesmo.

Agama de benefícios propiciados pela inovação, considerada como incremental, se expande, pois cabe considerar os ganhos com a redução da assimetria da informação, maior eficiência nos procedimentos comerciais e por consequência melhoria no atendimento ao cliente, além da possibilidade de redistribuição e qualificação da mão de obra, em virtude da redução do tempo gasto com os processos manuais.

Cabe também destacar as vantagens econômicas e ambientais propiciadas

pela não impressão e arquivamento dos formulários.

CONCLUSÃO

Conclui-se que a inovação de processos, implantada parcialmente na Sanepar propiciou ganhos econômicos e ambientais, além de maior eficiência nos procedimentos da área comercial. Constataram-se efeitos positivos oriundos das mudanças nos processos comerciais, vinculados em sua maioria a otimização da informação e até melhoria na qualidade da prestação de serviços ao cliente.

Nota-se que o processo com o formulário eletrônico alcança os mesmos resultados que o formulário impresso, porém com maior agilidade e menor tempo, além da alteração do padrão de recursos utilizados, ou seja, incrementou-se tecnologia e eliminaram-se as impressões e espaços para arquivamento de formulários.

Cabe também destacar a redistribuição do saldo da mão de obra para outros setores carentes deste recurso na empresa, além dos ganhos intangíveis, a exemplo, a redução da burocracia para consulta às informações arquivadas.

REFERÊNCIAS

CASSIOLATO, J. E. STALLIVIERI F. RAPINI, M. PODCAMENI M. G. V. B. **Indicadores de Inovação: uma análise crítica para os BRICS**. Disponível em <https://www.researchgate.net/profile/Jose_Cassiolato/publication/284156725_Indicadores_de_Inovacao_uma_analise_critica_para_os_BRICS/links/564c852508ae4ae893ba6b5c.pdf>. Acesso em 10/05/2017.

GIL, A.C. **Como elaborar projetos de pesquisa**. 4. ed. São Paulo: Atlas, 2002.

KUPFER, D. e HASENCLEVER. L. **Economia Industrial: Fundamentos Teóricos e Práticas no Brasil**. Rio de Janeiro: Campus, 2002.

OSLO, Manual, 2003. Disponível em <http://www.mct.gov.br/upd_blob/0026/26032.pdf>. Acesso em 12/01/2017.

QUEIROZ, A. C. S. **Modelos Organizacionais para Inovação**. São Paulo: Thomson, 2007.

SANEPAR. Disponível em <<http://site.sanepar.com.br/investidores/perfil-da-companhia>>. Acesso em 10/01/2017.

SILVA, M.A.F. **Métodos e técnicas de pesquisa**. 2. Ed. Curitiba: Ibpex, 2003.

METODOLOGIA PARA IMPLANTAÇÃO DO PLANO DE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS EM INSTITUIÇÕES

Clauciana Schmidt Bueno de Moraes

Universidade Estadual Paulista (UNESP)
Rio Claro – SP.

Larissa Marchetti Dolphine

Universidade Estadual Paulista (UNESP)
Rio Claro – SP.

Adriana Yumi Maeda

Universidade Estadual Paulista (UNESP)
Rio Claro – SP.

Danielle Mayara Pereira Lobo

Universidade Estadual Paulista (UNESP)
Rio Claro – SP.

Bruna Ferrari Felipe

Universidade Estadual Paulista (UNESP)
Rio Claro – SP.

Ananda Islas da Silva

Universidade Estadual Paulista (UNESP)
Rio Claro – SP.

Stephani Cristine de Souza Lima

Universidade Estadual Paulista (UNESP)
Rio Claro – SP.

Willian Leandro Henrique Pinto

Universidade Estadual Paulista (UNESP)
Rio Claro – SP.

Flávia Moretto Paccola

Universidade Estadual Paulista (UNESP)
Rio Claro – SP.

resíduos sólidos é essencial para as instituições que se preocupam com os impactos ambientais decorrentes de suas atividades. No Brasil, conforme a Lei Federal nº 12.305/10 - Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), a responsabilidade pelo resíduo passa a ser compartilhada, com obrigações que envolvem os cidadãos, as empresas, as prefeituras e os governos estaduais e federal, além de empresas e instituições públicas e privadas. Este trabalho apresenta a metodologia denominada PGR – Plano de Gerenciamento de Resíduos elaborada pelos autores, a qual inclui instrumentos administrativos, legislativos, abordando os itens da Lei 12305/ 10 – Política Nacional de Resíduos Sólidos, a qual foi aplicada no Programa de Gerenciamento de Resíduos da UNESP, PGR UNESP, campus de Rio Claro/ SP em alguns anos de projeto. A metodologia apresentada pode ser aplicada em outras instituições, empresas e até mesmo em alguns municípios, devido a sua versatilidade e eficácia no gerenciamento dos resíduos e da sua abordagem à instrumentos administrativos e legais eficientes, bem como as exigências da Lei 12305/10 – Política Nacional de Resíduos Sólidos. Com relação a metodologia aplicada no estudo de caso citado, tal metodologia demonstrou-se eficaz no que se refere ao gerenciamento adequado dos resíduos em uma instituição, onde pode-se abranger

RESUMO: O gerenciamento adequado dos

ações efetivas, com uso de instrumentos administrativos de qualidade, ambientais, gerenciamento, instrumentos legislativos e cumprimento de diversos itens da Política Nacional de Resíduos Sólidos.

PALAVRAS-CHAVE: Resíduos, Plano de Gerenciamento de Resíduos, Instituições, Política Nacional de Resíduos Sólidos, Metodologia.

METHODOLOGY FOR IMPLEMENTATION OF THE INSTITUTIONS WASTE MANAGEMENT PLAN

ABSTRACT: Proper management of solid waste is essential for institutions that care about the environmental impacts of their activities. In Brazil, according to Federal Law No. 12.305 / 10 - National Solid Waste Policy (PNRS), the responsibility for the waste is now shared, with obligations involving citizens, companies, municipalities and state and federal governments, as well as companies and public and private institutions. This paper presents the methodology called PGR - Waste Management Plan prepared by the authors, which includes administrative and legislative instruments, addressing the items of Law 12305/10 - National Policy of Solid Waste, which was applied in the Waste Management Program. from UNESP, PGR UNESP, Rio Claro / SP campus in a few years of project. The presented methodology can be applied in other institutions, companies and even some municipalities, due to its versatility and effectiveness in waste management and its approach to efficient administrative and legal instruments, as well as the requirements of Law 12305/10 - Policy National Solid Waste. Regarding the methodology applied in the case study cited, such methodology proved to be effective with regard to the proper management of waste in an institution, where effective actions can be encompassed, using quality administrative, environmental, management, and management tools. legislative instruments and compliance with various items of the National Solid Waste Policy.

KEYWORDS: Waste, Waste Management Plan, Institutions, National Solid Waste Policy, Methodology.

1 | INTRODUÇÃO

O aumento progressivo da população e os avanços tecnológicos têm levado ao consumo desenfreado e, conseqüentemente, à maior produção e variação de resíduos gerados e descartados diariamente. Problemática que atinge o cenário mundial, agravada pelo gerenciamento inadequado dos materiais, acarretando a impactos negativos sociais, ambientais, econômicos e até mesmo na saúde pública.

Sendo assim, compete ao poder público a adoção de medidas que visem à elaboração e implantação de legislações que disciplinem o gerenciamento dos resíduos e que apresentem instrumentos de gestão.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) representa uma ferramenta de

avanço para o Brasil em relação a questão de gerenciamento de resíduo, dispondo, sobre a prevenção e redução na fonte geradora, diretrizes para gestão integrada dos resíduos sólidos. Além disso, institui o conceito da responsabilidade compartilhada, que atribui a todos os agentes envolvidos na geração do resíduo a obrigação por seu gerenciamento (cidadãos, empresas, fornecedores, comerciantes, governos e organizações particulares e públicas). Para isso, a PNRS institui o Plano de Gerenciamento de Resíduos como instrumento de gestão que visa todo o processo do gerenciamento, da sua geração até sua destinação final (BRASIL, 2010).

O Plano a ser elaborado e implantado por empresas, indústrias e instituições, traz benefícios sociais, ambientais e econômicos. Na esfera social, proporciona a integração de catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis, combatendo a desigualdade social e atribuindo à sociedade a responsabilidade sobre os resíduos gerados. Na esfera ambiental, possibilita a identificação de riscos ambientais e à saúde humana, minimizando os impactos decorrentes do gerenciamento inadequado. Na esfera econômica, reduz os custos operacionais e desperdícios através do reaproveitamento de materiais (BRASIL, 2014).

Nas Instituições de Ensino Superior (IES), responsáveis pela formação de profissionais, desenvolvimento de projetos de pesquisas e extensão, é de fundamental importância o correto gerenciamento de resíduos, a partir da implantação de um Plano de Gerenciamento de Resíduos, bem como outras instituições, empresas e municípios. Este trabalho tem como objetivo apresentar a metodologia PGR – Plano de Gerenciamento de Resíduos, a qual utiliza instrumentos administrativos atrelados a Lei 12305/10 – Política Nacional de Resíduos Sólidos (MORAES et al, 2015; MORAES et al, 2017) finalizada e concluída pelos autores deste trabalho, a qual foi testada em alguns anos na aplicação e monitoramento no Programa de Gerenciamento de Resíduos, PGR UNESP da Instituição Universidade Estadual Paulista (UNESP), *campus* Rio Claro (Estado de São Paulo, Brasil), em todas as suas etapas com destaque neste trabalho para as auditorias nos setores da Universidade e proposição de ações corretivas e preventivas, juntamente com a verificação do atendimento à legislação aplicável a cada resíduo, conforme os itens exigidos pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS).

2 | REFERENCIAL TEÓRICO

Os impactos verificados nas esferas sociais, econômicas e ambientais, decorrentes do mau gerenciamento dos resíduos, tem motivado a criação de alternativas para solucionar essa problemática. Porém, a gestão adequada dos resíduos sólidos urbanos para os países em desenvolvimento é um grande desafio, e no Brasil, mesmo que a sociedade seja responsável pelo manejo, os principais encarregados pelo gerenciamento ainda são os municípios.

A gestão e disposição adequadas dos resíduos correlacionam-se com a

expansão urbana, uma vez que muitas áreas não são atendidas pelos serviços de coleta, o que ocasiona a destinação inadequada dos resíduos, devido às ocupações irregulares do não planejamento da cidade (MAIELLO *et al*, 2018). Assim, para a gestão eficiente de resíduos, são necessárias diretrizes para disciplinar seu gerenciamento. Portanto, cabe ao poder público a responsabilidade de elaborar legislações, programas e políticas públicas, considerando as questões nos âmbitos sociais, econômicos e ambientais para que consiga alcançar o objetivo pretendido no gerenciamento adequado dos resíduos (TAKENAKA, 2008).

A principal legislação brasileira no tema, é a Lei Federal nº 12.305 – Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), criada em 2 de agosto de 2010, e regulamentada pelo decreto nº 7.404, de 23 de dezembro de 2010. Nela estão dispostos princípios, objetivos, instrumentos e diretrizes relacionadas à gestão integrada de resíduos sólidos. A lei também determina a responsabilidade não só dos geradores como também do poder público e os instrumentos econômicos cabíveis (BRASIL, 2010). Segundo a PNRS, é de fundamental importância considerar todo o ciclo de um resíduo, priorizando, em ordem, a não geração, a redução, a reutilização, a reciclagem, o tratamento e a disposição final adequada.

A lei inclui ainda novos objetivos, como a erradicação de lixões e aterros controlados, a priorização de produtos recicláveis nas contratações governamentais, o consumo sustentável, a integração de catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis no panorama nacional e a elaboração de Planos de Gerenciamento de Resíduos Sólidos por empresas, indústrias e instituições (BRASIL, 2010).

A PNRS torna obrigatória a elaboração do Plano Municipal de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos para garantir recursos federais para ao gerenciamento dos resíduos, incluindo ainda outros setores do âmbito nacional ao privado: Plano Nacional de Resíduos Sólidos, Planos Estaduais de Resíduos Sólidos e o Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010).

Para a PNRS, os Planos de Gerenciamento de Resíduos Sólidos – PGRS são documentos com valor jurídico que comprovam a capacidade de uma empresa gerir todos os resíduos gerados por ela através da rastreabilidade em todos os processos. O PGRS descreve o diagnóstico do local abordado, relata a situação em relação aos resíduos gerados, considerando de sua geração à destinação final, define metas e ações a serem cumpridas para o gerenciamento, exigindo um compromisso dos cargos administrativos do local para a implantação da política de responsabilidade ambiental.

Para que um programa de gerenciamento seja bem implementado o apoio da direção da instituição em questão é imprescindível, pois torna possível operar as ações propostas e monitorar os resultados. Outro ponto relevante é a conscientização dos envolvidos, que devem compreender a importância de sua contribuição nas ações, afim de que a execução seja efetiva.

Uma ferramenta essencial para o monitoramento do plano são os indicadores

de sustentabilidade, pois oferecem um aviso preliminar da situação atual com o intuito de evitar retrocessos ambientais, sociais e econômicos (UNITED NATIONS, 2007). Segundo Oliveira e Faria (2008), os indicadores desempenham um importante papel ao levantar informações que identificam problemas e tendências, fornecem subsídios para o estabelecimento de prioridades, formulação e avaliação de políticas e programas. Além disso, permitem a visualização ampla da situação do gerenciamento de resíduos, favorecendo a seleção das tecnologias e técnicas mais adequadas para cada tipo identificado, permitindo a destinação dos recursos financeiros para processos mais sustentáveis (VEIGA, 2014). O principal indicador utilizado relacionado aos resíduos sólidos urbanos refere-se à quantidade gerada de resíduos/habitante/tempo.

Uma maneira de garantir a efetividade da melhoria contínua desta metodologia é a realização de auditorias internas e externas, utilizadas na avaliação de dados para atingir os objetivos ambientais da organização, correspondendo além disso, a uma maneira de coordenar o sistema de gestão ambiental, estabelecendo oportunidades de melhoria, ações corretivas e preventivas. As auditorias internas devem ser realizadas periodicamente em todas as etapas do gerenciamento, conforme protocolo indicado no Plano conforme a PNRs. Cada instituição, empresa ou município deverá apresentar um documento que contenha um *checklist* das questões vinculadas a resíduos a serem avaliadas durante o processo de auditorias.

As auditorias ambientais podem variar de acordo com seu objetivo, escopo e cliente, tendo uma metodologia específica para cada categoria. Desse modo, há a necessidade de se realizar previamente um planejamento para condução desse processo, considerando todas as variáveis envolvidas (PUGLIESI, MORAES, 2014).

A prática de manejo de resíduos sólidos na universidade deve buscar a articulação da relação homem-natureza, orientando processos sociais, culturais e econômicos, proporcionando a educação integral dos estudantes como cidadãos (MONTES, JARAMILLO, 2012), sendo dever das Instituições de Ensino Superior (IES) combaterem seus impactos ambientais, e ser exemplo de adequação à legislação, desprendendo-se da teoria e explorando a atividade prática (TAUCHEN, BRANDLI, 2006). É essencial a realização de treinamentos e ações que promovam a sensibilização da comunidade acadêmica (GONÇALVES, 2010).

3 | METODOLOGIA

3.1 A Metodologia PGR – Plano de Gerenciamento de Resíduos

A metodologia denominada PGR - Plano de Gerenciamento de Resíduos baseada Moraes et al, 2015; Moraes et al, 2017, e finalizada pelos autores deste trabalho, utilizando o conceito dos 4 R's (Reduzir, Reutilizar, Reciclar e Repensar), PDCA, método de auditorias, método 5W2H, legislações, todos ligados aos itens

exigidos pela Lei 12305/ 10 - Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) para efetivar suas etapas e elaboração. A metodologia com todos estes instrumentos foi concentrada no ciclo PDCA (figura 1), ou Ciclo de Deming, focado na melhoria contínua. Este ciclo de desenvolvimento, criado por Walter A. Shewart, na década de 1920 e disseminado por William Edward Deming (JURAN, 1990) foi uma das primeiras ferramentas para gestão de qualidade e é composto pelas etapas: *Plan* (Planejar), *Do* (Executar), *Check* (Checar) e *Act* (Agir). Esta foi aplicada/ testada no Programa de Gerenciamento de Resíduos da UNESP, PGR UNESP, campus de Rio Claro/ SP em alguns anos de projeto, o qual é apresentada neste trabalho.

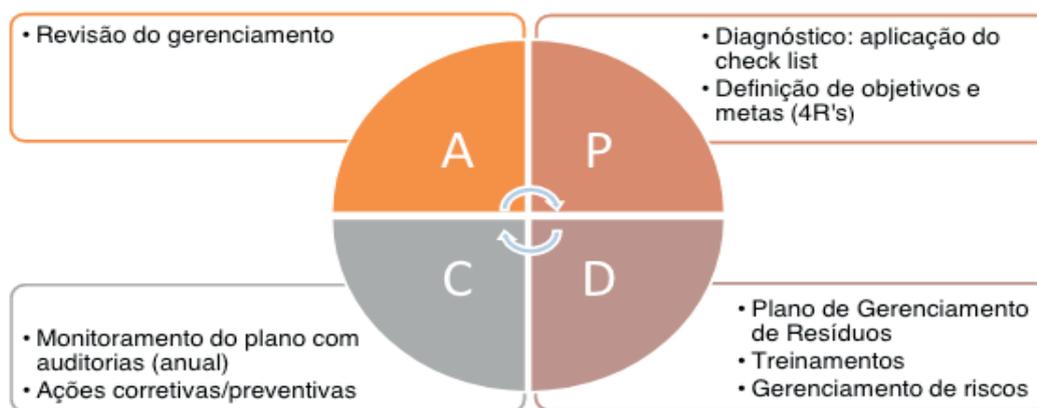


Figura 1 – Metodologia PGR (Plano de Gerenciamento de Resíduos).

Fonte: Baseada em MORAES et al, 2015, MORAES et al, 2017. Elaborado pelos autores, 2019.

A etapa 1 (P – Planejar) consistiu na elaboração e aplicação de *checklists* para diagnosticar quantitativa e qualitativamente os resíduos gerados no *campus* da UNESP, considerando as etapas de segregação, identificação, armazenamento, tratamento e destinação final. A etapa 2 (D – Fazer) correspondeu à elaboração do Plano de Gerenciamento de Resíduos (PGR), conforme o Artigo 21 da Lei nº 12.305/10 (PNRS).

Este trabalho descreve em detalhes a realização da etapa 3 (C – Checar), que consiste na aplicação de auditorias em todo o *campus*, avaliação do atendimento às legislações aplicáveis, elaboração de um plano de auditorias anuais, e propostas de aplicação de ações corretivas e preventivas. Esta etapa consistiu na aplicação de uma ferramenta de gestão ambiental denominada auditoria nos setores do *campus* universitário.

Na etapa 4 (A – Agir), é verificada a documentação final (o Plano, de acordo com o Artigo 21 da PNRS), que fica por conta do gestor da instituição, e sugerida a revisão de todas as etapas da metodologia citada periodicamente.

3.2 Auditorias

Nas primeiras etapas do ciclo (*Plan* e *Do*), foi elaborado o PGR (Plano de

Gerenciamento de Resíduos) do *campus* de acordo com o artigo 21 da Política Nacional de Resíduos Sólidos, apresentado o conteúdo conforme as etapas descritas na figura 2. Esse trabalho detalha a aplicação das duas últimas fases do plano: Periodicidade e Monitoramento, Ações Preventivas e corretivas.

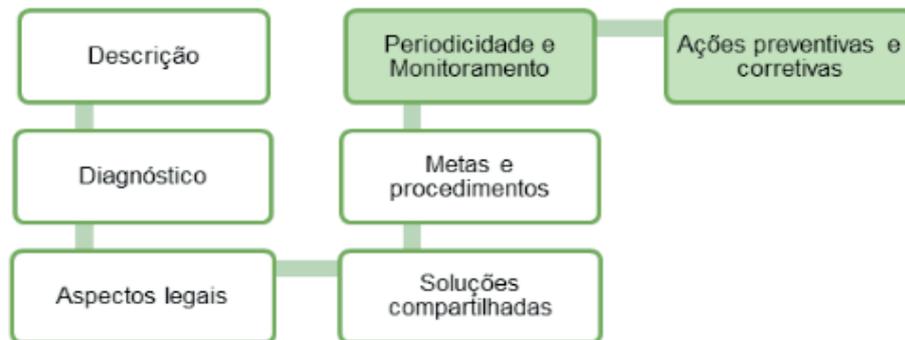


Figura 2. Etapas do PGR UNESP Rio Claro/SP.

Fonte: Elaborado pelos autores, 2019.

As auditorias consistiram na elaboração e aplicação de um *checklist* (tabela 1) semelhante ao utilizado na etapa 1, no qual os resíduos gerados foram caracterizados por tipo e quantidade, sendo verificado como ocorria o gerenciamento (da segregação à destinação final) e as leis e normas vigentes aplicáveis, para posterior verificação do cumprimento ou não à legislação.

Resíduos gerados / setor		Gerenciamento				Legislação	
Tipo	Quantidade	Segregação	Identificação / Armazenamento	Tratamento	Transporte / Destinação Final	Lei	Descrição

Tabela 1. *Checklist* de auditoria do Plano de Gerenciamento de Resíduos.

Fonte: Elaborado pelos autores, 2019.

Cada setor da Universidade apresentou um multiplicador para colaborar com as informações quantitativas e qualitativas dos resíduos, além de guiar as ações do PGR a serem implantadas em seu setor. O multiplicador foi orientado a armazenar os resíduos gerados durante uma semana ou, no mínimo, três dias para contabilização, utilizada para calcular uma estimativa de geração em período determinado. No dia da realização da auditoria, foi aplicado o questionário (tabela 1), com quantificação dos materiais sólidos em unidades ou quilogramas (através da utilização de uma balança digital), e em litros para os líquidos. Após o preenchimento, foi realizado o registro fotográfico dos resíduos e verificado se os processos de gerenciamento estavam conformidade com os objetivos e metas propostos na etapa 2. Em caso

negativo, ações corretivas eram estabelecidas como forma de monitoramento (figura 3).

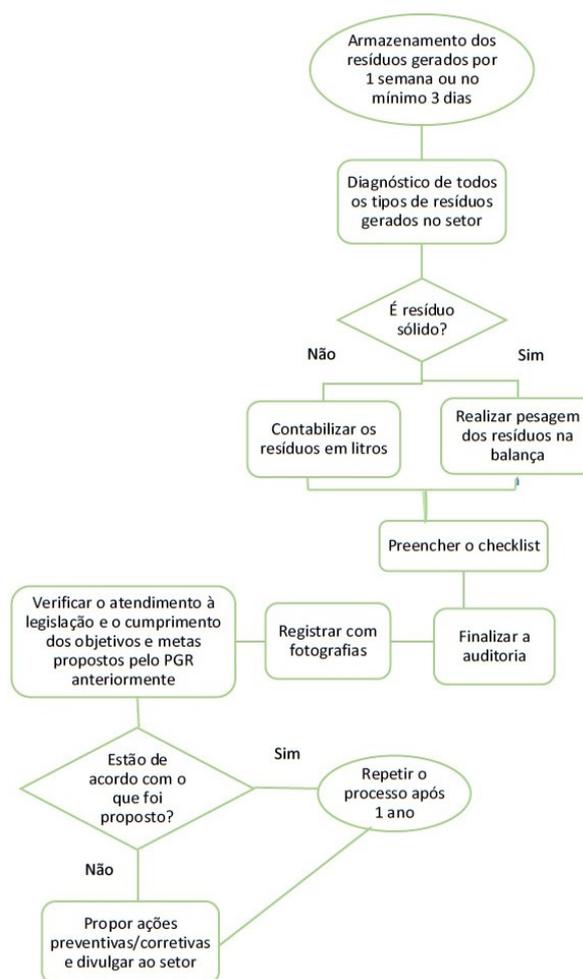


Figura 3. Fluxograma da auditoria do PGR UNESP Rio Claro/SP. Baseado em DOLPHINE & MORAES, 2018.

Fonte: Elaborado pelos autores, 2019.

As auditorias abrangeram 48 setores da UNESP Rio Claro (Estado de São Paulo, Brasil), indo desde setores administrativos até departamentos com laboratórios químicos. A partir da análise dos dados, foi possível identificar os principais resíduos gerados e propor as ações a serem implantadas para o gerenciamento dos mesmos. Foram estabelecidas as categorias de quantificação dos resíduos subdivididas em: quilograma/ano, unidades/ano e litros/ano.

Como na maioria dos setores não ocorria a separação por tipo de resíduo reciclável (metal, plástico, vidro, papel), foi utilizada uma categoria mais abrangente, denominada “recicláveis”. Ademais, em muitos departamentos não havia segregação entre resíduos recicláveis e orgânicos, sendo pesados juntos, na categoria “orgânico + recicláveis”. Outros resíduos ainda foram diagnosticados em kg/ano: orgânico; luvas, ponteiros e placas plásticas; vidraria; lâmpadas; papéis; biológicos e outros. A categoria “outros” correspondeu a um grupo de diversos materiais, como: algodão,

borra de café, lacres de alumínio e caixas de papelão. As quantidades identificadas estão registradas na tabela 2.

Resíduo	Quantidade (Kg / ano)
Orgânico	13122
Recicláveis	6604
Orgânico + Recicláveis	3680
Outros	767
Luvas, ponteiros e placas plásticas	759
Vidraria	731
Lâmpadas	726
Papéis	600
Biológicos	192

Tabela 2. Quantificação dos resíduos

Fonte: Elaborado pelos autores, 2019.

Em relação à contabilização em unidades/ano, foram estabelecidas as categorias: copos descartáveis; pilhas; reatores; cartuchos e toner; bitucas de cigarro, eletrônicos; e outros (fotocopiador, recipientes de cartuchos e seringas). Os resíduos líquidos como óleo, químicos, e químicos neutralizados foram contabilizados em litros/ano. As quantificações em unidades/ano e litros/ano estão representadas, respectivamente, nas tabelas 3 e 4.

Resíduo	Quantidade (unidades / ano)
Copos Descartáveis	9031
Pilhas e baterias	6800
Reatores	1200
Cartuchos e Toners	435
Outros	25
Bitucas de cigarro	24
Eletrônicos	13

Tabela 3. Quantificação dos resíduos em unidades/ano

Fonte: Elaborado pelos autores, 2019.

Resíduo	Quantidade (litros / ano)
Óleo	1658
Químicos	740
Químicos neutralizados	88

Tabela 4. Quantificação dos resíduos em litros/ano

Fonte: Elaborado pelos autores, 2019.

Apartir da análise das informações obtidas, foi possível constatar que os resíduos gerados em maior quantidade no *campus* são: orgânico, copos descartáveis, pilhas

e óleo.

Nas etapas anteriores - P (Plan) e C (Check) , alguns resíduos foram identificados com maior urgência de ações para a correta destinação final: lâmpadas; embalagens de produto de limpeza; toners e cartuchos; bitucas de cigarro. A tabela 5 descreve algumas soluções já foram implantadas.

Problema	Ação Implementada
Acúmulo e acondicionamento inadequado de lâmpadas (Rua 11, antigo IGCE)	Orçamentos de fornecedores e destinação final adequada com empresa especializada (Apliquim)
Acúmulo de embalagens de produtos de limpeza sem destinação prevista (Setor de Serviços IGCE)	Separação das embalagens e destinação adequada com empresa especializada (Ecoponto)
Acúmulo de toners e cartuchos sem destinação prevista (Seção de Comunicações IGCE)	Destinação final adequada com empresa especializada. (Eco1000)
Descarte inadequado de bitucas de cigarro (todo o campus)	Instalação de coletores em parceria com empresa especializada na coleta e reciclagem desses resíduos (Poiato Recicla)
Disposição inadequada de pilhas e baterias (todo o campus)	Confecção e distribuição de coletores feitos de garrafas pet.

Tabela 5. Problemas identificados e suas respectivas soluções

Fonte: Elaborado pelos autores, 2019.

Foram propostas outras ações específicas por resíduo, baseadas na metodologia 4R's (Reduzir, Reutilizar, Reciclar e Repensar), através do preenchimento de uma tabela (tabela 6).

Tipo de resíduo	Derivações	Metas (4R's)	Objetivos	Ações	Responsável	Prazo	Fornecedores / Destinação Final

Tabela 6. Modelo da tabela de objetivos e metas propostos para cada resíduo

Fonte: Baseado em MORAES, et al, 2015, MORAES, et al, 2017. Elaborado pelos autores, 2019.

A adequação à legislação ambiental é imprescindível e sua verificação corresponde a uma das etapas da metodologia. Assim, para cada resíduo foi levantado a legislação vigente relacionada, considerando todas as etapas do gerenciamento, e a partir disso foi possível avaliar o atendimento legal de cada setor, e o enquadramento legal da instituição estudada. A tabela 7 ilustra parcialmente dessa etapa.

Resíduo	Legislação	Descrição	Situação da UNESP Rio Claro
Recicláveis	Decreto Federal 5.940/2006	Institui a separação dos resíduos recicláveis descartados pelos órgãos e entidades da administração pública federal direta e indireta, na fonte geradora, e a sua destinação às associações e cooperativas dos catadores de materiais recicláveis	Atende Parcialmente
Copos descartáveis			Não Atende
Papéis			Atende
Luvas, ponteiros e placas plásticas			Não Atende
Vidraria			Atende
Pilhas	CONAMA 401/2008	Estabelece os limites máximos de chumbo, cádmio e mercúrio para pilhas e baterias comercializadas no território nacional e os critérios e padrões para o seu gerenciamento.	Atende Parcialmente

Tabela 7. Legislação aplicável por resíduo na UNESP de Rio Claro/SP e seu cumprimento

Fonte: Baseado em MORAES, et al, 2015, MORAES, et al, 2017. Elaborado pelos autores, 2019.

Por fim, foi elaborado um Plano de Auditorias da UNESP, *campus* de Rio Claro (Estado de São Paulo, Brasil), que apresenta as informações a respeito do escopo, objetivos, critérios e logística, com o intuito de nortear as aplicações de futuras auditorias. O modelo do plano pode ser observado na tabela 8.

Ciente: UNESP <i>Campus</i> Rio Claro/SP					
Endereço: xxxx					
Responsáveis: xxxxx					
Escopo da Auditoria: Verificação em todos os setores da Unesp Rio Claro.					
Objetivo da Auditoria: Verificar o cumprimento do PGR- Plano de Gerenciamento de Resíduos da Unesp Rio Claro					
Critérios a serem abordados: Tipo de Resíduo, Quantidade, Segregação, Identificação/ Armazenamento, Tratamento, Transporte/ Destinação Final, Objetivos e Metas.					
Recursos: Balança, Checklist, Plano de auditoria, leis e políticas aplicáveis					
Auditores Líderes:			Auditores envolvidos:		
Auditados: Multiplicadores do setor, funcionários, professores, estudantes, diretores					
Data da realização:			Revisão: 1 ano após a auditoria		
Itinerário:					
Data	Horário		Auditores	Processos	Itens Aplicáveis
	Início	Término			
			Auditores líderes e equipe de auditoria	Fluxograma (Figura 2)	Tipo de Resíduo, Quantidade, Segregação, Armazenamento, Tratamento, Transporte/ Destinação Final, Objetivos e Metas.

Tabela 8. Exemplo de Plano de Auditoria do PGR UNESP *campus* Rio Claro/SP

Fonte: Baseado em DOLPHINE & MORAES, 2018. Elaborado pelos autores, 2019.

4 | CONCLUSÕES

O termo “responsabilidade compartilhada” definido pela PNRS, cujo conceito envolve o comprometimento dos geradores em relação aos seus resíduos, torna

indiscutível a importância do Plano de Gerenciamento de Resíduos na gestão ambiental de empresas e instituições públicas e privadas. Este documento deve ter como foco a melhoria da qualidade ambiental, a busca por inovações tecnológicas como alternativas para solução dos problemas específicos de cada tipo de resíduo, contribuindo para prevenção de impactos ambientais negativos da instituição, além de promover a inclusão e educação ambiental da comunidade ao entorno. Tornando-se assim, um instrumento de desenvolvimento sustentável, que contempla aspectos ambientais, econômicos e sociais.

As auditorias demonstram um papel fundamental para avaliação do cumprimento das ações propostas pela metodologia e estudo de caso, apresentando ser uma ferramenta eficiente para implementação de medidas corretivas, enquadramento à legislação e monitoramento das metas sugeridas. Recomenda-se, que sejam realizadas anualmente pela equipe responsável para o constante monitoramento do gerenciamento, permitindo identificar oportunidades de melhoria e a efetividade do Plano de Gerenciamento de Resíduos da instituição.

Vale ressaltar, que a metodologia PGR – Plano de Gerenciamento de Resíduos criada pelos autores deste trabalho e aplicada para o estudo de caso do PGR – Programa de Gerenciamento de Resíduos da UNESP, campus de Rio Claro, pode ser aplicada em demais unidades e outras instituições, empresas e até mesmo em alguns municípios, devido a sua versatilidade e eficácia no gerenciamento dos resíduos e da sua abordagem à instrumentos administrativos e legais eficientes, bem como as exigências da Lei 12305/10 – Política Nacional de Resíduos Sólidos. Tal metodologia poderá ser adaptada e atualizada conforme a identificação de novos instrumentos administrativos, legislações e oportunidades de melhorias na sua aplicabilidade.

Por fim, é importante salientar que após realização de todas as etapas desta metodologia, o ciclo pode/ deve retomar à sua fase inicial, visando a melhoria contínua do gerenciamento de resíduos da localidade, cumprindo assim sua responsabilidade como geradora exigida pela PNRS.

REFERÊNCIAS

BRASIL. **Lei nº 12.305 de 02 de Agosto de 2010. Política Nacional dos Resíduos Sólidos.** Brasília/DF, 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos - Instrumento de Responsabilidade Socioambiental na Administração Pública.** Brasília, 2014.

DOLPHINE, L. M.; MORAES, C. S. B. Implementação do Plano de Gerenciamento de Resíduos da UNESP (Campus Rio Claro) baseado na Lei 12.305/10 - Política Nacional de Resíduos Sólidos. Relatório de Iniciação Científica (PIBIC). Rio Claro. IGCE/ UNESP, 2018.

GONÇALVES, M.S. et al. **Gerenciamento de resíduos sólidos na Universidade Tecnológica Federal do Paraná Campus Francisco Beltrão.** *Revista Brasileira de Ciências Ambientais.* Francisco Beltrão, n.15, p.79-84, 2010.

JURAN, J.M. **Planejando para a qualidade**. São Paulo: Pioneira, 1990.

MAIELLO, A. et al. Implementação da Política Nacional de Resíduos Sólidos. **Revista de Administração Pública**. Rio de Janeiro, vol.52 no.1, p.24-51. Jan/fev. 2018.

MONTES, K.A.R; JARAMILLO, G.E.E. Diagnóstico preliminar, base para la construcción de un programa de manejo de residuos sólidos en la Universidad de San Buenaventura, Cartagena. **Revista Gestión y Ambiente**. Medellín, vol.15, no. 1, p.143-150, 2012.

MORAES, C. S. B. et al. Diagnóstico e Propostas de Diretrizes para o Plano de Gerenciamento de Resíduos do IGCE da UNESP. **Anais do XVII Encontro Internacional sobre Gestão Empresarial e Meio Ambiente**. São Paulo: FEA/ USP, 2015.

MORAES, C. S. B. et al. **Diagnóstico e Proposição de Metas como subsídio para o Programa de Gerenciamento de Resíduos na Universidade**. Anais do 29º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES, 2017.

OLIVEIRA, M.L.C; FARIA S.C. Indicadores de saúde ambiental na formulação e avaliação de políticas de desenvolvimento sustentável. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**. São Paulo, v.11, p.16-22, dez. 2008.

PUGLIESI, E. ; MORAES, C. S. B. **Auditoria ambiental e a norma ISO 19011**. In: Clauciana Schmidt Bueno de Moraes; Érica Pugliesi. (Org.). **Auditoria e Certificação Ambiental**. 1ed. Curitiba/ PR: Intersaberes, 2014, v. 1, p. 91-132.

TAKENAKA, E.M.M. **Políticas públicas de gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos no município de Presidente Prudente-SP**. 232 f. Tese (Doutorado em Geografia). Universidade Estadual Paulista – Unesp Faculdade de Ciências e Tecnologia, Presidente Prudente, 2008.

TAUCHEN, J.; BRANDLI, L. L. **A gestão ambiental em instituições de ensino superior: modelo para implantação em campus universitário**. *Gestão & Produção*, São Carlos, v.13, n.3, p.503-515, 2006.

UNITED NATIONS. Department of Economic and Social Affairs. **Indicators of sustainable development: guidelines and methodologies**. (Third ed). New York, United Nations, 2007, 93p.

VEIGA, T.B. **Indicadores de sustentabilidade na gestão de resíduos sólidos urbanos e implicações para a saúde humana**. 2014. Tese (Doutorado). Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto-SP, Universidade de São Paulo, 2014.

MONTAGEM E MANUTENÇÃO DE TUBULAÇÕES EM PEAD COM GRANDES DIÂMETROS

Renato Augusto Costa dos Santos

Engenheiro da Divisão de Manutenção Mecânica e Caldeiraria da Superintendência de Manutenção Estratégica da Sabesp.
Engenheiro Mecânico pela Universidade Estadual Paulista - Unesp.
São Paulo – SP / E-mail: racsantos@sabesp.com.br

José Leandro Alves de Oliveira

Gerente da Divisão de Manutenção Mecânica e Caldeiraria da Superintendência de Manutenção Estratégica da Sabesp.
Engenheiro Mecânico pela Universidade São Francisco - USF.
São Paulo – SP / E-mail: oliveirajla@sabesp.com.br

Felipe Augusto Eiras de Resende

Engenheiro do Departamento de Engenharia da Manutenção da Superintendência de Manutenção Estratégica da Sabesp.
Engenheiro Mecânico pela Universidade Paulista - Unip.
São Paulo – SP / E-mail: fresende@sabesp.com.br

RESUMO: Este trabalho apresenta os métodos utilizados, vantagens e considerações importantes relativos à montagem e manutenção em campo de tubulações em PEAD (Polietileno de Alta Densidade) com grandes diâmetros por parte da Sabesp, que no caso são iguais

ou maiores que 900 mm. São abordados cuidados durante a execução e pós-operação das tubulações, e também são evidenciadas algumas facilidades na utilização de tubulações em PEAD quando comparado aos materiais convencionalmente utilizados para adução no saneamento, como o aço e o ferro fundido (fofo). Conforme pode ser visto, muitas considerações estão relacionadas ao ambiente onde o serviço é realizado, e sua observância é fundamental para o bom funcionamento da tubulação. Baseado na experiência adquirida na montagem e manutenção de tubulações em PEAD com grande diâmetro, e a experiência em manutenção em adutoras feitas de outros materiais, este trabalho apresenta ainda outras oportunidades de aplicação de tubulações em PEAD no saneamento.

PALAVRAS-CHAVE: Montagem e manutenção, Tubulações em PEAD, Grandes diâmetros.

ASSEMBLY AND MAINTENANCE OF HDPE PIPES WITH LARGE DIAMETERS

ABSTRACT: This work presents the used methods, advantages and important considerations regarding the assembly and maintenance in the field of HDPE pipes with large diameters by Sabesp, which in this case are equal to or greater than 900 mm. This paper discusses the care during the execution and

post-operation of the pipes, and also some facilities are shown in the use of HDPE pipes when compared to materials conventionally used for sanitation adduction, such as steel and cast iron.

As can be seen, many considerations are related to the environment where the service is performed, and its observance is fundamental to the proper functioning of the pipeline. Based on the experience gained in the assembly and maintenance of HDPE pipes with a large diameter, and the experience in maintenance in mains made from other materials, this work presents other opportunities for the application of HDPE pipes in sanitation.

KEYWORDS: Assembly and maintenance, HDPE pipes, Large diameters.

1 | INTRODUÇÃO

Até pouco tempo atrás não era usual a utilização de tubulações em PEAD (Polietileno de Alta Densidade) com grandes diâmetros e para altas pressões, visando à adução de água. A utilização deste tipo de material no caso da Sabesp estava restrita basicamente para redes e ramais de distribuição de água (pequenos diâmetros e baixas pressões) e emissários submarinos (grandes diâmetros, porém com baixas pressões), sendo que os materiais mais adotados para adução eram os metálicos (aço e ferro fundido) ou, mais antigamente, de concreto/fibrocimento.

2 | PROPRIEDADES DO PEAD

O PEAD apresenta as seguintes propriedades:

- Baixa densidade (material leve, densidade = $0,95 \text{ g/cm}^3$ menor do que a densidade da água = $1,00 \text{ g/cm}^3$);
- Baixo módulo de elasticidade (alta flexibilidade e facilidade no manuseio);
- Elevada resistência ao impacto e elevada resistência química;
- Imune a corrosões galvânicas (não requer proteção catódica);
- Impermeável (estanqueidade);
- Atóxico (conduz alimentos, água potável, etc.);
- Baixa incrustação e rugosidade (baixa perda de carga);
- Baixa resistência térmica (termoplástico);
- Alto coeficiente de dilatação;

A tabela 1, presente em Bonadie (2005) e modificada conforme o contexto deste trabalho, traça um comparativo entre o PEAD, o aço e o ferro fundido.

CARACTERÍSTICAS	AÇO	FOFO (Dúctil)	PEAD
Resistência ao escoamento (C)	130	130	150

Resistência à pressão interna	Alta	Alta	Baixa (máx. 120 mca)
Resistência ao choque	Forte	Forte	Forte
Resistência a solos ácidos	Fraco	Depende de revestimentos especiais	Forte
Resistência a cargas externas	Forte	Forte	Fraco
Vazamentos	Pouco	Tem	Pouco
Resistência à corrosão	Depende de suas proteções	Forte	Forte
Facilidade de reparos	Médio	Médio	Médio
Assentamento e recobrimento	Média facilidade	Fácil	Exige cuidados especiais
Montagem	Exige cuidados com solda e revestimento	Fácil	Média facilidade
Diâmetro Máximo	2500 mm	1200 mm	1600 mm

Tabela 1: Comparação de propriedades dos materiais utilizados em tubulações de adução de água.

3 I MÉTODOS DE UNIÃO DE TUBOS DE PEAD

As uniões de tubos de polietileno utilizados em redes, adutoras e ramais de água são realizadas basicamente por meio de 3 métodos:

- Solda de topo por termofusão;
- Solda por eletrofusão;
- Junta mecânica.

3.1 Termofusão

É a forma mais tradicional e utilizada na soldagem de tubos de polietileno, sendo chamada também de topo, pois os tubos são soldados face a face. Requer equipamentos e ferramentas especiais, sendo que o equipamento de termofusão é composto de unidade de alinhamento, unidade de faceamento, unidade de aquecimento e unidade hidráulica (para promover a pressão de arraste e de solda), entre outros. A solda de topo por termofusão realiza-se através de basicamente 4 etapas: preparação, aquecimento (fusão), solda e resfriamento.

