

VANIA ELISABETE SCHNEIDER
TAISON ANDERSON BORTOLIN
SOFIA HELENA ZANELLA CARRA
ORGANIZADORES

GESTÃO E TECNOLOGIAS PARA O MEIO AMBIENTE: Visões e Ações Interdisciplinares

Volume II - Recursos Hídricos e Saneamento



**Gestão e tecnologias para o meio
ambiente:
visões e ações interdisciplinares**

Organizadores

**Vania Elisabete Schneider
Taison Anderson Bortolin
Sofia Helena Zanella Carra**

**Volume 2
Recursos Hídricos e Saneamento**

FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE DE CAXIAS DO SUL

Presidente:

José Quadros dos Santos

UNIVERSIDADE DE CAXIAS DO SUL

Reitor:

Evaldo Antonio Kuiava

Vice-Reitor:

Odacir Deonísio Graciolli

Pró-Reitor de Pesquisa e Pós-Graduação:

Juliano Rodrigues Gimenez

Pró-Reitora Acadêmica:

Flávia Fernanda Costa

Chefe de Gabinete:

Gelson Leonardo Rech

Coordenadora da Educs:

Simone Côrte Real Barbieri

CONSELHO EDITORIAL DA EDUCS

Adir Ubaldo Rech (UCS)

Asdrubal Falavigna (UCS) – presidente

Cleide Calgaro (UCS)

Gelson Leonardo Rech (UCS)

Jayme Paviani (UCS)

Juliano Rodrigues Gimenez (UCS)

Nilda Stecanela (UCS)

Simone Côrte Real Barbieri (UCS)

Terciane Ângela Luchese (UCS)

Vania Elisabete Schneider (UCS)

Gestão e tecnologias para o meio ambiente: visões e ações interdisciplinares

Organizadores

Vania Elisabete Schneider
Taison Anderson Bortolin
Sofia Helena Zanella Carra

Volume 2
Recursos Hídricos e Saneamento



© dos organizadores

Revisão: Ivone Polidoro Franco

Imagem da capa: Vania Elisabete Schneider

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Universidade de Caxias do Sul
UCS – BICE – Processamento Técnico

G393 Gestão e tecnologias para o meio ambiente [recurso eletrônico] : visões e ações interdisciplinares / org. Vania Elisabete Schneider, Taison Anderson Bortolin, Sofia Helena Zanella Carra. – Caxias do Sul, RS: Educs, 2021.
Dados eletrônicos (1 arquivo)

Obras em volumes.

Volume 2: Recursos hídricos e saneamento

ISBN 978-65-5807-116-7

Apresenta bibliografia.

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Gestão ambiental. 2. Ciências ambientais. 3. Meio ambiente. I. Schneider, Vania Elisabete. II. Bortolin, Taison Anderson. III. Carra, Sofia Helena Zanella. IV. Recursos hídricos e saneamento.

CDU 2. ed.: 502.13

Índice para o catálogo sistemático:

1. Gestão ambiental	502.13
2. Ciências ambientais	502/504
3. Meio ambiente	502

Catalogação na fonte elaborada pela bibliotecária
Carolina Machado Quadros – CRB 10/2236

Direitos reservados a:



EDUCS – Editora da Universidade de Caxias do Sul

Rua Francisco Getúlio Vargas, 1130 – Bairro Petrópolis – CEP 95070-560 – Caxias do Sul – RS – Brasil

Ou: Caixa Postal 1352 – CEP 95020-972 – Caxias do Sul – RS – Brasil

Telefone/Telefax: (54) 3218 2100 – Ramais: 2197 e 2281 – DDR (54) 3218 2197

Home Page: www.ucs.br – E-mail: educs@ucs.br



EDITORA AFILIADA

Sumário

Apresentação	9
Avaliação do polimento de efluente doméstico tratado a partir da utilização de coagulante orgânico e inorgânico em sistema de flotação por ar dissolvido	11
José Carlos Alves Barroso Júnior, Maria Cristina de Almeida Silva, Nestor Leonel Hoyos Muñoz, Luiz Olinto Monteggia	
Avaliação da toxicidade de água clarificada de lodo de Estação de Tratamento de Água utilizando <i>Lactuca sativa</i>	18
Keila Fernanda HedlundFerrari, Manoel Maraschin, Renata Segatto Pigatto, Nátalie De Paula, Elvis Carissimi	
Potencial toxicológico de metais pesados em resíduos líquidos oriundos de coloração capilar	25
Felipe Metz Corteze, Giordano Bruno Boff, Pedro Henrique Paesi Dutra, Tatiana Bisoto, Vania Elisabete Schneider, Luísa Benetti Miorin de Abreu, Bianca Breda	
Estimativa de recarga da Bacia Hidrográfica do rio Corrente na área de influência do Sistema Aquífero Urucua	32
Hermes Luis Barros Santos, Jorge Luiz Rabelo	
Comparação de metodologias de separação do escoamento de base: Estudo de caso da bacia do Corrente no Médio São Francisco	42
Hermes Luis Barros Santos, Jorge Luiz Rabelo	
Avaliação da Aplicabilidade do HEC-RAS em Estudos Hidrodinâmicos de Pequenos Rios de Montanha	52
Rossano Belladonna, Tiago De Vargas	
Uso e ocupação do solo na avaliação da vulnerabilidade à contaminação de aquíferos.....	68
Maria Eduarda Ribeiro, Tiago De Vargas, Rossano Belladonna, Volnei Dal Bosco, Marcio Vicente Duarte Adami	
Avaliação da qualidade da água por série histórica de estações fluviométricas no rio Machado, Rondônia	79
Caryne Ferreira Ramos, Naara Ferreira Carvalho de Souza, Beatriz Machado Gomes, Ana Lúcia Denardin da Rosa, André Azevedo Machado	
Qualidade da água do rio Pirarara em trecho dos bairros Floresta e Princesa Isabel – Cacoal/RO: uma abordagem sobre indicadores de sustentabilidade	90
Naara Ferreira Carvalho de Souza, Douglas Linz Ricardo, Rafaela Carvalho Barcelos, Beatriz Machado Gomes, André Azevedo Machado	
Verificação de picos de condutividade elétrica relacionado com o nível da água em pequena bacia hidrográfica	100

Angélica Battisti, Edner Baumhardt, Éricklis Edson Boito de Souza,
Willian Fernando de Borba, Fernanda Dias dos Santos

**Análise de homogeneidade da geoquímica de sedimentos das bacias de
captação Faxinal e Maestra: a hipótese é nula (H_0) 109**
Tiago De Vargas, Rossano Belladonna, Volnei Dal Bosco,
Márcio Vicente Duarte Adami, Maria Eduarda Ribeiro

**Potencialidade hidrotermal do Sistema Aquífero Guarani na região nordeste
do estado do Rio Grande do Sul 118**
Alex Bortolon de Matos, Pedro Antonio Roehe Reginato

**Análise da Concentração de Nitrato nas Águas Subterrâneas do Sistema
Aquífero Serra Geral na Região Nordeste do Estado do Rio Grande do Sul 124**
Pedro Antonio Roehe Reginato, Franciéle Schwanck Carlos, Marcos Imério Leão

**Análise de Ensaio de Bombeamento Visando a Identificação de Problemas no
Revestimento de Poços Tubulares 133**
Pedro Antonio Roehe Reginato, Daniel Oliveira de Brito, Gustavo Barbosa
Athayde, Marcos Imério Leão, Franciéle Schwanck Carlos

**Desenvolvimento de uma ferramenta com 74 métricas para avaliação do
desempenho de modelos hidrológicos 144**
Luísa Weizenmann Kornowski, Fernando Mainardi Fan

**Avaliação da Qualidade dos Sedimentos dos Sistemas Hídricos do Parque
Estadual do Turvo – RS 155**
Caroline Emiliano Santos, Janieli Aparecida Minski da Motta,
Paulo Roberto Bairros da Silva, Malva Andrea Mancuso

**Avaliação da ruptura hipotética da barragem São Miguel em Caxias do Sul –
RS e delimitação da área de inundação 163**
Franciele Priori Luzzatto, Taison Anderson Bortolin

**Estimativa de vazão mínima de referência utilizando o modelo chuva-vazão
baseado no método Silveira 171**
Chaiane Pansera, Taison Anderson Bortolin

**Avaliação da qualidade da água da sub-bacia hidrográfica rio Tega
considerando a influência da urbanização 182**
Vânia Elisabete Schneider, Anderson Pasquali, Cauê Rodrigues Brasil,
Rochele RizzonVanin, Taís de Campos Heineck

Diagnóstico dos processos hidráulicos da ETA Terras Baixas/RS 192
Henrique Sanchez Franz, Adriana Gonçalves da Silva Manetti, Bruno Muller
Vieira, Danielle de Almeida Bressiani, Rubia Flores Romani

Avaliação da qualidade da água do rio Vacacaí-Mirim no bairro Km 3 de Santa Maria, RS	199
Fabiele Poerschke Diniz, Juliana Ferreira Soares	
Construção do <i>background</i> da bacia hidrográfica do rio da Várzea – RS: conceitos e estratégias	209
Paulo Roberto Bairros da Silva, Danielle Caroline Schnitzler, Frederico Fabio Mauad	
Avaliação da influência do uso e ocupação do solo e seus efeitos na qualidade da água da bacia hidrográfica do arroio Arcada em um reservatório no Município de Cambará do Sul – RS	218
Edla Letícia Antunes Brizola dos Santos, Vania Elisabete Schneider , Geise Macedo dos Santos, William Luan Deconto, Denise Peresin	
Aplicação do “Método Silveira” Utilizando Diferentes Períodos de Calibração	229
Maria Eduarda Ribeiro, Taison Anderson Bortolin, João Francisco Valentini, Vania Elisabete Schneider	
Diagnóstico sobre Resíduos da Construção Civil e Demolições em Caxias do Sul	239
Ireni de Sena e Carla Eliana Todero Ritter	
Gestão dos resíduos da construção civil: possibilidades	250
Ireni de Sena, Carla Eliana Todero Ritter	
Utilização da compostagem como técnica de reaproveitamento da parcela orgânica dos resíduos sólidos urbanos	260
Pamela Bia Pasquali, Ritielli Berticelli, Aline Pimentel Gomes	
Tratamento e Valorização de Resíduos de Madeira	270
Pâmela Bia Pasquali, Anelise Sertoli Gil, Ritielli Berticelli, Aline Pimentel Gomes	
Desenvolvimento e análise sensorial de pastel vegano com aproveitamento da casca de banana no recheio	280
Alessandra Soares de Oliveira, Daiane Bowens, Thalia Varela, Silvana Licodiedoff	
Descarte de embalagens em geral, acordo setorial e logística reversa – estudo de caso no Município de Caxias do Sul/RS	285
Andrielen Braz Vanzetto, Vania Elisabete Schneider	
Os desafios da destinação à reciclagem dos resíduos plásticos oriundos de resíduos domiciliares: um estudo de caso no município de Piracicaba/SP	296
Samira Gaiad Cibim de Camargo Bosquilia	
Identificação de descartes irregulares de resíduos sólidos no bairro Nova Santa Marta, Santa Maria, RS	306
Fabiana Campos Pimentel, Helen Louise Colin Heinen, Lucas Paulo Tibola	

Avaliação do processo de compostagem de lodo de esgoto sanitário em escala reduzida	314
Welliton Leandro de Oliveira Boina, João Sérgio Cordeiro, Rosane Freire Boina	
Resíduos Sólidos perigosos gerados em oficinas mecânicas de veículos automotivos no município de Pelotas/RS	324
Jéssica Torres dos Santos, Guilherme Pereira Schoeler, Vitor Lourenço, Tirzah Moreira Siqueira, Rubia Flores Romani	
Avaliação do gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos nas cooperativas de materiais recicláveis localizadas na região metropolitana de Porto Alegre/RS	332
Elizandra Machado Ogliari, Pamela Lisie Ghesla, Léa Beatriz Dai-Prá, Luciana Paulo Gomes	
Gerenciamento de resíduos eletroeletrônicos no setor de saúde: avaliação da situação atual no Brasil	341
Damisma Souto Marconi, Vania Elisabete Schneider, Tiago Panizzon	
Proposta para um Plano de Gerenciamento de Resíduos de Serviços de Saúde (PGRSS): Centro Clínico	353
Nilva Lúcia Rech Stedile, Tatiane Rech, Vania Elisabete Schneider	
Reaproveitamento de areia de fundição em pavimentos como objeto de estudos nos Programas <i>Stricto Sensu</i> no Brasil	361
Isadora Zanardi, Suzana Maria De Conto, Universidade de Caxias do Sul	
Logística reversa de resíduos farmacêuticos. Estudo de caso no Município de Caxias do Sul	371
Elisa Hoepfner Borgerth, Vania Elisabete Schneider, Nilva Lúcia Rech Stedille	
Lodo de estação de tratamento de água: Uma análise segundo a NBR10.004	380
Manoel Maraschin, Keila Fernanda Hedlund Ferrari, Renata Segatto Pigatto, Nátalie De Paula, Elvis Carissimi	
Elaboração de Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos para uma Oficina Mecânica em Caiçara – RS	387
Paola Bertoncetto Bueno, Caroline Emiliano Santos, Suzane Rodrigues	
Caracterização química de lodo da estação de tratamento de água Santa Bárbara na cidade de Pelotas	394
Luiza Beatriz Gamboa Araújo Morselli, Átila Martins Gomes, Robson Andreazza	
Sobre os autores	403

Apresentação

A obra aqui apresentada é parte uma trilogia de volumes contendo artigos técnicos submetidos ao 7º Congresso Internacional de Tecnologia para o Meio Ambiente – Edição 2020 que, em função da pandemia da COVID-19, não pôde ser realizado presencialmente, sendo então transferido para 2023. O congresso é realizado em conjunto com as atividades promovidas pela FIEMA Brasil (Feira de Negócios, Tecnologia e Conhecimento em Meio Ambiente) por meio de uma parceria com a Universidade de Caxias do Sul. O evento ocorre a cada dois anos, tendo sua primeira edição em 2008. Em sua 7ª edição, o Congresso Internacional de Tecnologia para o Meio Ambiente propunha como tema central “Meio Ambiente e Saúde: Interfaces e Soluções”. Nesse contexto, as temáticas de Recursos Hídricos, Resíduos Sólidos e Tecnologias Ambientais foram eleitas temas norteadores para o evento. Assim, antes do adiamento do evento, houve todo o processo de submissão de artigos técnicos, devidamente analisados às cegas por, pelo menos, dois avaliadores, mantendo os critérios de qualificação pré-definidos para a apresentação dos trabalhos no evento. Não sendo possível a edição presencial, e tendo em vista a atualidade dos temas e trabalhos, a comissão organizadora do congresso entendeu como pertinente oportunizar aos autores outra via de divulgação científica, que se deu então com a organização dessas obras em e-books publicados pela Educs (Editora da Universidade de Caxias do Sul), uma editora universitária consolidada e com um conselho editorial atuante e de qualidade.

Para fins de organização das obras em e-books, os artigos submetidos ao congresso foram agrupados em três temáticas: Gestão Ambiental, Recursos Hídricos e Saneamento e Tópicos Interdisciplinares. No Volume 2, que configura a presente obra, foram agrupados os artigos relacionados direta ou indiretamente às temáticas Recursos Hídricos e Saneamento. Entendendo-se que o Saneamento Básico envolve quatro eixos temáticos – abastecimento de água; esgotamento sanitário; limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos; e manejo de águas pluviais –, os artigos contemplando essas temáticas foram aqui agrupados envolvendo assuntos como: Tratamento e toxicidade de efluentes, tratamento de águas e lodos de ETEs e ETAs, potencial de risco de resíduos líquidos e metais pesados, recarga aquífera, vulnerabilidade à contaminação de aquíferos, modelagem hidrológica, aspectos quali-quantitativos de recursos hídricos superficiais, geoquímica de sedimentos, qualidade de sedimentos, resíduos sólidos urbanos, da construção civil, de madeira, da indústria de alimentos, de oficinas mecânicas, eletroeletrônicos, de serviços de saúde, farmacêuticos e industriais, caracterização,

valorização, logística reversa e reciclagem de resíduos, compostagem e cooperativas de materiais recicláveis, dentre outros.

A diversidade de temas tratados neste volume expressa as mais diversas abordagens e desafios nas áreas de recursos hídricos e saneamento desde o planejamento, a gestão e as tecnologias que buscam dar respostas aos desafios trazidos pelas ações antrópicas e que afetam particularmente os recursos hídricos. Tendo o saneamento, por pressuposto, sanear, ou seja, devolver a saúde ao meio ambiente e, por decorrência, promover a saúde humana e dos ecossistemas, os temas aqui abordados retratam a complexidade e a multidisciplinariedade que pressupõem essas duas áreas que, embora tratadas como tal – recursos hídricos e saneamento –, são de fato indissociáveis.

O leitor encontrará, portanto, neste volume, diferentes aspectos e situações em que o saneamento e os recursos hídricos se inter cruzam e, ainda que esse inter cruzamento não ocorra diretamente, como no caso da gestão e gerenciamento dos resíduos sólidos, o pressuposto é sempre salvaguardar a saúde ambiental, sendo esta compreendida não apenas como a saúde humana, mas sim a do ambiente em sua totalidade.

Avaliação do polimento de efluente doméstico tratado a partir da utilização de coagulante orgânico e inorgânico em sistema de flotação por ar dissolvido

José Carlos Alves Barroso Júnior¹, Maria Cristina de Almeida Silva², Nestor Leonel Hoyos Muñoz³, Luiz Olinto Monteggia⁴

¹IPH/ UFRGS (jrzenite@gmail.com) ²IPH/ UFRGS (maria.almeida@ufrgs.br) ³IPH/ UFRGS (nestorlmh@gmail.com) ⁴IPH/ UFRGS (montegia@iph.ufrgs.br)

Resumo: A presença em excesso de fósforo nas águas tende a aumentar a produtividade biológica, podendo desencadear o fenômeno denominado *eutrofização*. Nessa condição, pode ocorrer uma drástica redução da disponibilidade hídrica, com diminuição da sua qualidade e quantidade, e a crescente perda da capacidade de sustentabilidade do sistema. Sendo assim, é necessário um tratamento que vise à melhoria na qualidade final do efluente a ser lançado em corpos receptores. Este trabalho apresenta o polimento de efluente tratado por reator anaeróbio de manto de lodo (UASB) seguido de lagoa de alta taxa de algas (LAT) através da flotação por ar dissolvido (FAD). Para o auxílio na flotação, foram realizados testes com o coagulante inorgânico cloreto férrico com dosagem de 40 mg/L e coagulante orgânico tanino com dosagem de 50 mg/L. Os resultados mostraram que o cloreto férrico obteve desempenho superior para a remoção de fósforo total, atingindo valores de $74,5 \pm 7,5\%$. Já o tanino apresentou maior capacidade de remoção de sólidos suspensos voláteis e matéria orgânica (DBO₅) com valores de $88,2 \pm 4,3\%$ e $77,8 \pm 11,2$, respectivamente.

Palavras-chave: Remoção. Fósforo. Coagulante orgânico e inorgânico.

Área Temática: Águas Residuárias.

Evaluation of treated domestic effluent polishing using organic and inorganic coagulant in the dissolved air flotation system

Abstract: The presence of excess phosphorus in water tends to increase biological productivity and may trigger a phenomenon called *eutrophication*. A drastic reduction in water availability may occur in this condition, with a decrease in its quality and quantity and a growing loss of the system's sustainability capacity. Thus, treatment aims to improve the final quality of the effluent. This work presents the effluent polishing treated by an anaerobic sludge mantle reactor (UASB) followed by a high algal rate lagoon (LAT) through dissolved air flotation (FAD). The concentration of coagulant ferric chloride was 40 mg/l and tannin organic coagulant 50 mg/l. The results showed that ferric chloride had a superior performance for total phosphorus removal, reaching values of $74.5 \pm 7.5\%$. On the other hand, tannin presented a higher capacity to remove volatile suspended solids and organic matter (BOD₅) with values of $88.2 \pm 4.3\%$ and 77.8 ± 11.2 , respectively.

Keywords: Removal. Phosphorus. Organic and inorganic coagulant.

Theme Area: Wastewater.

1 Introdução

A maior preocupação, nas décadas de 40 a 60, durante a concepção do projeto e construção de estações de tratamento de esgotos (ETEs), era a garantia de eficiência na remoção de compostos orgânicos biodegradáveis e sólidos em suspensão totais (SSTs),

especialmente nos Estados Unidos da América e na Europa. Dessa forma, os principais parâmetros considerados em projeto eram a demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅) e SSTs (MARGUTI; FERREIRA FILHO; PIVELI, 2008).

Contudo, além desses parâmetros, o fósforo também começou a ser foco de estudos de tratabilidade de efluentes. O fósforo (P) é um nutriente importante para os seres vivos, destacando-se por ser constituinte estrutural das células tanto animais como vegetais. Esse composto pode ser distribuído no meio ambiente por ação antrópica, através da emissão de efluentes industriais e domésticos, bem como pelo uso de fertilizantes aplicados em atividades agrícolas (DRINKWATER; SNAPP, 2007).

A presença em excesso de fósforo em águas tende a aumentar a produtividade biológica, podendo desencadear o fenômeno denominado *eutrofização*. Nessa condição, pode ocorrer uma drástica redução da disponibilidade hídrica, com diminuição da sua qualidade e quantidade, e a crescente perda da capacidade de sustentabilidade do sistema. Conseqüentemente, alguns usos da água podem ficar comprometidos (QUEVEDO; PAGANINI, 2018).

A remoção de fósforo em ETEs pode ocorrer por processos biológicos ou por processos físico-químicos mediante o uso de sais de alumínio ou ferro (MARGUTI; FERREIRA FILHO; PIVELI, 2008). Em quase todos os processos, o fósforo removido é convertido em uma fração sólida, cuja pureza em teor de P depende do processo utilizado e também da composição do efluente que é tratado (ANTES; BORTOLO; KUNZ, 2019).

De modo geral, a grande vantagem da adoção de processos físico-químicos de remoção de fósforo em ETEs, em relação aos processos biológicos, é a sua flexibilidade, podendo ser facilmente adaptados em unidades já existentes ou em projetos de sistemas de tratamento a serem implantados. Os processos biológicos, por sua vez, tendem a apresentar uma maior complexidade operacional por serem altamente dependentes do comportamento da biomassa ativa, das condições ambientais previstas no tanque de aeração e das características do substrato afluente. Portanto, a utilização de processos físico-químicos de remoção de fósforo tem sido vista como alternativa tecnológica, podendo esse ser empregado de forma isolada ou em conjunto com os processos biológicos (MARGUTI; FERREIRA FILHO; PIVELI, 2008).

Os sais de alumínio e ferro utilizados são agentes inorgânicos não biodegradáveis que acrescentam elementos químicos à água ou ao lodo final gerado. Como principal dificuldade do processo destaca-se o lodo inorgânico gerado, de difícil manuseio por parte das empresas em função de seu volume e elevado teor de umidade (VAZ *et al.*, 2010). Já o uso de coagulantes orgânicos naturais, de origem essencialmente vegetal, pode ser uma alternativa para controlar o incremento de elementos químicos, pois não incorporam sais à água (ARNSEN *et al.*, 2017).

Sendo assim, o objetivo deste trabalho é avaliar a remoção de sólidos suspensos e de fósforo de efluente doméstico tratado, através do uso de coagulante orgânico e inorgânico em sistema de FAD.

2 Metodologia

Os experimentos foram realizados em estação experimental, em escala piloto, localizada nas instalações de ETEs na cidade de Porto Alegre – RS. O sistema de tratamento do efluente doméstico consistiu em um reator anaeróbio de manto de lodo (Uasb) alimentado com esgoto bruto (previamente gradeado e desarenado), seguido por uma Lagoa de Alta Taxa (LAT). Como polimento final do efluente e remoção de microalgas presentes na LAT, utilizou-se o sistema de FAD, com etapa prévia de coagulação e floculação.

O sistema piloto de coagulação/floculação empregou unidade de mistura rápida para dispersão do coagulante seguido de câmara de floculação mecanizada conforme as características apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1 – Parâmetros de caracterização do sistema de coagulação/floculação

Parâmetro	Mistura Rápida	Mistura Lenta		
		Câmara 1	Câmara 2	Câmara 3
Volume (m ³)	0,0033	0,149	0,234	0,466
TDH (s)	7	316	496	987
Gradiente (s ⁻¹)	2000	75	50	25
N. de agitadores	-	3	2	1

Fonte: Os autores.

O flotador foi construído em chapas de acrílico constituído de três câmaras: (1) câmara de ascensão de 0,55m x 0,1m x 1,80m (largura x comprimento x altura); (2) câmara de separação sólido-líquido de 0,55m x 0,70m x 1,85m, e a (3) câmara de recepção dos sólidos de 0,55m x 0,30m x 0,20m, totalizando um volume útil de 1,12m³ (0,55m x 1,10m x 1,85m). O sistema foi alimentado com vazão de 1,7m³/h, resultando em tempo de detenção hidráulico (TDH) de 40 min. O vaso de pressão para saturação de ar na água foi executado com diâmetro interno de 97,8mm e altura de 1,45m, sendo parcialmente preenchido com *pall rings* de 25mm (55%) e operado com pressão de 3atm.

A pressurização foi realizada a partir do compressor de ar elétrico de 50 L de volume e potência de 2 cv.

Os coagulantes utilizados foram o cloreto férrico (inorgânico) e tanino (orgânico). Para determinar a dosagem ideal a ser utilizada no FAD, foram realizados teste de jarros, sendo testadas as concentrações de coagulantes de 20m-60mg/L de cloreto férrico e de 5mg-50mg/L paratanino. Os testes de jarros preliminares foram realizados para avaliar o efeito do pH, gradiente de velocidade, tempo de mistura da floculação e dosagem dos produtos. O parâmetro de avaliação de eficiência nos testes de jarros foi a turbidez. O tempo de coagulação foi mantido em 1min, de floculação na faixa de 20min a 40min e sedimentação em 30min.

Os valores ótimos encontrados nos testes de jarros foram para o cloreto férrico a concentração de 40mg/L e para o tanino a concentração de 50mg/L. No sistema de FAD, foram realizados 12 testes: seis para cloreto férrico e seis para o tanino.

A determinação da concentração de fósforo total (Pt), demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅) e SSVs foi realizada no afluente e efluente do FAD, baseando-se no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2003).

3 Resultados e discussão

A técnica de FAD foi empregada para adensamento e remoção das microalgas presentes na LAT, mas também visando à remoção de poluentes ainda presentes, como fósforo, SSVs e DBO₅. Essa etapa foi precedida por sistema de coagulação e floculação, responsável pela formação de flocos com tamanho adequado para obtenção de maior eficiência. Assim, é possível a obtenção de efluente clarificado e com menor concentração de poluentes (SHOW; LEE, 2014; TCHOBANOGLOUS *et al.*, 2015).

As Tabelas 2 e 3 apresentam os valores obtidos na remoção dos referidos poluentes utilizando-se cloreto férrico e tanino, respectivamente.

Tabela 2 – Parâmetros avaliados e eficiência de remoção após FAD utilizando cloreto férrico (40mg/L)

Parâmetro*	Efluente UASB+LAT	Efluente FAD	Remoção FAD (%)
SSV (mg/L)	116,1±19,7	38,5±14,5	66,8±11,0
DBO ₅ (mg/L)	88,0±16,3	26,0±3,6	70,5±10,5
Pt (mg/L)	1,92±0,4	0,5±0,2	74,5±7,5

Fonte: Os autores.

Tabela 3 – Parâmetros avaliados e eficiência de remoção após FAD utilizando tanino (50mg/L)

Parâmetro	Efluente UASB+LAT	Efluente FAD	Remoção FAD (%)
SSV (mg/L)	116,8±15,2	13,8±4,2	88,2±4,3
DBO ₅ (mg/L)	81±15,3	18±2,8	77,8±11,2
Pt (mg/L)	1,97±0,3	1,46±0,2	25,9±2,1

Fonte: Os autores.

A partir dos dados obtidos, observa-se que o cloreto férrico apresentou melhor resultado para remoção de fósforo total, com eficiência de 74,5±7,5%. Já o tanino apresentou remoção de 29,5±2,1% para este parâmetro. Para a DBO₅ e SSV, o tanino apresentou melhores resultados de eficiência de remoção, com valores de 77,8±11,2% e 88,2±4,3 respectivamente. Para o cloreto férrico, os valores foram de 70,5±10,5 e 66,8±11,0.

Ribeiro, Simioni e Pitol-Filho (2015) avaliaram o uso de tanino como coagulante natural para remoção de nutrientes e matéria orgânica em ETE. Os autores utilizaram as doses de 0 (controle), 40, 80 e 160mg/L de tanino na entrada de reator de lodos ativados tipo batelada sequencial. Para remoção de fósforo foram encontradas eficiências de remoção de 29% sem tanino; 16,4% utilizando-se com 40mg/L; 2,9%, com 80mg/L e 7,2%, com 160mg/L. Já para matéria orgânica, medida na forma de demanda química de oxigênio (DQO), observa-se que houve 51,9% de remoção sem tanino; 66,1% de remoção com 40mg/L; 39,3% com 80mg/L e 69,2%, com 160mg/L. Os autores ainda ressaltam que se verificou uma diferença de 3,1% entre as dosagens de 40 e 160mg/L, e, por isso, foi escolhida a dosagem de 40mg/L como ótima, pois não se justificaria quadruplicar a dosagem para pouco ganho em eficiência.

Já Hoss (2016) avaliou a remoção de cianobactérias e poluentes de efluente tratado utilizando coagulante tanino em diferentes concentrações (50; 300 e 550mg/L) e pH (6,0; 7,0; 8,0). De acordo com a autora, a dosagem de 300mg/L e pH 7,0 foram os mais apropriados, o que refletiu nas maiores eficiências de remoção dos parâmetros analisados, atingindo valores de 90% e 94% para DQO e sólidos suspensos (SS), respectivamente. Como justificativa, se relata que polieletrólitos de alto peso molecular são geralmente melhores agentes para a neutralização das cargas elétricas e a alta concentração de biomassa na suspensão também ajuda a coagulação e floculação devido aos encontros frequentes entre células.

Cunha *et al.* (2016) avaliaram o uso de tanino para remoção de fósforo de efluente do decantador secundário de uma ETE por lodos ativados de uma indústria de refrigerante. Variaram-se as dosagens do agente coagulante entre 30 e 90 ppm. Como

resultados, os autores relatam que para a dosagem de 60 ppm no pH igual a 6,0, atingiu-se cerca de 48% de remoção de fósforo, sendo esse o melhor resultado. Contudo, na dosagem de 90 ppm, na mesma faixa de pH apresentou lodo de melhor característica, clarificando mais o efluente e obtendo remoção de cerca de 44% de fósforo total.

Sendo assim, verifica-se que outros trabalhos também encontram resultados satisfatórios para remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos utilizando-se tanino como coagulante natural. Já para fósforo, o que se observa é que a eficiência encontrada é moderada, com valores em torno de 25%, obtidos neste trabalho e de, aproximadamente, 50%, conforme dados da literatura. Contudo, ressalta-se que mais experimentos devem ser realizados, tentando buscar mais resultados, variando-se as condições operacionais para otimizar o processo, como, por exemplo, o pH inicial e as concentrações de produto.

Recomenda-se, conforme já descrito por Cunha *et al.* (2016), que o tanino não seja utilizado em grandes concentrações e, após serem efetuadas as dosagens na operação em ETEs, o efluente passe por uma etapa de filtração para remoção de cor aparente. Em alguns experimentos, o tanino proporciona cor ao efluente final. A biomassa algal gerada no processo de FAD apresenta potencial energético, e pode ser empregada para produção de biodiesel (KARTHIKEYAN, PERIYASAMY; MAHENDRAN, 2021), biogás (KHETKORN, 2017; ROSELETE, 2019); álcool (VAMSI BHARADWAJ, 2020; MAKAREVICIENE, SENDZIKIENE; GAIDE, 2021) e adubo (HUSSAIN, 2021).

4 Conclusão

Os resultados da etapa de separação sólido/líquido indicaram que o coagulante cloreto férrico apresentou melhor desempenho para a remoção de fósforo, atingindo valores de $74,5 \pm 7,5\%$. Já o tanino apresentou maior capacidade de remoção de sólidos suspensos voláteis e matéria orgânica (DBO_5) com valores de $88,2 \pm 4,3\%$ e $77,8 \pm 11,2$, respectivamente.

A adição do processo de FAD ao tratamento do efluente da LAT permite melhoria no efluente final, sendo possível o lançamento adequado nos corpos receptores, a geração de biomassa energética e a recuperação do fósforo a partir da biomassa algal.

Referências

ANTES, F. G.; BORTOLO, M.; KUNZ, A. (2019) Tratamento do digestato: remoção de fósforo. *In*: KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato. **Embrapa Suínos e Aves**, 214 p.

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22th ed., APHA/AWWA/WEF, 2012.

ARNESEN, A. S.; SILVA, B. S.; SILVA, M. A.; PRADO, E. O.; FERNANDES, M. L. R. P. (2017) Aplicação de coagulante orgânico natural para o polimento de efluente secundário de ETE de produção de água de reuso industrial. *In: CONGRESSO ABES FENASAN*, São Paulo – SP.

CUNHA, B. J. C., DUARTE, K. A. C., LOPES, P. C.; MENDONÇA, N. M. Eficiência do tanino para a remoção de fósforo total em efluente de decantador secundário de uma indústria de refrigerante: um estudo de caso em Benevides/PA. *In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*, 17. 2016, Florianópolis – SC. **Anais [...]**. Florianópolis, 2016.

DRINKWATER, L. E.; SNAPP, S. S. Nutrientes in agroecosystems: rethinking the management Paradigm. **Adv. Agron.**, v. 92, p. 163-186, 2007.

HOSS, L. **Análise do uso de coagulante orgânico na separação de cianobactéria do efluente de laticínios**. TCC (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária) – Universidade Federal de Pelotas (UFPel), Pelotas, 2016.

HUSSAIN, F.; SHAH, S. Z.; AHMAD, H.; ABUBSHAIT, S. A.; ABUBSHAIT, H. A.; LAREF, A.; IQBAL, M. (2021). Microalgae an ecofriendly and sustainable wastewater treatment option: Biomass application in biofuel and bio-fertilizer production. A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 137, p. 110-603.

KARTHIKEYAN, S.; PERIYASAMY, M.; MAHENDRAN, G. (2021) Impact on combustion of biodiesel mixtures of heavy alcohol and microalgae in diesel engines. **Materials Today: Proceedings**, n. xxxx, p. 10-13.

MAKAREVICIENE, V.; SENDZIKIENE, E.; GAIDE, I.). Application of heterogeneous catalysis to biodiesel synthesis using microalgae oil. **Frontiers of Environmental Science and Engineering**, v. 15, n. 5. 2021.

MARGUTI, A. L.; FERREIRA FILHO, S. S.; PIVELI, R. P. (Otimização de processos físico-químicos na remoção de fósforo de esgotos sanitários por processos de precipitação química com cloreto férrico. **Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro**, v. 13, n. 4, p. 395-404. 2008).

QUEVEDO, C. M. G.; PAGANINI, W. S. *A disponibilização de fósforo nas águas pelo uso de detergentes em pó*: aspectos ambientais e de Saúde Pública. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 23, p. 3.891-3.902, 2018.

RIBEIRO, M. R. P.; SIMIONI, D.; PITOL-FILHO, L. *Uso de tanino para remoção de nutrientes do esgoto sanitário da estação de tratamento de efluentes Nereu Ramos em Jaraguá do Sul – SC*. **Revista E-Tech: Tecnologias para Competitividade Industrial**, v. 8, n. 1, p. 161-177, 2015.

SHOW, K.-Y.; LEE, D.-J. Algal Biomass Harvesting. **Biofuels from Algae**. [s.l.] Elsevier, 2014. p. 85-110.

VAMSI BHARADWAJ, S.; RAM, S.; PANCH, I.; MISHRA, S. Recent trends in strain improvement for production of biofuels from microalgae. *In: Microalgae cultivation for biofuels production*. Academic Press, p. 211-225, 2020.

TCHOBANOGLIOUS, G. *et al. Tratamento de efluentes e recuperação de recursos*. 5. ed. [s.l.: s.n.].

VAZ, L. G. D. L.; KLEN, M. R. F.; VEIT, M. T.; SILVA, E. A. D.; BARBIERO, T. A.; BERGAMASCO, R. Avaliação da eficiência de diferentes agentes coagulantes na remoção de cor e turbidez em efluente de galvanoplastia. **Eclética Química**, v. 35, n. 4, p. 45-54, 2010.

Avaliação da toxicidade de água clarificada de lodo de Estação de Tratamento de Água utilizando *Lactuca sativa*

Keila Fernanda Hedlund Ferrari¹, Manoel Maraschin², Renata Segatto Pigatto³, Nátalie de Paula⁴, Elvis Carissimi⁵

¹Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) (keilahedlund@gmail.com)

²Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) (maraschinmanoel@gmail.com)

³Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) (renata.pigatto@hotmail.com)

⁴Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) (eng.nataliedepaula@gmail.com)

⁵Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) (ecarissimi@gmail.com)

Resumo: Nas estações de tratamento de água no Brasil ocorre a predominância do tratamento convencional pelas Estações de Tratamento de Água (ETAs). As ETAs acarretam a geração de uma quantidade elevada de lodo, como subproduto do processo, o qual tem origem no processo de coagulação/floculação. Mas o lodo também é composto por substâncias orgânicas e inorgânicas (nos estados sólido, líquido e gasoso), apresentando constituintes como: silte; argila; areia; metais; bactérias; partículas húmicas; soluções dissolvidas e produtos químicos aplicados no tratamento da água. Assim, para avaliar a toxicidade da água clarificada do lodo, foram realizados bioensaios com sementes de alface (*Lactuca sativa*). A água clarificada de lodo da ETA resultou em um possível potencial tóxico, pois dos índices avaliados (porcentagem, sementes germinadas e comprimento das raízes) todos apresentaram valores menores em comparação com o branco.

Palavras-chave: Lodo. Semente de alface. Toxicidade.

Área Temática: Águas Residuárias.

Evaluation of clarified water toxicity of Water Treatment Plant Sludge using *Lactuca sativa*

Abstract: In Brazilian water treatment plants, there is a predominance of conventional treatment by Water Treatment Plant (WTP). WTPs result in the generation of a high amount of sludge as a byproduct of the process, which originates from the coagulation/flocculation process. But the sludge is also composed of organic and inorganic substances (solid, liquid and gaseous state), with constituents such as: silt; clay; sand; metals; bacteria; humic particles; dissolved solutions and chemicals applied in water treatment. Thus, to evaluate the toxicity of clarified sludge water, bioassays with lettuce seeds (*Lactuca sativa*) were performed. The clarified water from ETA sludge resulted in a potential toxic potential, since the evaluated indexes (percentage and germinated seeds and root length) all presented lower values compared to white.

Keywords: Sludge. Lettuce seed. Toxicity.

Theme Area: Wastewater.

1 Introdução

Nas estações de tratamento de água no Brasil ocorre a predominância do tratamento convencional (DI BERNARDO; DANTAS, 2005; ACHON; BARROSO; CORDEIRO, 2013), composto pelos processos de coagulação; floculação; decantação;

filtração; e desinfecção, podendo existir algumas variações entre as estações, como a substituição da etapa de sedimentação pela flotação, ou pelo tipo de filtração utilizado.

No tratamento, a coagulação e a floculação desempenham um papel-chave para remover a maior parte das impurezas da água bruta (KEELEY; JARVIS; JUDD, 2014). Para remover as impurezas, são utilizados coagulantes, que propiciam a desestabilização das cargas elétricas das partículas (AWWA, 1987; CENTURIONE FILHO; DI BERNARDO, 2000; KEELEY, JARVIS; JUDD, 2014; AHMAD; AHMAD; ALAM, 2016), permitindo a formação de agregados com densidade superior ao da água, os quais serão removidos nas etapas subsequentes, representadas pelas unidades de decantação (ou flotação) e filtração.

A coagulação ocorre pela adição de produtos químicos, como sais de alumínio e ferro, ou polímeros orgânicos (RICHTER, 2009; HOWE *et al.*, 2012). Entre os coagulantes, há o predomínio da utilização de sulfato de alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$), cloreto férrico (FeCl_3) e sulfato férrico ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$) (SALES; SOUZA, 2009; CHERIFI *et al.*, 2011; HEGAZY; FOUAD; HASSANAIN, 2012; HOWE *et al.*, 2012), por apresentarem, principalmente, baixo custo, fácil transporte e grande disponibilidade.

Mas as ETAs também produzem resíduos resultantes do processo de potabilização, o que acarreta a geração de uma quantidade elevada de lodo, como subproduto do processo, a qual tem origem no processo de coagulação/floculação, e é retida nas unidades de decantação (flotação) e filtração.

Os lodos de ETAs são bastante diluídos, formados, basicamente, de água e sólidos em suspensão, os quais são de difícil desidratação. Todas as ETAs apresentam resíduos com características próprias, que não devem ser generalizadas. Por isso, estudos em escala de bancada podem trazer informações relevantes para decisões em escala real (FERREIRA FILHO, 1997; SABOGAL-PAZ; DI BERNARDO; DANTAS, 2005; DI BERNARDO, DANTAS; VOLTAN, 2011; MATTOS; GIRARD, 2013; METCALF; EDDY, 2016).

Os lodos de ETAs são bastante diluídos, formados, basicamente, de água e sólidos em suspensão.

Mas o lodo também é composto por substâncias orgânicas e inorgânicas (em estado sólido, líquido e gasoso), apresentando constituintes como: silte; argila; areia; metais; bactérias; partículas húmicas; soluções dissolvidas e produtos químicos aplicados no tratamento da água (AWWA, 1987; RICHTER 2001; FONTANA, 2004; BABATUNDE; ZHAO, 2007; MIROSLAV, 2008; MUISA, HOKO; CHIFAMBA, 2011). Sua composição mineralógica é similar à de argilas (LIA; LIU, 2004; ZHAO, DOHERTY; DOYLE, 2011) e apresenta altos índices de material não biodegradável.

Os resíduos de ETAs podem apresentar constituintes tóxicos, como metais empregados na coagulação e floculação da água. Assim, o objetivo deste trabalho é

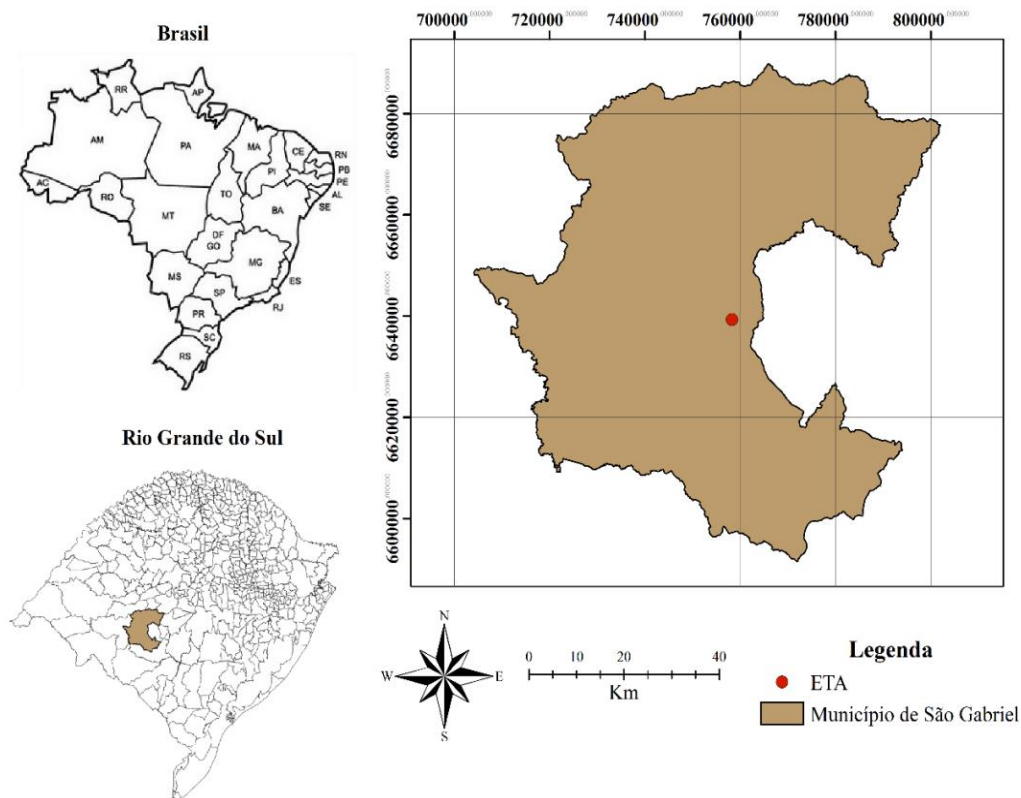
avaliar a qualidade da água clarificada do lodo de uma ETA, para se avaliar a toxicidade da água clarificada analisando a presença ou não de compostos possivelmente tóxicos.

2 Metodologia

2.1 Localização da ETA e coleta do lodo

O lodo utilizado nos ensaios de ozonização foi coletado no tanque de equalização da Estação de Tratamento de Água de São Gabriel – RS, após a higienização dos decantadores. A ETA atende, aproximadamente, a 60 mil habitantes, representando, 97% da população urbana da cidade. A localização da área da ETA de São Gabriel pode ser visualizada na Figura 1.

Figura 1 – Localização da estação de tratamento de água de São Gabriel – RS



Fonte: Os autores.

2.2 Design experimental

Para avaliar a água clarificada, foram realizados ensaios de adensamento por gravidade. O adensamento foi realizado em proveta graduada de 250mL, e o período de sedimentação foi fixado em 30min. Para a avaliação da água clarificada, foram

coletadas alíquotas entre 5 e 10 cm da borda superior. A realização de um ensaio de adensamento em escala de bancada é mostrada na Figura 2.