Essas etapas são detalhadas a seguir:



Figura 1: Máquina de Solda

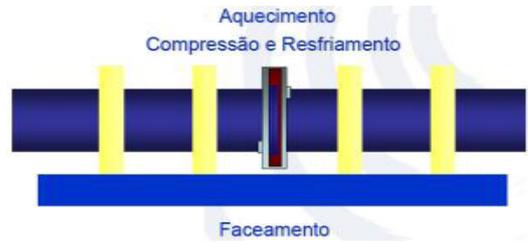


Figura 2: Procedimentos de Solda



Figura 3: Execução Solda de Termofusão



Figura 4: Placa de Aquecimento Máquina de termofusão

a. Preparação:

- Alinhamento dos tubos e/ou conexões;
- Limpeza das superfícies de solda;
- Faceamento das extremidades de solda, assegurando o perfeito paralelismo das partes e a remoção de possível camada oxidada;
- Medição da pressão de arraste.

b. Aquecimento (fusão):

- Pré-aquecimento: objetiva, primordialmente, assegurar que as superfícies de solda estejam totalmente em contato com a placa de aquecimento. É de curta duração e de pressão elevada.
- Aquecimento: se processa a baixas pressões, praticamente zero, e por tempo correlacionado com a superfície de solda, para que o material atinja a temperatura de fusão apropriada.

c. Solda

A solda consiste na compressão das superfícies de solda fundidas, para que ocorra a penetração e a interligação molecular das duas partes. A pressão de solda deve ser mantida até que a temperatura caia abaixo da temperatura de fusão do material.

d. Resfriamento:

- Resfriamento durante a solda (com pressão elevada);
- Resfriamento após a solda;
- Resfriamento para aplicar carga e pressão (operação da tubulação).

3.2 Eletrofusão

A solda pelo processo de eletrofusão é realizada através da fusão da superfície interna da conexão com a superfície externa do tubo. A aplicação de uma tensão elétrica nos terminais (conectores) da conexão gera uma corrente elétrica na resistência inserida no corpo da mesma, gerando calor, por efeito Joule, que leva à fusão do material da conexão e do tubo. O material da conexão, quando se funde, expande-se para dentro, em direção ao tubo e o material do tubo quando se funde expande-se para fora em direção à conexão. Dessa forma os dois materiais são empurrados, um contra o outro, gerando uma pressão de solda, fazendo com que os mesmos se misturem. Quando a corrente elétrica cessa, os materiais começam a resfriar lentamente, até a temperatura ambiente, formando novos cristalitos com a mistura dos dois materiais, soldando-se, tal como na solda de termofusão. Este tipo de solda requer equipamentos e ferramentas especiais, tais como máquina de solda de eletrofusão, ferramenta de alinhar tubos, raspadores para preparação das superfícies a serem soldadas, fornecimento de energia, etc.



Figura 5: Máquina de Eletrofusão

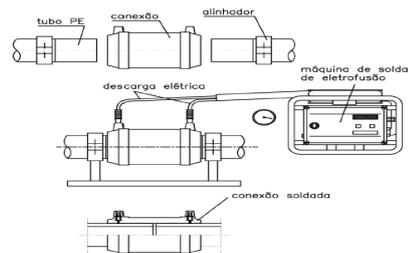


Figura 6: Solda de Eletrofusão



Figura 7: Luvas de Eletrofusão



Figura 8: Máquina de Solda de Eletrofusão

3.3 Juntas mecânicas

Este tipo de união realiza o acoplamento de tubos, mesmo que eles sejam de materiais diferentes, e dispensa o uso de equipamento de solda termoplástica. Pode ser realizada com a linha úmida ou molhada, sendo ideal para manutenções de tubulações e aplicação em locais de difícil acesso. Confere uma maior rapidez na operação de união entre tubos, pois é de fácil execução. Por fim, essa união pode ser desmontada e reaproveitada em outra montagem.

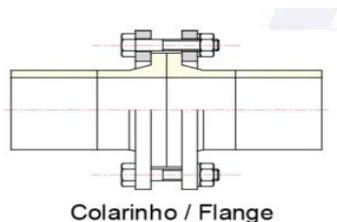


Figura 9: Colarinho + Flange

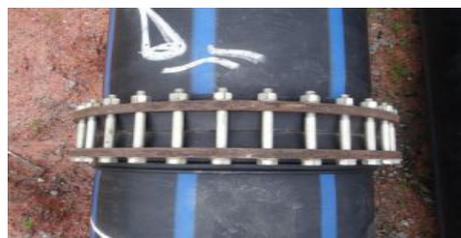


Figura 10: União com Colarinho + Flange

4 | VANTAGENS

A utilização de tubulações em PEAD com grande diâmetro tem mostrado algumas vantagens quando comparado com os materiais comumente utilizados no saneamento, como o aço, o ferro fundido e o concreto. Em suma, estas se devem às suas características mecânicas, que ao longo do tempo tem se aprimorado, de modo que hoje é possível a aplicação de tubulações em PEAD com grandes diâmetros no saneamento. Abaixo estão listadas algumas vantagens percebidas durante a utilização deste material:

a) Agilidade para montagem: Considerando que em condições favoráveis para a soldagem (ausência de chuva e facilidade para alimentação da máquina de solda) é possível executar quatro soldas entre tubos em PEAD DN 1200 mm, e que cada barra de tubo tem 12 m de comprimento, em um único dia é possível preparar um trecho de 60 m. Por outro lado, para a soldagem de um tubo em aço com este mesmo diâmetro, considerando um passe de selagem, um passe de raiz, dois de enchimento e acabamento da junta soldada, executada com dois soldadores qualificados e bem treinados, nas mesmas condições favoráveis citadas anteriormente, em um dia é possível executar duas soldas. Uma vez que cada barra de tubo de aço tem 6 metros, no período citado é possível preparar um trecho de apenas 18 metros. Percebe-se então que, para tubulações de grande diâmetro, a produtividade é maior quando se utiliza o PEAD.

b) Facilidade para movimentação: Percebeu-se que a tubulação em PEAD favoreceu a agilidade no assentamento, por ser mais leve e flexível, conforme mostrado na tabela 2:

Material	Massa linear (kg/m)
PEAD SDR 17	243
Aço espessura 3/8"	283
Ferro fundido classe K7	412

Tabela 2: Massa linear de tubulações DN 1200 mm e classe de pressão PN 10 kgf/cm².

Além da significativa diferença da massa linear do PEAD com relação ao aço e ao ferro fundido, outra característica preponderante que o diferencia positivamente

com relação aos demais é a sua flexibilidade. Uma vez que os locais de assentamento da adutora foram os mais adversos e de difícil acesso, seria necessário um material que permitisse a movimentação de grandes comprimentos (vide figura 12). A estratégia adotada neste sentido consistiu na soldagem de várias barras de tubo em PEAD, e posteriormente estes tramos eram movimentados por meio de máquinas escavadeiras.



Figura 11



Figura 12

Figura 11: Soldagem de tubulação em PEAD pela técnica de termofusão. / Figura 12: Movimentação de tubulação em PEAD com máquinas escavadeiras.

c) Aplicação em locais adversos: Durante o assentamento de adutoras, é comum deparar-se com locais de difícil acesso, e traçados irregulares ou com grande declividade. Em alguns casos, o traçado da adutora passa por rios ou represas e, dessa forma, merece destaque a montagem de tubulações em PEAD sobre a água. A aplicação de tubulação em aço ou ferro fundido demanda obras civis de grande porte, que poderiam inviabilizar os prazos de execução. No entanto, a utilização de tubulações em PEAD pode viabilizar o cumprimento dos prazos estabelecidos. Para a montagem de tubos sobre a água, pode-se adotar uma metodologia que consiste na soldagem por termofusão na margem do corpo d'água. Uma escavadeira posiciona os tubos na máquina de soldagem por termofusão, e após a soldagem outra escavadeira puxa a extremidade do tramo soldado. Este tramo, por sua vez, é deslocado sobre roletes (tarugos em PEAD) em direção à água. As figuras 13 e 14 ilustram a metodologia supracitada.



Figura 13



Figura 14

Figura 13: Alimentação da máquina de soldagem de tubos em PEAD. / Figura 14: Após a soldagem, movimentação dos tubos em direção ao corpo d'água.

Uma vez lançada a extremidade da tubulação na água, toda a movimentação é feita utilizando-se de uma escavadeira sobre uma balsa. Com este equipamento, posiciona-se a tubulação em PEAD sobre estruturas flutuantes previamente preparadas, que consistem em segmentos de tubos também em PEAD, com comprimento aproximado de 6 metros, instaladas a cada 30 metros aproximadamente. A figura 15 mostra o esquema de montagem supracitado.

Em alguns casos é necessário executar o assentamento da tubulação em regiões pantanosas. Nesta situação o PEAD também se mostra vantajoso, pois à medida que a soldagem ocorre na margem de um corpo d'água, e a tubulação avança pelos diversos tipos de terreno, não é necessária grande mobilização de equipamentos para executar a união de barras de tubos em PEAD em regiões críticas. Com isso, devido à facilidade de manuseio e utilizando-se apenas de escavadeiras sobre uma plataforma de madeira, por exemplo, é possível movimentar a tubulação e acomodá-la. A figura 16 ilustra a situação supracitada.

Podem ocorrer ainda situações nas quais o traçado da adutora em PEAD passa por taludes com grande inclinação. A figura 17 mostra um trecho no qual ocorreu esse tipo de situação. O assentamento da adutora neste local se mostrou muito complexo, e a flexibilidade do PEAD foi uma característica favorável, pois permitiu a movimentação do tramo utilizando retroescavadeiras.



Figura 15



Figura 16



Figura 17

Figura 15: Esquema de montagem de tubulação em PEAD sobre a água. / Figura 16: Montagem de tubulação em PEAD em terreno pantanoso. / Figura 17: Assentamento da adutora em talude com grande inclinação.

5 | CONSIDERAÇÕES IMPORTANTES

A seção a seguir trata sobre considerações importantes acerca da montagem, operação, manutenção e mesmo desativação de tubulações em PEAD com grandes diâmetros, sendo expostos alguns casos que ilustram tais considerações.

Caso 1: *Alinhamento entre tubos na montagem de uniões flangeadas e condições para executar o torque dos parafusos:* Devido ao lançamento das tubulações em PEAD sobre terrenos adversos, em valas ou no interior de um corpo d'água, em alguns casos não é possível efetuar uniões soldadas entre as partes, devido à falta de acesso para as máquinas de soldagem ou isenção de umidade no local, sendo necessário recorrer às uniões flangeadas. Neste tipo de situação,

pode não ser possível obter um bom alinhamento entre os tubos, fazendo com que as faces dos flanges não fiquem paralelas, dificultando o aperto uniforme de todo o perímetro da união e favorecendo posteriores vazamentos.

Outro potencial problema nesse sentido é a falta de condições de se efetuar o torque dos parafusos de maneira adequada. Isso ocorre principalmente após o início de operação da tubulação, quando há a necessidade de se efetuar o reaperto ou desmontagem da união para alguma manutenção. No caso, ela pode estar parcial ou totalmente enterrada, submersa, ou em outra condição impeditiva para execução do torque correto, propiciando vazamentos.



Figura 18



Figura 19

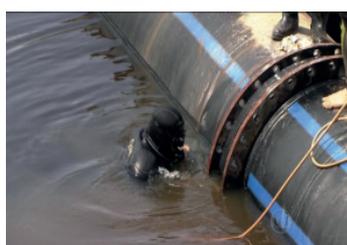


Figura 20



Figura 21

Figura 18: Desalinhamento entre flanges / Figura 19: Vazamento em união flangeada que estava enterrada. / Figura 20: Manutenção em união flangeada dentro d'água. / Figura 21: Manutenção em união flangeada lançada sobre um terreno pantanoso.

Portanto é necessário executar as uniões flangeadas com bastante cuidado em termos de alinhamento entre as partes, e propiciar condições necessárias para se efetuar o aperto e reaperto dos parafusos no torque e sequência corretos. Essa consideração aplica-se especialmente em trechos enterrados ou alagados, nos quais existe uma maior dificuldade para realização de montagens e manutenções.

Caso 2: *Tipo de junta utilizada entre colarinhos:* Em tubulações em PEAD com grandes diâmetros, o tipo de junta utilizada entre os colarinhos pode ser um fator crítico para se evitar vazamentos. Normalmente são utilizadas juntas de borracha, mas em alguns casos elas podem ser ineficientes e romper após um período relativamente curto de operação. Pode-se atribuir tal ineficiência ao aperto excessivo de apenas uma parte da união flangeada para compensar o desalinhamento entre as faces, ou ao torque desigual dos parafusos, conforme posto no tópico anterior.

A literatura diz que a junta entre colarinhos pode até ser dispensada, dependendo da pressão de operação da tubulação e da possibilidade de se efetuar

o torque adequado dos parafusos da união. Na impossibilidade de aplicação do torque adequado recomenda-se, por segurança, a utilização de juntas de papelão hidráulico, que apresentam propriedades melhores que às das juntas de borracha.

Caso 3: Movimentação das tubulações: É importante que se faça o manuseio cauteloso das tubulações durante o seu assentamento, para se evitar quaisquer danos aos colarinhos, paredes dos tubos ou cordões de solda, que posteriormente podem resultar em vazamentos ou outra consequência mais severa. Também é importante evitar que existam sujeiras nas paredes e interior do tubo, o que dificulta o processo de soldagem.

É recomendável que, durante a movimentação da tubulação na etapa de montagem, suas extremidades estejam devidamente tamponadas, de forma a proteger as faces dos colarinhos e evitar a entrada de sujeira. É importante também evitar que ocorra a movimentação da tubulação sobre pedras e outros objetos pontiagudos, que possam danificar as paredes dos tubos ou as soldas efetuadas. Outro ponto é que, ao movimentar-se uma tubulação em PEAD na água, a mesma deve estar com as extremidades bem lacradas. Uma tubulação na água, sem estar com as extremidades perfeitamente impermeáveis, permite a entrada de fluido em seu interior e faz com que a mesma afunde em mais de 90% de seu diâmetro externo, dificultando bastante a montagem posteriormente.

Caso 4: Dilatação térmica em tubulações aparentes: Quando uma tubulação em PEAD possui trechos aparentes, é necessário levar em consideração que as variações de temperatura atmosférica podem alterar substancialmente seu comprimento e diâmetro. Isto se deve à grande elasticidade do material, e pode provocar dilatações, contrações e tensões indesejáveis. Outro aspecto importante é que a variação de temperatura ao longo da seção da tubulação é desigual, conforme mostrado na figura 24, o que também pode causar os efeitos mencionados.



Figura 22

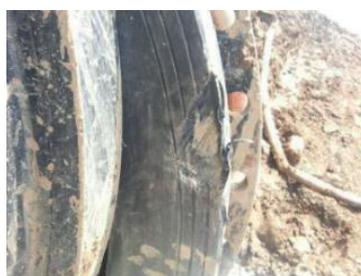


Figura 23

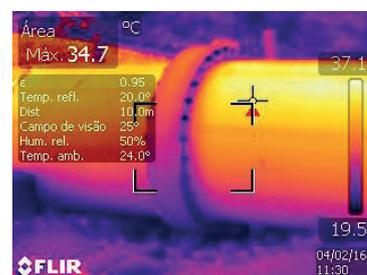


Figura 24

Figura 22: Junta de borracha expulsa durante a operação da tubulação. / Figura 23: Face de colarinho danificada durante a movimentação. / Figura 24: Imagem termográfica mostrando a variação de temperatura ao longo da seção de uma tubulação em PEAD.

Com base nisso, é recomendável prever sobras no comprimento da tubulação, para acomodar as deformações decorrentes de variação térmica do ambiente e da distribuição desigual de temperatura longo da seção do conduto.

Caso 5: Instalação de válvula borboleta: Ao se instalar uma válvula borboleta em uma tubulação em PEAD, é necessário considerar o fato de que o diâmetro interno de um tubo deste material é menor que o diâmetro interno de um tubo de aço ou ferro fundido. Com isso, pode ser que o obturador da válvula colida contra a parede do colarinho, inviabilizando qualquer manobra.



Figura 25



Figura 26

Figura 25: Válvula borboleta montada em posição inadequada, causando interferência entre o obturador e o colarinho da tubulação. / Figura 26: Válvula borboleta montada em posição correta, entre dois trechos metálicos da tubulação.

Assim sendo, é prudente certificar-se de que o diâmetro interno da tubulação em PEAD na qual será acoplada uma válvula borboleta seja suficiente para permitir a movimentação do obturador. Caso não seja, considerar a utilização de carretéis metálicos de transição, ou ainda trocar o tipo de válvula, empregando uma do tipo gaveta, por exemplo.

Caso 6: Soldagem de derivações: Assim como para efetuar a união entre dois tubos, a soldagem de derivações em uma tubulação de PEAD pode ser feita tanto pela técnica de termofusão quanto pela de eletrofusão. De acordo com a ocasião, uma ou outra técnica se apresentará mais adequada, sendo que a termofusão é mais barata, porém mais dependente da habilidade do operador do equipamento de soldagem, enquanto a eletrofusão é mais cara, porém mais robusta e de execução mais simples.



Figura 27



Figura 28

Figura 27: Derivação executada pela técnica de termofusão. / Figura 28: Derivação executada pela técnica de eletrofusão.

Outra consideração importante em relação às derivações é que se devem evitar

esforços cortantes/perpendiculares sobre as mesmas, como o peso de uma válvula por exemplo. Um esforço perpendicular pode causar o rompimento da derivação, sendo necessário neste caso transmiti-lo a um apoio, ou mudar a derivação para uma posição mais favorável.

Caso 7: Deformação durante a inatividade: Foi observada uma acentuada deformação em algumas tubulações em PEAD após certo período de inatividade das instalações onde elas foram aplicadas. Não foi possível avaliar ainda se é uma deformação elástica ou plástica, porém foi constatado que as deformações são oriundas de um esforço das tubulações sobre seus apoios, o que propicia forças cortantes. É importante estar consciente que os tubos podem deformar consideravelmente. Então é necessário verificar se o traçado ou posição na qual a tubulação esteja instalada não facilitará a deformação durante a inatividade, o que poderá eventualmente dificultar a retomada do fluxo, bem como forçar outros pontos da tubulação. Deve-se definir e observar criteriosamente os pontos de apoio de uma tubulação em PEAD, de forma que sejam evitadas deformações tanto durante a operação quanto durante a inatividade da mesma.

Caso 8: Execução de travessias aéreas: Na execução de travessias aéreas utilizando tubulações em PEAD é necessário considerar a flexibilidade do material, o que demanda a construção de estruturas de apoio mais robustas e complexas. Outro fato é que numa travessia aérea, a tubulação também fica exposta, suscetível a todos os efeitos já mencionados. Uma alternativa é utilizar para a travessia uma tubulação de aço, mais rígida e que exige estruturas de apoio menores, fazendo a transição para o PEAD através de sistemas de colarinhos e flanges, nos pontos à montante e jusante da travessia aérea.



Figura 29



Figura 30

Figura 29: Tubulações deformadas após um período de inatividade. / Figura 30: Travessia aérea de uma tubulação em PEAD.

6 | CONCLUSÃO

No caso da Sabesp, a solução em termos de tubulação para diversas obras necessariamente passava pelo PEAD, em virtude de todas as dificuldades envolvendo

o ambiente de trabalho, grandes diâmetros, o alto rendimento necessário para os serviços e prazos bastante reduzidos. Provavelmente com a utilização de outro material não seria possível cumprir as demandas.

Além disso, conclui-se que a utilização de tubulações em PEAD com grande diâmetro evidencia sua aplicabilidade no saneamento básico em diversas ocasiões, como adução de água, no remanejamento de adutoras e na substituição de trechos com corrosão acentuada ou em regiões com potencial para corrosão. Todavia é sempre importante se levar em conta todas as considerações mencionadas neste trabalho, de forma a evitar retrabalhos durante a montagem e dificuldades na manutenção das tubulações.

REFERÊNCIAS

BONADIE, D.P. A utilização de tubulação de PRFV – poliéster reforçado com fibra de vidro - em adutoras sobre pressão, de água bruta ou tratada: um estudo de caso do Sistema Produtor Santo André em Santana de Parnaíba. Disponível em: <<http://livros01.livrosgratis.com.br/cp150158.pdf>>. Acesso em 21.03.2016

DANIELETTO, J.R.B. Manual de tubulações de polietileno e polipropileno, 3ª ed. São Paulo, 2014.

FGS Brasil - <http://www.fgsbrasil.com.br/>

PIPA (Plastics Industry Pipe Association of Australia) – <http://www.pipa.com.au/>

Plastics Pipes Institute – <http://plasticpipe.org/>

Saint-Gobain Canalização - <http://www.saint-gobain-canalizacao.com.br/home/>

Tenaris Confab – <http://www.tenaris.com/tenarisconfab/pt/default.aspx/>

PROSPECÇÃO TECNOLÓGICA DE PROCESSOS DE BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS PARA A IMPLANTAÇÃO EM MUNICÍPIOS DE PEQUENO A MÉDIO PORTE

Cláudia Echevengúá Teixeira

Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo (IPT)
Laboratório de Resíduos e Áreas Contaminadas
São Paulo - SP

Débora do Carmo Linhares

Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo (IPT)
Laboratório de Biotecnologia Industrial
São Paulo - SP

Patrícia Léo

Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo (IPT)
Laboratório de Biotecnologia Industrial
São Paulo - SP

Thomaz de Gouveia

Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo (IPT)
Laboratório de Biotecnologia Industrial
São Paulo - SP

Letícia dos Santos Macedo

Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo (IPT)
Laboratório de Resíduos e Áreas Contaminadas
São Paulo - SP

Bruna Patrícia de Oliveira

Universidade Federal do ABC (UFABC)
Centro de Engenharia, Modelagem e Ciências Sociais Aplicadas (CECS)
Santo André - SP

Gilberto Martins

Universidade Federal do ABC (UFABC).
Centro de Engenharia, Modelagem e Ciências Sociais Aplicadas (CECS)
Santo André – SP

RESUMO: No Brasil, a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU) representa aproximadamente 51 % dos resíduos sólidos urbanos (RSU) totais. Quando disposta de maneira inadequada, a degradação da FORSU causa impacto ao meio ambiente pela geração de odores, lixiviados, produção de gases estufa, entre outros. Os processos biológicos envolvendo a digestão anaeróbia representam uma alternativa de processamento para estabilização da FORSU com recuperação de energia, prática que vem crescendo no mundo. Neste trabalho, foi realizada a prospecção tecnológica de processos de biodigestão anaeróbia com recuperação de energia a partir de resíduos sólidos urbanos utilizando diversas fontes de dados, incluindo bibliografia em periódicos científicos e técnicos, patentes, dissertações, teses, websites de empresas, bem como contatos com fornecedores, especialistas, visitas técnicas e participação em eventos técnicos. Foram identificadas oito tecnologias principais para tratamento de FORSU e recuperação de biogás apresentando

possibilidade de aproveitamento como combustível automotivo ou para geração de calor e energia elétrica. Dentre estas tecnologias, aquelas que aplicam o modelo de biodigestão seca por meio de túneis de metanização foram as melhor avaliadas por meio de pontuação aplicada, conforme metodologia utilizada para este fim, levando-se em consideração o nível de maturidade tecnológica, o grau de complexidade e o grau de aplicabilidade no cenário de municípios brasileiros de pequeno e médio porte. A validação deste modelo conta com a implantação de túneis de metanização em escala de demonstração no município de Bertiooga, SP, como estudo de caso, visando obter parâmetros reais de operação, eficiência, custo e viabilidade.

PALAVRAS-CHAVE: Biodigestão anaeróbia, resíduos sólidos urbanos, recuperação de energia, túneis de metanização, biogás.

TECHNOLOGICAL PROSPECTION OF ANAEROBIC BIODIGESTION PROCESSES OF MUNICIPAL SOLID WASTE FOR IMPLEMENTATION IN SMALL TO MEDIUM SIZE MUNICIPALITIES

ABSTRACT: The organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) represents approximately 51% of the municipal solid waste (MSW) in Brazil. Inadequate disposal of this fraction causes environmental impacts related to leachate and odors production, greenhouse gas emissions among others. Biological processes involving anaerobic digestion represent an alternative for stabilizing the OFMSW with energy recovery which has been increasing in the world. A technological prospection of the anaerobic digestion technologies with energy recovery has been made based on scientific and technical literature, patents, thesis, companies websites, as well as interviews with specialist and providers, besides technical visits and participation in exhibitions, fairs and conferences. Eight technologies for the OFMSW digestion and biogas production for use as automotive fuel, heat or electricity generation have been identified. Among these technologies, those that are based on methanization tunnels scored best according to the methodology used which considered the technological readiness level, complexity level and degree of applicability in the context of the small and medium size Brazilian municipalities. Validation of this model is in course with the implementation of a demonstration methanization tunnel plant in the municipality of Bertiooga, SP, as a case study to obtain operation, efficiency, cost and viability parameters.

KEYWORDS: Anaerobic digestion, municipal solid waste, energy recovery, methanization tunnels, biogas.

1 | INTRODUÇÃO

No Brasil, a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU), constituída de restos animais e vegetais, representa aproximadamente 51 % dos resíduos sólidos urbanos (RSU) totais (IBGE, 2010; IPEA, 2012). A FORSU é responsável por grande parte dos aspectos ambientais associados aos resíduos, como a geração de

odores, lixiviados, liberação de biogás para a atmosfera e os impactos ambientais decorrentes. Dentre as alternativas de processamento da FORSU, os processos via digestão anaeróbia com a recuperação de energia pelo uso do metano têm alcançado maior abrangência de mercado, impulsionados pelas políticas relacionadas à destinação final de resíduos.

A biodigestão anaeróbia é caracterizada pelos processos de conversão da matéria orgânica, na ausência de oxigênio, por ação de microrganismos. Esta conversão é um processo bioquímico que ocorre em quatro estágios principais: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, sendo que em cada estágio estão envolvidas diferentes populações microbianas que se desenvolvem em condições fisiológicas específicas.

Os principais objetivos do tratamento biológico são:

- Melhor aproveitamento dos materiais antes da disposição final;
- a estabilização da matéria orgânica em ambiente controlado, visando minimizar a disposição final de matéria orgânica em aterros;
- recuperação energética do biogás produzido na fase anaeróbia do processo;
- aproveitamento do material estabilizado para usos diversos, tais como cobertura de encostas e condicionador de solos;
- alinhamento com as principais diretrizes políticas do país para a gestão de resíduos;
- diversificação das técnicas de tratamento, desenvolvimento e consolidação de tecnologias.

Os biodigestores anaeróbios, nos quais os processos são controlados, podem ser classificados de acordo com a concentração de sólidos totais que operam. Reatores de via úmida, com teor de sólidos até 15 % e via seca, com teor de sólidos acima de 15 % (PROBIOGÁS, 2015). A prospecção tecnológica, objeto deste estudo, considerou as tecnologias por via seca.

No cenário brasileiro, estudos já apontam para o potencial de viabilidade do emprego da biodigestão anaeróbia como uma das etapas do tratamento de resíduos sólidos orgânicos, com foco para a possibilidade de recuperação de energia (EMAE, 2009; FADE, 2014; EPE, 2014). Dentre estes trabalhos, alguns chegaram a esboçar estudos de pré-viabilidade econômica, de forma mais ou menos ampla, baseados em dados de literatura (FEAM/DEFLOR, 2009; VIA PÚBLICA, 2012).

Nesta prospecção não foram encontradas plantas em operação com escala compatível com a realização deste tipo de tratamento da FORSU no Brasil. A Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010) apresenta como uma de suas diretrizes o incentivo ao reaproveitamento dos resíduos sólidos, incluídos a recuperação e o aproveitamento energético, por meio de tratamentos biológicos relacionados à compostagem e biodigestão anaeróbia com recuperação de energia (SÃO PAULO, 2014).

Este trabalho apresenta a prospecção tecnológica de processos de biodigestão

anaeróbia para municípios de pequeno e médio portes a partir da FORSU que culminou com a escolha de uma rota tecnológica para a instalação de uma unidade piloto no município paulista de Bertiooga, no âmbito de um projeto de pesquisa e desenvolvimento, conduzido pelo Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, com recursos da Secretaria de Desenvolvimento Econômico do Estado (TEIXEIRA et al., 2016; TEIXEIRA et al., 2018).

2 | PROCEDIMENTO METODOLÓGICO

A prospecção de alternativas tecnológicas de biodigestão anaeróbia de FORSU envolveu o levantamento de dados a partir de fontes bibliográficas em periódicos, patentes, dissertações, teses, websites de empresas, bem como contatos com fornecedores, especialistas e outras fontes secundárias, visitas técnicas e participação em feiras.

Também foi realizada uma busca de mercado para o levantamento de equipamentos, por meio de websites de empresas nacionais e internacionais, bem como consultas a fabricantes e operadores de plantas (escala industrial e laboratorial), bem como a entidades de classe brasileiras e internacionais: Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE), Associação Brasileira de Limpeza Pública (ABLP), Compromisso Empresarial Para Reciclagem (CEMPRE), Waste-to-Energy Research and Technology Council (WTERN) e International Solid Waste Association (ISWA). Municípios com projetos de instalação de biodigestores e incineradores, órgãos de controle ambientais (Brasil, 2010; CETESB, 2014), institutos de pesquisas e órgãos de fomento (Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social - BNDES e Banco Mundial) foram também consultados.

Para a realização de uma consulta abrangente e direta com fornecedores de tecnologia, no mês de novembro de 2015 foi publicado um chamamento público (BRASIL, 2014) pelo Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, visando convidar empresas a agendarem uma visita ao IPT para apresentarem suas tecnologias, no âmbito do projeto RSU-Energia (TEIXEIRA et al. 2016; TEIXEIRA et al. 2018).

As principais tecnologias disponíveis comercialmente foram organizadas tentando-se identificar o número de plantas instaladas pelo mundo, as capacidades instaladas, tipo de resíduo, recuperação de energia, fabricantes, patentes, custos de operação e implantação, entre outros.

Os dados levantados foram ponderados e pontuados levando-se em consideração o nível de maturidade da tecnologia e o grau de complexidade e de aplicabilidade no cenário de municípios brasileiros de pequeno e médio porte. Em relação à avaliação do grau de maturidade da tecnologia, considerou-se uma

escala numérica de 1 a 9, abrangendo pesquisa e desenvolvimento, inovação e comercialização, na qual quanto maior o valor, maior a maturidade. A avaliação de complexidade, em baixa, média ou alta, foi ponderada conforme o critério de que quanto mais fácil uma tecnologia em termos de instalação, operação, manutenção e nível de segurança, maior a pontuação atribuída. Já para a definição de aplicabilidade ser baixa, média ou alta, ponderaram-se variáveis como as características dos resíduos, a extensão do uso, a acessibilidade de aquisição da tecnologia considerando fornecedores e fabricantes nacionais, o nível de qualificação da mão de obra, a flexibilidade, os custos e os possíveis mercados para os produtos gerados (MACEDO et al, 2017).

Os dados obtidos na prospecção e no critério de avaliação desenvolvido foram organizados pelo nome comercial das tecnologias identificadas e pelo número de plantas instaladas. Além disso, a avaliação destas tecnologias pelos critérios estabelecidos permitiu identificar aquela que foi considerada adequada para a planta piloto do projeto.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 1 estão apresentadas as oito principais tecnologias identificadas para tratamento de FORSU e recuperação de biogás, em que são destacados: os fornecedores, o tipo de resíduo e conteúdo de sólidos com que trabalha, início aproximado do desenvolvimento e os principais métodos utilizados na prospecção tecnológica. As oito tecnologias citadas apresentam possibilidade de aproveitamento energético da FORSU a partir da produção e recuperação de metano e posterior queima do mesmo para geração de eletricidade ou calor, ou mesmo a utilização como combustível automotivo. Além da geração de energia, se a qualidade do FORSU for adequada (FORSU separado na fonte), o material resultante também pode ser utilizado como adubo orgânico na agricultura.

Considerando os contatos e as buscas em literatura e mercado, as principais tecnologias de digestão anaeróbia via seca são a Dranco, Valorga, Laran e Kompogas. Estas tecnologias vêm sendo utilizadas na Europa desde a década de 1990 para o processo de metanização aplicada ao tratamento da FORSU (REICHERT, 2005). Uma das vantagens é a possibilidade de tratamento de grandes quantidades de FORSU em processo contínuo, em plantas com capacidades frequentemente superiores a 30.000 t/ano, sendo uma opção interessante para a estabilização da matéria orgânica e produção de biogás de forma controlada. Em média, a produtividade em biogás destas tecnologias varia entre 80 Nm³/t e 120 Nm³/t, que após tratamento pode ser encaminhado a estações de cogeração de energia e calor, os quais podem ser aproveitados na própria planta ou comercializados (PROBIOGÁS, 2015).

Nestes sistemas, a adição de água ainda é essencial, o que acarreta na necessidade de um processo de desaguamento para posterior estabilização do

material digerido. O volume de água produzido é alto, necessitando de maquinaria robusta e consumo de energia para deságue (separação do material digerido), o que pode representar cerca de 30 % do custo de energia elétrica da planta (FRICKE & PEREIRA, 2014). Esta fração líquida ainda tem alta concentração de orgânicos e deve ser tratada antes da destinação final.

Tecnologia (detentores) / (processo)	Plantas	Desenvolvimento das primeiras plantas	Prospecção tecnológica
DRANCO	31 unidades	Década de 90	Página oficial da empresa OWS ¹ , vídeos ² e referências de plantas ³ , literatura, contato com o fornecedor.
Valorga	31 unidades	Década de 90	Página oficial da empresa ⁴ e do grupo de limpeza pública associada Urbaser ⁵ , vídeos e referências de plantas, literatura.
Laran- Linde	21 unidades	Final da década de 90	Literatura
Kompogas	75 unidades	Década de 90	Página oficial da empresa AxpoKompogas ⁶ e da representante Kuttner ⁷ , vídeos e referências de plantas, literatura, contato com representante no Brasil (Kuttner).
BIOferm	15 unidades	Anos 2000	Páginas oficiais da empresa ⁸ , vídeos e notícias, literatura, contato por e-mail.
Kompoferm	7 unidades	2007	Página oficial da marca ⁹ , do grupo Eggersmann ¹⁰ e de divulgação ¹¹ geral, vídeos e notícias, literatura.
Bekon	21 unidades	2009	Página oficial da empresa ¹² , vídeos e referências de plantas, literatura, contato por e-mail, patentes (US 2015/0068259 A1; US 2011/0236947 A1, US 2010/0311141 A1), contato com o fornecedor.
Methar® TMO	1 unidade em instalação	Em andamento	Página oficial da empresa ¹³ , contato com o fornecedor.

Tabela 1 – Principais fornecedores identificados na prospecção tecnológica com instalações próprias para tratamento biológico da FORSU por meio de biodigestão anaeróbia seca

Notas: 1) http://www.ows.be/household_waste/dranco/; 2) <https://www.youtube.com/watch?v=F8qiMu9Q-eo&feature=youtu.be>; 3) <http://www.ows.be/biogas-plants/references/>; 4) <http://www.valorgainternational.fr/fr/>; 5) <http://www.urbaser.es/>; 6) <http://www.axpo.com/axpo/kompogas/de/home.html>; 7) <http://www.kuttner.com.br/Default245c.html?ID=28>; 8) <http://www.biofermenergy.com/anaerobic-digestion-technology/dry-fermentation/>; <http://www.biofermenergy.com/anaerobic-digestion-2/faq/>; <http://www.biofermenergy.com/biowatch/>; 9) <http://www.kompoferm.com/en/kompoferm.html>; 10) http://www.f-e.de/new-product-development_Kompoferm_Plus.html?PHPSESSID=8804adfb702e71d2108126b6b65f94be; 11) <http://zerowasteenergy.com/our-solutions/dry-anaerobic-digestion/>; 12) <http://www.bekon.eu/>; 13) <http://methanum.com/?methanum.com.br>

Outro inconveniente dos processos em via úmida e seca em reator é a

sensibilidade à alta porcentagem de impróprios carregados junto com a fração orgânica recuperada de RSU não separado na fonte. Estes impróprios, como plásticos, metais, vidros, entre outros, frequentemente obstruem tubulações e reatores, exigindo a parada do sistema para remoção destes materiais, além de poder levar ao aumento de pressão no reator, com conseqüente aumento do risco de acidentes (GOMES et al. 2012).

A partir de 2007, foram desenvolvidos na Europa os sistemas de digestão anaeróbia via seca, conhecidos como túneis de metanização, ou sistemas de garagem. O processo biológico é o mesmo, porém, o teor de sólidos é suficientemente maior (até 50 %), ao ponto que os resíduos possam ser empilhados e transportados com pás carregadeiras ou equipamentos semelhantes. A principal vantagem deste sistema é a reduzida porcentagem de água extraída do processo, em comparação com os de via seca. Além disso, por este processo não exigir agitação mecânica, o sistema aceita uma elevada porcentagem de impróprios característicos da FORSU de países em desenvolvimento, os quais ainda não praticam uma segregação efetiva dos resíduos. Como os reatores são descontínuos, é possível associar os processos de digestão aeróbia e anaeróbia. Em média a redução de massa varia de 12 % a 25 %, na fase anaeróbia, e de 30 % a 60 %, após a estabilização em aerobiose, o que já envolve a retirada de água livre do composto. Atualmente, existem três sistemas principais para tratamento de FORSU via seca, sendo eles: Bioferm, Kompoferm - Eggersmann (Kompofermplus e SmartFerm) e Bekon.

Em geral, a planta instalada acompanha uma unidade de pré-tratamento do RSU, envolvendo pelo menos as etapas de retirada das embalagens, separação de materiais contaminantes grosseiros, como plásticos e metais, e redução do tamanho dos fragmentos. Da mesma forma, deve estar prevista ao menos uma unidade de armazenamento para o biogás produzido, e idealmente uma unidade de tratamento de gases e queimadores de segurança.

O mercado principal das tecnologias de biodigestão anaeróbia de resíduos orgânicos continua sendo o Europeu, embora seu uso comercial esteja continuamente se difundindo para outras regiões. O crescimento constante da implantação é resultado da necessidade de tratamento dos resíduos orgânicos antes da disposição em aterros, incentivado também pela possibilidade de reaproveitamento energético, principalmente com geração de eletricidade e calor.

Considerando a escassez de dados a partir de resíduos locais sobre operação e rendimentos do processo no Brasil, o “projeto RSU Energia” previu o desenvolvimento de uma planta de demonstração do processo de biodigestão anaeróbia, implantada como estudo de caso no Município de Bertioga, SP. Além de possibilitar diversas avaliações de processo, como o impacto da segregação e coleta seletiva, a aquisição de dados próprios permite a realização de um estudo mais abrangente e realista sobre a viabilidade técnica e econômica da tecnologia, considerando as condicionantes locais, num contexto de integração de rotas de tratamento.

A Tabela 2 apresenta o resultado da avaliação das tecnologias de biodigestão considerando os critérios de grau de maturidade tecnológica (TRL), quanto à complexidade e à aplicabilidade para implantação em um dado cenário (MACEDO et al, 2017). Destaca-se que esta avaliação foi realizada dentro do âmbito do projeto de pesquisa. Após avaliação e pontuação dos sistemas de tratamento da FORSU elencados neste documento (Tabela 2), dentre as opções de via seca, a melhor classificação foi apresentada pelo sistema Kompogas, pois, além da robustez, é o único identificado com representante no Brasil. No entanto, por se tratar de uma tecnologia importada, o custo de montagem e manutenção deste sistema pode representar dificuldades adicionais para contratação pela maioria dos municípios brasileiros. Deve-se ainda ressaltar que, por se tratar de um processo de biodigestão contínua, este possui sistemas complexos de alimentação da FORSU e extração do material digerido, sendo sujeito a falhas e alto valor de manutenção.

Quanto aos túneis de metanização europeus, estes parecem ser sistemas promissores para o tratamento de FORSU em pequenos municípios (em geral até 50.000 t/ano). Por ser uma abordagem mais recente para o tratamento de FORSU e devido à existência de muitas plantas ainda em escala de demonstração, a maturidade desta tecnologia foi aqui considerada em nível inferior àquelas em via seca em reator. Sendo um sistema modular, a ampliação de escala conforme a demanda local é facilitada. Em termos de complexidade, os túneis de metanização mostraram-se como sistemas mais simples que os sistemas de via seca em reator, tanto para a construção como para a operação. Considerando a operação em via seca em túneis de metanização, as três tecnologias europeias pontuaram igualmente, utilizando as informações e critérios disponíveis nas consultas realizadas.

No Brasil, a empresa Methanum está desenvolvendo a tecnologia Methar® TMO (Túneis de Metanização Otimizados) para valoração de resíduos, com baixa necessidade de segregação e pré-tratamento do RSU. A tecnologia Methar TMO obteve pontuação final menor do que as europeias, devido ao grau de maturidade da tecnologia, em início de implantação no Brasil. Contudo, por ser uma empresa nacional, em termos de aplicabilidade recebeu uma pontuação maior, pelo fato de poder fornecer a tecnologia a preços sem taxas de importação com peças e mão de obra já no mercado nacional.

Considerando as informações aqui descritas, o modelo adotado pelo projeto no IPT para a construção de uma planta de demonstração seguiu os delineamentos da via seca em túneis de metanização, tendo como condição de contorno principal obter a menor massa residual do processo, implicando em menor volume para fins de destinação.

Tecnologias	Nível de Maturidade Global	Grau de Complexidade Tecnológica	Grau de Aplicabilidade	Soma geral
DRANCO	9	4	1,6875	14,6875
Valorga	9	4	1,6875	14,6875
Laran	9	5	1,6875	15,6875
Kompogas	9	5	3,9375	17,9375
Bioferm	8	6	3,9375	17,9375
Kompoferm	8	6	3,9375	17,9375
Bekon	8	6	3,9375	17,9375
Methar TMO	5	6	5,0625	16,0625

Tabela 2– Pontuação das principais tecnologias de biodigestão anaeróbia prospectadas para tratamento de FORSU, no contexto do modelo de tomada de decisão.

Fonte: Macedo et al (2017)

Tendo como referência informações disponíveis em literatura e materiais de divulgação técnica, além de contato com fornecedores e da experiência do grupo, foi elaborado um memorial descritivo com especificações mínimas para a construção de uma planta piloto para o tratamento da FORSU. O documento que descreve a unidade de demonstração foi encaminhado para prospecção de fornecedores. Neste processo foram consultadas vinte e duas empresas com atividades relacionadas ao tema de tratamento de resíduos de forma geral, entre nacionais e internacionais.

As quatro fornecedoras de tecnologia de biodigestão anaeróbia via seca, já citadas, foram consultadas. Outras trabalham com biodigestão anaeróbia por via seca ou úmida de resíduos, em especial agropecuários. Há também algumas ligadas a tratamento ou reaproveitamento de resíduos em geral, tratamento de águas residuais e ainda empresas de engenharia que trabalham com projetos sob encomenda. Dentre todas estas, apenas duas apresentaram condições de atendimento para fornecimento de sistema por via seca.

A dificuldade de se encontrarem fornecedores aptos para construir uma planta de demonstração revela a complexidade do sistema e a pouca maturidade da tecnologia no Brasil e confirma a necessidade de avaliar o processo como um todo de forma imparcial.

Considerando os critérios avaliados como resultado da prospecção de fornecedores e a tomada de decisão com vistas à implantação futura em municípios de pequeno porte, a empresa Methanum Energia e Resíduos, proprietária da tecnologia Methar TMO, foi contratada para construir e instalar a planta piloto inicialmente idealizada pelo IPT no Município de Bertiooga. A planta encontra-se inserida em uma área de tratamento integrado amostral que atende aproximadamente 2.000 pessoas e é composta por unidades de triagem mecanizada, tratamento térmico e biológico. A capacidade de processamento da fração orgânica é de 2 t/dia e sua estrutura é composta por quatro containers de 20 m³ de capacidade útil, onde é

feito o carregamento da FORSU, uma unidade produtora de inóculo (UPI), para onde é encaminhado o lixiviado proveniente dos túneis e contém a maior parcela do consórcio microbiano responsável pelo processo. Há também um sistema de armazenamento de biogás e cogeração de energia térmica e elétrica. A unidade foi batizada em parceria pelo IPT e Methanum Energia e Resíduos como CMethar – Sistema containerizado para metanização da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos (metanização municipal), sendo a primeira planta de metanização em containers do Brasil (Figura 1). A planta entrou em fase de comissionamento e ajustes operacionais.



Figura 1 – Planta piloto de biodigestão - túneis de metanização CMethar

4 | CONCLUSÕES

Embora na Europa a tecnologia de biodigestão anaeróbia para tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos esteja mais consolidada, no Brasil esta forma de tratamento ainda está em fase de desenvolvimento. Porém, frente às novas regulamentações sobre o tratamento e disposição de resíduos, a biodigestão anaeróbia se apresenta como uma das alternativas a serem pensadas para o tratamento e redução da fração orgânica antes da disposição final do RSU.

Considerando que no Brasil, até o momento, não foram identificadas plantas de digestão anaeróbia em operação para tratamento de FORSU, em escala comercial, o grande desafio é avaliar e desenvolver esta tecnologia de tratamento adaptada à realidade brasileira, bem como identificar modelos de negócio que viabilizem economicamente estas plantas para o tratamento da FORSU em municípios de pequeno e médio porte. Iniciativas como a da planta instalada no município de Bertioga podem auxiliar no avanço da curva de aprendizagem da tecnologia no Brasil, trazendo informações de cunho operacional e de manutenção aliados à eficiência do processo, sobretudo à eficiência dos processos de separação dos resíduos.

REFERÊNCIAS

- AXPO. **Axpo Kompogas**. Disponível em: <http://www.axpo.com/axpo/kompogas/de/home.html>. Acesso em 2017.
- BEKON. **Innovative Biogas**. Disponível em: <http://www.bekon.eu/en/>. Acesso em 2017.
- BIOFERM. **BIOFerm Dry Fermentation Digester**. Disponível em: <http://www.biofermenergy.com/anaerobic-digestion-technology/dry-fermentation/>. Acesso em 2017.
- BRASIL. Lei no 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 02 ago. 2010.
- EMAE. **Elaboração de estudo de modelagem de negócio para implantação de empreendimento de geração de energia a partir de resíduos sólidos urbanos no estado de São Paulo**. Contrato ASE/LPP/2001/01/2009.
- ENGERSMANN. **KOMPOFERM Plus**. Disponível em: http://www.f-e.de/new-product-development_Kompoferm_Plus.html?PHPSESSID=8804adfb702e71d2108126b6b65f94be. Acesso em 2017.
- EPE - EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA, Nota Técnica DEA 18/14 – **Inventário Energético dos Resíduos Sólidos Urbanos**. EPE. Rio de Janeiro, 50 p. 2014.
- FADE. **Análise das Diversas Tecnologias de Tratamento e Disposição Final de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil, Europa, Estados Unidos e Japão**. BNDES, jun. 2014.
- FEAM/DEFLO. **Projeto Conceitual de um Modelo de Reator Anaeróbio para a Biometanização da Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos e de Resíduos Industriais no Estado de Minas Gerais**. 86 p. Belo Horizonte, 2009.
- FRICKE, K; PEREIRA, C. **Biodigestão: uma ferramenta tecnológica eficiente para a recuperação energética e mássica dos resíduos sólidos**. 2014. Disponível em <http://www.abes-rs.org.br/qualidade2014/qualidade2014-21-maio-manha-09h-christiane-pereira.pdf>.
- GOMES, F.C.S.P.; AQUINO, S. F.; COLTURATO, L.F.D.B. **Biometanização seca de resíduos sólidos urbanos: estado da arte e análise crítica das principais tecnologias**. Eng. Sanit. Ambient. v.17, n.3, 2012, p. 295-304.
- IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios (PNAD). 2010.
- IPEA. **Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos. Relatório de Pesquisa**. 2012.
- IPT. **RSU energia: um programa IPT de apoio às prefeituras nas decisões relativas a resíduos sólidos urbanos**. São Paulo: IPT/CT-Geo, 2016. 211 p. (Relatório Técnico 146017-205).
- KOMPOFERM. **KOMPOFERM Modular Plants**. Disponível em: <http://www.kompoferm.com/en/kompoferm.html>. Acesso em 2017.
- KUTTNER. **Tratamento biológico de resíduos**. Disponível em: <http://www.kuttner.com.br/Default245c.html?ID=28>. Acesso em 2017.
- MACEDO, L. S. ; TEIXEIRA, C. E. ; MASSOLA, C. P. ; MENDONÇA, M. A. ; LINHARES, D. C. Procedimento de apoio a tomada de decisão na seleção de rotas tecnológicas de tratamento de resíduos sólidos urbanos no âmbito de um projeto de pesquisa e desenvolvimento. In: **CONGRESSO**

BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 29.,, 2017, São Paulo. Anais.... Rio de Janeiro: Abes, 2017. p. 1-12.

METHANUM. **METHANUM Resíduo e Energia**. Disponível em: <http://methanum.com/?methanum.com.br>. Acesso em 2017.

OWS. **Biogas Plants – DRANCO**. Disponível em: http://www.ows.be/household_waste/dranco/. Acesso em 2017.

PROBIOGÁS. **RSU – O Estado da Arte da Tecnologia da Metanização Seca**. Autores: Luis Felipe de Dornfeld Braga Colturato, Felipe Correia de Souza Pereira Gomes, Tathiana Almeida Seraval, Thiago Dornfeld Braga Colturato. Publicado por Projeto Brasil – Alemanha de Fomento ao Aproveitamento Energético de Biogás no Brasil – PROBIOGÁS, 2015.

REICHERT, G.A. 2005. Aplicação da digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos: uma revisão. **In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2005, Campo Grande, Brasil. Artigos Técnicos, ABES.

SÃO PAULO (2014). **Plano de Resíduos Sólidos do Estado de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo e Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB)**. São Paulo, 2014.

TEIXEIRA, C. E.; YOSHIKAWA, N. K. ; MACEDO, L. S. . **RSU - Um programa do Governo do Estado para apoiar tecnicamente os municípios nas decisões relativas aos resíduos sólidos urbanos**. Municípios de São Paulo, São Paulo, p. 20 - 22, 01 abr. 2016.

TEIXEIRA, C. E.; MACEDO, L. S. ; MÁNEO, F. P. ; GUIMARAES, C. C. ; LEITE, D. C. ; ARDUIN, R. H. . **Research and development project to improve municipal solid waste management system: Bertioga's Case, São Paulo, Brazil**. (publicado na coluna A Glance at the World). WASTE MANAGEMENT, v. 72, p. 1-2, 2018.

URBASER. **Urbaser – Áreas de Actividad**. Disponível em: <http://www.urbaser.es/>. Acesso em 04 fev. 2016.

VALORGA INTERNATIONAL. **Valorga International**. Disponível em: <http://www.valorgainternational.fr/fr/>. Acesso em 2017.

VIA PÚBLICA. **Estudo de Alternativas de Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos**. Incinerador mass burn e Biodigestor anaeróbio. 2012. Disponível em: < <http://polis.org.br/publicacoes/estudo-de-alternativas-de-tratamento-de-residuos-solidos-urbanos-incinerador-mass-burn-e-biodigestor-anaerobio/> >. Acesso: em 11/15.

REAPROVEITAMENTO DE RESÍDUOS AGRÍCOLAS E INDUSTRIAIS PARA A PRODUÇÃO DE BIOFERTILIZANTE

Ivan Cesar Tremarin

Universidade de Santa Cruz do Sul – UNISC,
Programa de Pós-Graduação em Tecnologia
Ambiental – PPGTA
Santa Cruz do Sul, RS

Dionei Minuzzi Dalevati

Universidade de Santa Cruz do Sul – UNISC,
Programa de Pós-Graduação em Tecnologia
Ambiental – PPGTA
Santa Cruz do Sul, RS

Ênio Leandro Machado

Universidade de Santa Cruz do Sul – UNISC,
Programa de Pós-Graduação em Tecnologia
Ambiental – PPGTA
Santa Cruz do Sul, RS

Odorico Konrad

Universidade do Vale do Taquari – Univates,
Centro de Estudos de Biogás e Energias
Renováveis
Lajeado, RS

Camila Hasan

Universidade do Vale do Taquari – Univates,
Centro de Estudos de Biogás e Energias
Renováveis
Lajeado, RS

RESUMO: O reaproveitamento de resíduos orgânicos para a produção de biofertilizante por processo aeróbio é uma alternativa que pode contribuir, simultaneamente, para o tratamento

destes resíduos e gerar um produto com uso potencial na adubação de plantas. Este trabalho, realizado em reator aeróbio de escala piloto, objetivou avaliar o potencial de uma mistura de resíduos agroindustriais preparada para utilização como biofertilizante. Para tanto, analisou-se sua composição química nutricional e de possíveis contaminantes, conforme a legislação brasileira em vigor, identificando os seguintes parâmetros: a condutividade elétrica (CE), o pH e a concentração de Nitrogênio (N), Fósforo (P), Enxofre (S), Carbono Orgânico Total (COT), Carbono Inorgânico (CIT), Sólidos Totais (ST), Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) e contaminantes. Os resultados do biofertilizante mostram uma concentração de: CE (24,5 mS/cm), COT (6,6%), NTK (5%), P (0,7%), K (1,9%). **PALAVRAS-CHAVE:** reutilização de resíduos, produção de fertilizante, composição nutricional.

REUTILIZATION OF AGRICULTURAL AND INDUSTRIAL WASTE FOR THE PRODUCTION OF BIOFERTILIZER

ABSTRACT: The reuse of organic waste for the production of biofertilizer by aerobic process is an alternative that can simultaneously contribute to the treatment of these residues and generate a product with potential use in fertilizing plants. This work, carried out in a pilot scale aerobic

reactor, aimed to evaluate the potential of a mixture of agroindustrial residues prepared for use as biofertilizer. In order to do so, it was analyzed its nutritional chemical composition and possible contaminants, according to Brazilian legislation, identifying the following parameters: the electrical conductivity (EC), the pH and the concentration of Nitrogen (N), Phosphorus (P) (S), Total Organic Carbon (TOC), Inorganic Carbon (CIT), Total Solids (ST), Volatile Suspended Solids (SSV) and contaminants. The results of the biofertilizer show a concentration of: EC (24.5 mS / cm), TOC (6.6%), NTK (5%), P (0.7%), K (1.9%).

KEYWORDS: reuse of residues, production of fertilizer, nutritional composition.

1 | INTRODUÇÃO

Como tecnologia de tratamento de resíduos, a produção de biofertilizante por processo aeróbio, não é uma técnica utilizada, sendo inexplorado seu potencial. De acordo com a Instrução Normativa (IN) nº 46 do Ministério da Agricultura, os biofertilizantes caracterizam-se como potenciais substitutos dos fertilizantes químicos convencionais, contendo componentes ativos ou agentes biológicos que melhoram o desempenho do sistema de produção e que sejam isentos de substâncias consideradas contaminantes (MAPA, 2011).

Possibilitar a transformação de resíduos com alto potencial poluidor em fonte de fornecimento de nutrientes às plantas, principalmente em substituição às fontes não renováveis e escassas destes nutrientes, é uma forma de inovar garantindo maior sustentabilidade ao agronegócio, atingindo níveis satisfatórios de produtividade e menor impacto ambiental associado. Além disso, esta técnica pode contribuir para a reciclagem de nutrientes, como o fósforo e o potássio, que provém de jazidas de mineração cujas reservas têm diminuído, o que pode resultar em uma eminente crise dentro de algumas décadas (MEDEIROS *et al.*, 2003; SCHMUNDT, 2010; AMUNDSON *et al.*, 2015; STUCHI, 2015; PANTANO *et al.*, 2016).

O objetivo principal de um biofertilizante é fornecer uma parcela dos nutrientes de forma prontamente disponível às plantas e outra parcela na forma orgânica para que ocorra a transformação e disponibilização destes nutrientes no sistema de forma mais lenta. Desse modo, é muito importante a presença do carbono orgânico (MEDEIROS *et al.*, 2003; DE MEDEIROS E DA SILVA LOPES, 2006; YOKOYAMA *et al.*, 2006; BARBOSA, 2007; UPARIVONG, 2012; STUCHI, 2015).

Neste contexto, o trabalho avaliou o potencial da técnica de produção e aplicação de biofertilizante, produzido por processo aeróbio, como alternativa de reaproveitar e revalorizar resíduos orgânicos provenientes dos setores agropecuário e industrial, disponíveis na região do Vale do Taquari, no Rio Grande do Sul.

O processo de transformação dos nutrientes em reator aeróbio foi avaliado, por meio da identificação e quantificação da concentração de nutrientes e substâncias contaminantes presentes no biofertilizante, visando atender aos parâmetros

de concentração estabelecidos pela legislação brasileira, para o registro e comercialização do produto.

2 | MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Processo de produção do biofertilizante

A produção do biofertilizante foi realizada em escala piloto, em reator aeróbio com volume de 200 litros, monitorado por 21 dias. Foi elaborada uma mistura inicial de 92 litros e massa total de 92,75 kg, contendo bases orgânica, proteica, energética e mineral para *start up*. A cada 48 horas adicionou-se 4 kg de novas bases, compostas por açúcar (45%), ureia (10%), cinza de madeira (5%) e calcário dolomítico filler (40%), como forma de enriquecimento.

As bases, são resíduos específicos com altos teores de elementos necessários ao crescimento de microrganismos no reator ou ainda, com a finalidade de aumentar a concentração de determinado elemento químico do biofertilizante. Portanto, uma base orgânica deve possuir elevado teor de carbono orgânico, nitrogênio e energia.

O experimento foi conduzido junto ao Centro de Estudos em Biogás e Energias Renováveis (CEBER) da Universidade do Vale do Taquari – Univates, coordenadas geográficas no *Datum WGS-1984*, *Lat: 29°13'18.75"S e Long: 51°53'58.55"O*. As análises laboratoriais do processo de produção foram realizadas em laboratórios da Universidade de Santa Cruz do Sul.

Os resíduos para a produção do biofertilizante foram coletados conforme geração e disponibilidade regional. Os mesmos foram estocados no CEBER durante o processo de produção. Os resíduos utilizados para *start up* e os adicionados a cada 48 horas foram: dejetos bovinos, resíduos de biorreator anaeróbio, resíduo de indústria alimentícia com alto teor de açúcar, lodo ativado de estação de tratamento de efluentes de indústria alimentícia, cinza de madeira proveniente de caldeiras, glicerina, calcário dolomítico filler e bicarbonato de sódio.

No transcorrer do processo de produção do biofertilizante, que teve duração de 21 dias, foram monitorados os seguintes parâmetros: Condutividade Elétrica, pH, Nitrogênio Total (NT), Nitrogênio Orgânico (N-Org.), Nitrogênio Amoniacal (N-Amon.), Nitrato, Nitrito, Fósforo Total (P-Tot.), Fosfato, Enxofre Total (S), Carbono Orgânico Total (COT), Carbono Inorgânico Total (CIT), Sólidos Totais (ST) e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV).

A temperatura média ambiente foi monitorada por uma estação meteorológica automática presente no CEBER, a medição de temperatura ocorreu 24 horas ao dia, sendo realizada uma leitura a cada 15 minutos.

O pH e a CE foram monitorados a cada dois dias, do dia 0 até o dia 21, sendo o dia 0 a data do *start up* do reator. Os demais parâmetros foram monitorados a

cada sete dias, totalizando quatro amostras analisadas nos dias 0, 7, 14 e 21. O enriquecimento da mistura foi realizado sempre após a coleta das amostras analisadas.

Na amostra do dia 21 (amostra final) a aeração foi desligada e o biofertilizante passou por processo de decantação de duas horas, sendo descartados o lodo de fundo e o material sobrenadante. O material resultante (meia fase) passou por um processo de filtragem com peneira de 1,2 mm para evitar o entupimento dos gotejadores, utilizados posteriormente no teste agrônômico, para a introdução do biofertilizante no substrato contendo as plantas teste.

Os volumes resultantes ao final do processo estão apresentados na Tabela 1.

Descrição	Volume (L)
Biofertilizante (bruto) no final do processo	103
Lodo	28
Sobrenadante	7
Sólidos filtrados em peneira 1,2 mm	6
Biofertilizante para fertirrigação (meia fase filtrada)	62

Tabela 1 – Volumes de produtos resultantes do processo de transformação no reator

As análises do processo de produção foram realizadas como forma de identificar o aumento da concentração de nutrientes e a forma de disponibilidade dos mesmos, através da CE e dos teores de N, P e C. Como forma de manter condições favoráveis para o desenvolvimento de microrganismos, foram avaliados parâmetros como o pH, que foi monitorado a cada dois dias (corrigido quando necessário) e a concentração de SSV, utilizada como forma de medir o crescimento da biomassa do sistema (MOTA E VON SPERLING, 2009; METCALF E EDDY, 2016).

O produto final (62 L) foi armazenado em embalagens de 2 litros vedadas, protegidas da luz, em temperatura ambiente. Após repouso de 45 dias nestas condições, encaminhou-se uma amostra para análise de macro e microelementos e de contaminantes químicos (metais pesados prejudiciais à saúde humana), no Laboratório de Solos – LabSolo, da Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS. Os contaminantes microbiológicos (ovos viáveis de helmintos, coliformes termotolerantes e *Salmonella sp.*), foram analisados na Central Analítica, da Universidade de Santa Cruz do Sul. Nestas análises se buscou a verificação dos parâmetros determinados pelas Instruções Normativas nº 25 e 27 do Ministério da Agricultura (MAPA, 2006; 2009).

Mediu-se instantaneamente o pH com pHmetro digital portátil (Digimed, DM-2P) e a CE com condutivímetro portátil (Instrutherm, CD-880), cujas amostras avaliadas eram coletadas com o reator em agitação, em Becker de 1 litro.

Para as amostras destinadas às análises dos sólidos e nutrientes, adotou-se o mesmo procedimento, com o reator em agitação, coletando-se três frascos em

cada amostragem: um para sólidos e análise elementar (C, N e S), sem preservação (frasco plástico com 1 litro de amostra – Frasco 1), um para nitrogênio, com preservação (frasco plástico com 500 ml de amostra – Frasco 2) e outro para fósforo com preservação (frasco de vidro com 300 ml de amostra – Frasco 3).

A preservação das amostras foi realizada com ácido sulfúrico (P.M. 98,08), adicionado até atingir pH 2. Após a coleta e preservação, as amostras eram resfriadas e analisadas após um período de 16 h. Cada frasco seguiu o seguinte procedimento de análise:

Frasco 1: a amostra para análise de ST e SSV, foi realizada por metodologia descrita no *Standard Methods* (APHA, 2005), SMEWW 2540B para ST e SMEWW 2540 E para SSV e a análise elementar de C, N e S em analisador elementar de modelo PE-2400 - Series II CHNS, da marca PerkinElmer, que efetua a identificação dos compostos por combustão dos elementos (separação por cromatografia frontal) e detecção dos gases gerados por TCD (detector de condutividade térmica).

Frasco 2: analisou-se uma fração da amostra por metodologia descrita no *Standard Methods*, para N-Amoniacal (SMEWW 4500-NH3 B) e Nitrito (SMEWW 4500-NO2 B), para o Nitrato utilizou-se a NBR12620; a outra fração, passou por filtragem a vácuo com papel filtro de poro de 45 μm e posteriormente em filtro de seringa de poro de 45 μm . Em seguida, a amostra foi diluída em balão volumétrico de 50 ml, na proporção 1:50, e passada pelo analisador TOC-L, pelo método de Oxidação por Combustão Catalítica a 680 °C e detecção por infravermelho não dispersivo (NDIR), para determinação de COT, CI, S e N.

Frasco 3: a amostra foi analisada por metodologia descrita no *Standard Methods*, para P-Tot (SMEWW 4500-P E) e Fosfato (SMEWW 4500-P A).

A Figura 1 ilustra o fluxograma do processo de análises químicas.

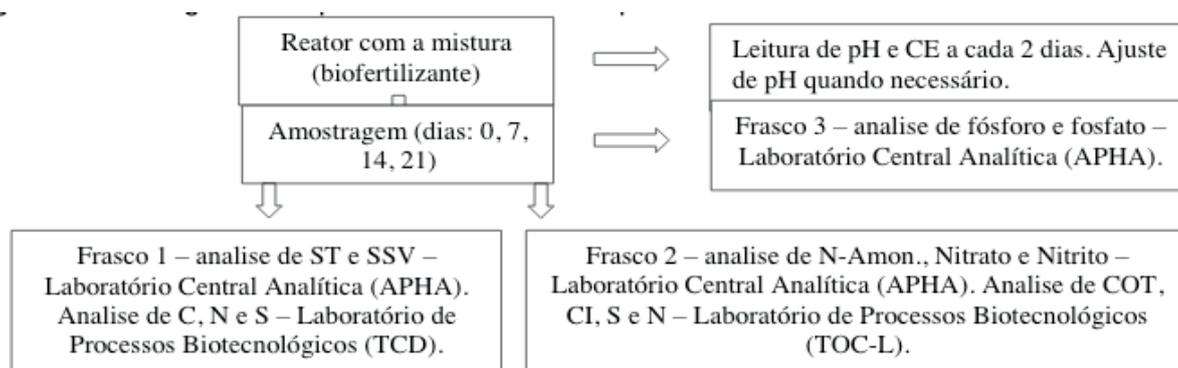


Figura 1 – Fluxograma do processo de análises químicas realizadas

2.2 Diluição do biofertilizante para solução de fertirrigação

Após a conclusão da produção do biofertilizante, procedeu-se com os testes de diluição do mesmo, que consistiram no preparo de uma solução de fertirrigação que não provocasse toxicidade nutricional à planta e que fornecesse os nutrientes

necessários para as plantas teste. O parâmetro utilizado para determinar essa diluição se baseou na condutividade elétrica, que de acordo com (SANHUEZA, 2007; ANTUNES *et al.*, 2016)2007; <style face="smallcaps">Antunes</style><style face="italic"> et al.</style>, 2016, deve ficar entre 1,4 a 1,8 mS/cm.

Adotou-se a CE padrão de 1,6 mS/cm, medida com condutivímetro de bolso (Instrutherm, CD-880), para os testes de diluição, realizados em triplicata. Atingiu-se a CE padrão, com a diluição de 200 ml de biofertilizante em 20 L de água, proveniente de poço tubular profundo, obtendo-se, portanto, uma diluição de 1:100.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 Processo de produção do biofertilizante

Nesse item, será abordada a discussão de resultados referente ao processo de produção do biofertilizante, onde a temperatura média ambiente foi de 23,6 °C, sendo, a menor temperatura de 16 °C e a maior de 35,4 °C.

Todos os resultados demonstrados foram obtidos diretamente dos laudos, com exceção do N-Org. que foi obtido pela diferença entre NTK e N-Amon.

O controle da faixa adequada de pH (Figura 2) visou a manutenção de condições que permitissem o crescimento de microrganismos no meio (Mota e Von Sperling, 2009; Metcalf e Eddy, 2016).

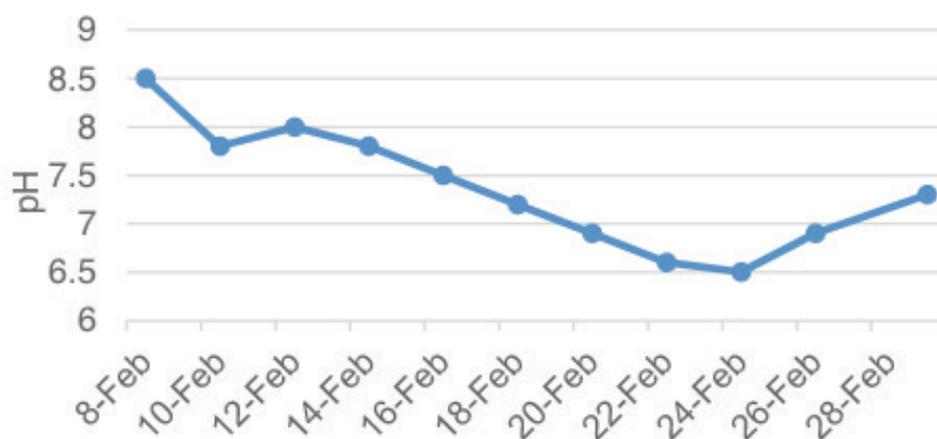


Figura 2 – Variação do pH no processo de produção do biofertilizante

Nesse sentido, no processo de produção do biofertilizante ocorre o consumo de produtos alcalinos para manter o pH dentro dos padrões aceitáveis, esse fato indica a busca por resíduos alcalinos para compor a mistura inicial e reduzir a demanda por calcário agrícola.

O pH no biorreator manteve uma faixa de variação entre pH 6,5 a 8,0, com exceção do início do experimento (*start up*).

Em relação ao estudo da CE (Figura 3), teve como objetivo monitorar o aumento da concentração de sais, quanto maior a CE para um fertilizante, maior a concentração de macro e microelementos, o que representa uma menor quantidade de fertilizante a ser diluída para a solução de fertirrigação.

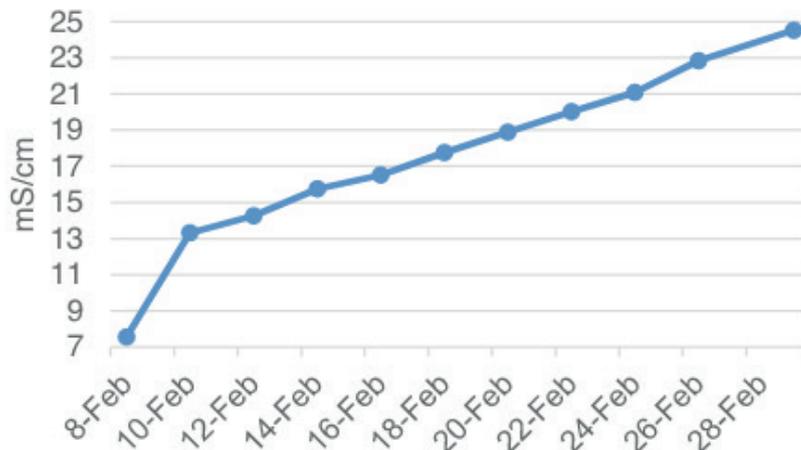


Figura 3 – Variação da CE no processo de produção do biofertilizante

O experimento obteve uma concentração final, com mais de três vezes a concentração inicial de sais, iniciando em 7 mS/cm e ao término do experimento apresentando 24,5 mS/cm.

Obteve-se o aumento na concentração dos sólidos (Figura 4), no processo de produção, com o aumento dos ST e dos SSV.

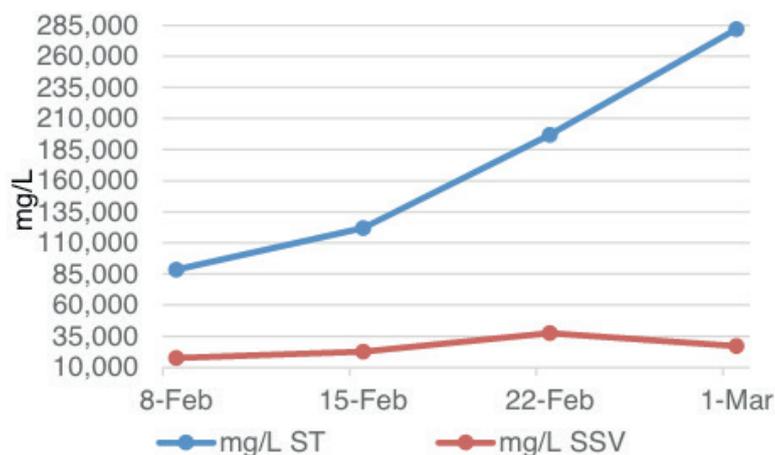


Figura 4 – Concentração de Sólidos no processo de produção do biofertilizante

A elevação dos SSV indica que houve o crescimento da população de microrganismos, mesmo com o aumento da concentração de sais. As adições/enriquecimento a mistura do biofertilizante não apresentaram elementos com toxicidade que impedisse o desenvolvimento de microrganismos (Mota e Von Sperling, 2009; Metcalf e Eddy, 2016). No entanto, observa-se que, o crescimento

dos SSV não acompanhou a mesma ordem de crescimento dos ST.

A Figura 5 demonstra o comportamento do fósforo total e do fosfato, o incremento do fósforo total ocorreu até terceira amostra, já o fosfato teve uma diminuição a partir da adição de calcário dolomítico para ajuste do pH (segunda amostra), o que indica ocorreu a precipitação na forma de fosfato de cálcio.

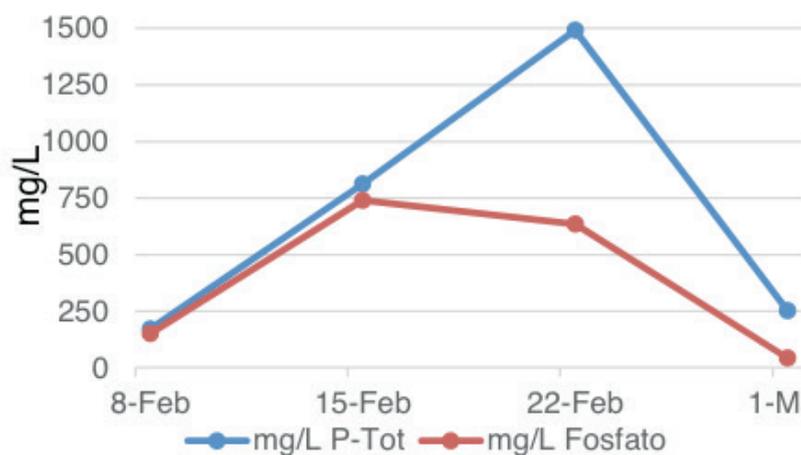


Figura 5 – Fósforo no processo de produção do biofertilizante

Na amostra final, devido ao processo de decantação, houve a diminuição de ambas as formas do fósforo, tanto por precipitação quanto pela remoção da biomassa sobrenadante, o que corrobora com os processos descritos e estudados anteriormente por outros autores (Mota e Von Sperling, 2009; Metcalf e Eddy, 2016).

Para o biofertilizante as duas formas de fósforo são importantes, tanto a fração orgânica como a mineral. O pH do solo ou do substrato influenciam diretamente na absorção do fósforo pelas plantas, sendo uma das formas de absorção o fosfato, no entanto algumas formas podem ser insolúveis, como o fosfato de cálcio (Mota e Von Sperling, 2009; Meurer, 2015; Metcalf e Eddy, 2016).

O fósforo é um elemento muito importante a ser recuperado no processo de produção de biofertilizante, devido a ser um macroelemento que desempenha funções fisiológicas importantes nas plantas. Além de ser um nutriente proveniente da extração mineral, cujas reservas são escassas e sua extração ser de alto impacto ambiental (Schmundt, 2010; Meurer, 2015; Pantano *et al.*, 2016).

Os teores do fósforo podem ser elevados, principalmente se em substituição à decantação for utilizada filtração direta. Fato que aponta para a busca de novos procedimentos relacionados ao elemento e também a um produto alternativo ao calcário agrícola, para evitar a precipitação na forma de fosfato de cálcio.

Neste sentido, para o elemento P, devem ser realizadas novas pesquisas para adequar e aprimorar o processo de produção do biofertilizante a partir da introdução de novas alternativas de produtos para ajuste do pH.

A Figura 6 demonstra o comportamento do N. As formas preferenciais de

absorção de N pelas plantas são a forma de nitrato e de nitrogênio amoniacal, no entanto, a forma orgânica também é uma importante fonte de reserva. Os resultados do N demonstraram o aumento da concentração deste elemento. Para o nitrito, que representa uma forma tóxica de nitrogênio, as concentrações foram baixas, o que é um fator positivo (Mota e Von Sperling, 2009; Metcalf e Eddy, 2016).

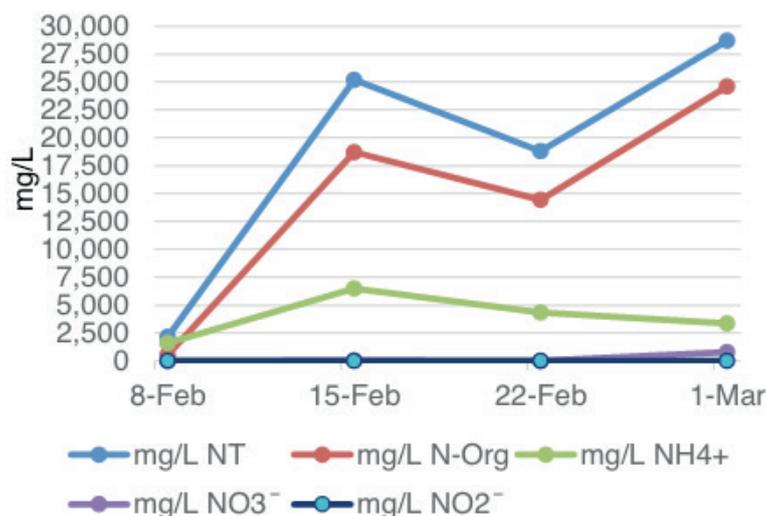


Figura 6 – Concentração de Nitrogênio no processo de produção do biofertilizante

O processo de decantação, diferentemente do fósforo, não influenciou na concentração de N da amostra final, com valores aumentados confirmados no laudo final de macro e microelementos.

A elevação dos teores de N, observada na segunda amostragem (15/fev) – Figura 6, se justifica devido a adição de 1,5 Kg de ureia no período de 10/02.

O comportamento do C (Figura 7), que representa importante elemento em fertilizantes orgânicos devido as suas influências nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo e/ou substratos. Sua degradação tem influência direta na disponibilização de nutrientes para as plantas, principalmente do N. Além disso, é um elemento obrigatório com garantias mínimas para registro de alguns fertilizantes orgânicos (Mapa, 2009; Mota e Von Sperling, 2009; Meurer, 2015).

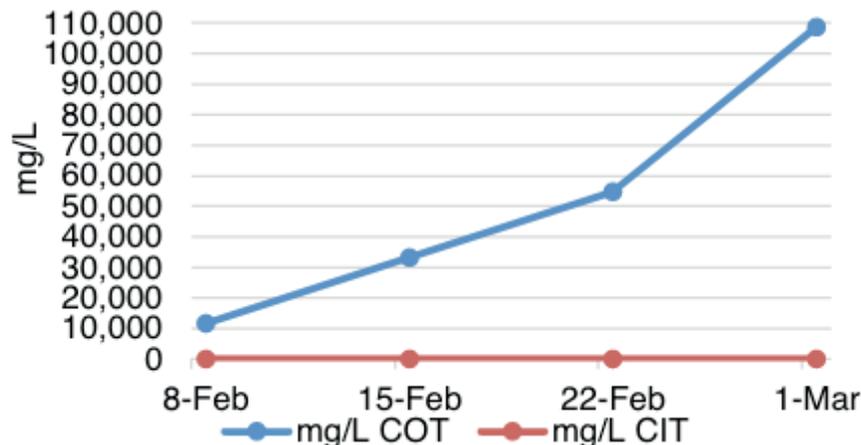


Figura 7 – Concentração de Carbono no processo de produção do biofertilizante

Os valores de C alcançados são crescentes em todas as amostras, com valor final acima da quantidade exigida pela legislação brasileira para fertilizantes orgânicos líquidos, cujo percentual mínimo de COT é de 6% (Mapa, 2009). O valor de Carbono Inorgânico Total (CIT) ficou abaixo de 20 mg/L em todas as amostras devido a origem orgânica dos produtos que compõem a mistura do biofertilizante.

3.2 Composição nutricional final e elementos controlados

Os resultados apresentados na Tabela 2 demonstram a composição química do biofertilizante após o período de repouso de 45 dias, contados a partir da data de finalização do processo de sua produção.

O laudo final apresenta uma diminuição da concentração de COT de 10,85% para 6,6%, mesmo com a redução, o valor do COT é válido para o registro do produto como biofertilizante. O valor do NTK saltou de 2,79% da última amostra do biorreator para 5%. O pH passou por uma leve redução, mantendo-se em 6,4 dentro da faixa adequada para biofertilizantes.

Parâmetros Gerais			
Descrição	Concentração	%	Máximo Permitido (Mapa/Fepam)
Umidade – m/m	-	55	Não há
pH	6,4	-	Não há
Densidade – kg/m ³	1113	-	Não há
Carbono Orgânico – g/L	66	6,6	Não há
Macroelementos Essenciais as Plantas			
Nitrogênio (TKN) - g/L	50	5	Não há
Fósforo - g/L	7	0,7	Não há
Potássio - g/L	19	1,9	Não há
Cálcio - g/L	28	2,8	Não há
Magnésio - g/L	13	1,3	Não há
Enxofre - g/L	6,7	0,67	Não há

Microelementos Essenciais as Plantas			
Cobre - mg/L	44	0,0044	203 - Fepam*
Zinco - mg/L	65	0,0065	120 - Fepam*
Ferro - g/L	1,2	0,12	Não há
Manganês - mg/L	279	0,0279	Não há
Cobre - mg/L	44	0,0044	Não há
Cobalto - mg/L	< 0,003	0,0000002	203 - Fepam*
Molibdênio - mg/L	0,3	0,00003	Não há
Boro - mg/L	8	0,0008	Não há
Elementos Importantes as Plantas			
Sódio - g/L	2,6	0,26	Não há
Elementos Controlados pelo MAPA e Meio Ambiente			
Cobre - mg/L	44	0,0044	203 - Fepam*
Zinco - mg/L	65	0,0065	120 - Fepam*
Cádmio - mg/L	< 0,002	-	3 - MAPA
Cromo - mg/L	< 0,004	-	2 - MAPA
Níquel - m g/L	2	0,0002	70 - MAPA
Chumbo - mg/L	12	0,0012	150 - MAPA
Arsênio - mg/L	< 0,02	0,0000002	20 - MAPA
Selênio - mg/L	< 0,04	0,0000002	80 - MAPA
Mercúrio μ g/L	0,3	-	1 - MAPA

*Limites de concentração exigidos para amostras de solo, para região geomorfológica 1, conforme Portaria Fepam 085/2014 não exigidos pelo MAPA. Para aplicação, o biofertilizante é diluído 1:100. Tabela 2 – Nutrientes e Contaminantes Químicos do Biofertilizante

Não foram analisados microelementos devido à complexidade que envolve as reações químicas dos mesmos no processo produtivo, apenas são apresentados devido a necessidade de contê-los no laudo para registro no MAPA e para análise dos considerados como contaminantes.

Para os elementos controlados pelo MAPA e pela Fepam, as concentrações ficaram muito abaixo dos limites máximos estabelecidos pela legislação. Na Tabela 2, dos elementos controlados, optou-se pela utilização do padrão estabelecido pela IN 27/2006 do MAPA para Cr, Ni, Pb e Hg em detrimento dos padrões estabelecidos pela Portaria 085/2014 da Fepam, tendo em vista que o critério para registro é a legislação do MAPA e a Fepam estabelece a concentração dos elementos por quilograma de solo. Para o Cu, Co e Zn, considerou-se a legislação da Fepam. Neste aspecto, há de se considerar que, o biofertilizante será diluído para fertirrigação na proporção 1:100.

Em relação aos padrões microbiológicos os resultados dos laudos demonstram concentrações abaixo dos limites máximos estabelecidos para o registro do produto, conforme a Tabela 3.

Descrição	Concentração	Máximo Permitido pela Legislação
Coliformes termotolerantes - NMP/g de MS	$< 3,0 \times 10^{-1}$	1.000,00
Ovos viáveis de helmintos - nº em 4g ST	0,00	1,00
Salmonella sp.	Ausência em 10 mL	Ausência em 10 g de matéria seca

Tabela 3 – Concentração microbiológica de contaminantes do Biofertilizante

Como a mistura do biofertilizante foi composta por dejetos animais não tratados, havia a possibilidade de contaminantes microbiológicos. Entretanto, os resultados demonstraram que o processo de produção adotado teve efeito positivo sobre a eliminação dos contaminantes microbiológicos, o que favorece a redução de riscos de uso, inclusive, para a aplicação via foliar.

4 | CONCLUSÕES

Os resultados da composição nutricional e de contaminantes verificados para o produto testado, mostraram-se satisfatórios para que o biofertilizante possa ser registrado e comercializado, no entanto, novos estudos e pesquisas referentes ao teor do fósforo são necessários, principalmente em substituição ao calcário agrícola, para evitar a precipitação na forma de fosfato de cálcio.

Evidenciou-se, portanto, o potencial que o biofertilizante possui para o reaproveitamento de resíduos orgânicos disponíveis na região do Vale do Taquari e consequente elaboração de um produto destinado ao fornecimento de nutrientes às plantas.

Referente ao nitrogênio total, considerando que o resultado foi atingido em parte com adição de ureia, fonte que não é permitida para registro como fertilizante destinado a agricultura orgânica, novos estudos devem buscar uma fonte orgânica rica em N, como por exemplo derivados da soja, peixes, algas ou carne.

O estudo do processo de produção tornou possível aprofundar o conhecimento sobre o comportamento do reator, nutrientes e sólidos analisados.

REFERÊNCIAS

AMUNDSON, R. et al. Soil and human security in the 21st century. *Science*, v. 348, n. 6235, p. 1261071, 2015. ISSN 0036-8075.

ANTUNES, L. E. C.; REISSER JÚNIOR, C.; SCHWENGBER, J. E. **Morangueiro**. Brasília, DF: Embrapa: 589 p. 2016.

BARBOSA, A. S. D. M., M. B. **Potencial de ação elicitora dos biofertilizantes líquidos na indução de resistência sistêmica vegetal**. Revista Brasileira de Agroecologia, v. 2, n. 2, 2007. ISSN 1980-9735.

DE MEDEIROS, M. B.; DA SILVA LOPES, J. **Biofertilizantes líquidos e sustentabilidade agrícola**. Bahia Agrícola. Salvador. v. 7, 2006.