2.3 Bioensaios de toxicidade

O teste de toxicidade detecta e avalia a capacidade de um agente em produzir efeitos deletérios em organismos. Assim, para avaliar a toxicidade da água clarificada, foram realizados bioensaios com sementes de alface (*Lactuca sativa*). Os procedimentos aplicados para os bioensaios foram baseados nas recomendações da ASTM E 1963-02 (2003) e da OPPTS 850.4200 *Ecological Effects Test Guideline* (USEPA, 1996) com adaptações.

Os testes de germinação foram realizados com a água clarificada resultante do adensamento com o lodo da ETA. Para o monitoramento do experimento também foi realizado o ensaio apenas com água destilada (branco). Para todas as repetições dos tratamentos os testes de germinação foram realizados em triplicata.

Os testes de germinação foram realizados em placas de Petri de 100mm, onde foram colocadas duas camadas de papel filtro. Para evitar o crescimento fúngico, as sementes foram imersas em solução de hipoclorito de sódio a 0,1% por 10min, em seguida, as sementes foram lavadas diversas vezes. Em cada placa, foram alocadas 20 sementes não danificadas e de tamanho uniforme. O papel filtro foi saturado com 5mL da referida amostra, posteriormente as placas foram embaladas com plástico filme e papel pardo. As placas foram incubadas a $24 \pm 1^\circ\text{C}$ por 120 horas (5 dias).

Posteriormente ao período de incubação, foi realizada a leitura dos resultados, quando se contou o número de sementes que germinaram (com raiz maior que 1mm) em cada placa e determinado o comprimento de cada uma das plântulas. Assim, os parâmetros avaliados foram: número de sementes que germinaram; comprimento médio das raízes; e porcentagem de sementes que germinaram.

Figura 2 – Adensamento de lodo de ETA com diferentes dosagens de ozônio e períodos de sedimentação

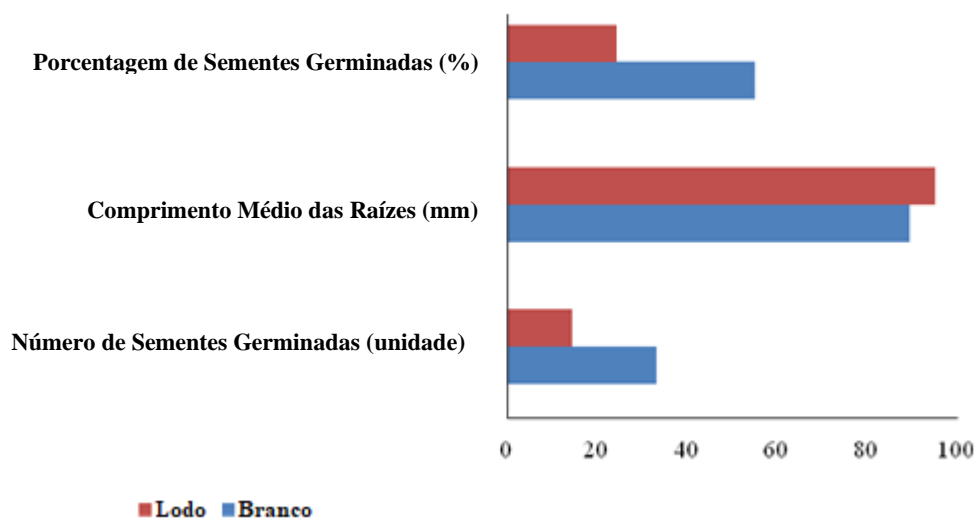


Fonte: Os autores.

3 Resultados

Os testes de toxicidade são métodos utilizados na detecção e avaliação da capacidade de um agente de produzir efeitos deletérios nos organismos vivos. O Gráfico 1 mostra os resultados do teste de toxicidade da água clarificada do lodo da ETA utilizando *Lactuca sativa*.

Gráfico 1 – Resultado dos testes de toxicidade com as sementes de alface



Fonte: Os autores.

Pode-se observar que para todos os índices determinados (porcentagem e sementes germinadas e comprimento das raízes) a água clarificada do lodo resultou em menores índices, demonstrando a possível toxicidade desse resíduo. Os problemas de toxicidade em uma planta surgem quando certos constituintes (íons tóxicos) são absorvidos e acumulados em seus tecidos em concentrações suficientemente altas para provocar danos e reduzir seus rendimentos. As principais vantagens do teste de germinação são seu baixo custo e simplicidade, o que contribuiu para que sejam muito utilizados em bioensaios de toxicidade, o que foi comprovado nos testes realizados.

4 Conclusão

Como conclusão do presente estudo, avalia-se que a água clarificada de lodo de ETA apresentou um possível potencial tóxico, pois dos índices avaliados todos apresentaram valores menores em comparação com os ensaios em que apenas se utilizou água destilada. Mas se deve destacar que mais estudos devem ser realizados para comprovar a possível toxicidade desse resíduo.

Referências

ANDRADE, V. T. **Avaliação da toxicidade de água produzida e tratada por processo evaporativo com a finalidade de reúso em solo.** 2009. 144 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

ACHON, C. L.; BARROSO, M. M.; CORDEIRO, J. S. Resíduos de estações de tratamento de água e a ISO 24512: desafio do saneamento brasileiro. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 2, p. 115-122, 2013.

AHMAD, T.; AHMAD, K.; ALAM, M. Characterization of water treatment plant's sludge and its safe disposal options. **Procedia Environmental Sciences**, v. 35, p. 950-955, 2016.

BABATUNDE, A.O.; ZHAO, Y. Q. Constructive approaches toward water treatment works sludge management: an international review of beneficial re-uses. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 37, n. 2, p. 129-164, 2007.

CENTURIONE FILHO, P. L.; DI BERNARDO, L. Ozonização, coagulação, floculação, flotação e filtração para remoção de algas. **Anais [...] In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL.** Porto Alegre: AIDIS/ABES, 2000.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. DI B. **Métodos e técnicas de tratamento de água.** São Paulo: Rima, 2005. vs. 1 e 2.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. DI B.; VOLTAN, P. E. N. **Tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água.** São Carlos: LDiBe, 2011. 454 p.

FERREIRA FILHO, S.S. Pré-condicionamento de lodos de estações de tratamento de água visando o seu adensamento por gravidade. *In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*, 19., 1997, Foz do Iguaçu. **Anais [...]**. Foz do Iguaçu, 1997.

FONTANA, A. O. **Sistema de leito de drenagem e sedimentador como solução para redução de volume de lodo de decantadores e reuso de água de lavagem de filtros**: estudo de caso ETA Cardoso. 2004. 161 f. Dissertação (Mestre em Engenharia Urbana) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2004.

HEGAZY, B. EL-D. E.; FOUAD, H. A.; HASSANAIN, A. M. Brick manufacturing from water treatment sludge and rice husk ash. **Australian Journal of Basic and Applied Sciences**, v. 6, n. 3, p. 453-461, 2012.

HOWE, K. J.; HAND, D. W.; CRITTENDEN, J. C.; TRUSSELL, R. R.; TCHOBANOGLOUS, G. **Principles of Water Treatment**. New Jersey: John Wiley & Sons, 2012. 672 p.

KEELEY, J.; JARVIS P.; JUDD, S. J. Coagulant Recovery from Water Treatment Residuals: A Review of Applicable Technologies. **Environmental Science and Technology**, v. 44, n. 24, p. 2.675-2.719, 2014.

KYNCL, M. Opportunities for water treatment sludge re-use. **GeoScience Engineering**, v. 54, n. 1, p. 11-22, 2008.

LIA, J. Y.; LIU, J. C. Co-conditioning and Dewatering of Alum Sludge and Waste Activated Sludge. **Water Science and Technology**, v. 50, n. 9, p. 41-48, 2004.

MATTOS, M. R. U.; GIRARD, L. Caracterização físico-química e ensaios de adensamento em coluna do lodo produzido em uma Estação de Tratamento de Água de grande porte. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n. 28, p. 34-43, 2013.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016. 1980 p.

MIROSLAV, K. Opportunities for water treatment sludge reuse. **Geoscience Engineering**, v. 54, p. 11-22, 2008.

MUISA, N.; HOKO, Z.; CHIFAMBA, P. Impacts of alum residues from Morton Jaffray Water Works on water quality and fish, Harare, Zimbabwe. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 36, p. 853-864, 2011.

RICHTER, C. A. **Água métodos e tecnologia de tratamento**. São Paulo: Edgard Blücher, 2009. 340 p.

SABOGAL-PAZ, L. P.; DI BERNARDO, L. Aspectos conceituais relativos à seleção das tecnologias de tratamento e de disposição dos resíduos gerados nas estações de tratamento de água. **Anais [...]** *In: XXIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Campo Grande, 2005.

SALES, A.; SOUZA, F. R. de Concretes and mortars recycled with water treatment sludge and construction and demolition rubble. **Construction and Building Materials**, v. 23, p. 2.362-2.370, 2009.

ZHAO, Y. Q. Settling behaviour of polymer flocculated water-treatment sludge I: analyses of settling curves. **Separation and Purification Technology**, v. 35, p. 71-80, 2004.

Potencial toxicológico de metais pesados em resíduos líquidos oriundos de coloração capilar

Felipe Metz Corteze¹, Giordano Bruno Boff², Pedro Henrique Paesi Dutra³,
Tatiana Bisoto⁴, Vania Elisabete Schneider⁵, Luísa Benetti Miorin de
Abreu⁶, Bianca Breda⁷

^{1, 2, 3, 4} CETEC/ Universidade de Caxias do Sul – UCS

^{5, 6, 7} Instituto de Saneamento Ambiental – ISAM/ Universidade de Caxias do Sul – UCS
(veschnei@ucs.br; lbmabreu@ucs.br; bbreda@ucs.br)

Resumo: Os salões de beleza estão em expansão e, a cada dia, mais pessoas os buscam para melhorar sua imagem individual, principalmente, através de pinturas capilares. A alta concentração de elementos tóxicos presentes nesses produtos químicos utilizados, descartados em grande quantidade no meio ambiente, especialmente nos corpos hídricos, estão desencadeando efeitos negativos tanto à biota quanto ao organismo humano. O objetivo deste estudo é avaliar o potencial toxicológico de metais pesados oriundos de efluentes líquidos dos processos de pinturas capilares através do método de absorção atômica por chama, bem como analisar os potenciais impactos desses nos ecossistemas. Foram coletados efluentes de cinco tipos de tintura (louro claro, preto, vermelho, castanho e platinado) dos quais foram analisadas as concentrações dos metais: chumbo, cobre, cromo, níquel, prata e zinco. Avaliou-se que as concentrações de metais pesados não apresentam diferenças significativas entre os tons e se apresentam em baixa concentração. Nesse contexto, não representariam toxicidade para os ecossistemas aquáticos uma vez que respeitam os limites previstos em legislação para o seu descarte sem tratamento prévio. O condicional agravante está no potencial de bioacumulação e biomagnificação desses elementos nos ecossistemas, os quais, associados a outras fontes poluidoras, potencializam o grau de poluição ao meio ambiente. Esse fato aponta a necessidade de aprofundamento dos estudos nessa área, além de um maior controle sobre essa emissão de resíduos líquidos, o licenciamento e a fiscalização dessas atividades.

Palavras-chave: Salão de beleza. Efluentes líquidos. Metais pesados.

Área Temática: Águas Residuárias.

Toxicological potential of heavy metals in capillary liquid waste

Abstract: Beauty salons are expanding and, every day, more people look for them to improve their individual image, mainly through hair painting. The high concentration of toxic elements present in these chemical products used, discarded in large quantities in the environment, especially in water bodies, are triggering negative effects on both the biota and the human body. The aim of this study was to evaluate the toxicological potential of heavy metals from liquid effluents from hair dye processes through the flame atomic absorption method, as well as to analyze their potential impacts on ecosystems. Effluents of five types of dyes were collected (light blonde, black, red, brown and platinum) from which the concentrations of lead, copper, chromium, nickel, silver and zinc were analyzed. It was evaluated that the concentrations of heavy metals do not show significant differences between color tones and are in low concentration. In this context, they would not represent toxicity to aquatic ecosystems since they respect the limits provided for in legislation for their disposal without prior treatment. The aggravating condition is the potential for bioaccumulation and biomagnification of these elements in ecosystems, which, associated with other polluting sources, enhance the degree of pollution to the environment. This fact points to the need for further studies in this area, in addition to greater control over these liquid waste emissions, licensing and inspection of these activities.

Keywords: Beauty salon. Liquid effluents. Heavy metals.

Theme Area: Wastewater.

1 Introdução

No Brasil, a crise econômica mundial de 1929, aliada aos efeitos da Segunda Guerra, deu início a uma grande valorização do mercado interno, iniciando, a partir de 1930, um ciclo de grande crescimento industrial. Esse fato, somado ao processo de urbanização das cidades e a proliferação dos meios de comunicação em massa, mudou drasticamente os hábitos de consumo da sociedade (CAMELO, 2015). A atual sociedade contemporânea permanece neste perfil de consumo desenfreado e em busca de melhores padrões de qualidade de vida, pressionando, assim, os setores produtivos e extrativistas a acelerarem, cada vez mais, suas atividades.

Essa cultura de consumo é intrínseca ao Brasil, destacando-se como o quarto país que mais consome produtos de higiene pessoal, perfumaria e cosméticos, ficando atrás apenas dos Estados Unidos, da China e do Japão. Segundo a Associação Brasileira da Indústria de Higiene Pessoal, Perfumaria e Cosméticos (ABIHPEC, 2019), a indústria de higiene pessoal, perfumaria e cosméticos obteve alta de 1,5% entre janeiro e julho de 2019, em comparação com o resultado registrado no mesmo período do ano de 2018. Dentre esses produtos, os de beleza são os que mais se destacam, sendo necessária uma maior atenção no que concerne a seus possíveis efeitos tóxicos aos consumidores (MACHADO *et al.*, 2017).

É importante ressaltar que os salões de beleza estão em expansão, e, a cada dia, mais pessoas os buscam para melhorar sua imagem individual. Produtos como tinturas capilares, que resultam em mudanças externas e estão diretamente ligados à autoestima, são cada vez mais consumidos. Porém, essas tinturas são compostas de variados produtos químicos e metais potencialmente tóxicos considerando-se de extrema importância que os limites de lançamento permitidos sejam apresentados aos consumidores segundo lei vigente (RIBEIRO *et al.*, 2017).

A alta presença de elementos-traços presentes nos produtos químicos, descartados em grande quantidade no meio ambiente, especialmente nos corpos hídricos, está desencadeando efeitos negativos tanto à biota quanto ao organismo humano (SAMPAIO, 2007). A legislação que regulamenta o descarte de resíduos líquidos e estabelece os limites de determinados metais tóxicos no meio ambiente é a Resolução Consema n. 355/2017. Dentre os compostos dispostos na Resolução, estão os metais pesados que se caracterizam por possuir densidade superior a 5 g.cm^{-3} .

Alguns metais pesados exercem papel importante no que diz respeito a processos fisiológicos como fotossíntese, cadeia respiratória e fixação de nitrogênio. No entanto, existem alguns compostos inorgânicos que alteram a integridade dos corpos hídricos onde são lançados (ARCHELA, 2003). Esses metais se destacam por apresentar características que lhes confere o potencial de toxicidade e, dentre eles, estão: chumbo, cobre, cromo, níquel, prata e zinco, os quais podem ser encontrados facilmente em cosméticos, mais especificamente, em tinturas capilares, apresentando relevância para a gestão ambiental

de resíduos, visto que podem apresentar toxicidade a determinados organismos se presentes em níveis acima do permitido pela legislação (MALDONADO, 2009).

A bioacumulação é o processo pelo qual os organismos absorvem e retêm substâncias químicas em seu organismo. Esse processo gera grandes preocupações no que diz respeito à absorção e retenção de metais pesados pela flora e fauna aquáticas, pois, pela cadeia alimentar, podem atingir também o organismo humano, resultando em efeitos subletais e letais, devido às disfunções metabólicas que podem provocar (SOUZA, 2018). Um exemplo desses efeitos, considerando certo nível de toxicidade, é a deposição de cádmio e chumbo no corpo humano, os quais podem resultar em degradação renal, hipertensão e lesões ósseas (DAŞBAŞI, 2018).

Segundo estudos recentes, as técnicas para avaliação de bioacumulação de metais em tecidos vegetais, animais e no ambiente variam desde a utilização de musgos como bioindicadores (SOUZA, 2017), uso de micro-organismos para biorremediação de ambientes impactados (PEREIRA *et al.*, 2012), até a quantificação de metais por espectrometria de absorção atômica com atomização em forno de grafite e em chama (MAFRA *et al.*, 2019). A espectrometria de absorção atômica é uma das técnicas mais usadas para fins analíticos, e é amplamente utilizada em laboratórios de pesquisa, desde setores alimentícios a ambientais. (FERREIRA *et al.*, 2018).

Essa técnica tem grande importância no desenvolvimento da química, pois, a partir dela, foram descobertos dois novos elementos químicos: o cézio e o rubídio. A espectrometria de absorção atômica se comparada com outras técnicas, apresenta vantagens como: menor custo do equipamento, menor custo operacional, facilidade na operação e reduzido número de linhas espectrais (o que diminui a possibilidade de interferência por sobreposição de linhas). Seu excelente limite de detecção para a maioria dos elementos e o baixo custo operacional estão diretamente relacionados ao vasto número de artigos publicados que se utilizam dessa técnica. (AMORIM *et al.*, 2008).

Tendo em vista esses aspectos, o objetivo deste estudo é avaliar o potencial toxicológico de metais pesados oriundos de efluentes líquidos dos processos de tinturas capilares através do método de absorção atômica por chama, bem como analisar os impactos nos ecossistemas. aquáticos e terrestres.

2 Material e métodos

2.1. Coleta das amostras

As amostras foram coletadas em um salão de beleza voluntário, na cidade de Caxias do Sul – RS. O efluente gerado após o processo de enxágue capilar de tinturas (respeitando a mesma marca) foi coletado em frascos âmbar de 100mL, contendo 5mL de ácido nítrico – HNO₃ – como preservante. Foram coletados efluentes de cinco tipos de tinturas (Louro Claro – LC; Preto – PT; Vermelho – VM; Castanho – CS; e Platinado – PL).

As amostras coletadas foram acondicionadas em caixas térmicas com gelo e encaminhadas ao Laboratório de Análises e Pesquisas Ambientais da Universidade de Caxias do Sul (Lapam/UCS). Todas as amostras encontravam-se à temperatura ambiente no momento da coleta e foram processadas em até 24h. As análises foram feitas em triplicata.

2.2. Caracterização do perfil de metais pesados das amostras

A concentração de metais foi obtida por espectrometria por absorção atômica de chama, conforme metodologia descrita por *Association of Official Analytical Chemists* (AOAC, 2000), método SMEW 3030-E/3111-B. Foram avaliadas as concentrações de chumbo, cobre, cromo, níquel, prata e zinco.

3 Resultados e discussão

Os resultados foram analisados com base na Resolução Consema n. 355/2017, que dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos em águas superficiais. As concentrações de metais pesados oriundos das tinturas capilares estão representadas na Tabela 1.

Tabela 1 – Médias das concentrações de metais pesados na água de enxágue de tinturas capilares em um estabelecimento comercial de Caxias do Sul – RS

Metal pesado	Ensaio 1 (LC)	Ensaio 2 (PT)	Ensaio 3 (VM)	Ensaio 4 (CS)	Ensaio 5 (PL)	Limite máximo permitido*	LD
Chumbo total (mg.L ⁻¹)	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0,2	0,009
Cobre total (mg.L ⁻¹)	0,056	0,071	0,076	0,086	0,072	0,5	0,014
Cromo total (mg.L ⁻¹)	0,064	0,065	0,106	0,099	0,087	0,5	0,009
Níquel total (mg.L ⁻¹)	0,035	0,021	0,026	0,037	0,03	1,0	0,011
Prata total (mg.L ⁻¹)	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0,1	0,015
Zinco total (mg.L ⁻¹)	0,097	0,229	0,12	0,368	0,866	2,0	0,007

LD: Limite de Detecção.

*Segundo Resolução Consema n. 355/2017.

Fonte: Os autores.

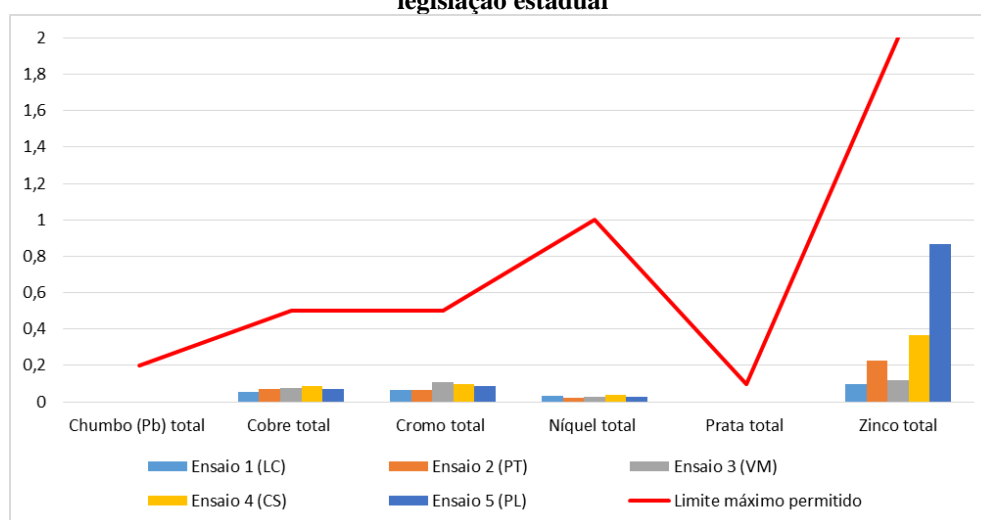
Conforme se observa no Gráfico 1, nenhuma das colorações apresentou concentrações detectáveis de chumbo total e prata total nas amostras analisadas, significando uma presença muito baixa ou nula. Segundo Bowers (2002), o chumbo é uma preocupação ambiental e de saúde devido ao seu potencial de se acumular na cadeia alimentar e se infiltrar em águas subterrâneas, além de possuir a capacidade de se

acumular no solo próximo à superfície. Desse modo, o fato de não ocorrer níveis de chumbo detectáveis, não descarta seus efeitos indesejáveis em longo prazo.

Afere-se que as concentrações, num contexto geral, não apresentam grandes disparidades entre as cores. Contudo, a coloração louro-claro possui a menor presença de metais pesados, enquanto a coloração castanho demonstrou, mesmo que discretamente, uma concentração dos metais cobre, cromo e níquel, superior aos demais.

A comparação com os limites máximos permitidos pela legislação Estadual, Consema n. 355/2017, está apresentada no Gráfico 1.

Gráfico 1 – Concentrações de metais pesados nas amostras em relação ao limite permitido pela legislação estadual



Fonte: Os autores (2019).

As amostras coletadas no salão beleza revelam que nenhuma ultrapassa os limites estabelecidos pela Resolução Estadual citada. Além disso, nota-se que o tipo de coloração praticamente não interfere no grau de contaminação que o efluente pode vir a causar, visto a semelhança entre as concentrações de metais pesados. Dessa forma, pode-se inferir que o efluente que está sendo lançado sem tratamento prévio, no momento, atende aos padrões de lançamento estabelecidos pela legislação. No entanto, deve-se considerar o contingente de atividades e, até mesmo, o uso doméstico dessas tinturas que, associadas elevam a carga dos elementos-traços nos corpos hídricos.

Nesse contexto, deve ser levado em conta, ainda, que os parâmetros foram analisados em uma única fonte emissora e com seus próprios procedimentos e características de público. Se for ponderada a quantidade de salões de beleza no Município de Caxias do Sul, bem como o fluxo de clientes e marcas de tintura, esse

montante pode ser prejudicial para a preservação dos recursos hídricos, afetando o ecossistema e a saúde ambiental como um todo.

Considera-se, ainda, que esses mesmos metais também são lançados por atividades industriais e agrícolas, fazendo com que aumente, substancialmente, a carga aportada aos corpos hídricos diariamente, tendo em vista o número elevado de atividades metal mecânicas e agropecuárias do Município (CORNELLI *et al.*, 2016).

4 Conclusão

Os atuais padrões de estética se traduzem no aumento da procura por salões de beleza e o conseqüente crescimento do consumo por produtos químicos, ditos como condicionantes para atingir essas tendências. Contudo, sob ponto de vista ambiental, ainda são escassas as informações quanto aos riscos no uso desses materiais associados aos impactos no meio ambiente.

Este estudo contribuiu para identificar, em parte, o nível de impacto das águas residuárias dos lavatórios de salões de beleza. Desse modo, analisando os metais pesados presentes nas colorações (tinturas) de cabelo, notou-se que esses apresentam baixa concentração, a qual, individualmente, não representa toxicidade ao ecossistema aquático e respeita os limites previstos em legislação para seu descarte sem tratamento prévio. Ainda, as diferentes tonalidades não demonstraram grande disparidade com relação à concentração de metais pesados.

O condicional agravante do uso desses produtos está no potencial de bioacumulação e biomagnificação dos elementos-traço nos ecossistemas, os quais associados a outras fontes poluidoras, potencializam o grau de poluição dos corpos hídricos e da biota aquática. Os resultados indicam a necessidade de aprofundamento dos estudos nessa área, além de um maior controle sobre essas emissões através do tratamento dos efluentes, licenciamento e fiscalização dessas atividades. Ainda, o incentivo ao uso de materiais e substâncias mais amigáveis ao meio ambiente poderia ser incluído em ações de Educação Ambiental, associando-se a isso, também, o manejo adequado das embalagens dos produtos considerados potencialmente perigosos.

Referências

AMORIM, Fábio Alan Carqueija *et al.* Espectrometria de absorção atômica: o caminho para determinações multi-elementares. **Quím. Nova**, São Paulo, v. 31, n.7, 2008.

ARCHELA, Edison *et al.* Considerações sobre a geração de efluentes líquidos em centros urbanos. **Geografia**, v. 12, n. 1, jan./jun. 2003.

BOWERS, Fred. **Characterizing Beauty Salon Wastewater for the Purpose of Regulating Onsite Disposal Systems**. New Jersey Department of Environmental Protection – Division of Water Quality. August 14, 2002. Disponível em: <https://www.state.nj.us/dep/dwq/pdf/salonreport.pdf>. Acesso em: 28 out. 2019.

CAMELO, Murilo Martins. Sociedade de consumo e produção industrial em massa: influências na sustentabilidade ambiental. **Revista de Direito da Faculdade Guanambi**, ano 1, n. 1, out. 2015.

CORNELLI, R.; SCHNEIDER, V. E.; BORTOLIN, T. A.; CEMIN, G.; SANTOS, G. M. dos. Análise da Influência do Uso e Ocupação do Solo na Qualidade da Água de Duas Sub-Bacias Hidrográficas do Município de Caxias do Sul. **Scientia Cum Industria (Sci. Cum Ind.)**, v. 4, n. 1, p. 1-14. 2016.

DAŞBAŞI, Teslima *et al.* SPE and determination by FAAS of heavy metals using a new synthesized polymer resin in various water and dried vegetables samples. **JOURNAL OF MACROMOLECULAR SCIENCE, PART A: PURE AND APPLIED CHEMISTRY**, v. 55, n. 3, p. 288-295, 2018.

FERREIRA, Sérgio L. C., *et al.* Atomic absorption spectrometry e a multi element technique. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, v. 100, p. 1-6, 2018.

ABIHPEC, Associação Brasileira de Indústria e Higiene Pessoal, Perfumaria e Cosméticos. **Indústria de higiene pessoal, perfumaria e cosméticos registra crescimento real de 1,5% entre janeiro e julho de 2019**. 2019. Disponível em: <https://abihpec.org.br/comunicado/industria-de-higiene-pessoal-perfumaria-e-cosmeticos-registra-crescimento-real-de-15-entre-janeiro-e-julho-de-2019/>. Acesso em: 23 set. 2019.

MACHADO, Enéias Silva *et al.* **Aspectos toxicológicos relacionados ao uso de cosméticos na conservação, alisamento e tingimento capilar**: uma revisão de literatura. 2017.

MAFRA, Maria Sueli Heberle *et al.* Avaliação de metais potencialmente tóxicos em rios urbanos na cidade de Lages – SC, em região de recarga do aquífero guarani. **Revista Águas Subterrâneas**, 2019.

MALDONADO, Alírio Coromoto Daboin; WENDLING, Beno. Manejo de ecossistemas aquáticos contaminados por metais pesados. **Agropecuária Técnica**, v. 30, n. 1. 2009.

PEREIRA, Aline Ramalho Brandão *et al.* Uso de microrganismos para biorremediação de ambientes impactados. **Revista Monografias Ambientais**. v. 6, p. 995-1.006. 2012.

RIBEIRO, Ariane Caroline *et al.* **Avaliação dos teores de chumbo e amônia em tinturas capilares**. Presidente Prudente, SP: Unioeste, 2017. p. 75-80.

RIO GRANDE DO SUL. **Resolução Consema n. 355, de 13 de julho de 2017**. Dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 13 jul. 2017.

SAMPAIO, Sérgio Arnaud. **Quantificação de metais em águas e sedimentos do reservatório billings por fluorescência de raios x com reflexão total e radiação síncrotron (SR-TXRF)**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2007.

SOUZA, Eliane Ferreira *et al.* Musgos como bioindicadores de metais pesados no ambiente. **Acta Biomedica Brasiliensia**, v. 8, n. 2, dez. 2017.

SOUZA, Ana Kely Rufino *et al.* Poluição do ambiente por metais pesados e utilização de vegetais como bioindicadores. **Acta Biomedica Brasiliensia**, v. 9, n. 3, dez. 2018.

Estimativa de recarga da Bacia Hidrográfica do rio Corrente na área de influência do Sistema Aquífero Urucuia

Hermes Luis Barros Santos ¹, Jorge Luiz Rabelo ²

¹Universidade Federal da Bahia (hermesbarros.eng@gmail.com)

² Universidade Federal do Recôncavo da Bahia (rabelo.jlr@gmail.com)

Resumo: A generosa contribuição do Sistema Aquífero Urucuia permite a perenização dos rios nos períodos de estiagem, potencializando o desenvolvimento de culturas irrigadas e impactando o desenvolvimento econômico, atribuindo à região de estudo uma posição estratégica sob as óticas econômica, social e ambiental. Por essa razão, se faz necessário conhecer o comportamento do fenômeno da recarga média, através de uma perspectiva regional, de modo a auxiliar nos processos de tomadas de decisão para a gestão de recursos hídricos. Para estimar a recarga média, adotou-se o método de separação do escoamento de base através da utilização do filtro numérico de Eckhardt, tendo obtido como resultado uma tendência decrescente para os valores de recarga média em mm/ano, cujo percentual de redução da taxa de recarga média foi de 47,80%, com reduções mais expressivas na sub-bacia do rio Formoso e menos expressivas na sub-bacia do rio Correntina.

Palavras-chave: Estimativa de recarga. Rio Corrente. Sistema Aquífero Urucuia.

Área Temática: Recursos Hídricos.

Estimated recharge of the corrente river basin in the area of influence of the Urucuia Aquifer System

Abstract: The generous contribution of the Urucuia Aquifer System allows the perennialization of rivers during drought periods, enhancing the development of irrigated crops and impacting economic development, giving the study region a strategic position from the economic, social and environmental point of view. For this reason, it is necessary to know the behavior of the average recharge phenomenon, through a regional perspective, in order to help the decision making process for water resources management. To estimate the average recharge, the base flow separation method was adopted by using the Eckhardt numerical filter, having obtained as a result a decreasing trend for the average recharge values in mm / year, where the percentage of reduction of the rate of average recharge was 47.80%, with more significant reductions in the Formoso river sub-basin and less significant in the Correntina river sub-basin.

Keywords: Recharge estimate. Corrente river. Urucuia Aquifer System.

Theme Area: Water Resources.

1 Introdução

A região de estudo deste trabalho, formada pela bacia do rio Corrente, na região do Médio São Francisco, encontra-se em uma posição estratégica sob o ponto de vista agrícola, uma vez que as condições climáticas, pedológicas, topográficas, hidrológicas e hidrogeológicas são compatíveis com o desenvolvimento de culturas irrigadas, proporcionando um alto índice de produtividade de grãos, conforme o (Ministério do Desenvolvimento Agrário (MDA *et al.*, 2010). Devido a essas características, a área de estudo está localizada em zonas de terras aráveis álicas, correspondendo a 33,74% da

área com solo de potencial para irrigação na região Nordeste do País e a 1,50% em escala nacional de acordo com a Agência Nacional de Águas (ANA, 2017).

Grande parte do potencial produtivo da região de estudo se deve à disponibilidade hídrica, com rios perenes e vazões exportáveis para uso consuntivo devido à generosa contribuição do Sistema Aquífero Urucuia (SAU) (ANA, 2017).

Para garantir os múltiplos usos das águas e as boas práticas de gestão de recursos hídricos, é necessário conhecer o comportamento e a interação entre as águas superficiais e subterrâneas de modo a balizar as tomadas de decisão não apenas sob a ótica da conservação do meio ambiente, mas também visando a garantir o atendimento aos diversos interesses sociais e econômicos. Buscando atender à necessidade de conhecer os comportamentos da recarga em determinado ponto ou seu valor médio representativo para uma bacia hidrográfica, são empregados métodos de estimativa de recarga. Porém, é importante citar que existem diversos métodos que podem ser aplicados, todos com suas limitações, vantagens e desvantagens, sendo que cada método deve ser escolhido com base nas características da área estudada, disponibilidade de dados essenciais para sua execução e recursos disponíveis.

Visando a contribuir com dados atualizados, este trabalho tem como objetivo realizar uma estimativa da taxa de recarga adotando o método de separação do escoamento de base por meio da utilização do filtro numérico de Eckhardt (2005), analisando o comportamento temporal da recarga para a bacia de estudo e para seus afluentes de maior contribuição, os rios Formoso, Correntina, Guará e Arrojado inseridos na área de influência do SAU.

2 Área de estudo

A área de estudo está localizada na margem esquerda do rio São Francisco, na região do Médio São Francisco, no oeste do Estado da Bahia, correspondendo à sub-bacia hidrográfica do rio Corrente, delimitada com exutório na estação fluviométrica de código da ANA, 45910001, abrangendo uma área de drenagem de, aproximadamente, 29.482km², contemplando os Municípios de Coribe, São Félix do Coribe, Jaborandi, Cocos, Correntina, São Desidério, Santa Maria da Vitória, Baianópolis, Canápolis, Santana, e Feira da Mata, onde, aproximadamente, 89,64% de sua área (26.428 km²) está inserida no SAU.

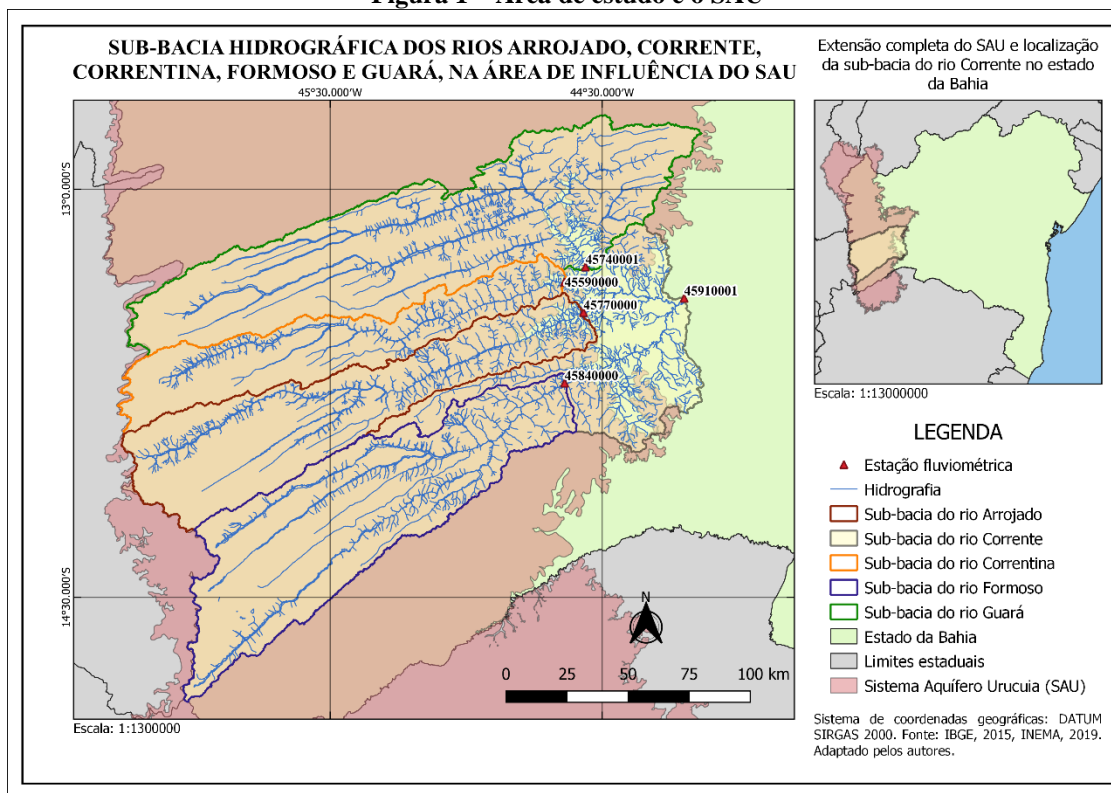
O clima varia entre o seco, o subúmido e semiárido, apresentando períodos bem definidos de cheias, ocorrendo entre os meses de outubro e março e os demais meses marcados por períodos de estiagem. Nessa região, existe a predominância de Latossolos vermelho-amarelos, propícios para o desenvolvimento agrícola devido às suas características físicas, como: profundidade, permeabilidade, drenagem e porosidade,

embora apresentem limitações quanto às suas características químicas necessitando de métodos corretivos e de adubação para contrabalançar a fertilidade natural baixa.

A região também apresenta a predominância de Cambissolos com propriedades químicas propícias para atividade agrícola, pois apresentam fertilidade natural (MDA *et al.*, 2010). Como em qualquer solo e subsolo, a propensão dessas à recarga de aquífero está associada também à sua condutividade hidráulica em seus diversos horizontes, pela concentração de argila, silte, areia e cascalho (FERRAZ *et al.*, 2015).

A Figura 1 apresenta a distribuição da bacia de estudo e suas respectivas sub-bacias na área de influência do SAU, a visão completa da extensão do SAU e a localização da bacia de estudo no Estado da Bahia.

Figura 1 – Área de estudo e o SAU



Fonte: Os autores.

3 Metodologia

A metodologia utilizada neste trabalho trata-se de pesquisa bibliográfica e documental. Inicialmente realizou-se a coleta de informações acerca dos dados de vazão a partir de estações fluviométricas por meio da aplicação *on-line* Hidroweb da ANA, onde, em seguida, esses dados foram tratados utilizando o *software Super Manejo de Dados* para posterior compilação em planilhas dinâmicas utilizando o *software Excel*.

Para a determinação das áreas de drenagem das sub-bacias com referência às estações fluviométricas como pontos de exutório, etapa essencial para o cálculo da estimativa de recarga média, utilizou-se o *software* QGIS. Buscando automatizar o processo de aplicação do filtro numérico de Eckhardt (2005) e o cálculo da estimativa de recarga média foram utilizadas planilhas auxiliares no *software* Excel.

3.1 Seleção das estações fluviométricas

Utilizando a aplicação *on-line* Hidroweb, disponível no portal da ANA, foram selecionadas estações fluviométricas referentes aos afluentes de maior contribuição para o rio Corrente, priorizando aquelas que possuem a maior parte de suas áreas de drenagem inseridas na área de influência do SAU. Dessa forma, a Tabela 1, a seguir, apresenta as respectivas estações fluviométricas selecionadas para execução deste trabalho, assim como suas coordenadas georreferenciadas.

Tabela 1 – Seleção das estações fluviométricas

Estação fluviométrica	Latitude	Longitude	Série histórica
45590000	13° 20' 26.16" S	44° 38' 18.96" W	21/01/1977 – 31/07/2019
45740001	13° 17' 7.08" S	44° 33' 42.12" W	01/01/1977 – 31/07/2019
45770000	13° 27' 10.08" S	44° 34' 8.04" W	01/01/1977 – 22/07/2019
45840000	13° 42' 43.92" S	44° 38' 17.88" W	09/01/1952 – 30/06/2019
45910001	13° 24' 2.16" S	44° 11' 56.04" W	01/01/1977 – 31/07/2019

Fonte: ANA (2019). Adaptada pelos autores.

3.2 Separação do escoamento de base utilizando o filtro numérico de Eckhardt

O filtro numérico de Eckhardt (2005) foi adotado para este trabalho, pois, segundo Collischonn e Dornelles (2015), esse filtro é indicado para bacias com maior contribuição subterrânea, como é o caso da bacia de estudo devido à generosa contribuição do SAU.

Através da aplicação do filtro numérico, supõe-se que o escoamento total (y_i) será composto de duas componentes, o escoamento superficial (f_i) e o escoamento de base (b_i) em um determinado instante de tempo (i), como apresentado a seguir na equação 1. (COLLISCHONN; DORNELLES, 2015).

$$y_i = f_i + b_i \quad (1)$$

Eckhardt (2005) propõe a utilização de um filtro numérico de dois parâmetros, levando em consideração a constante de recessão (α), relacionada a constante do

período característico de recessão (k), e o *Base Flow Index Maximum* (BFImáx), no caso, o índice máximo de escoamento de base, para estimar o escoamento de base (b_i) em um determinado instante de tempo (i), através da equação 2, onde caso essa equação resulte em um valor de $b_i > y_i$ então considera-se $b_i = y_i$.

$$b_i = \frac{(1-BFI_{máx}) \cdot a \cdot b_{i-1} + (1-a) \cdot BFI_{máx} \cdot y_i}{1-a \cdot BFI_{máx}} \quad (2)$$

A constante do período característico de recessão pode ser definida pela equação 3, onde $Q(t + \Delta t)$ é a vazão do dia referente ao fim do intervalo, ou seja, a última vazão do período de recessão e Q_t é a vazão do dia inicial do intervalo, ou seja, a primeira vazão do período de recessão.

$$k = \frac{-\Delta t}{\ln\left(\frac{Q(t+\Delta t)}{Q_t}\right)} \quad (3)$$

É possível determinar o valor da constante de recessão através da equação 4, onde (Δt) é o intervalo de tempo da recessão e (k) é a constante do período característico de recessão.

$$a = e^{-\frac{\Delta t}{k}} \quad (4)$$

Para o parâmetro BFImáx, Eckhardt (2005) propõe um conjunto de valores padronizados para determinadas características, onde o BFImáx será igual a 0,80 para rios perenes e aquíferos porosos, 0,50 para rios efêmeros ou intermitentes e aquíferos porosos e 0,25 para rios perenes e aquíferos impermeáveis.

Segundo Collischonn e Fan (2013) *apud* Collischonn e Dornelles (2015), é possível utilizar uma forma alternativa para estimar o BFImáx permitindo obter melhores resultados para a aplicação do filtro numérico de Eckhardt. Através da equação 5, é possível estimar o valor do BFImáx através dos valores obtidos a partir da curva de permanência referentes às vazões Q90 e Q50.

$$BFI_{máx} = 0,8344 \cdot \frac{Q_{90}}{Q_{50}} + 0,2146 \quad (5)$$

3.3 Estimativa da taxa de recarga média em mm/ano

Segundo Mattiuzi *et al.* (2014), para determinar o valor da taxa de recarga média em mm/ano, é possível utilizar a equação 6, onde (TR) é a taxa de recarga, (\bar{b}) é a vazão de base média em m³/s, (A) refere-se à área de drenagem da bacia em m², 1000 refere-se

ao fator de conversão de metros para milímetros, e 31622400 refere-se ao fator de conversão de segundos para anos.

$$TR = \frac{\bar{b}}{A} \cdot 1000 \cdot 31622400 \quad (6)$$

4 Principais resultados e discussões

Embora as séries históricas das estações fluviométricas iniciem o seu monitoramento em janeiro de 1977, com exceção da estação fluviométrica Gatos, que inicia seu monitoramento em janeiro de 1952, considerou-se para este trabalho o período inicial para aplicação do filtro numérico de Eckhardt em 11/08/1977 e para a estação Gatos em 11/08/1952, uma vez que marca um período de recessão bem-definido, sendo assim, o filtro pode ser aplicado considerando que, no instante inicial, 100% da vazão tem origem subterrânea.

A calibração do filtro numérico de Eckhardt (2005) para as estações fluviométricas contempladas neste trabalho e para a série histórica estudada resultou em um conjunto de valores para os parâmetros a e $BFI_{máx}$ apresentados a seguir pela Tabela 2.

Tabela 2 – Valores dos parâmetros a e $BFI_{máx}$ para as respectivas estações fluviométricas

Estação fluviométrica	a	$BFI_{máx}$
45590000	0,998782	0,856209
45740001	0,998289	0,788019
45770000	0,998935	0,866931
45840000	0,998910	0,826212
45910001	0,998651	0,821545

Fonte: Os autores.

Com a utilização do *software* QGIS, foi realizado a delimitação de cada sub-bacia determinando suas respectivas áreas, como apresentado pelo Quadro 1.