MAPA, M. D. A., PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. **Instrução Normativa SDA nº 27 de 05 de junho de 2006 (alterada pela IN SDA nº 7, de 12/04/2016) - Os fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes, para serem produzidos, importados ou comercializados, deverão atender aos limites estabelecidos nesta Instrução Normativa no que se refere às concentrações máximas admitidas para agentes fitotóxicos, patogênicos ao homem, animais e plantas, metais pesados tóxicos, pragas e ervas daninhas**. Brasília: Republicada no D.O.U. de 02 de maio de 2016, 2006.

_____. **Instrução Normativa SDA nº 25 de 23 de julho de 2009 - Aprova as normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, otganominerais e biofertilizantes destinados à agricultura**. Brasília: D.O.U. de 28 de julho de 2009.

_____. **Instrução Normativa SDA nº 46 de 06 de outubro de 2011 - Estabelece o regulamento técnico para os sistemas orgânicos de produção, bem como as listas de substâncias e práticas permitidas para uso nos Sistemas Orgânicos de Produção**. Brasília: D.O.U. de 07 de outubro de 2011.

MEDEIROS, M. D.; WANDERLEY, P.; WANDERLEY, M. **Biofertilizantes líquidos: processo trofobiótico para proteção de plantas em cultivos orgânicos**. Biotecnologia Ciência & Desenvolvimento. 31: 38-44 p. 2003.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. 5. Ed. Porto Alegre: AMGH Editora Ltda., 2016. ISBN 9788580555233.

MEURER, E. J. **Fundamentos de química do solo**. Porto Alegre, RS: Evangraf, 2015. ISBN 978-85-7727-225-9.

MOTA, F.; VON SPERLING, M. **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: ABES 2009.

PANTANO, G. et al. **Sustainability in phosphorus use: a question of water and food security**. Química Nova, v. 39, n. 6, p. 732-740, 2016. ISSN 0100-4042.

SANHUEZA, R. M. V. **Produção de morangos no sistema semi-hidropônico**. IV Seminário Brasileiro sobre Pequenas Frutas. Bento Gonçalves, RS: Embrapa: 61 p. 2007.

SCHMUNDT, H. **Essential Element Becoming Scarce: Experts Warn of Impending Phosphorus Crisis**. Spiegel International, Apr. 2010. 2010. Disponível em: < <http://www.spiegel.de/international/world/essential-element-becoming-scarce-experts-warn-of-impending-phosphorus-crisis-a-690450.html> >. Acesso em: 20 abr. 2016.

STUCHI, J. F. **Biofertilizante: um adubo líquido de qualidade que você pode fazer**. Embrapa Amapá-Fôlder/Folheto/Cartilha (INFOTECA-E). Brasília, DF: Embrapa 2015.

UPARIVONG, S. **Bioclean and liquid biofertilizers a new way to the green area**. International Journal of GEOMATE, v. 2, n. 1, p. 144-147, 2012.

YOKOYAMA, T. et al. **Biofertilizer Manual**. Tokio: Japan, 2006. ISBN 4-88911-301-0 C0550. Disponível em: < http://www.fnca.mext.go.jp/bf/bfm/pdf/Biofertilizer_Manual.pdf >. Acesso em: 10 abr. 2016.

REMOÇÃO DE AMÔNIA POR ADSORÇÃO COM ARGILA BENTONITA

Juliana Dotto

Programa de Pós-Graduação em Engenharia
Química – UNIOESTE
Toledo-PR

Aline Roberta de Pauli

Curso de graduação/pós-graduação em
Engenharia Química – UNIOESTE
Toledo-PR

Isabella Cristina Dall’ Oglio

Programa de Pós-Graduação em Engenharia
Química – UNIOESTE
Toledo-PR

Fernando Rodolfo Espinoza-Quiñones

Curso de graduação/pós-graduação em
Engenharia Química – UNIOESTE
Toledo-PR

Helton José Alves

UFPR – Setor Palotina
Palotina-PR

de aterro sanitário. Assim, caracterizou-se a argila bentonita por Microscopia Eletrônica de varredura, Fisissorção de Nitrogênio, Difração de raios-X e basicidade. O tratamento da solução sintética seguiu um Planejamento Experimental em dois níveis mais ponto central, avaliando-se as variáveis massa de adsorvente, velocidade de agitação e pH e a resposta quantidade de amônia adsorvida. Os resultados mostraram que a variável massa de adsorvente é significativa no processo adsorvente, sendo a massa de adsorvente e a quantidade de amônia adsorvida inversamente proporcionais. O ponto de máxima remoção atingiu uma quantidade de amônia adsorvida de 18,10 mg g^{-1}_{ads} , correspondente a uma redução de 73,27 % deste contaminante.

PALAVRAS-CHAVE: Remoção de Amônia, Argila Bentonita, Adsorção, Planejamento Experimental, Efluente Sintético.

REMOVAL OF AMMONIA BY ADSORPTION WITH BENTONITE CLAY

ABSTRACT: Ammonia, a contaminant present in landfill leachate, causes toxicity increase of liquid effluents and consequent soil contamination when they are deposited. Thus, the removal of the same becomes of interest when in view of the environmental appeal. For this purpose,

RESUMO: A amônia, contaminante presente em lixiviados de aterros sanitários, causa aumento da toxicidade de efluentes líquidos e consequente contaminação do solo quando da deposição destes. Desta forma, a remoção da mesma se torna de interesse quando em vista o apelo ambiental. Para tanto, se propôs um estudo que utilizou a adsorção com argila bentonita para remoção de amônia de efluente sintético com quantidade similar à presente em lixiviados

a study was proposed that used the adsorption with bentonite clay for removal of ammonia from synthetic effluent with a quantity similar to the present in landfill leachate. Thus, bentonite clay was characterized by Scanning Electron Microscopy, Nitrogen Physisorption, X-ray Diffraction and basicity. The treatment of the synthetic solution followed an Experimental design in two levels with center point, evaluating the variables that are adsorbent mass, agitation velocity and pH and the response amount of ammonia adsorbed. The results showed that adsorbent mass is a significant variable in the adsorptive process, with the adsorbent mass and the amount of ammonia adsorbed inversely proportional. In the maximum removal point was obtained an amount of adsorbed ammonia of $18,10 \text{ mg g}^{-1}_{\text{ads}}$, corresponding to a reduction of 73.27% of this contaminant.

KEYWORDS: Ammonia removal, bentonite clay, adsorption, experimental design, synthetic effluent.

1 | INTRODUÇÃO

Entre as diversas formas de tratamento de lixiviados de aterro sanitário, a adsorção se caracteriza como uma operação unitária de contato entre sólido e fluido, ocorrendo a transferência de massa da fase fluida para a fase sólida (CAVALLARI, 2012).

Argilas podem ser consideradas promissoras matérias primas para aplicação na remoção de amônia de lixiviados, devido à sua versatilidade e baixo custo. São materiais naturais resultantes da mistura de diversos minerais, argilosos ou não, além de matéria orgânica e outras impurezas. A estrutura, mineralogia e química da superfície das argilas são as responsáveis pelo seu importante papel na área ambiental, e sua utilidade em aplicações ambientais e industriais. A maioria dos argilominerais é composto principalmente por camadas contendo folhas de sílica e alumina, que pertencem à classe dos silicatos de camada ou grupo dos filossilicatos (GARDOLINSKI *et al.*, 2003).

Dentre as mais utilizadas em questões ambientais, a argila bentonita é composta principalmente por montmorilonita, sendo que ambas pertencem ao grupo dos filossilicatos 2:1, cujas placas são caracterizadas por estruturas constituídas por duas folhas tetraédricas de sílica com uma folha central octaédrica de alumina unidas por átomos de oxigênio comuns a ambas as folhas (PAIVA *et al.*, 2008). A bentonita é matéria prima abundante, de baixo custo e viável para processos industriais como tratamento de efluentes por adsorção.

2 | OBJETIVO

O objetivo deste estudo é a remoção da amônia de solução sintética que busca simular a quantidade deste contaminante em lixiviado de aterro sanitário, utilizando

como forma de tratamento a adsorção com argila bentonita, tendo como motivação a remoção pela alta toxicidade que a amônia confere a este efluente líquido.

3 | MATERIAIS E MÉTODOS

A argila bentonita utilizada nos estudos foi cedida pelo Centro de Revestimentos Cerâmicos (São Carlos/SP), sendo moída e classificada granulometricamente em peneira de 45 μm e acondicionada em frasco plástico em local protegido de umidade. A mesma foi caracterizada por Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV), Fisissorção de Nitrogênio, Difração de raios X (DRX) e avaliação de Basicidade com indicadores de Hammett.

A solução sintética de amônia de 1000 mg L⁻¹ foi preparada dissolvendo-se o pó de cloreto de amônio (Anidrol®) em água Milli-Q. A quantificação da concentração final da solução sintética foi determinada pelo método do Fenato.

A solução sintética preparada passou por tratamento por adsorção em shaker Tecnal TE-421, utilizando como adsorvente a argila bentonita caracterizada. Para realização destes experimentos, propôs-se a utilização de um Planejamento Experimental em dois níveis mais ponto central, avaliando-se as variáveis independentes massa de adsorvente, velocidade de agitação e pH sobre o processo de adsorção. O pH da solução sintética foi ajustado com a adição de soluções ácidas ou básicas. A metodologia de superfície de resposta foi usada para obtenção de um modelo matemático empírico que representasse a influência das variáveis independentes no processo de adsorção. As condições experimentais utilizadas foram: 30 mL de volume de solução sintética de amônia, adsorvente com diâmetro 45 μm , temperatura de 30°C e tempo de adsorção de 24 horas. Após a adsorção, as amostras foram centrifugadas para separação da solução tratada e do adsorvente, sendo a concentração final determinada pelo método Fenato. As variáveis independentes assumiram os valores apresentados na Tabela 1, sendo os experimentos realizados em quadruplicata e octuplicata no ponto central.

Massa de adsorvente (g)	1,5	2,25	3
Velocidade de agitação (rpm)	50	100	150
pH	4	6	8

Tabela 1: Variáveis codificadas e reais para planejamento experimental.

A quantidade de amônia removida pelo adsorvente foi calculada pela Equação (1).

$$q = \frac{V_{\text{solução}} \cdot (C_i - C_f)}{m_{\text{ads}}}$$

Equação (1)

Onde q é quantidade de amônia adsorvida pelo adsorvente, em $\text{mg}_{\text{amônia}} \text{g}^{-1}_{\text{ads}}$; $V_{\text{solução}}$ é o volume de solução sintética de amônia em contato com o adsorvente, em L; C_i é a concentração inicial da solução sintética de amônia, em mg L^{-1} ; C_f é a concentração da solução sintética de amônia após tratamento, em mg L^{-1} e m_{ads} é a massa do adsorvente em base seca, em g.

4 | RESULTADOS E DISCUSSÕES

Numa primeira etapa, caracterizou-se o adsorvente argila bentonita. A análise da basicidade com indicadores de Hammett permitiu a confirmação da presença de sítios básicos na argila bentonita. Os resultados, apresentados na Tabela 2, mostram que, para valores maiores de pK_{BH} , tais como os dos indicadores azul de timol, fenolftaleína, 4-nitroanilina e 2,4-dinitroanilina, não foram detectados sítios básicos para a argila bentonita, o que permite concluir que a mesma não possui sítios ativos básicos com força muito elevada.

pK_{BH}	Sítios básicos (mmol g^{-1})
3,3 (Amarelo dimetil)	0,1194
6,8 (Vermelho neutro)	0,0587
8,8 (Azul de timol)	-
9,8 (Fenolftaleína)	-
15 (2,4-Dinitroanilina)	-
18,4 (4-nitroanilina)	-
Total	0,1781

Tabela 2 – Quantidade de sítios básicos para cada faixa de pK_{BH} para a argila bentonita

Os resultados de Fisissorção de Nitrogênio, apresentados na Tabela 3, mostram que a argila bentonita possui consideráveis área superficial e volume do poro, o que mostra seu potencial como adsorvente. Já o diâmetro do poro indica mesoporos (diâmetro entre 20 Å e 500 Å) (TEIXEIRA *et al.*, 2001).

Área superficial ($\text{m}^2 \text{g}^{-1}$)	Volume do poro ($\text{c}^3 \text{g}^{-1}$)	Diâmetro do poro (Å)
46,008	0,113	36,74

Tabela 3 – Área superficial, volume do poro e diâmetro do poro para a argila bentonita.

A técnica de DRX foi utilizada para a determinação qualitativa das fases cristalinas presentes na argila bentonita. A Figura 1 apresenta os resultados obtidos, evidenciando as fases cristalinas Montmorilonita (M: $\text{Na-Mg-Al-Si}_4\text{O}_{11}$) a $7,2^\circ$, $18,5^\circ$, 20° , 28° e 35° , Quartzo (Q: SiO_2) a 21° e 27° e Albita (A: $\text{Na(AlSi}_3\text{O}_8)$) a 22° , $29,5^\circ$ e

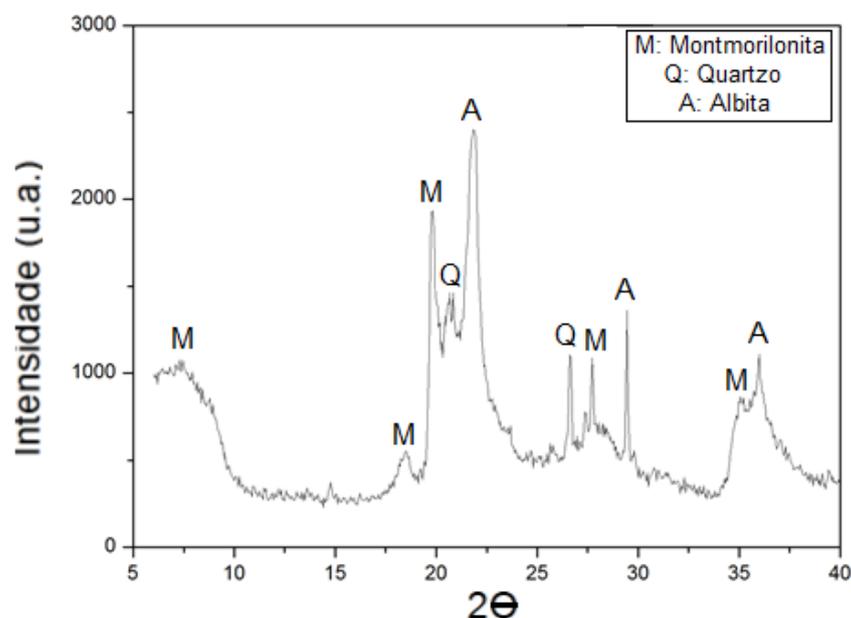


Figura 1 – Difração de raios X para a amostra de argila bentonita.

O primeiro plano difrator da Montmorilonita, em $2\Theta = 7,2^\circ$, corresponde ao espaçamento basal da bentonita, isto é, $d_{001} = 12,3 \text{ \AA}$, determinado a partir da Lei de Bragg. Espaçamentos basais de aproximadamente $12,5 \text{ \AA}$ configuram que o cátion intercalar da argila é o Na^+ (SILVA *et al.*, 2002). A largura do espaçamento basal d_{001} indica a pureza da amostra. Quanto mais puro o material, mais estreito o pico (ADAMCZEVSKI, 2016), o que indica um certo grau de impureza na amostra de bentonita. Além disto, a maioria dos picos observados na Figura 1 são mais largos e menos intensos, demonstrando um material mais amorfo que cristalino.

Realizou-se a análise por microscopia eletrônica de varredura para observação das características superficiais da amostra analisada. O resultado obtido está apresentado na Figura 2, onde se observou a presença de folhas com formatos de rosetas, usuais em argilas do tipo esmectita.

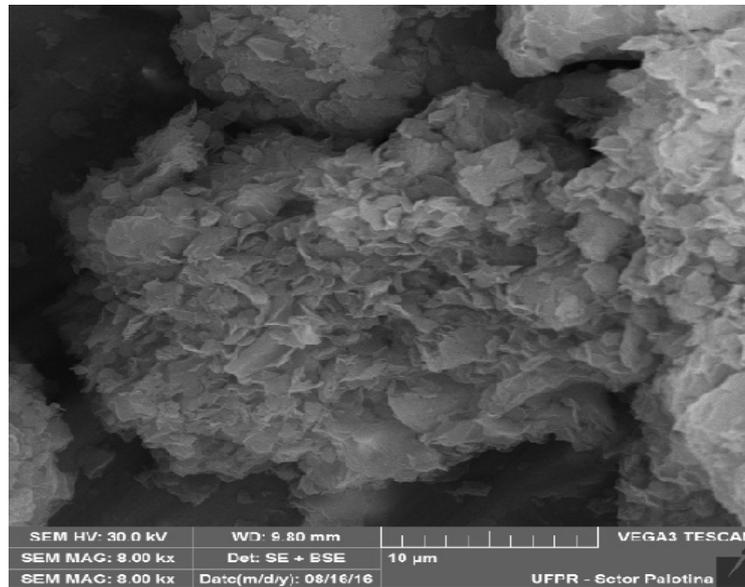


Figura 2 – Microscopia Eletrônica de varredura para a amostra de argila bentonita.

Após a caracterização do adsorvente, procedeu-se o tratamento do efluente sintético de amônia utilizando um planejamento completo em dois níveis mais ponto central para as variáveis massa de adsorvente, velocidade de agitação e pH. A Tabela 4 apresenta os valores reais das variáveis e a quantidade de amônia removida.

Variáveis			Resposta
Massa de adsorvente (g)	pH	Velocidade de agitação (rpm)	q (mg g ⁻¹)
1,5	4	50	15,70
1,5	4	50	14,38
1,5	4	50	16,14
1,5	4	50	15,84
3	4	50	9,45
3	4	50	9,96
3	4	50	9,47
3	4	50	8,58
1,5	8	50	18,16
1,5	8	50	19,84
1,5	8	50	18,99
1,5	8	50	15,40
3	8	50	9,60
3	8	50	9,02
3	8	50	10,06
3	8	50	9,76
1,5	4	150	14,33
1,5	4	150	13,73
1,5	4	150	21,13
1,5	4	150	20,90
3	4	150	8,77
3	4	150	8,81
3	4	150	9,35
3	4	150	9,27

1,5	8	150	16,88
1,5	8	150	17,27
1,5	8	150	13,64
1,5	8	150	13,34
3	8	150	9,93
3	8	150	10,08
3	8	150	8,67
3	8	150	8,43
2,25	6	100	10,47
2,25	6	100	11,09
2,25	6	100	14,87
2,25	6	100	15,05
2,25	6	100	10,90
2,25	6	100	10,95
2,25	6	100	12,05
2,25	6	100	12,00

Tabela 4 – Matriz do planejamento em dois níveis e ponto central em seus valores reais.

Para confirmação estatística da influência das variáveis massa de adsorvente, pH e velocidade de agitação no processo de adsorção da amônia com a argila bentonita utilizou-se do Gráfico de Pareto, obtido através do software Statistica 8.0 com nível de confiança de 95% e apresentado na Figura 3. Com o mesmo, observa-se que a dependência funcional da remoção da amônia pela argila bentonita é linear com relação às variáveis analisadas, pois somente a massa de adsorvente (L) é significativa na adsorção, sendo que o valor negativo indica que o aumento desta variável provoca a diminuição da quantidade de amônia removida.

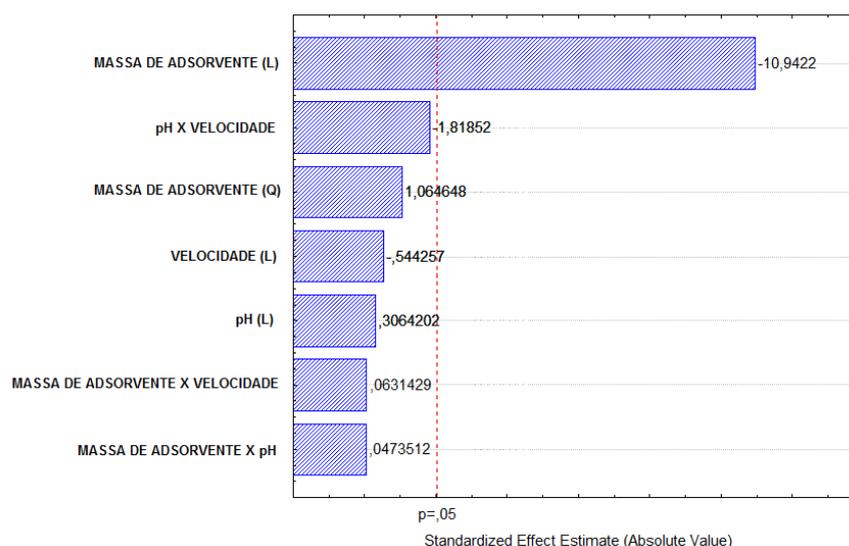


Figura 3 - Gráfico de Pareto para avaliação das variáveis massa de adsorvente, pH e velocidade de agitação na adsorção de amônia pela argila bentonita.

Para a validação estatística do modelo matemático que representa a remoção de amônia, realizou-se a Análise de Variância (ANOVA) da equação do modelo

ajustado aos dados. A Tabela 5 apresenta este estudo.

Causas de variação	Soma quadrática (SQ)	Graus de liberdade (GL)	Quadrado médio	F_{trat}	F_{tab}	$\frac{F_{\text{trat}}}{F_{\text{tab}}}$
Regressão	440,96	7	62,99	17,79	2,31	7,69
Resíduos	113,27	32	3,54			
Total	554,24	39	-			

Tabela 5 – Análise de variância ANOVA para efeito da massa de adsorvente, pH e velocidade de agitação na adsorção da amônia com bentonita com 95% de confiança.

O valor de $F_{\text{tratamento}}$ (17,79) maior que o de F_{tabelado} (2,31) indica que, no intervalo de confiança de 95%, o modelo gerado (Equação (2)) representa o processo de adsorção da amônia pela argila bentonita. Valores de $F_{\text{tratamento}}/F_{\text{tabelado}}$ superiores a 10 indicam que o modelo é fortemente válido. O valor obtido, de 7,69, mostra que o modelo matemático ajustado (Equação (2)) é bastante preditivo para a remoção de amônia com as variáveis analisadas.

$$q = 26,9121 - 11,3059.m$$

Equação (2)

Onde q é a quantidade de amônia removida em $mg\ g^{-1}_{ads}$ e m é a massa de adsorvente em g.

Utilizando-se o software Statistica 8.0 obteve-se também as superfícies de resposta, apresentadas na Figura 4, que permitem a definição das condições que maximizam a remoção da amônia.

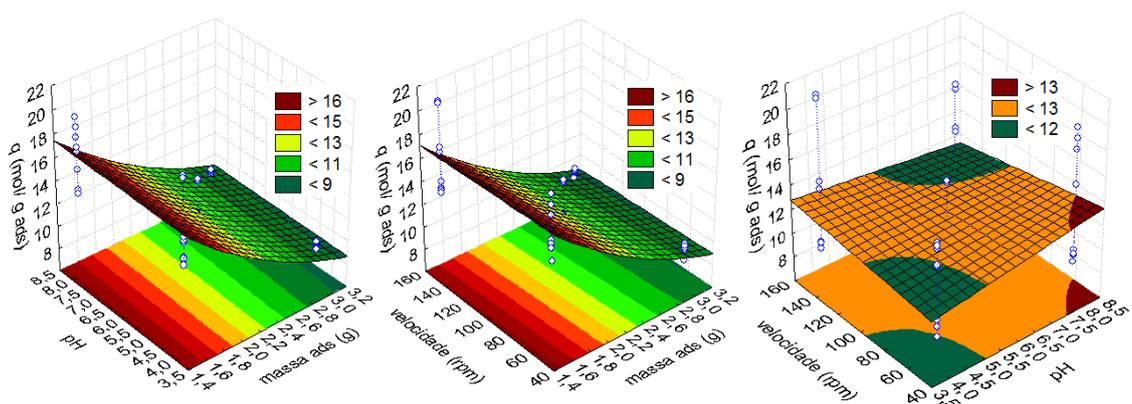


Figura 4 - Superfícies de resposta para a remoção de amônia com argila bentonita.

Nas mesmas é possível perceber que os mais altos índices de remoção ocorrem nos menores valores de massa de adsorvente analisados. O ponto de máxima eficiência (1,5 g, pH 8 e 50 rpm), observado a partir das superfícies de resposta, atingiu uma quantidade de amônia removida de $18,10\ mg\ g^{-1}_{ads}$, reduzindo

a concentração na solução mãe de 1244,3 mg L⁻¹ para 332,6 mg L⁻¹ na solução tratada, o que corresponde a 73,3 % de remoção de amônia.

Na Figura 5 é apresentado o gráfico dos valores previstos versus valores observados experimentalmente.

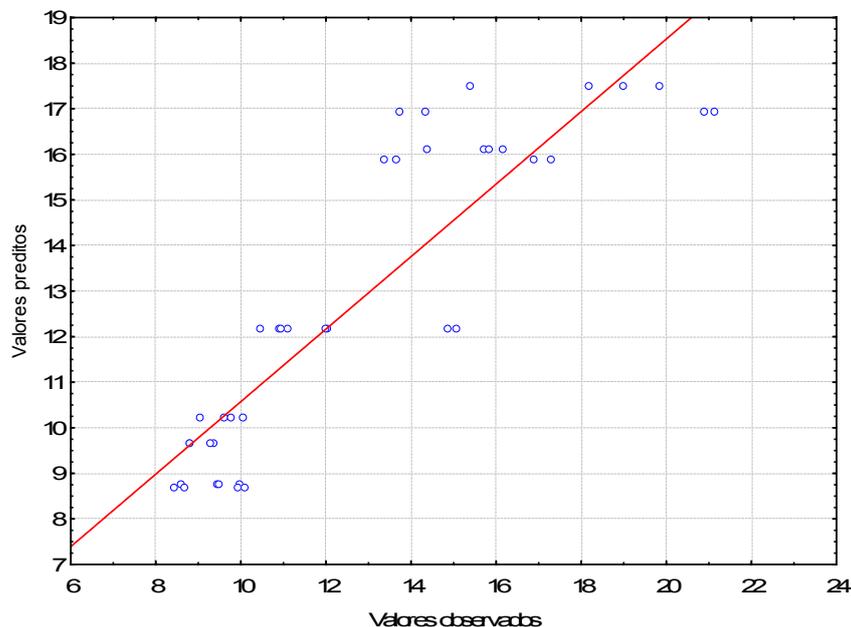


Figura 5 – Valores preditos versus valores observados para a remoção de amônia.

O gráfico indica que os resíduos se distribuem de forma aleatória e não se verifica a presença de *outlier*. Os pontos estão próximos da reta (equação do modelo), mostrando a eficácia do mesmo.

5 | CONCLUSÕES

A argila bentonita se mostrou eficiente na remoção de amônia de efluente sintético que buscou simular a quantidade deste contaminante presente em lixiviados de aterros sanitários. A variável independente massa de adsorvente se mostrou significativa neste processo, sendo que os melhores resultados foram obtidos na menor massa de adsorvente estudada. O modelo matemático ajustado para representar a quantidade de amônia adsorvida pela argila bentonita em função da massa de adsorvente, pH e velocidade de agitação se mostrou representativo deste processo. O presente estudo mostra o potencial da argila bentonita, matéria prima abundante e de baixo custo, para aplicação como adsorvente em processos industriais

REFERÊNCIAS

ADAMCZEWSKI, A.G. **Modificação química de argilas bentoníticas visando seu uso como**

catalisadores heterogêneos na produção de biodiesel. Dissertação de mestrado–Programa de Pós-Graduação em Química Aplicada-Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2016.

CAVALLARI, P.I. **Avaliação dos processos de purificação do biodiesel por via seca.** Trabalho de Conclusão de Curso de Engenharia Química - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.

GARDOLINSKI, J.E., FILHO, H.P.M.F., WYPYCH, F. **Comportamento térmico da caulinita hidratada.** *Química Nova*, v.26, n.1, p. 30-35, 2003.

PAIVA, L.B., MORALES, A.R., DÍAZ, F.R.V. **Organoclays: Properties, preparation and applications.** *Applied Clay Science*, v.42, p.8-24, 2008.

SILVA, F.C., FERREIRA, V.F., RIANELLI, R.S., PEREIRA, W.C. **Natural clays as efficient catalyst for transesterification of β -keto esters with carbohydrate derivatives.** *Tetrahedron Letters*, v.43, n.7, p.1165-1168, 2002.

TEIXEIRA, V.G., COUTINHO, F.M.B., GOMES, A.S. **The most important methods for the characterization of porosity of styrene-divinylbenzene based resins.** *Química Nova*, v.24, n.6, p.808-818, 2001.

RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA NO ESTADO DE SÃO PAULO, BRASIL: ORIENTAÇÕES, DIRETRIZES E CRITÉRIOS

Neyton Hideki Tadeu Araki

Doutor e Mestre em ciências biológicas (genética de populações e evolução de plantas) pela Kyushu University, Japão; pós-graduação lato sensu em ciências agrônômicas (genética molecular de plantas) pela Hokkaido University, Japão; graduação em Engenharia Agrônômica e Engenharia Florestal, ambas pela Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, da Universidade de São Paulo (ESALQ/USP).

São Paulo – SP

Maria Fernanda Sala Minucci

Arquiteta: graduação em Arquitetura e Urbanismo pela Universidade Católica de Santos (UniSantos) e pós-graduação lato sensu em engenharia de saneamento básico e ambiental pela Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo (FSP/USP).

São Paulo – SP

RESUMO: O Brasil e mais especificamente o Estado de São Paulo encontra-se na vanguarda em legislar sobre restauração ecológica. Desde a primeira resolução, publicada no ano de 2001, pela Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo com o objetivo de fornecer diretrizes e orientações para o *Reflorestamento Heterogêneo* com espécies nativas, publicaram-se outras nas quais eram incorporados os conhecimentos adquiridos conforme colocavam-se em prática as técnicas de plantio

e recuperação de áreas degradadas. Entretanto, essas primeiras resoluções (da *Resolução SMA 21/2001* à *Res. SMA 08/2008*) mantinham o foco em técnicas a serem utilizadas no plantio de mudas em área total a ser restaurada, não deixando espaço para outros métodos, muitas vezes mais adequados e baratos a determinadas áreas, fato que levou a críticas por parte de profissionais e cientistas ligados à área de restauração ecológica. A atual legislação estadual paulista, representada pela *Resolução SMA 32/2014* e pelo seu complemento, a *Portaria CBRN 01/2015*, substituiu o termo *Reflorestamento Heterogêneo* por *Restauração Ecológica*, deste modo ampliando o objetivo do processo de restauração florestal e também mudando o foco anterior que havia sobre a o método utilizado no processo de restauração, enfatizando-se agora o resultado a ser obtido, ou seja, objetiva-se o estabelecimento de um ecossistema autossustentável (não importando qual o método utilizado para se chegar a esse resultado).

PALAVRAS-CHAVE: Restauração Ecológica, Restauração Florestal, Legislação Ambiental, Resolução SMA 32/2014, SARE.

ECOLOGICAL RESTORATION IN THE STATE
OF SAO PAULO, BRAZIL: GUIDANCES,

ABSTRACT: Brazil and more specifically the State of Sao Paulo is at the forefront in legislating for ecological restoration. Since the first *Resolução* (Resolution) published in 2001 by the Secretariat for the Environmental of the State of São Paulo with the purpose of providing guidance and guidelines for *Heterogeneous Reforestation* with native species, other resolutions have also been published and they included new acquired knowledge of planting techniques and restoration of degraded areas. However, these early resolutions (starting from *Resolução SMA 21/2001* all through *Res. SMA 08/2008*) focused on planting of seedlings on the whole land area under restoration, leaving no room for other methods, which could be more suitable and cheaper, this fact led those resolutions to face criticism from professionals and scientists related to the field of restoration ecology. The São Paulo state current legislation, represented by the *Resolução* (Resolution) *SMA 32/2014* and its complement, the *Portaria* (Ordinance) *CBRN 01/2015*, replaced the term “*Reflorestamento Heterogêneo*” (Heterogeneous Reforestation) by the term “*Restauração Ecológica*” (Ecological Restoration), hereby broadening the goal of the forest restoration process as well as changing the previous focus on the method used in the restoration process to now focusing on the results, *i.e.* the establishment of a self-sustainable ecosystem (no matter the method is used to reach this goal).

KEYWORDS: Ecological Restoration, Forest Restoration, Environmental Legislation, Resolution SMA 32/2014, SARE.

1 | INTRODUÇÃO

A Sociedade Internacional para Restauração Ecológica (*Society of Ecological Restoration*) – SER define restauração ecológica como sendo um processo induzido pelo homem de alteração de um habitat para estabelecer um ecossistema definido, natural e histórico local, ou seja, como um processo de auxílio ao restabelecimento de um ecossistema local que foi degradado, danificado ou destruído, cujo objetivo é imitar a estrutura, a função, a diversidade e a dinâmica do ecossistema original (SER, 2004). A finalidade deste processo é, portanto, a obtenção de um sistema ecológico nativo autossustentável.

Este capítulo visa apresentar e discutir as exigências legais, critérios, diretrizes e objetivos para os projetos de restauração ecológica no Estado de São Paulo de acordo com a legislação estabelecida por sua Secretaria do Meio Ambiente – SMA. Assim, este trabalho foi desenvolvido a partir de consulta aos documentos legais sobre restauração ecológica no Estado de São Paulo, especialmente a Resolução SMA nº 32, de 03 de abril de 2014, atualmente em vigor, que estabelece orientações, diretrizes e critérios sobre o tema, e o seu complemento; a Portaria CBRN 01/2015 (publicada no D.O.E. de 17 de janeiro de 2015, seção I, p. 45–46), bem como também à literatura especializada.

2 | BREVE HISTÓRICO DA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA NO ESTADO DE SÃO PAULO

A primeira publicação oficial sobre um processo de restauração ecológica no Estado de São Paulo foi realizada pelo Instituto Florestal por meio de seu Boletim Técnico nº 24, do ano de 1977, com o título de *Reflorestamento Heterogêneo com Essências Indígenas*. Tratava-se de um projeto de restauração de uma mata ciliar levado a efeito de 1955 a 1960 no município de Cosmópolis, onde foram utilizadas 71 espécies arbóreas tanto nativas como exóticas (Nogueira, 1977). Após cerca de 60 anos do início deste processo de restauração, o resultado é a presença de uma mata ciliar bem desenvolvida onde diversas outras espécies nativas foram, no decorrer desse período, introduzidas no sistema por meio de dispersão natural. No entanto, esse bom resultado foi conseguido por meio de grandes esforços em termos de ações de plantio, replantio e manutenção; assim que o seu bom desempenho se deveu a um elevado custo desse processo de restauração (e.g. Rodrigues *et al.* 2008).

Devido à importância das matas ciliares na manutenção da qualidade da água e na proteção do meio aquático, bem como por sua importância e funcionalidade na atuação como corredores ecológicos para fauna e flora terrestres, e também motivado pelo elevado grau de destruição das matas nativas, especialmente na região Sudeste e particularmente em São Paulo, a partir do início da década de 1980 iniciaram-se no Brasil, em diversas universidades, centros de pesquisa, etc., estudos visando à restauração de matas ciliares destruídas ou degradadas. Em meados dessa década, a Lei federal nº 7.511, de 7 de julho de 1986, ampliou as faixas de Área de Preservação Permanente – APP estabelecidas na Lei federal nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Em vista disto, no mês de abril de 1989, ocorreu na cidade de São Paulo o evento denominado “Simpósio sobre Mata Ciliar”, que foi organizado pelo Instituto de Botânica do Estado de São Paulo. Na ocasião, participaram diversos profissionais que expuseram suas experiências tanto em pesquisas como em práticas de restauração de florestas no Brasil e, a partir deste evento, as trocas de conhecimentos entre os profissionais neste campo de pesquisa e atuação se intensificaram. Hoje, o Simpósio sobre Mata Ciliar de 1989 é reconhecido como tendo sido o primeiro simpósio sobre restauração ecológica numa série de eventos semelhantes igualmente organizados pelo Instituto de Botânica que sobrevieram em anos seguintes e que atualmente ocorrem com periodicidade bienal.

No início do presente século, com base nos conhecimentos acumulados até então, a Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo – SMA publicou a Resolução SMA nº 21, de 21 de novembro de 2001, a qual orientava o *reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas*, determinando os critérios para a restauração florestal no estado tendo como método base o plantio de mudas de espécies arbóreas nativas em área total e atendendo ao princípio de favorecimento

da sucessão ecológica secundária, ou seja, a resolução fornecia as diretrizes para o *reflorestamento heterogêneo com espécies nativas* nas áreas a serem restauradas. Esta foi a primeira legislação específica para a atividade de restauração ecológica no Estado de São Paulo, e outras resoluções se seguiram a esta, as quais foram: Res. SMA 47/2003, Res. SMA 58/2006, Res. SMA 08/2007 e Res. SMA 08/2008. Todas estas, porém mantinham como base metodológica o plantio de mudas em área total.

No entanto, essa ênfase dada ao método de restauração por meio de medidas rígidas adotadas na legislação acabou por se tornar alvo de críticas por parte de profissionais e cientistas atuantes na área (e.g. Durigan *et al.* 2010). Além de não permitir a adoção de técnicas alternativas para a restauração ecológica mais baratas e adequadas a determinados ambientes locais (como a adoção do estímulo à regeneração natural em áreas pouco degradadas, por exemplo), essa ênfase no método de plantio em detrimento dos resultados obtidos no projeto também acabava por suscitar o fracasso de muitos projetos uma vez que muitos dos responsáveis pelos projetos não davam a devida atenção às ações de manutenção. Um dos motivos pelo qual alguns plantios definhavam ante os chamados *fatores de degradação ambiental* (fogo, erosão, predação por animais, etc.), resultando em grande desperdício dos recursos aplicados. Com isso a SMA, após vários estudos que envolveram diversos desses profissionais e cientistas, publicou a Resolução SMA nº 32, de 03 de abril de 2014, vigente até a presente data, que substituiu a anterior Resolução SMA nº 08, de 31 de janeiro de 2008.

3 | A RESOLUÇÃO SMA 32/2014

A Resolução SMA nº 32, de 03 de abril de 2014, estabelece as atuais diretrizes e orientações para a elaboração, execução e monitoramento de Projetos de Restauração Ecológica no Estado de São Paulo, além de critérios e parâmetros para avaliar seus resultados e atestar a sua conclusão. A atual resolução trouxe um avanço nas diretrizes ao substituir o termo *Reflorestamento Heterogêneo* por *Restauração Ecológica*, de modo que os processos admitidos para a finalidade de restauração passaram a incluir quaisquer outros métodos além do amplamente utilizado plantio de mudas em área total. Esses outros métodos incluem, entre outros, a condução da regeneração natural, as técnicas de nucleação (sistemas promotores de regeneração a partir de núcleos difusores), a semeadura direta (com ou sem adubação verde), os métodos mistos (conjugação de mais de um método), etc. Além disso, esta resolução não trata apenas da restauração florestal, assim como ocorria nas resoluções anteriores, mas também da restauração de ecossistemas não florestais como manguezais, cerrado stricto sensu (cerrado típico) entre outros.

Outro avanço alcançado com a Res. SMA 32/2014 é o seu foco nos resultados obtidos nos processos de restauração em contraposição às resoluções anteriores,

cujos focos estavam no método utilizado para o plantio e que fora alvo de controvérsias, como já relatado. Por esse motivo, determinaram-se parâmetros para dar suporte aos monitoramentos das áreas em restauração cujo objetivo é indicar se o propósito do projeto de restauração será ou não atingido; em outras palavras, são parâmetros que indicarão se os procedimentos adotados no processo levariam à restauração do ecossistema da área em questão, ou se por outro lado, resultariam em fracasso. Deste modo, se por ocasião do monitoramento da área em restauração observa-se que os parâmetros adotados na Resolução foram atingidos no seu prazo determinado, classifica-se o seu nível de adequação como “**adequado**”, indicando que é alta a probabilidade de sucesso do projeto, isto é, de que o ecossistema em restauração se torne autossustentável; caso contrário, se o nível atingido for considerado como “**mínimo**” isso indicaria a existência de falhas no projeto e portanto, que haveria a necessidade de adoção de ações corretivas e nova avaliação posterior; e por fim, se o nível atingido for considerado “**crítico**”, haveria então a necessidade de elaboração de um novo projeto, pois a probabilidade de sucesso do projeto original seria muito baixa (Tabela 1, a seguir).

Florestas Ombrófilas e Estacionais / Restinga Florestal / Mata Ciliar em região de Cerrado										
Indicador	Cobertura com vegetação nativa (%)			Densidade de indivíduos nativos regenerantes (ind./ha)			Nº de espécies nativas regenerantes (nº spp.)			
	Nível de adequação	Crítico	Mínimo	Adequado	Crítico	Mínimo	Adequado	Crítico	Mínimo	Adequado
Valores intermediários de referência	3 anos	0 a 15	15 a 80	> 80	–	0 a 200	> 200	–	0 a 3	> 3
	5 anos	0 a 30	30 a 80	> 80	0 a 200	200 a 1000	> 1000	0 a 3	3 a 10	> 10
	10 anos	0 a 50	50 a 80	> 80	0 a 1000	1000 a 2000	> 2000	0 a 10	10 a 20	> 20
	15 anos	0 a 70	70 a 80	> 80	0 a 2000	2000 a 2500	> 2500	0 a 20	20 a 25	> 25
Valores utilizados para atestar recomposição	20 anos	0 a 80	–	> 80	0 a 3000	–	> 3000	0 a 30	–	> 30

Tabela 1. Valores de referência para monitoramento dos projetos de restauração ecológica.

Os níveis de adequação esperados após determinados períodos de tempo transcorridos desde a implantação do projeto para cada tipo de vegetação: florestas, restingas florestais e mata ciliar em região de cerrado. (Do Anexo I da Res. SMA 32/2014 com modificações.)

4 | A PORTARIA CBRN 01/2015

À vista do exposto, em 17 de janeiro de 2015, a Coordenadoria de Biodiversidade e Recursos Naturais – CBRN, publicou a Portaria CBRN 01/2015. Trata-se de um complemento específico à Res. SMA 32/2014 e que estabelece o Protocolo de Monitoramento de Projetos de Restauração Ecológica. Esta portaria define os

métodos de coleta de dados a serem utilizados pelo restaurador para a aferição dos indicadores constantes na tabela 1, os quais são:

- (1) cobertura do solo com vegetação nativa;
- (2) densidade de indivíduos nativos regenerantes; e
- (3) número de espécies nativas regenerantes.

A portaria também estabelece a forma, o tamanho e os números das parcelas amostrais, bem como o método como devem ser conduzidos os monitoramentos de áreas em restauração.

5 | OS INDICADORES DE MONITORAMENTO E COMO REALIZAR O LEVANTAMENTO

Os indicadores ecológicos para o monitoramento de áreas em restauração são obtidos por meio de parcelas amostrais, as quais representam a totalidade da área objeto do projeto de restauração. Exemplos:

A) POLÍGONOS E PARCELAS AMOSTRAIS

Os polígonos representam as áreas em restauração e as parcelas amostrais as áreas dentro dos polígonos que serão levantadas.

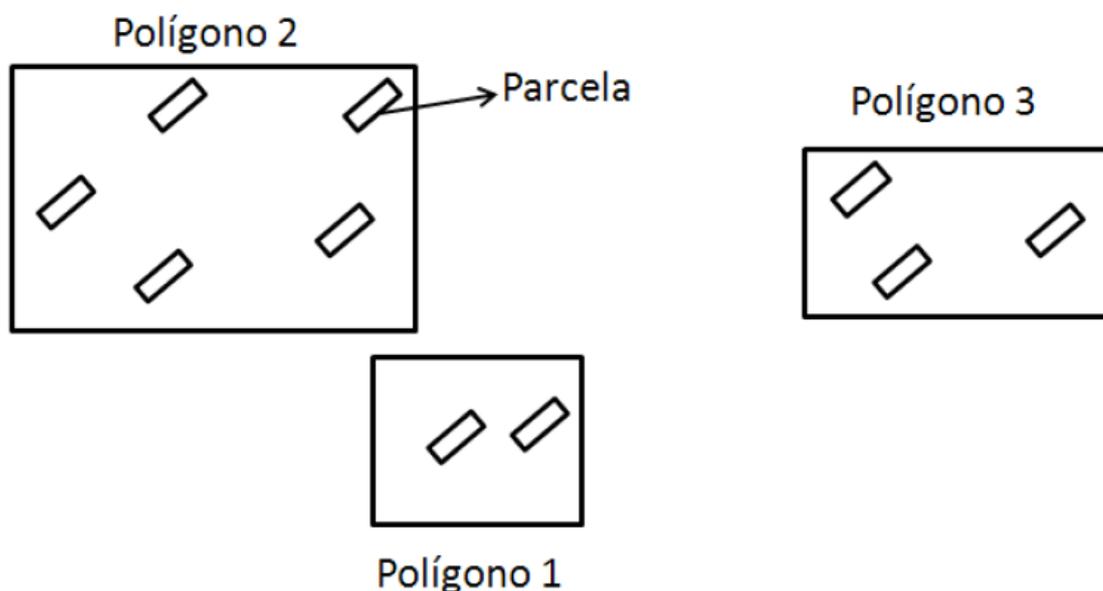


Figura 1. A figura mostra as posições e distribuições das parcelas amostrais em diferentes polígonos. As parcelas devem ser posicionadas de modo aleatório e suas localizações poderão ser fixas (parcelas permanentes) ou variáveis (parcelas temporárias), de acordo com a decisão do executor do projeto.

A quantidade de parcelas é determinada de acordo com a área total (em hectares) do projeto conforme mostra a **tabela 2** a seguir:

A = Área do projeto em hectares (ha)	N = n° parcelas amostrais
A ≤ 1 (um ha)	5 (cinco)
A > 1 (um ha)	Número de hectares + 4 (quatro) *

*Limitado a um número máximo de 50 parcelas, independentemente da área do projeto, portanto o número de parcelas por projeto estará entre 5 (cinco) e 50 (cinquenta).

Obs.: O número de **parcelas amostrais** para uma área **descontínua** a ser restaurada poderá ser calculado levando-se em conta a área total englobada pelo projeto como uma única **unidade de monitoramento**, desde que os polígonos possuam um **mesmo tipo de vegetação**.

B) LEVANTAMENTO DENTRO DE UMA PARCELA AMOSTRAL

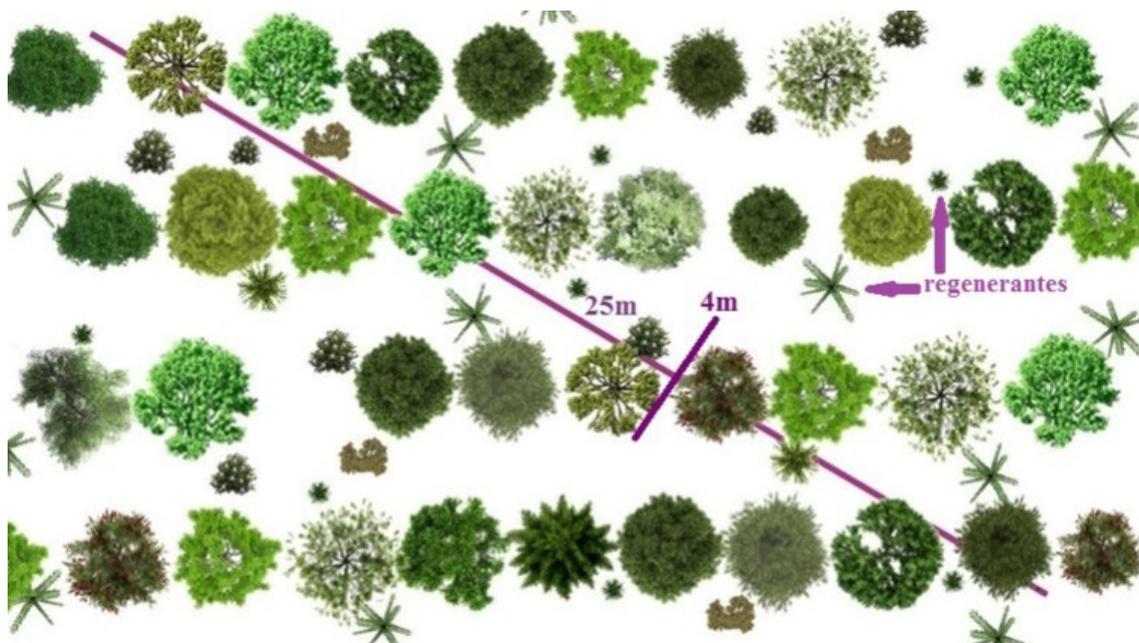


Figura 2. Vista superior de uma parcela amostral em que a restauração está sendo realizada por meio de plantio de mudas ou sementeira em linhas. Nestes casos, define-se primeiramente a disposição da linha amostral esticando-se uma trena em sentido diagonal às linhas de plantio até o comprimento de 25 m (vinte e cinco metros). Na sequência, fixa-se sua largura 4 m (quatro metros; sendo 2 m para cada lado da trena), obtendo-se uma área de 100 m² para cada parcela.

C) CÁLCULO DOS ÍNDICES DE COBERTURA DO SOLO E DA DENSIDADE NA PARCELA

Nos cálculos de cobertura do solo por vegetação nativa, somente as espécies nativas serão contadas, assim como também nos cálculos de densidade de indivíduos nas parcelas amostrais, em outras palavras, ficam excluídas dos cálculos todas as espécies exóticas que por ventura ocorram na parcela.

Para o cálculo de cobertura vegetal nativa do solo, cada trecho é medido em metros (m); a cobertura de cada parcela e o indicador de cobertura vegetal nativa nos polígonos, em porcentagem (%):

- Cobertura em cada parcela (%) = $([\text{trecho 1} + \text{trecho 2} + \dots + \text{trecho n}] \times 100) \div 25$
- Indicador de cobertura (%) = $(\text{cobertura parcela 1} + \text{cob. parc. 2} + \dots + \text{cob. parc. N}) \div N$

No cálculo da densidade de indivíduos na parcela, esta é expressa em indivíduos por hectare e assim também o é o indicador de densidade de indivíduos nos polígonos, ou seja, nas áreas em restauração.

A proporção da parcela por hectare é dada pela seguinte fórmula: $100 \text{ m}^2 \div 10.000 \text{ m}^2 = 0,01$.

-
- Densidade na parcela (ind./ha) = $(\text{n}^\circ \text{ de indivíduos encontrados na parcela}) \div 0,01$
 - Indicador de densidade (ind./ha) = $(\text{dens. parc.1} + \text{dens.parc.2} + \dots + \text{dens. parc. N}) \div N$
-

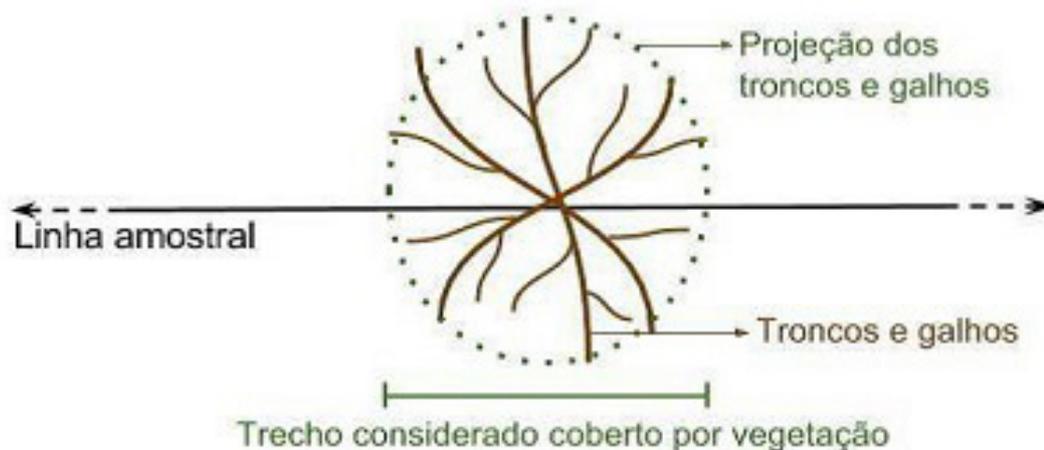


Figura 3. Para espécies caducifólias, utiliza-se a projeção dos troncos e galhos de árvores para medição de cobertura.

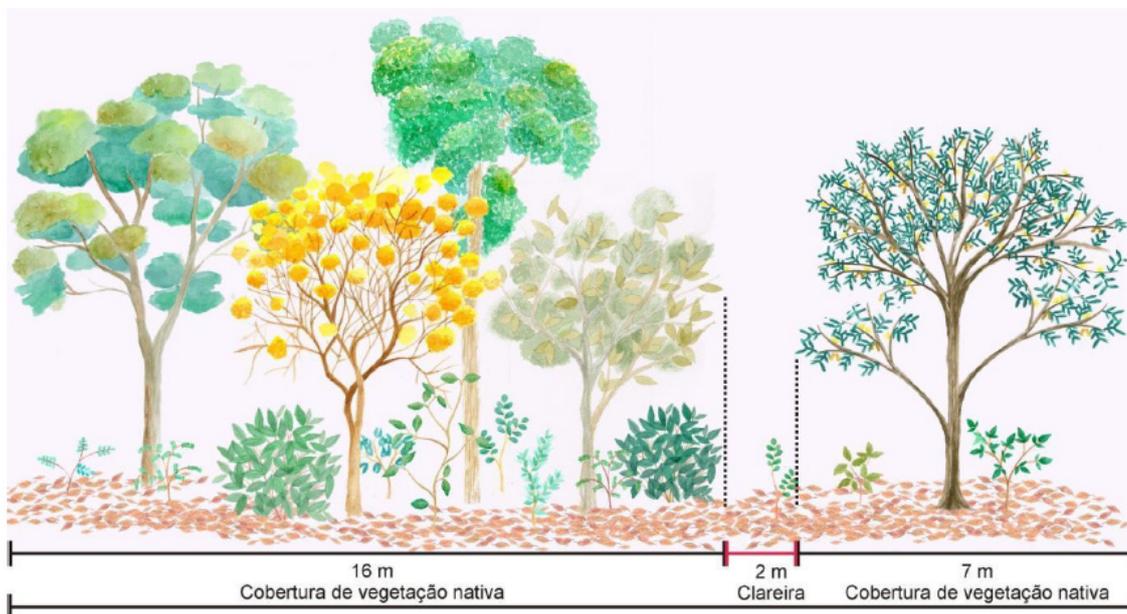


Figura 4. Exemplo de avaliação do indicador “cobertura do solo com vegetação nativa” florestal. A cobertura do solo é a área do solo abrangida pela copa das espécies nativas. Na ocorrência eventual de espécies exóticas, as áreas cobertas pelas copas destas são excluídas do cômputo de cobertura vegetal. No exemplo desta figura, exclui-se os 2 m de clareira, por conseguinte a cobertura do solo por espécies nativas na parcela é de 23 m do total de 25 m, o que resulta em 92% de cobertura: $(23 \div 25 \times 100 = 92\%)$.

D) NÚMERO DE ESPÉCIES NATIVAS REGENERANTES

A contagem do número de espécies nativas regenerantes deve ser feita utilizando-se apenas indivíduos com altura (H) igual ou maior a 50 cm, medida da base do solo até sua parte viva mais alta, e com circunferência à altura do peito (CAP) menor que 15 cm à altura de 1,30 m acima do solo ($H \geq 50$ cm e $CAP < 15$ cm). Atenção: uma mesma espécie só pode ser contada **uma vez** na mesma **unidade de monitoramento**, mesmo que ela ocorra em várias parcelas e **não há a necessidade** de medir a **altura exata** de cada indivíduo amostrado, como mostra a figura 5 (a seguir).

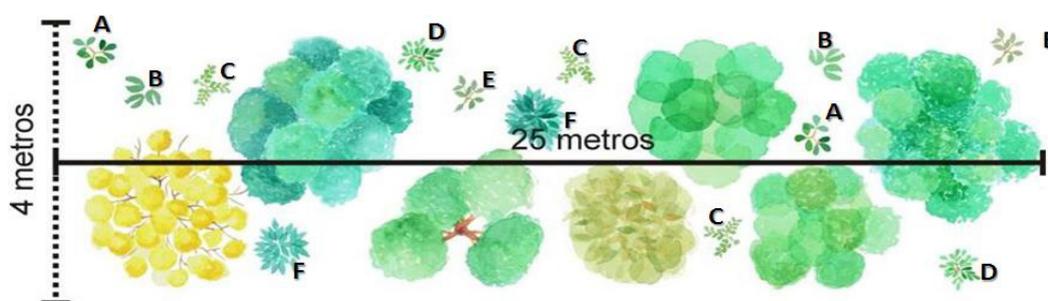


Figura 5. Representação de parcela com 13 (treze) indivíduos nativos regenerantes de 6 (seis) espécies nativas diferentes (A, B, C, D, E, F). Portanto, se em outras parcelas de monitoramento não forem encontradas outras espécies além destas, o valor total para o indicador “Número de espécies nativas regenerantes” da tabela 1, será 6 (seis).

Destarte, tendo como foco os resultados obtidos em relação aos parâmetros esperados para cada etapa do processo (estas definidas em períodos de tempo transcorridos desde o início da implantação do projeto; tabela 1), espera-se alcançar uma maior probabilidade de sucesso nos processos de restauração ecológica com conseqüente redução dos custos. A Res. SMA 32/2014 acrescenta ainda que quando houver presença de espécies vegetais exóticas com potencial de invasão, sejam espécies herbáceas, arbustivas ou arbóreas, deverão ser tomadas medidas de manutenção e controle dessas espécies visando sua erradicação do local para não comprometer o ecossistema em restauração. Tais medidas deverão ser registradas no Sistema Informatizado de Apoio à Restauração Ecológica – SARE e, salvo disposição em contrário, o controle dessas espécies exóticas nas áreas em restauração dispensa a emissão de autorização pelo órgão ambiental competente, à exceção de quando ocorram em Áreas de Preservação Permanente – APPs com declividade superior a 25 (vinte e cinco) graus. Nesses casos, deverá ser solicitada autorização ao órgão ambiental competente (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB).

6 | SARE E SICAR

O Sistema Informatizado de Apoio à Restauração Ecológica – SARE também foi instituído pela Resolução SMA 32/2014 e constitui-se de uma plataforma online para

o cadastro eletrônico e monitoramento de todos os projetos de restauração ecológica no Estado de São Paulo. Trata-se de uma ferramenta para o cadastro obrigatório de projetos atrelados a exigências do licenciamento ambiental e de reparação de danos ambientais, bem como de projetos financiados com recursos públicos ou realizados em propriedades rurais dentro do Programa de Regularização Ambiental – PRA (Lei estadual nº 15.684, de 14 de janeiro de 2015). A inscrição no SARE é obrigatória e gratuita, mas, para imóveis rurais, é obrigatória a inscrição prévia deste no SiCAR-SP para que se possa realizar o cadastro do projeto de restauração no SARE. O SiCAR permite o cadastramento dos imóveis rurais paulistas no CAR – Cadastro Ambiental Rural, que foi instituído pela Lei federal nº 12.651/2012 (código florestal em vigor) e regulamentado pela Instrução Normativa MMA nº 02, de 5 de maio de 2014. No âmbito nacional, o CAR é um registro público eletrônico e obrigatório para todos os imóveis rurais e tem por finalidade a integração das informações ambientais das propriedades e posses rurais concernentes às APPs, Áreas de Uso Restrito, Reservas Legais – RLs, aos remanescentes de florestas e às demais formas de vegetação nativa; bem como também às áreas consolidadas existentes nos imóveis. O objetivo do CAR é a obtenção de base de dados para controle, monitoramento, planejamento ambiental e econômico e combate ao desmatamento.

Portanto, a inscrição no CAR é o primeiro passo para obtenção da regularidade ambiental do imóvel rural. As pequenas propriedades e posses rurais têm apoio do poder público para realizar sua inscrição. (Pequenas propriedades e posses rurais estão definidas na Lei federal nº 12.651/2012 e são aquelas com até quatro módulos fiscais – índice este que varia conforme o município – que desenvolvam atividades agrossilvipastoris e são exploradas mediante o trabalho pessoal do agricultor familiar e empreendedor familiar rural).

7 | ANÁLISE E DISCUSSÃO DA LEGISLAÇÃO ATUAL

Como observado, a nova resolução e sua respectiva portaria apresentam diversas alterações em relação às resoluções anteriores; todavia mantiveram-se algumas das diretrizes já existentes, por exemplo não houve alteração significativa no que se refere à recomposição da vegetação nativa por meio de plantio de mudas em área total para regiões de ocorrência das formações vegetais do tipo: floresta ombrófila densa, floresta estacional semidecidual e savana florestada (cerradão). A Resolução anterior, a Res. SMA 08/2008, estabelecia que o plantio em área total deveria ser realizado com no mínimo 80 (oitenta) espécies de espécies florestais nativas de ocorrência regional, mínimo de 5% de espécies nativas da vegetação regional, enquadradas em alguma das categorias de ameaça (vulnerável, em perigo, criticamente em perigo ou presumivelmente extinta), as espécies escolhidas deveriam contemplar os dois grupos ecológicos: pioneiras (pioneiras e secundárias iniciais) e

não pioneiras (secundárias tardias e climáticas), considerando-se o limite mínimo de 40% para qualquer dos grupos, exceto para a savana florestada (cerradão). Essas condições eram obrigatórias na Res. SMA 08/2008. Na Res. SMA 32/2014 as mesmas recomendações (com poucas modificações) da Resolução anterior foram incluídas, estas têm, entretanto, apenas caráter orientador, ou seja, sugere-se a adoção desses procedimentos e ainda possibilita a adoção de diferentes outros métodos para a recomposição da vegetação nativa, desde que estejam devidamente justificados em projeto.

Alguns dos métodos alternativos de restauração ecológica aceitos incluem: (1) favorecimento da regeneração natural nos casos em que houver a presença de matas nativas relativamente ricas em espécies nas proximidades da área a ser recuperada; (2) a semeadura direta em campo; (3) a nucleação; (4) outros métodos existentes ou que vierem a ser desenvolvidos. Não obstante, os parâmetros ou valores de referência já expostos acerca da vegetação recomposta (cobertura vegetal nativa, densidade de indivíduos, etc.) passam agora a ser exigidos como objetivo final do projeto, ou seja, o órgão ambiental competente fiscalizará principalmente o resultado final do projeto de recomposição ambiental tendo como base aqueles valores de referência que indicarão se o objetivo está sendo ou não atingido, assim será observada, por exemplo, a autossustentabilidade da vegetação recomposta por espécies nativas de ocorrência regional. Em todos os casos, um dos três parâmetros de avaliação é a cobertura do solo pela vegetação, que será considerada adequada quando a porcentagem de cobertura for superior a 80%.

Quanto à manutenção e ao monitoramento do Projeto, estão previstos os prazos de 3 (três), 5 (cinco), 10 (dez), 15 (quinze) e 20 (vinte) anos (tabela 1), ou qualquer outro período de tempo necessário até que a recomposição tenha sido atingida, e isto devidamente atestado pelo órgão ou entidade ambiental competente. Caso os valores aferidos como referência para a recomposição não tenham sido atingidos, o “Projeto de Restauração Ecológica” será considerado não cumprido, persistindo, assim, a obrigatoriedade de recomposição, independentemente das sanções administrativas aplicáveis.

Com tudo isso, espera-se que a capacidade de monitoramento e controle por parte dos órgãos ambientais sobre as áreas em restauração sejam reforçadas com o SiCAR e o SARE, que servirão também como ferramentas auxiliares na preservação dos fragmentos florestais nativos no Estado de São Paulo.

8 | CONCLUSÕES

O Brasil é, de acordo com as informações disponíveis, pioneiro dentre as nações na iniciativa de legislar sobre técnicas de restauração ecológica (Durigan, et al. 2010), sendo que a nível nacional, o Estado de São Paulo encontra-se na vanguarda. Ao longo das últimas duas décadas, houve um considerável progresso nas diretrizes

da legislação estadual sobre restauração ecológica; no entanto, somente o tempo poderá nos mostrar se a Resolução SMA 32/2014 será bem-sucedida em conseguir aquilo a que se propõe, ou seja, que daqui adiante as ações de restauração ecológica efetuadas no Estado de São Paulo apresentem grau de sucesso muito maior do que as realizadas até então.

REFERÊNCIAS

BARBOSA, L. M. (Coord.) **SIMPÓSIO SOBRE MATA CILIAR**, 1989, Campinas-SP. Anais... Campinas: Fundação Cargill, 1989.

CAR – **Cadastro Ambiental Rural**. Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural – SiCAR. Disponível em: <<http://www.car.gov.br/>>. Acesso em: 13 de agosto de 2019.

CBRN – Coordenadoria de Biodiversidade e Recursos Naturais. Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo – SMA. **Portaria 01/2015. Estabelece o protocolo de monitoramento de projetos de restauração Ecológica**. Estabelece o Protocolo de Monitoramento de Projetos de Restauração Ecológica, considerando o disposto no § 2º do artigo 16 da Resolução SMA 32, de 3 de abril de 2014. Disponível em: <http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/legislacao/2016/12/2015_1_15_Procoto_lo_monitoramento_restauracao_vfinal.pdf>. Acesso em: 13 de agosto de 2019.

DURIGAN, G., ENGEL, V. L., TOREZAN, J. M., MELO GALVÃO, A. C. G., MARQUES, M. C. M. M., MARTINS, S. V., REIS, A. e SCARANO, F. R. **Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas?** Revista Árvore, v. 34, nº 3, p. 471–485, Viçosa-MG, 2010.

NOGUEIRA, J.C. **Reflorestamento heterogêneo com essências indígenas**. Boletim Técnico – Instituto Florestal nº 24. São Paulo, 1977.

RODRIGUES, R.R., LIMA, R.A.F., GANDOLFI, S., NAVE, A.G. **On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest**. Biological Conservation 142:1242–1251, 2009.

SER – **Sociedade Internacional para Restauração Ecológica**. Grupo de Trabalho em Ciência & Política (versão 2), outubro de 2004. Disponível em: <http://c.yimcdn.com/sites/www.ser.org/resource/resmgr/custompages/publications/SER_Primer/ser-primer-portuguese.pdf>. Acesso em: 13 de junho de 2019.

SMA – Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. **Manual do SARE para Projetos de Restauração Ecológica**. Disponível em: <https://smastr16.blob.core.windows.net/sare/2019/01/2019_01_25-manual-para-cadastro-no-sare-projetos-em-imovel-rural-com-car.pdf>. Acesso em: 13 de agosto de 2019.

SMA – Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. **Resolução nº 32, de 03 de abril de 2014. Estabelece as orientações, diretrizes e critérios sobre restauração ecológica no Estado de São Paulo, e dá providências correlatas**. Disponível em: <<http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/legislacao/2016/12/Resolu%C3%A7%C3%A3o-SMA-032-2014-a.pdf>>. Acesso em: 13 de agosto de 2019.

SMA – Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. **SARE (Sistema Informatizado de Apoio à Restauração Ecológica)**. Disponível em: <<http://www.ambiente.sp.gov.br/sare/>>. Acesso em: 13 de agosto de 2019.

SMA – Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. **Sistema de Cadastro Ambiental Rural – SiCAR**. Sistema Ambiental Paulista – Governo de SP. Disponível em: <<http://www.ambiente.sp.gov.br/sicar/>>. Acesso em: 13 de agosto de 2019.

A URBANIZAÇÃO E O DESENCADEAMENTO DE PROCESSOS EROSIVOS EM ÁREA DE PRESERVAÇÃO AMBIENTAL NA CIDADE DE MARINGÁ-PR

Lourival Domingos Zamuner

Engenheiro Civil pela Universidade Estadual de Maringá (UEM). Mestre em Análise Ambiental e Regional pela Universidade Estadual de Maringá (UEM). Auditor Ambiental. Professor Assistente do Centro Universitário Ingá (UNINGÁ – Maringá/PR). Maringá – Paraná.

Cláudia Telles Benatti

Engenheira Civil pela Universidade Estadual de Maringá (UEM). Mestre e Doutora em Engenharia Química pela Universidade Estadual de Maringá (UEM). Maringá – Paraná.

Bruno Henrique Toná Juliani

Engenheiro Civil pela Universidade Estadual de Maringá (UEM). Maringá – Paraná.

Cristhiane Michiko Passos Okawa

Engenheira Civil pela Universidade Estadual de Maringá (UEM). Mestre em Engenharia Hidráulica pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Doutora em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais pela Universidade Estadual de Maringá (UEM). Maringá – Paraná.

RESUMO: O presente trabalho analisa os fatores físicos e hidrológicos da cabeceira de drenagem do córrego Cleópatra, as conseqüências advindas da urbanização e do lançamento concentrado de águas pluviais captadas pela rede de drenagem artificial em área de preservação ambiental – o PARQUE FLORESTAL DOS PIONEIROS – BOSQUE II,

em Maringá, Paraná, que gerou a implantação de sistema erosivo formado por ravinas e voçorocas.

PALAVRAS-CHAVE: Area florestada; Lançamento concentrado; Processos erosivos; Urbanização.

THE URBANIZATION AND UNLEASHING OF EROSIVES PROCESS IN ÁREA OF ENVIRONMENTAL PRESERVATION IN MARINGÁ CITY-PR

ABSTRACT: The present work study the physical and hydrological factors of the headcut (source) of drainage of the stream Cleópatra, the consequences from the urbanization and the concentrated release of pluvial waters captured by the artificial drainage net in area of environmental preservation – PARQUE FLORESTAL DOS PIONEIROS – BOSQUE II, in Maringá, Paraná, which generated the implantation of the erosive system formed by ravines and gullies.

KEYWORDS: Forested area; Concentrated release; Erosive processes; Urbanization.

1 | INTRODUÇÃO

A maioria dos casos relatados de erosão urbana na bibliografia pesquisada ocorre

em áreas dominadas por solos arenosos e substratos areníticos. Existem vários exemplos de áreas urbanas degradadas pela erosão, assentadas em regiões sedimentares da bacia do Paraná, em especial onde ocorrem os arenitos do Grupo Bauru, arenitos da Formação Caiuá, sedimentos do Grupo Tubarão e Botucatu, e que são recobertos por formações terciárias ou quaternárias de natureza coluvial ou aluvial: cidades como Bauru, Assis e Marília, no Estado de São Paulo e em mais de 154 municípios no noroeste do Estado do Paraná, dentre os quais se destacam as cidades de Cianorte, Loanda, Umuarama, Paranavaí, Cidade Gaúcha, Nova Esperança, Terra Rica dentre outras. O desencadeamento dos processos erosivos nessas áreas coincide, praticamente, com o ápice do processo de colonização e ocupação realizado através do desmatamento intensivo para o plantio de café, culturas anuais de algodão, amendoim, soja e trigo e, ainda, com a instalação de núcleos urbanos ao longo das rodovias de integração.

A ocorrência de processos erosivos e seu conseqüente agravamento verificado em inúmeras cidades, tanto no Estado do Paraná como em outros estados, está diretamente relacionado ao crescimento vertiginoso da população urbana, em um processo de rápida urbanização, sem planejamento ou com projetos e práticas de parcelamento de solos que são inadequados e deficientes. Essas ocupações destroem as vegetações nativas, mudam os caminhos preferenciais de escoamento superficial das águas pluviais e acrescentam a esses os volumes de águas servidas, criando voçorocas e taludes instáveis e ainda agravando enchentes pelo volume de sedimentos depositados nos córregos e rios urbanos.

Entretanto, esses fenômenos erosivos podem se instalar também em áreas urbanas na qual o substrato rochoso e os solos são, do ponto de vista natural, mais resistentes a erosão e, ainda, em áreas onde a floresta foi preservada, como é o caso do PARQUE FLORESTAL DOS PIONEIROS – BOSQUE II, na cidade de Maringá, Paraná. Este parque é considerado uma floresta urbana e declarado como “Área de Preservação Ambiental” com área de 59 hectares e representando 17,93% da área total da bacia hidrográfica do córrego Cleópatra. Está localizado em anel central do perímetro urbano de Maringá, Paraná, sendo cabeceira de drenagem do córrego citado, compreendendo as nascentes e o fundo de vale do respectivo córrego, afluente do ribeirão Pinguim, da bacia hidrográfica do rio Ivaí.

De acordo com a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 2018), o substrato rochoso da área é constituído por rochas ígneas vulcânicas – basalto – da Formação Serra Geral, provenientes de extensos derrames de lavas do período Jurássico-Cretáceo. A intemperização dessas rochas gerou solos espessos e de alta fertilidade natural, o Latossolo Vermelho e o Nitossolo Vermelho, sendo que os Latossolos podem ser encontrados nos topos e altas vertentes, enquanto os Nitossolos ocorrem na média e baixa vertente (ZAMUNER, 2002).

Quanto a sua situação climática, a cidade de Maringá situa-se numa zona de transição climática entre os climas tropical de duas estações e o subtropical, segundo

a classificação de Köppen (1978), apresentando temperatura média anual de 21,7 °C e precipitação média anual de 1592 mm. O período mais chuvoso corresponde aos meses de dezembro a fevereiro, enquanto os meses mais secos estão entre junho e agosto.

A vegetação do Bosque II classifica-se como sendo “floresta estacional Semidecidual submontana da região da floresta estacional Semidecidual”. Essa vegetação que ocupava a parte norte do Terceiro Planalto e seus vales fluviais representam uma variação da mata pluvial tropical do litoral (BIGARELLA & MAZUCHOWSKI, 1985; VELOSO & GÓES FILHO, 1985). Nessa formação, o estrato emergente é constituído pelas seguintes espécies: jequitibás (*cariniana spp.*); peroba rosa (*Aspidosperma polyneuron.*); cedro (*Cedrella fissilis*); pau d’alho (*Gallesia gorazema*), angico-vermelho (*Parapiptadenia rígida*) e canafístula (*Peltophorum dubium*) dentre outras (BIGARELLA & MAZUCHOWSKI, 1985), e esta área florestada se constitui em uma das maiores reservas ecológicas do município de Maringá, preservando significativas espécies da flora e fauna, algumas em vias de extinção e, ainda, como lazer contemplativo para a população.

O objetivo deste trabalho é mostrar como as consequências da urbanização e o gerenciamento inadequado das águas pluviais captadas pela rede de drenagem artificial instalada e do lançamento concentrado pode originar formas erosivas do tipo ravinas e voçorocas no interior de área florestada, tida como área de preservação ambiental.

2 | METODOLOGIA

Para a caracterização morfológica da bacia hidrográfica do córrego Cleópatra e seu processo de urbanização e gerenciamento hidrológico foram utilizados os seguintes documentos: fotografias aéreas nas escalas de 1:8.000 (1995) e 1:25.000 (1980); planta da cidade na escala de 1:20.000; levantamento planialtimétrico da bacia na escala de 1:2.000 fornecido pelo Instituto de Terras e Cartografia; planta de locação da drenagem urbana na escala 1:20.000 fornecida pela Prefeitura Municipal de Maringá - PMM; base digitalizada na escala 1:2.000, fornecida pela FAMEPAR, além dos dados econômicos e demográficos da cidade, fornecidos pela Prefeitura Municipal de Maringá (PMM).

A base de dados da área edificada foi cedida pelo Centro de Processamento de Dados da PMM envolvendo áreas dos lotes, das edificações e pavimentações (ruas e calçadas) dos terrenos que compõem a bacia hidrográfica em estudo. Por esses dados foi possível obter a evolução da impermeabilização da área em estudo no período compreendido de Janeiro/1960 e atualizadas gradativamente até março/2016.

Os levantamentos de campo para a elaboração da carta das formas

erosivas existentes no interior do Bosque II foram iniciados ainda no ano 2001 e gradativamente foram atualizados de acordo com as visitas no local e de acordo com as chuvas intensas que acontecem na área, provocando maiores deslizamentos de encostas, sendo a última atualização realizada em outubro 2016. Esta carta tem por objetivo identificar e definir as características mais expressivas do processo erosivo, fornecendo medidas geométricas, como: comprimento, largura e altura. Também orienta a localização das nascentes, bordas instáveis das ravinas, direcionamento dos fluxos de água que deságuam no interior da área florestada, do processo erosivo e dos coletores da drenagem instalados no entorno do bosque. O equipamento utilizado foi estação total tipo TOPCON para a construção do traçado do processo erosivo existente no interior do Bosque II.

3 | RESULTADOS E CONCLUSÕES

O rápido processo de urbanização que afetou vários núcleos urbanos da região norte e noroeste do Paraná, decorrente das transformações ocorridas no campo a partir da década de 70 contribuiu, segundo Moro (1988), “para agravar os problemas urbanos, sociais e econômicos dos polos regionais do norte do Paraná”. Em Maringá, esse crescimento foi acentuado levando ao rompimento dos princípios norteadores do projeto original proposto pela CMNP para a cidade - na década de 1960 a população urbana correspondia a 45,7% da população total; na década de 1970 ela era de 82,5% e, em 1990 já totalizava 95,5%. Atualmente, a população urbana do município de Maringá representa 98,2% da população total do município (IBGE, 2016).

As baixas densidades verificadas nos anos de 1947 a 1960 refletiam a fase inicial de ocupação em que, grande parte do espaço urbano permanecia desocupado. Nas décadas seguintes (1970/1991), o crescimento urbano foi acompanhado de significativa verticalização nas edificações de uso residencial, sobretudo nos anos 80, uma vez que o aumento da população foi muito além daquele da área urbanizada, ocasionando significativo incremento na densidade habitacional. Desta forma, vários foram os impactos ambientais decorrentes dessa transformação, dentre os quais se destaca as erosões em forma de ravinas.

A bacia hidrográfica do córrego Cleópatra apresenta característica geométrica em forma de trapézio com vertentes curtas e convexas, localizadas nos setores norte/leste, mas com predomínio de vertentes longas e convexas, localizadas nos setores noroeste/oeste. As declividades verificadas são, em geral, fracas nas áreas compreendidas entre o topo e a média vertente (< 7%) e aumentando em direção a jusante da bacia. No interior do Parque Florestal dos Pioneiros – Bosque II – estão os setores com as maiores declividades (>20%). A variação altimétrica na bacia está compreendida entre 480 metros (foz dos córregos Cleópatra e Betti) e 600 metros

no topo do divisor mais alto no qual está instalada a Praça Pio XII. A área mais urbanizada (residencial/comercial) estende-se sobre uma cota altimétrica em torno de 550 metros a nordeste, e a menos urbanizada em torno de 500 metros ao sul, contendo ainda terrenos desnudos e agricultáveis.

De acordo com dados da PMM, a bacia hidrográfica do córrego Cleópatra por estar localizada no centro urbano de Maringá, abrange áreas com alta densidade de edificações e demografia e corresponde a uma das mais impermeabilizadas da cidade. A zona 01 destaca-se como sendo a mais impermeabilizada (92,8% da sua área) e a zona 20 (4,5% da sua área) a menos impermeabilizada, conforme dados apresentados na Tabela 1.

ZONAS	Fração de área por zona (m ²)	Fração de área impermeável (m ²)	Percentagem impermeável (%)
01	294.540,30	273.217,00	92,8
02	630.674,55	390.703,00	61,9
04	1.509.389,30	620.181,00	41,1
05	456.777,04	248.219,00	54,3
13	71.514,66	30.194,00	42,2
17	39.755,35	5.631,00	14,2
20	233.755,35	10.473,00	4,5
50	59.831,52	38.229,00	63,9

Tabela 1: Fração de áreas impermeáveis por zona da bacia do córrego Cleópatra, Maringá, PR.

O PARQUE FLORESTAL DOS PIONEIROS funciona, dentro dessa bacia, como uma área de recepção natural e, por conta disso, recebe grandes volumes de água das chuvas por meio do sistema de drenagem construído ao longo do tempo, com início na década de 60. As águas pluviais coletadas são despejadas dentro do parque por meio de 19 coletores instalados no entorno, distribuídos de forma radial e perpendiculares em relação às nascentes e assentados em aproximadamente 15° com relação à superfície do terreno. Esta situação gera no interior do bosque processos erosivos difusos e acelerados nos quais as ravinas se destacam.

O primeiro levantamento de campo realizado em dezembro/1999, para este trabalho, evidenciou que, no interior desse parque, cada ponto de descarga do sistema artificial de drenagem se dava de forma abrupta com o solo, não existindo nenhum mecanismo hidráulico de dissipação de energia nas extremidades.

A impermeabilização da superfície da bacia iniciada na década de 60 concentrou-se no setor norte (Zona 01), com suas primeiras edificações destinadas ao comércio varejista. A fase de maior implementação de pavimentação na área, entretanto, ocorreu no período de 1965 a 1976 quando, paralelamente, se deu também a intensificação da urbanização. Portanto, no início da década de 80 a maioria das ruas e avenidas estavam pavimentadas no interior da bacia (SAOP, 2016) significando que, nesse período foram produzidos os maiores impactos na

bacia, com incremento nas vazões do escoamento pluvial superficial coletado pelo sistema artificial de drenagem, observadas pelo aumento da área impermeabilizada de superfície gerada pelas pavimentações e edificações.

Entretanto, em setembro de 2000, a rede de drenagem urbana da bacia foi modificada para a incorporação ao sistema de um anel em tubos de concreto executado pela PMM. O objetivo dessa obra era captar e lançar à jusante as águas pluviais coletadas da rede de drenagem artificial instalada no entorno do bosque. Desta forma, após a conclusão dessa obra, foi realizado um novo levantamento de campo.

Essa carta teve por objetivos identificar a disposição final da drenagem urbana após o remanejamento dos coletores direcionados em relação ao Bosque II, bem como a influência desta nova disposição dos coletores no entorno e intensificação no processo erosivo existente bem como as vazões máximas nos mesmos coletadas por essa drenagem.

Infelizmente, essa readequação final dos coletores com as respectivas vazões concentradas nos pontos de lançamento está ocasionando o desenvolvimento de novas feições erosivas, principalmente nas encostas adjacentes, agora com mais energia hidráulica e aprofundando ainda mais as erosões existentes. Dissipadores de energia não foram construídos adequadamente com o intuito de amortecer o impacto das águas, ocorrendo com isso o solapamento basal das encostas. Por ocasião da construção deste anel no entorno do bosque, observou-se que a PMM não tomou alguns cuidados necessários, como por exemplo: realizou desmates desnecessários no interior da área florestada quando da implantação de emissários e assentou galeria de águas pluviais de forma incorreta, não se preocupando em instalar elementos dissipadores de velocidade nas suas extremidades. Desta forma, promoveu a criação de novas ravinas.

Na ocorrência de escoamento superficial das águas captadas pela drenagem sobre a superfície do solo no interior da área florestada, com o incremento em seu volume, parte da energia é dissipada pelo encontro com as raízes das árvores, por troncos caídos, pela vegetação rasteira, elevações e depressões próprias do terreno. Entretanto, a medida que esse escoamento vai ultrapassando os obstáculos, a velocidade tende a aumentar e o fluxo se concentra de acordo com a inclinação da vertente, esculpindo novas formas erosivas até chegar nas partes mais baixas do bosque com a configuração de voçoroca.

Nas ravinas iniciadas pelo escoamento superficial advindo das descargas dos coletores, as mais ativas e graves estão posicionadas na direção nordeste - ravina designada como Av. Paraná, ilustrada na Figura 2, nas quais ocorre uma forma erosiva em degraus (*erosão por cachoeira*), produzidas pelo escoamento superficial na cabeceira quando de eventos chuvosos e também pela própria diferença de potencial gravitacional. Na base destes degraus que se formam ao longo dos ravinamentos, há a geração de “marmitas”, sendo mais profundas a montante e mais

rasas a jusante. Verifica-se também o surgimento de *alcovas de regressão*, como aquelas citadas por Oliveira (1999), devido a atuação de fluxos subverticais gerando constantes solapamentos na base e nas laterais das incisões.

Essas incisões têm profundidade média de 5 metros e extensão média de 50 metros, cada. A calha de suporte do córrego Cleópatra, após receber as ravinas, trecho médio-alto do curso, estende-se para a face sul em linha contínua, por aproximadamente 800 metros, com profundidade e largura média de 7 e 30 metros, respectivamente, podendo ser vista na Figura 1, abaixo:



Figura 1: Cabeceira da ravina da Av. Paraná, evidenciando-se, no fundo o coletor de águas pluviais.

A pista de “*motocross*” executada à época de 1970, produziu sério desmate no parque, inclusive com a destruição de várias espécies nativas. Com vestígios ainda intactos do seu traçado no interior do parque, nota-se que, nos trechos em que está paralela às curvas de nível, a pista não favorece o processo erosivo. Por outro lado, onde o traçado foi executado perpendicularmente às curvas de nível, este acabou favorecendo e intensificando o processo erosivo.

Observa-se ainda, que está havendo um grande avanço destas formas erosivas a montante, apesar dessas incisões se encontrarem no interior da floresta. Em algumas ravinas, há o solapamento de suas laterais e, também, o aprofundamento de sua base em função do contínuo despejo das águas pluviais coletadas na bacia, resultante da impermeabilização das áreas próximas do entorno do Bosque II.

A implantação de processos erosivos e o consequente agravamento que se verifica em inúmeras cidades, tanto no Estado do Paraná como em outros estados, está diretamente relacionado ao crescimento vertiginoso da população urbana, em um processo de rápida urbanização, sem planejamento ou com projetos e práticas de parcelamento de solos que são inadequados e deficientes. Essas ocupações

destroem as vegetações nativas, mudam os caminhos preferenciais de escoamento superficial das águas pluviais e acrescentam a esses os volumes de águas servidas, criando, de um lado, voçorocas e taludes instáveis e, de outro, agravando as enchentes pelo volume de sedimentos depositados nos córregos e rios urbanos.