Quadro 1 – Área das sub-bacias

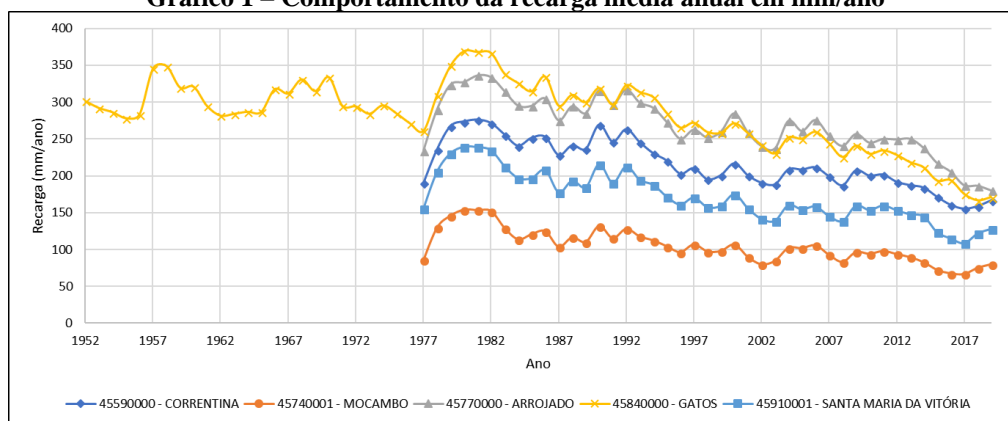
Estação fluviométrica	Sub-bacia	Área (km ²)
45590000	Rio Correntina	3802
45740001	Rio Guará	8978
45770000	Rio Arrojado	5617
45840000	Rio Formoso	7115
45910001	Rio Corrente	29482

Fonte: Os autores.

A evolução da taxa de recarga média anual em mm/ano, na bacia hidrográfica do rio Corrente, delimitada na área de influência do SAU, como pode ser observada no Gráfico 1, apresentou um comportamento decrescente ao longo do tempo, com uma redução mais expressiva a partir dos anos 80, apresentando comportamento plausível ao

observado pelos autores Gonçalves, Engelbrecht e Chang (2018) que evidenciam um decréscimo proeminente no mesmo período para o fluxo de base.

Gráfico 1 – Comportamento da recarga média anual em mm/ano



Fonte: Os autores.

Com base na elevada concordância entre as variações de recarga das cinco sub-bacias estudadas, a partir das respectivas estações fluviométricas no período de 1980 a 2019, é possível se inferir que o comportamento progressivo da recarga (de 1952 a 1980), registrada unicamente pela estação Gatos, da sub-bacia do rio Formoso, representaria o comportamento coletivo da tendência de recarga nesse período na região de estudo. Com base nisso e na tendência de recarga verificada por meio da estação Gatos nesse período (Figura 1), pode-se estimar que, diferentemente dos anos 1980 a 2019, a tendência de recarga na região de estudo entre os anos de 1952 e 1980 era mantida sem expressivo decréscimo.

A análise do comportamento da recarga entre janeiro de 1980 até julho de 2019 e junho de 2019 para a estação fluviométrica 45840000, resultou em um valor médio de 47,80% no percentual de redução da taxa de recarga média (mm/ano). As estações Gatos, Arrojado e Correntina apresentaram uma tendência convergente para valores de recarga na faixa entre 200 mm/ano e 150 mm/ano, cada estação apresentou um valor médio anual de 171,19 mm/ano, 180,30 mm/ano e 166,89 mm/ano, respectivamente.

A Tabela 3 apresenta o percentual de redução das taxas de recarga (mm/ano) onde a maior redução aconteceu na bacia do rio Formoso com exutório na estação fluviométrica 45840000, apresentando 52,21% de percentual de redução. O menor percentual de redução para a taxa de recarga (mm/ano) entre os períodos analisados ocorreu na bacia do rio Correntina, onde os dados provenientes da estação fluviométrica 45590000 apresentaram 39,90% de percentual de redução.

Tabela 3 – Comparação entre valores estimados de recarga para o início e o término das séries históricas

Estação Fluviométrica	Taxa de recarga média em 1980 (mm/ano)	Taxa de recarga média em 2019 (mm/ano)	Percentual de redução
45590000	263,30	158,24	39,90%
45740001	139,78	69,76	50,09%
45770000	314,21	160,61	48,89%
45840000	344,85	164,80	52,21%
45910001	219,54	114,32	47,93%

Fonte: Elaborada pelos autores.

O Quadro 2 apresenta para a série histórica contemplada nesse estudo e para cada sub-bacia estudada, os valores estimados recarga em mm/ano a partir da aplicação do filtro numérico de Eckhardt.

Quadro 2 – Recarga média em mm/ano para a série histórica

Estação fluviométrica	Sub-bacia	Recarga média mm/ano (série histórica)
45590000	Rio Correntina	217,22
45740001	Rio Guará	105,54
45770000	Rio Arrojado	270,11
45840000	Rio Formoso	284,05
45910001	Rio Corrente	172,88

Fonte: Elaborado pelos autores.

5 Conclusão

A principal contribuição deste trabalho encontra-se na caracterização de uma visão holística acerca do comportamento da taxa de recarga média para a sub-bacia do rio Corrente na área de influência do SAU, assim como análises do comportamento da recarga para as bacias dos afluentes de maior contribuição para o rio Corrente. Essas análises trouxeram dados atualizados quanto à taxa de recarga de forma estimada, por meio da aplicação do filtro numérico de Eckhardt (2005).

O comportamento da taxa de recarga média estimada nesse trabalho traz consigo uma preocupação quanto à disponibilidade hídrica para um horizonte em médio e longo prazos no que diz respeito ao atendimento das demandas de uso consuntivo e a garantia pelos múltiplos usos das águas, pois, através da análise dos dados tratados, percebe-se a existência de uma expressiva redução da taxa de recarga entre o ano de 1980 até o ano de 2019, cujo valor médio do percentual de redução da taxa de recarga foi de 47,80%, com reduções mais expressivas na bacia do rio Formoso e menos expressivas na bacia do rio Correntina.

Conclui-se que tal comportamento para a taxa de recarga média é preocupante considerando que se trata de uma região onde o fluxo de base, que recebe grande

contribuição do SAU, é responsável pela perenização dos rios nos períodos de estiagem. Por essa razão, se faz necessário um olhar crítico sobre essa questão sendo essencial a complementação de trabalhos que analisem, juntamente com o comportamento das recargas, a contribuição pluviométrica e também a evolução temporal das ações antrópicas que resultam em usos consuntivos na área de estudo, de modo a aperfeiçoar a compreensão da interação entre as águas superficiais e subterrâneas auxiliando no processo de decisão para a determinação de vazões de consumo visando a mitigar impactos nas esferas sociais, econômicas e ambientais e garantir boas práticas de gestão de recursos hídricos. Recomenda-se que futuros estudos sejam realizados aplicando a separação do escoamento de base por meio do filtro numérico de Eckhardt, aliado a múltiplas metodologias para estimar os valores médios de recarga para a área de estudo, como: análise de traçadores, variação de nível-d'água e balanço hídrico, visando a garantir maior precisão aos resultados obtidos.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (Capes) – Código de Financiamento 001. Agradeço, também, ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – ProfÁgua, Projeto Capes/ANA AUXPE n. 2717/2015, pelo apoio técnico-científico aportado até o momento.

Referências

ANA. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Atlas irrigação: uso da água na agricultura irrigada**. Brasília – DF: Agência Nacional de Águas, 2017.

ANA. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Estudos hidrogeológicos e de vulnerabilidade do Sistema Aquífero Urucuia**: resumo executivo. Brasília – DF: Agência Nacional de Águas, 2017.

ANA. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Encarte especial sobre a crise hídrica**. Brasília – DF: Agência Nacional de Águas, 2014.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos**. Disponível em: <http://www.snirh.gov.br>. Acesso em: 18 set. 2019.

COLLISCHONN, W.; DORNELLES, F. **Hidrologia para engenharia e ciências ambientais**. Editora ABRH, 2. ed. revisada e ampliada, 2015.

ECKHARDT, K. How to construct recursive digital filters for baseflow separation. **Hydrological Processes**, v. 19, p. 507-515, 2005.

FERRAZ, F. M. *et al.* **Estudo da condutividade hidráulica obtida em ensaios de campo: infiltração em sondagens e slug test em poços de monitoramento**. São Paulo – SP: Centro Universitário Senac, v. 10, n. 1, 2015.

GONÇALVES, R. D.; ENGELBRECHT, B. Z.; CHANG, H. K. Evolução da contribuição do Sistema Aquífero Urucuia para o rio São Francisco, Brasil. **Águas Subterrâneas**, v. 32, n. 1, p. 1-10, 2018.

MATTIUZI, C. D. P. *et al.* Estimativa de recarga a partir da separação de escoamento de base em duas sub-bacias da bacia hidrográfica do rio Ibicuí – RS. Belo Horizonte – MG: **Anais [...]**. XVIII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, 2014.

MDA. MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO AGRÁRIO *et al.* **Plano Territorial de Desenvolvimento Sustentável (PTDS) da Bacia do rio Corrente**. Santa Maria da Vitória – BA: Território da Identidade Bacia do rio Corrente, 2010.

Comparação de metodologias de separação do escoamento de base: estudo de caso da Bacia do rio Corrente no Médio São Francisco

Hermes Luis Barros Santos¹, Jorge Luiz Rabelo²

¹Universidade Federal da Bahia (hermesbarros.eng@gmail.com)

² Universidade Federal do Recôncavo da Bahia (rabelo.jlr@gmail.com)

Resumo: Este estudo realiza um comparativo entre diferentes metodologias para estimar o escoamento de base na Bacia do rio Corrente, no Médio São Francisco, comparando-as à estimativa realizada pela Agência Nacional de Águas em seu Estudo Hidrogeológico e de Vulnerabilidade do Sistema Aquífero Urucuia, utilizando o Método de Intervalo Fixo (MIF). Os resultados advindos desse estudo apresentaram que, embora o MIF possua fácil aplicação, necessitando de um parâmetro de entrada fácil de ser determinado, o mesmo superestima os picos de vazão de base ao ser comparado com outras metodologias aqui utilizadas, como o filtro de Lyne e Hollick (1979) aperfeiçoado por Chapman (1991), e o filtro de Eckhardt (2005), os quais apresentaram boa aplicabilidade para a área de estudo. O filtro de Chapman e Maxwell (1996), entretanto, não apresentou resultados satisfatórios devido à natureza da área de estudo que possui uma generosa contribuição subterrânea advinda do Sistema Aquífero Urucuia.

Palavras-chave: Separação do escoamento de base. Rio Corrente. Sistema Aquífero Urucuia.

Área Temática: Recursos Hídricos.

Comparison of baseflow separation methodologies: case study of the Corrente Basin in the Middle São Francisco

Abstract: This study compares different methodologies for estimating base runoff in the Corrente Basin, Middle São Francisco, and compares them with the estimate made by the National Water Agency in its Hydrogeological and Vulnerability Study of the Urucuia Aquifer System using the Fixed Range Method (FRM). The results of this study showed that, although the FRM has easy application, requiring an easy to determine input parameter, it overestimates the base flow peaks when compared with other methodologies used, such as the Lyne filter and Hollick (1979) perfected by Chapman (1991) and Eckhardt's filter (2005) that showed good applicability to the study area. The Chapman and Maxwell (1996) filter, however, did not yield satisfactory results due to the nature of the study area that has a generous underground contribution from the Urucuia Aquifer System.

Keywords: Baseflow separation. Corrente river. Urucuia Aquifer System.

Theme Area: Water resources.

1 Introdução

Por meio da utilização de métodos para separação do escoamento de base, é possível estimar a contribuição das componentes do escoamento superficial direto e escoamento de base, proporcionando dados que auxiliam na gestão de recursos hídricos, principalmente durante os períodos de estiagem quando são intensificados os conflitos pelos múltiplos usos das águas, sendo necessária a compreensão da interação entre as águas superficiais e subterrâneas durante o processo de tomadas de decisão. A Agência Nacional de Águas (ANA), realizou, em 2017, o Estudo Hidrogeológico e de

Vulnerabilidade do Sistema Aquífero Urucuia (SAU) em parceria com os Estados da Bahia, de Minas Gerais, de Goiás, do Tocantins, de Maranhão e do Piauí. Neste estudo, são elencadas as contribuições do escoamento de base, para os postos fluviométricos referentes às sub-bacias contribuintes para a Bacia Hidrográfica do rio São Francisco (BHSF), utilizando-se o *software* HYSEP (*Hydrograph Separation Program*), um *software* de uso gratuito desenvolvido pelo serviço de pesquisa geológica dos Estados Unidos da América, o *US Geological Survey* (USGS), abrangendo três métodos para separação do escoamento de base, o MIFRF, o MIF, o Método do Mínimo Local (MML) e o Método do Intervalo Deslizante (MID). O MIF foi adotado pela ANA para aplicação da separação do escoamento de base, sendo a Bacia Hidrográfica do rio Corrente, objeto deste estudo, contemplada nessas análises a partir dos dados da estação fluviométrica de Santa Maria da Vitória, com código da ANA 45910001, apresentando valores de vazão de base entre os anos de 1978 e 2006.

Diante da importância dos referidos estudos para estimar, analisar e compreender o comportamento do escoamento de base, este trabalho teve como objetivo aplicar o método escolhido pela ANA, comparando-o com a utilização de filtros numéricos, sendo esses, o filtro de Eckhardt (2005), o filtro de Chapman e Maxwell (1996) e o filtro de Lyne e Hollick (1979) aperfeiçoado por Chapman (1991), de modo a analisar o resultados obtidos entre as múltiplas metodologias abordadas e comparar também aos resultados obtidos pelo Estudo Hidrogeológico e de Vulnerabilidade do SAU, dessa forma, avaliando a aplicabilidade das metodologias para a área de estudo.

2 Área de estudo

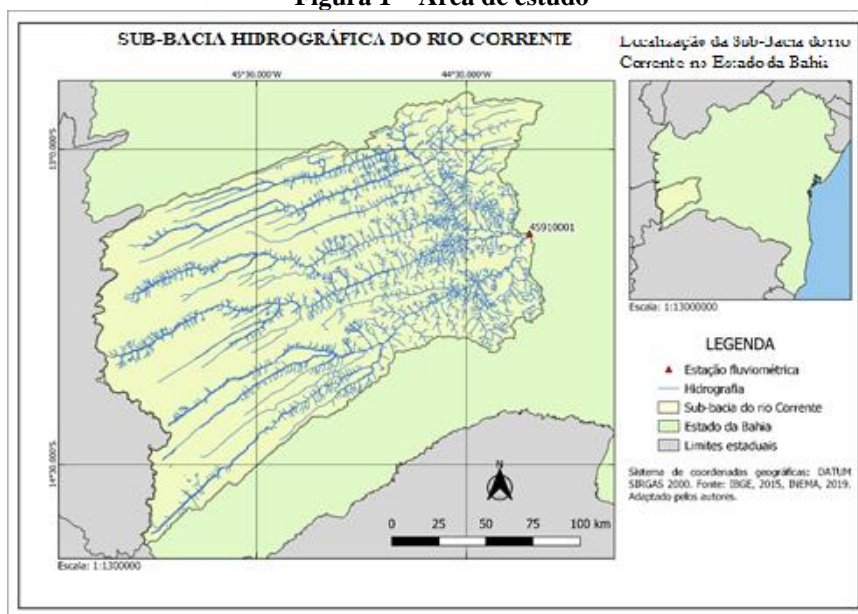
A área de estudo está localizada na margem esquerda do rio São Francisco, na região do Médio São Francisco, no oeste do Estado da Bahia, correspondendo à Sub-Bacia Hidrográfica do Rio Corrente, delimitada com exutório na estação fluviométrica de código da ANA, 45910001, abrangendo uma área de drenagem de, aproximadamente, 29.482 km², contemplando os Municípios de Coribe, São Félix do Coribe, Jaborandi, Cocos, Correntina, São Desidério, Santa Maria da Vitória, Baianópolis, Canápolis, Santana, e Feira da Mata, onde, aproximadamente, 89,64% de sua área (26.428 km²) está inserida no SAU.

O clima varia entre seco, subúmido e semiárido, apresentando períodos bem-definidos de cheias, ocorrendo entre os meses de outubro e março e os demais meses marcados por períodos de estiagem. Nessa região, existe a predominância de Latossolos vermelho-amarelos, propícios para o desenvolvimento agrícola devido às suas características físicas, como profundidade, permeabilidade, drenagem e porosidade, embora apresentem limitações quanto às suas características químicas necessitando de métodos corretivos e de adubação para contrabalançar a fertilidade natural baixa. A

região também apresenta a predominância de Cambissolos com propriedades químicas propícias para atividade agrícola, pois apresentam fertilidade natural. (MDA *et al.*, 2010). Como em qualquer solo e subsolo, a propensão desses à recarga de aquífero está associada também à sua condutividade hidráulica em seus diversos horizontes, pela concentração de argila, silte, areia e cascalho (FERRAZ *et al.*, 2015).

A Figura 1 apresenta a distribuição da bacia de estudo e suas respectivas sub-bacias na área de influência do SAU, a visão completa da extensão do SAU e a localização da bacia de estudo no Estado da Bahia.

Figura 1 – Área de estudo



Fonte: Os autores.

3 Metodologia

A metodologia utilizada neste trabalho trata-se de pesquisa bibliográfica e documental por meio da coleta de dados de vazão da série histórica entre 01/01/1977 e 31/12/2006 da estação fluviométrica Santa Maria da Vitória, de código da ANA 45910001, localizada entre a latitude 13° 24' 2.16" S e a longitude 44° 11' 56.04" W, a partir da aplicação *on-line* Hidroweb. O período histórico citado foi escolhido para realizar um comparativo entre os dados de vazão de base média anual entre 1978 e 2006 apresentados no volume 1, tomo II, do Estudo Hidrogeológico e de Vulnerabilidade do Sistema Aquífero Urucuia realizado pela ANA em 2017 e os determinados por métodos de filtros numéricos.

Foram utilizadas como ferramentas auxiliares os *softwares* Super Manejo de Dados e Excel, para tratamento e armazenamento dos dados e o *software* BFI+ para realizar a separação do escoamento de base pelo MIF.

3.1 Separação do escoamento de base

A separação do escoamento de base auxilia na identificação das parcelas de escoamento superficial e subterrâneo, permitindo estimar a vazão de base. A vazão de base é o parâmetro fundamental para estimar a recarga média, permitindo uma análise em escala regional. A seguir, são elencados os métodos de separação do escoamento de base utilizados neste trabalho, suas respectivas equações e os parâmetros de calibração.

3.1.1 Filtros numéricos

Segundo Collischonn e Dornelles (2015), durante a aplicação de um filtro numérico, supõe-se que o escoamento total (y_i) será formado por duas componentes, o escoamento superficial (f_i) e o escoamento de base (b_i) em um determinado instante de tempo (i). É possível visualizar essa correlação através da equação 1.

$$y_i = f_i + b_i \quad (1)$$

Um fator de grande importância para a correta aplicação dos filtros numéricos é a calibração dos parâmetros de entrada. Para os filtros utilizados neste trabalho, se faz necessária a calibração da constante de recessão (α), relacionada à constante do período característico de recessão (k) e o valor do *Base Flow Index Maximum* (BFImáx), o índice de escoamento de base máximo para o filtro de Eckhardt.

O valor de k pode ser definido através da equação 2, onde $Q(t + \Delta t)$ é a vazão do dia referente ao fim do intervalo, ou seja, a última vazão do período de recessão e Qt é a vazão do dia inicial do intervalo. (COLLISCHONN; DORNELLES, 2015).

$$k = \frac{-\Delta t}{\ln\left(\frac{Q(t+\Delta t)}{Qt}\right)} \quad (2)$$

O valor da constante de recessão pode ser definido através da equação 3, onde (Δt) é o intervalo de tempo da recessão e (k) é a constante do período característico de recessão.

$$\alpha = e^{-\frac{\Delta t}{k}} \quad (3)$$

Segundo Collischonn e Fan (2013) *apud* Collischonn e Dornelles (2015), é possível utilizar uma forma alternativa para estimar o *BFImáx* permitindo obter melhores resultados para a aplicação do filtro numérico de Eckhardt. Através da equação 4, é possível estimar o valor do *BFImáx* através dos valores obtidos a partir da curva de permanência referentes às vazões Q90 e Q50.

$$BFI_{m\acute{a}x} = 0,8344 \cdot \frac{Q_{90}}{Q_{50}} + 0,2146 \quad (4)$$

O Quadro 1 apresenta os filtros de Eckhardt (2005), Chapman e Maxwell (1996) e Lyne e Hollick (1979) melhorado por Chapman (1991), a partir das equações 5, 6 e 7 respectivamente, assim como as condições de uso para os filtros numéricos.

Quadro 1 – Equações dos filtros numéricos

Quadro 1 – Equações dos filtros numéricos			
Filtro de Eckhardt (2005)	$b_i = \frac{(1 - BFI_{m\acute{a}x}) \cdot a \cdot b_{i-1} + (1 - a) \cdot BFI_{m\acute{a}x} \cdot y_i}{1 - a \cdot BFI_{m\acute{a}x}}$	(5)	Para aplicar esses filtros considera-se que $b_i \leq y_i$
Filtro de Chapman & Maxwell (1996)	$b_i = \frac{a}{2 - a} \cdot b_{i-1} + \frac{1 - a}{2 - a} \cdot y_i$	(6)	
Filtro de Lyne e Hollick (1979) melhorado por Chapman (1991)	$b_i = a \cdot b_{i-1} + \frac{1 - a}{2} \cdot (y_i + y_{i-1})$	(7)	

Fonte: Os autores.

3.1.2 Método do Intervalo Fixo MIF

O MIF utiliza como parâmetro de entrada o valor de N como o intervalo de duração do escoamento superficial direto após o pico de vazão. O método utiliza o intervalo de dias igual a 2N para aplicação do MIF. Para estimar o valor de N, é possível utilizar a fórmula empírica apresentada por Linsley, Kohler e Paulhus (1982) na equação 8, onde A é a área da bacia em km².

$$N = 0,827 \cdot A^{0,2} \quad (8)$$

O intervalo 2N corresponde ao número inteiro de dias, imediatamente superior ao dobro de N. A menor vazão dentro desse intervalo é adotada pelo método como sendo a descarga constante do escoamento subterrâneo nesse intervalo.

4 Principais resultados e discussões

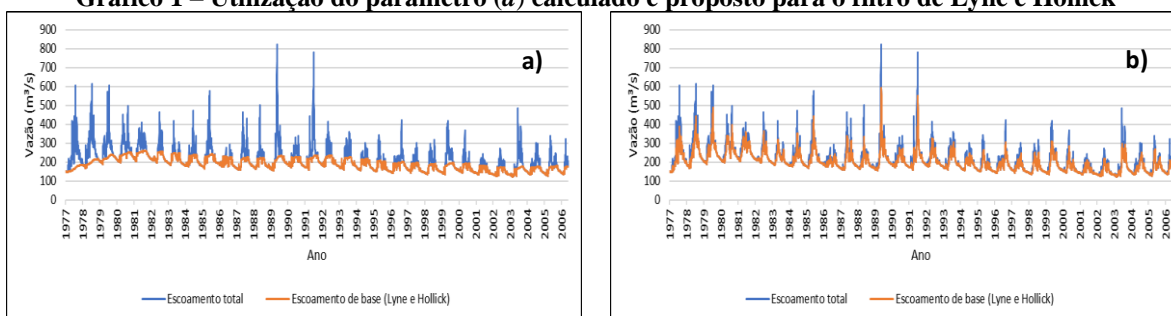
Determinou-se um período de recessão para a bacia de estudo entre 04/05/1983 e 09/10/1983, com base na premissa de que as recessões são periódicas, e para a série histórica estudada a constante de recessão (a) foi determinada na ordem de 0,998651. Quanto à calibração do BFI_{máx}, este produziu um resultado da ordem de 0,83878.

A aplicação dos filtros numéricos foi iniciada em 11/08/1977, uma vez que marca um período de recessão bem-definido, sendo assim, os filtros podem ser aplicados considerando que, no instante inicial, 100% da vazão tem origem subterrânea.

Segundo Nathan e McMahon (1990) e Arnold *et al.* (1995) *apud* Reichert (2005), para o filtro numérico de Lyne e Hollick é sugerida a utilização da constante de recessão

(α) na ordem de 0,925. Entretanto, ao utilizar esse valor, o filtro retorna a picos de vazão de base superestimados, como é possível observar no exemplo b) do Gráfico 1. Por essa razão, optou-se pela utilização da constante de recessão (α) calculada como apresentado na equação 3. Para Chapman (1991), a calibração do parâmetro (α) do filtro de Lyne e Hollick é necessária, uma vez que é difícil aceitar um valor constante para todas as bacias hidrográficas conforme proposto por Lyne e Hollick (1979).

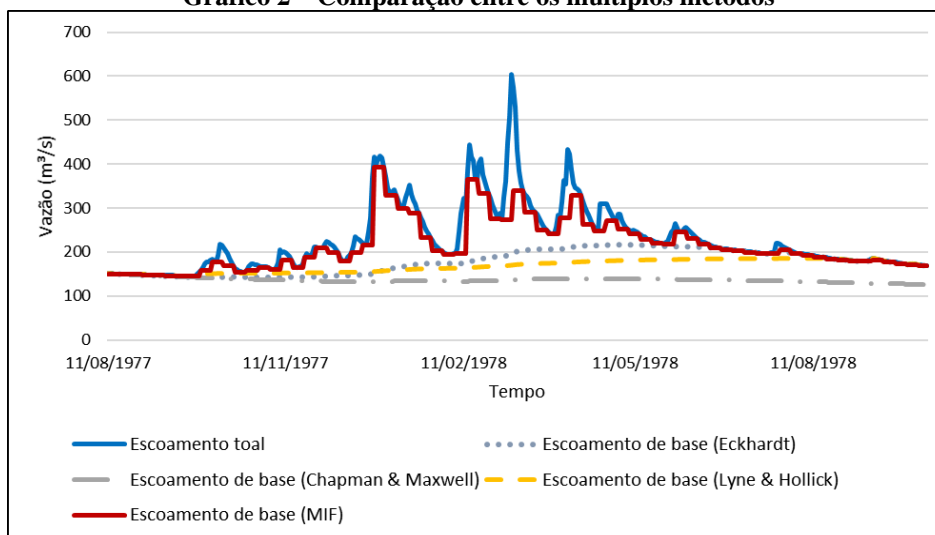
Gráfico 1 – Utilização do parâmetro (α) calculado e proposto para o filtro de Lyne e Hollick



Fonte: Os autores.

O Gráfico 2 apresenta a aplicação das múltiplas metodologias para separação do escoamento de base utilizando o ano hidrológico entre 1977 e 1978.

Gráfico 2 – Comparação entre os múltiplos métodos

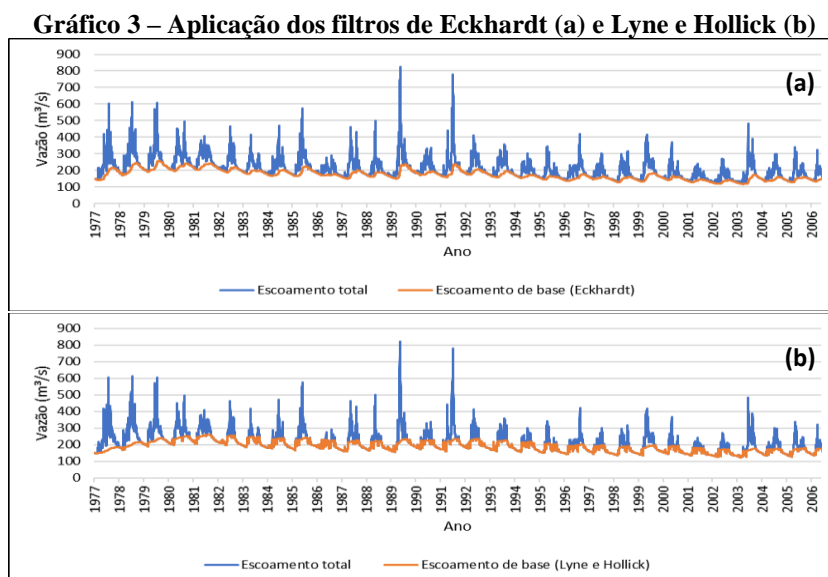


Fonte: Elaborado pelos autores.

O filtro de Chapman e Maxwell apresentou um escoamento de base extremamente afastado do escoamento total, especialmente no período de recessão, apresentando para o período histórico estudado (1978-2006) 107,90 m³/s para o valor da vazão de base

média, enquanto o MIF e os filtros de Eckhardt e Lyne e de Hollick apresentaram boa concordância no período de recessão. O MIF apresentou picos de vazão de base superestimados, onde o valor da vazão de base média foi de 203,26 m³/s enquanto os filtros de Eckhardt e Lyne e Hollick apresentaram comportamento similar entre si, apresentando resultados próximos para a vazão de base média para a série histórica, respectivamente, 177,53 m³/s para o filtro de Eckhardt e 190,62 m³/s para o filtro de Lyne e Hollick.

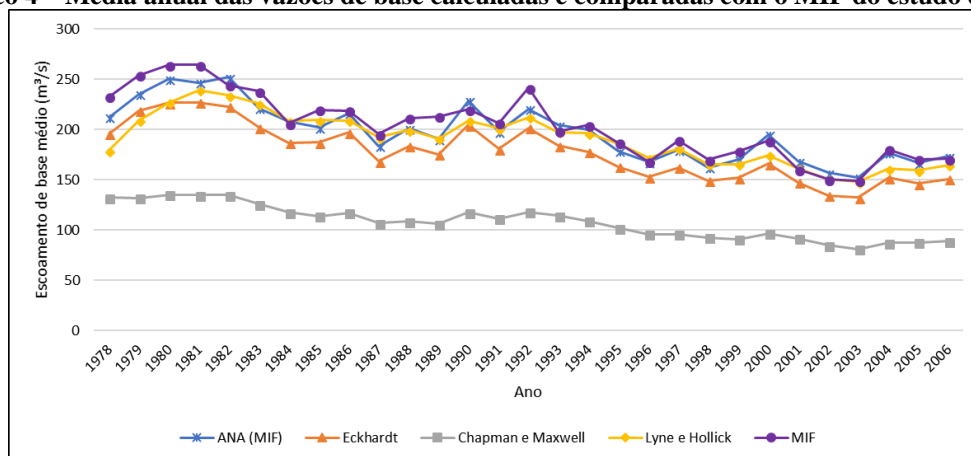
Esses filtros apresentaram uma diferença média de 6,87%. Os picos de vazão de base foram melhor definidos no filtro de Eckhardt do que no de Lyne e Hollick, como pode ser observado comparando-se as partes (a) e (b) do Gráfico 3.



Fonte: Elaborado pelos autores.

Para comparação das vazões de base da área de estudo, obtidas pelos filtros numéricos e pelo estudo da ANA, realizou-se a média anual das vazões de base para cada metodologia utilizada neste trabalho. O Gráfico 4 apresenta esses comparativos.

Gráfico 4 – Média anual das vazões de base calculadas e comparadas com o MIF do estudo da ANA



Fonte: Os autores.

Com base nas análises do Gráfico 4, é possível identificar uma correlação próxima entre o MIF calculado e o apresentado no estudo da ANA, e a diferença observada entre ambos os resultados, embora utilizando o mesmo método, se deve à etapa de calibração dos parâmetros de entrada, uma vez que, no estudo da ANA, considerou-se o intervalo de 11 dias e aplicando a fórmula empírica apresentada na equação 8, o resultado de 2N foi de 13 dias. Entre o MIF calculado e o MIF apresentado no estudo da ANA, houve uma diferença média de 4,47%. O filtro de Lyne e Hollick e o filtro de Eckhardt apresentaram cada um, respectivamente, 4,57% e 10,09% de diferença média entre o método adotado pela ANA. Nota-se que o filtro de Chapman e Maxwell foi o que mais se distanciou de todas as metodologias aplicadas com uma diferença de 45,30%.

5 Conclusão

Ao comparar múltiplas metodologias, juntamente com os resultados de escoamento de base apresentados pelo Estudo Hidrogeológico e de Vulnerabilidade do Sistema Aquífero Urucuia, este trabalho traz sob um olhar analítico a necessidade de recorrer a múltiplos métodos visando a conhecer sua aplicabilidade de modo a proporcionar resultados com maior grau de confiabilidade. A separação do escoamento de base, por se tratar de um método de estimativa, necessita de que seus parâmetros de entrada sejam devidamente calibrados de modo a garantir melhores resultados, tornando a aplicação do MIF mais atrativa, pois oferece uma fácil aplicação, ao ser comparada com a aplicação dos filtros numéricos, entretanto, o MIF representa, de forma menos fidedigna, os picos de vazão de base, superestimando os mesmos.

Em se tratando dos filtros numéricos, este trabalho evidenciou a não aplicabilidade do filtro de Chapman e Maxwell (1996) para a bacia de estudo, que apresenta solos e geologia que favorecem a infiltração de água, possuindo uma generosa contribuição do Sistema Aquífero Urucuia e apresentando um escoamento de base relativamente alto. Quanto aos filtros numéricos de Eckhardt (2005) e Lyne e Hollick (1979) aperfeiçoado por Chapman (1991), esses apresentaram resultados próximos e boa aplicabilidade à área de estudo. O filtro de Eckhardt apresentou uma definição dos picos de vazão de forma mais conservadora, sem superestimá-los, como o MIF, e com uma melhor definição ao ser comparado com o filtro de Lyne e Hollick. Isso se deve à utilização dos parâmetros (a), levando em consideração o período de recessão e também o *BFI*_{máx}, levando em consideração as características físicas da bacia hidrográfica, sendo influenciado pela geologia da região.

Os resultados encontrados neste estudo quanto à aplicabilidade das metodologias utilizadas, é válido para a bacia de estudo, para as condições fluviométricas, pluviométricas, de solo e da geologia dessa região. Sendo assim, as metodologias apresentadas neste trabalho podem se comportar de forma diferente a depender da região de estudo, necessitando de verificação prévia quanto à sua aplicabilidade.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (Capes) – Código de Financiamento 001. Agradeço também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – ProfÁgua, Projeto Capes/ANA AUXPE n. 2717/2015, o apoio técnico-científico aportado até o momento.

Referências

ANA. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Estudos hidrogeológicos e de vulnerabilidade do Sistema Aquífero Urucuia: Volume 1, Tomo II**. Brasília – DF: Agência Nacional de Águas, 2017.

ANA. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos**. Disponível em: <http://www.snirh.gov.br>. Acesso em: 18 set. 2019.

CHAPMAN, T. G. Evaluation of automated techniques for base-flow and recession analyses – comment. **Water Resources Research**, 27, p. 1783-1784, 1991.

CHAPMAN T. G.; MAXWELL A. I. **Baseflow separation-comparison of numerical methods with tracer experiments**. Hydrological and Water Resources Symposium, Institution of Engineers Australia, Hobart, p. 539-545, 1996.

COLLISCHONN, W.; DORNELLES, F. **Hidrologia para engenharia e ciências ambientais**. 2. ed. ver. e ampl. São Paulo: Ed. ABRH, 2015.

ECKHARDT, K. How to construct recursive digital filters for baseflow separation. **Hydrological Processes**, v. 19, p. 507-515, 2005.

FERRAZ, F. M. *et al.* **Estudo da condutividade hidráulica obtida em ensaios de campo: infiltração em sondagens e slug test em poços de monitoramento.** São Paulo – SP: Centro Universitário Senac, v. 10, n. 1, 2015.

LINSLEY, R. K.; KOHLER, M. A.; PAULHUS, J. L. **Hydrology for engineers.** 3. ed. New York: McGraw-Hill, 1982, p. 508.

LYNE, V.; HOLLICK, M. Stochastic time-variable rainfallrunoff modelling. **I.E. Aust. Natl. Conf. Publ.** 79/10, p. 89-92, Inst. of Eng., Aust., Canberra, 1979.

MDA. MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO AGRÁRIO. *et al.* **Plano Territorial de Desenvolvimento Sustentável (PTDS) da Bacia do rio Corrente.** Santa Maria da Vitoria – BA: Território da Identidade Bacia do Rio Corrente, 2010.

REICHERT, J. M. *et al.* **Filtros digitais para separação dos componentes do escoamento total e produção de sedimentos durante eventos chuvosos em bacias hidrográficas florestais embutidas.** Natal – RN. *In:* XXXV Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 2015.

Avaliação da aplicabilidade do HEC-RAS em estudos hidrodinâmicos de pequenos rios de montanha

Rossano Belladonna¹, Tiago De Vargas²

¹ IPH/UFRGS (rbelladonna101@gmail.com)

² SAMAE-Caxias do Sul (tvargas@samaecaxias.com.br)

Resumo: A compreensão do escoamento ao longo dos trechos alto, médio e baixo dos rios é desafiadora, especialmente no trecho alto onde as variáveis ambientais são diferentes entre locais e não assumem um comportamento parecido entre rios. O presente estudo tem como objetivo avaliar o produto obtido do HEC-RAS na análise do comportamento hidrodinâmico no curso alto do arroio Marrecas, localizado na região serrana do Rio Grande do Sul. Com base no modelo digital de elevação (MDE) do Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) e após a correção dos ruídos da altimetria com a ferramenta *Topo to Raster* do ArcGIS, um hidrograma com pico de $200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ foi simulado em uma dimensão (1D) e em duas dimensões (2D). Para a simulação 1D, o pico gerou uma elevação de até 5 metros acima do leito, e a distribuição de velocidades variou entre valores abaixo de $1 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ até próximos a $15 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. Os resultados para a simulação 2D mostraram alturas ligeiramente superiores a 40 metros acima do leito, enquanto as velocidades não ultrapassaram os $0,40 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ durante a translação da onda de cheia. Os resultados mostraram que a base topográfica deve representar adequadamente a escala de estudo, sendo que o MDE do SRTM se mostrou inadequado nesse caso. Os resultados das simulações 1D e 2D se mostraram muito diferentes, especialmente para a profundidade de escoamento na vazão de pico de $200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, o que sugere que mais testes podem ser realizados em estudos futuros.

Palavras-chave: Pequeno rio. Montanha. Simulação. HEC-RAS.

Área Temática: Recursos Hídricos.

HEC-RAS applicability in the hydrodynamics studies of small mountainous Rivers

Abstract: *The comprehension of the water flow throughout rivers' low, medium and high courses is quite a challenging task, mainly throw the high course where the environmental variables identified along this zone are distinct and, hence, do not present a similar behavior from one river to another. The following research aims to evaluate the product gathered from the HEC-RAS in the analysis of the hydrodynamic behavior along the high course of the Marrecas Creek, located in the northeastern hilly corner of the Rio Grande do Sul State, Brazil. Based upon the digital elevation model (DEM) of the Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) followed by altimetry noise correction tutored by the ArcGIS Topo to Raster Tool, a hydrograph with a $200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ peak discharge was simulated in one dimension (1D) and in two dimension (2D). In the 1D simulation, the peak discharge caused an elevation of about 5 meters above creek bed with a velocity distribution from around $1 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ to $15 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. The results from the 2D simulation presented much higher elevation, about 40 meters above creek bed, nonetheless the velocities were no higher than $0.40 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ during the wave translation. Results showed that the topographic base must be scale compatible to the one of the research, the DEM of the SRTM was considered inadequate in the following study. 1D and 2D simulation results were very different from one another, mainly for the flow depth of the $200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ peak discharge, indicating that further tests shall be performed.*

Keywords: *Small river. Mountain. Simulation. HEC-RAS.*

Theme Area: *Water Resources.*

1 Introdução

Os rios são corpos-d'água lóticos que naturalmente fluem para o mar, para outros rios ou para áreas úmidas. Ao longo do seu perfil longitudinal, o rio é classificado em três zonas: o curso alto, o curso médio e o curso baixo, cuja categorização, conforme Charlton (2008), está associada a um processo dominante de produção, transferência e deposição de sedimentos, respectivamente. A compreensão do escoamento ao longo do curso alto é desafiadora, pois as variáveis ambientais são diferentes entre locais e não assumem um comportamento parecido entre rios. Isso dificulta a parametrização de dados já calibrados de um rio para outro em local distinto.

O HEC-RAS é um programa computacional livre, utilizado globalmente, em muitos estudos hidrodinâmicos, para desenvolver cálculos em uma e duas dimensões para uma rede completa de canais naturais e artificiais, áreas de planície, áreas protegidas por dique entre outros (BRUNNER, 2016a). Os rios, por apresentarem as maiores velocidades na direção do escoamento, são, normalmente, representados em uma dimensão (1D). Pelas condições do escoamento em regime não permanente, eles apresentam variações de vazão e de profundidades ao longo do espaço (comprimento – x) e ao longo do tempo (t), sendo elas (x e t) as variáveis independentes em qualquer relação que defina o comportamento do escoamento na calha de um rio (SILVA *et al.*, 2003). As equações que governam a modelagem 1D no HEC-RAS são a equação da continuidade e da conservação do momento, enquanto para 2D a conservação de momento e a onda de difusão podem ser utilizadas (BRUNNER, 2016b).

Brunner (2016b) disserta que as equações de Navier-Stokes descrevem o movimento de fluido em três dimensões. Para a modelagem de canais e inundações, algumas simplificações de equações são impostas, como, por exemplo, as Equações de Água Rasa (AR). Assume-se que o escoamento é incompressível, a densidade uniforme, as equações são niveladas por Reynolds, para que o movimento turbulento seja aproximado utilizando a viscosidade cinemática (viscosidade do redemoinho, ou em inglês, *eddy viscosity*). Assume-se, também, que a escala vertical é muito inferior à escala horizontal. Como consequência, a velocidade vertical é pequena, e a pressão é hidrostática.

Em alguns escoamentos em águas rasas, a gravidade e o atrito de fundo são os termos predominantes nas equações de momento podendo os demais termos ser desconsiderados. A equação do momento, então, se torna a forma bidimensional da onda de difusão. A combinação dessa equação com a conservação de massa conduz ao modelo de uma equação, conhecida como a equação de Onda Difusiva de Água Rasa (BRUNNER, 2016b).

O HEC-RAS pode apresentar instabilidade numérica, o que é um problema comum quando o modelo hidráulico é conduzido em regime não permanente. De acordo com Popescu (2014), a estabilidade refere-se à magnitude da troca do erro. A autora acrescenta, ainda, que o esquema é estável se qualquer perturbação, inicialmente finita, permanece limitada com o passar do tempo, o esquema é estável se os erros iniciais, ou pequenos erros, em qualquer momento da análise numérica, permanecerem pequenos enquanto os cálculos prosseguem. Popescu (2014) esclarece que o esquema é instável se os erros iniciais, ou pequenos erros, em qualquer momento da análise, ficarem cada vez maiores. Brunner (2016a) descreve que córregos com alta declividade, regime misto de escoamento e quedas no perfil do leito do canal são fatores que afetarão a estabilidade e a acuracidade numérica do modelo. Esses três fatores são facilmente encontrados na zona de produção do rio, ou seja, no seu curso alto.

A geometria dos canais é requisito fundamental para que os esquemas numéricos dos modelos hidrodinâmicos possam ser desenvolvidos. No caso do HEC-RAS, pode-se inserir a geometria manualmente ou utilizar um modelo digital de terreno e batimétrico para a obtenção automática do canal e das áreas adjacentes. Devido ao seu acesso gratuito e à grande cobertura planetária, o SRTM (USGS, 2019) tem sido amplamente utilizado como modelo digital de elevação (MDE) em estudos de comportamento hidrodinâmico de rios, como foi o caso de Patel *et al.*, Bricker *et al.*, Siregar (2017) e Ali *et al.* (2015).

O uso do SRTM como modelo digital de elevação apresenta restrição de uso para aplicações em hidráulica de canais abertos, especialmente em pequenos rios e arroios. Como a sua resolução espacial é de 1 arco segundo (aproximadamente 30 metros por 30 metros), com um erro linear vertical absoluto mundial de menos de 16 metros (RODRIGUEZ *et al.*, 2005), os dados espúrios (ruídos) para a escada de trabalho em rios de montanha comprometem o seu uso direto, sendo, muitas vezes, necessária a inserção de dados externos para remover os erros do modelo digital. Esses ruídos foram estudados por Belladonna *et al.* (2017) na região serrana do Rio Grande do Sul. Os autores identificaram diferenças de até 97,37 metros entre o levantamento altimétrico do SRTM com aquele obtido do LiDAR gerado para a cidade de Caxias do Sul. O erro médio quadrático máximo desse LiDAR foi de 0,2 metros, com uma varredura de densidade de pontos equidistantes de 2 pontos.m⁻².

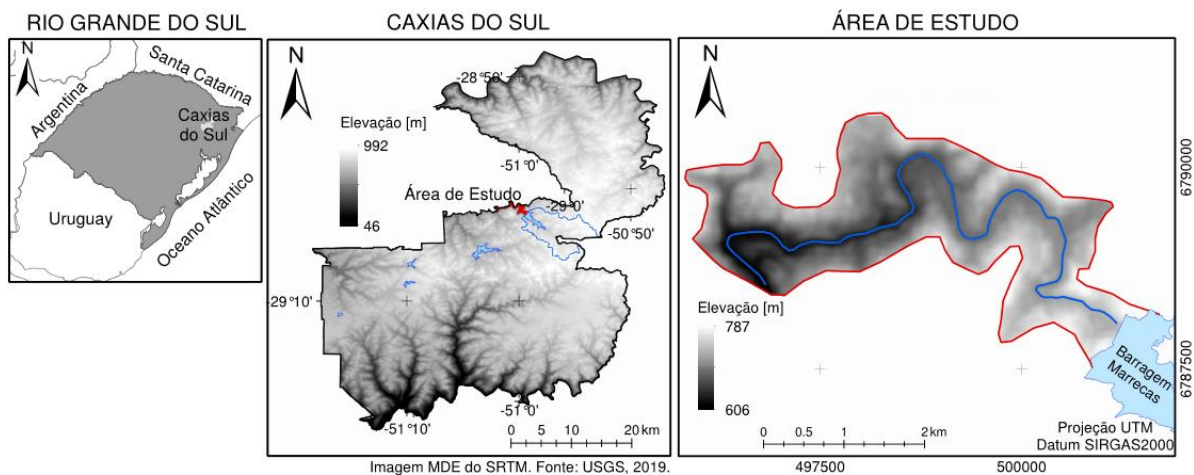
Nesse sentido, o presente estudo tem como objetivo avaliar o modelo obtido do HEC-RAS para a análise do comportamento hidrodinâmico no curso alto de um arroio localizado na região serrana do Rio Grande do Sul. Para tanto, será considerado o escoamento em regime não permanente.