Apesar da cidade de Maringá ter, quando da sua criação, um traçado urbano-viário planejado, apresenta neste momento, inúmeros problemas ambientais decorrentes de seu acelerado crescimento urbano. Por conta disso, o Parque Florestal dos Pioneiros – BOSQUE II, reconhecido por ser uma área de preservação ambiental e sem acesso ao público, e as nascentes do córrego Cleópatra permanecerem florestadas, assim como o seu vale, tanto a vegetação como o curso d'água está sofrendo degradação decorrente da urbanização da área circunvizinha ao parque.

O despejo sem controle do escoamento pluvial dentro da área de floresta gerou o sistema erosivo verificado. Esse continua evoluindo de forma regressiva, atingindo hoje os limites do parque, ameaçando a área urbanizada vizinha, principalmente a próxima da Av. Juscelino Kubitschek de Oliveira. Soma-se a isso a contínua descarga ao longo do córrego Cleópatra de poluentes advindos de indústrias (fábrica de refrigerantes e alimentos, curtume), pocilgas, tinturarias e lagoas de estabilização ineficientes localizadas às suas margens.

Por força da especulação imobiliária, o crescimento urbano atual conta com a implantação de vários loteamentos e são visíveis em todos os quadrantes da cidade, com considerável degradação das condições de vida e do ambiente, principalmente aqueles localizados a jusante das cabeceiras de drenagem. No entanto, observamos que não há preocupação por parte do poder público em coibir o lançamento do produto da drenagem pluvial e mesmo das águas servidas nestes cursos d'água de forma racional. O mau gerenciamento dos componentes que formam a infraestrutura da cidade de Maringá contribuem para acelerar os processos erosivos existentes nestas cabeceiras, além de poluir os corpos d'água tanto a montante como a jusante. Portanto, não só o Bosque II, mas todas as reservas florestais do município em forma de áreas preservadas e talvegues como os pontos de descarga não estão recebendo a devida proteção.

Não queremos afirmar que as águas coletadas não devam ser direcionadas para os pontos mais baixos e ter o seu escoamento por gravidade no interior de áreas de preservação. O que se questiona é a forma inadequada e a sua qualidade como são lançadas essas águas, sem os redutores de velocidade nas extremidades dos emissários que deveriam ir até o talvegue e protegidos por bacias de dissipação com o intuito de evitar a retirada de sedimentos e reduzir a velocidade das águas.

Finalmente, as soluções de correção e prevenção dos problemas erosivos em áreas urbanas passam pela necessidade de desenvolvimento de soluções normativas e de projetos de obras adequados para cada situação do meio físico existente.

REFERÊNCIAS

- BIGARELLA, J. J., MAZUCHOWSKI, J. Z. Visão integrada da problemática da erosão. *In: SIMPÓSIO NACIONAL DE CONTROLE DA EROSÃO*, 3, Maringá. Livro Guia... Maringá: ABGE/ADEA, 1985. 332p.
- EMBRAPA. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Brasília: Embrapa Produção de Informação. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 412p.
- IBGE. Conselho Nacional de Estatística. **Serviço Nacional de Recenseamento. Censo Demográfico: Contagem de população**, 2016.
- KÖPPEN, W. Climatología. Con un estudio de los climas de la tierra, FCE, México. *In: IAPAR. Cartas Climáticas básicas do Estado do Paraná*. Londrina, 1978. 41p.
- MORO, D.A. **O êxodo rural e o crescimento populacional da cidade de Maringá no período de 1970 a 1980**. Boletim de Geografia. Maringá: Imprensa Universitária/UEM. Ano 06, n. 01, junho/1988.
- OLIVEIRA, M.A.T. **Processos erosivos e preservação de áreas de risco de erosão por voçorocas**. *In: GUERRA, A.J.T. et al. (Org). Erosão e conservação de solos – conceitos, temas e aplicações*. Rio de Janeiro: Bertrand, 1999. Cap.2, p.57-94.
- PREFEITURA MUNICIPAL DE MARINGÁ. **Plano de Manejo do Parque Florestal dos Pioneiros**. Maringá, 1993. 42p.
- PREFEITURA MUNICIPAL DE MARINGÁ/SEDUH. **Dados sobre a evolução da ocupação urbana da cidade de Maringá. Período de janeiro/1960 a março/2016**.
- SAOP. Serviço Autárquico de Obras e Pavimentação. **Quadro da evolução asfáltica por ano político da cidade de Maringá**. Período de janeiro/1960 a março/2016.
- VELOSO, H.P. & GOES, F.L. **Fitogeografia Brasileira. Classificação fisionômico-ecológica da vegetação neotropical**. Projeto RADAMBRASIL. Bol. Técnico 1:3-79, série Vegetação. *In: Bigarella & Mazuchowski, 1985. Visão integrada da Problemática da Erosão*.
- ZAMUNER, L. D. (2012). **A urbanização e o desencadeamento de processos erosivos em área de preservação ambiental na cidade de Maringá, Estado do Paraná**. Acta Scientiarum (Sciences and Technology). Maringá, v. 24, n.6, p. 1793-1800, 2012.

ANÁLISE DE IMPACTO AMBIENTAL EM UM COMPLEXO EÓLICO

Eduardo Antonio Maia Lins

Universidade Católica de Pernambuco e Instituto
Federal de Pernambuco
Recife – Pernambuco

Maria Juliana Miranda Correia da Cruz

Universidade Católica de Pernambuco
Recife – Pernambuco

Luiz Oliveira da Costa Filho

Universidade Católica de Pernambuco
Recife – Pernambuco

Luiz Vital Fernandes Cruz da Cunha

Universidade Católica de Pernambuco
Recife – Pernambuco

Sérgio de Carvalho Paiva

Universidade Católica de Pernambuco
Recife – Pernambuco

Fábio José de Araújo Pedrosa

Universidade Católica de Pernambuco e
Universidade de Pernambuco
Recife – Pernambuco

Cecília Maria Mota Silva Lins

Universidade Federal Rural de Pernambuco
Cabo de Santo Agostinho – Pernambuco

Andréa Cristina Baltar Barros

Centro Universitário Maurício de Nassau
Recife – Pernambuco

Maria Clara Pestana Calsa

Centro Universitário Maurício de Nassau
Recife – Pernambuco

Adriane Mendes Vieira Mota

Centro Universitário Maurício de Nassau

Recife – Pernambuco

Roberta Richard Pinto

Universidade Católica de Pernambuco
Recife – Pernambuco

Daniele de Castro Pessoa de Melo

Instituto Tecnológico de Pernambuco
Recife – Pernambuco

RESUMO: O presente estudo visou apresentar a viabilidade ambiental do uso da Energia Eólica que vem demonstrando um crescimento exponencial no Brasil e no Mundo, seja por integrar o aproveitamento de uma fonte renovável, seja por não possuir a amplitude dos impactos ambientais geralmente associados às outras formas de aproveitamento energético. Entretanto, como toda tecnologia, apresentou impactos negativos, necessitando de estudos de viabilidade ambiental prévios, como a avaliação de impacto ambiental, para constar apta sua instalação. Neste trabalho foram identificados 16 impactos no total, dentre eles 14 de natureza negativos e 2 positivos, causados pela implantação de um Complexo Eólico, nos municípios de Caetés e Venturosa, no estado de Pernambuco. Estes impactos foram avaliados a partir do método de matriz de Leopold sob os aspectos físicos, bióticos e socioeconômicos, classificando-os de acordo com os itens: natureza, direcionalidade, forma, periodicidade,

temporalidade, abrangência, reversibilidade, probabilidade, magnitude, importância e significância. Constatou-se que, a partir de todas as avaliações realizadas, os impactos gerados pela implantação do Parque Eólico não são tão relevantes comparado aos benefícios que trará à região.

PALAVRAS-CHAVE: Fontes Energéticas, Matriz, Danos.

ENVIRONMENTAL IMPACT ANALYSIS IN A WIND COMPLEX

ABSTRACT: The present study aimed to present the environmental viability of the use of wind energy that has been showing exponential growth in Brazil and in the world, either by integrating the use of a renewable source or by not having the amplitude of environmental impacts generally associated with other forms of energy. energy use. However, like all technology, it had negative impacts, requiring previous environmental feasibility studies, such as environmental impact assessment, to be able to install it. In this study, 16 impacts were identified, among them 14 negative and 2 positive, caused by the implementation of the Wind Winds Complex, in the municipalities of Caetés and Venturosa, in the state of Pernambuco. These impacts were evaluated using the impact matrix method under the physical, biotic and socioeconomic aspects, classifying them according to the nature, directionality, form, periodicity, temporality, scope, reversibility, probability, magnitude, importance and significance. It was found that, from all evaluations performed, the impacts generated by the implementation of the wind farm are not as relevant compared to the benefits it will bring to the region.

KEYWORDS: Energy Sources, Matrix, Damage.

1 | INTRODUÇÃO

O setor de energia elétrica é considerado um dos pilares do desenvolvimento social e econômico do Brasil, dado que exerce influência decisiva para as cadeias produtivas, sendo, assim, um indutor de riqueza, emprego e renda. Esse setor enfrenta, historicamente, uma necessidade constante de expansão para suprir a demanda energética brasileira, seja pelo aumento de sua população, seja pelo crescimento do seu parque industrial (COSTA, 2016).

No Brasil, segundo o Anuário Estatístico de Energia Elétrica de 2018 (BRASIL, 2018), as usinas hidrelétricas (60,3%) lideram a produção de energia, seguidos pelas usinas termelétricas (26,5%), Usinas Eólicas (7,8%), Pequenas Centrais Hidrelétricas (3,2%), Usinas Nucleares (1,3%), Central Geradora Hidrelétrica (0,4%) e Solar (0,6%), consumindo um total de cerca 587.962 GWh em 2017, dos quais 4,4% foram no estado de Pernambuco.

Por conta da crise petrolífera dos anos 1970 e o aumento de movimentos que condenavam a energia nuclear na década de 1980, o discurso pela sustentabilidade ganhou projeção no cenário global defendendo que as nações deveriam priorizar a obtenção de recursos energéticos a um custo baixo e com pouco impacto ambiental,

afim de que estejam melhor posicionadas em relação aos países que ainda mantêm suas bases energéticas majoritariamente em energia não renovável. Inclusive, ainda há um forte movimento mundial para se reduzir a dependência dos combustíveis fósseis, como o carvão mineral, gás natural e o petróleo, e aumentar a participação das energias renováveis que utilizam recursos locais e criam mais empregos. De acordo com Costa (2016), o preço da energia oriunda das termoelétricas é oito vezes mais cara do que a produzida em parques eólicos, além de contribuírem para o aquecimento global, faz com que a eólica possua sobre uma grande vantagem econômica e ambiental. E essa evolução na utilização de energias mais limpas tende a aumentar nos próximos anos, fundamentando-se pelas contratações já realizadas em leilões regulados e no mercado livre (AQUILA, 2015; CASSARO, 2015).

Nos dias atuais, a energia eólica se estabeleceu como uma alternativa bastante competitiva, já que garante a segurança do sistema elétrico - por ser inesgotável, possui baixos custos, são compatíveis com outros usos dos terrenos onde forem implantadas e geram benefícios financeiros para os proprietários das terras. Vantagens essas que se sobressaem as poucas desvantagens que há, como o impacto visual, impacto sobre as aves do local e o impacto sonoro, por exemplo (COSTA, 2016).

Neste estudo foi realizada uma análise de impactos ambientais e sociais durante a implantação de um Complexo Eólico que abrange a zona rural dos municípios de Caetés e Venturosa no Estado do Pernambuco.

2 | METODOLOGIA

O presente estudo foi desenvolvido em um Complexo Eólico, visando a avaliação e diagnóstico dos impactos ambientais provocados pela sua implantação. Também foi realizado o levantamento de elementos secundários através de uma revisão bibliográfica para complementação e melhor compreensão dos dados obtidos.

Trata-se de um complexo eólico instalado em uma área situada a 32 km a noroeste da zona urbana de Garanhuns, nos municípios de Caetés e Venturosa, no interior do estado de Pernambuco (Figura 1). As distâncias até esses municípios relevantes mais próximos são de 12 km até Caetés e 25 km até Venturosa, em Pernambuco.

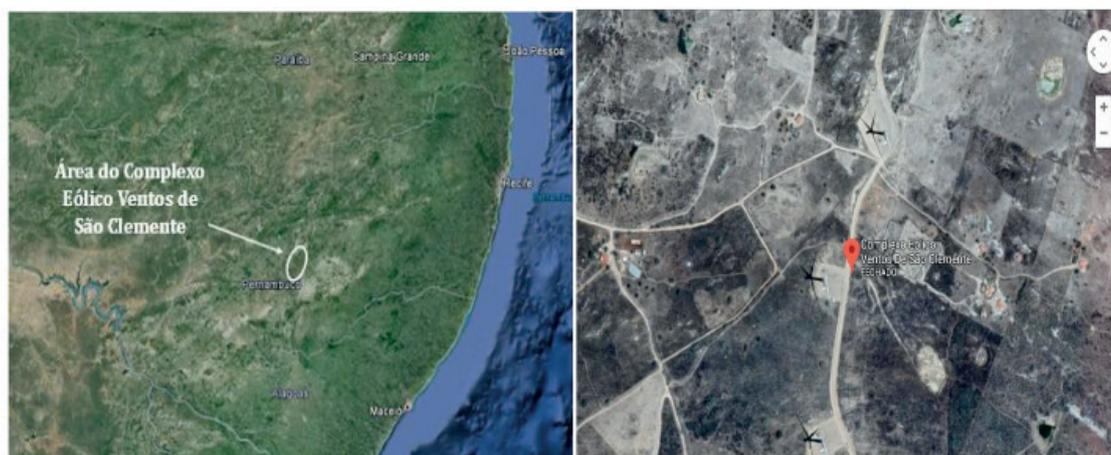


FIGURA 1. Localização do Complexo Eólico.

Fonte: Google Earth, 2019.

Os municípios de Caetés e Venturosa localizam-se no Planalto da Borborema, a uma altitude que varia de 530 m a 850 m, respectivamente. Sendo uma região privilegiada do Estado em termos de recurso eólico, conforme já apontado por estudos do regime de ventos na região e pelo Atlas do Potencial Eólico Brasileiro (AMARANTE et al. 2001).

A escolha do local para implantação do complexo eólico foi realizada com base em inspeções de campo, onde foram levantadas informações a respeito de potenciais restrições à ocupação do terreno, como por exemplo: áreas alagadas/alagáveis, áreas de preservação ambiental, áreas indígenas, áreas residenciais, proximidade de aeródromos, entre outras.

As Matrizes de Interação de Leopold (1971) foram realizadas com as principais interferências ambientais identificadas, inter-relacionando as diversas ações impactantes em suas várias fases, considerando os diferentes componentes ambientais a serem afetados. Com base na metodologia adotada, as ações propostas para o empreendimento foram associadas a fatores ambientais e identificados os impactos ambientais significativos. Em seguida, foi formulada uma matriz de Impactos, na qual foram apresentados, em suas colunas, os critérios de caracterização dos impactos, juntamente com um breve resumo. Em suas linhas, foram apresentados os impactos identificados. Foram utilizados os critérios apresentados no Quadro 1 para a caracterização dos impactos.

Classificação dos Impactos	Critérios
Natureza	Positivo ou Negativo
Direcionalidade	Meio que recebe seu efeito (meio físico, biótico ou socioeconômico)
Forma	Direto ou Indireto

Classificação dos Impactos	Critérios
Periodicidade	Temporário, Cíclico ou Permanente
Temporalidade	Duração do Efeito (imediate, curto prazo, médio prazo e longo prazo)
Abrangência	Dimensão Geográfica do Efeito (Local ou regional)
Reversibilidade	Capacidade de o Ambiente Retornar ou não a sua condição original (Reversibilidade e Irreversibilidade)
Probabilidade de Ocorrência	Baixa, Média, Alta
Magnitude	Intensidade Baixa, Média, ou Alta do Efeito
Importância	Baixa, Média, ou Alta do Efeito.

Quadro 1. Classificação dos impactos e critérios adotados

Dentre esses, foram considerados a Magnitude e Importância como atributos que possibilitaram definir uma escala de apreciação, denominada significância. A classificação da significância está apresentada no Quadro 2.

Classe	Significância	Pontuação
Baixa	Impacto de magnitude desprezível, restrito ao local, totalmente reversível com ações imediatas.	2 e 3
Média	Impacto de magnitude considerável, reversível com ações mitigadoras.	4
Alta	Impacto de grande magnitude, necessitates de grandes ações mitigadoras para reverter o dano	5 e 6

Quadro 2. Classes de Significância dos Impactos.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Identificaram-se 16 impactos socioambientais no local em estudo, dentre eles, quatro referentes ao meio físico, e seis referentes ao meio biótico e outros seis ao meio socioeconômico, conforme itens abaixo.

(i) Poluição do ar

Este impacto foi relacionado a circulação de veículos e utilização de materiais poluentes. Durante a fase de instalação do empreendimento, sugeriu-se a circulação de veículos para transporte de funcionários e de equipamentos e materiais que promoveriam a emissão de gases.

(ii) Aumento do ruído

Os fluxos de veículos automotores para transporte dos funcionários e, principalmente, de caminhões para o transporte de equipamentos, provocam um aumento do ruído no empreendimento e no seu entorno. A operação de uma grua e de outras máquinas pesadas durante a montagem das torres e dos aerogeradores também acentuariam o ruído. De acordo com Terciote (2002), o ruído proveniente das

turbinas eólicas tem duas origens: mecânica e aerodinâmica, onde o ruído mecânico teria sua principal origem da caixa de engrenagens, que multiplica a rotação das pás para o gerador. O autor ainda afirma que a transmissão de ruído mecânico também pode ser ocasionada pela própria torre, através dos contatos desta com a nacelle.

(iii) Poluição do Solo

Este impacto foi relacionado a implantação do canteiro de obras, além do transporte de materiais poluentes, como óleo e outras substâncias nocivas ao meio ambiente. Geralmente 99% da área em que uma fazenda eólica típica está construída fica fisicamente disponível para uso como antes. As fundações das turbinas, embora com aproximadamente 10 m de diâmetro, estão normalmente enterradas, permitindo algumas atividades agrícolas próximas à base de torre. Não há evidências de que fazendas eólicas interfiram em grande extensão em terras cultiváveis ou agropecuárias (EWEA, 2019)

(iv) Deflagração de processos erosivos

O impacto relacionado a limpeza do terreno, ao alargamento das estradas e as escavações para as fundações das bases dos aerogeradores. As obras de terraplenagem e limpeza do terreno nos locais onde seriam fixadas as torres poderiam provocar a remoção da cobertura vegetal e da camada superficial do solo, favorecendo a deflagração de processos erosivos. Uma outra ação que poderia provocar tal impacto seria o alargamento das vias locais e as escavações para as fundações, acompanhados de corte do relevo e da retirada de vegetação, além do horizonte superficial do solo.

(v) Supressão de vegetação

As características do empreendimento permitiram identificar impactos diretos na fase de implantação, com possível supressão de vegetação natural local em função da logística de transporte e instalação de infraestrutura e dos aerogeradores. Um dos impactos direto é a retirada de vegetação arbórea em eólicas em Pernambuco, pois as áreas de implantação estão em sua maioria em áreas de Brejos de altitude, que possuem vegetação típica, próxima a de mata atlântica e que são responsáveis diretamente pelo fornecimento de água e manutenção de nascentes para as regiões circunvizinhas.

(vi) Perda de habitat – avifauna e fauna terrestre

Algumas espécies da avifauna, mamíferos, anfíbios e répteis dependem do solo para nidificar, fazer abrigo ou mesmo deslocamento em busca de alimentos ou parceiros. As atividades que envolvem alteração no uso e ocupação do solo e derrubada de árvores poderiam causar a perda/fragmentação desse habitat, fazendo com que as espécies dependentes dessas áreas tivessem que se deslocar e/ou competir por novos espaços.

(vii) Caça ilegal ou predatória por trabalhadores

Alguns trabalhadores no período de instalação poderiam, por falta de instrução/esclarecimento, ou por outro motivo, vir a preda a fauna local. Essa ação provocaria,

independente da ação predatória ou não, distúrbio peculiar, podendo acarretar danos.

(viii) Criação de condições para a proliferação de vetores de doenças

Com descarte dos materiais no canteiro de obras, a disposição de resíduos sólidos em área irregular, o acúmulo de lixo orgânico proveniente das refeições e retenção de água em depósitos inapropriados, poderia atrair insetos e outros animais, ocasionando um surto de animais peçonhentos como cobras, escorpiões, lacraias, entre outros, expondo todas as pessoas que trabalhavam ou que estivessem no entorno.

(ix) Atropelamento da fauna

O aumento da circulação de máquinas e veículos durante a implantação contribuiu com a possibilidade de acidentes envolvendo o atropelamento da fauna local.

(x) Perturbação/ deslocamento forçado da avifauna e fauna terrestre

A movimentação de veículos, maquinário, pessoas, assim como o ruído gerado pela implantação da obra causariam perturbação da fauna, podendo gerar o deslocamento forçado da fauna local para áreas longe da atividade. Devido às perturbações, a fauna local poderia alterar seu comportamento, o que levaria a um desvio populacional. Algumas espécies também poderiam se acostumar com a movimentação e as estruturas instaladas.

(xi) Aumento na oferta de emprego direto e indireto

A implantação do empreendimento demanda contratação de mão de obra, formalizando emprego gerando empregos indiretos durante o período de instalação para o apoio dos funcionários.

(xii) Interferências no Cotidiano da População

Algumas ações para a implantação do empreendimento poderiam causar interferências no cotidiano da população, sendo os mais afetados os moradores localizados nas áreas mais próximas as construções do empreendimento como também, moradores e atividades próximas das rodovias e acessos.

(xiii) Insegurança da população e risco de acidentes

Ao longo da implantação do complexo sugeriu-se uma provável apreensão por parte das famílias localizadas nas áreas mais próximas as construções do empreendimento, em decorrência do aumento de trânsito e afluência de trabalhadores estranhos às comunidades locais. Além disso, haveria ruídos e a existência de riscos de acidentes relacionados ao tráfego de veículos e equipamentos, pondo em risco os pedestres e a população local.

(xiv) Dinamização da economia local

A implantação do empreendimento serviria de estímulo ao desenvolvimento socioeconômico da região. Com a geração de empregos na fase de implantação, haveria o aumento da circulação de capital, demanda por serviços e produtos locais e arrecadação de impostos, propiciando ainda, na fase de operação, aumento de renda para as famílias envolvidas.

(xv) Deposição de resíduos sólidos

O impacto seria decorrente das atividades de implantação do empreendimento, que gerariam resíduos sólidos, caso não fossem corretamente acondicionados, removidos e depositados em locais apropriados.

(xvi) Alteração da paisagem

O impacto seria decorrente da alteração da cobertura vegetal local existente, principalmente nas áreas de instalação dos aerogeradores. No Quadro 3 está disposta a matriz de impacto construída para o Complexo Eólico Ventos de São Clemente, no estado de Pernambuco.

IMPACTOS	CLASSIFICAÇÃO DOS IMPACTOS										SIGNIFICÂNCIA
	NATUREZA	DIRECIONALIDADE	FORMA	PERIODICIDADE	TEMPORALIDADE	ABRANGÊNCIA	REVERSIBILIDADE	PROBABILIDADE	MAGNITUDE	IMPORTÂNCIA	
(i) Poluição do ar	NEG	MF	DIR	TEM	IME	LOC	REV	A	1	1	BAIXA
(ii) Aumento do ruído	NEG	MF	DIR	TEM	IME	LOC	REV	A	1	1	BAIXA
(iii) Poluição do Solo	NEG	MF	DIR	TEM	IME	LOC	REV	A	1	1	BAIXA
(iv) Deflagração de processos erosivos	NEG	MF	DIR	TEM	IME	LOC	REV	A	1	1	BAIXA
(v) Supressão de vegetação	NEG	MB	DIR	TEM	LP	LOC	IRR	A	1	1	BAIXA
(vi) Perda de Habitat – avifauna e fauna terrestre	NEG	MB	DIR	PER	LP	LOC	IRR	A	1	2	BAIXA
(vii) Caça ilegal ou predatória por trabalhadores	NEG	MB	DIR	TEM	IME	LOC	IRR	A	1	2	BAIXA
(viii) Criação de condições para a proliferação de vetores de doenças	NEG	MB	IND	TEM	CP	LOC	REV	A	1	2	BAIXA
(ix) Atropelamento da fauna	NEG	MB	DIR	TEM	CP	LOC	IRR	A	1	2	BAIXA
(x) Perturbação / deslocamento forçado – avifauna e fauna terrestre	NEG	MB	DIR	PER	CP	LOC	IRR	A	2	2	MÉDIA
(xiii) Aumento na oferta de emprego direto e indireto	POS	MS	DIR	TEM	IME	REG	REV	A	1	3	MÉDIA
(xiv) Interferências no Cotidiano da População	NEG	MS	DIR	TEM	IME	LOC	REV	A	2	2	MÉDIA
(xv) Insegurança da população e risco de acidentes	NEG	MS	DIR	TEM	IME	LOC	REV	A	1	2	BAIXA
(xvi) Dinamização da economia local	POS	MS	DIR	TEM	MP	LOC	REV	A	1	2	BAIXA

IMPACTOS	CLASSIFICAÇÃO DOS IMPACTOS										SIGNIFICÂNCIA
	NATUREZA	DIRECIONALIDADE	FORMA	PERIODICIDADE	TEMPORALIDADE	ABRANGÊNCIA	REVERSIBILIDADE	PROBABILIDADE	MAGNITUDE	IMPORTÂNCIA	
(xvii) Deposição de resíduos sólidos	NEG	MS	DIR	TEM	IME	LOC	REV	A	2	2	MÉDIA
(xviii) Alteração da paisagem	NEG	MS	DIR	PER	IME	LOC	IRR	A	2	2	MÉDIA

QUADRO 3. Matriz de Impacto do Complexo Eólico.

Notas: NATUREZA: POS = Positivo; NEG = Negativo; DIRECIONALIDADE: Meio Socioeconômico=MS, Biótico=MB ou Físico=MF; FORMA: DIR = Direto; IND = Indireto; PERIODICIDADE: TEM = Temporário; CIC = Cíclico; PER = Permanente; TEMPORALIDADE: IME = Imediato; CP = Curto Prazo; MP = Médio Prazo; LP = Longo Prazo; ABRANGÊNCIA: LOC = Local; REG = Regional; REVERSIBILIDADE: IRR = Irreversível; REV = Reversível; PROBABILIDADE DE OCORRÊNCIA: Baixa = B; Média = M; Alta = A; MAGNITUDE: 1 = Baixa; 2 = Média; 3 = Alta; IMPORTÂNCIA: 1 = Baixa; 2 = Média; 3 = Alta.

A Figura 2 apresenta que, diante dos estudos realizados, apenas 12% dos impactos seriam positivos, o que significa que dois dos impactos que beneficiariam a região possuem uma abrangência local, quando a ação afeta apenas o próprio sítio e suas imediações, além de uma abrangência regional com o aumento na oferta de emprego direto e indireto. Contudo, os impactos negativos resultariam em 88%, totalizando em 14 impactos que poderiam indicar como um dano à qualidade de um fator ou parâmetro ambiental.



Figura 2. Natureza dos impactos

De acordo com a matriz do Quadro 2, foi possível analisar a direcionalidade dos impactos que atingiriam o Complexo Eólico, sendo que 25% dos impactos atingiriam o meio físico, 37% o meio biótico e 38% o meio socioeconômico (Figura 3).

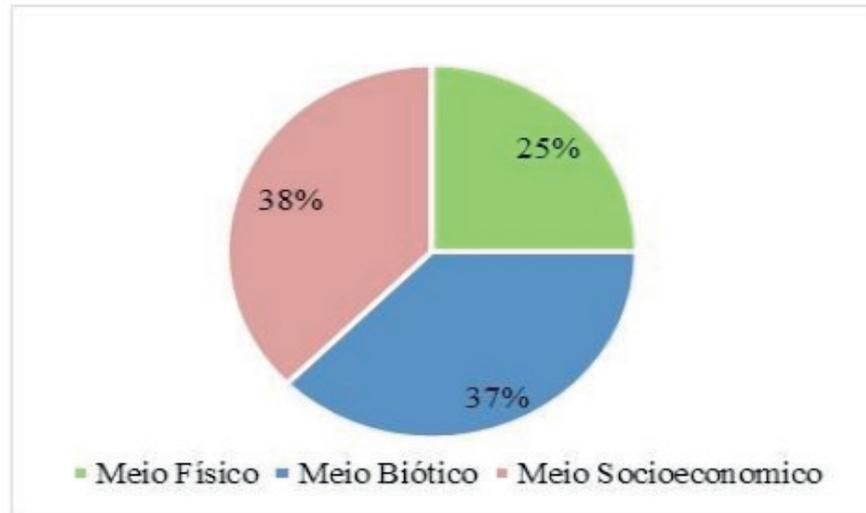


Figura 3. Direcionalidade dos impactos.

A Forma dos impactos seria direta para praticamente todos os impactos, significando que seriam resultantes de uma simples relação de causa e efeito, exceto para o impacto relacionado as condições para a proliferação de vetores de doenças, já que seria resultante de uma reação secundária em relação à ação, ou uma cadeia de ações.

A respeito da Periodicidade, apenas três impactos seriam classificados como permanente (Perda de Habitat – avifauna e fauna terrestre, Perturbação/deslocamento forçado – avifauna e fauna terrestre, e, Alteração da paisagem), significando que uma vez executados, o impacto estaria presente por um tempo indeterminado. Os demais impactos seriam temporários, com uma duração determinada.

De acordo com vários autores (TERCIOTE, 2002; SOVACOOOL, 2013; AZEVEDO et al. 2017) a maior preocupação relativa à fauna seria com os pássaros, os quais podem vir a colidir com as torres e as turbinas eólicas, devido à dificuldade de visualização. Outros motivos, como o tráfego de veículos em auto-estradas e a caça, também podem ser responsáveis pela morte dos pássaros. Porém o comportamento dos pássaros e as taxas de mortalidade tendem a ser específicos para cada espécie e também para cada lugar.

A temporalidade dos impactos aponta se o impacto ambiental aconteceu de maneira imediata, curta, média e a longo prazo. A maior parte dos impactos (62%) foi classificada como imediata. As demais temporalidades se dividiram em Curto Prazo (19%) e Longo Prazo (13%) e Médio Prazo (6%), conforme observado na Figura 4.



Figura 4. Temporalidade dos impactos.

Quanto à Reversibilidade, conforme apresentada na Figura 5, 63% dos impactos foram classificados como reversíveis, ocorrendo quando o fator ou parâmetro ambiental afetado, no fim na instalação, retorna às suas condições originais. Apenas 37% foram impactos irreversíveis, ou seja, não retorna às suas condições originais em um prazo previsível. Quanto a probabilidade dos impactos ocorrerem, todos teriam uma alta probabilidade. Já em relação a Significância dos impactos, a Figura 6 apresenta um resumo dos dados contidos no Quadro 2.

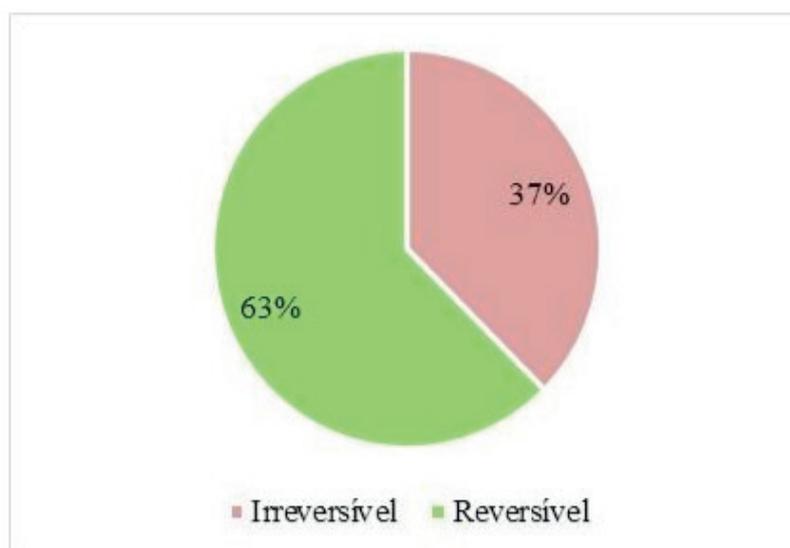


Figura 5. Reversibilidade dos impactos.

Verificou-se que dois impactos seriam considerados positivos, sendo um deles de média significância: o aumento na oferta de emprego de forma direta e indireta. Dos 14 impactos negativos, apenas 4 deles destacar-se-iam como de média significância: a perturbação / deslocamento forçado da avifauna e fauna terrestre; as interferências no cotidiano da população; a deposição de resíduos sólidos e a alteração da paisagem. Os demais seriam considerados de baixa significância, não

representando maiores danos ao meio ambiente.

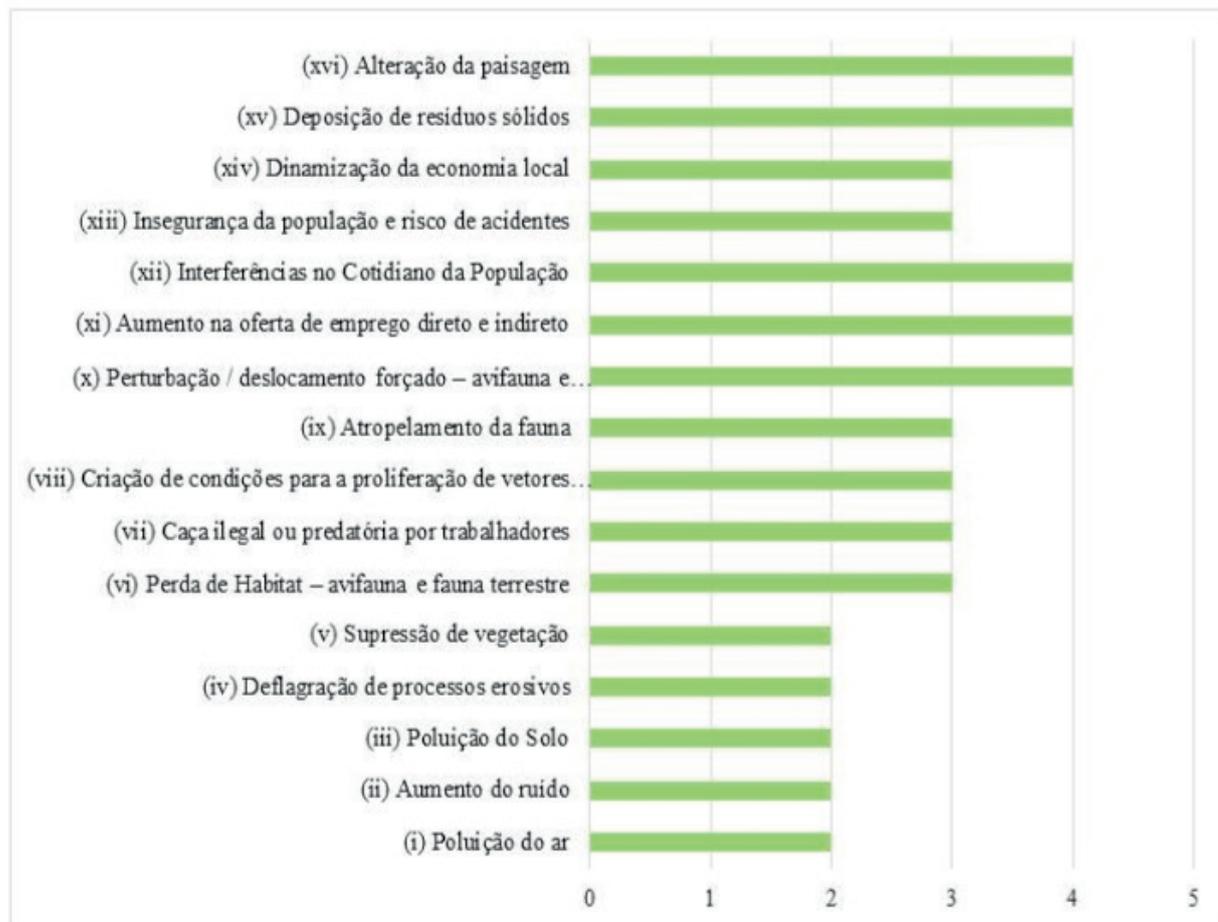


Figura 6. Significância dos Impactos.

Pelas análises, os impactos teriam efeito reduzido para os meios físico, biótico e socioeconômico, ressaltando-se os cuidados necessários na implantação, atendendo às técnicas e legislações pertinentes.

4 | CONCLUSÕES

Constatou-se que, a partir de todas as avaliações realizadas, os 14 impactos ambientais negativos gerados pela implantação do Parque Eólico não são tão relevantes quando comparado aos benefícios previstos para a região. Porém, ao considerar a instalação de empreendimentos em áreas de APP de altitude, os seja em brejos de altitude, o impacto ambiental negativo passa a ser relevante.

Além da geração de empregos, o complexo pode trazer ainda outros benefícios sociais, podendo aumentar a renda total das comunidades atingidas e oferecer oportunidades de empregos temporários, por exemplo. Dessa forma, entende-se que a implantação do Parque é ambientalmente viável, não havendo restrições de ordem técnica para seu estabelecimento, com baixos riscos aos meios físico, biótico (flora e fauna) e socioeconômico, desde que tomadas as devidas mitigações dos

impactos.

Do ponto de vista técnico, o empreendimento se mostra relevante para o aumento da oferta de energia regional, e, por conseguinte, para o desenvolvimento econômico e melhoria na qualidade de vida da população. Além disto, por ser uma fonte de energia limpa, abundante e renovável, contribuirá para redução da degradação ambiental proveniente de outras formas de geração de energia. A energia eólica se apresenta como uma interessante e promissora alternativa de complementariedade no sistema elétrico da área.

REFERÊNCIAS

AMARANTE, O. A. et al. **Atlas do potencial eólico brasileiro**. Brasília: MME; Rio de Janeiro: Eletrobrás, 2001.

AQUILA, G. **Análise do impacto dos programas de incentivos para viabilizar economicamente o uso de fontes de energia renovável**. Dissertação de Mestrado. Itajubá: Universidade Federal de Itajubá, 2015.

AZEVEDO, J. P. M., NASCIMENTO, R. S.; SCHRAM, I. B. Energia Eólica e os Impactos Ambientais: um Estudo de Revisão. **Revista Uningá**, vol.51, pp.101-106, Jan- Mar, 2017.

BRASIL. Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL). **Banco de Informações de Geração (BIG)**. 2019. Disponível em: < <http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/capacidadebrasil.cfm>>. Acesso em: 03 out. 2018.

BRASIL. Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL). **Anuário Estatístico de Energia Elétrica**. Ministério de Minas e Energia, Brasília: Aneel, 2018.

CASSARO, P. M. et al. **Evolução da capacidade instalada proveniente de recursos eólicos: previsto versus realizado**. X AGRENER, 2015, São Paulo, 2015.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA) **Resolução CONAMA Nº 001, de 23 de janeiro de 1986**. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental. Publicada no Diário Oficial da União, de 17/02/1986, p. 2548-2549.

COSTA, M. **Avaliação energético-ambiental da geração de energia eólica na chapada do Piauí**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós Graduação em Engenharia de Produção da Universidade Paulista, São Paulo, 2016.

EWEA - **European Wind Energy Association**. **Wind Energy and the Environment**, 2019. Disponível na internet <https://windeurope.org/> (consultado em 2019).

IPCC, 2011: **IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation**. Prepared by Working Group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1075 pp. (Chapter 7 & 9).

LEOPOLD, L. B. et al. **A procedure for evaluating environmental impact**. U.S. Geological Survey Circular: Washington, 1971. v. 645.

SOVACOOOL, B. K. The avian benefits of wind energy: A 2009 update. **Renewable Energy**, v. 49, p. 19-24, 2013.

TERCIOTE, R. **A energia eólica e o meio ambiente**. In Proceedings of the 4th Encontro de Energia no Meio Rural, 2002, Campinas (SP) [online]. 2002.

EFEITOS DE DILUIÇÕES DE ÁGUA PRODUZIDA DO PETRÓLEO NO DESENVOLVIMENTO DO GIRASSOL CULTIVADO EM CASA DE VEGETAÇÃO

Audilene Dantas da Silva

Universidade Federal Rural do Semi-Árido
Mossoró- RN

Rafael Oliveira Batista

Universidade Federal Rural do Semi-Árido
Mossoró- RN

Fabrcia Gratyelli Bezerra Costa Fernandes

Universidade Federal Rural do Semi-Árido
Mossoró- RN

Leonardo Cordeiro da Silva

Universidade Federal Rural do Semi-Árido
Mossoró- RN

Igor Estevão Sousa Medeiros

Universidade Federal Rural do Semi-Árido
Mossoró- RN

Jéssica Sousa Dantas

Universidade Federal Rural do Semi-Árido
Mossoró- RN

Juli Emille Pereira de Melo

Universidade Federal Rural do Semi-Árido
Mossoró- RN

Emmila Priscila Pinto do Nascimento

Universidade Federal Rural do Semi-Árido
Mossoró- RN

Raionara Dantas Fonseca

Universidade Federal Rural do Semi-Árido
Mossoró- RN

Antonio Diego da Silva Teixeira

Universidade Federal Rural do Semi-Árido
Mossoró- RN

Ana Beatriz Alves de Araújo

Universidade Federal Rural do Semi-Árido
Mossoró- RN

Aline Daniele Lucena de Melo Medeiros

Universidade Federal Rural do Semi-Árido
Mossoró- RN

RESUMO: Este trabalho objetivou estudar os efeitos de diluições de água residuária do petróleo tratada sobre o número de folhas, diâmetro de caule, diâmetro do capítulo, altura de plantas e produção do girassol H-360 no semiárido potiguar. O experimento foi conduzido em casa de vegetação, no Departamento de Ciências Agrárias e Florestais da Universidade Federal Rural do Semi-Árido, em Mossoró-RN. O delineamento experimental utilizado foi em blocos casualizados com cinco tratamentos e cinco repetições. Os tratamentos foram constituídos por diluições de água residuária do petróleo tratada (APT) em água de abastecimento (AA). Realizou-se também a caracterização físico-química das diluições (pH, condutividade elétrica, Ca^{+2} , Mg^{2+} , Na^{+} , K^{+} , Cl^{-} , CO_3^{-} , HCO_3^{-2} , Cu , Zn , Mn , Fe , Ni , Cd , Pb , Cr , Al , As e Ba). As análises físico-químicas das diluições de APT em AA revelaram que os valores médios dos atributos pH, CO_3^{-} (Carbonato) e K^{+} (Potássio) estão acima dos limites usuais para fins de irrigação, enquanto

os demais atributos atendem aos padrões para reúso agrícola. Não houve diferença estatística entre as diluições de água APT em relação às características número de folhas, diâmetro de caule, altura de planta e produção do girassol, enquanto a diluição T1 diferiu estatisticamente de T2 em relação ao diâmetro de capítulo. Em geral, a diluição T2 foi a mais adequada para o cultivo do girassol, devido aos melhores resultados em relação ao diâmetro de capítulo, diâmetro de caule e número de folhas e com menor potencial de impacto ambiental em relação às demais diluições.