2 Área de Estudo

As nascentes do arroio Marrecas estão localizadas nos Municípios de Caxias do Sul e São Francisco de Paula, no Estado do Rio Grande do Sul. Nessas regiões, as cotas atingem os 930 metros com relação ao nível médio dos mares. As águas que se acumulam nas confluências de pequenas linhas-d'água fluem para o reservatório de abastecimento público da cidade de Caxias do Sul, a barragem do Marrecas. Essa barragem acumula, aproximadamente, 30hm³ e possui uma capacidade de abastecimento de 760 L.s⁻¹ (SAMAE, 2019).

O trecho fluvial estudado inicia a jusante da barragem do Marrecas, local onde a cota altimétrica é de 735 metros. O comprimento total avaliado foi de 10 quilômetros, sendo que a cota final é de 606 metros. A largura média do arroio, ao longo desse comprimento é de 15 metros, e a profundidade média normal não supera os 0,50 metros. A Figura 1 ilustra o local estudado, onde é possível verificar que as água do arroio Marrecas fluem em um vale encaixado. A faixa marginal em ambos os lados do arroio é coberta, na sua maior parte, por vegetação nativa que acompanha o relevo acidentado.

Figura 1 – Localização da área de estudo



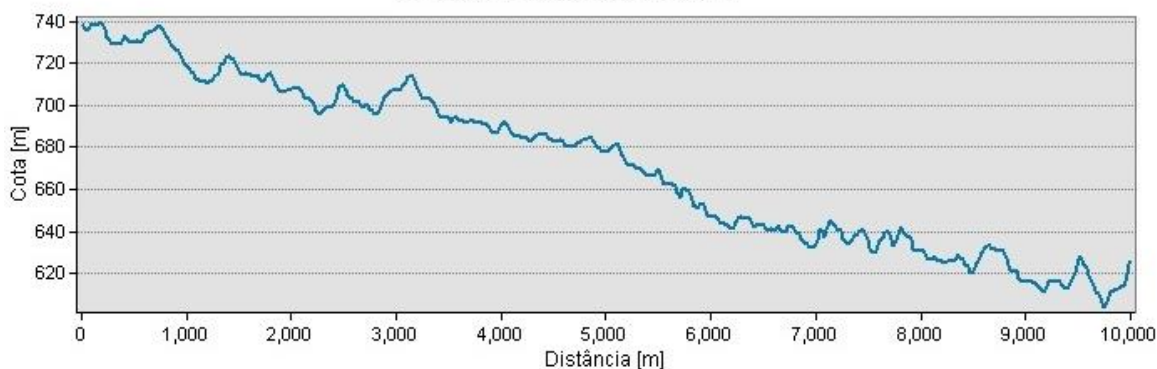
Fonte: Os autores.

O trecho, por se localizar no curso alto do arroio Marrecas, apresenta uma variação significativa na declividade do leito e da linha-d'água. Ao longo do perfil longitudinal dos 10 quilômetros, são identificadas sete pequenas cachoeiras e corredeiras, sendo possível a visualização dessa característica na Gráfico 1. Também há locais onde há estrangulamento, e outros onde há alargamento da seção transversal. O leito do arroio é formado, na sua maior parte, por laje e rochas soltas de grandes dimensões.

3 Metodologia

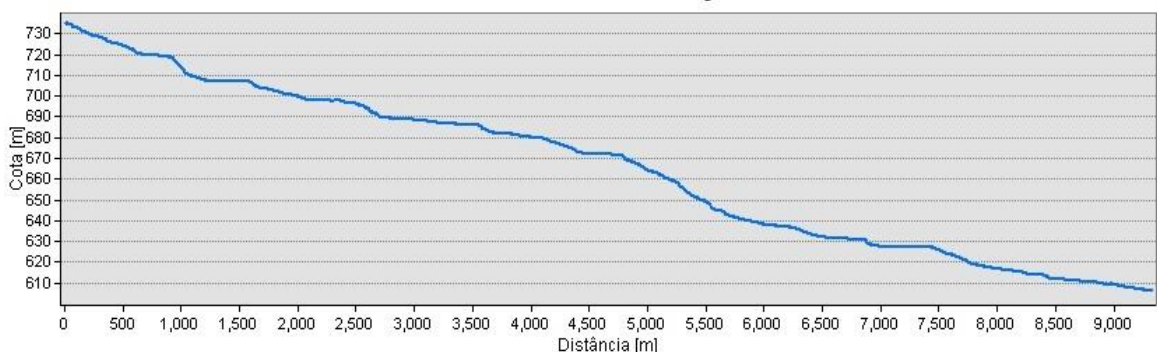
A geometria do canal foi obtida através do modelo digital de elevação (MDE) do SRTM (USGS, 2019) com resolução espacial de 1 arco de segundo. O perfil longitudinal do trecho foi corrigido com a ferramenta *Topo to Raster* do software ArcGIS. Para tanto, foi necessário, primeiramente, converter a altimetria de cada pixel em pontos. Com a ferramenta TopoRaster, com os pontos altimétricos e com o *shapefile* do arroio, gerou-se um novo arquivo *raster* de elevação com um redimensionamento de pixel para 10 metros. Os gráficos 1 e 2 demonstram o perfil longitudinal do trecho estudado. No gráfico 1, perfil oriundo do MDE do SRTM, fica evidente o ruído existente ao longo do trecho. Gráfico 2, perfil oriundo do processo de tratamento da altimetria com a ferramenta *Topo to Raster*, ilustra o leito do arroio sem dados espúrios e com um caimento variado devido a pequenas cachoeiras e corredeiras.

Gráfico 1 – Perfil longitudinal do arroio Marrecas. Base altimétrica com resolução espacial de 1
Arroio Marrecas sobre SRTM



Fonte da base altimétrica: USGS, 2019.

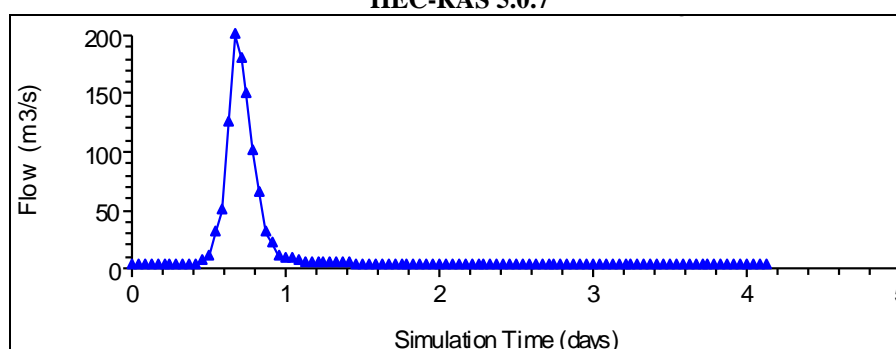
Gráfico 2 – Perfil longitudinal corrigido do arroio Marrecas. Base altimétrica corrigida
Arroio Marrecas - Perfil Corrigido



Fonte da base altimétrica: USGS, 2019.

Para a análise hidrodinâmica, lançou-se mão do programa HEC-RAS 5.0.7, sendo que o regime de escoamento avaliado foi o não permanente. Como essa versão do programa permite a modelagem numérica em 1D e 2D, optou-se por realizar este estudo para ambos os casos. Na análise 1D, utilizou-se como condições de contorno um hidrograma arbitrário com pico de $200 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ para o ponto de montante (Gráfico 3) e a declividade da linha-d'água do trecho final de jusante ($0,009 \text{ m}\cdot\text{m}^{-1}$). Na análise 2D, utilizaram-se as mesmas condições de contorno externas.

Gráfico 3 – Hidrograma hipotético e arbitrário utilizado como condição de contorno no modelo HEC-RAS 5.0.7



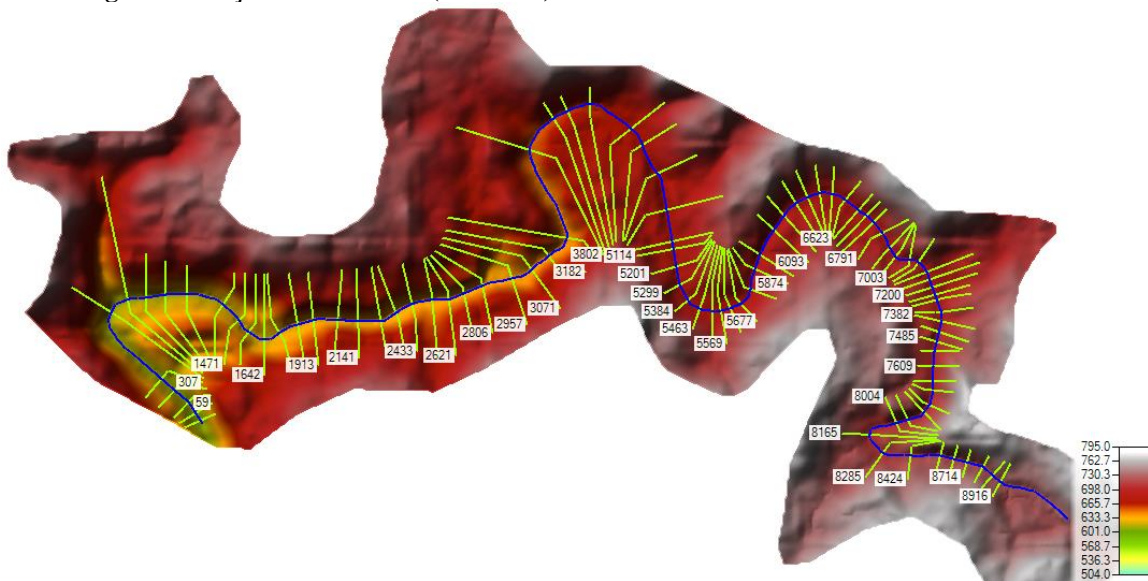
Fonte: Os autores.

Como no trecho em estudo não existem dados de medição ou monitoramento de cotas ou vazões, não foi possível a realização de calibração do modelo.

3.1 Modelagem 1D

Para a definição das seções transversais, foi utilizado um afastamento entre seções de, aproximadamente, 100 metros. Como orientação do programa, as seções transversais não devem se cruzar e devem estar posicionadas perpendicularmente à linha-d'água, bem como perpassando todo o limite de modelagem. Esse último caso é o local onde o fluxo pode escoar, que é definido com a ferramenta *flow paths*. A Figura 2 identifica o posicionamento das seções transversais, com a coloração verde, e a linha em azul representa o eixo do arroio Marrecas no curso alto estudado.

Figura 2 – Seções transversais (em verde) utilizadas no modelo 1D do HEC-RAS 5.0.7



Fonte: Os autores.

A rugosidade (*manning*) do canal, ou ao longo da linha de modelagem e das áreas lindeiras, foi dividida em duas classes uniformes para fins de simplificação. Como as características geomorfológicas, ao longo dos quase 10 quilômetros estudados, não são significativamente alteradas, considerou-se que a rugosidade na linha-d'água de $0,030 \text{ s.m}^{-1/3}$. Para as margens arbitrou-se uma rugosidade de $0,040 \text{ s.m}^{-1/3}$.

Atendendo ao indicado por Brunner (2016a), a estabilidade e acuracidade podem ser alcançadas selecionando uma variação computacional do tempo que satisfaça a Condição de Courant:

$$C_r = v_w \cdot \frac{\Delta t}{\Delta x} \leq 1,0 \quad \rightarrow \quad \Delta t \leq \frac{\Delta x}{v_w}$$

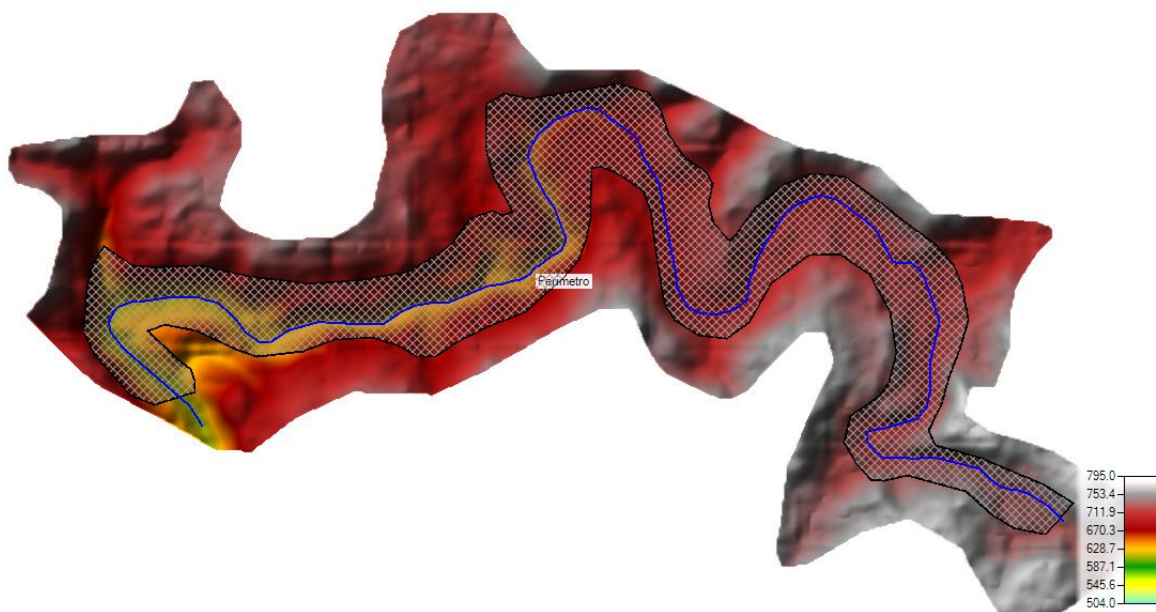
Onde, v_w = velocidade da onda de cheia (que normalmente > velocidade média); C_r = número de Courant (o valor 1,0 é ótimo); Δx = distância entre as seções transversais e Δt = variação computacional do tempo.

Neste estudo, utilizou-se a variação computacional do tempo de 5 segundos, o que fica muito abaixo de $\Delta x/v_w$, pois a distância entre as seções transversais é de, aproximadamente, 100 metros. Como a velocidade média esperada de escoamento não ultrapassa os 3 m.s^{-1} , a razão para canais naturais, conforme Brunner (2016a), de v_w/v é 1,50.

3.2 Modelagem 2D

O programa HEC-RAS 5.0.7 não utiliza seções transversais para o cálculo hidrodinâmico na modelagem em duas dimensões, pois, ao trabalhar com uma malha ortogonal, combina um esquema de discretização de diferenças finitas e volumes finitos utilizando uma solução numérica de Newton. A malha ortogonal considerada neste estudo foi delimitada ao longo do talvegue do arroio Marrecas, englobando as duas áreas adjacentes ao fluxo-d'água, prolongando-se sobre o relevo. A Figura 3 mostra a discretização em 20 metros por 20 metros da malha ortogonal utilizada.

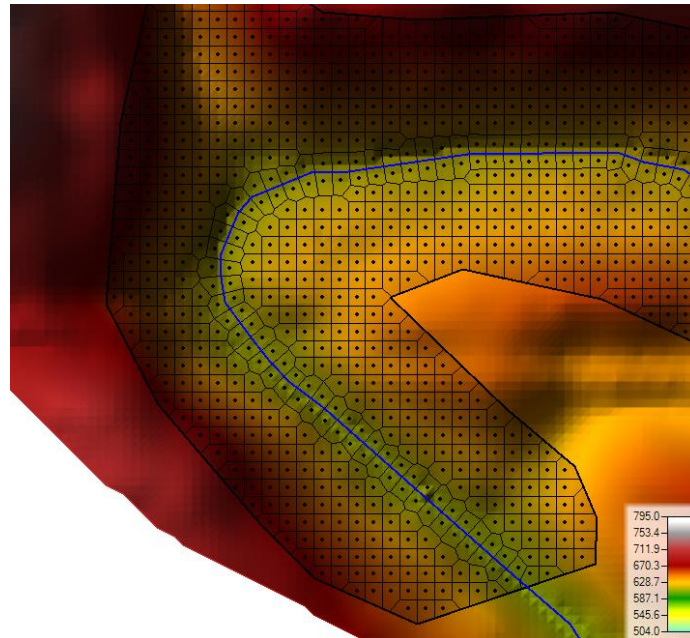
Figura 3 – Malha ortogonal de 20 metros x 20 metros utilizada na modelagem 2D pelo HEC-RAS 5.0.7.



Fonte: Os autores.

Para forçar o alinhamento das faces das células da malha ao arroio, foi inserida uma *break line* que sobrescreveu o traçado do eixo do arroio Marrecas. A Figura 4 ilustra como o HEC-RAS incorpora a informação da *break line* à malha ortogonal.

Figura 4 – Localização do arroio Marrecas, em azul, evidenciando a *break line* sobrescrita sobre o arroio



Fonte: Os autores.

A rugosidade (*manning*) considerada para o modelo 2D foi de $0,030 \text{ s.m}^{-1/3}$, sendo lançada para toda a malha. Para a análise 2D, manteve-se a mesma variação computacional do tempo de 5 segundos, utilizada na modelagem 1D. Como parâmetro de modelagem 2D, utilizou-se Theta igual a 1,0.

4 Resultados

4.1 Modelagem 1D

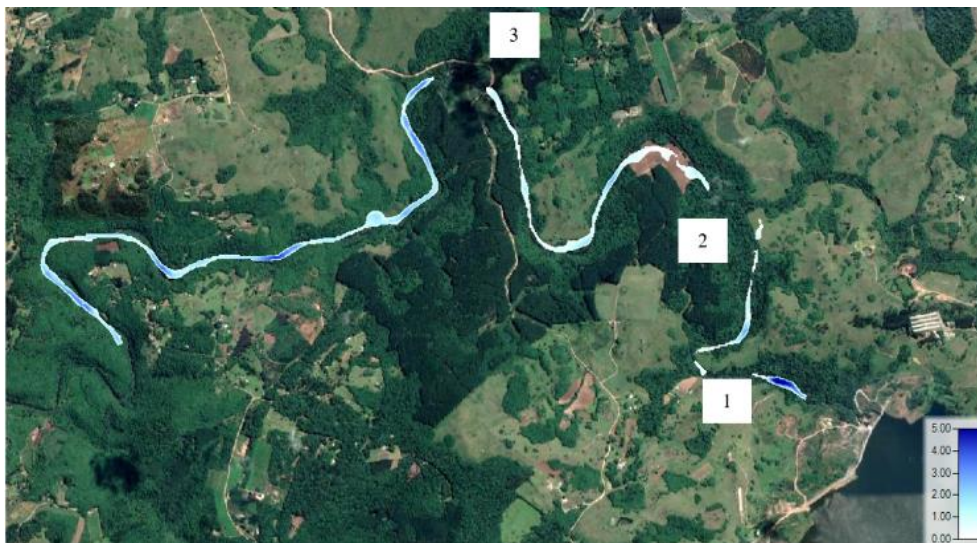
O nível-d'água resultante da simulação apresentou locais com até 5 metros acima do leito. A Figura 5 apresenta o resultado da simulação para a profundidade máxima obtida no período de quatro dias, conforme o hidrograma de entrada. Durante o pico de descarga, que ocorreu na 16ª hora com uma vazão de $200 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, o modelo identificou uma elevação no nível-d'água no trecho inicial, não sendo observada a translação da onda para jusante. A Figura 6 mostra essa sobrelevação no início da área de estudo na 17ª hora.

Figura 5 – Profundidades máximas [m] da simulação 1D



Fonte: Google Earth (2019).

**Figura 6 – Profundidades [m] na 17ª hora da simulação, momento após o pico de vazão [200 m³.s⁻¹].
Identificação dos três setores com erros gráficos**

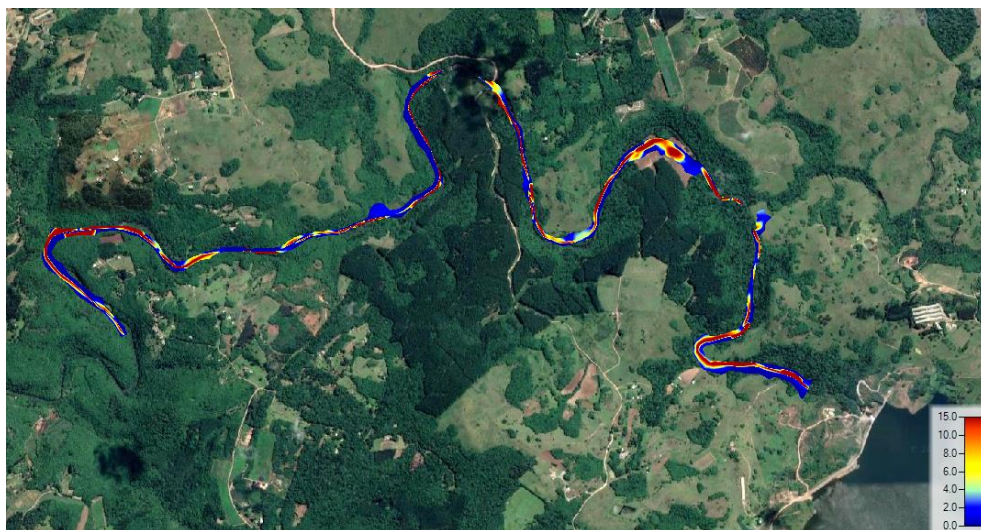


Fonte: Google Earth (2019).

Ao longo do trecho, ocorrem três setores principais onde o modelo gera erros gráficos, localizados na Figura 6. O Setor 1, entre as distâncias 750 metros e 1.300 metros, apresenta uma queda de 10 metros. No Setor 2, local onde ocorre a confluência com outra linha-d'água, entre as distâncias 2.000 metros e 2.450 metros, a declividade do MDE é mais baixa ($0,0011 \text{ m.m}^{-1}$) do que aquela do trecho de montante ($0,013 \text{ m.m}^{-1}$). No Setor 3, entre as distâncias 4.900 metros e 5.200 metros, ocorre um controle hidráulico natural: cascata seguida de corredeira.

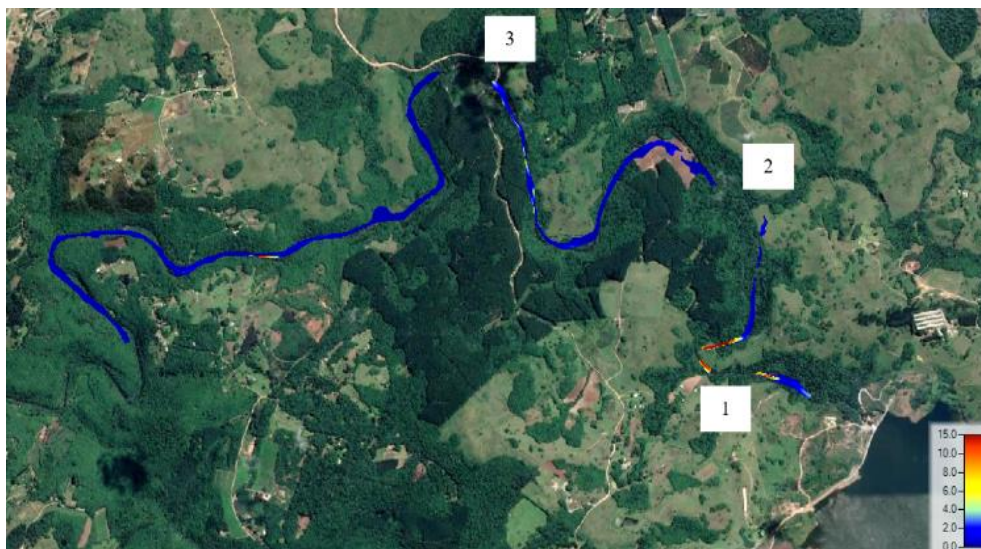
A distribuição de velocidades, ao longo da área de estudo, apresentou grande variação. Com valores abaixo de 1 m.s^{-1} até valores próximos de 15 m.s^{-1} . A Figura 7 identifica a distribuição da velocidade máxima modelada ao longo do trecho em estudo do arroio Marrecas. A passagem do pico do hidrograma pelo trecho gerou velocidades variadas que não foram transladadas para jusante. A Figura 8 evidencia que a velocidade é elevada somente nos primeiros 1.500 metros do trecho, atingindo grandezas próximo de 15 m.s^{-1} .

Figura 7 – Velocidades máximas [m.s^{-1}] da simulação 1D



Fonte da imagem: Google Earth, 2019.

Figura 8 – Velocidade do escoamento [m.s^{-1}] na 17ª hora da simulação, momento após o pico de vazão. Identificação dos três setores com erros gráficos

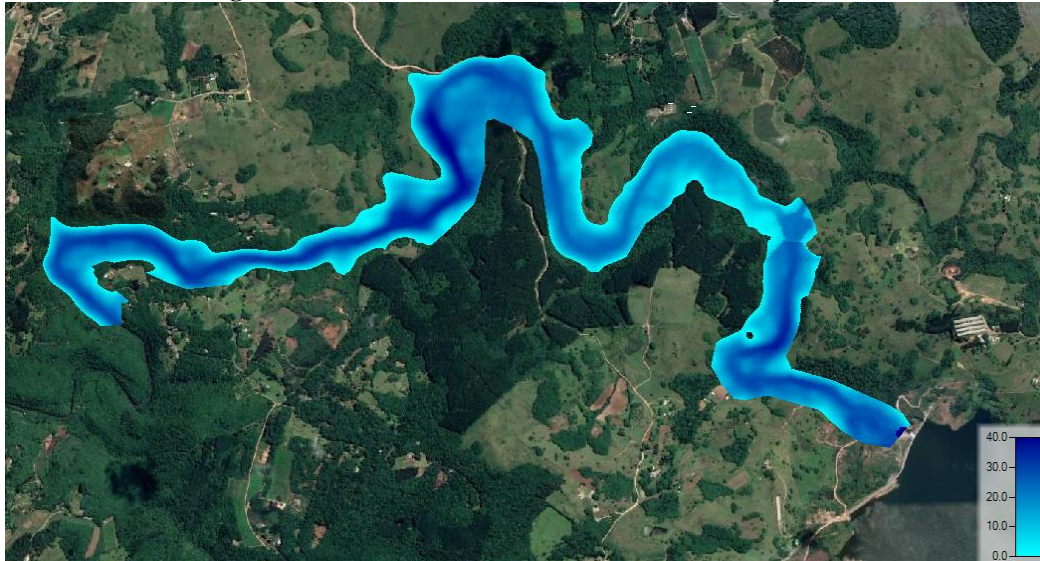


Fonte: Google Earth (2019).

4.2 Modelagem 2D

O nível-d'água resultante da simulação atingiu alturas ligeiramente superiores a 40 metros acima do leito. A Figura 9 apresenta o resultado da simulação para a profundidade máxima obtida no período de análise, para o hidrograma de pico com uma vazão de $200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

Figura 9 – Profundidades máximas [m] da simulação 2D



Fonte: Google Earth (2019).

No tempo em que ocorre o pico do hidrograma, o modelo identificou uma elevação no nível-d'água, no trecho inicial de, aproximadamente, 30 metros. A translação da onda de cheia para jusante avança com profundidades elevadas próximas de 40 metros, porém o resultado gráfico obtido é de uma onda descontínua ao longo do canal (Figura 10). O modelo identificou velocidades máximas elevadas em toda a área de inundação, porém as velocidades, durante a translação da onda de cheia, as velocidades não ultrapassam os $0,40 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, conforme ilustrado na Figura 11.

Figura 10 – Profundidades [m] na 17ª hora da simulação



Fonte: Google Earth (2019).

Figura 11 – Velocidades [m.s⁻¹] na 17ª hora da simulação



Fonte: Google Earth (2019).

5 Análise dos Resultados

A estabilidade dos modelos foi utilizada em substituição à acuracidade. Ao selecionar um Theta (θ) igual a 1,0, uma solução com maior estabilidade é produzida, porém se perde a acuracidade de algum conjunto de dados. Cunge e Hager (2015) perceberam que a utilização das diferenças finitas com $\theta = 0,5$ conserva a integral do contorno da célula $\{i, i+1; n, n+1\}$ a uma aproximação de segunda ordem. Para $0,5 < \theta \leq 1,0$ a aproximação de primeira ordem é garantida, e a uma difusão numérica é introduzida. Para $\theta = 1,0$ o esquema é totalmente implícito e incondicionalmente estável para sistemas lineares.

Ao longo do trecho de estudo, foi possível identificar sete locais onde ocorre uma queda acentuada no perfil do leito do arroio. Essas quedas podem ser uma fonte de instabilidade, evitando que o modelo avance através da profundidade crítica. Brunner (2016a, p. 8-83) explica que se a queda for significativa, naquele local, deveria ser inserida uma estrutura hidráulica, como, por exemplo, um vertedor, para que o programa utilize a equação do vertedor para calcular o nível-d'água de montante ao invés das equações de escoamento não permanente. Brunner (2016a, p. 8-85) acrescenta que outra fonte de instabilidade acontece quando o canal principal possui um largo leito plano. O autor também indica o uso de modelo 1D sobre o 2D quando os rios são íngremes e altamente condicionados à gravidade e que possuam pequenas áreas de inundação.

Esse apontamento pode auxiliar na compreensão do seguinte: por que a simulação 2D apresentou valores de cota de inundação tão elevados, conforme a Figura 9, se os valores ficam próximos dos 40 metros de altura acima do leito. Este fato não é fisicamente esperado para um hidrograma cujo pico é de somente $200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ nas condições do trecho estudado do arroio Marrecas. As profundidades da simulação 1D demonstram ser mais realistas, entretanto o escoamento não apresentou uma continuidade gráfica, nem mesmo durante a passagem da onda de cheia. Essas discontinuidades são coincidentes com os três locais onde há quedas e as declividades são acentuadas. Corroborado Cunge e Hager (2015), ao utilizar o Theta (θ) igual a 1,0, o modelo manteve a estabilidade e apresentou resultado, porém perdeu a acuracidade. A disparidade pode ser atribuída à diferença na perda de momento, pois o modelo bidimensional simula mais perda de energia (WAGNER, 2007) ao longo do canal.

As velocidades se mantiveram baixas para o modelo uni e bidimensional na maior parte do trecho estudado, onde os valores não ultrapassaram $0,35 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. A simulação 1D, entretanto, permitiu uma melhor visualização dos trechos onde o gradiente de velocidades é maior, como, por exemplo, na porção de degradação das curvas e nos

trechos com quedas que não apresentaram falhas gráficas. O resultado em 2D, por outro lado, não permitiu tal verificação, pois as velocidades foram muito baixas em todo o período modelado.

6 Conclusões

Com base nos resultados deste estudo, observou-se que a base topográfica é de extrema importância para evitar correções digitais sobre o terreno, que acabam distorcendo a realidade da superfície do local. Por esse motivo, a utilização do MDE do SRTM mostrou-se inadequada para a escala e para as características geomorfológicas da área de estudo. As modelagens em 1D e 2D pelo HEC-RAS apresentaram resultados somente para o θ igual a 1,0.

Nas condições de contorno arbitradas neste estudo, os resultados obtidos pelas simulações 1D e 2D, ambos em regime não permanente, não apresentaram convergência nos resultados, especialmente para a profundidade de escoamento na vazão de pico de até $200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. A diferença nos resultados das simulações 1D e 2D, especialmente quanto ao nível-d'água, demonstra que mais testes de simulação devem ser realizados em estudos futuros no curso alto do arroio Marrecas. Nesses casos, as quedas bruscas no leito poderiam ser contornadas com a inserção de estruturas hidráulicas, as quais o HEC-RAS possui em sua biblioteca de equações.

Uma das limitações deste estudo foi o fato de não possuir dados medidos para calibrar o modelo, problema já evidenciado por Ji (2008) que enfatizou que as fórmulas utilizadas em um modelo devem ser continuamente testadas com dados medidos.

Referências

ALI, A. MD.; SOLOMATINE, D. P.; BALDASSARRE D. G. Assessing the impact of different sources of topographic data on 1-D hydraulic modelling of floods. **Hydrology Earth System Science**, v. 19, p. 631-643, 2015.

BELLADONA, R.; VARGAS, T.; REIS, L. C. T.; SILVEIRA, A. L. L. **Metodologia para validação do MDE SRTM para a sua utilização em projetos em recursos hídricos**. In: XXII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. ABRH, 2017.

BRICKER, J. D.; SCHWANGHART, W.; ADHIKARI, B. R.; MORIGUCHI, S.; ROEBER, V.; GIRI S. Performance of models for flash flood warning and hazard assessment: the 2015 Kali Gandaki landslide dam breach in Nepal. **Mountain Research and Development**, 37-1, p. 5-15, 2017.

BRUNNER, G. W. **HEC-RAS river analysis system user's manual**. USACE. Version 5. Davis, 2016a.

BRUNNER, G. W. **HEC-RAS river analysis system hydraulic reference manual**. USACE. Version 5. Davis, 2016b.

- CHARLTON, R. **Fundamentals of fluvial geomorphology**. New York: Routledge, 2008.
- CUNGE, J. A.; HAGER, W. H. Alexandre Preissmann: his scheme and his career. **Journal of Hydraulic Research**, v. 53, n. 4, p. 413-422, 2015.
- GOOGLE EARTH. **Google Earth Pro**. Acesso em: 2 jul. 2019.
- JI, Z. G. **Hydrodynamics and water quality**: modeling rivers, lakes and estuaries. John Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey. 2008.
- PATEL, D. P.; RAMIREZ, J. A.; SRIVASTAVA, P. K.; BRAY, M.; HAN, D. Assessment of flood inundation mapping of Surat city by coupled 1D/2D hydrodynamic modeling: a case application of the new HEC-RAS 5. **Natural Hazard**. 89-1, p. 93-130, 2017.
- POPESCU, I. **Computational hydraulics: numerical methods and modelling**. IWA Publishing. Londres. 2014.
- RODRIGUEZ, E.; MORRIS, C. S.; BELZ, J. E.; CHAPIN, E. C.; MARTIN, J. M.; DAFFER, W.; HENSLEY, S. **An assessment of the SRTM topographic products, Technical Report**. Jet Propulsion Laboratory – NASA, Pasadena, California – EUA, 143 p., 2005.
- SAMAE – Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto de Caxias do Sul, RS. **Bacias de captação**. Disponível em: <https://www.samaecaxias.com.br/Pagina/Index/10044>. Acesso em: 3 jul. 2019.
- SILVA, R. C. V.; MASCARENHAS, R. C. B.; MIGUEZ, M. G. **Hidráulica fluvial**, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, 2003. v. 1.
- SIREGAR, R. I. Accuracy analysis of SRTM usage for upper Citarum River flood modeling. **MATEC Web of Conferences**, 101, 2017.
- USGS – United States Geological Service. EarthExplorer. Disponível em: <https://earthexplorer.usgs.gov/>. Acesso em: 3 jul. 2019.
- WAGNER, C. R. Simulation of Water-Surface Elevations and Velocity Distributions at the U. S. Highway 13 Bridge over the Tar River at Greenville, North Carolina, Using One and Two Dimensional Steady-State Hydraulic Models. **Scientific Investigations Report 2007-5263**. USGS, Virginia. 2007.

Uso e ocupação do solo na avaliação da vulnerabilidade à contaminação de aquíferos

Maria Eduarda Ribeiro¹, Tiago De Vargas², Rossano Belladonna³,
Volnei Dal Bosco⁴, Marcio Vicente Duarte Adami⁵

¹UCS (mersouza@ucs.br), ²SAMAE (tvargas@samaecaxias.com.br)

³SAMAE (rbelladonna@samaecaxias.com.br), ⁴SAMAE (vdalbosco@samaecaxias.com.br),

⁵SAMAE (mvadami@samaecaxias.com.br)

Resumo: Os recursos hídricos subterrâneos, quando contaminados, são de difícil recuperação. Portanto, a proteção dos mesmos se caracteriza como uma estratégia mais economicamente viável. Desta maneira, estudos de vulnerabilidade servem como ferramenta para auxiliar na tomada de decisões referentes ao planejamento, gestão e, conseqüentemente, proteção do manancial subterrâneo. O objetivo deste estudo de caso é avaliar a alteração na classificação da vulnerabilidade à contaminação do Sistema Aquífero Serra Geral, com a inclusão do parâmetro uso e ocupação do solo. Os métodos utilizados na pesquisa foram Drastic original e Drastic-LU. O método Drastic original apresentou vulnerabilidade muito baixa (13,86%), baixa (70,02%) e moderada (16,11%). O método Drastic-LU apresentou vulnerabilidade baixa (54,40%), moderada (17,13%) e alta (12,07%). O parâmetro uso e ocupação do solo demonstrou importante influência na classificação da vulnerabilidade da água subterrânea, pois a presença de atividades antrópicas elevou o potencial de contaminação dos recursos hídricos subterrâneos.

Palavras-chave: Vulnerabilidade. Drastic. Aquífero.

Área Temática: Recursos Hídricos.

Land use in assessing aquifers contamination vulnerability

Abstract: Remediation of contaminated groundwater is not a simple task, and it is well known that having it protected is a more economical strategy. Vulnerability studies help decision making either in planning or in managing groundwater, hence protecting such resource. As a case study, this paper aims to evaluate the vulnerability classification change of the Serra Geral Aquifer System when land use parameter is considered. The original DRASTIC and the DRASTIC-LU methods were used. The original DRASTIC method showed very low (13.86%), low (70.02%) and moderate (16.11%) vulnerability. The DRASTIC-LU method presented low (54.40%), moderate (17.13%) and high (12.07%) vulnerability. Land use had a significant influence to the vulnerability classification, since the anthropogenic activities increased the potential for groundwater contamination.

Keywords: Vulnerability. DRASTIC. Aquifer.

Theme Area: Water Resources.

1 Introdução

Os recursos hídricos subterrâneos quando contaminados são de difícil remediação, o que torna a sua proteção uma estratégia economicamente mais viável. Os estudos de vulnerabilidade à contaminação possibilitam a identificação das áreas mais suscetíveis, auxiliando na tomada de decisões que visem à preservação desses recursos (REGINATO; AHLERT, 2013). A vulnerabilidade de um aquífero pode ser acessada a partir das características que condicionam o quanto o mesmo poderá ser afetado por

uma carga poluente. São considerados aspectos importantes para avaliação da vulnerabilidade o grau de confinamento, profundidade até o lençol freático, condutividade hidráulica, entre outros (HIRATA; FERNANDES, 2008).

O índice Drastic, proposto por Aller *et al.* (1985), é o método de cartografia de vulnerabilidade mais popular nos Estados Unidos e Europa. Obtido a partir da soma ponderada de sete parâmetros: distância até o nível da água (D), recarga (R), litologia do meio aquífero (A), tipo de solo (S), declividade (T), natureza da zona não saturada (I) e condutividade hidráulica (C). Devido a sua flexibilidade, diversos autores realizaram modificações no método original, inserindo novos parâmetros como o uso e ocupação do solo (UMAR *et al.*, 2009; ALAM *et al.*, 2014; JENIFER; JHA, 2018), ou ainda, alterando os pesos e cargas recomendados pelo método original através da aplicação de diferentes técnicas como lógica Fuzzy e AHP (CHEN; FU, 2003; THIRUMALAIVASAN *et al.*, 2003).

O uso e ocupação do solo influenciam na qualidade das águas subterrâneas, pois as diferentes atividades associadas ao mesmo podem acarretar na degradação da qualidade deste recurso hídrico. A prática agrícola, como atividades na lavoura, aumenta o movimento da água e do contaminante através da zona vadosa, caracterizando-se como um importante agente de contaminação da água subterrânea (FILHO, 2008; CANUTO *et al.*, 2010). As áreas vegetadas propiciam a infiltração da água da chuva, garantindo maior potencial de recarga, já os solos descobertos sofrem compactação e sua capacidade de infiltração pode ser reduzida (TUCCI; CLARKE, 1997; JENIFER; JHA, 2018).

As águas subterrâneas da região nordeste do estado do Rio Grande do Sul estão associadas à dois sistemas aquíferos, sendo eles o Sistema Aquífero Serra Geral (Sasg) e o Sistema Aquífero Guarani (SAG). Associado às rochas vulcânicas da Formação Serra Geral, o SASG representa um aquífero fraturado, enquanto o SAG, um aquífero granular confinado pelas rochas vulcânicas ácidas e básicas, associado às rochas sedimentares da Formação Botucatu (REGINATO; AHLERT, 2013). Frequentemente, na região, a água utilizada para abastecimento e desenvolvimento de atividades industriais e agrícolas é oriunda do manancial subterrâneo (REGINATO; AHLERT, 2013; BORTOLIN *et al.*, 2014).

No Município de Caxias do Sul, o abastecimento é realizado, principalmente, através dos recursos hídricos superficiais. No entanto, as águas subterrâneas são utilizadas pelo setor industrial, no desenvolvimento de atividades agrícolas e para o abastecimento de comunidades rurais (VARGAS *et al.*, 2018). Dentro deste contexto, o conhecimento sobre as áreas suscetíveis à contaminação de aquíferos é imprescindível

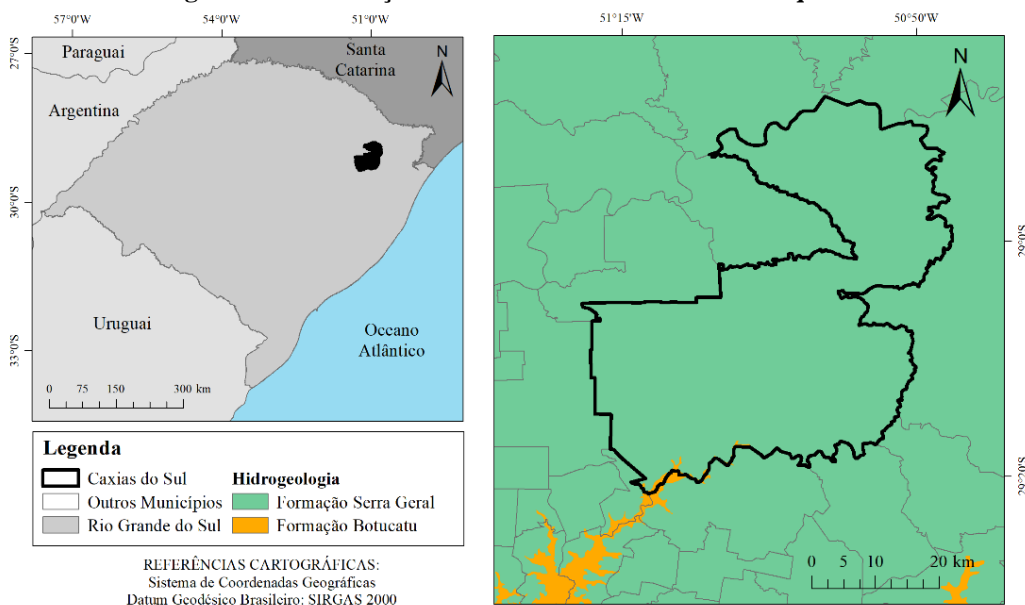
para gestão territorial e avanço no conhecimento sobre a hidrologia subterrânea do município.

O presente trabalho tem como objetivo avaliar a alteração na classificação da vulnerabilidade à contaminação do Sistema Aquífero Serra Geral, com a inclusão do parâmetro uso e ocupação do solo.

2 Caracterização da Área de Estudo

O Município de Caxias do Sul está localizado na região nordeste do estado do Rio Grande do Sul e apresenta uma população estimada de 510.906 habitantes (IBGE, 2019). No município são predominantes os afloramentos de derrames do tipo ácido da Formação Serra Geral, sendo, também, observadas exposições de derrames básicos e a Formação Botucatu (VARGAS *et al.*, 2013). Em relação a caracterização hidrogeológica da região, o Mapa Hidrogeológico do Rio Grande do Sul indica que o aquífero existente é denominado como Sistema Aquífero Serra Geral II (Figura 1).

Figura 1 – Localização da área de estudo e do sistema aquífero



3 Metodologia

Este estudo foi desenvolvido através da aplicação do método DRASTIC e modificações do mesmo. Cada parâmetro constituinte do método recebe um peso “w” de 1 a 5, determinado com base na sua relevância para a vulnerabilidade do aquífero. Também são determinados intervalos para cada parâmetro, aos quais são atribuídas

cargas “r” de 1 a 10, estabelecidas com base na interpretação dos dados do meio físico da área e comparação com valores tabelados. Os parâmetros recarga (R), meio aquífero (A), declividade (T), tipo de solo (S) e material da zona vadosa (I), utilizados nesta pesquisa, foram obtidos em Gomes *et al.* (2019).

A profundidade do nível da água (D) foi determinada através da interpolação dos valores de nível estático de 884 poços tubulares, oriundos do Cadastro Municipal de Poços Tubulares e do Sistema de Informação de Águas Subterrâneas (Siagas). O método de interpolação utilizado foi o *Radial Basis Function with Tension* (RBF), aplicado com a ferramenta *Geostatistical Analyst* do *Software ArcGIS 10.6*.

Tendo em vista as discontinuidades e forte anisotropia dos aquíferos fraturados, o parâmetro condutividade hidráulica foi substituído pela transmissividade para realização do estudo de vulnerabilidade. Tal parâmetro apresenta forte correlação com a condutividade hidráulica, justificando a sua utilização (MAIA E CRUZ, 2011; BORGES *et al.*, 2017). O cálculo da transmissividade foi realizado através do método Cooper Jacob (1946), com auxílio do *Software AquiferTest 2016.1* (SCHLUMBERGER, 2018). Foram utilizados dados de 127 poços tubulares, também oriundos do Cadastro Municipal de Poços Tubulares e Siagas. O mapa de transmissividade foi obtido a partir da interpolação destes dados, utilizando o interpolador CoKrigagem, aplicado com a ferramenta *Geostatistical Analyst* do *Software ArcGIS 10.6*.

Além dos parâmetros originais do método foi inserido o parâmetro uso e ocupação do solo, gerando o modelo DRASTIC-LU. O mapa de uso e ocupação do solo foi obtido a partir dos dados disponibilizados pelo Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo do Brasil (MAPBIOMAS, 2019), referente ao ano de 2018. O uso e ocupação do solo pelo MapBiomass é gerado a partir da classificação pixel a pixel de imagens do satélite Landsat, apresentados no formato matricial (30mx30m). Para o presente estudo foram utilizados os dados referentes ao Bioma Mata Atlântica, onde está inserida a área de estudo.

Os pesos e cargas utilizados no cálculo do índice de vulnerabilidade Drastic estão apresentados na Tabela 1. As cargas e intervalos foram selecionados com base em estudos anteriores da região (REGINATO, 2003; REGINATO; AHLERT, 2013; BORGES *et al.* 2017).

Tabela 1 – Pesos e cargas atribuídos aos parâmetros utilizados pelo método DRASTIC original e Drastic-LU

Parâmetro	Símbolo	Peso	Intervalo	Cargas
Profundidade do nível da água	D	5	0 – 2	10
			2 – 5	9
			5 – 10	7
			10 – 17	5
			17 – 26	3
			26 – 34	2
			> 34	1
Recarga (mm)	R	4	301,13	7
			354,90	8
Meio Aquífero	A	3	Arenito	6
			Basalto	8
Solo (taxa de infiltração)	S	2	Moderada	6
			Baixa	3
			Baixíssima	2
Declividade (%)	T	1	0 – 2	10
			2 – 6	9
			6 – 12	5
			12 – 18	3
			> 18	1
Material Zona Vadosa (aptidão para disposição de resíduos)	I	5	Adequada	1
			Regular	3
			Restrita	6
Transmissividade (m ² /h)	C	3	0 – 0,133	1
			0,133 – 0,493	2
			0,493 – 1,458	4
			1,458 – 5	6
			> 5	8
Uso e ocupação do solo*	LU	5	Floresta	0
			Floresta plantada	0
			Formação campestre	0
			Agropecuária	9
			Infraestrutura urbana	7
			Solo exposto	8
			Recursos hídricos	0

* Modificado de Jenifer e Jha (2018).

A integração dos parâmetros para obtenção do índice, através de álgebra de mapas, foi realizada com auxílio do *Software ArcGIS 10.6*, utilizando a ferramenta *Raster Calculator*. Aller et al (1987) separam os índices em sete classificações, sendo elas: Insignificante (< 79), Muito Baixa (80 – 99), Baixa (100 – 119), Moderada (120 – 139), Alta (140 – 159), Muito Alta (160 – 179) e Extrema (> 180).

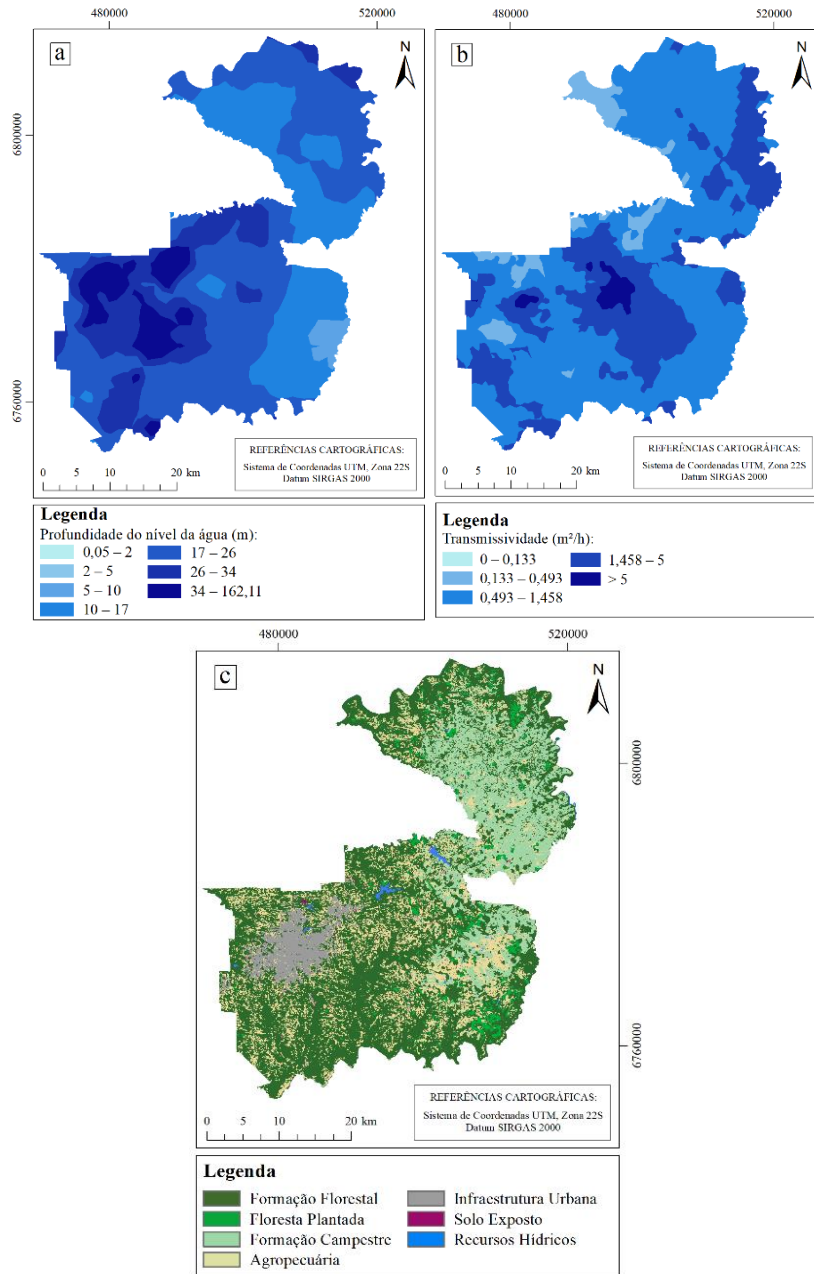
4 Resultados e Discussões

Na Figura 2 estão apresentados os mapas dos parâmetros profundidade do nível da água (D), transmissividade (C) e uso e ocupação do solo (LU). O nível estático, no município, apresentou uma variação de 0,05 a 162,11 m, sendo predominante o intervalo de 17 a 26 m (45,93%). Na porção leste e sudeste da área de estudo, observou-se as menores profundidades do nível da água, inferiores a 10 m (1,9%). Já na porção oeste identifica-se as maiores profundidades, sendo elas superiores a 34 m (8,54%). Em relação ao parâmetro transmissividade identificou-se uma variação de 0,005 a 22 m²/h, sendo a maior porcentagem da área de estudo referente ao intervalo 0,493 a 1,458 m²/h (59,34%).

Referente ao uso e ocupação do solo, há predomínio da formação florestal, totalizando 52,72% da região, seguido de agropecuária (20,13%) e formação campestre (18,73%). As áreas referentes a agropecuária apresentam uma carga mais elevada na aplicação do método, pois representam um maior potencial de possíveis fontes de contaminação do manancial subterrâneo.

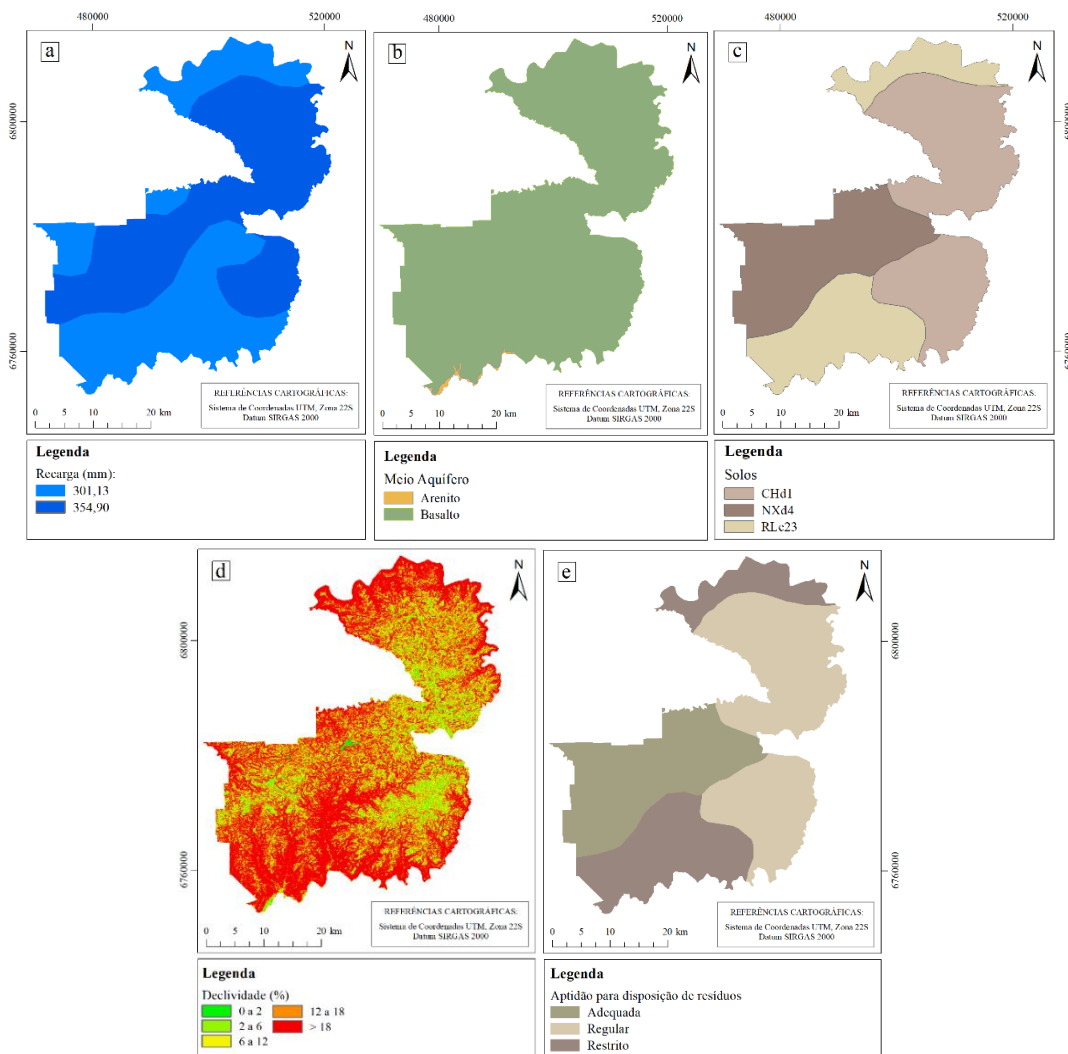
Na Figura 2 estão apresentados os mapas do restante dos parâmetros do Drastic, extraídos do trabalho de Gomes *et al.* (2019). Estes autores classificaram os solos de acordo com a capacidade de infiltração nas classes moderada, baixa e baixíssima, enquanto que o material da zona vadosa foi classificado conforme com a aptidão para disposição de resíduos, separados em adequado regular e restrito.

Figura 2 – Mapas dos parâmetros profundidade do nível da água, transmissividade e uso e ocupação do solo



Fontes: Gomes *et al.* (2019).

Figura 3 – Mapas dos parâmetros recarga, meio aquífero, solo, declividade e zona vadosa



Fonte: Gomes *et al.* (2019).

Na Figura 4 estão apresentados os mapas gerados através do método DRASTIC original (Figura 4a) e modificado (Figura 4b).

O mapa gerado pelo método Drastic original (Figura 4a), resultou em cinco classes de vulnerabilidade, sendo elas insignificante, muito baixa, baixa, moderada e alta. Na área de estudo houve um predomínio da vulnerabilidade baixa (70,02%), seguida da vulnerabilidade moderada (16,11%) e muito baixa (13,86%).

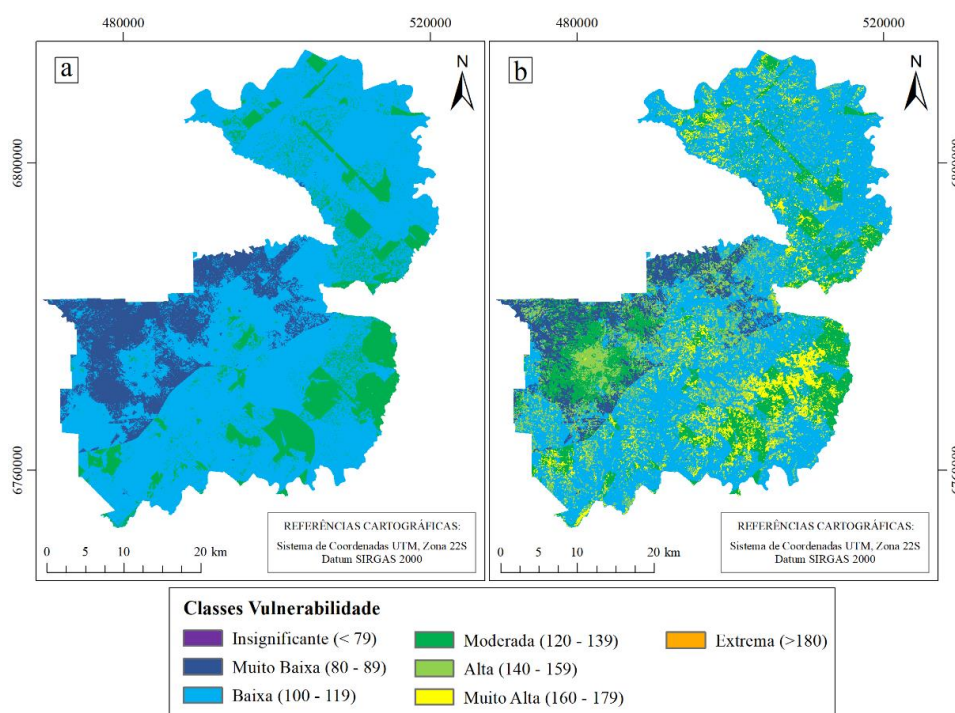
Nas áreas onde a vulnerabilidade é moderada a profundidade do nível da água (Figura 2a) está entre a faixa de 0 a 10 m, estando mais próxima da superfície do solo. Além disso, a recarga (Figura 3a) nessas áreas também é maior. Verifica-se a grande influência desses dois parâmetros no resultado do método, pois ambos apresentam elevado peso na ponderação. Além disso, nota-se no mapa gerado a delimitação das associações do material

da zona vadosa (Figura 3e), em virtude de este parâmetro também apresentar elevado peso na ponderação, conforme já evidenciado em estudo anterior por Gomes *et al.* (2019).

O método Drastic-LU (Figura 4b), no qual foi inserido o parâmetro uso e ocupação do solo, resultou em sete classes de vulnerabilidade: insignificante, muito baixa, baixa, moderada, alta, muito alta e extrema predominando, na área, a classe de vulnerabilidade baixa (54,40%), seguida da moderada (17,13%) e da alta (12,07%). Da mesma forma que o método original, a aplicação do modelo Drastic-LU resultou no predomínio da classe de vulnerabilidade baixa. No entanto, comparado com o DRASTIC original, há uma redução de 22,30% da área classificada como vulnerabilidade baixa, passando de 1.143,28 km² para 888,33 km².

Analisando os mapas das Figuras 2c e 4b, verifica-se que as áreas classificadas com vulnerabilidade moderada, alta e muito alta estão localizadas em regiões onde o uso e ocupação do solo é referente à infraestrutura urbana, solo exposto e agropecuária. Tais usos do solo refletem um maior potencial de contaminação do aquífero, devido às possíveis fontes de contaminação oriundas de atividades exercidas nessas áreas. Nota-se que as áreas de vulnerabilidade muito alta coincidem com regiões destinadas à agropecuária, e tal resultado justifica-se pela elevada carga que essa classe de uso do solo recebe na metodologia.

Figura 4 – Mapas de vulnerabilidade Drastic original (a) e Drastic-LU (b)



Fonte: Gomes *et al.* (2019).

5 Conclusões

A inclusão do parâmetro uso e ocupação do solo ao método Drastic mostrou significativa relevância na análise da vulnerabilidade da água subterrânea, já que expôs mudanças de predomínio e porcentagem de classes em relação ao Drastic original. Em ambos os métodos, foi identificado o predomínio da classe de vulnerabilidade baixa, no entanto, o comparativo entre os métodos demonstrou que o Drastic-LU obteve menor área referente à vulnerabilidade baixa e o consequente aumento da vulnerabilidade em regiões com uso e ocupação do solo relacionados à agropecuária e à infraestrutura urbana.

Tal resultado reflete a importância de considerar os diferentes usos e ocupações do solo, já que a presença dessas atividades eleva o potencial de contaminação dos recursos hídricos subterrâneos.

O mapeamento da vulnerabilidade à contaminação pode ser utilizado como ferramenta de planejamento e gestão das cidades, no que se refere ao manancial subterrâneo. A identificação das diferentes classes de vulnerabilidade do aquífero pode contribuir na delimitação municipal quanto ao zoneamento dos usos do solo, gerenciamento da distribuição das atividades antrópicas e seleção de restrições para a extração de água subterrânea. Portanto, a identificação das classes de vulnerabilidade de aquíferos, natural ou com incorporação de fatores antrópicos, deve estar inserida no contexto do desenvolvimento econômico municipal e, se possível, das esferas estaduais e federais.

Referências

- ALAM, F.; UMAR, R.; AHMED, S.; DAR, F. A. A new model (DRASTIC-LU) for evaluating groundwater vulnerability in parts of central Ganga Plain, India. *Arab. J. Geosci.*, v. 7, p. 927-937, 2014.
- ALLER, L.; BENNET, T.; LEHR, J. H.; PETTY, R. DRASTIC: a standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings. US EPA – EPA/600/2-85/018, 1985.
- ALLER, L.; BENNET, T.; LEHR, J. H.; PETTY, R.; HACKETT, G. DRASTIC: a standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings. US EPA – EPA/600/2-87/035, 1987.
- BORGES, V.M.; ATHAYDE, G. B.; REGINATO, P.A.R. Avaliação da vulnerabilidade natural à contaminação do Sistema Aquífero Serra Geral no Estado do Paraná – Brasil. *Águas Subterrâneas*, v. 31, n. 4, p. 2017.
- BORTOLIN, T. A.; REGINATO, P. A. R.; LEÃO, M. I.; SCHNEIDER, V. E. Hidrogeologia e hidroquímica dos aquíferos fraturados associados às rochas vulcânicas ácidas do Município de Carlos Barbosa – RS. *Revista Ambiente & Água*, v. 9, n. 1, p. 55-67, 2014.
- CANUTO, T. G.; GAMA, A. F.; BARRETO, F. M. S.; NETO, M. F. A. Estimativa do risco potencial de contaminação por pesticidas de águas superficiais e subterrâneas do Município de Tianguá – CE, com aplicação do método de GOSS e Índice de GUS. In: *Anais [...] XVI Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas e XVII Encontro Nacional de Perfuradores de Poços*, 2010, São Luís – MA.
- CHEN, S.; FU, C. A DRASTIC-based fuzzy pattern recognition methodology for groundwater vulnerability evaluation. *Hydrological Sciences*, v. 48, n. 2, p. 211-220, 2003.
- COOPER, H. H.; JACOB, C. E. A. A generalized graphical method for evaluating formation constants and summarizing well field history. *Transactions American Geophysical Union*, v. 27, p. 526-534, 1946.

FILHO, J. M. Contaminação das águas subterrâneas. In: FEITOSA, F. A. C.; FILHO, J. M.; FEITOSA, E. C.; DEMETRIO, J. G. A. **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. Rio de Janeiro: CPRM: LABHID, 2008. 812 p.

GOMES, M. G.; VARGAS, T.; BORTOLIN, T. A.; BELLADONA, R.; BOSCO, V. D.; ADAMI, M. V. C. Estudo de vulnerabilidade de aquíferos no Município de Caxias do Sul – RS utilizando o método DRASTIC. In: **Anais do XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, Foz do Iguaçu, nov. 2019.

HIRATA, R.; FERNANDES, A. J. Vulnerabilidade à Poluição de Aquíferos. In: FEITOSA, F. A. C.; FILHO, J. M.; FEITOSA, E. C.; DEMETRIO, J. G. A. **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. Rio de Janeiro, CPRM: LABHID, 2008. 812 p.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Rio de Janeiro. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rs/caxias-do-sul/panorama>. Acesso: 11 dez. 2019.

JENIFER, M. A.; JHA, M. K. Comparative evaluation of GIS-based models for mapping aquifer vulnerability in hard-rock terrains. **Environmental Earth Sciences**, v. 77, p. 1-26. 2018.

MAIA, P.H.P.; CRUZ, M. J. M. Um Novo Método para Avaliar a Vulnerabilidade de Aquíferos. **Braz. J. Aquat. Sci. Techno**, v. 15, n. 2, p. 29-40, 2011.

MAPBIOMAS. Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo do Brasil. Disponível em: <http://mapbiomas.org>. Acesso em: 1º out. 2019.

REGINATO, P. A. R. **Integração de Dados para Prospecção de Aquíferos Fraturados em Trecho da Bacia Hidrográfica Taquari-Antas – RS**. Porto Alegre, 2003. 254 p. Tese (Doutorado em Engenharia) – Escola de Engenharia de Minas, Metalúrgica e dos Materiais da UFRGS, Porto Alegre, 2003.

REGINATO, P. A. R.; AHLERT, S. Vulnerabilidade do Sistema Aquífero Serra Geral na Região Nordeste do Estado do Rio Grande do Sul. **Revista Águas Subterrâneas**. v. 27, n. 2, p. 32-46. 2013.

REGINATO, P. A. R.; AHLERT, S.; SCHNEIDER, V. E. Caracterização Hidroquímica do Sistema Aquífero Serra Geral na Região Nordeste do Rio Grande do Sul. **Revista Águas Subterrâneas**, v. 27, n. 1, p. 65-78, 2013

SCHLUMBERGER. **AquiferTest 2016.1**. Texas, 2018.

THIRUMALAIIVASAN, D.; KARMEGAM, M.; VENUGOPAL, K. AHP-DRASTIC: software for specific aquifer vulnerability assessment using DRASTIC model and GIS. **Environmental Modelling and Software**. v. 18, p. 645-656. 2003.

TUCCI, C.E.M; CLARKE, R. T. Impacto das mudanças da cobertura vegetal no escoamento: revisão. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 2, n. 1, p. 135-152, jan./jun. 1997.

UMAR, R.; AHMED, I.; ALAM, F. Mapping groundwater vulnerable zones using modified DRASTIC Approach of an Alluvial Aquifer in parts of Central Ganga Plain, Western Uttar Pradesh. **Journal Geological Society of India**, v. 73, p. 193-201, 2009.

VARGAS, T.; ADAMI, M. V.D.; AVER, E. A. S; BELLADONA, R.; ZAGO, M. A.; FRIZZO, E. E. (2013). “Monitoramento Hidroquímico dos Córregos Afluentes a Represa Faxinal, Caxias do Sul – RS” in **Anais do XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, Bento Gonçalves, nov, 2013. p. 1-8.

VARGAS, T.; GOMES, M. G.; BELLADONA, R.; ADAMI, M. V. D. Aplicação do Interpolador IDW para Elaboração de Mapas Hidrogeológicos Paramétricos na Região da Serra Gaúcha. **Scientia cum Industria**, v. 6, n. 3, p. 38-43. 2018.

Avaliação da qualidade da água por série histórica de estações fluviométricas no rio Machado em Rondônia

Caryne Ferreira Ramos¹, Naara Ferreira Carvalho de Souza², Beatriz Machado Gomes³, Ana Lúcia Denardin da Rosa⁴, André Azevedo Machado⁵

¹ Universidade Federal de Rondônia (caryne12@gmail.com)

² Universidade Federal de Rondônia (naaraferreira94@gmail.com)

³ Universidade Federal de Rondônia (beatrizunirjp@gmail.com)

⁴ Universidade Federal de Rondônia (eng.analucia@yahoo.com.br)

⁵ Universidade Federal de Santa Maria (andremachado07@hotmail.com)

Resumo: O processo de modificação do espaço pelo ser humano tem causado uma grande pressão sobre o ambiente, sobretudo o aquático, se tornando importante estudar os efeitos desse processo na qualidade da água ao longo do tempo. Desse modo, o estudo objetiva avaliar o comportamento das variáveis de qualidade da água disponíveis em séries históricas de estações fluviométricas do rio Machado, no Estado de Rondônia. Para isso foram consultados os dados disponibilizados pelo Hidroweb para as estações fluviométricas Sítio Bela Vista, Ji-Paraná e Tabajara que se situam no rio Machado. Com relação à variável pH, observou-se que o rio Machado apresenta característica ácida, estando 18,75% (Sítio Bela Vista), 28,3% (Ji-Paraná) e 27,07% (Tabajara) dos valores mensais fora da faixa estabelecida pela resolução. Para a turbidez pode-se dizer que a água do rio Machado possui característica de baixa a média turbidez, haja vista que permanece em 79,3% (Sítio Bela Vista), 92,8% (Ji-Paraná) e 95,8% (Tabajara) dos valores mensais abaixo do valor máximo permitido –VMP. Em se tratando de OD, verifica-se que, ao longo da série 89,6% (Sítio Bela Vista), 76,5% (Ji-Paraná) e 69,7% (Tabajara) dos valores mensais da água do rio Machado apresenta valores superiores a 5,0mg.L⁻¹. Constatou-se que para as variáveis analisadas o rio Machado se enquadra na maior parte do tempo na classe 2, considerando as variáveis estudadas, nos trechos analisados e também a tendência de elevação de pH ao longo dos anos e em região menos antropizada verificou-se tendência de elevação das concentrações de OD.

Palavras-chave: Comportamento hídrico. Variáveis hidrológicas. Vazão hídrica.

Área Temática: Recursos Hídricos.

Assessment quality water by historical series of fluviometrics stations in Machado river of Rondônia

Abstract: The process of alteration space by humans over time, seeking to meet their needs, caused a great pressure on the environment, especially in the aquatic. Therefore, it is important to study the effects of this process on water quality over time. In this way, the study aims to evaluate the behavior of water quality variables available in the historical series of Machado river stations in the state of Rondônia. For this, the data from river stations provided by HIDROWEB for the Sítio Bela Vista, Ji-Paraná and Tabajara which are installed on the Machado river were consulted. Regarding the allowable pH variable, the Machado river presents acid characteristics, 18.75% (Sítio Bela Vista), 28.3% (Ji-Paraná) and 27.07% (Tabajara) of the monthly values out of range established by the resolution. For turbidity, it can be said that the water of Machado river has characteristics of low average turbidity, being able to remain in 79.3% (Sítio Bela Vista), 92.8% (Ji-Paraná) and 95.8% (Tabajara) of monthly values below the maximum allowed. In the case of DO, ensure that throughout the series 89.6% (Sítio Bela Vista), 76.5% (Ji-Paraná) and 69.7% (Tabajara) of monthly data from Machado river water presents values higher than 5.0mg.L⁻¹. It was found that for the analyzed variables the river Machado fits most of the time in class 2, in the analyzed sections and also a tendency of pH elevation over the years and, in a less anthropized region, there was a tendency to increase the concentrations of DO.

Keywords: Water behavior. Hydrological variables. Water flow.

Theme Area: Resources Water.

1 Introdução

A água é um recurso natural indispensável aos seres vivos e vem sendo constantemente ameaçada pela ação humana. A enorme pressão que as atividades econômicas e o aumento populacional exercem sobre os recursos hídricos reflete no agravamento de sua degradação e contaminação (WOLKMER; PIMMEL, 2013).

Nesse contexto, as modificações ocorridas nas bacias hidrográficas, pela ação humana, influenciam diretamente nos processos hidrológicos. No entanto, as consequências só serão observadas posteriormente, quando ocorrerem eventos extremos, como secas prolongadas e inundações, provocando impactos econômicos, sociais e ambientais (ANDRADE *et al.*, 2013).

O Estado de Rondônia, conforme o estabelecido pelo Decreto n. 10.114/2002, está dividido em sete bacias hidrográficas: Bacia do Guaporé, do Mamoré, do Abunã, da Madeira, do Jamari, do Roosevelt e do Machado ou do Ji-Paraná (RONDÔNIA, 2002). Essas bacias, até a segunda metade do século XIX, eram áreas com população indígena e cobertura vegetal.

Com a intensificação dos movimentos migratórios devido ao ciclo da borracha, essa situação mudou, e, nas décadas de 70 e 80, ocorreu uma onda migratória maior em busca de um local para fixar residência, movimento que ocorreu, principalmente, às margens do rio Machado, por esse estar nas proximidades da principal rodovia federal que corta o Estado, a BR 364 (PERH, 2018).

O rio Machado, pertencente à bacia de mesmo nome, é formado pela união dos rios Comemoração e Pimenta Bueno, nas proximidades da cidade de Pimenta Bueno, e seu curso se estende até a foz do rio Madeira. Sua bacia é a segunda mais importante do Estado, pois atravessa vários Municípios ganhando significâncias (IBGE, 2019).

Tendo em vista que a bacia do rio Machado possui uma das maiores taxas de desmatamento da região Amazônica, sendo permeada de forma intensa por áreas urbanizadas e com atividades agropecuárias (KRUSCHE *et al.*, 2005; PERH, 2018), a avaliação do comportamento dos parâmetros físico-químicos, tais como Temperatura, pH, Turbidez, Condutividade Elétrica e Oxigênio Dissolvido, que indicam a qualidade da água dos rios pertencentes a ela é importante, definindo o quadro atual, assim como futuros, a partir das demandas relacionadas aos diferentes usos setoriais.

Sendo assim, o objetivo deste estudo é avaliar o comportamento das variáveis de qualidade de água disponíveis em séries históricas de estações fluviométricas do rio Machado, no Estado de Rondônia.

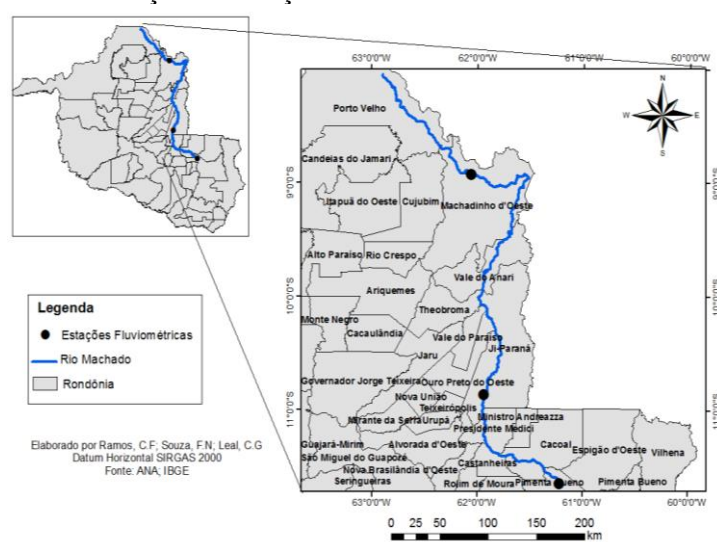
2 Desenvolvimento

Com a finalidade de alcançar o objetivo do presente trabalho, foi consultado o Plano Estadual de Recursos Hídricos (PERH) (2018), o Inventário das Estações Fluviométricas (2009), e identificadas as estações fluviométricas instaladas no rio Machado.

Verificou-se que há três estações nesse rio: Sítio Bela Vista (15559000), localizada no Município de Pimenta Bueno; Ji-Paraná (15560000), no Município de Ji-Paraná; e Tabajara (15580000), no Machadinho d'Oeste. A estação Ji-Paraná é a mais antiga, estando instalada desde 1975, seguida da estação Tabajara desde 1998 e da estação Sítio Bela Vista, instalada desde 2002 (Figura 1).

Os dados foram analisados entre os anos de dados disponíveis para cada estação desde a data de instalação de cada uma até o dado mais atual.

Figura 1 – Localização das estações fluviométricas instaladas no rio Machado



Fonte: Os autores

A estação Tabajara possui cerca de 90% de sua área florestada e não possui grandes declives; o tipo de solo predominante é o Latossolo. Já a estação Ji-Paraná tem 70% da área com predominância de pastagem, e os solos presentes na região são os Latossolos e os Cambissolos, que possuem cerca de 70% e 46% de argila, respectivamente, em sua composição, o que retarda o processo erosivo (DINATO, 2013). Com relação à estação Sítio Bela Vista, a predominância do solo é o Cambissolo Háplico (DIAS, 2015), que possui a característica de ser pouco desenvolvido, com a presença de rocha, é normalmente um solo de pouco profundo a profundo, sendo normalmente de baixa permeabilidade (MARQUES *et al.*, 2007; ZARONI; SANTOS, 2019).

De posse dos códigos das estações fluviométricas, foi consultado o *site* do HIDROWEB e obtidos os dados de qualidade de água (Temperatura, Potencial Hidrogeniônico – pH, Turbidez e Oxigênio Dissolvido – OD) por meio da série histórica disponível para cada estação, originando a discussão e gráficos.

Em análise a variável temperatura, verificou-se que a estação Sítio Bela Vista apresentou uma variação de temperatura entre 24°C a 30°C ao longo do período apresentado, já a estação Ji-Paraná apresenta-se variando dentro de uma faixa aproximada de 22°C a 30°C e para a estação Tabajara, a variação também aconteceu entre 24,1 e 31,6°C (Gráficos 2, 3 e 4).

A Resolução Conama n. 357, de 17 de março de 2005, que dispõe sobre classificação e enquadramento de corpos-d'água não estabelece valor de temperatura para enquadramento das classes por essa ser uma característica regional, e o instrumento legislativo ser de abrangência nacional.

Em pesquisa de caracterização da qualidade de água em várias bacias hidrográficas do Estado de Rondônia, entre elas a bacia do rio Machado, realizada no período de 1996 a 1997 por Zuffo (2013) foram verificados valores entre 21°C a 33°C, estando aproximado ao obtido por meio das séries históricas.

Com relação à variável pH, observou-se que o rio Machado apresenta característica ácida ($\text{pH} < 7,0$) estando 18,75%, 28,3% e 27,07% dos valores mensais para as estações Sítio Bela Vista, Ji-Paraná e Tabajara, respectivamente, fora da faixa estabelecida para os rios de classe 2 pela Resolução Conama n. 357/2005 de 6,0 a 9,0 (Gráficos 5, 6 e 7).

Gráfico 2 – Temperatura para o rio Machado obtida na estação fluviométrica Sítio Bela Vista entre os anos de 2002 a 2019

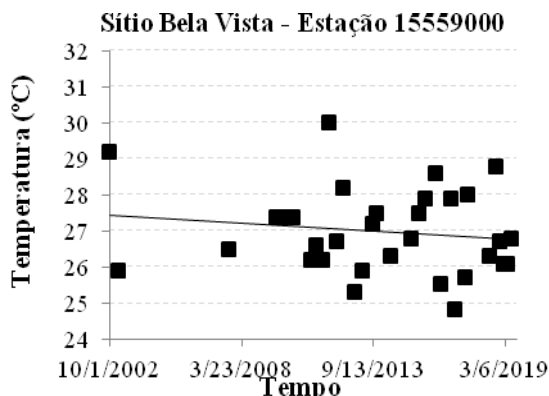
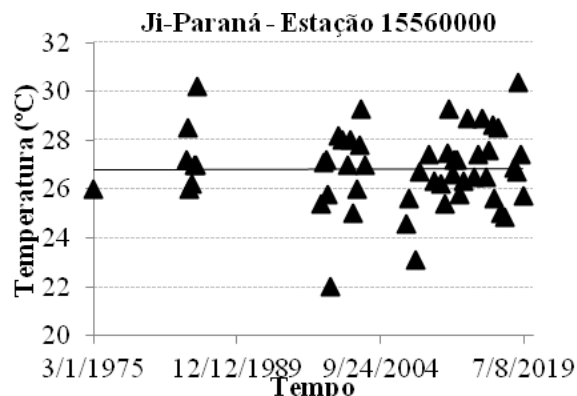


Gráfico 3 – Temperatura para o rio Machado obtida na estação fluviométrica Ji-Paraná entre os anos de 1975 a 2019



Fonte: Os autores

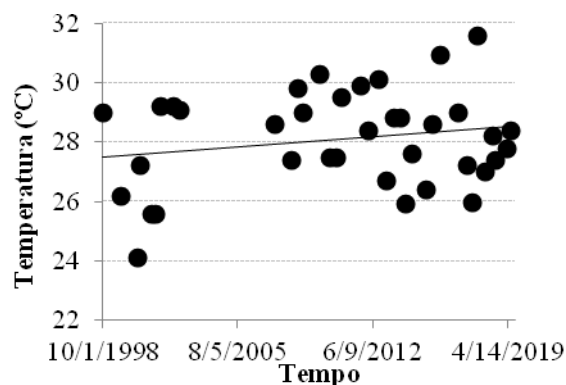
Apenas em três momentos foi identificado valor de pH superior a 9,0 tendo ocorrido uma vez para a estação Sítio Bela Vista e Ji-Paraná em julho de 2017 e a outra para a estação Tabajara em março de 2018. Em pesquisa aos relatórios da CPRM referente à confiabilidade dos dados obtidos verificou-se que para o mês de julho de 2017 para as estações Sítio Bela Vista e Ji-Paraná os dados foram apresentados como reprovados e críticos, indicando que ocorreu alguma limitação na obtenção dos dados, o que pode vir a explicar a sua discrepância, já para Tabajara os dados estão como aprovados e normais.

Buscando identificar a causa da discrepância do valor de pH para março de 2018 na estação Tabajara foi verificada a vazão, a qual foi igual a 3.478,21m³/s, não se trata de uma vazão extrema, tendo levado a constatar ocorrência de algum evento pontual na área que pode ter elevado o pH.

Nota-se que a tendência é de valores de pH mais elevados ao longo do tempo e este dado pode estar relacionado a descaracterização das condições naturais ocasionadas pelo desmatamento, tendo em vista que a característica natural dos rios amazônicos são valores de pH ácidos devido à decomposição da matéria orgânica advinda da floresta densa (SIOLI; KLINGE, 1962; WALKER, 1995 *apud* SILVA *et al.*, 2013).

Em pesquisa realizada por Dias (2015) foi verificado que entre os anos de 1973 e 2015 ocorreu redução de 19,9% da área voltada para vegetação arbórea e aumento de 22,94% da área antropizada em toda bacia do rio Machado. Sendo assim, a elevação dos valores de pH pode estar relacionada a modificação do uso e ocupação do solo na região das estações fluviométricas.

Gráfico 4 – Temperatura para o rio Machado obtida na estação fluviométrica Tabajara entre os anos de 1998 e 2019



Fonte: Os autores.

Gráfico 5 – Potencial Hidrogeniônico – pH para o rio Machado obtido na estação fluviométrica Sítio Bela Vista entre os anos de 2002 a 2019

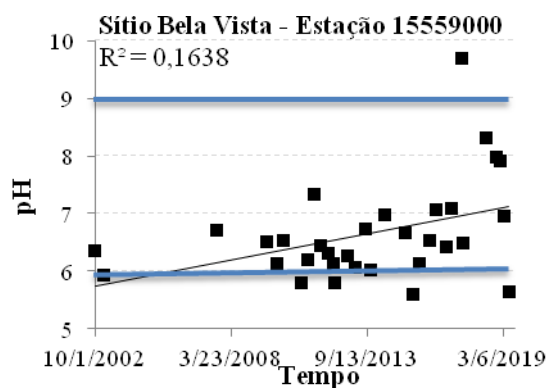
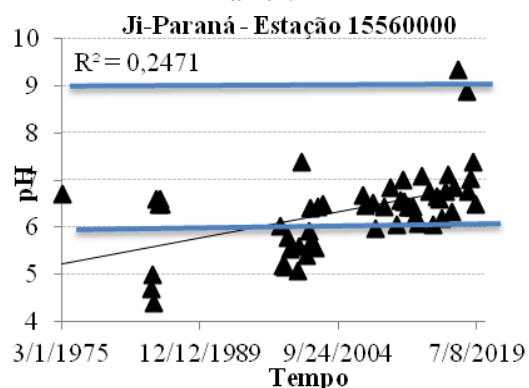
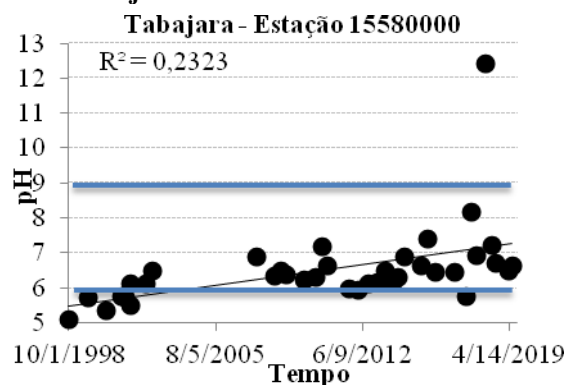


Gráfico 6 – Potencial Hidrogeniônico – pH para o rio Machado obtido na estação fluviométrica Ji-Paraná entre os anos de 1975 a 2019



Fonte: Os autores.

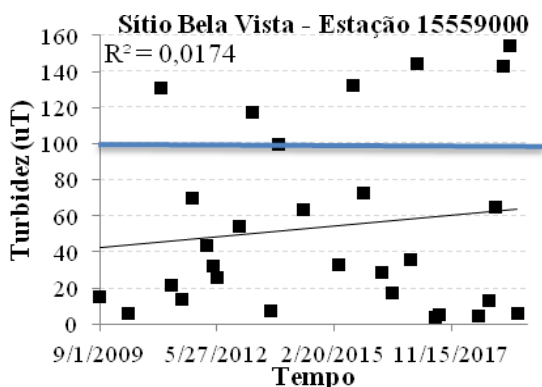
Gráfico 7 – Potencial hidrogeniônico – pH para o rio Machado obtido na estação fluviométrica Tabajara entre os anos de 1998 a 2019



Fonte: Os autores.

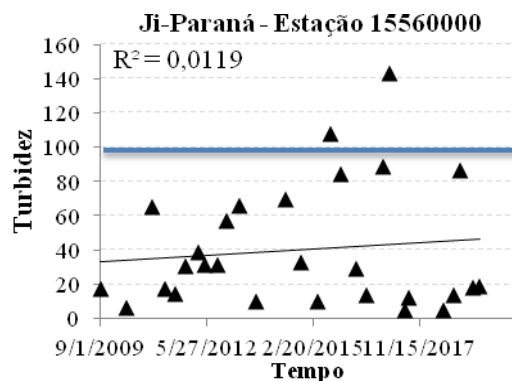
Ao analisar a variável turbidez notou-se que a série histórica apresenta valores para este parâmetro apenas a partir de 2009 (Gráficos 8, 9 e 10).

Gráfico 8 – Turbidez para o rio Machado obtida na estação fluviométrica Sítio Bela Vista entre os anos de 2009 a 2019



Fonte: Os autores.

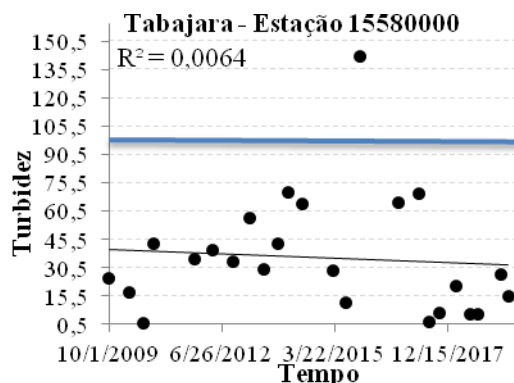
Gráfico 9 – Turbidez para o rio Machado obtida na estação fluviométrica Ji-Paraná entre os anos de 2009 a 2019



Fonte: Os autores.

Por meio dos valores de turbidez pode-se dizer que a água do rio Machado possui característica de baixa a média turbidez, haja vista permanece em 79,3% dos valores mensais da estação Sítio Bela Vista, 92,8% da estação Ji-Paraná e 95,8% da estação Tabajara abaixo do valor máximo permitido (VMP) para as águas doces de classe 2 (100 UNT) (Gráficos 8, 9 e 10), isso pode estar ocorrendo devido a característica do solo da região que como supracitado é de predominância latossólica e cambissólica de maior proporção argilosa dificultando o processo erosivo (ZSEE, 1997 *apud* DINATO, 2013).

Gráfico 10 – Turbidez para o rio Machado obtida na estação fluviométrica Tabajara entre os anos de 2009 a 2019



Fonte: Os autores.

Verificou-se que os valores de turbidez apresentaram-se superiores em três momentos, sendo eles: agosto (seca) de 2015 e fevereiro (cheia) de 2017 na estação de Ji-Paraná e novembro (enchente) de 2015 na estação Tabajara. Observa-se que para a

estação Sítio Bela Vista seis meses de toda série apresentaram-se acima do VMP e diz respeito a meses de seca, enchente e cheia.

Esses valores superiores para o ano de 2017 na estação Sítio Bela Vista e Ji-Paraná podem ser explicados pela falta de confiabilidade dos dados obtidos, como discutido anteriormente. Já com relação aos demais meses, foram verificados os valores de vazão e visto que se tratam de vazões diferentes em proporção (agosto de 2015 – 310,84m³/s (Ji-Paraná); novembro de 2015 – 455,76m³/s (Tabajara); fevereiro de 2011 – 902,18m³/s; abril de 2013 – 732,01m³/s; agosto de 2015 – 224,73m³/s; fevereiro de 2019 – 753,34m³/s; abril de 2019 – 692,86m³/s (Sítio Bela Vista), não tendo sido identificado um padrão de vazão para justificativa dos valores discrepantes de turbidez.

Em um estudo de Silva *et al.* (2013), foram encontrados valores de 8,45 a 165,36 UNT para turbidez no rio Amazonas, de outubro de 2018 a novembro de 2011, onde foram analisados 17 pontos ao longo do rio, estando na mesma faixa de variação observada para as séries históricas em questão.

Quanto ao Oxigênio Dissolvido (OD), é notório que, de modo geral, ao longo da série 89,6% (Sítio Bela Vista), 76,5% (Ji-Paraná) e 69,7% (Tabajara) das médias mensais a água do rio Machado apresenta valores de OD superiores a 5,0mg.L⁻¹ (Gráficos 11, 12 e 13).