PALAVRAS-CHAVE: Resíduo líquido. Reúso. Irrigação. Oleaginosa.

EFFECTS OF DILUTIONS OF WATER PRODUCED FROM OIL IN THE DEVELOPMENT OF SUNFLOWER CULTIVATED IN VEGETATION HOUSE

ABSTRACT: The objective of this work was to study the effects of dilutions of wastewater of the treated oil on the number of leaves, stem diameter, diameter of the chapter, height of plants and production of sunflower H-360 in the semiarid potiguar. The experiment was conducted in a greenhouse at the Department of Agrarian and Forestry Sciences of the Universidade Federal Rural do Semi-Árido in Mossoró-RN. The experimental design was a randomized block with five treatments and five replicates. The treatments were constituted by dilutions of wastewater of treated oil (APT) in water supply (AA). The physical-chemical characterization of the dilutions (pH, electrical conductivity, Ca^{+2} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Cl^- , CO_3^- , HCO_3^{2-} , Cu, Zn, Mn, Fe, Ni, Cd, Pb, Cr, Al, As e Ba). The physicochemical analyzes of the APT dilutions in AA revealed that the mean values of the pH, CO_3^- (Carbonate) and K^+ (Potassium) attributes are above the usual limits for irrigation purposes, while the other attributes meet the standards for agricultural reuse. There was no statistical difference between the APT water dilutions in relation to the number of leaves, stem diameter, plant height and sunflower production, while T1 dilution statistically differed from T2 in relation to the diameter of the chapter. In general, the T2 dilution was the most adequate for sunflower cultivation, due to the best results in relation to the diameter of the stem, stem diameter and number of leaves and with less potential of environmental impact in relation to the other dilutions.

KEYWORDS: Liquid waste. Reuse. Irrigation. Oleaginous.

1 | INTRODUÇÃO

Pode-se dizer que é indispensável o uso da água para sobrevivência da sociedade, em efeito do crescimento populacional acelerado junto com um consumismo desenfreado. O consumo desse bem vem aumentando consideravelmente junto com as preocupações com o meio ambiente. Aliado a esse aumento de consumo de água está à escassez hídrica, correspondendo um desequilíbrio entre a oferta e a demanda de água em algumas regiões.

O petróleo é uma fonte energética fundamental para muitos países, uma vez que serve de insumo para inúmeros setores industriais (automobilístico, têxtil, agrícola,

químico, dentre outros) (GOMES, 2014). Na extração do petróleo ocorre a retirada de subprodutos, dentre eles o gás e a água produzida, este último pode possuir os mesmos sais e metais presentes na água do mar, no entanto em concentrações e razões muito superiores (cerca de até 1.000 vezes maior), que caracterizam a idade do poço (FIGUEREDO, 2010).

O cultivo de plantas com reúso de água produzida tratada vem sendo uma alternativa para o reaproveitamento dessa água, acrescentado a facilidade de adaptação de várias oleaginosas ao semiárido do Nordeste brasileiro, o que oferece uma opção econômica para as regiões pobres. Uma oleaginosa que se adapta a essas condições é o girassol sendo uma planta com atributos especiais, pelo seu potencial para aproveitamento econômico, devido ao fato de se aproveitar todas as suas partes (SOUZA et al., 2013a; LIRA et al., 2011; CARRÃO-PANIZZI e MANDARINO, 2005) (apud LEITE, 2016).

O trabalho busca avaliar os efeitos de diluições de água produzida do petróleo no desenvolvimento do girassol cultivado em casa de vegetação, determinando as características físico-químicas da água produzida tratada e água de abastecimento, utilizadas na irrigação do girassol H-360; definindo a dosagem de água produzida tratada que cause menor potencial poluidor e que maximize o desenvolvimento e produção do girassol H-360; e obter informações sobre a produção e características biométricas do girassol H-360 irrigado com água produzida tratada e água de abastecimento.

2 | MATERIAIS E METODOS

2.1 Localização e caracterização da área experimental

O presente trabalho foi conduzido em casa de vegetação, localizada no Departamento de Ciências Agrárias e Florestais da Universidade Federal Rural do Semi-Árido – UFERSA, localizada na BR 110 – km 47, Bairro Presidente Costa e Silva, em Mossoró – RN. A casa de vegetação no qual se encontra o experimento ocupou área total de aproximadamente 129,4 m² (7,15 m x 18,10 m), sendo a área útil experimental de 13,65 m² (3,5 m x 3,90 m) sob coordenadas geográficas 5° 12' 03,9" de latitude sul, 37° 19' 37,98" de longitude oeste, e altitude de 13 m (Figura 1, 2 e 3).

O clima da região, segundo a classificação de Köppen-Geiger, é do tipo BSwH, tratando-se de um clima seco, muito quente com estação chuvosa no verão atrasando-se para o outono (ALVARES et al., 2013).



Figura 1- Localização da casa de vegetação na Ufersa, campus Mossoró.

Fonte: Google Earth, 2018.

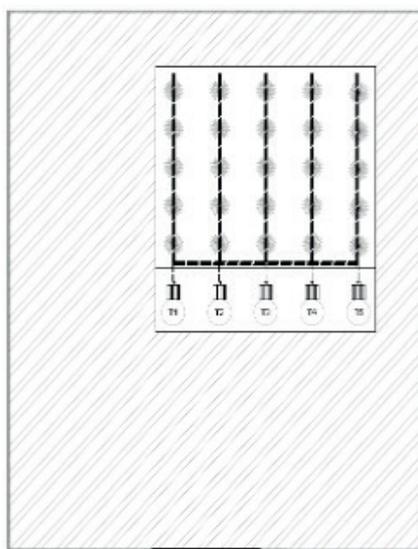


Figura 2- Croqui vista superior da casa de vegetação do experimento.

Fonte: Autoria própria, 2018.

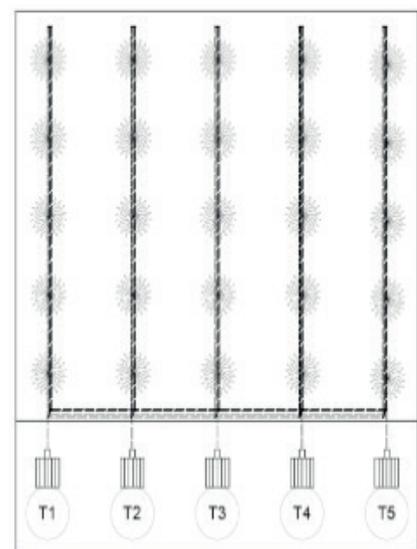


Figura 3- Croqui da área útil do experimento com Girassol.

Fonte: Autoria própria, 2018.

2.2 Origem e coleta do efluente utilizado

O presente trabalho foi desenvolvido com uma empresa situada dentro da Bacia Potiguar, que abrange a região de Rio Grande do Norte e do Ceará e que está entre as maiores produtoras de petróleo *onshore* (em terra) do Brasil.

A partir da realização da coleta água produzida (APT) disponibilizada pela empresa, a mesma foi transferida para o local do experimento na Ufersa, sendo armazenada em um reservatório de polietileno com capacidade de 500 litros. Foi utilizado um polímero, substância capaz de aglomerar partículas em suspensão, que estavam presentes na água produzida tratada (APT), transformando as substâncias em flocos maiores, permitindo a fácil separação desses sólidos da APT.

2.3 Caracterização da cultura

A cultura utilizada foi o girassol (*Heliantus annus*), cultivar H-360 da Embrapa semiárido. De acordo com OLIVEIRA et al (2011) a cultivar H-360 é caracterizada como híbrido triplo, com porcentagem de óleo entre 43 e 47 %, altura média das plantas de 180 a 220 cm de maturação fisiológica entre 90 e 115 dias.

2.4 Caracterização da irrigação

No sistema de aplicação de água da rede de abastecimento (AA) e da água produzida tratada (APT) foi utilizado um sistema de irrigação pressurizado, composto por:

- Um reservatório de polietileno com capacidade de 500 litros, para armazenamento de água produzida tratada não diluída, localizado na área externa da casa de vegetação, a água de abastecimento não era armazenada, a mesma era retirada diretamente da rede de abastecimento e direcionada os reservatórios internos de irrigação do experimento;
- Cinco reservatórios de PVC (60L), para armazenar a AA e APT diluída para irrigação do girassol (Figura 4a);
- Cinco eletrobombas de circulação Metalcorte/Eberle, autoventilada, modelo EBD 250076(Figura 4a);
- Linhas principais e laterais de irrigação de 16 mm de diâmetro cada, cada linha referente a um tipo de tratamento utilizado (Figura 4b e 4c); e
- Emissores de tipo microtubos, com vazão média de $1,5 \text{ L h}^{-1}$ (Figura 4c).



Figura 4a- Reservatórios de irrigação e Eletrobombas.

Fonte: Autoria própria, 2017.



Figura 4b- Linhas principais de irrigação.

Fonte: Autoria própria, 2017.



Figura 4c- Linhas laterais e microtubos de irrigação

Fonte: Autoria própria, 2017.

2.5 Caracterização da água produzida tratada e da água de abastecimento

Durante o período experimental foi realizado a caracterização química da água produzida tratada e da água de abastecimento, mensalmente, por meio da coleta de três amostras no período de setembro a dezembro de 2017, para realização das análises físico-químicas seguindo as recomendações da EMBRAPA (1997): Potencial hidrogeniônico (pH), Condutividade elétrica, Cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), Sódio (Na^+), potássio (K^+), Cloreto (Cl^-), carbonato (CO_3^{2-}), bicarbonato (HCO_3^-), cobre (Cu), zinco (Zn), manganês (Mn), ferro (Fe), níquel (Ni), chumbo (Pb) e cádmio (Cd), cromo (Cr), Alumínio (Al), arsênio (As) e bário (Ba).

2.6 Condução do experimento

2.6.1 Implantação da cultura

O plantio da cultura do girassol variedade H-360 da Embrapa Semiárido, foi realizado no dia 02 de setembro de 2017, onde foram semeadas em bandejas de polietileno de 200 cédulas, preenchidas com substrato comercial GOLDEN MIX a base de fibra de coco. Após 12 dias, no dia 14 de setembro de 2018 as mudas do girassol foram transplantadas em vasos na casa de vegetação. O espaçamento utilizado no experimento foi de 1,0 m entre vasos de plantas por 0,60 m entre plantas na mesma linha.

2.7 Tratamentos experimentais e demanda hídrica

O experimento foi montado no delineamento em blocos casualizados (DBC), com cinco tratamentos e cinco repetições. As diluições eram realizadas com baldes graduados e em seguida eram armazenadas dentro de cada reservatório correspondente ao tratamento. Os tratamentos foram definidos de modo que houvesse um tratamento irrigado somente com água de abastecimento (AA) e um somente com água produzida tratada (APT), constituindo-se de cinco distintas proporções:

- T1 - 100% de água de abastecimento (AA) e 0% de água produzida (APT);
- T2 - 75% de água de abastecimento (AA) e 25% de água produzida (APT);
- T3 - 50% de água de abastecimento (AA) e 50% de água produzida (APT);
- T4 - 25% de água de abastecimento (AA) e 75% água produzida (APT); e
- T5 - 0% de água de abastecimento (AA) e 100% de água produzida (APT).

2.8 Determinação de características produtivas e biométricas do girassol irrigado com proporções de APT e AA.

A colheita do girassol H-360 foi realizada manualmente, 90 dias após do transplantio. Para a análise de desenvolvimento da planta foram determinadas as

características altura de planta (AP), número de folhas (NF), diâmetro de caule (DC) e diâmetro do capítulo (DCA) e produtividade (PROD).

2.9 Análise estatística

Os dados das características físico-químicas da água produzida tratada (APT) e água de abastecimento (AA) foram submetidos à análise estatística descritiva, por meio da determinação da média e desvio padrão. Já os dados relacionados às características agrônômicas e de produtividade do girassol H-360 foram submetidos à análise de variância pelo programa computacional SISVAR (Sistemas para Análises de Variância) desenvolvido por (FERREIRA, 2011), realizando teste de Tukey e contrastes ortogonais para comparação múltipla das médias.

Os contrastes foram:

- Contraste 1- T5 Vs (T1 + T2 + T3 + T4)
- Contraste 2- T4 Vs (T1 + T2 + T3)
- Contraste 3- T3 Vs (T1 + T2)
- Contraste 4- T2 Vs T1

A combinação dos contrastes com as médias dos tratamentos foi expressa da seguinte forma:

- $C1 = 12 m_1 + 12 m_2 + 8 m_3 + 10 m_4 - 42 m_5$;
- $C2 = 30 m_1 + 30 m_2 + 20 m_3 - 80 m_4$;
- $C3 = 6 m_1 + 6 m_2 - 12 m_3$;
- $C4 = 6 m_1 - 6 m_2$

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Caracterização da água de abastecimento e da água produzida tratada

A Tabela 1 mostra as características físico-químicas da água de abastecimento e das diluições da água produzida tratada utilizada na irrigação do girassol H-360, e seus respectivos valores médios (M) e desvios padrão (DP).

Características	TRATAMENTOS UTILIZADOS					M ± DP
	T1	T2	T3	T4	T5	
pH	8,6	8,73	8,64	8,46	8,56	8,60 ± 0,10
CE (dS.m ⁻¹)	0,56	0,66	0,66	0,70	0,71	0,66 ± 0,06
Ca ²⁺ (mmol _c .L ⁻¹)	1,39	1,40	1,2	1,0	2,0	1,39 ± 0,37
Mg ²⁺ (mmol _c .L ⁻¹)	0,11	0,60	0,80	0,70	0,50	0,60 ± 0,27

Na ⁺ (mmol _c .L ⁻¹)	2,3	3,8	3,3	3,0	4,0	3,32 ± 0,69
K ⁺ (mmol _c .L ⁻¹)	0,30	0,30	0,40	0,40	0,50	0,38 ± 0,09
Cl ⁻ (mmol _c .L ⁻¹)	2,4	4,0	5,0	3,0	3,0	3,0 ± 1,03
CO ₃ ⁻² (mmol _c .L ⁻¹)	0,5	0,6	0,7	0,7	0,6	0,60 ± 0,08
HCO ₃ ⁻ (mmol _c .L ⁻¹)	2,0	3,5	4,0	3,0	4,0	3,50 ± 0,84
Cu (mg.L ⁻¹)	0,07	0,08	0,09	0,075	0,085	0,08 ± 0,01
Zn (mg.L ⁻¹)	0,027	0,024	0,028	0,019	0,054	0,027 ± 0,01
Mn (mg.L ⁻¹)	0,007	0,008	0,013	0,012	0,069	0,012 ± 0,03
Fe (mg.L ⁻¹)	0,008	0,035	0,018	0,022	0,038	0,022 ± 0,01
Ni (mg.L ⁻¹)	0,011	0,017	0,009	0,014	0,007	0,011 ± 0,0
Cd (mg.L ⁻¹)	0,006	0,013	0,008	0,008	0,012	0,008 ± 0,0
Pb (mg.L ⁻¹)	0,11	0,13	0,28	0,24	0,13	0,13 ± 0,08
Cr (mg.L ⁻¹)	0,011	0,022	0,043	0,056	0,055	0,043 ± 0,02
Al (mg.L ⁻¹)	0,076	0,029	0,131	0,036	0,005	0,055 ± 0,049
As (mg.L ⁻¹)	0,000	0,006	0,000	0,000	0,000	0,0012 ± 0,002
Ba (mg.L ⁻¹)	0,619	2,673	3,191	3,903	5,219	3,1208 ± 1,694

Tabela 1- Características físico-químicas da AA e das diluições da APT na irrigação do girassol H-360, valores médios e desvio padrão.

Nota: pH - potencial hidrogeniônico; CE - condutividade elétrica; Ca²⁺ - cálcio; Mg²⁺ - magnésio; Na⁺ - sódio; K⁺ - potássio; Cl⁻ - cloreto; CO₃²⁻ - carbonato; HCO₃⁻ - bicarbonato; Cu - cobre; Zn - zinco; Mn - manganês; Fe - ferro; Ni - níquel; Cd - cádmio; Pb - chumbo; Cr - Cromo; Al - Alumínio; As - Arsênio e Ba- Bário.

Dentre os valores encontrados vale destacar aqueles que obtiveram valores diferentes dos padrões estabelecidos. O valor médio para o pH encontrado durante o período experimental foi de 8,6, onde os tratamentos que receberam APT o pH variou de 8,46 - 8,73. De acordo a Resolução do CONAMA nº 430/2011 (MMA, 2011b) a qual dispõe sobre as condições e padrões de lançamentos de efluentes tratados em corpos hídricos, o valor médio do pH encontra-se dentro da faixa especificada de 5,0 e 9,0. No entanto de acordo com ALMEIDA (2010) e a Resolução COEMA nº 2 02/2017 (SEMACE, 2017) que trás no capítulo III as condições e padrões para reúso, mostra que o pH se encontra ente 6,0 e 8,5, deixando o pH do experimento minimamente fora da faixa.

A água de abastecimento teve um pH de 8,6, ALMEIDA (2010) relata que o pH normal está compreendido entre 6,5 e 8,4 para irrigação, e que um pH fora deste intervalo, é um bom indicador de uma qualidade anormal da água ou de presença de um íon tóxico, podendo danificar o sistema radicular das plantas (GÓMEZ LUCAS e PEDRENÕ,1992). Devido o pH está fora do padrão estabelecido, faz-se necessário realizar uma avaliação detalhada e efetuar as correspondentes correções, pois esse valor poderá causar possíveis problemas de deterioração do equipamento de

irrigação (ALMEIDA,2010).

A condutividade elétrica (CE) apresentou um valor de $0,56 \text{ dS m}^{-1}$ para AA e ao adicionar APT nos tratamentos houve aumento nos valores referentes a CE ($0,56$ a $0,71 \text{ dS m}^{-1}$), ficando o valor médio de $0,66 \text{ dS m}^{-1}$, mesmo com esse acréscimo a CE não ficou fora do padrão estabelecido pela Resolução COEMA nº 2 02/2017 (SEMACE,2017), especificando que o valor não pode ultrapassar $3,0 \text{ dS m}^{-1}$. ALMEIDA (2010) detalha a CE em graus de restrição de uso, em que se o resultado da CE for menor que $0,7 \text{ dS m}^{-1}$ não afetará a disponibilidade de água para o cultivo, caso a CE esteja entre $0,7$ e $3,0 \text{ dS m}^{-1}$ há uma afeta moderadamente a disponibilidade e se a CE for maior que $3,0 \text{ dS m}^{-1}$ ocorre um severo risco do cultivo não absorver água.

Com relação ao potássio (K^+), este apresentou concentração média igual $0,38 \text{ mmol L}^{-1}$, dentre o K^+ da AA e das APT diluídas, ambas não se enquadravam na recomendação de ALMEIDA (2010) que sugere valores de 0 a $0,13 \text{ mmol L}^{-1}$ para qualidade da água de irrigação. O carbonato apresentou valor de $0,60 \text{ mmol L}^{-1}$, sendo este valor elevado para qualidade da água de irrigação, que de acordo com ALMEIDA (2010) os valores adequados devem ser inferiores a $0,1 \text{ mmol L}^{-1}$, ainda de acordo com autor o excesso de carbonatos pode causas entupimentos no sistema de irrigação.

Para os elementos, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^{2+} , HCO_3^- e Cl^- , tendo como base a tabela de análises necessárias para avaliação da água de irrigação (ALMEIDA, 2010) os elementos avaliados ficaram abaixo dos valores estabelecidos. Assim como, para o arsênico, cádmio, ferro, manganês, cobre, zinco, chumbo e níquel.

3.2 Efeitos da água de abastecimento e da água produzida tratada em distintas diluições nas características vegetativas e de produtividade do girassol

Os dados coletados das características vegetativas e de produtividade com relação aos tratamentos utilizados no experimento foram submetidos análise de variância pelo Teste F a 1% e 5% de probabilidade e ao teste de Tukey a 5% de probabilidade. As variáveis PROD, ALT obtiveram melhor resultado no tratamento T1 irrigado com 100% de APT. O tratamento T2 causou maior efeito nas demais variáveis, NF, DC e DCA. A única variável que apresentou diferença estatística significativa foi apenas diâmetro do capítulo (DCA) a 5% de probabilidade do Teste F, e que as outras variáveis AP, NF, PROD e DC não tiveram diferenças significativas como pode ser observado na parte superior da Tabela 2.

Através dos contrastes ortogonais foi visto que ao comparar o tratamento T2 (75% de AA e 2% de APT) com o T1 (100% de AA) na variável DCA houve um efeito significativo a 1% de probabilidade do Teste F, como mostra a parte inferior Tabela 2.

A variável diâmetro de capítulo (DCA) do girassol H-360 veio a formar o capítulo no decorrer do seu ciclo vegetativo (Figura 5a e 5b), com a floração e maturação

fisiológica. Após o seu surgimento, e que os valores de diâmetro foram observados nos tratamentos, de acordo com as análises realizadas pelo teste Tukey a 5% de probabilidade na variável DCA. O tratamento T2 diferiu estatisticamente do tratamento T1 nossa testemunha (Figura 5c), no entanto ambos os tratamentos (T1 e T2) não diferiram dos tratamentos T3, T4 e T5.

Tratamentos	Características morfológicas e produtividade				
	PROD (Kg.ha ⁻¹)	ALT (cm)	NF (uni)	DC (cm)	DCA (cm)
T1	348,73	54,30	14,60	0,54	3,98a
T2	527,60	63,70	15,40	0,68	6,64b
T3	429,85	61,60	14,00	0,66	5,68ab
T4	392,67	65,10	14,20	0,58	5,24ab
T5	565,35	67,00	14,40	0,64	5,38ab
Média	452,84	62,34	14,68	0,62	5,38
CV (%)	56,39	16,64	8,02	18,74	20,86
Erro-padrão	114,203	4,63	0,526	0,051	0,502
Probabilidade	0,643 ^{NS}	0,381 ^{NS}	0,563 ^{NS}	0,326 ^{NS}	0,027*

Probabilidade dos contrastes (decimal)					
Contraste C ₁ : T5 Vs (T1 + T2 + T3 + T4)	0,291 ^{NS}	0,2615 ^{NS}	0,5378 ^{NS}	0,6417 ^{NS}	0,9774 ^{NS}
Contraste C ₂ : T4 Vs (T1 + T2 + T3)	0,747 ^{NS}	0,3260 ^{NS}	0,2367 ^{NS}	0,4906 ^{NS}	0,7837 ^{NS}
Contraste C ₃ : T3 Vs (T1 + T2)	0,953 ^{NS}	0,6534 ^{NS}	0,7604 ^{NS}	0,4435 ^{NS}	0,5559 ^{NS}
Contraste C ₄ : T2 Vs T1	0,284 ^{NS}	0,1712 ^{NS}	0,2984 ^{NS}	0,0749 ^{NS}	0,001**

Tabela 2: Resultado das características morfológicas e de produtividade do girassol irrigado com AA e APT em diferentes diluições.

Nota: T1 – somente AA, T2 – 75% AA e 25% APT, T3 - 50% AA e 50% APT, T4 – 25% AA e 75% APT, e T5 – somente APT; C₁ = 12 m₁ + 12 m₂ + 8 m₃ + 10 m₄ - 42 m₅; C₂ = 30 m₁ + 30 m₂ + 20 m₃ - 80 m₄; C₃ = 6 m₁ + 6 m₂ - 12 m₃; C₄ = 6 m₁ - 6 m₂.

¹ Médias seguidas de letras iguais, na coluna, não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey à 5% de probabilidade.

** e *Significativos a 1 e 5 % de probabilidade pelo teste F, respectivamente.

^{NS} - não significativo a 5% de probabilidade pelo teste F.



Figura 5a- Aparecimento do botão floral do girassol H-360.

Fonte: Autoria própria, 2018.



Figura 5b- Florescimento do girassol H-360.

Fonte: Autoria própria, 2018.

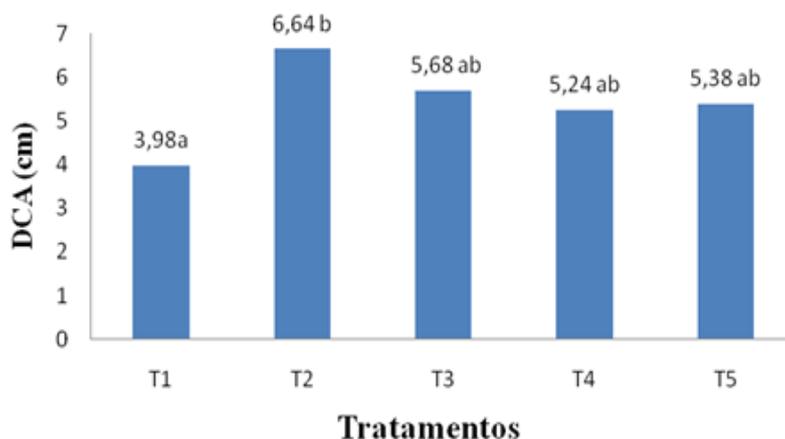


Figura 5c- Detalhamento do DCA em diferentes diluições.

Nota: T1 – somente AA, T2 – 75% AA e 25% APT, T3 - 50% AA e 50% APT, T4 – 25% AA e 75% APT, e T5 – somente APT .

1 Médias seguidas de letras iguais, na coluna, não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey à 5% de probabilidade.

Fonte: Autoria própria, 2018.

4 | CONCLUSÕES

O uso da APT para fins de irrigação ainda necessita de mais estudos, a fim de tornar possível a sua utilização com segurança.

O tratamento T5 proporcionou maior altura da planta e produtividade, no entanto não houve diferença estatística entre os tratamentos para estas duas variáveis. Já os maiores valores de número de folhas, diâmetro do caule e diâmetro do capítulo foram observados para o tratamento T2.

O tratamento T2 (75% de AA e 25% de APT) é o mais adequado para irrigação

do girassol H-360, pois nesse tratamento a diluição de APT (25%) é menor que nos outros tratamentos, que foram utilizados APT, gerando um potencial poluidor menor, tendo um bom resultado nas características morfogênicas e produtivas do girassol em todas as variáveis se comparado ao tratamento T1(100% de AA).

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, O. A. **Qualidade da água de irrigação**. 1 ed. Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2010.
- ALVARES, C. A.; Stape, J. L.; Sentelhas, P. C.; Gonçalves, J. L. M.; Sparovek, G. **Köppen's climate classification map for Brazil**. Meteorologische Zeitschrift, v.22, p. 711-728, 2013.
- CARRÃO-PANIZZI, M. C.; MANDARINO, J. M. G. **Produtos Protéicos do girassol In: _ Girassol no Brasil**. Editores, Regina Maria Villas Bôas de Campo Leite, Alexandre Magno Brighenti, César de Castro. Londrina: Embrapa Soja, 2005. cap. 4 p. 51-68.
- FERREIRA, D. F. **Sisvar: a computer statistical analysis system**. Ciência e Agrotecnologia (UFLA), v. 35, n.6, p. 1039-1042, 2011.
- FIGUEREDO, K.S.L. 2010. **Estudo da água produzida em diferentes zonas de produção de petróleo, utilizando a hidroquímica e a análise estatística de parâmetros químicos**. Dissertação de Mestrado em Química. Natal: Programa de Pós-Graduação em Química – UFRN, 123p.
- GOMES, A. P. P. **Gestão ambiental da água produzida na indústria de petróleo: melhores práticas e experiências internacionais**. 2014. 120f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.
- GÓMEZ Lucas, N.; PEDREÑO, M.B. **Aguas de riego: Análisis e interpretaci3n**. Alicante: Universidad de Alicante. 1992. 63p.
- Google Earth. Disponível em: < <http://maps.google.com.br/maps>>. Acesso em: 04 junho de 2018.
- LEITE, D. da C. COELHO. **Aplicação de percolado de aterro sanitário no cultivo de girassol no semiárido brasileiro**. 2016. 181 p. Tese (Doutorado em Manejo de Solo e Água)- Universidade Federal Rural do Semi-Árido – UFERSA, Mossoró, 2016.
- LIRA, M. A.; Carvalho, H. W. L.; Chagas, M. C. M.; Bristot, G.; Dantas, J. A.; Lima, J. M. P. **Avaliação das potencialidades da cultura do girassol, como alternativa de cultivo no semiárido nordestino**. Natal: EMPARN (Documentos, 40), 2011. 40p.
- MMA. 2011-b. **Resolução CONAMA 430, de 13 de maio de 2011**. Ministério do Meio Ambiente, Brasil.
- SEMACE. 2017. **Resolução COEMA 02, de 02 de fevereiro de 2017**. Superintendência Estadual do Meio Ambiente do Ceará, Brasil.
- SOUZA, P. S.; Rigo, M. M.; Cerqueira, A. A.; Ferreira, A. A.; Marques, M. R.; Perez, D. V. **Efeito de diferentes dosagens de Fe³⁺ na germinação do girassol**. Revista Internacional de Ciências. Rio de Janeiro, v. 3, n. 2, p. 73-82, 2013a.

RESÍDUOS DA CONSTRUÇÃO CIVIL: A DISPOSIÇÃO ILEGAL E SEUS IMPACTOS NA RESILIÊNCIA DA CIDADE DO RIO DE JANEIRO

Kátia Regina Alves Nunes

COPPE – Universidade Federal do Rio de Janeiro – Programa de Engenharia Civil - Centro de Tecnologia - Bloco B - Sala 101 - Cidade Universitária –
Rio de Janeiro – RJ - 21945-970
katia_nunes@coc.ufrj.br

Cláudio Fernando Mahler

COPPE – Universidade Federal do Rio de Janeiro – Programa de Engenharia Civil - Centro de Tecnologia - Bloco B - Sala 101 - Cidade Universitária –
Rio de Janeiro – RJ - 21945-970

Orlando Sodré Gomes

Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil - UFF - Universidade Federal Fluminense - Campus Praia Vermelha- Rua Passo da Pátria, 156 - 3 andar - Sala 365 - Bloco D - São Domingos - Niterói - RJ – 24210 240

RESUMO: Os resíduos da construção civil (RCC) representam um percentual significativo dos resíduos sólidos produzidos no Brasil e em outros países. De acordo com legislação brasileira específica, desde 2004 os RCC não podem mais ser dispostos em lixões, aterros sanitários, encostas, cursos de água e áreas ambientalmente protegidas, entre outros locais. Porém, até o presente, ainda pouca quantidade de RCC retorna à cadeia produtiva da construção civil no Brasil, indicando que

provavelmente há ainda grande disposição de resíduos da construção civil em local inadequado. Este trabalho tem como objetivo apresentar tanto um diagnóstico breve sobre a gestão de RCC no Brasil e no município do Rio de Janeiro, como discutir sobre os potenciais impactos da disposição irregular de RCC na resiliência municipal perante a ocorrência de fortes eventos meteorológicos.

PALAVRAS-CHAVE: Resíduos da Construção Civil, disposição ilegal, enchentes, aterros clandestinos

1 | INTRODUÇÃO

O aumento da geração de RCC, juntamente com a frequente falta de políticas específicas do governo local para o gerenciamento de RCC, agravam os problemas municipais de coleta, transporte e destinação de resíduos sólidos urbanos (RSU). No Brasil é comum notar a prática de disposição ilegal de RCC em logradouros públicos, cursos de água e encostas. Tais condições dificultam a gestão sustentável de RCC no Brasil, prejudicam o meio ambiente e colocam em risco a população, em especial quando na presença de eventos climatológicos intensos.

Após a publicação em 2002 da Resolução 307 do CONAMA (Conselho Nacional de Meio

Ambiente), os municípios brasileiros tinham até 2004 para elaborar e implementar planos municipais de gestão integrada de RCC. De acordo com esta resolução, os RCC não podem mais ser dispostos ilegalmente e as frações reutilizáveis ou recicláveis de RCC devem ser reinseridas em novos processos de produção ou depositadas em aterros sanitários inertes. (BRASIL, 2002)

2 | OBJETIVOS

Os objetivos deste trabalho são: *(i)* verificar a situação da destinação final dos RCC no Brasil e no município do Rio de Janeiro, e *(ii)* abordar os possíveis impactos das disposições irregulares de RCC na capacidade de resiliência da cidade face eventos climatológicos intensos.

3 | METODOLOGIA

Para a elaboração deste trabalho foram realizadas pesquisa bibliográfica, consultas com profissionais atuantes na área de gerenciamento de resíduos sólidos no município do Rio de Janeiro e visitas a regiões que possivelmente foram aterradas ilegalmente com RCC.

4 | RESULTADOS

Diagnóstico Brasil

Conforme SNSA (2017), a média anual do somatório recebido de RCC em áreas de reciclagem e de aterro de RCC no Brasil, para o ano de 2015, é de 3,6 milhões de toneladas. Baseando-se nos dados da ABELPRE (2017), o total de RCC coletados no mesmo ano no país correspondeu a 45.2 milhões de toneladas *(ii)*. Comparando-se *(i)* as quantidades recebidas em áreas de reciclagem e de aterro de RCC e, *(ii)* o total de RCC coletados, constatar-se-ia que pelo menos 8,0% dos RCC coletados em 2015 no Brasil tiveram como destino áreas de reciclagem e de aterro de RCC. Conclui-se que possivelmente grande parte dos RCC coletados não foi reciclada ou armazenada para futuro uso (aterro de inertes).

Em 2018 verificou-se que as unidades de processamento de RCC brasileiras estavam trabalhando em média com apenas 35% de suas capacidades máximas. Isto se deve a: interrupções da produção (devido à ocorrência de chuva, quebra de máquinas, pneus furados, entre outros), escassez de matéria prima (RCC) ou pouca procura por agregado reciclado. (ABRECON, 2019)

As principais causas para a baixa demanda de agregados reciclados são: a inexistência de legislação que obriguem o poder público a consumir estes agregados,

elevada carga tributária, falta de conhecimento do mercado da oferta de agregados reciclados e baixa qualidade do material produzido. (ABRECON, 2019)

Juntamente com esta baixa demanda por agregados reciclados, a viabilidade das centrais de reciclagem de RCC é prejudicada significativamente pela inábil fiscalização pública do destino dos RCC coletados e a rastreabilidade ineficiente dos caçambeiros. (ABRECON, 2019)

Diagnóstico Município do Rio de Janeiro

Conforme contatos com a empresa de limpeza urbana da cidade do Rio de Janeiro (COMLURB – Companhia de Limpeza Urbana da Cidade do Rio de Janeiro) e outros profissionais da área de resíduos, quase todos RCC coletados e/ou destinados pela COMLURB ainda estão sendo dispostos em aterros sanitários e provavelmente esta situação pode também ser estendida para a maioria dos municípios brasileiros. (COMLURB, 2018) (NUNES, SCHEBEK e VALLE, 2010)

É considerado que a construção formal (grandes geradores) seja responsável por 15 a 30% em massa dos RCC e as demolições, reformas e construções informais gerem de 70 a 85% restantes. (SINDUSCON, 2005)

Foram estimados em 2016: (i) uma geração diária de 5000 t de RCC no município do Rio de Janeiro (mês com 26 dias); e que (ii) a metade desta geração (2500 t) seria vazada irregularmente. (COMLURB, 2017)

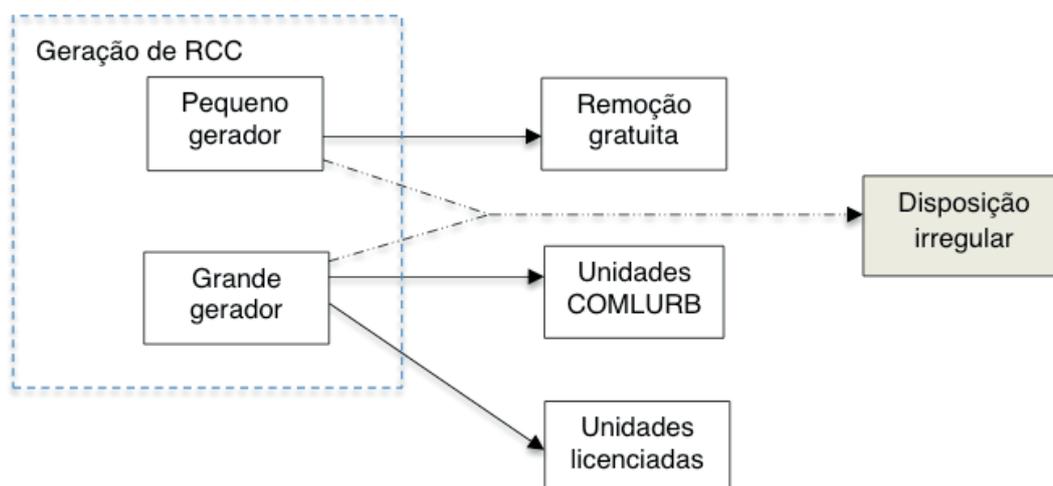


Figura 01: Destinações por tipo de gerador de RCC no município do Rio de Janeiro (adaptado de: FERREIRA e MOREIRA, 2013)

O pequeno gerador é definido como gerador de até 150 sacos de 20 l, a cada período mínimo de dez dias (residencial) (COMLURB, 2019). O grande gerador ultrapassa o limite para o pequeno gerador (residencial) e inclui os geradores não residenciais. Os grandes geradores de RCC são geralmente obras com porte significativo (obras com áreas de construção acima de 10000 m² e/ou volume de

demolição ou de terra movimentado acima de 5000 m³). (RIO DE JANEIRO, 2012)

Entre as principais dificuldades e particularidades da gestão de RCC no município estão: (NUNES, SCHEBEK e VALLE, 2010)

- (a) Os baixos preços dos agregados virgens;
- (b) As atuais práticas de construção de aterros sanitários e lixões no Brasil;
- (c) A falta de dados confiáveis sobre a gestão de resíduos brasileiros (quantidades geradas, coletadas, dispostas e recicladas e composição gravimétrica);
- (d) Aspectos geográficos e sociais (áreas de baixada e processo intenso de favelização da cidade);
- (e) Inviabilidade econômica da reciclagem dos RCC, quando o modelo de negócio é mal planejado;
- (f) Falta de consumo de agregado reciclado pelas autoridades locais; e
- (g) Pouca experiência com a utilização das normas referentes a RCC.

Disposição ilegal de RCC

Baseando-se nas estimativas da COMLURB (2017) que 2500 t/dia de RCC são dispostos de forma irregular na cidade, isto significa um total de 780.000 t/ano. Não existem informações precisas sobre o destino destes RCC, contudo alguns fatos sobre estes resíduos podem ser constatados no município do Rio de Janeiro. É frequentemente encontrada a prática de disposição ilegal dos RCC em locais não adequados, tais como ruas, calçadas, terrenos baldios, encostas e leitos de córregos e rios. Parte destes RCC são coletados de forma corretiva, outra parte é incorporada à paisagem da cidade

Para as áreas com disposição ilegal de RCC são atraídos outros tipos de resíduos sólidos, como resíduos industriais e lixo domiciliar, que provocam potenciais riscos de desastres, além de riscos ambiental e sanitário para a população vizinha. Quando estas áreas se localizam próximas a talvegues, encostas, redes de drenagem e córregos, podem ocorrer a obstrução de redes de drenagem e o assoreamento dos rios, ampliando os riscos de enchentes e deslizamento de encostas, além de aumentar os custos municipais com limpeza urbana e com obras de infra-estrutura.

A maioria dos municípios brasileiros emprega ações corretivas em relação aos RCC, realizando limpezas emergenciais dos locais onde ocorreram disposições ilegais. Porém, na ausência de soluções municipais satisfatórias para os RCC, muitos destes locais acabam se firmando como bota-foras não oficiais, tornando rotineiras as limpezas emergenciais ou servindo para favorecer a ocupação irregular de terrenos por imóveis construídos sem licença.

Nestas condições, os municípios atuam como agentes corretivos, arcando com custos que poderiam ser evitados, caso políticas e ações municipais preventivas contra disposições ilegais e reciclagem de RCC fossem implantadas e controladas.

A COMLURB afirma que o recolhimento do lixo no chão (resíduos dispostos

de forma ilegal em ruas e terrenos) custa quatro vezes mais para a empresa que a coleta do lixo ensacado (COMLURB, 2018). Contudo, principalmente devido ao processo de favelização da cidade, com as suas atividades de aterramento ilegal com RCC e construção desenfreada, ainda incorrem para a administração municipal pelo menos os custos com prevenção e mitigação de riscos de desastres (obras de contenção de encostas, realocação de pessoas carentes, demolição de construções com risco de desabamento, construção de conjuntos habitacionais com cunho social, pagamento de aluguel social, obras de dragagem de rios, entre outros).

Segundo FERREIRA e MOREIRA (2013, p.107),

“por muitos anos, a favela absorveu esses resíduos para sua autoconstrução, existindo diversas placas locais que mostravam o interesse em receber entulho. O aterro da Lagoa de Jacarepaguá, próximo à comunidade de Rio das Pedras, é um exemplo disso. A própria comunidade cresceu com base no RCC. Observa-se, com isso, que o processo intenso de urbanização da cidade intensificou não somente a reutilização do RCC, como também a disposição clandestina do mesmo, visto que até o ambiente construído por ele era ilegal”.

Existe um sumidouro entre a geração e a destinação final dos RCC. Possibilidades para alterar esta situação são: (NUNES, SCHEBEK e VALLE, 2010) (FERREIRA e MOREIRA, 2013)

(a) Implantação de um sistema informatizado que unifique informações de diferentes tipos de geradores, transportadores e unidades de tratamento de RCC (áreas de transbordo e triagem, aterro de inertes e centrais de reciclagem);

(b) Aumento da eficiência da fiscalização, principalmente sobre as atividades dos caçambeiros, dificultando a ocorrência das disposições clandestinas;

(c) Melhoria da comunicação entre os atores componentes da gestão de RCC;

(d) Capacitação das empresas credenciadas para transporte de RCC na COMLURB;

(e) Aumento de número de técnicos fiscalizadores da logística reversa da cadeia de RCC, que penalizem não conformidades;

(f) Facilitação na obtenção de informações com os órgãos ambientais competentes.

5 | CONCLUSÃO

Este trabalho apresentou um diagnóstico breve sobre a questão dos RCC no Brasil e no município do Rio de Janeiro, abordando genericamente os problemas causados pela disposição clandestina no município do Rio de Janeiro. Apesar de não se ter dados exatos sobre a geração de RCC no município, observa-se com frequência a disposição ilegal dos RCC em locais não adequados, tais como ruas, calçadas, terrenos baldios, encostas, leitos de rios e margem de canais. Para estes locais são atraídos outros tipos de resíduos sólidos, que juntamente com os RCC podem potencializar a ocorrência de desastres, além de aumentar os riscos

ambiental e sanitário para a população vizinha.

Estando estes locais próximos a talvegues, encostas, redes de drenagem e córregos, podem ocorrer a obstrução de redes de drenagem e o assoreamento dos rios, ampliando os riscos de enchentes e deslizamento de encostas, além de aumentar os custos municipais com limpeza urbana e com obras de infra-estrutura.