Verifica-se que a tendência dos valores de OD para a estação de Ji-Paraná está reduzindo ao longo do tempo, diferentemente para as estações Sítio Bela Vista e Tabajara.

A tendência de redução dos valores de OD na estação de Ji-Paraná podem estar ocorrendo pelo fato de ser a área mais antropizada das analisadas e já estar expressando os efeitos dessa urbanização (DIAS, 2015).

Martins (2009) encontrou concentrações de OD aproximadas às da estação Sítio Bela Vista e Tabajara, para a sub-bacia do rio Candeias, variando de 0,8mg.L⁻¹ a 10,8mg.L⁻¹ no mês de agosto de 2007.

Apesar das três estações analisadas terem apresentado valores das variáveis em faixas aproximadas, verificou-se que houve um comportamento de tendência diferente, e essa divergência observada pode estar relacionada aos valores de vazão identificados em cada área. Na estação Sítio Bela Vista, os valores de vazão variam entre vazão máxima de 1.060,43m³/s a 118,24m³/s de vazão mínima, enquanto na estação Ji-Paraná a água do rio Machado alcança vazões máxima de 2.457,09m³/s e mínima de 111,64m³/s, e, na estação Tabajara, por se localizar nas proximidades da foz do rio Machado, a máxima é de 4.614,63m³/s, e a mínima, de 160,07m³/s.

Gráfico 11 – OD para o rio Machado obtido na estação fluviométrica Sítio Bela Vista entre os anos de 2002 a 2019

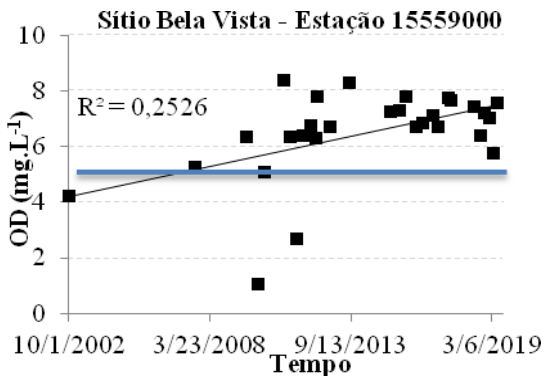


Gráfico 12 – OD para o rio Machado obtido na estação fluviométrica Ji-Paraná entre os anos de 1975 a 2019

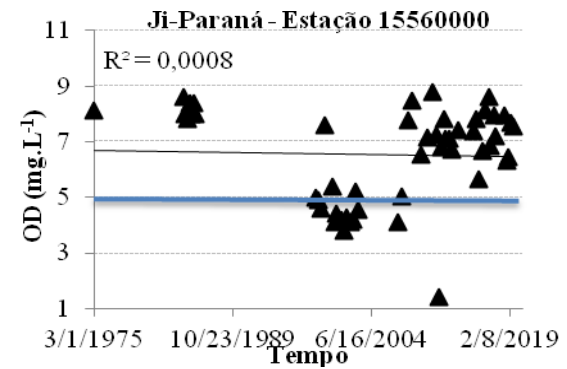
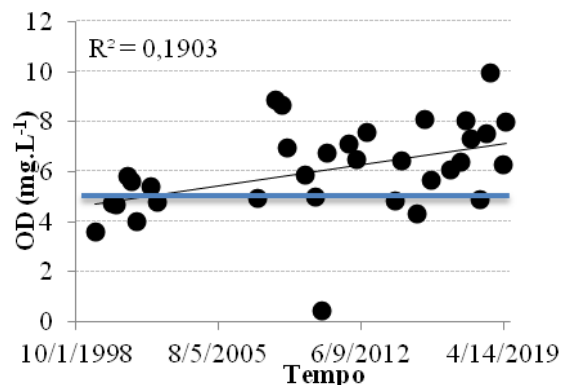


Gráfico 13 – OD para o rio Machado obtido na estação fluviométrica Tabajara entre os anos de 1998 a 2019



4 Conclusão

Com base nas séries históricas, constata-se que para as variáveis analisadas o rio Machado se enquadra na maior parte do tempo na classe 2 sugerida pela Resolução Conama n. 357/2005, nas estações Sítio Bela Vista, Ji-Paraná e Tabajara. Estando fora do padrão em sua maioria de valores mensais, para as variáveis pH e OD para as estações Ji-Paraná e Tabajara.

Constatou-se tendência de elevação de pH ao longo dos anos, tendo como principal fator contribuinte a modificação do uso e ocupação do solo e, em região menos antropizadas, verificou-se tendência de elevação das concentrações de OD e redução para a região mais antropizada.

Não foram verificados valores expressivos de correlação entre as variáveis analisadas e o tempo, no entanto, ressaltam-se as tendências analisadas para pH e OD, podendo vir a apresentar coeficientes significativos quando houver uma série histórica maior.

Referências

- ANA. AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. **Inventário das estações fluviométricas**. 2. ed. Brasília: ANA; SGH, 2009.
- ANDRADE, M. A.; MELLO, C. R.; BESKOW, S. Simulação Hidrológica em uma Bacia Hidrográfica representativa dos Latossolos na região Alto Rio Grande – MG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 1, p. 69-76, 2013.
- BRASIL. Resolução n. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama). **Diário Oficial da União**, v. 53, n. 18, p. 58-63, mar. 2005.
- RONDÔNIA (Estado). Decreto n. 10.114, de 20 de setembro de 2002. Regulamenta a Lei Complementar n. 255, de 25 de janeiro de 2002. **Diário Oficial**. Legislação Estadual. Porto Velho, 20 set. 2002. Disponível em: <http://ditel.casacivil.ro.gov.br/COTEL/Livros/Files/D10114.pdf>. Acesso em: 15 dez. 2019.
- DIAS, R. H. S. **Análise do uso e ocupação do solo e do comportamento da bacia hidrográfica do rio Machado em eventos hidrológicos extremos**. 2015. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Fundação Universidade Federal de Rondônia, Porto Velho, 2015.
- DINATO, B. I. **Aplicação do Swat para Simulação de Sedimentos e Vazão na Bacia do Rio Ji-Paraná – RO**. 2015. Trabalho de Conclusão de Curso, Departamento de Engenharia Ambiental. Fundação Universidade Federal de Rondônia, Campus de Ji-Paraná. 2015.
- HIDROWEB. **Séries históricas de estações**. Disponível em: <https://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas>. Acesso em: 7 nov. 2019.
- IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Catálogo 2019**. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/biblioteca-catalogo.html?id=450475&view=detalhes>. Acesso em: 15 dez. 2019.
- KRUSCHE, A. V. *et al.* Efeitos das mudanças no uso da terra na biogeoquímica dos corpos-d'água da bacia do rio Ji-Paraná, Rondônia. **Acta Amaz**, Manaus, v. 35, n. 2, 2005.
- MARQUES, F. A.; RIBEIRO, M. R.; BITTAR, S. M. B.; NETO, J. A. L.; WANDERLEY, F. L. Caracterização e classificação de Cambissolos do arquipélago de Fernando de Noronha, Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 5, set./out. 2007.
- MARTINS, A. S. **Avaliação das águas superficiais sob uso e ocupação na Sub-Bacia do Rio Candeias – RO – Amazônia Ocidental**. Porto Velho: UNIR, 2009. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio ambiente) – Programa de Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio ambiente. Universidade Federal de Rondônia, Porto Velho, 2008.
- MMA. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Rondônia**: Relatório Final. 2018.
- SILVA, M. S. R.; MIRANDA, S. A. F.; DOMINGOS, R. N.; SILVA, S. L. R.; SANTANA, G. P. Classificação dos Rios da Amazônia: uma estratégia para a preservação desses recursos. **Holos**, v. 13, n. 2, p. 163, 2013.

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte – MG, UFMG, 2014.

WOLKMER, M. F. S.; PIMMEL, N. F. Política Nacional de Recursos Hídricos: governança da água e cidadania ambiental. **Sequência**, Santa Catarina, v. 34, n. 67, p. 165, 2013.

ZARONI, M. J.; SANTOS, H. G. **Cambissolos**: definição e características gerais. Disponível em: https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/arvore/CONTAG01_8_2_212200611538.html. Acesso em: 13 dez. 2019.

ZUFFO, C. E.; NASCIMENTO, G. F.; ABREU, F. A. M.; CAVALCANTE, I. N. Caracterização da Qualidade de Águas Superficiais em Rondônia. **Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ**, v. 36, n. 2, p. 25-39, 2013.

Qualidade da água do rio Pirarara em trecho dos Bairros Floresta e Princesa Isabel – Cacoal – RO: uma abordagem sobre indicadores de sustentabilidade

Naara Ferreira Carvalho de Souza¹, Douglas Linz Ricardo²,
Rafaela Carvalho Barcelos³, Beatriz Machado Gomes⁴, André Azevedo Machado⁵

¹Universidade Federal de Rondônia (naaraferreira94@gmail.com)

² Universidade Federal de Rondônia (douglas.linz@gmail.com)

³ Universidade Federal de Rondônia (eng.rafaelacbarcelos@gmail.com)

⁴ Universidade Federal de Rondônia (beatrizunirjp@gmail.com)

⁵ Universidade Federal de Santa Maria (andremachado07@hotmail.com)

Resumo: A água é um recurso natural que vem tendo sua qualidade ameaçada pelas ações antrópicas, o que pode afetar a disponibilidade futura. Sendo assim, o objetivo deste estudo é realizar um diagnóstico situacional da qualidade da água do rio Pirarara em um trecho urbano do Município de Cacoal – RO, com a aplicação da matriz de indicadores de sustentabilidade Pressão-Estado-Impacto-Resposta (Peir) e análises laboratoriais. Dessa forma, os principais indicadores de pressão correspondem às ocupações irregulares das margens do rio, a supressão de vegetação e o descarte de resíduos sólidos e líquidos, que têm influenciado no indicador de qualidade da água (estado) por meio da alteração das características físicas, químicas e/ou microbiológicas, como a condutividade elétrica, coliformes e fósforo. Apesar de alguns parâmetros se mostrarem alterados, a qualidade da água apresentou estado *satisfatório* para rios de classe 2, sendo esse reflexo dos indicadores de resposta implementados pela população e pelo Poder Público para a recuperação desse curso-d'água.

Palavras-chave: Recursos hídricos. Peir. Indicadores.

Área Temática: Recursos Hídricos.

Pirarara river water quality in stretch of the Floresta and Princesa Isabel neighborhoods – Cacoal – RO: an approach on sustainability indicators

Abstract: Water is a natural resource that has been threatened by anthropic actions, which may affect future availability. Thus, the objective of the study was to perform a situational diagnosis of the Pirarara river water quality in an urban stretch of Cacoal – RO, with the application of the PEIR sustainability indicators matrix and laboratory analysis. Thus, the main pressure indicators correspond to irregular riverbank occupations, vegetation suppression and solid and liquid waste disposal, which has influenced the water quality indicator (state) by changing physical characteristics, chemical and/or microbiological conditions such as electrical conductivity, coliforms and phosphorus. Although some parameters were altered, the water quality was “satisfactory” for class 2 rivers, reflecting the response indicators implemented by the population and public authorities for the recovery of this watercourse.

Keywords: Water resources. Peir. Indicators.

Theme Area: Water Resources.

1 Introdução

A água é um recurso natural essencial à vida na Terra, importante nos desenvolvimentos econômico e social do ser humano e na preservação dos

ecossistemas. Com o crescimento da demanda pelo uso da água, bem como a ausência de condutas e políticas públicas ativas voltadas à sua gestão e conservação têm aumentado também a degradação e os conflitos pelo recurso, o que pode afetar a disponibilidade futura (MEIER, 2014).

A qualidade da água consiste em um conjunto de características químicas, físicas e biológicas determinantes na definição dos seus usos, bem como para identificar os fatores que afetam essa qualidade e para prevenir a degradação dos corpos hídricos. Um dos principais fatores para o comprometimento da qualidade da água superficial é a ocupação humana mal planejada nas proximidades dos mananciais, impactados pelo despejo de efluentes, resíduos sólidos e remoção da vegetação contígua (MEDEIROS *et al.*, 2016; TEIXEIRA *et al.*, 2015).

Nesse contexto, surge a preocupação quanto à qualidade das águas do rio Pirarara, um curso-d'água com parte da sua área de drenagem inserida no núcleo urbano do Município de Cacoal – RO. Ao longo desse curso, na área urbana, é comum a observação de ocupações irregulares às suas margens, as quais podem estar exercendo algum tipo de interferência nas características qualitativas desse corpo hídrico.

Os índices e indicadores ambientais são importantes instrumentos para caracterizar o estado e as tendências da qualidade da água, expressando, de forma integrada e interpretativa, os dados obtidos no monitoramento (ANDRIETTI *et al.*, 2016). Uma metodologia adotada para o monitoramento e análise das condições ambientais trata-se da matriz de indicadores denominada Peir desenvolvida pela Organização para a Cooperação e o Desenvolvimento Econômico (OCDE), em 1993 e aprimorado pelo Programa das Nações Unidas e Meio Ambiente – (Pnuma) em 2007 (SILVA *et al.*, 2012).

Através dela são identificados os fenômenos antrópicos responsáveis pelas causas dos problemas ambientais (indicador de Pressão), o estado em que o meio ambiente se encontra em razão das ações humanas (indicador de Estado), os efeitos socioeconômicos e de qualidade de vida da sociedade (indicador de Impacto) e as medidas implementadas para minimizar os problemas e aumentar a sustentabilidade ambiental (indicador de Resposta) (MIRANDA; BRAGA, 2011).

O presente trabalho tem como objetivo realizar um diagnóstico situacional da qualidade da água do rio Pirarara no trecho urbano que compreende os limites dos Bairros Floresta e Princesa Isabel, por meio da aplicação da matriz de indicadores de sustentabilidade Peir agregado à realização de análises físico-químicas e microbiológicas da água.

2 Desenvolvimento

2.1 Área de estudo

O Município de Cacoal está localizado na região centro-leste do Estado de Rondônia, possui uma população estimada de 85.359 habitantes, com 20,72 hab./km² e área territorial de 3.792,892 km² (IBGE, 2010, 2019).

O estudo foi desenvolvido nos dias 2 e 3 de novembro de 2019, em um trecho de cerca de 600 metros do rio Pirarara, dentro dos limites dos Bairros Floresta e Princesa Isabel. A escolha da área se deu em virtude da existência de ações voltadas à preservação do curso-d'água pela Associação Comunitária do Bairro Floresta (Ascobaflor) e pelo Poder Público.

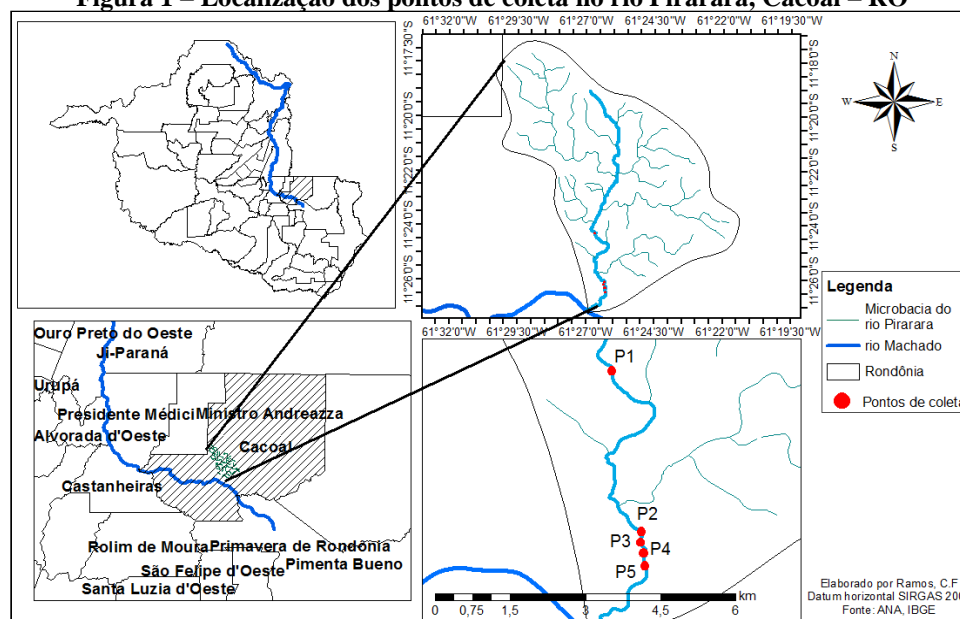
2.2 Levantamento dos dados

Para a realização do diagnóstico situacional da qualidade das águas do rio Pirarara, foi adotada a técnica de indicadores de sustentabilidade Peir (DGA/DSI, 2000; PNUMA, 2002).

As variáveis do modelo Peir foram detectadas a partir da aplicação de questionários socioeconômico-ambientais à população ribeirinha residente em ambas as margens do rio Pirarara no trecho delimitado, totalizando 45 questionários, bem como pela exploração visual da área, com respectivo registro em formulário de campo de aspectos influenciadores, positivos ou negativos da qualidade da água.

Para a determinação do indicador de estado, além das técnicas descritas, foram realizadas análises físico-químicas e microbiológicas da água do rio. Para tanto, foram realizadas coletas em cinco pontos (Figura 1). O ponto de coleta P1 está situado a montante, fora do núcleo urbano, e a escolha se deu no intuito de observar a qualidade da água antes e após adentrar o perímetro urbano. Já os demais pontos (P2, P3, P4 e P5) se localizavam dentro dos limites dos Bairros Floresta (margem esquerda) e Princesa Isabel (margem direita), adotando uma distância de 200 metros entre um e outro.

Figura 1 – Localização dos pontos de coleta no rio Pirarara, Cacoal – RO



Fonte: Os autores.

In loco foram medidos os parâmetros Temperatura (T), Potencial Hidrogeniônico (pH) e Condutividade Elétrica (CE), sendo esses obtidos através de uma sonda multiparâmetros AKSO, modelo AK88. Para a determinação dos parâmetros Oxigênio Dissolvido (OD), Turbidez, Fósforo Total, Fósforo Dissolvido, *Escherichia coli* e Coliformes Totais, amostras da água foram acondicionadas em recipientes apropriados e conservadas em caixa de isopor com gelo e encaminhadas ao Laboratório de Limnologia e Microbiologia (Lablim) da Fundação Universidade Federal de Rondônia (UNIR) *Campus* de Ji-Paraná.

As análises de turbidez foram realizadas com auxílio do turbidímetro de bancada Hach, modelo 2100 P. O OD foi determinado pelo método de Winkler, descrito em APHA (1998), o Fósforo Total e o Dissolvido por meio do método espectrofotométrico e as análises microbiológicas de *Escherichia coli* e Coliformes Totais foram realizadas utilizando o método de membranas filtrantes em meio cromogênico (APHA, 1995).

3 Resultados e discussão

Através da metodologia Peir foram identificados os indicadores diretamente interligados à qualidade da água do rio Pirarara, sendo esses organizados no Quadro 1 conforme seu fator.

Quadro 1 – Matriz de indicadores encontrada para o do rio Pirarara, Cacoal – RO

FATOR	INDICADORES	
Pressão	- Ocupação das margens (moradias) - Despejo de efluentes	- Descarte de resíduos sólidos - Supressão de vegetação
Estado	- Acúmulo de resíduos - Despejo de efluentes - Mau cheiro	- Fragmentos de vegetação - Presença de animais - Qualidade da água
Impacto	- Assoreamento - Erosão	- Enchentes
Resposta	- Rede de coleta de esgoto - Plantio de árvores	- Ações de limpeza - Placas educativas

Fonte: Os autores.

Os indicadores de pressão se sobressaíram em todos os pontos amostrados, porém, no ponto P1 a ausência de vegetação foi mais acentuada, enquanto a ocupação/modificação das margens, despejos de resíduos sólidos e líquidos são observados com maior intensidade nos demais pontos. O ponto P1, em área rural, apresentou a menor proporção de vegetação ciliar, uma mescla de vegetação arbórea, arbustiva e pastagem. Já o ponto P2, em área urbana, apresentou a maior expressividade de vegetação arbórea.

A presença de vegetação é um indicador de estado, já que a ocupação humana às margens do rio provocou a destruição de boa parte dessa, ficando apenas resquícios de mata ciliar. Com isso, é perceptível, sobretudo em zona urbana, o assoreamento do rio, resultado da urbanização sem planejamento (ALMEIDA, 2016), o que pôde ser observado em 4 dos 5 pontos analisados, à exceção do ponto P1. Já a presença de erosão foi observada nos pontos P3, P4 e P5 em locais com pouca ou nenhuma vegetação.

O assoreamento é um indicador de impacto, que pode ser resultante da impermeabilização do solo. Dentre as consequências do assoreamento, têm-se a modificação do curso do rio e a maior ocorrência de casos de alagamento. Durante a aplicação do questionário, verificou-se que mais de 50% dos entrevistados apontaram o alagamento como o principal problema em sua residência ou rua durante o período chuvoso. Há de se considerar, que boa parte dessas residências se encontra em Área de Preservação Permanente (APP).

Apesar de haver mata ciliar nas margens do rio, a partir desse indicador de impacto, pode-se aferir que a faixa adotada tem sido insuficiente para inibir o carreamento do solo para dentro do leito do rio em virtude do uso que tem sido feito em suas margens (edificação).

Outro fator responsável pelos indicadores de estado e impacto na qualidade da água consiste no descarte/presença de resíduos sólidos nas margens e no leito do rio, tais como garrafas *pet*, sacolas plásticas, entulhos, móveis e eletrônicos. Os pontos P2 e P5 apresentaram maior volume de resíduos sólidos, enquanto o ponto P1 foi o que apresentou menor quantidade. A presença de resíduos sólidos no curso hídrico gera uma pressão sobre sua qualidade, pois seus constituintes podem contaminar as águas e propiciar a proliferação de vetores responsáveis pela disseminação de doenças (SILVA *et al.*, 2013).

O despejo de efluentes domésticos no curso-d'água foi verificado apenas no ponto P4 caracterizando um indicador de pressão e estado, porém essa pressão a população não tem exercido com tanta intensidade, já que a cidade é atendida por sistema de esgotamento sanitário, podendo esse ser assumido como um indicador de estado e de resposta à qualidade do rio. Com os questionários aplicados, verificou-se que 86,7% afirmaram estar ligados ao sistema de esgoto, enquanto outros 11,1% disseram utilizar fossa negra.

Em se tratando do indicador de estado para a qualidade físico-química da água, obteve-se, *in loco*, os resultados das variáveis pH, Temperatura e CE nos pontos amostrados, estando os valores dispostos na Tabela 1.

Tabela 1 – Resultados obtidos em campo para as variáveis de qualidade físico-químicas das águas do rio Pirarara, Cacoal – RO

Pontos de Coleta	Parâmetros		
	pH	Temperatura (°C)	CE (uS.cm ⁻¹)
P1	7,13	24,9	395
P2	7,16	25,6	Não detectado
P3	7,19	26,1	336
P4	7,29	27,1	236
P5	7,32	27,4	220

Fonte: Os autores.

A temperatura não apresentou grande variação entre os pontos, ficando na faixa de 24 a 28°C, o maior valor foi encontrado para o ponto 5. Esta variação pode ser explicada pelo horário da coleta, já que para o ponto P1 ocorreu nas primeiras horas do dia e para o último ponto por volta do meio-dia, quando a radiação solar estava mais intensa. A legislação não estabelece valores máximos para essa variável, mas os valores estão dentro do que normalmente é encontrado na região.

Em todos os pontos, o pH ficou em torno de 7, tendendo a neutro (pH=7). Em análise comparativa dos resultados com os valores definidos pela Resolução do Conama n. 357, de 17 de março de 2005, que dispõe sobre classificação e enquadramento de corpos-d'água, constatou-se que os valores de pH encontrados estão dentro da faixa estabelecida, ou seja, de 6,0 a 9,0, para os rios de classe 2.

As concentrações de CE foram elevadas nos pontos analisados, sendo o maior valor observado no ponto P1. A CE superior a 100 µS/cm caracteriza ambientes impactados (CETESB, 2009) e, em sendo assim, Gonçalves *et al.* (2012) ressaltam que níveis elevados de CE podem estar relacionados ao lançamento de esgotos e atividades agrícolas, este último é o mais provável motivo dos altos valores encontrados sobretudo para ponto P1.

Os resultados das variáveis OD, Coliformes Totais, *E. coli*, Turbidez, Fósforo Total e Fósforo Dissolvido estão dispostos na Tabela 2 a seguir.

Tabela 2 – Resultados obtidos em laboratório para as variáveis de qualidade físico-químicas e microbiológicas das águas do rio Pirarara, Cacoal – RO

Pontos de coleta	Parâmetros					
	Coliformes Totais (UFC/100mL)	<i>Escherichia coli</i> (UFC/100mL)	Turbidez (NTU)	OD (mg.L ⁻¹)	Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	Fósforo Dissolvido (mg.L ⁻¹)
P1	46.000	5.000	46,35	10,30	0,095	0,028
P2	41.000	2.000	42,20	10,30	0,090	0,023
P3	27.000	5.000	47,40	6,85	0,092	0,022
P4	39.000	5.000	47,25	6,86	0,099	0,027
P5	60.000	2.000	44,44	6,85	0,097	0,032

Fonte: Os autores.

Na análise das variáveis microbiológicas, o ponto P5 foi o de maior valor para Coliformes Totais, e o menor em *E. coli*, juntamente com o ponto P2. Os maiores valores de *E. coli* foram encontrados nos pontos P1, P3 e P4. Vale destacar que o ponto P1 fica localizado na zona rural, área de criação de gado, enquanto, no ponto P4, foi observado o despejo de efluentes domésticos.

Com os resultados das análises microbiológicas, verifica-se que, devido às altas concentrações de coliformes e de *E. coli*, a água do rio Pirarara não atende aos critérios de balneabilidade para recreação de contato primário estabelecidos pela Resolução Conama n. 274/2000, assim como não pode ser utilizada para outros fins, conforme a Resolução Conama 357/2005. No entanto, os resultados são referentes a uma coleta, sendo necessário, para tanto, um conjunto de amostras para uma melhor avaliação quanto aos seus usos.

Vale mencionar também que nas 48 horas que antecederam à coleta, assim como no dia em que foi realizada, ocorreram chuvas na região, cerca de 35,4mm e 10mm, respectivamente, (SNIRH, 2019), o que pode ter influenciado nos resultados encontrados.

A turbidez não apresentou grandes variações entre os pontos, os maiores valores foram para os pontos P3 e P4, sendo que no ponto P3 foi observado erosão e maior assoreamento do curso-d'água. Porém, os valores encontrados para este parâmetro estão dentro do estabelecido pela Resolução Conama n. 357/2005, ou seja, até 100 NTU.

A variável OD em todos os pontos apresentou concentrações superiores a 5,0 mg.L⁻¹, sendo este o limite mínimo determinado pela Resolução Conama n. 357/2005, o que demonstra que o rio dispõe de condições para manutenção da vida aquática e desenvolvimento das reações químicas que ocorrem de modo acelerado na presença de oxigênio. Porém, os pontos P1 e P2 apresentaram valores maiores, possivelmente porque a coleta nesses pontos ocorreu durante as primeiras horas da manhã.

Com relação ao Fósforo Total, observou-se valores acima de 0,050 mg.L⁻¹, limite superior determinado para rios de classe 2 pela Resolução Conama n. 357/2005. O fósforo dissolvido é a uma das formas mais importantes do fósforo total, pois se trata da forma assimilada pelos vegetais aquáticos, microalgas e bactérias, proveniente de minerais ou da mineralização da matéria orgânica fosfatada (ESTEVEZ, 1998). Com os valores obtidos, verificou-se que em torno de 30% do fósforo presente no meio é utilizado para manutenção dos organismos, o restante pode passar por reação química ou permanece em formas não assimiladas, se mantendo no meio.

A qualidade relativamente satisfatória da água pode constituir um indicador de resposta devido às ações realizadas pelo Poder Público e a população para a recuperação e despoluição do rio. Apesar disso, em nenhum dos pontos analisados foi identificada a faixa mínima de vegetação para APP estabelecida pela Lei n. 12.651, de 25 de maio de 2012, que é de “30 (trinta) metros, para os cursos-d'água de menos de 10 (dez) metros de largura” (BRASIL, 2012, p. 4).

4 Conclusão

Diante dos resultados analisados, verifica-se que o estado dos 5 pontos amostrados em período hidrológico de transição seca-enchente do rio Pirarara encontra-se de forma satisfatória para os usos dedicados aos rios de classe 2, estando inadequado para a classe e o uso como balneabilidade devido à presença de coliformes e elevadas concentrações de Fósforo Total.

Constatou-se que o principal impacto, no trecho analisado, se refere ao assoreamento e a inundações, estando a qualidade do rio influenciada pelos indicadores de pressão: faixa reduzida de vegetação ciliar, despejo de resíduos sólidos e poluição difusa por escoamento dos poluentes da área antropizada para o leito do rio.

Por isso, sugere-se como resposta o aumento da faixa de APP e a Educação Ambiental referente ao destino correto dos resíduos sólidos e prejuízos inerentes ao seu descarte incorreto. Sendo este estudo exploratório da situação desse rio, recomenda-se uma ampliação do monitoramento, com aumento do período e do número de pontos de coleta, para que seja possível propor um enquadramento hídrico considerando os múltiplos usos e a análise hídrica.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado no âmbito da atividade de extensão “Oficina de Mapeamento de Indicadores de Sustentabilidade Aplicados à Gestão de Recursos Hídricos – Delimitação Urbana do rio Pirarara – Cacoal/Rondônia”, com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (Capes) – Código de Financiamento 001. Agradecemos também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – ProfÁgua, Projeto Capes/ANA AUXPE n. 2717/2015, o apoio científico aportado até o momento.



Referências

ALMEIDA, J. R. Urbanização em área de risco: diagnóstico dos impactos socioambientais do rio Pirarara no Município de Cacoal – Rondônia. **Revista Presença Geográfica**, v. 3, n. 2, 2016.

ANDRIETTI, G.; FREIRE, R.; AMARAL, A. G.; ALMEIDA, F. T.; BONGIOVANI, M. C.; SCHNEIDER, R. M. Índices de qualidade da água e de estado trófico do rio Caiabi, MT. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 11, n. 1, p. 162-175, jan./mar. 2016.

APHA, AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. ed. 19. Washington, 1995.

APHA, AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. ed. 20. Washington: American Public Health Association, 1998.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução Conama n. 274, de 29 de novembro de 2000b. Define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras. **Diário Oficial da União**, n. 18, 25 jan. 2001, p. 70-71.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução Conama n. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, n. 53, n. 18, p. 58-63, mar. 2005.

BRASIL. Lei n. 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. Presidência da República. **Casa Civil**. Subchefia para Assuntos Jurídicos. Brasília, 2012.

CETESB. **Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem**. São Paulo: Cetesb, 2009. 43 p. (Série Relatórios).

DIRECÇÃO GERAL DO AMBIENTE / DIRECÇÃO DE SERVIÇOS DE INFORMAÇÃO E ACREDITAÇÃO – DGA/DSIA. 2000. **Proposta para um sistema de indicadores de desenvolvimento sustentável**. Disponível em: <http://www.iambiente.pt/sids/sids.pdf>. Acesso em: 31 out. 2019.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

GONÇALVES, J. C. S. I.; SARDINHA, D. S.; SOUZA, A. D. G.; DIBIAZI, A. L. B.; GODOY, L. H.; CONCEIÇÃO, F. T. Avaliação espaço-temporal da qualidade da água e simulação de autodepuração na bacia hidrográfica do córrego São Simão, SP. **Revista Ambiente & Água**, v. 7, n. 3, 2012.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Estatísticas – Cidade e estados**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados.html>. Acesso em: 11 nov. 2019.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Estatísticas – Cidade e estados 2010**. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ro/cacoal/panorama>. Acesso em: 15 dez. 2019.

MEIER, M. A. A Conjuntura dos Instrumentos da Política Estadual de Recursos Hídricos do Estado do Rio Grande do Sul. **Boletim Goiano de Geografia**, Goiânia, v. 34, n. 3, p. 547-565, set./dez. 2014.

MEDEIROS, S. R. M.; CARVALHO, R. G.; SOUZA, L.; BARBOSA, A. H. S. Índice de qualidade das águas e balneabilidade no Riacho da Bica, Porto Alegre, RN, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 11, n. 3, p. 711-730, jul./set. 2016.

MIRANDA, G. M.; BRAGA, R. Indicadores de desempenho na gestão dos recursos hídricos nos municípios das bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá. **Revista GeoNordeste**, ano 22, n. 2, p. 96-113, 2011.

PNUMA. Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente. **Metodologia para elaboração de Informes GEO Cidades: manual de aplicação**. Rio de Janeiro: Pnuma/IBAM/ISER/REDEH; 2002. Disponível em: <http://www.redeh.org.br/>. Acesso em: 31 out. 2019.

SILVA, M. S. R.; MIRANDA, S. A. F.; DOMINGOS, R. N.; SILVA, S. L. R.; SANTANA, G. P. Classificação dos Rios da Amazônia: Uma Estratégia Para a Preservação desses recursos. **Holos**, v. 13, n. 2, p. 163, 2013.

SILVA, S. S. F.; CÂNDIDO, G. A.; RAMALHO, A. M. Diagnóstico situacional dos resíduos sólidos urbanos no município de Cuité-PB: uma aplicação do sistema de indicador de sustentabilidade pressão-estado-impacto-resposta (P-E-I-R). **Revista Gestão Industrial**, Ponta Grossa, v. 8, n. 3, p. 72-90, 2012.

Sistema Nacional de Informações Sobre Recursos Hídricos – SNIRH. **Sistema HIDRO-Telemetria**. Disponível em: <http://www.snirh.gov.br/hidrotelemetria/gerargrafico.aspx>. Acesso em: 16 de dez. 2019.

TEIXERA, S. F.; CAMPOS, S. S.; ANDRADE, A. L. R. H. Qualidade da água no baixo Rio Capibaribe, Recife, Pernambuco. *In*: ENCONTRO INTERNACIONAL DAS ÁGUAS, 8., Recife. **Anais [...]**, Recife: Unicap, 2015. Disponível em: http://www.unicap.br/encontrodasaguas/wp-content/uploads/2013/06/Simone-Ferreira-Teixeira1-upe-Trabalho_2073004853.pdf. Acesso em: 8 nov. 2019.

Verificação de picos de condutividade elétrica relacionados com o nível da água em uma pequena Bacia Hidrográfica

Angélica Battisti¹, Edner Baumhardt¹, Éricklis Edson Boito de Souza²,
Willian Fernando de Borba¹, Fernanda Dias dos Santos²

¹ Universidade Federal de Santa Maria campus Frederico Westphalen.

angelicabattisti@hotmail.com; ednerb@gmail.com; borbawf@gmail.com

² Universidade Federal de Santa Maria. ericklisboito@gmail.com; fernandadiotti@hotmail.com

Resumo: Os mananciais superficiais são as principais fontes de abastecimento de água das cidades brasileiras. Nesses mananciais, o monitoramento dos parâmetros de qualidade da água é de suma importância, pois indicam possíveis alterações em suas propriedades físico-químicas. Uma dessas propriedades é a condutividade elétrica, que indica a presença de sólidos dissolvidos na água, demonstrando possíveis contaminantes provenientes de atividades antrópicas. Este estudo tem por objetivo analisar a variação da condutividade elétrica relacionada com a flutuação do nível da água de uma microbacia situada no Noroeste do Estado do Rio Grande do Sul. A pequena bacia hidrográfica Lajeado Pardinho possui uma área de 560,00 hectares, caracterizada pela presença de pequenas propriedades e responsável por ser a cabeceira do manancial de abastecimento dos Municípios de Frederico Westphalen e Caiçara. O monitoramento da condutividade elétrica foi realizado no exutório da bacia, por meio do sensor modelo Levelogger 3001 – LTC Júnior, com intervalos de 10 minutos, durante 45 dias. A partir da análise dos resultados, conclui-se que a condutividade elétrica está diretamente relacionada com o nível de água da bacia, pois propicia o carregamento de sólidos em suspensão ou contaminantes, sendo considerado dentro da normalidade para um curso-d'água natural. Entretanto, o terceiro evento de elevação da condutividade elétrica pode estar associado a uma existente fonte pontual de poluição da água, contendo sais dissolvidos que elevaram a condutividade elétrica, havendo indícios de contaminação de origem antrópica, com o lançamento de poluentes no período de estiagem.

Palavras-chave: Manejo de bacias hidrográficas. Parâmetros de qualidade da água. Recursos hídricos.

Área Temática: Recursos Hídricos.

Verification of electric conductivity points related to the water level in small watershed

Abstract: The surface waters are the main sources of water supply in Brazilian cities. In these sources, the monitoring of water quality parameters is of great importance, as they indicate possible changes in their physicochemical properties. One of these properties is the electrical conductivity, which indicates the presence of solids dissolved in the water, demonstrating possible contaminants from anthropic activities. This study aimed to analyze the variation of the electrical conductivity related to the fluctuation of the water level of a watershed in the Northwest of Rio Grande do Sul. The Lajeado Pardinho watershed has an area of 560.00 hectares, characterized by the presence of small properties and responsible for being the head of the source of supply of the municipality of Frederico Westphalen and Caiçara. The electrical conductivity monitoring was performed in the basin exudate, using the model sensor Levelogger 3001 – LTC Junior, with intervals of 10 minutes, during 45 days. From the analysis of the results it is concluded that the electrical conductivity is directly related to the water level of the basin, as it leads to the loading of suspended solids or contaminants, being considered within normality for a natural watercourse. However, the third event of elevation of the electrical conductivity may be associated to an existing point source of water pollution, containing dissolved salts that raised the electrical conductivity, and there are indications of contamination of anthropic origin, with releases of pollutants during the dry season

Keywords: Management of watersheds. Parameters of water quality. Water resources.

Theme Area: Water Resources.

1 Introdução

A contaminação dos corpos-d'água superficiais é um dos principais problemas enfrentados pela sociedade nos dias atuais. Essa contaminação se deve, principalmente, ao planejamento inadequado das atividades desenvolvidas na bacia hidrográfica. Dentre as mais variadas atividades, destacam-se a agropecuária e a expansão urbana.

As consequências do crescimento não planejado e o descuido nas atividades agrícolas são visivelmente percebidos em bacias hidrográficas. Com isso, o monitoramento de curto intervalo, entre dados de alguns parâmetros de qualidade da água, visa a conhecer o comportamento dessas variáveis ao longo do tempo, identificando possíveis picos de concentração, além de sua relação com outros parâmetros.

Bacias hidrográficas em áreas rurais, que apresentam extensas áreas de cultivo ou pastagens, ao sofrerem alteração na cobertura vegetal influenciam, significativamente, a qualidade das águas e os regimes de escoamento (FINKLER, 2013). Ainda, o autor afirma que os impactos da agricultura sobre os recursos hídricos estão intimamente ligados ao grau de vulnerabilidade do ambiente, às técnicas praticadas e às atividades realizadas.

Grande parte da região Noroeste do Estado do Rio Grande do Sul possui um histórico de ocupação pelo modelo de pequenas propriedades, aliada ao dobramento severo da paisagem e com pouca vegetação remanescente. Assim, essas localidades realizam atividades de agricultura familiar e intensiva, sendo que as áreas de intensa agricultura podem ocasionar a contaminação dos recursos hídricos, com a utilização de agrotóxicos e o uso de fertilizantes químicos.

Na região do estudo, a pequena bacia hidrográfica do Lajeado Pardino supre as necessidades de abastecimento de água do Município de Frederico Westphalen, no noroeste do Estado do Rio Grande do Sul. Sendo assim, a preservação desse manancial é de suma importância hidrológica, ambiental e de utilidade pública. Nesse sentido, Brasil (2014) diz que a deterioração da qualidade dos corpos de água acarreta maiores custos no tratamento das águas destinadas ao abastecimento público.

No que se refere aos parâmetros de qualidade, destacam-se aqueles que apontam a presença de materiais orgânicos dissolvidos no meio, como a condutividade elétrica. Santos (2008) afirma que a condutividade elétrica indica a facilidade da água em conduzir uma corrente elétrica, estando diretamente ligada com os teores de sais dissolvidos no meio. Com isso, essa propriedade pode indicar a presença de substâncias oriundas de atividades contaminantes, como as relacionadas à agropecuária, por exemplo.

Nesse sentido, este estudo tem por objetivo verificar a existência de picos de Condutividade Elétrica (CE) de origem antrópica e em relação à flutuação do Nível da Água (NA) da microbacia que abastece o Município de Frederico Westphalen, no Rio Grande do Sul.

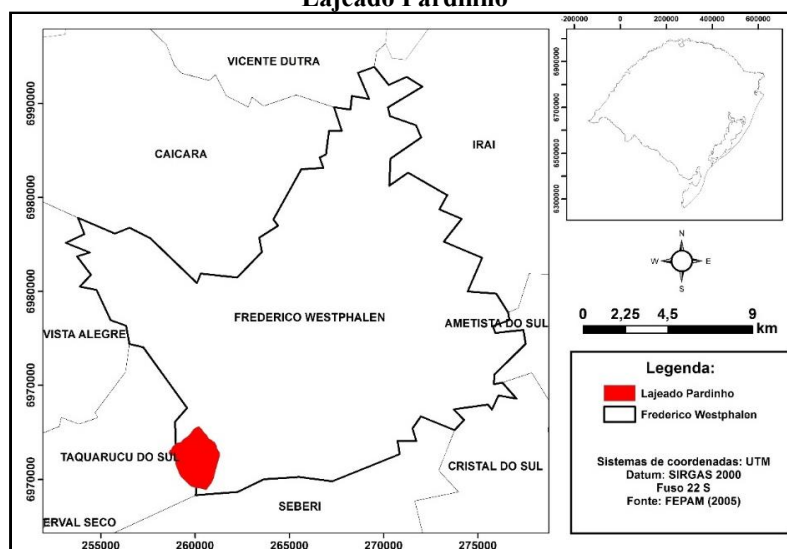
2 Material e métodos

2.1 Características locais

O Município de Frederico Westphalen está localizado no Noroeste do Estado do Rio Grande do Sul. Possui uma área territorial de 264,976 km², 28.843 habitantes, em 2010, e uma estimativa populacional de 31.313 habitantes, em 2019, segundo o IBGE (2010).

A pequena bacia hidrográfica denominada Lajeado Pardinho faz parte, no contexto estadual, da sub-bacia do rio da Várzea, que está localizada no Município de Frederico Westphalen, km 40 da BR-386/158, fazendo divisa com o Município de Taquaruçu do Sul – RS (Figura 1), região fisiográfica do Alto Uruguai, Estado do Rio Grande do Sul. A bacia hidrográfica do Lajeado Pardinho, junto com várias outras, forma a rede hídrica que contribui com a manutenção da sub-bacia do rio da Várzea. O Lajeado possui 3,1 km de extensão e suas nascentes estão localizadas nas Coordenadas UTM Latitude 6964813,22 m S e Longitude 260435,79 m E. A microbacia compreende uma área total de 560,00 hectares, sendo que a rodovia BR-386/158 atua como delimitadora das águas.

Figura 1 – Localização do Município de Frederico Westphalen e da Microbacia Hidrográfica Lajeado Pardinho



Fonte: Os autores.

O clima predominante na região de estudo é do tipo cfa2, subtropical úmido, segundo a classificação de Köppen (MORENO, 1961). Com relação à pluviosidade, tem-se uma média anual considerada elevada, com médias de 1.900 mm (SÓTERIO *et al.*, 2005), sendo que as chuvas são bem-distribuídas ao longo do ano.

Processamento de imagens

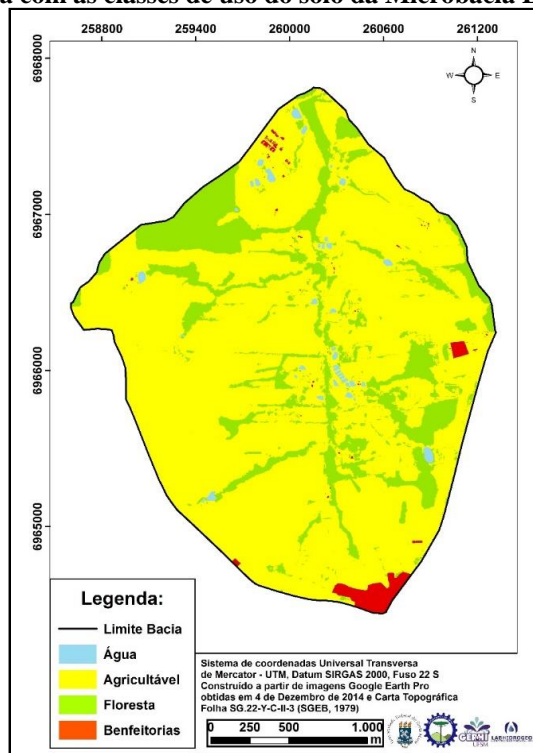
Para a realização do estudo, utilizou-se uma imagem do *Google Earth Pro*[®], obtida em dezembro de 2014, e dados digitais para uso em SIG da Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler – RS (FEPAM, 2005).

O processamento teve o auxílio do *software* ArcGIS 10.2 (ESRI, 2015), licenciado pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), para posterior confecção do mapa final. Inicialmente, a imagem foi transformada no formato TIFF e, após, classificada em quatro classes distintas (água, agricultável, floresta e benfeitorias), resultando no mapa de uso do solo.

Uso e ocupação do solo

As áreas agrícolas são predominantes na microbacia, contemplando 451,12 ha (80,56%), muito em função do próprio relevo e dos grandes incentivos pela produção de culturas anuais. A vegetação nativa, com 100,72 ha, representa 17,99% da área total. O Distrito de Osvaldo Cruz, as edificações da Universidade Federal de Santa Maria *campus* de Frederico Westphalen e outras benfeitorias localizadas na área da microbacia contemplam 8,05 ha (1,44%). Em relação aos espelhos-d'água, tem-se os açudes para criação de peixes e reservatórios para dessedentação animal, ocupando 0,11 ha, representando 0,02% (Figura 2).

Figura 2 – Mapa com as classes de uso do solo da Microbacia Lajeado Pardinho



Fonte: Os autores.

Tradicionalmente, as atividades agrícolas realizadas na região do Lajeado Pardinho incluem uma sucessão de culturas de grãos de inverno e verão, como soja, milho, trigo e pastagens, com partes irrigadas e sessões de solo exposto; monoculturas para consumo das famílias; fruticultura. A atividade pecuária compreende a bovinocultura, a suinocultura, a avicultura a piscicultura, e a criação de pequenos animais, compondo uma distinta variedade de culturas e criações na área.

Monitoramento da condutividade elétrica e coleta de dados

Para o monitoramento da CE no exutório da microbacia, utilizou-se o medidor automático modelo Levelogger 3001 – LTC Junior (Figura 3) que, segundo o fabricante SOLINST[®], mede a CE através de um sensor com quatro eletrodos de platina, que produz medições consistentes, além de fornecer a temperatura e o NA – este último é obtido através da equação abaixo:

$$NA = HS - (P_{Level} - P_{Baro})$$

Onde, **NA**: Nível da água; **HS**: Profundidade da sonda em metros; **PLevel**: Leitura automática do *Levelogger*; **PBaro**: Leitura automática do *Barologger*.

Esse modelo, também reconhecido como sensor de CE, geralmente é utilizado na hidrologia, no monitoramento automático de salinização do solo e da água em bacias hidrográficas, águas subterrâneas, poços, barragens, entre outros, combinado com *software* e acessórios Levelogger. Os dados de CE são representados conforme o dia e a hora.

Figura 3 – Sensor utilizado no monitoramento da condutividade elétrica



Fonte: AGSOLVE[®] (2016).

A instalação do sensor no exutório ocorreu no dia 13 de abril de 2016, inserindo-o em um suporte construído com PVC, fixado na estrutura de concreto da ponte e submerso na água corrente. O intervalo de monitoramento foi de 10 minutos, durante 45 dias, totalizando 6.827 leituras. Os dados foram tabulados em planilha eletrônica para que fosse possível verificar o monitoramento contínuo dos picos de elevação da CE da água, de acordo com a hora, e associá-los isoladamente e em conjunto, com a influência dos itens CE e NA no exutório.

Os dados relativos às precipitações e temperatura do ar foram obtidos por meio do *site* do Instituto Nacional de Meteorologia (Inmet), onde está disponível o banco de dados da estação pluviométrica, código A854, instalada na Universidade Federal de Santa Maria campus de Frederico Westphalen, localizada dentro da área do estudo.

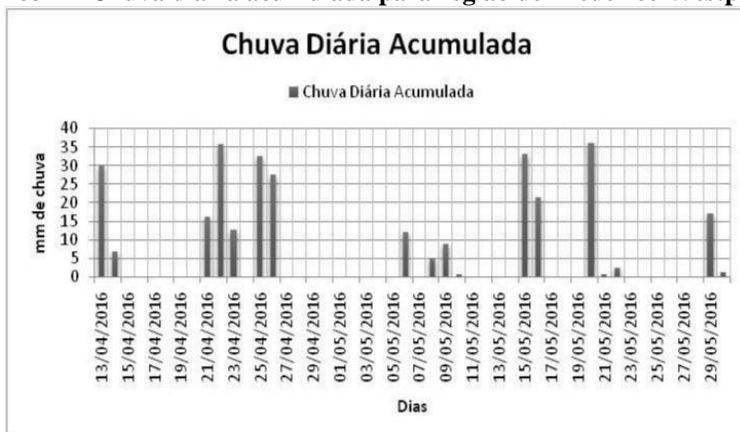
3 Resultados e discussão

3.1 Precipitação acumulada

A partir das informações extraídas do Inmet, elaborou-se o Gráfico 1 com a distribuição diária acumulada da precipitação pluviométrica durante o período estudado para Frederico Westphalen, região onde está inserida a microbacia do Lajeado Pardinho.

Por meio dos dados da precipitação pluviométrica da área de estudo para os meses de monitoramento, pôde-se observar, diariamente, valores acumulados variados, apresentando períodos secos de 6 a 9 dias, entre 15 e 20 do mês de abril, e entre 27 de abril a 5 de maio, respectivamente. Apenas três vezes ao longo do período observado (abril/maio de 2016), a precipitação acumulada diária atingiu valores superiores a 30 mm, apresentando totais mais concentrados no dia 22 de abril, com acumulado de 35,8 mm e 36 mm para o dia 20 de maio, além de 32,6 mm no dia 25 de abril.

Gráfico 1 – Chuva diária acumulada para região de Frederico Westphalen

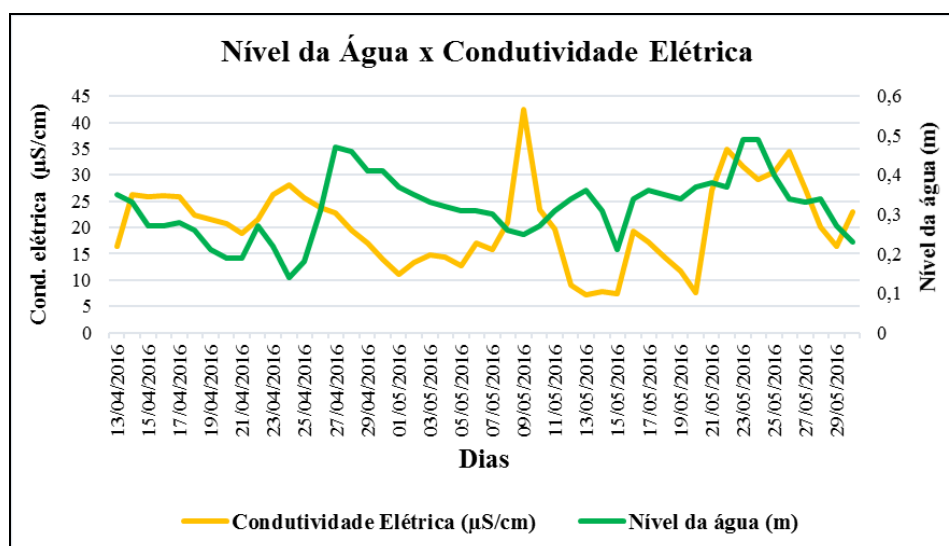


Fonte: Elaborado a partir de Inmet (2016).

Nível da água (NA) e condutividade elétrica (CE)

A variação do NA pode acarretar uma perda de solos, seja das margens, do leito ou proveniente das áreas cultivadas e, conseqüentemente, na variação dos valores da CE da água, devido à dissolução dos sólidos. Com relação ao NA do lajeado e sua influência sobre a CE (Gráfico 2), pode-se observar os níveis atingidos, para cada evento de precipitação específico, e sua relação com a condutividade. A correlação mais correta deveria ser com a vazão do curso de água, no entanto, a carência de equipamentos aferidos e confiáveis disponíveis fez com que se utilizasse apenas o parâmetro de elevação de cota registrado pelo mesmo sensor de condutividade, pelo mecanismo chamado de transdução de pressão.

Gráfico 2 – Relação entre CE e o NA no exutório



Fonte: Os autores.

Esse comparativo elucidada a relação da precipitação e o aumento da condutividade, pois, nem sempre, após um evento pluviométrico, se tem um incremento em cota/vazão no rio. Esse aumento de cota/vazão vinculado à precipitação estará sempre na dependência de outros parâmetros, como período de estiagem, umidade do solo, profundidade do lençol freático, entre outros.

Constatou-se que o NA aumentou horas depois de cada evento de precipitação. Isso se dá no tempo em que toda a água drenada na microbacia atinja o curso e chegue ao exutório. Convém notar, ainda, que a lâmina-d'água variou de 0,1 metros nos dias secos para 0,51 metros de lâmina-d'água nos dias chuvosos. Percebe-se que para os dias em que o NA manteve-se baixo, os valores de CE também estavam de acordo, com

exceção do pico do dia 9 de maio, onde a precipitação acumulada foi menor e não alterou significativamente o NA, onde, possivelmente, exista uma fonte pontual de poluição da água, contendo sais dissolvidos que mantiveram a condutividade elevada.

Para os demais picos de elevação, essa relação mudou horas após os eventos pluviométricos causarem a elevação do NA, relacionando-se a um possível incremento nas vazões máximas. Em outras circunstâncias, Arcova *et al.* (1996) observaram que com a redução do volume de água do córrego devido aos períodos secos, a concentração de sais dissolvidos tende a aumentar, acarretando um aumento da CE, como pode ser constatado. Segundo Libânio (2010), isso ocorre porque, nesse período, a vazão sendo menor, também diminui a capacidade de diluição dessa carga efluente, elevando sua concentração, porém não foi o que se constatou no Lajeado Pardinho.

A maior altura da lâmina de precipitação observada pode apresentar influência no lançamento de dejetos líquidos de animais, por exemplo, no que se refere ao lançamento no solo, pois se a formação de enxurradas acontecer logo após sua aplicação, é possível que ocorra um carreamento de material para o lajeado. Além disso, uma lâmina mais elevada pode ocasionar lavagem das margens através do aumento da vazão. Vanzela *et al.* (2010) enfatizam que dejetos e lixos lançados em aterros domésticos, além da criação de animais (tais como suínos, aves e bovinos) nos arredores de moradias, sem condição de tratamento dos dejetos utilizados como esterco em grande quantidade, são fatos que podem explicar tais resultados para a condutividade.

A qualidade da água de um manancial pode ser alterada com o tempo, em função de fatores meteorológicos, os quais influenciam as vazões de lançamento de poluidores, isso porque, em vazões mínimas, a capacidade de diluição de cargas poluidoras é menor (ERVILHA, 2013).

4 Conclusão

Logo, se conclui que todos os picos de NA registrados pelo sensor estão diretamente relacionados com a CE, pois, dependendo do intervalo entre as elevações do NA podem proporcionar a descarga de sais ou a diluição de sais. Ou seja, entende-se que o aumento no NA ora carrega contaminantes ou sólidos em suspensão, se em curto intervalo, ora outro aumento serve de solução de diluição, reduzindo a CE. Esse aumento de NA, naturalmente, eleva a água a pontos das margens onde existe desagregação mais fácil de partículas de solo que influenciam diretamente o parâmetro CE.

Referências

- AGSOLVE. **Levellogger 3001 – LTC Junior, Solinst**. 2016. Disponível em: <https://www.agsolve.com.br/produtos/nivel-temperatura-e-condutividade/levellogger-3001-ltc-junior>. Acesso em: 16 out. 2016.
- ARCOVA, F. C. S. **Balanço hídrico, características do deflúvio e calibragem de duas microbacias hidrográficas na Serra do Mar, SP**. 1996. 112 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 1996.
- BRASIL. FUNDAÇÃO NACIONAL DA SAÚDE. **Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS/Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde**. Brasília: Funasa, 2014, 112 p.
- ERVILHA, J. C. C. **Monitoramento da qualidade da água na sub-bacia do Ribeirão Mestre D’Armas**. 2013. 72 f. TCC (Graduação em Gestão Ambiental) – Universidade de Brasília, Planaltina, 2013.
- ESRI. Maps throughout this book were created using ArcGIS® software by Esri. ArcGIS® and ArcMap™ are the intellectual property of Esri and are used here in under license. Copyright © Esri. All rights reserved. For more information about Esri® software, please visit www.esri.com.
- FINKLER, Raquel. **A Bacia Hidrográfica – Unidade 1**. Brasília – DF: ANA. Disponível em: http://www.planejamento.mppr.mp.br/arquivos/File/bacias_hidrograficas/planejamento_manejo_e_gestao_unidade_1.pdf. Acesso em: 12 jun. 2017.
- FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUIZ ROESSLER. **Arquivos digitais para uso em SIG – base cartográfica digital do RS 1:250.000**. Disponível em: http://www.fepam.rs.gov.br/biblioteca/geo/bases_geo.asp. Acesso em: 15 maio 2017.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Censo 2010**. 2016. Disponível em: <http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=430850>. Acesso em: 16 out. 2016.
- INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Estações Automáticas**. 2016. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesAutomaticas>. Acesso em: 18 maio 2016.
- LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 3. ed. Campinas: Ed. Átomo, 2010.
- MORENO, José Alberto. **Clima do Rio Grande do Sul**. Secção de Geografia. Secretaria da Agricultura. Porto Alegre, 1961. 42 p.
- SANTOS, A. C. Noções de hidroquímica. In: FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, E. C.; DEMETRIO, J. G. A. **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. 3. ed. Rio de Janeiro: CPRM/LABHIDRO, 2008. 812 p. cap. 5.1.
- SOTÉRIO, P. W.; PEDROLLO, M. C. R.; ANDRIOTTI, J. L. Mapa de isoietas do Rio Grande do Sul. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 16, 2005, João Pessoa/PB, **Anais [...]** João Pessoa, PB: ABRH, 2005.
- VANZELA, L. Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Córrego Três Barras, Marinópolis. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n.1, p. 55-64, jan. 2010.

Análise da homogeneidade da geoquímica de sedimentos das Bacias de Captação Faxinal e Maestra: a hipótese é nula (H_0)?

Tiago De Vargas¹, Rossano Belladonna², Volnei Dal Bosco³
Márcio Vicente Duarte Adami⁴, Maria Eduarda Ribeiro⁵

^{1,2,3,4,5} Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto (tvargas@samaecaxias.com.br;
rbelladonna101@gmail.com; vdalbosco@samaecaxias.com.br;
mvdami@samaecaxias.com.br; mariaeduarda_ribeiro@outlook.com)

Resumo: A análise estatística é uma ferramenta amplamente utilizada em estudos científicos para avaliar eventos da natureza e da sociedade. Este estudo busca testar a homogeneidade das variâncias de algumas análises geoquímicas de sedimentos coletados nas bacias de captação dos arroios Faxinal e Maestra, em Caxias do Sul – RS. Para tanto, é utilizada a estatística descritiva, seguida dos testes de Shapiro-Wilk, Levene (Anova), Qui-Quadrado (X^2) e *Post hoc* (Tukey). Os resultados apontaram *outliers* que remetem às amostras identificadas como contaminadas em Vargas *et al.* (2018). Posteriormente, foi identificada a normalidade para a maioria dos elementos químicos avaliados (Na, Cr, Co, Ni, Cu, Sr, Sn e Pb), com exceção do Zn. As hipóteses testadas usando Levene e Qui-Quadrado identificaram homogeneidade (H_0 : nula) entre os elementos químicos das duas bacias de captação, o teste de Tukey também reconheceu a maioria das amostras de sedimentos como hipótese nula (H_0), à exceção do elemento químico Níquel (H_a). Portanto, os testes estatísticos apontam para sedimentos com alíquotas geoquímicas similares ao eliminar as amostras discrepantes (contaminadas).

Palavras-chave: Anova. Tukey. Sedimentos.

Área Temática: Recursos Hídricos.

Faxinal and Maestra catchments sediment geochemistry homogeneity analysis: is the hypothesis null (H_0)?

Abstract: Statistics is a widely used tool in scientific studies destined to evaluate nature and society events. This paper aims to test the variance homogeneity of some sediment geochemistry samples from the Faxinal and the Maestra catchments in Caxias do Sul, Southern Brazil. Descriptive statistics is used followed by Shapiro-Wilk, Levene (ANOVA), Chi-Square (X^2) and *Post hoc* (Tukey) tests. The results point out outliers that are related to contaminated samples identified in Vargas *et al.* (2018). Then, normality was identified for most of the evaluated chemical elements (Na, Cr, Co, Ni, Cu, Sr, Sn and Pb), except for Zn. The hypothesis using Levene and Chi-Square identified homogeneity (H_0 : null) in all chemical elements of both catchments, and the Tukey test presented the same results but for Ni (H_a : alternative hypothesis). Therefore, by removing the outliers (contaminated samples), such tests point out for sediment with similar geochemical concentrations.

Keywords: Anova. Tukey. Sediments.

Theme Area: Water Resources.

1 Introdução

A estatística é uma ciência que engloba a coleta, a análise e a interpretação de dados em diferentes segmentos de estudos científicos. Conforme Matsushita (2004), essa ciência avalia e estuda, de forma experimental e observacional, as incertezas e seus efeitos na interpretação e no planejamento de fenômenos da natureza e da sociedade. A

estatística já está amplamente difundida em organizações empresariais e instituições de ensino e pesquisa, sendo utilizada em dados amostrais através da análise de média, mediana, desvio padrão, variância, testes de normalidade, assimetrias, índices de confiança e testes de homogeneidade.

O teste de normalidade da população amostral possibilita determinar quais testes de homogeneidade podem ser aplicados. Um teste de normalidade bastante difundido foi desenvolvido por Shapiro e Wilk (1965), que consiste em dividir o quadrado de uma combinação linear apropriada das estatísticas da ordem das amostras pela estimativa simétrica usual de variância. Essa razão é invariante tanto na escala quanto na origem e, portanto, a estatística é apropriada para um teste da hipótese composta de normalidade. O teste de Shapiro-Wilk é amplamente utilizado por diversos autores do universo científico, sendo que a aplicação dele em amostras de sedimentos pode ser observada em Thouvenot-Korppoo *et al.* (2012), Reis *et al.* (2017), Black *et al.* (2017) e Yao *et al.* (2018).

A homogeneidade da variância amostral pode ser analisada com a utilização de diferentes métodos que testam a hipótese nula do problema. Os testes de Levene (Anova) e Qui-Quadrado (X^2) são notoriamente reconhecidos, no ambiente científico, pela eficácia. O primeiro teste pode ser utilizado para determinar a homogeneidade, se o grupo amostral apresentar normalidade, enquanto para o segundo não é exigido o pressuposto da normalidade.

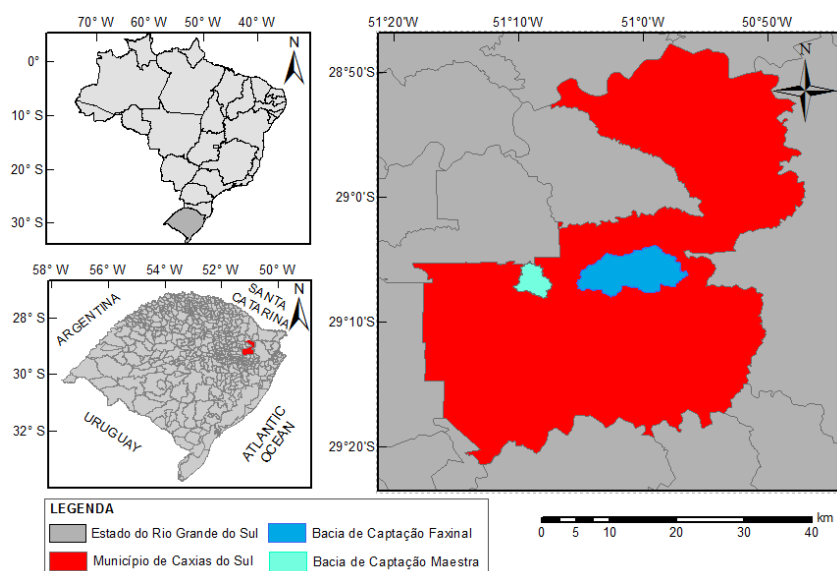
Os testes de *Post Hoc* também possuem uma aplicação difundida, pois são importantes na complementação da avaliação realizada pelo teste de Levene. Diferentes valores de significância podem ser definidos nas análises de homogeneidade, contudo, é comum ser aplicada a significância de $p = 0,05$. O uso desses testes estatísticos pode ser verificado em diferentes estudos englobando sedimentos, tais como, Carbognin e Taroni (1993), Klerk *et al.* (2012), Fok *et al.* (2013), Schmitz *et al.* (2017) e Naganna e Deka (2018).

Na cidade de Caxias do Sul, foi realizado um estudo geoquímico multielementar em sedimentos amostrados nas bacias de captação dos arroios Faxinal e Maestra, responsáveis pelo abastecimento da maior demanda da cidade, para avaliar a influência das atividades agrícolas e urbanas nos sedimentos ativos (VARGAS *et al.*, 2018). Desse estudo, foram selecionados os elementos químicos que apresentaram fator de enriquecimento elevado para serem tratados estatisticamente e apresentados por este artigo. O propósito desse tratamento estatístico consiste em avaliar a homogeneidade das variâncias dos elementos químicos Na, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Sr, Sn e Pb entre as amostras de sedimentos ativos dessas bacias.

2 Caracterização da área de estudo

O Município de Caxias do Sul está localizado na região Nordeste do Estado do Rio Grande do Sul e apresenta uma população estimada de 510.906 habitantes (IBGE, 2019). Segundo Vargas *et al.* (2018), a bacia de captação do arroio Faxinal abastece 63% da população urbana do Município, representando o principal manancial superficial. Possui uma área de captação hidrográfica de 6.679 ha, cujo uso é predominantemente rural. A bacia de captação do arroio Maestra abastece cerca de 20% da população urbana e possui uma área de contribuição de 1.527 ha, sendo parte urbana e parte rural (Figura 1).

Figura 1 – Localização da área de estudo



Fonte: Extraído de Vargas *et al.* (2018).

3 Materiais e métodos

Neste estudo foram utilizados os resultados geoquímicos de 14 amostras de sedimentos ativos de arroio coletados nas bacias de captação Faxinal (11 amostras) e Maestra (3 amostras), publicados por Vargas *et al.* (2018). Os elementos químicos selecionados foram Na, Cr, Co, Cu, Ni, Zn, Sr, Sn e Pb, devido ao enriquecimento observado em relação às concentrações do *background* das bacias estudadas.

As análises estatísticas realizadas englobaram métodos descritivos como média, valor mínimo, valor máximo, desvio padrão, coeficiente de variação e erro padrão médio. Em etapa posterior, foram eliminadas as discrepâncias amostrais e aplicados testes de pressupostos a normalidade e de hipóteses nulas. A distribuição normal foi

aplicada com intervalo de confiança de 95% ($\alpha = 0,05$), utilizando o teste de Shapiro-Wilk. Além disso, a análise de homogeneidade das variâncias foi realizada através do teste de Levene, Tukey e Qui-Quadrado ($p = 0,05$). O *software* utilizado foi Statistica TIBCO, versão 13.5.0.17.

3.1 Teste de Shapiro-Wilk (W)

O objetivo do teste W é fornecer um índice ou estatística de teste para avaliar a suposta normalidade de uma amostra completa. A estatística W demonstrou ser uma medida eficaz da normalidade, mesmo para amostras pequenas ($n < 20$) contra um amplo espectro de alternativas não normais (SHAPIRO; WILK, 1965). Já os pequenos valores para as estatísticas W indicam não normalidade e são sempre $0 < W \leq 1$ (YAMANAPPA *et al.*, 2018). Esta análise estatística é invariável em escala e origem e, portanto, fornece um teste de hipótese nula composto por normalidade. A estatística W é calculada de acordo com a seguinte equação:

$$W = \frac{\left(\sum_{i=1}^n a_i x_{(i)} \right)^2}{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}$$

Onde, os $x_{(i)}$'s são os valores amostrais ordenado, e os a_i 's são constantes geradas das médias, variâncias e covariâncias das estatísticas de ordem de uma amostra aleatória de tamanho n de uma distribuição normal.

3.2 Teste de Levene (Anova)

Esse teste baseia-se na transformação de dados originais através de uma análise de variância. Segundo Nogueira e Pereira (2013), essa transformação é a obtenção dos resíduos, dada por: Onde, z_i . a média de cada tratamento da variável transformada e z . a média geral da variável transformada. Sob H_0 , a estatística L_5 segue uma distribuição F, com $v1 = t - 1$ e $v2 = n - t$ graus de liberdade.

No teste Leneve, cada variável dependente, é realizada uma análise de variância sobre os desvios absolutos dos valores das respectivas médias do grupo, avaliando a homogeneidade das variâncias de cada variável. O valor- p do teste de homogeneidade de variações foram ao nível de significância de 5%. O complemento da análise do teste de levene foi realizado através do teste *Post hoc* (Tukey), que consiste em comparações de todas as diferentes combinações de grupos testados (FIELD, 2009).

3.3 Teste de ajuste Qui-Quadrado (X^2)

O teste X^2 é utilizado para avaliar se uma distribuição de frequência se encaixa em uma distribuição esperada. Este teste é aproximado por uma distribuição X^2 com $k-1$ graus de liberdade ($k =$ número de categorias), conforme Larson e Farber (2010). Esse teste é dado pela seguinte equação:

$$X^2 = \sum_{i=1}^n \frac{(o_i - e_i)^2}{e_i}$$

Onde, o_i representa a frequência observada e e_i representa a frequência esperada de cada categoria.

Quando o X^2 for próximo de zero, significa que as diferenças entre o_i e e_i são pequenas, logo a hipótese nula não é rejeitada. No entanto, quando o_i e e_i apresentarem diferenças grandes será uma evidência para rejeitar a hipótese nula (LARSON; FARBER, 2010), demonstrando um teste unicaudal à direita.

O teste de hipótese nula para este estudo foi elaborado da seguinte forma:

H_0 : As variâncias dos elementos químicos das bacias são homogêneas (não é rejeitada)

H_a : As variâncias dos elementos químicos das bacias não são homogêneas (rejeitada)

4 Resultados e discussões

O conjunto das alíquotas (mg.kg^{-1}) dos elementos químicos Na, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Sr, Sn e Pb, observados nos sedimentos analisados por Vargas *et al.* (2018), foram trabalhados em estatística descritiva e estão demonstrados na Tabela 1. O número de amostras (N) representa a quantidade final de cada elemento químico analisado, já com a eliminação dos *outliers* (em Pb, Cr, Ni e Na) identificados ao longo da avaliação de resíduos da distribuição de dados, externos ao intervalo $-2 < \text{S.DRes} < 2$. Estes *outliers* foram identificados por Vargas *et al.* (2018) como os pontos amostrados que demonstraram elevado Fator de Enriquecimento (FE) e, no caso do Pb, ultrapassaram os valores de referência definidos pela Resolução Conama n. 420/2009.

É possível observar que o Sn apresenta Erro Padrão Médio (EPM) consideravelmente acima de 10% do valor da média, nas amostras Fx. Por outro lado, nas amostras Ma, são observadas porcentagens elevadas para o Co, Sn, Na e Sr. No entanto, o teste de Shapiro-Wilk apresentou significâncias $p > 0,05$ de normalidade para a maioria dos elementos químicos avaliados, nas duas bacias, exceto para o Zn na bacia Maestra (Tabela 2). As elevadas porcentagens do EPM (Co, Sn, Na e Sr) e a não normalidade do Zn estão relacionadas à baixa disponibilidade de graus de liberdade nas amostras da bacia Maestra.

Tabela 1 – Valores estatísticos descritivos das concentrações químicas dos sedimentos analisados nas Bacias Faxinal (Fx) e Maestra (Ma)

	Bacia	Na	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Sr	Sn	Pb
N	Fx	10	10	11	9	11	11	11	11	7
	Ma	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Média	Fx	47,3	10,7	23,1	5,3	42,8	90,0	20,5	2,0	90,6
	Ma	64,9	11,8	19,0	6,1	38,0	75,3	20,2	1,6	80,4
Mínimo	Fx	29,0	6,3	14,6	3,9	35,2	52,3	11,9	0,4	64,8
	Ma	49,0	10,7	13,0	5,4	36,0	71,0	14,8	1,1	71,3
Máximo	Fx	61,9	18,3	29,6	6,7	55,9	122,1	27,8	5,1	148,0
	Ma	86,0	13,2	26,2	6,7	40,9	83,8	23,9	2,1	91,6
Σ	Fx	11,2	3,0	5,0	0,8	6,2	21,7	5,4	1,4	26,3
	Ma	19,1	1,3	6,7	0,7	2,6	7,4	4,8	0,5	10,3
EPM	Fx	3,5	0,8	1,5	0,2	1,9	6,6	1,6	0,4	8,3
	Ma	11,0	0,7	3,9	0,4	1,5	4,2	2,8	0,3	6,0
EPM (%)	Fx	7,5	7,7	6,5	4,3	4,4	7,3	8,0	21,6	9,2
	Ma	17,0	6,3	20,3	6,5	3,9	5,6	13,6	18,7	7,4

Fonte: Os autores.

Tabela 2 – Valores de p identificados no teste de normalidade Shapiro-Wilk

Bacia	Na	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Sr	Sn	Pb
Faxinal	0,331	0,153	0,428	0,954	0,349	0,860	0,243	0,058	0,078
Maestra	0,532	0,707	0,700	0,531	0,360	0,037	0,372	0,768	0,664

Fonte: Os autores.

O teste de homogeneidade de Leneve (Anova) entre as bacias de captação Faxinal e Maestra apresentou hipótese nula (H_0) para todos os elementos químicos, atestando homogeneidade nas variâncias ($p > 0,05$). No entanto, o elemento químico Zn, na bacia Maestra, não demonstrou normalidade para considerar sua análise pela Anova, logo, foi aplicado o teste do Qui-Quadrado (X^2) que resultou em hipótese nula (H_0), $X^2 = 0,000043$, grau de liberdade igual a 1 e valor crítico $X^2_0 = 3,841$. Outro teste utilizado foi o Tukey, que mostrou homogeneidade entre as bacias para quase todos os elementos avaliados ($p > 0,05$), com exceção do Ni (Tabela 3). Neste teste o Ni demonstrou variâncias diferentes entre as bacias ($p = 0,039$; H_a). Apesar do Ni apresentar $p < 0,05$ (Tukey), quando comparados graficamente os índices de confiança entre as bacias de captação, há sobreposição de intervalos (Gráfico 1d). Essa sobreposição também é observada nos demais elementos, que apresentaram $p > 0,05$ (Tukey e Levene), Gráfico 1. Isso significa que não existe diferença significativa entre os sedimentos das bacias, fortalecendo o teste de Leneve.

Gráfico 1 – Amplitude dos intervalos de confiança das bacias do Faxinal e Maestra para cada elemento avaliado

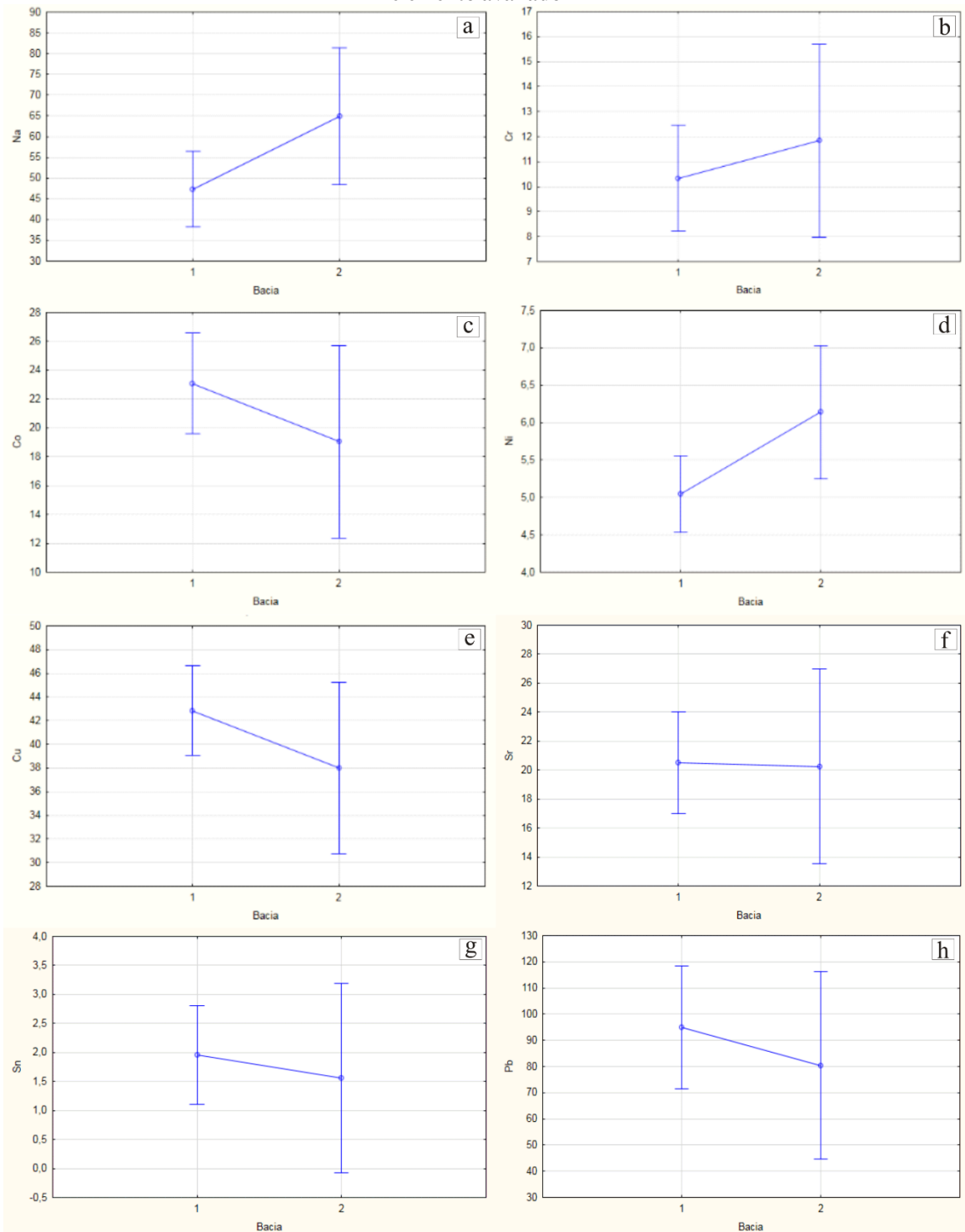


Tabela 3 – Significância de p identificados nos testes de Levene e Tukey, e valores da média de cada elemento associados ao índice de correlação observado pelo Teste de Tukey. Mesmo índice representa H_0 , índice diferente igual a H_a

	Bacia	Na	Cr	Co	Ni	Cu	Sr	Sn	Pb
Teste de Levene	Fx – Ma p valor	0,247	0,354	0,755	0,932	0,227	0,687	0,286	0,163
Teste de Tukey	Fx – média	47,3 ^a	10,7 ^a	23,1 ^a	5,3 ^a	42,8 ^a	20,5 ^a	2,0 ^a	90,6 ^a
	Ma – média	64,9 ^a	11,8 ^a	19,0 ^a	6,1 ^b	38,0 ^a	20,2 ^a	1,6 ^a	80,4 ^a
	p valor	0,064	0,468	0,265	0,039	0,218	0,936	0,645	0,452

Fonte: Os autores.

5 Conclusões

Os testes de homogeneidade apontam para uma mesma origem geoquímica dos sedimentos existentes nas bacias de captação Faxinal e Maestra, ou seja, a hipótese é nula. Essa homogeneidade foi observada após a exclusão dos *outliers* do processo de análise estatística da normalidade e homogeneidade, dessa forma, indicando que as discrepâncias subtraídas da análise poderiam ser provenientes de intervenção antrópica. Os *outliers* identificados neste estudo remetem às amostras apontadas por Vargas *et al.* (2018) como sedimentos contaminados.

As dificuldades observadas para avaliação da normalidade do Zn e da hipótese do Ni estão relacionadas ao número reduzido de amostras de sedimentos analisadas, dessa forma limitando a avaliação estatística. Portanto, é desejável que estudos geoquímicos elenquem um número maior de amostras para análise, pois, dessa forma, será possível um maior grau de liberdade ao avaliar a homogeneidade das variâncias.

Referências

BLACK, E. M.; CHIMENTI, M. S.; CRAIG L. Effect of freshwater mussels on the vertical distribution of anaerobic ammonia oxidizers and other nitrogen-transforming microorganisms in upper Mississippi river sediment. **PeerJ**, 5:e3536, 2017. DOI 10.7717/peerj. 3536

CARBOGNIN, L.; TARONI, G. A new method to investigate the equality of bivariate dependence. Application to sediment samples study. **Computers & Geosciences**, v. 19, n. 4, p. 547-566, 1993.

FIELD, A. **Descobrimos a estatística usando o SPSS**. Porto Alegre: Artmed, 2009.

FOK, L.; PEART, M. R.; CHEN, J. The influence of geology and land use on the geochemical baselines of the East River basin, China. **Catena**, 101 (2013) 212-225. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2012.09.008>

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Rio de Janeiro. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rs/caxias-do-sul/panorama>. Acesso em: 11 dez. 2019.

KLERK, A. R.; CHAMIER, J.; WEPENER, V. Seasonal variations of water and sediment quality parameters in endorheic reed pans on the Mpumalanga Highveld. **Water SA**, v. 38, n. 5, 2012. <http://dx.doi.org/10.4314/wsa.v38i5.3>

LARSON, R.; FARBER, B. **Estatística aplicada**. 4. ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2010.

MATSUSHITA, B.; XU, M.; CHEN, J.; KAMEYAMA, S.; TAMURA, M. Estimation of regional net primary productivity (NPP) using a process-based ecosystem model: How important is the accuracy of climate data? **Ecological Modelling**, v. 178, p. 371-388, 2004.

NAGANNA, S. R.; DEKA, P. C. Variability of streambed hydraulic conductivity in an intermittent stream reach regulated by Vented Dams: A case study. **Journal of Hydrology**, 562 477-491, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.05.006>

NOGUEIRA, D. A.; PEREIRA, G. M. Desempenho de testes para homogeneidade de variâncias em delineamentos inteiramente casualizados. **Sigmae, Alfenas**, v. 2, n. 1, p. 7-22, 2013.

REIS, C. R. G.; NARDOTO, G. B.; OLIVEIRA, R. S. Global overview on nitrogen dynamics in mangroves and consequences of increasing nitrogen availability for these systems. **Plant Soil**, 410:1-19, 2017. DOI 10.1007/s11104-016-3123-7.

SCHMITZ, M.; BAEKELANDT, S.; THI, L. K. T.; MANDIKI, S. N. M.; DOUXFILS, J.; NGUYEN, T. Q.; THANH, H. D. T.; KESTEMONT, P. Osmoregulatory and immunological status of the pondraised striped catfish (*Pangasianodon hypophthalmus* S.) as affected by seasonal runoff and salinity changes in the Mekong Delta, Vietnam. **Fish Physiol Biochem**, 43:39-49, 2017. DOI 10.1007/s10695-016-0266-7

SHAPIRO, S. S.; WILK, M. B. An analysis of variance test for normality (complete samples). **Biometrika**, v. 52, n. 3, p. 591-611, 1965.

THOUVENOT-KORPPOO, M.; LUKKARI, K.; JÄRVELÄ, J.; LEIVUORI, M.; KARVONEN, T.; STIPA, T. Phosphorus release and sediment geochemistry in a low-salinity water bay of the Gulf of Finland. **Boreal Environment Research**, v. 17, p. 237-251, 2012.

VARGAS, T.; ROISENBERG, A.; PULGATI, F. H. Contaminação de sedimentos de fundo nas bacias de captação de abastecimento público de Caxias do Sul, RS. **Geociências**, v. 37, n. 2, p. 331-346, 2018.

YAMANAPPA, W.; SUDEEP, P. V.; SABU, M. K.; RAJAN, J. **Non-Local means image denoising using Shapiro-Wilk similarity measure**. *IEEEAccess*, v. 6, p. 66914-66922. 2018. DOI: 10.1109/ACCESS.2018.2869461.

YAO, L.; CHEN, C.; LIU, G.; LI, F.; LIU, W. **Environmental factors, but not abundance and diversity of nitrifying microorganisms, explain sediment nitrification rates in Yangtze lakes**. *RSC Adv.*, 2018, 8, 1875-1883. DOI: 10.1039/c7ra11956a.

Potencialidade hidrotermal do Sistema Aquífero Guarani na Região Nordeste do Estado do Rio Grande do Sul

Alex Bortolon de Matos¹, Pedro Antonio Roehe Reginato²

¹UFRR e IPH/UFRGS (alex.bortolon@ufr.br)

²DHH/IPH/UFRGS (pedro.reginato@ufrgs.br)

Resumo: O objetivo deste trabalho é avaliar o potencial hidrotermal do Sistema Aquífero Guarani (SAG) na Região Nordeste do RS. Para tanto, foram utilizadas as informações de 15 poços profundos que captam água desse sistema, distribuídos na região. Foi utilizado como base, para identificar o termalismo dessas águas, o Código das Águas Minerais, segundo o qual essas são classificadas como frias, hipotermiais, mesotermiais, isotermiais e hipertermiais. Dessa forma, verificou-se a existência de algum grau de termalismo em toda a área de estudo, com temperaturas variando de 25,6°C a 40,3°C, com seis casos em que os valores superaram os 36°C. Além disso, verificou-se uma relação direta do termalismo com o grau de confinamento do SAG, com os maiores valores sendo encontrados em poços onde o SAG está posicionado a, pelo menos, 550 m de profundidade, podendo, em alguns casos, sofrer influência de águas frias provenientes do aquífero fraturado, reduzindo, assim, as temperaturas. Com isso, temos que o SAG, na região, possui um grande potencial hidrotermal, que deve ser utilizado de forma racional, de modo a não comprometer o funcionamento do sistema.

Palavras-chave: Sistema Aquífero Guarani. Termalismo. Rio Grande do Sul.

Área Temática: Recursos Hídricos.

Hydrothermal potential of the Guarani Aquifer System in the Northeast Region of the Rio Grande do Sul State

Abstract: The main objective of this work was to evaluate the hydrothermal potential of the Guarani Aquifer System (GAS) in northeastern region of RS. For this, the information from 15 deep wells that capture water from this system distributed in the region was used. It was used as a basis to identify the thermalism of these waters the Mineral Water Code according to which the waters are classified as cold, hypothermal, mesothermal, isothermal and hyperthermal. Thus, there was some degree of thermalism in the entire study area with temperatures ranging from 25,6°C to 40,3°C with 6 cases where the values exceeded 36°C. In addition, there was a direct relationship between thermalism and the degree of confinement of the GAS with the highest values being found in wells where the GAS is positioned at least 550 m deep and, in some cases, may be influenced by cold water from the fractured aquifer which could reduce the temperature. With this, we have that the SAG in the region has a great hydrothermal potential which should be used rationally to not compromise the whole system.

Keywords: Guarani Aquifer System. Thermalism. Rio Grande do Sul.

Theme Area: Water Resources.

1 Introdução

Nos últimos anos, verificou-se, no Rio Grande do Sul, um aumento na implementação de empreendimentos que possuem como foco a utilização de águas termais provenientes do SAG, que é caracterizado por aquíferos granulares, que ocorrem associados a rochas sedimentares pertencentes a diferentes unidades hidroestratigráficas.

No estado, a utilização deste recurso já ocorre a décadas, como em complexos turísticos nos Municípios de Marcelino Ramos e Machadinho, no norte do Estado, na região próxima do rio Uruguai, e em Nova Prata, na Região Nordeste do RS.

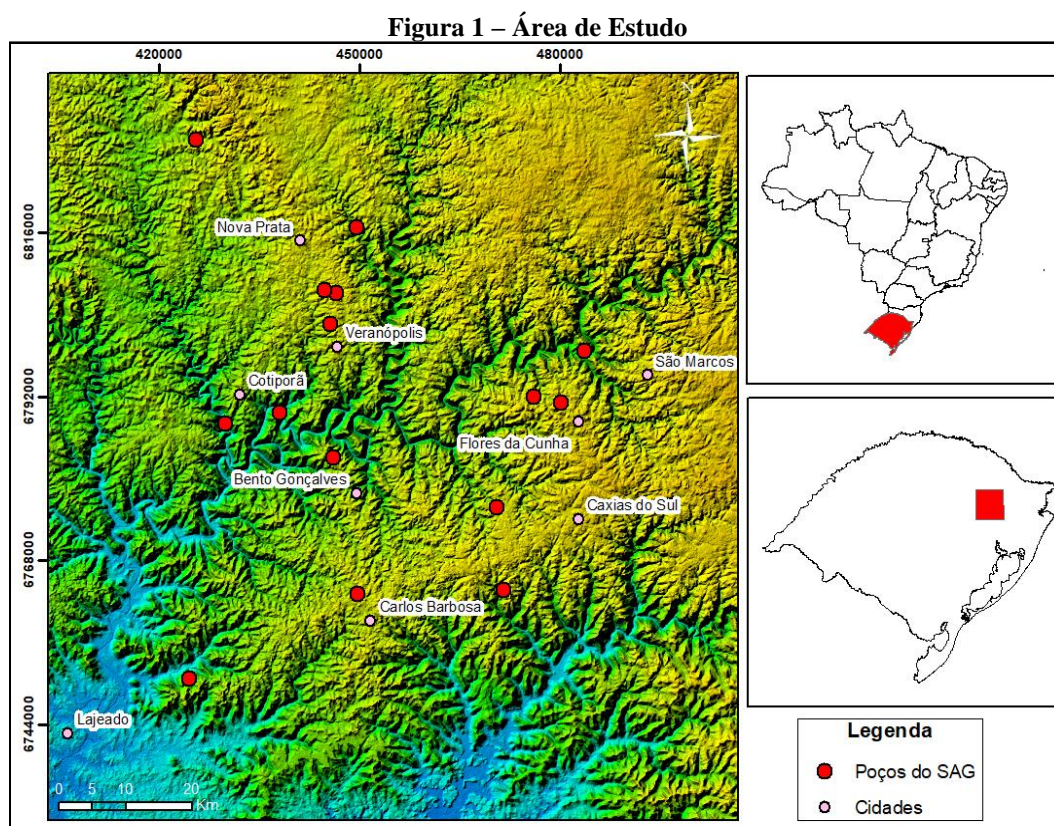
Estudos como os realizados por Giardin e Faccini (2010), e Freitas *et al.* (2011), demonstram a existência de águas com essas temperaturas mais elevadas no Rio Grande do Sul, principalmente na região do Alto Rio Uruguai.