O município do Rio de Janeiro realiza ações corretivas em relação aos RCC, efetuando inúmeras limpezas emergenciais dos locais onde ocorreram disposições ilegais. Contudo, muitos destes locais acabam se firmando como bota-foras não oficiais, tornando rotineiras as limpezas emergenciais ou servindo para favorecer a favelização do local e do município.

REFERÊNCIAS

ABELPRE (Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais) (2017). Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2016). São Paulo. Disponível em: <http://abrelpe.org.br/panorama/> (Acesso: 10.10.2017)

ABRECON (Associação Brasileira para Reciclagem de Resíduos da Construção e Demolição) (2015). Relatório Pesquisa Setorial 2015 – 2015. São Paulo. Disponível em: https://abrecon.org.br/pesquisa_setorial/ (Acesso: 06.01.2019)

BRASIL (2002). Resolução CONAMA nº 307, de 5 de julho de 2002. Estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão dos resíduos da construção civil. www.mma.gov.br/estruturas/a3p/_arquivos/36_09102008030504.pdf

COMLURB (Companhia de Limpeza Urbana da Cidade do Rio de Janeiro) (2017). Contatos pessoais com o Sr. Mauro Wanderley (engenheiro-chefe da COMLURB). Rio de Janeiro.

____ (2018). Contatos pessoais com o Sr. Mauro Wanderley (engenheiro-chefe da COMLURB). Rio de Janeiro.

____ (2019). Serviço gratuito de remoção. Disponível em: www.rio.rj.gov.br/dlsta_tic/10112/1017211/DLFE-203114.pdf/1.0. (Acesso: 26.06.2019)

FERREIRA, A. R. L.; MOREIRA, H. C. (2013). Análise Crítica da Gestão de Resíduos de Construção Civil: Estudo de caso do Município do Rio de Janeiro. Projeto de graduação como requisito para a obtenção do grau de engenheiro ambiental da Escola Politécnica da Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro.

NUNES, K. R. A.; SCHEBEK, L.; VALLE, R. (2010). ACV de Alternativas para Manejo e Destinação de Resíduos da Construção Civil na Cidade do Rio de Janeiro. 2º Congresso Brasileiro em Gestão de Ciclo de Vida em Produtos e Serviços. Florianópolis: Unidade Federal de Santa Catarina. 2010. p. 157-162.

RIO DE JANEIRO (2012). Resolução SMAC Nº 519, de 21 de agosto de 2012. Disciplina a apresentação de Planos de Gerenciamento de Resíduos da Construção Civil – PGRCC. Rio de Janeiro. Secretaria Municipal de Meio Ambiente. Disponível em: www.rio.rj.gov.br/dlstatic/10112/3373119/DLFE-261_314.pdf/Resol_SMMAC_5.1.9._2.1._0.8._2.0.1.2.doc.pdf (Acesso: 26.06.2019)

SINDUSCON-SP (Sindicato da Indústria da Construção Civil do Estado de São Paulo) (2005). Gestão Ambiental de Resíduos da Construção Civil: A experiência do SindusCon-SP. Disponível em: www.sinduscon.sp.com.br/wp-content/uploads/2015/05/manual_residuos_solidos.pdf (Acesso: 26.06.2019)

EFEITO DA ADIÇÃO DE ÁGUA AO LODO DE ESGOTO NA BIODIGESTÃO ANAERÓBICA EM BIODIGESTOR

Ariane da Silva Bergossi

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro,
Departamento de Engenharia
Seropédica – RJ

Juliana Lobo Paes

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro,
Departamento de Engenharia
Seropédica - Rio de Janeiro

Priscilla Tojado dos Santos

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro,
Departamento de Engenharia
Seropédica – RJ

Romulo Cardoso Valadão

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro,
Departamento de Engenharia
Seropédica – RJ

Maxmillian Alves de Oliveira Merlo

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro,
Departamento de Engenharia
Seropédica – RJ

Guilherme Araujo Rocha

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro,
Departamento de Engenharia
Seropédica – RJ

João Paulo Barreto Cunha

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro,
Departamento de Engenharia
Seropédica – RJ

avaliar o efeito da adição de água ao lodo de esgoto no processo de biodigestão anaeróbica. Utilizou-se no experimento oito biodigestores modelo indiano de bancada abastecidos em duplicata para cada diluição lodo de esgoto (LE) e água mineral (A) (100:0, 75:25, 50:50, 25:75 LE:A) durante nove semanas. A eficiência da biodigestão foi avaliada por análises físico-químicas no afluente e efluente. Com relação ao biogás, avaliou-se a produção semanal e acumulada e o potencial energético. No que diz respeito as análises físico-químicas, verifica-se que os valores de pH, e umidade aumentaram e teores de sólidos totais e sólidos voláteis reduziram após o processo de biodigestão em todos os tratamentos. Em termos de produção acumulada, a diluição de 100:0 LE:A obteve 90% a mais de produção de biogás do que a de 25:75 LE:A. A partir dos resultados obtidos, conclui-se que, para uma melhor eficiência, deve-se optar por tratamentos sem adição de água visando maior potencial de produção de biogás.

PALAVRAS-CHAVE: tratamento de resíduos, biogás, potencial de produção.

**ADDITION EFFECT OF WATER TO SEWAGE
SLUDGE ON ANAEROBIC BIODIGESTER**

ABSTRACT: This study aimed to evaluate the effect of the addition of water to sewage sludge

RESUMO: Objetivou-se com o presente trabalho

on the anaerobic digestion process. Eight duplicate-fed Indian benchtop biodigesters were used in the experiment for each dilution of sewage sludge (SS) and mineral water (W) (100:0, 75:25, 50:50, 25:75 SS:W) in nine weeks. The efficiency of the digestion was evaluated by physicochemical analyzes in the affluent and effluent. Regarding biogas, the weekly and accumulated production and the energy potential were evaluated. Concerning the physicochemical analyzes, it was verified that the pH, and humidity values increased and the total solids and volatile solids contents decreased after the digestion process in all treatments. In terms of cumulative production, 100:0 SS:W obtained 90% more biogas production than 25:75 SS:W. It is concluded that, for a better efficiency, it should be opted for treatments without addition of water aiming at higher potential of biogas production.

KEYWORDS: waste treatment, biogas, production potential.

1 | INTRODUÇÃO

Atualmente, é possível verificar reflexos da falta de saneamento básico nas grandes metrópoles e periferias brasileiras. O setor de coleta e tratamento de esgoto apresenta-se bastante ineficiência devido ao fato de maior parte do esgoto gerado no país ser despejado de maneira inadequada na natureza. Em 2016, cerca de 51,9% da população tinha acesso ao serviço de coleta de esgoto, e apenas 44,9% dos esgotos gerados no país obtiveram tratamento (SNIS, 2016).

Os efluentes com destinação apropriada são encaminhados para as Estações de Tratamento de Esgotos (ETE's), onde ocorre a redução da carga orgânica e a remoção de substâncias poluentes, evitando assim os riscos ao meio ambiente e a população. O processo de tratamento apresenta como resíduo de suas operações o lodo do esgoto. O sistema de tratamento desse material consiste na sua desidratação do lodo com destinação final os aterros sanitários.

Essa forma de descarte constitui um dos grandes passivos ambientais, pois não há aproveitamento energético do lodo gerado nas ETE's. Em termos econômicos também há uma complexidade, visto que o mesmo possui custos elevados com transporte e preço por tonelada. Com isso, seu processamento e disposição final podem atingir até 60% dos custos operacionais de uma estação (FERNANDES & SOUZA, 2001). Assim, deve-se adotar tecnologias economicamente viáveis de forma que reintegrem este rejeito, rico em matéria orgânica e elevada carga microbiana, a um ciclo produtivo (HOMERO, 2013; EMBRAPA, 2018).

Dentre a gama de possibilidades, o uso do biodigestor afim de produzir biogás exibe grande potencial para o reaproveitamento do lodo de esgoto gerado nas ETE's (QUEIROZ et al., 2018). A implantação de biodigestores em ETE's pode ser considerado como um sistema de cogeração para o suprimento das demandas térmica e elétrica local, ou até mesmo como um auxílio na oferta de energia do sistema interligado, na forma de geração descentralizada. Com isso, o emprego do

biogás se torna uma opção estratégica, dependendo apenas de políticas apropriadas para sua viabilização (MARÇON et al., 2004).

Na Ásia, especialmente em países como China, Índia, Nepal e Vietnã, milhões de propriedades familiares utilizam biodigestores de pequena escala para a produção de biogás. Este é essencialmente destinado para o fornecimento de energia elétrica, assim como para atividades de culinária (XIAOHUA & JINGFEI, 2005). Já na Europa e na América do Norte, milhares de usinas de biogás estão inseridas no meio agrícola, com contínua expansão. No ano de 2007, mais de 3700 usinas de biogás operavam apenas na Alemanha. A viabilidade do funcionamento destas no espaço rural está diretamente relacionada a larga produção de matéria prima (JYOTHILAKSHMI & PRAKASH, 2016; KOSZEL & LORENCOWICZ, 2015). Ainda no contexto da Alemanha, em 2012, 7200 usinas de biogás produziram energia suficiente para o abastecimento de 5,3 milhões de residências (RADEMACHER et al., 2012).

No entanto, para a utilização do lodo de esgoto em biodigestores torna-se necessário pesquisas a fim de caracterizar o processo de biodigestão anaeróbica. Diante do contexto apresentado, objetivou-se com o presente trabalho analisar o efeito da adição de água ao lodo de esgoto no processo de biodigestão anaeróbica em biodigestores.

2 | MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado no Laboratório de Eletrificação Rural e Energias Alternativas (LEREA) do Instituto de Tecnologia (IT) da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ), campus Seropédica – RJ.

Utilizou-se lodo de esgoto proveniente da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Penha, pertencente à Companhia Estadual de Águas e Esgoto (Nova CEDAE), localizada no estado do Rio de Janeiro, e água mineral. O lodo de esgoto foi coletado após os decantadores primários.

No experimento foram utilizados biodigestores modelo indiano de bancada abastecidos com 1,7 kg de material de entrada (afluente) em quatro diluições de lodo de esgoto (LE) e água mineral (A) (100:0, 75:25, 50:50, 25:75 LE:A). O sistema de abastecimento ocorreu em batelada, ou seja, acondicionou-se o afluente, no biodigestor, apenas no início do experimento. O abastecimento dos biodigestores com o afluente ocorreu 24 h após a coleta do dejetos bovino, a fim de evitar perda de biogás gerado devido ao precoce processo fermentativo.

O tempo de retenção hidráulica foi de 9 semanas (66 dias), com início em 11 de maio de 2018 e fim em 16 de julho de 2018. Após esse período obteve-se o material de saída denominado como efluente.

2.1 Biodigestores de bancada modelo indiano

O biodigestor utilizado no experimento se baseou no modelo indiano, sendo constituído por câmara de contenção do “selo de água”, câmara de fermentação, gasômetro e manômetro de tubo em U tendo água como líquido manométrico, conforme descrito por Paes et al. (2019).

Utilizou-se no experimento oito biodigestores, sendo em duplicata para cada diluição lodo de esgoto:água (100:0, 75:25, 50:50, 25:75 LE:A). Os biodigestores foram dispostos sobre bancada no LEREA - UFRRJ, em condições de temperatura ambiente, abrigados da luz solar e chuvas.

O volume de biogás produzido foi determinado pelo produto do deslocamento vertical do gasômetro e sua área da seção transversal interna durante o TRH. A correção do volume de biogás para as condições de 1 atm e 20 °C foi mensurada conforme metodologia empregada por Matos et al. (2017). As coletas de dados foram realizadas as segundas, quartas e sextas-feiras às 10:00 h da manhã. Finalizada as mensurações, o gasômetro foi esvaziado, através do registro de descarga do biogás (válvula de três vias).

O monitoramento da temperatura ambiente e interna dos biodigestores foi realizado com termopar conectado a milivoltímetro com precisão de $\pm 0,1$ °C. Para medir a temperatura interna, o termopar foi inserido na válvula de três vias fixada na parte superior do gasômetro após a caracterização do biogás.

2.2 Caracterização físico-química no afluente e efluente

A caracterização físico-química do afluente e efluente no biodigestor foi realizada quanto ao potencial hidrogeniônico (pH), umidade (U), sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV), conforme recomenda a Legislação do CONAMA 375/06 para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados. As análises foram realizadas de acordo com a metodologia descrita pela APHA (2005). Os procedimentos foram realizados em triplicata para cada diluição LE:A.

2.3 Análises do biogás

O biogás gerado devido à biodigestão anaeróbica do lodo de esgoto e água nos biodigestores foi analisado quanto a produção semanal e acumulada e potencial de produção. Ainda, avaliou-se o potencial de produção de biogás utilizando os dados de produção final acumulada e as quantidades de afluente adicionado nos biodigestores. Os valores foram expressos em L de biogás por kg de afluente.

2.4 Análise estatística

Para a avaliação dos resultados referentes ao ensaio de biodigestão foi adotado delineamento inteiramente casualizado (DIC), com quatro relações lodo de

esgoto:água (100:0, 75:25, 50:50, 25:75), duas condições de manejo (afluente e efluente) e duas repetições (2 biodigestores para cada relação). Dessa forma, foram utilizados oito biodigestores no experimento.

A análise estatística das características físico-químicas (pH, U, ST e SV) do afluente e efluente, em diferentes relações, foram submetidos à análise de variância seguido do teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade pelo programa estatístico SISVAR, versão 5.6.

Os resultados experimentais de produção acumulada de biogás em função do TRH foram submetidos à análise de regressão, com o uso do programa estatístico R. Os gráficos de temperatura, produção volumétrica semanal e acumulada de biogás foram feitos utilizando-se o programa computacional Sigma Plot 2001, versão 7.0.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 Temperatura ambiente e no interior do biodigestor

Observa-se na Figura 1 que a temperaturas interna do biodigestor, ou seja, do biogás, acompanharam as variações da temperatura ambiente ao longo do TRH.

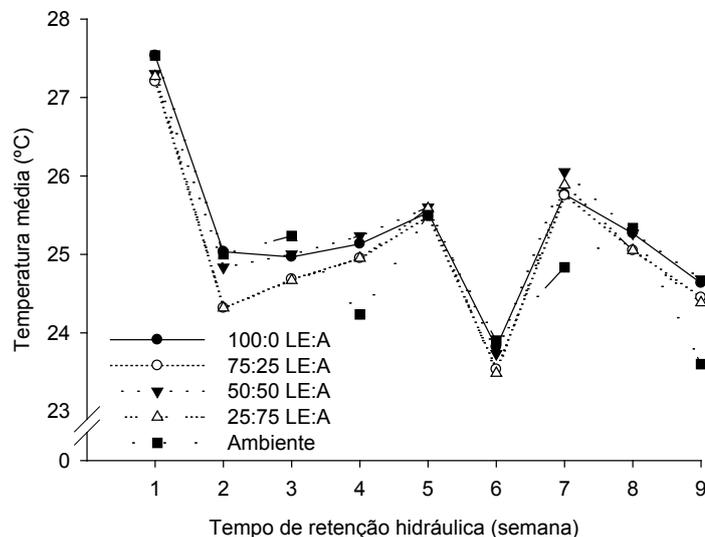


Figura 1 - Variação semanal média da temperatura interna e externa ao biodigestor.

Provavelmente, esse comportamento é decorrente do ponto de mensuração da temperatura. A campânula, local onde está instalada a válvula de três vias e reservatório do biogás, não possui isolante térmico. Assim, o biogás está mais susceptível a variação de temperatura, conforme ocorre no ambiente. No geral, a temperatura média tanto do ambiente quanto do biogás foi de 25 °C.

3.2 Avaliação qualitativa do afluente e efluente

Apresenta-se na Tabela 1, os valores médios de potencial hidrogeniônico (pH), umidade (U), sólidos totais (ST) e sólidos solúveis (SV) no afluente e efluente nas diluições com 100:0, 75:25, 50:50 e 25:75 LE:A. Nas diluições estudadas, pode-se observar que o pH do afluente não diferiu estatisticamente ao nível de 5% pelo teste Tukey entre si (Tabela 1). No entanto, no efluente observa-se que a redução na proporção de lodo de esgoto e aumento na água adicionada acarreta em redução do pH. O pH do lodo de esgoto no afluente encontra-se fora da faixa ideal (6,5 – 7,5) para o desenvolvimento microbiano. O meio ácido, isto é, abaixo de 6,0, pode acarretar em inibição das bactérias metanogênicas (PEREIRA et al., 2009).

Diluição LE:A	pH		U (%)		ST (%)		SV (%)	
	A	E	A	E	A	E	A	E
100:0	5,10Aa	7,55Ba	96,53Ac	96,75Bc	3,47Aa	3,25Ba	88,9Ab	77,4B
75:25	5,07Aa	7,46Bab	97,93Ab	98,01Bb	2,06Ab	1,99Bb	122,7Aab	96,0B
50:50	5,06Aa	7,44Bb	97,68Ab	98,31Bb	2,32Ab	1,69Bb	87,9Ab	81,6B
25:75	5,06Aa	7,45Bb	99,26Aa	99,41Ba	0,74Ac	0,59Bc	156,9Aa	116,7B

Tabela 1 – Valores médios de potencial hidrogeniônico (pH), umidade (U), sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV) para os afluentes (A) e efluentes (E).

Letras maiúsculas distintas na mesma linha e minúsculas distintas na mesma coluna representam diferenças significativas entre as médias pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro.

Ao comparar o afluente com o efluente, pode-se verificar aumento significativo dos valores médios de pH (Tabela 1). Segundo Matos et al. (2017a) aumento de pH ao longo do processo de biodigestão anaeróbia ocorre devido as transformações dos ácidos contidos nos afluentes em produtos gasosos. A alcalinização do pH garante o efeito tampão no efluente. Assim, o meio possui a capacidade de neutralizar ácidos sem perturbar de forma extrema as atividades biológicas, revelando estabilidade do sistema (CAMPOS et al., 2006).

Com relação aos resultados obtidos de umidade, verifica-se na Tabela 1 que apenas as relações 75:25 e 50:50 LE:A não diferiram estatisticamente entre si ($p < 0,005$) no afluente e no efluente. No entanto, a diluição acarreta em aumento nos valores médios de umidade. Verifica-se que o lodo de esgoto apresentou umidade elevada (Tabela 1), porém dentro da faixa de 99,26 a 96,53% reportada por Ferreira (2017).

Ao comparar o afluente com efluente observa-se aumento significativo dos valores médios de umidade ao longo do tempo de retenção hidráulica (Tabela 1). O aumento na umidade no efluente é esperado, pois na fase metanogênese ocorre a degradação anaeróbica da matéria orgânica biodegradável em metano e dióxido de carbono, para tal há formação de água (PEREIRA et al. 2015; CREMONEZ et al.,

2013; BARANA, 2000).

Assim como observado para a umidade, apenas as relações 75:25 e 50:50 LE:A dos sólidos totais não diferiram estatisticamente entre si ($p < 0,005$) no afluente e no efluente (Tabela 1). No entanto, com o aumento da proporção de água adicionada acarretou em redução nos valores médios de ST. Cremonez et al. (2015) justificou os baixos teores de ST e SV do afluente composto por água residual de suinocultura e vinhaça adicionado no biodigestor devido a diluição ocasionada pela quantidade de água adicionada nas caixas coletoras e a própria lavagem das baias no dia da entrada do lote.

Ao comparar o afluente com efluente observa-se redução significativo dos valores médios de sólidos totais ao longo do tempo de retenção hidráulica. A redução dos ST indica que a população microbiana presente está adaptada suficientemente para degradar a matéria orgânica (BUENO, 2010).

O baixo teor de ST no afluente contendo apenas lodo de esgoto pode estar relacionado com a qualidade da amostra coletada na ETE. Provavelmente, o lodo de esgoto estava em processo de biodigestão anaeróbica evoluído nos tanques anaeróbicos da ETE. Xavier & Lucas Junior (2010) relataram redução nos valores de ST e SV ao utilizar dejetos bovinos como inóculo em vários ciclos de fermentação.

Para os teores de sólidos voláteis, verifica-se que apenas no afluente os valores médios diferiram entre si ao nível de 5% de probabilidade (Tabela 1). Ainda, pode-se verificar que os valores médios de SV dos efluentes em todas as proporções estudadas foram inferiores ao do afluente.

Os resultados obtidos nesse trabalho estão de acordo ao apresentado por Bueno (2010). Segundo esse autor, o aumento da quantidade de água para diluição de dejetos bovinos e o TRH proporcionaram redução nos valores de ST e SV.

3.3 Análise do biogás

Observa-se na Figura 2 a produção imediata de biogás atingindo o pico máximo ainda na primeira semana de biodigestão anaeróbica, independente da proporção adotada. Verifica-se que, quanto maior a proporção de água adicionada no afluente, menor o pico de produção de biogás (Figura 2). O biodigestor contendo apenas lodo de esgoto apresentou maior pico de produção de biogás (4,5 L) na primeira semana quando comparada as demais proporções. Ainda nesse período, o pico de produção de biogás das proporções 75:25, 50:50 e 25:75 LE:A foi de 3,2, 1,3 e 0,5 L de biogás, respectivamente.

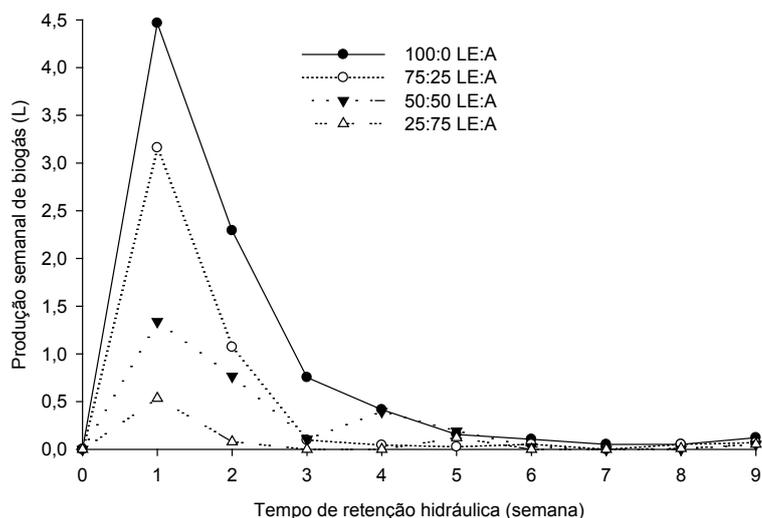


Figura 2 - Produção volumétrica semanal (L) de biogás.

Após o pico, verifica-se queda na produção de biogás em todas as proporções até o final do processo de biodigestão anaeróbica, com exceção para a proporção de 50:50. Nessa proporção, houve um pico secundário na quarta semana, seguido de queda até a nona semana do processo.

Diferentemente ao ocorrido no presente trabalho, estudos relatam que a biodigestão anaeróbica de dejetos animais em biodigestores necessitam de um determinado período, denominado de tempo de partida, para iniciar a produção de biogás. Xavier & Lucas Junior (2010) relataram que o tempo de partida na biodigestão anaeróbica de dejetos bovino foi de 63 dias, apresentando pico aos 93 dias. Amorim et al. (2004) mencionam que houve antecipação na produção de biogás da biodigestão anaeróbica de dejetos caprinos durante o verão e o outono. Os resultados referentes ao tempo de partida encontrados pelos autores foi de aproximadamente 30 e 35 dias na primavera e no inverno, respectivamente. Através dos resultados obtidos, nota-se que o lodo de esgoto proporciona aceleração de partida na produção de biogás, e quanto maior a adição de água, menor a produção.

O perfil de produção acumulada de biogás, apresentado na Figura 3, para as diluições estudadas apresenta ausência da fase lag ou adaptação, provavelmente devido a carga microbiana presente no lodo de esgoto já ser bioestável ao meio. Essa bioestabilização é decorrente do processo de tratamento de esgoto nas ETE's. Dessa forma, atinge-se a fase de crescimento logarítmico, em que há consumo da carga orgânica e, conseqüentemente produção de biogás, imediatamente ao início do processo de biodigestão anaeróbica.

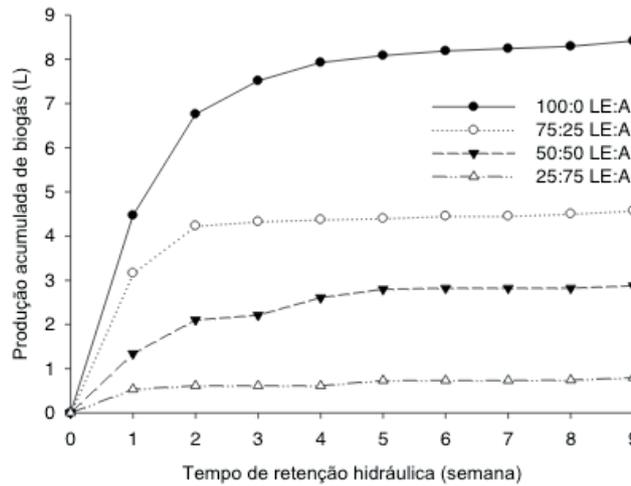


Figura 3 - Produção volumétrica acumulada (L) de biogás em função do TRH

Verifica-se na Figura 3 que a medida em que aumenta a diluição mais rápido atinge a fase estacionária, ou seja, produção acumulada de biogás nula. Esse efeito pode estar atrelado ao consumo total da carga orgânica criando condições inadequadas ao crescimento microbiano (Metcalf & Eddy, 2003). A estabilidade foi atingida na sexta, quinta, quarta e terceira semana para 100:0, 75:25, 50:50 e 25:75 LE:A, respectivamente.

Observa-se na Tabela 2 que os dados de produção acumulada das diluições 100:0, 75:25 e 50:50 LE:A em função do TRH ajustaram-se ao modelo *Response Linear Plateau*, isto é, modelo de regressão linear segmentado com platô.

Relação H:LE	Intervalo	Equação	Coefficiente de determinação (r^2)
100:0	$x_i < 1,775$	$\hat{y} = 7,928 + 4,467 x_i$	0,96
	$1,775 \leq x_i \leq 9$	$\hat{y} = 7,928$	
75:25	$x_i < 1,396$	$\hat{y} = 4,413 + 3,161 x_i$	0,99
	$1,396 \leq x_i \leq 9$	$\hat{y} = 4,413$	
50:50	$x_i < 2,48$	$\hat{y} = 2,707 + 1,051 x_i$	0,93
	$2,48 \leq x_i \leq 9$	$\hat{y} = 2,707$	
25:75	$0 \leq x_i \leq 9$	$\hat{y} = 0,688\{1 + 103,873[\exp(-5,878 X_i)]\}^1$	0,92

Tabela 3 - Equações de regressão ajustada aos dados da produção acumulada de biogás durante o processo de codigestão anaeróbica e os respectivos coeficientes de determinação.

em que x_i = tempo de retenção hidráulica (semana) e \hat{y} = produção acumulada de biogás (L).

Verifica-se que a medida em que adiciona água menor a produção acumulada de biogás, sendo de 7,928, 4,413 e 2,101 L de biogás para 100:0, 75:25 e 50:50 LE:A, respectivamente. No entanto, a duração da fase de crescimento logarítmico,

e conseqüentemente início da estabilização variou. Assim, obteve-se período de produção de biogás de 1,775, 1,396 e 2,480 semanas de biodigestão anaeróbica para 100:0, 75:25, 50:50 e 25:75 LE:A, respectivamente (Tabela 2).

Diferentemente ao ocorrido com as relações mencionadas anteriormente, o modelo logístico representou 25:75 H:LE, indicando que a produção acumulada máxima foi de 0,688 L em 1,6 semanas (Tabela 3).

Como era de se esperar, a proporção que possui maior quantidade de lodo de esgoto, apresentou maior potencial energético, expresso em L de produção de biogás por kg de afluente em relação às demais diluições. Para as diluições 100:0, 75:25, 50:50 e 25:75 LE:A obteve-se 4,8, 2,6, 1,8 e 0,04 L de biogás $\text{kg}_{\text{afluente}}^{-1}$, respectivamente.

A diluição é um fator que contribui para o equilíbrio dinâmico das fases da biodigestão anaeróbica (hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese) e conseqüentemente para a eficiência do processo (XAVIER & LUCAS JUNIOR, 2010). No entanto, para o lodo de esgoto a diluição favoreceu a dispersão da carga microbiana no afluente. Com isso, reduziu a atividade das bactérias produtoras de biogás, refletindo no perfil e quantidade de produção de biogás. Ainda no que se refere ao perfil de produção de biogás oriundo da biodigestão anaeróbica do lodo de esgoto, em que se tem antecipação tanto da produção quanto do pico, pode se inferir a sua utilização como inóculo a fim de acelerar o processo.

A utilização de lodo de esgoto como inóculo tornou-se um método atrativo no processo de biodigestão anaeróbica, uma vez que impulsiona na aceleração de partida da produção de biogás e reduz o tempo de retenção hidráulica. Essa metodologia baseia-se em empregar parte do material que já passou por tal processo, a fim de fornecer ao novo afluente uma população adicional de microrganismos. O lodo de esgoto, por sua vez, tem apresentado resultados satisfatórios como inóculo, comprovando sua viabilidade de aplicação (KONRAD et al., 2012; XAVIER & LUCAS JÚNIOR, 2010; LEITE et al., 2001).

4 | CONCLUSÕES

Conclui-se que, para uma maior eficiência no processo de biodigestão anaeróbica do lodo de esgoto proveniente das ETE's, deve-se optar por tratamentos sem adição de água visando uma maior produção de biogás.

REFERÊNCIAS

Amorim, A.C.; Lucas Júnior, J. de; Resende, K.T. **Biodigestão anaeróbica de dejetos de caprinos obtidos nas diferentes estações do ano**. Engenharia Agrícola, vol. 24, p.16-24, 2004.

APHA; AWWA; WPCF (2005) **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**.

21th Edition. Washington. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. Washington-DC, USA.

Barana, A. C. **Avaliação de tratamento de manureira em biodigestores fase acidogênica e metanogênica**. Tese de Doutorado. Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, 2000, 31p

Bueno, R. de F. **Comparação entre biodigestores operados em escala piloto para produção de biogás alimentado com estrume bovino**. Holos Environment, vol. 10, p. 111-125, 2010.

Campos, C.M.M.; Carmo, F.R.do; Botelho, C.G.; Costa, C.C. da. **Desenvolvimento e operação de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) no tratamento dos efluentes da suinocultura em escala laboratorial**. Ciência e Agrotecnologia, vol. 30, p. 140-147, 2006.

CONAMA 375/06. **Resolução CONAMA 375, de 29 de agosto de 2006**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res06/res37506.pdf>>. Acesso em: 28 de agosto de 2018.

Cremones, P.A.; Feiden, A.; Zenatti, D.C.; Camargo, M.P. de; Nadaleti, W.C.; Rossi, E. de; Antonelli, J. **Biodigestão anaeróbia no tratamento de resíduos lignocelulósicos**. Revista Brasileira de Energias Renováveis, vol. 2, p. 21-35, 2013.

Cremones, P.A.; Rossi, E. de; Feroldi, M.; Teleken, J.G.; Feiden, A.; Dieter, J. **Codigestão de água residual de suinocultura e vinhaça sob diferentes condições térmicas**. Revista de Ciências Agrárias, vol. 38, p. 103-110, 2015.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA. **Lodo de esgoto é ótimo componente de substratos para plantas**. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/32485890/lodo-de-esgoto-e-otimo-componente-de-substratos-para-plantas>>. Acesso em: 20 de novembro de 2018.

Fernandes, F.; Souza, S.G. de. **Aproveitamento do lodo gerado em estações de tratamento de água e esgotos sanitários, inclusive com a utilização de técnicas consorciadas com resíduos sólidos urbanos**. Estabilização de Lodo de Esgoto, cap. 2, p. 31, 2001.

Homero, V. **Lodo de esgoto: um aliado da agricultura**, 2013. Disponível em: <<http://www.faperj.br/?id=2376.2.5>>. Acesso em: 20 de agosto de 2019.

Jyothilakshmi R.; Prakash, S.V. **Design, fabrication and experimentation of a small scale anaerobic biodigester for domestic biodegradable solid waste with energy recovery and sizing calculations**. Procedia Environmental Sciences, vol. 35, p. 749-755, 2016.

Konrad, O.; Machado, C.A.; Brietzke, D.T.; Secchi, F.J.; Nichel, L.; Marder, M. **Avaliação da utilização de dejetos bovinos com e sem uso de glicerina em biodigestores operados em batelada**. Revista Destaques Acadêmicos, vol. 4, p. 59-65, 2012.

Koszel, M.; Lorencowicz, E. **Agricultural use of biogas digestate as a replacement fertilizers**. Agriculture and Agricultural Science Procedia, vol. 7, p. 119 – 124, 2015.

Leite, V.D.; Lopes, W.S.; Prasad, S. **Bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos em reatores de batelada**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, vol. 5, p. 119-123, 2001.

Matos, C.F.; Paes, J.L.; Pinheiro, E.F.M.; Campos D.V.B. **Biogas production from dairy cattle manure, under organic and conventional production systems**. Engenharia Agrícola, vol. 37, p. 1081-1090, 2017a.

Matos, C.F.; Pinheiro, E.F.M.; Paes, J.L.; Lima, E.; Campos, D.V.B. **Avaliação do potencial de uso de biofertilizante de esterco bovino resultante do sistema de manejo orgânico e convencional**

da produção de leite. Revista Virtual de Química, v. 9, p. 1957-1969, 2017b.

Marçon, R.O.; Zukowski Junior, J.C.; Cavalcante, I.R.L. **Analiação de planta térmica com biomassa (briquete de casca de arroz) - caso real “Fazenda Experimental do Centro Universitário Luterano de Palmas”**. V Encontro de Energia no Meio Rural, 2004.

Metcalf; Eddy. Waste water engineering: treatment, disposal and reuse. 4. ed. rev. New York: McGraw-Hill, 2003. 1819 p.

Paes, J.L. Matos, C.F.; Ferraz, G.A.E.S.; Brugginesi, G.; Queiroz, C.K.; Soares, C. S.G. de C. **Potencialidade do biogás gerado pela codigestão entre dejetos bovino e suíno**. In: ABDALA, P. J. P. Energia Solar e Eólica. 1 ed. Ponta Grossa: Atena Editora, 2018. v. 2, p 317-332.

Pereira, E.L.; Campos, C.M.M.; Moterani, F. **Efeitos do pH, acidez e alcalinidade na microbiota de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) tratando efluentes de suinocultura**. Revista Ambiente & Água, vol. 4, p. 157-168, 2009.

Pereira, M.S; Godoy, T.P.; Godoy, L.P.; Bueno, W.P.; Wegner, R.daS. **Energias renováveis: biogás e energia elétrica provenientes de resíduos de suinocultura e bovinocultura na UFSM**. Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental, vol. 19, p. 239-247, 2015.

Queiroz, C K., Paes, J.L., Fernandes, P.L.B. **Caracterização da produção de biogás a partir da biodigestão de lodo de esgoto**. In: VII Congresso Brasileiro de Energia Solar, 2018, Gramado. Anais: CBES, 2018. v. VII. p. 1-10.

Rademacher, A.; HanreichIngo, A; Bergmann, I.; Klocke, M. **Black-Box-Biogasreaktor mikrobielle Gemeinschaften zur Biogaserzeugung**. BioSpektrum, vol. 18, p. 727–729, 2012.

Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2016**. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos/diagnostico-ae-2016>>. Acesso em: 29 de setembro de 2018.

Xavier, C. de A. N; Lucas Junior, J. de. **Parâmetros de dimensionamento para biodigestores batelada operados com dejetos de vacas leiteiras com e sem uso de inóculo**. Engenharia Agrícola, vol. 30, p. 212-223, 2010.

Xiaohua, W.; Jingfei, L. **Influence of using household biogas digesters on household energy consumption in rural areas—a case study in Lianshui County in China**. Renewable and Sustainable Energy Reviews, vol. 9, p. 229-236, 2005.

SOBRE O ORGANIZADOR

HELENTON CARLOS DA SILVA - Possui graduação em Engenharia Civil pela Universidade Estadual de Ponta Grossa (2007), especialização em Gestão Ambiental e Desenvolvimento Sustentável pelo Centro de Ensino Superior dos Campos Gerais (2010) é MBA em Engenharia Urbana pelo Centro de Ensino Superior dos Campos Gerais (2014), é Mestre em Engenharia Sanitária e Ambiental na Universidade Estadual de Ponta Grossa (2016), doutorando em Engenharia e Ciência dos Materiais pela Universidade Estadual de Ponta Grossa e pós-graduando em Engenharia e Segurança do Trabalho. A linha de pesquisa traçada na formação refere-se à área ambiental, com foco em desenvolvimento sem deixar de lado a preocupação com o meio ambiente, buscando a inovação em todos os seus projetos. Atualmente é Engenheiro Civil autônomo e professor universitário. Atuou como coordenador de curso de Engenharia Civil e Engenharia Mecânica. Tem experiência na área de Engenharia Civil, com ênfase em projetos e acompanhamento de obras, planejamento urbano e fiscalização de obras, gestão de contratos e convênios, e como professor na graduação atua nas seguintes áreas: Instalações Elétricas, Instalações Prediais, Construção Civil, Energia, Sustentabilidade na Construção Civil, Planejamento Urbano, Desenho Técnico, Construções Rurais, Mecânica dos Solos, Gestão Ambiental e Ergonomia e Segurança do Trabalho. Como professor de pós-graduação atua na área de gerência de riscos e gerência de projetos.

ÍNDICE REMISSIVO

A

Análise 1, 6, 7, 8, 12, 14, 21, 22, 23, 35, 36, 44, 50, 57, 59, 66, 67, 68, 72, 76, 90, 91, 95, 104, 105, 107, 108, 109, 113, 117, 119, 120, 121, 124, 125, 126, 132, 135, 137, 139, 147, 154, 162, 169, 170, 171, 172, 173, 178, 181, 188, 189, 197, 198, 226, 231, 232, 238, 244, 245, 247, 248, 260, 263, 272, 274, 284, 290, 291, 293, 296, 302, 306, 307, 309

Análise de risco 108, 109, 117, 120

B

Berço ao berço 51, 58, 61

C

Concentrações ambientais 143

Construção Civil 1, 2, 3, 4, 5, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 130, 297, 302, 315

Contaminação ambiental 108, 120, 121

Cultura da inovação 15, 16, 17

D

Desreguladores endócrinos 108, 109, 119, 120, 125, 143, 144, 153, 155, 156, 157, 160

Distribuição de Weibull 43

E

Ecologia industrial 51, 54, 60, 61, 62

Educação ambiental 1, 2, 4, 5, 8, 9, 12, 13, 14, 83, 84, 201

Engenharia de confiabilidade 43, 45

Erosão 132, 133, 134, 136, 137, 140, 141, 142, 254, 263, 264, 268, 271

Escritório de projetos 15, 17, 18, 19, 20, 21, 23, 24

F

Fatores antrópicos 132

Fitoextração 128, 130

Funil de inovação 15, 20

G

Gerenciamento 4, 14, 15, 18, 20, 21, 22, 29, 51, 58, 64, 66, 67, 69, 70, 71, 72, 73, 77, 82, 84, 85, 97, 98, 99, 106, 127, 182, 183, 187, 188, 190, 191, 192, 193, 194, 195, 196, 197, 199, 200, 201, 202, 265, 270, 297, 298, 302

Gerenciamento de projetos 15, 18, 20, 21

Gerenciamento de resíduos sólidos 51, 58, 82, 85, 193, 201, 298

Gestão 1, 2, 3, 4, 5, 10, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 20, 25, 26, 27, 42, 43, 45, 53, 54, 55, 56, 57, 58, 62, 69, 74, 76, 77, 80, 82, 84, 85, 97, 98, 99, 100, 101, 103, 104, 106, 107, 141, 143, 167, 168, 184, 191, 192, 193, 194, 195, 201, 202, 218, 296, 297, 298, 300, 301, 302, 314, 315

Gestão ambiental 1, 2, 3, 4, 10, 12, 14, 53, 54, 55, 57, 85, 97, 141, 194, 195, 201, 202, 296, 302, 315

Gestão da manutenção 43

H

Historiador 25, 26, 28, 29, 30, 42

Hormônios 114, 115, 116, 119, 125, 143, 144, 145, 146, 147, 148, 149, 150, 151, 152, 153, 154, 155, 156, 157, 164

I

Impacto ambiental 1, 3, 59, 229, 235, 272, 273, 281, 283, 284, 286

Impactos 2, 3, 10, 12, 53, 54, 55, 56, 57, 59, 64, 66, 67, 68, 69, 70, 71, 72, 74, 77, 97, 98, 99, 106, 190, 191, 192, 194, 201, 218, 266, 267, 272, 273, 274, 275, 276, 277, 279, 280, 281, 282, 283, 284, 297, 298

Inovação 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 168, 169, 180, 181, 186, 188, 189, 220, 315

L

Lixiviado 87, 95, 225, 242

Lixo 9, 62, 75, 76, 112, 113, 123, 278, 300, 301

M

Metais pesados 123, 128, 129, 130, 131, 231, 240

Microcontaminantes 143, 149

O

Osisoft 25, 26, 42

P

PIMS 25, 26, 27, 29, 30, 31

PI System 25, 26, 27, 28, 29, 30, 42

Plantas hiper- acumuladoras 128, 130, 131

Processo comercial 180

Q

QGIS 132, 133, 135, 137

R

Reciclagem 3, 4, 8, 9, 51, 52, 53, 54, 55, 56, 57, 58, 59, 60, 61, 76, 77, 80, 83, 84, 85, 193, 199, 219, 229, 298, 299, 300, 301, 302

Resíduos de serviços de saúde 64, 65, 66, 73, 113

Resíduo sólido urbano 87, 92, 93, 95, 96

Resíduos sólidos urbanos 2, 79, 80, 82, 83, 84, 85, 87, 97, 98, 106, 107, 192, 194, 202, 216, 217, 225, 226, 227, 297, 313

Responsabilidade estendida do produtor 51, 56, 59

S

SABESP 25, 29, 31, 42, 46, 108

Saneamento básico 29, 97, 98, 99, 101, 105, 106, 107, 108, 158, 215, 226, 251, 304

Sanepar 180, 181, 182, 183, 184, 185, 186, 189

Saúde pública 66, 82, 106, 108, 120, 121, 122, 124, 125, 191, 251

Segregação 64, 65, 67, 70, 71, 72, 73, 195, 196, 197, 200, 222, 223

Sensoriamento remoto 132, 135

SNIS 97, 100, 101, 102, 104, 105, 107, 150, 304, 314

Sodificação 87, 93, 94, 95

Solo 51, 54, 86, 87, 88, 89, 90, 91, 92, 93, 94, 95, 96, 108, 112, 113, 121, 123, 124, 128, 129, 130, 131, 132, 133, 135, 136, 138, 139, 140, 141, 152, 235, 236, 238, 240, 241, 256, 257, 258, 259, 261, 267, 268, 277, 279, 296

T

Transformação digital 25

U

Uso agrícola 87, 306

Agência Brasileira do ISBN
ISBN 978-85-7247-693-5



9 788572 476935