Recentemente, algumas reportagens indicam a abertura de dois novos empreendimentos nos próximos anos: um em Santana do Livramento, e outro em Gramado. Além disso, segundo Peixoto (2019), tem-se observado um crescimento nos requerimentos de concessão de lavra na Agência Nacional de Mineração (ANM).

Dessa forma, utilizando como base as informações de poços profundos SAG, esse trabalho teve como objetivo promover uma avaliação da potencialidade hidrotermal desse sistema na Região Nordeste do Estado do Rio Grande do Sul.

2 Materiais e métodos

A área de estudo está localizada na Região Nordeste do RS, limitada pelas coordenadas UTM sul 6830938 e 6749617, e UTM leste 423046 e 489615 (Figura 1).



Para a avaliação hidrotermal foi utilizado como parâmetro o Código das Águas Minerais (BRASIL, 1945), segundo o qual as águas são classificadas como frias, quando a temperatura é menor que 25°C, hipotermiais (entre 25°C e 33°C), mesotermiais (entre 33°C e 36°C), isotermiais (entre 36°C e 38°C), e hipertermiais, quando superam os 38°C. Como o foco deste estudo são águas com temperaturas mais elevadas, foram utilizados apenas poços que apresentassem algum grau de termalismo, com temperaturas superiores a 25°C. Dessa forma, foram selecionados 15 poços existentes na área de estudo.

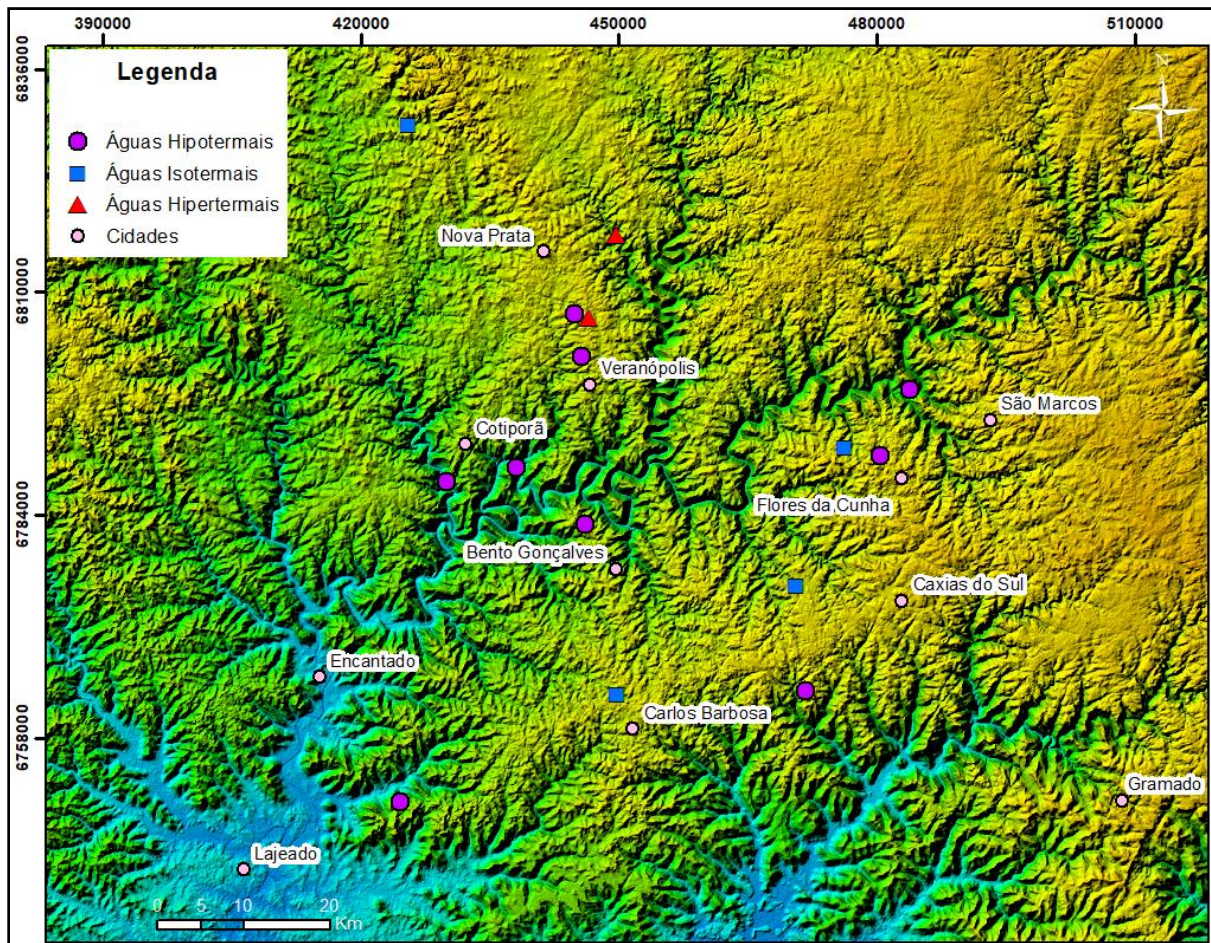
As informações sobre os poços foram obtidas a partir do Sistema de Informações de Águas Subterrâneas (Siagas) da Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM), relatórios da Companhia Riograndense de Saneamento (Corsan), relatórios de perfuração e de análises físico-químicas de empresas particulares, e no estudo realizado por Giacomelli (2015).

Com base nessas informações, as águas foram separadas em classes, em função das temperaturas observadas e avaliada sua distribuição na região, de modo a verificar se aquelas com valores mais elevados possuem uma abrangência regional ou se se limitam a áreas específicas.

3 Resultados

As informações das temperaturas das águas dos poços permitiram a identificação de três grupos que representam diferentes graus de termalismo: o das águas hipotermiais, o das isotermiais e o das hipertermiais (Figura 2), com suas principais estatísticas sendo descritas no Quadro 1.

Figura 2 – Distribuição das classes hidrotermais



Quadro 1 – Principais estatísticas das temperaturas

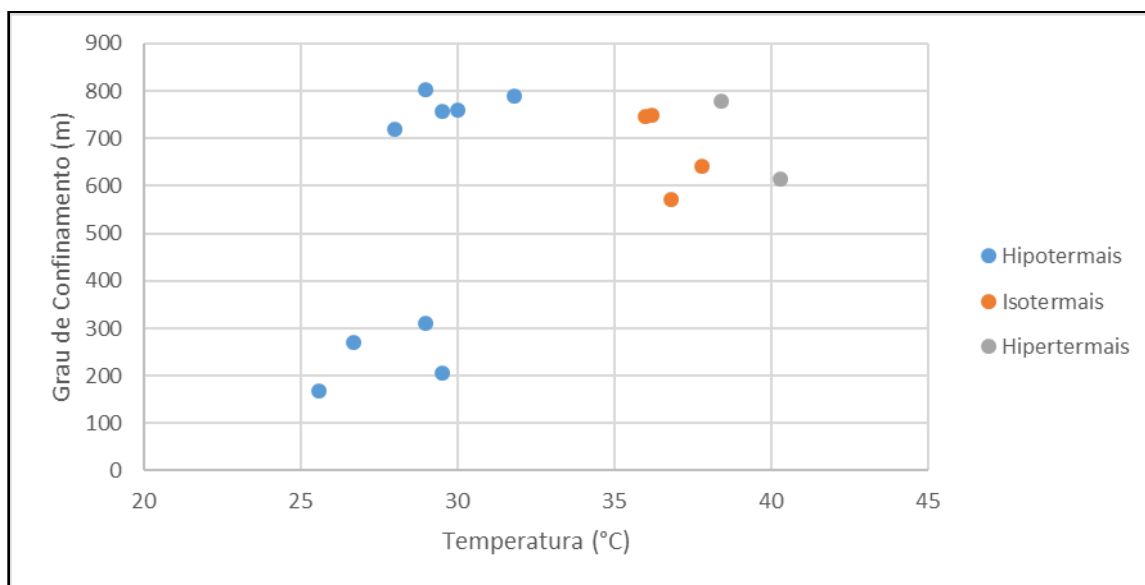
	Hipotermas	Isotermais	Hipertermais
Máximo	31,8	37,8	40,3
Médio	28,8	36,7	39,4
Mínimo	25,6	36,0	38,4
Mediana	29,0	36,5	39,4
Desvio Padrão	1,8	0,8	1,3

Fonte: Os autores.

Verificou-se que a grande maioria das águas foi classificada como hipotermal (nove casos), com as isotermas sendo observadas em quatro poços, enquanto as águas com temperaturas mais elevadas em apenas dois poços. De modo geral, levando em consideração o conjunto como um todo, as temperaturas variaram entre 25,6°C e 40,3°C, com média de 32,3°C.

Ao relacionar a variação da temperatura dessas águas com o grau de confinamento do SAG, verificou-se que as maiores temperaturas estão associadas a poços onde o SAG se encontra, pelo menos, a 550 m de profundidade (Gráfico 1).

Gráfico 1 – Relação entre as temperaturas e o grau de confinamento do SAG



Fonte: Os autores.

Essas informações indicam uma grande influência do grau de confinamento na temperatura das águas na região, o que se mostra muito importante, visto que, segundo Machado (2005), o SAG se encontra em grande profundidade em boa parte da região. Em alguns poços do SAG, que apresentaram águas hipotermais, foi identificada a existência de contribuição de águas das fraturas que compõem o Sistema Aquífero Serra Geral (Sasg). Como essas águas do Sasg são classificadas, em geral, como frias, esse processo tende a diminuir a temperatura na hora da coleta das informações, conforme verificado por Giacomelli (2015) em um poço no Município de Imigrante.

4 Conclusões

As características hidrotermais das águas do SAG na região demonstraram a existência de um certo grau de termalismo em toda a área de abrangência deste estudo, variando desde águas hipotermais, até a hipertermais, com temperaturas que superam os 40°C.

A variação da temperatura indica uma relação direta com o confinamento do SAG, com os maiores valores sendo observados nos poços onde o SAG se encontra em grande

profundidade. Verificou-se, também, que a contribuição das fraturas que formam o Sasg pode atuar na diminuição dessa temperatura. Nesses casos, para se obter temperaturas mais elevadas é recomendável o isolamento dessas fraturas, de modo a evitar essa interação.

Dessa forma, se levarmos em conta que, em boa parte da região Nordeste, o SAG se encontra em grande profundidade, e a boa relação que a temperatura dessas águas possui com o grau de confinamento, temos que essa região possui um grande potencial hidrotermal sendo recomendada, sempre, a aplicação de estudos mais profundos para avaliar a capacidade do aquífero de suprir a demanda necessária, sem o comprometimento do sistema, visto que esse é um recurso mineral limitado.

Agradecimentos

À Capes (Proex) e ao CNPq pelo apoio financeiro e pela concessão de bolsas, e às empresas de perfuração pela liberação dos dados.

Referências

FREITAS, M. A.; ROISENBERG, A.; CUNHA, G. G. Caracterização Hidrogeoquímica das Fontes Termiais da Região do Alto Rio Uruguai – RS e SC. *In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOQUÍMICA*, 13., 2011, Gramado-RS. **Anais [...]**. Gramado, 2011. 4 p.

GIACOMELLI, A. L. **Caracterização e Estudo de uma Ocorrência Hidrotermal no Município de Imigrante, RS, com Vistas ao seu Potencial de Uso e Consumo**. 2015. 79 p. Monografia (TCC – Graduação em Engenharia Ambiental) – Centro Universitário Univates Lajeado, Brasil, 2015.

GIARDIN, A.; FACCINI, U. F. Termalismo e Hidroquímica como Evidências de Limite de Fluxo Regional no Sistema Aquífero Guarani no Sul do Brasil. **Revista Águas Subterrâneas**, v. 24, p. 1-12, 2010.

MACHADO, J. L. F. **Compartimentação Espacial e Arcabouço Hidroestratigráfico do Sistema Aquífero Guarani no Rio Grande do Sul**. 2005. 237 p. Tese (Doutorado em Geologia) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, 2005.

PEIXOTO, A. C. B. **Características das Águas Termiais do Rio Grande do Sul**. *In: XVII Simpósio Nacional de Estudos Tectônicos*, Bento Gonçalves-RS. **Anais [...]** do XVII Simpósio Nacional de Estudos Tectônicos, 2019. p. 276.

Análise da Concentração de Nitrato nas águas subterrâneas do Sistema Aquífero Serra Geral na Região Nordeste do Estado do Rio Grande do Sul

Pedro Antonio Roehe Reginato¹, Franciéle Schwanck Carlos¹,
Marcos Imério Leão¹

¹DHH-IPH/UFRGS (pedro.reginato@ufrgs.br, imerio@iph.ufrgs.br,
franschwanck@gmail.com)

Resumo: Este trabalho tem por objetivo analisar a concentração de nitrato nas águas subterrâneas do Sistema Aquífero Serra Geral (Sasg). Para isso foram analisados dados de concentração desse parâmetro em 150 poços tubulares que estão localizados na Região Nordeste do Estado do Rio Grande do Sul. Os resultados indicaram que a ocorrência de valores entre 0,04 e 22,6 mg/L de N-NO₃, com média de 1,73, desvio padrão de 2,62 e mediana de 1,0 mg/L. Foi identificado que concentrações inferiores a 3,15mg/L são típicas do SASG e que 92% dos poços apresentaram valores menores que 5mg/L. Os poços que apresentaram concentrações mais elevadas estão localizados, principalmente, em regiões agrícolas.

Palavras-chave: Nitrato. Sistema Aquífero Serra Geral. Contaminação.

Área Temática: Recursos Hídricos.

Nitrate Concentration Analysis in Groundwater of Serra Geral Aquifer System in the Northeast of Rio Grande do Sul State

Abstract: This study aims to analyze the nitrate concentration in groundwater in the Serra Geral Aquifer System. Concentration data of nitrate were analyzed in 150 tubular wells located in the northeast region of the state of Rio Grande do Sul. The results indicate the occurrence of values between 0.04 to 22.6 mg/L of N-NO₃, with average of 1.73, standard deviation of 2.62 and median of 1.0 mg/L. Concentrations below 3.15mg/L are found to be typical of SASG and 92% of the wells have values below 5mg/L. The wells with the highest concentrations are located mainly in agricultural regions.

Keywords: Nitrate. Serra Geral Aquifer System. Contamination.

Theme Area: Water Resources.

1 Introdução

O nitrato é um contaminante que apresenta alta mobilidade e persistência, sendo encontrado nas águas subterrâneas no mundo inteiro (VARNIER *et al.*, 2018). No Brasil, o padrão de potabilidade (VMP) definido na Portaria de Consolidação n. 5/2017 (BRASIL, 2017) é de 10mg/L de N-NO₃ ou 45mg/L de NO₃. De acordo com a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (Cetesb), o valor de 5mg/L de N-NO₃ deve ser utilizado como um limite de alerta, pois valores superiores já podem indicar ocorrência de contaminação antrópica (CETESB, 2004).

O consumo de água com concentrações de nitrato acima do VMP, podem causar diversos problemas de saúde no ser humano, fato já observado em estudos (VARNIER *et al.*, 2018; Postal *et al.*, 2019).

Num estudo realizado no Município de Porto Alegre, Roisenberg *et al.*, (2003) identificaram possíveis fontes de nitrato, sendo que concentrações inferiores a 1,0mg/L foram associadas à precipitação, enquanto concentrações entre 1 e 8,5mg/L tem origem nos processos de decomposição de matéria orgânica presente no solo. Já as concentrações acima de 8,5mg/L estão relacionadas à ocorrência de contaminação antrópica.

Bernardi (2017), num estudo realizado com aquíferos fraturados no Município de Porto Alegre, identificou uma relação entre a precipitação e as concentrações de nitrato. Para o autor, nos períodos de menor precipitação, as concentrações são menores, enquanto nos períodos de ocorrência de maior quantidade de chuvas, as concentrações são mais elevadas.

Em função do exposto, é necessário que sejam desenvolvidos estudos e o monitoramento de concentrações de nitrato na água subterrânea.

O presente trabalho tem por objetivo avaliar as concentrações de nitrato nas águas subterrâneas do Sasg, na Região Nordeste do Estado do Rio Grande do Sul e identificar as possíveis fontes de nitrato nessa região.

2 Caracterização hidrogeológica e ocorrência de nitrato nas águas do Sistema Aquífero Serra Geral

Na Região Nordeste do Estado do Rio Grande do Sul, há a ocorrência do Sasg. Conforme Reginato (2003), nessa região, esse sistema é caracterizado pela ocorrência de aquíferos fraturados, que estão associados às estruturas tectônicas e de resfriamento das rochas vulcânicas, bem como por aquíferos livres que estão localizados no manto de alteração formado sobre essas rochas.

As águas típicas do Sasg, na região de estudo, são do tipo bicarbonatadas cálcicas ou magnesianas com condutividades elétricas inferiores a 200 uS/cm e pH menores que 7,5 (REGINATO *et al.*, 2013; BORTOLIN *et al.*, 2014).

Alguns estudos sobre a ocorrência de nitrato nas águas do Sasg, já foram realizadas por pesquisadores que avaliaram diferentes regiões do Brasil. Gastmans *et al.*, (2013), em estudo realizado no Sasg na porção centro sul do Estado de São Paulo, identificaram altas concentrações de nitrato (como NO₃) em alguns poços, sendo a origem associada a processos de contaminação antrópica. Quaggio *et al.*, (2018) realizaram um estudo do Sasg em todo o território brasileiro, sendo que foram encontradas concentrações de nitrato (como NO₃) que variaram entre 0,001 a 91,8

mg/L, com mediana de 1,02 e desvio padrão de 7,43. Os valores encontrados acima do VMP têm origem antrópica (atividades agrícolas e saneamento básico).

Postal *et al.* (2019), realizaram um estudo para avaliação da correlação entre a ocorrência de nitrato nas águas subterrâneas e a incidência de câncer de estômago, no estado do Rio Grande do Sul. Os autores identificaram que para essa região do Estado, 46,54% dos poços apresentaram influência humana nos teores de nitrato. Lucca El Hajjar (2016) desenvolveu um estudo no Município de Carlos Barbosa (localizado na mesma região do Estado), voltado para o monitoramento das concentrações de nitrato. Os resultados indicaram que o nitrato apresentou variações entre 0,3 e 4,7mg/L, com mediana de 1,7mg/L e desvio padrão de 0,963mg/L N-NO₃. O autor também identificou uma relação entre as concentrações de nitrato e o uso e ocupação do solo, sendo os maiores valores encontrados nas porções mais antigas da cidade.

Com base no que foi apresentado, pode-se evidenciar que o Sasg apresenta diferentes concentrações de nitrato, sendo que, em muitos locais estudados, já foi possível identificar a influência antrópica, na elevação das concentrações desse parâmetro.

3 Materiais e métodos

Para o desenvolvimento desse estudo foi elaborado um banco de dados hidroquímicos de poços tubulares que captam água do Sasg e que estão localizados na Região Nordeste do Estado do Rio Grande do Sul. Para uma maior confiabilidade, foram utilizados dados de poços tubulares perfurados pela Corsan, que continham os relatórios das análises físico-químicas. As análises de nitrato, em geral, foram realizadas pelo método Cromatográfico/EPA-300.1, com limite de detecção de 0,01mg/L. Assim, foram selecionados 150 poços tubulares que continham o resultado da concentração de nitrato (Tabela 1).

Tabela 1 – Valores das concentrações de nitrato (mg/L de N-NO₃)

Poço	Conc.	Poço	Conc.	Poço	Conc.	Poço	Conc.	Poço	Conc.
1	0,04	31	0,27	61	0,6	91	1,28	121	2,69
2	0,04	32	0,28	62	0,66	92	1,3	122	2,8
3	0,05	33	0,28	63	0,69	93	1,3	123	2,88
4	0,06	34	0,29	64	0,7	94	1,35	124	2,9
5	0,07	35	0,3	65	0,7	95	1,36	125	2,9
6	0,074	36	0,3	66	0,72	96	1,37	126	3
7	0,08	37	0,3	67	0,74	97	1,39	127	3,06
8	0,08	38	0,31	68	0,78	98	1,4	128	3,07

Poço	Conc.	Poço	Conc.	Poço	Conc.	Poço	Conc.	Poço	Conc.
9	0,09	39	0,33	69	0,81	99	1,4	129	3,1
10	0,1	40	0,35	70	0,85	100	1,4	130	3,24
11	0,1	41	0,39	71	0,88	101	1,44	131	3,44
12	0,1	42	0,39	72	0,89	102	1,45	132	3,51
13	0,1	43	0,4	73	0,91	103	1,49	133	3,6
14	0,1	44	0,4	74	0,96	104	1,5	134	3,9
15	0,1	45	0,4	75	1	105	1,65	135	3,92
16	0,1	46	0,4	76	1	106	1,65	136	4,46
17	0,1	47	0,4	77	1,01	107	1,74	137	4,59
18	0,1	48	0,4	78	1,02	108	1,83	138	5
19	0,11	49	0,41	79	1,05	109	1,87	139	5,1
20	0,12	50	0,41	80	1,06	110	1,9	140	5,2
21	0,17	51	0,43	81	1,1	111	1,94	141	5,3
22	0,183	52	0,5	82	1,1	112	1,95	142	6
23	0,2	53	0,5	83	1,15	113	2,1	143	6,3
24	0,2	54	0,5	84	1,15	114	2,1	144	7,1
25	0,2	55	0,5	85	1,18	115	2,19	145	7,2
26	0,22	56	0,52	86	1,19	116	2,2	146	8,5
27	0,22	57	0,54	87	1,2	117	2,2	147	8,5
28	0,23	58	0,56	88	1,21	118	2,3	148	9
29	0,24	59	0,58	89	1,21	119	2,32	149	11,3
30	0,26	60	0,60	90	1,23	120	2,61	150	22,6

Fonte: Os autores.

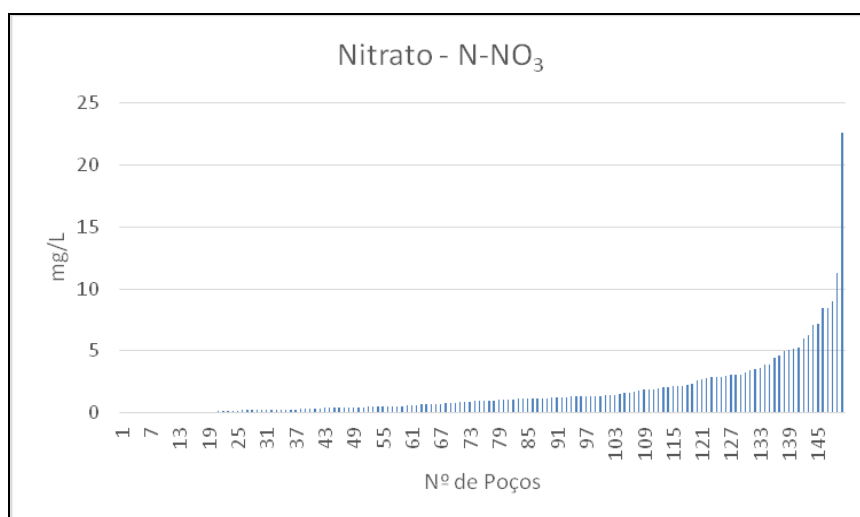
Para a avaliação da concentração de nitrato, foi feita uma avaliação estatístico-descritiva, bem como foram elaborados diferentes tipos de gráfico, com uso do programa Excel.

Para os poços que apresentaram concentrações mais elevadas, foi feita uma avaliação da ocupação do solo na região onde estava localizado o poço. Para isso, os poços foram plotados no *Google Earth*, sendo a avaliação de ocupação feita de forma visual.

4 Resultados e discussões

Os resultados obtidos, com a análise estatística dos 150 dados de concentração de nitrato (mg/L de N-NO₃), são apresentados no Gráfico 1 e na Tabela 2.

Gráfico 1 – Resultados das análises estatísticas das concentrações de nitrato (mg/L de N-NO₃)



Fonte: Os autores.

Tabela 2 – Resultados das análises estatísticas das concentrações de nitrato (mg/L de N-NO₃)

Item	Quantidade
Valor Máximo	22,6
Valor Mínimo	0,04
Média	1,7398
Desvio Padrão	2,6159
Mediana	1,00
1º Quartil	0,3075
3º Quartil	2,1

Fonte: Os autores.

Com base no Gráfico 1, pode-se observar uma distribuição não linear para as concentrações de nitrato, marcada pela ocorrência de um predomínio de valores baixos e pequena ocorrência de valores mais elevados.

A análise estatística geral permitiu identificar que as concentrações de nitrato variam entre 0,04 e 22,6 mg/L de N-NO₃, com média de 1,73 e desvio padrão de 2,6159 mg/L de N-NO₃. Em função da ocorrência de um desvio padrão mais elevado,

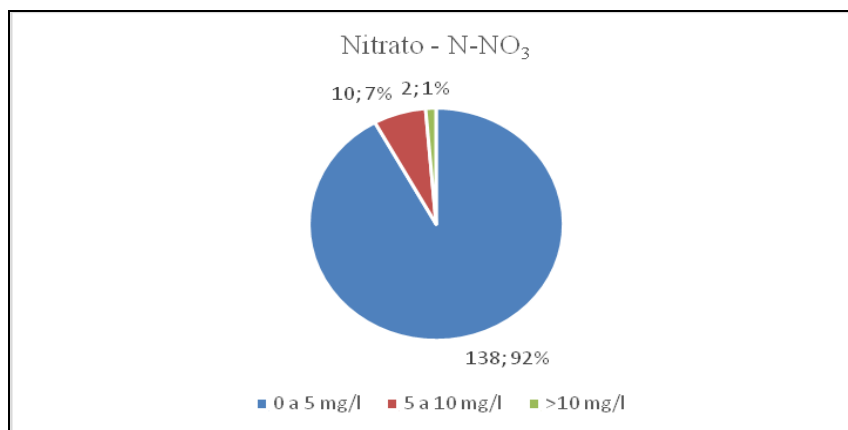
a mediana acaba por refletir melhor o comportamento da distribuição das concentrações de nitrato, sendo que o valor encontrado foi de 1mg/L N-NO₃.

Se avaliada a distribuição por quartis, observa-se que o intervalo entre o primeiro e terceiro quartis são de 0,3075 e 2,1mg/L. De acordo com Rodrigues e Nalini Júnior (2009), valores superiores a 1,5 vezes o limite do terceiro quartil podem ser considerados anômalos. Assim, se levamos em conta essa consideração, valores superiores a 3,15mg/L, que representam 14% (21) dos poços analisados, poderiam ser considerados dispare. Isso não quer dizer que valores superiores a esse limite indicam a ocorrência de contaminação antrópica, mas demonstram que as concentrações típicas de nitrato nas águas do Sasg tendem a apresentar valores baixos, inferiores a 3,5mg/L.

Os diferentes valores de concentração encontrados são explicados pela origem diversa desse elemento, que pode estar relacionada a diferentes processos (precipitação da água da chuva, decomposição de matéria orgânica do solo e contaminação antrópica), conforme já foi observado por Roisenberg *et al.*, (2003).

Visando a avaliar a distribuição das concentrações de nitrato em diferentes intervalos de concentrações (<5, 5; entre 5 e 10;>5mg/L de N-NO₃), foi gerado o Gráfico 2. Os resultados indicam que 92% dos poços apresentam águas com concentrações inferiores a 5 mg/L, com pequena ocorrência (1%) de poços com concentrações superiores a 10mg/L.

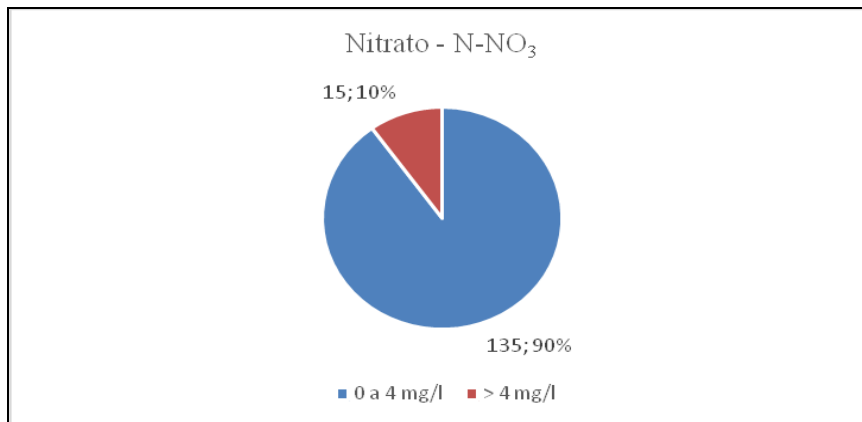
Gráfico 2 – Distribuição da concentração de nitrato em diferentes intervalos



Fonte: Os autores.

Com o objetivo de avaliar a ocorrência de poços com concentrações superiores a 4mg/L, que segundo Postal *et al.* (2019) podem provocar problemas metabólicos no organismo quando há uso contínuo dessas águas, foi gerado o Gráfico 3. Observa-se que só 10% dos poços apresentaram águas com concentrações acima de 4mg/L.

Gráfico 3 – Distribuição da concentração de nitrato em duas classes de concentração



Fonte: Os autores.

Para os poços que apresentaram concentrações de nitrato superiores a 5mg/L, foi feita uma avaliação visual do uso e ocupação do solo existente no entorno dos poços, em imagens do *Google Earth* (Figura 1). Observou-se que a maior parte desses poços está localizada em áreas agrícolas ou urbanas, que são fontes potenciais de contaminação de nitrato.

Figura 1 – Localização de alguns poços que apresentaram concentrações de nitrato acima de 5 mg/L



Fonte: Os autores.

5 Conclusões

As concentrações de nitrato encontradas nas águas do Sasg, variaram entre 0,04 e 22,6mg/L, sendo que valores inferiores a 3,15mg/L são típicos desse sistema aquífero. Além disso, foi observado que 92% dos poços apresentaram concentrações inferiores a 5mg/L, o que corresponde ao limite de alerta definido pela Cetesb. Também foi verificado que somente 10% dos poços apresentaram concentrações acima de 4mg/L, e que poços que apresentaram concentrações mais elevadas (>5mg/L) estão localizados, principalmente, em áreas agrícolas.

Os resultados encontrados nesse estudo, bem como por diferentes autores que avaliaram a concentração de nitrato nas águas do Sasg, evidenciam a necessidade de realização de mais estudos e a implantação de programas de monitoramento, principalmente nas áreas urbanas e nas regiões onde há maior atividade agrícola, bem como criação intensiva de animais.

Referências

- BERNARDI, C. Z. **Variação do nitrato conforme a pluviosidade nas águas subterrâneas de Porto Alegre, RS**. 2017. 54 f. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso – Graduação Geologia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS.
- BORTOLIN, T. A.; REGINATO, P. A. R.; LEÃO, M. I.; SCHNEIDER, V. E. Hidrogeologia e hidroquímica dos aquíferos fraturados associados as rochas vulcânicas ácidas no Município de Carlos Barbosa, RS. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 9, n. 1, jan./mar. 2014.
- GASTMANS, D.; MENEGÁRIO, A. A.; MOURA, C. C. Hidrogeoquímica das águas subterrâneas do Aquífero Serra Geral na porção centro sul do estado de São Paulo. **Revista Águas Subterrâneas**, v. 27, n. 3, p. 27-44.
- BRASIL. Portaria de Consolidação n. 5, de 3 de outubro de 2017. **Diário Oficial da União**: República, Federativa do Brasil. Brasília, DF, Seção 1, Suplemento, n. 190, p. 360, 2017.
- CETESB. Qualidade das águas subterrâneas do Estado de São Paulo 2001-2003. São Paulo: Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. 2004. 103 p. (Série Relatórios).
- LUCCA EL HAJJAR, K. **Estudo sobre a ocorrência de nitrato nas águas subterrâneas do Sistema Aquífero Serra Geral, área urbana do município de Carlos Barbosa, RS**. 2016. 55 f. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre – RS.
- POSTAL, B, ZAGONEL DE OLIVEIRA, M, SANDER, A, KIRCHHEIM, R. Correlação entre a Ocorrência de Nitrato na Água Subterrânea e a Incidência de Câncer de Estômago, no Estado do Rio Grande do Sul. *In*: XI SIMPÓSIO SUL-BRASILEIRO DE GEOLOGIA. 26 A 29 de maio de 2019, Bento Gonçalves – RS.
- QUAGGIO, C. S., GASTMANS, D.; KIRCHHEIM, R.; BATISTA, L.V. Variações na composição das águas subterrâneas do Sistema Aquífero Serra Geral em território brasileiro e sua relação com anomalias hidrogeoquímicas. **Revista Águas Subterrâneas**, v. 32, n. 5. p. 285-294, 2018.

REGINATO, P. A. R. (2003). **Integração de Dados para Prospecção de Aquíferos Fraturados em Trecho da Bacia Hidrográfica Taquari-Antas, RS**. Tese (Doutorado em Engenharia de Minas) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e dos Materiais, UFRGS, Porto Alegre, 233 p.

REGINATO, P.A.R. Caracterização Hidroquímica do Sistema Aquífero Serra Geral na Região Nordeste do Rio Grande do Sul. **Revista Águas Subterrâneas**, v. 27, n. 1, p. 65-78, 2013.

RODRIGUES, A. S. de L.; NALINI JÚNIOR, H. A. Valores de background geoquímico e suas implicações em estudos ambientais. **REM: Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, v. 62, n. 2, p. 155-165, abr./jun. 2009.

ROISENBERG, C.; VIERO, A. P.; ROISENBERG, A. Caracterização Geoquímica e Gênese dos Principais Íons das Águas Subterrâneas de Porto Alegre, RS. **RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 4, p. 137-147, out./dez. 2003.

VARNIER, C.; HIRATA, R.; ALBUQUERQUE FILHO, J. L.; CAMPOS, J. E.; SIMONATO, M. D.; ROCHA, G.; FERREIRA, L. Nitrato nas Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo: como desarmar essa bomba-relógio? *In: XX CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS*, 20., 2018, Campinas, São Paulo. **Anais [...]**, Campinas – SP, 2018.

Análise de ensaios de bombeamento visando à identificação de problemas no revestimento de poços tubulares

Pedro Antonio Roehe Reginato¹, Daniel Oliveira de Brito², Gustavo Barbosa Athayde³, Marcos Imério Leão¹, Franciéle Schwanck Carlos¹

¹DHH/IPH/UFRGS (pedro.reginato@ufrgs.br, imerio@iph.ufrgs.br, franschwanck@gmail.com)

²FEPAM (danieloliveiradebrito@gmail.com)

³LPH/UFPR (gustavo.athayde@ufpr.br)

Resumo: Este trabalho tem por objetivo avaliar a ocorrência de problemas no revestimento de poços tubulares, por meio da análise de curvas de rebaixamento e perfis construtivos dos poços. Para isso foram utilizados dados de três testes de aquífero, realizados em dois poços tubulares (um de bombeamento e outro de monitoramento) que captam água do Sistema Aquífero Fraturado Pré-Cambriano. A análise das curvas de rebaixamento indicaram a ocorrência de tendências de diminuição desse rebaixamento, que iniciaram quando o nível de água atingiu a profundidade onde estão localizados os contatos entre o revestimento e a rocha. Essas tendências foram geradas, em função do ingresso de água que fica armazenado no espaço anular dos poços. Assim, foi possível demonstrar que a análise de curvas de rebaixamento e perfis construtivos pode ser utilizada na identificação de problemas em poços tubulares.

Palavras-chave: Curvas de rebaixamento. Testes de aquífero. Circulação de água no revestimento.

Área Temática: Recursos Hídricos.

Pumping test analysis aiming to identify problems in tubular well casing

Abstract: *The objective of this work is to evaluate the occurrence of problems in the casing of tubular wells through the analysis of drawdown curves and well construction profiles. For this, data from three aquifer tests are performed in two tubular wells (one for pumping and one for monitoring) that capture water from the Precambrian Fractured Aquifer System. The analysis of the drawdown curves indicates the occurrence of decreasing trends of this drawdown, which started when the water level reached the depth where contact between the casing and the rock is located. These trends were generated due to the ingress of water that is stored in the annulus space of the wells. Thus, it is possible to demonstrate that the analysis of drawdown curves and constructional profiles can be used to identify problems in tubular wells.*

Keywords: Drawdown curves. Aquifer tests. Water circulation in the coating.

Theme Area: Water Resources.

1 Introdução

A captação de água subterrânea pode ser feita através de perfuração e construção de diferentes tipos de poço, sendo que os poços tubulares possuem normas que definem os projetos e a forma de construção dos mesmos.

Segundo Mariano (2006), um poço tubular é um tipo de captação construída com o uso de perfuratrizes, apresenta diâmetros entre 4 e 30 polegadas, podendo alcançar

dezenas a centenas de metros. Para Demétrio *et al.*, (2008), o projeto de poços tubulares envolve a definição da profundidade, dos diâmetros de perfuração, do revestimento, dos filtros e pré-filtros (tipos e profundidades de instalação), bem como dos processos de completação e desenvolvimento. Esses autores também indicam que o revestimento é caracterizado por tubos de aço ou PVC, que são instalados em diferentes partes do poço, tendo como objetivo sustentar as paredes do poço ou evitar a infiltração indesejada de águas. De acordo com Lopes (2015), a instalação do revestimento final de um poço depende de diferentes fatores relacionados com a geologia e hidrogeologia do local onde foi feita a perfuração. Por fim, Mariano (2006) destaca que, em poços tubulares construídos em rochas cristalinas, em geral, não é necessária a instalação de revestimentos e filtros, na área de ocorrência de rocha sã. Assim, a instalação do revestimento fica restrita à parte de ocorrência de solo e rocha alterada, devendo entrar alguns metros na rocha sã, para evitar desmoronamento e infiltração de águas do freático.

Os poços tubulares podem apresentar problemas construtivos, de natureza mecânica (incrustações, corrosões, interrupções ou passagens de sedimentos finos) ou hidráulicos (MELO, 2006; GIAMPA *et al.*, 2006). Segundo Albrecht e Carvalho (2004), dependendo das características dos revestimentos (tipos e profundidades de instalação), da proteção sanitária e do manto de alteração (espessuras), haverá possibilidade de ocorrência de problemas de infiltração de águas.

A realização de ensaios de bombeamento, tradicionalmente, é realizada visando a identificar os parâmetros hidrodinâmicos dos aquíferos, as perdas de carga, o ponto crítico, bem como determinar a vazão de exploração dos poços. Além disso, os ensaios podem ser utilizados na avaliação da qualidade de construção das obras de captação (FEITOSA; COSTA FILHO, 1998).

Em razão disso, foi desenvolvido este estudo que tem por objetivo avaliar ensaios de bombeamento, realizados em poços tubulares que captam água de aquíferos fraturados, visando a identificar problemas associados a revestimento de poços.

2 Caracterização hidrogeológica

Os poços tubulares avaliados neste trabalho captam água do Sistema Aquífero Fraturado Pré-Cambriano e estão localizados no Município de Porto Alegre – RS. Os poços estão localizados a 15 metros um do outro e captam água das mesmas fraturas, por isso, quando bombeados, apresentem interferência gerada pelo cone de rebaixamento.

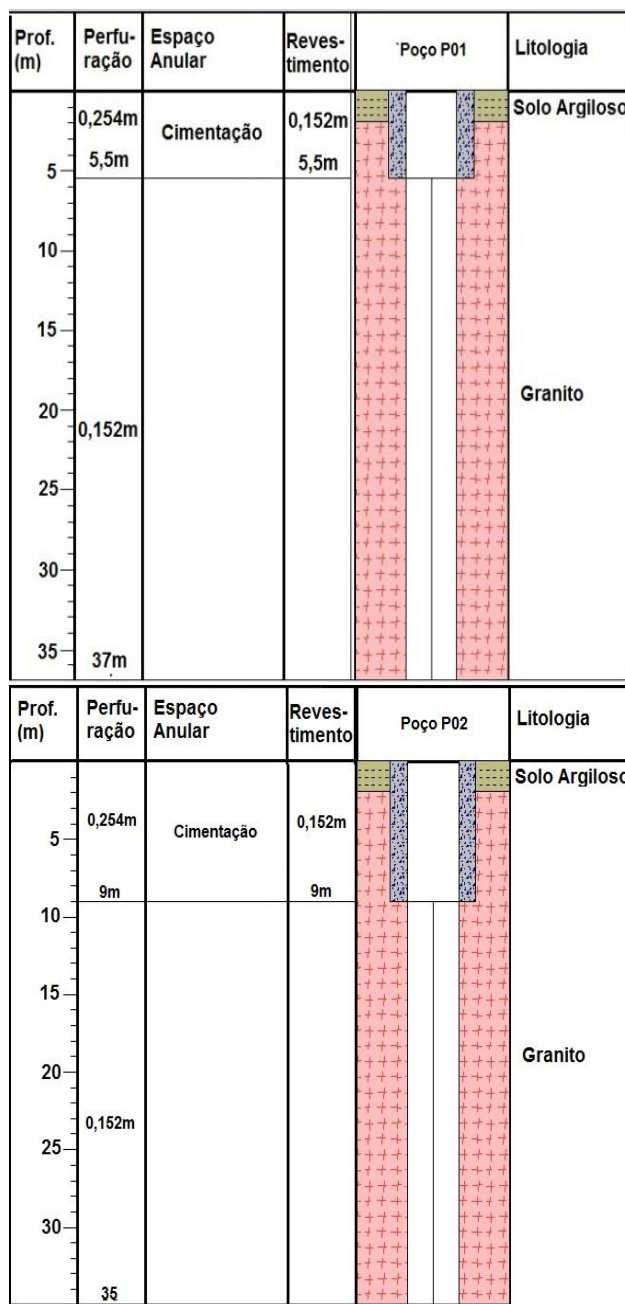
Segundo De Brito (2018), na área onde estão localizados os poços, o aquífero fraturado apresenta transmissividade baixa ($2,43\text{m}^2/\text{dia}$), coeficiente de armazenamento de $4,45 \times 10^{-5}$, indicando a ocorrência de um grau de confinamento para o aquífero. Segundo esse autor, a recarga ocorre no contato entre o manto de alteração e as fraturas de orientação NE-SW (as que apresentam maior ângulo de mergulho), sendo que as fraturas com menor ângulo de mergulho (orientação E-W) são as responsáveis pela circulação da água no aquífero.

As características de cada um dos poços são apresentadas na Quadro 1, sendo que os dados construtivos e geológicos podem ser visualizados na Figura 1. Com base nos dados dos poços, pode-se observar que os mesmos apresentam pequena variação na profundidade final (37m para o P01 e 35m para o P02), não possuem filtros e pré-filtros, sendo que a principal diferença está na profundidade de instalação do revestimento (5,5m no P01 e 9,0m no P02).

Quadro 1 – Dados dos poços tubulares

Dado	Poço P01	Poço P02
Função	Bombeamento	Monitoramento
Profundidade (m)	37	35
Diâmetro (polegadas)	6"	6"
Revestimento (Tipo)	Galvanizado	Galvanizado
Revestimento (Profundidade de Instalação – m)	5,5	9,0
Nível Estático (m)	0,78	0,53
Litologia	Granito	Granito

Figura 1 – Perfil Geológico e Construtivo dos poços tubulares



Fonte: Os autores.

3 Materiais e métodos

Para a realização deste estudo, foram utilizados dados de três testes de aquífero, realizados em datas diferentes, sendo que a duração dos testes variou entre 90 e 110 minutos. Não foram realizados testes de 24 horas, visto que o objetivo do estudo é o de

identificar problemas no revestimento. Os dados coletados durante a realização dos testes foram: profundidade do nível de água e vazão medidos em vista do tempo.

Os dados de nível de água foram utilizados no cálculo do parâmetro rebaixamento (s), sendo que os valores calculados estão sendo apresentados na Tabela 2.

Os dados de rebaixamento (s) e de tempo (t) foram utilizados na elaboração de curvas de rebaixamento (gráficos monolog de s x t), que foram geradas com o uso do programa Excel. Para interpretação das curvas de rebaixamento, plotou-se a derivada do rebaixamento com o uso do pacote *Rhytool* (RENARD; BERTONE, 2018) para o *software* R, o qual consiste em uma adaptação do pacote *Hytool* (RENARD, 2003) para o *software* Matlab. Os gráficos foram analisados visando a identificar problemas associados com o revestimento de poços.

Além disso, visando a visualizar a situação dos revestimentos, foi feita a filmagem do poço P02, com o uso do equipamento Rcam 1000 da marca Laval Underground Surveys, equipada com lentes de vista de fundo e lateral. A filmagem foi realizada durante a realização de um dos testes para poder avaliar o comportamento do nível de água, nos limites dos revestimentos (Figura 2).

Tabela 1 – Dados dos testes de aquífero realizados nos poços tubulares

Tempo (t) (min)	Teste 1 (26.10.18)		Teste 2 (04.06.19)		Teste 3 (09.10.19)	
	s (m) P01	s (m) P02	s (m) P01	s (m) P02	s (m) P01	s (m) P02
1	1,19	0,47	1,18	0,55	1,20	0,35
2	1,74	0,81	1,75	0,80	1,77	0,82
3	2,13	1,18	2,12	1,17	2,13	1,17
4	2,47	1,52	2,46	1,51	2,46	1,48
5	2,67	1,80	2,73	1,79	2,75	1,78
6	3,03	2,07	3,05	2,06	3,05	2,02
7	3,34	2,34	3,33	2,12	3,34	2,31
8	3,64	2,59	3,63	2,56	3,75	2,57
9	3,85	2,83	3,87	2,81	3,87	2,77
10	4,09	3,04	4,06	3,03	4,09	3,01
12	4,49	3,44	4,47	3,43	4,45	3,39
14	4,84	3,81	4,89	3,79	4,82	3,77
16	5,17	4,13	5,20	4,12	5,18	4,09
18	5,46	4,43	5,35	4,43	5,43	4,37
20	5,69	4,70	5,73	4,71	5,66	4,63

Tempo (t)	Teste 1 (26.10.18)		Teste 2 (04.06.19)		Teste 3 (09.10.19)	
(min)	s (m) P01	s (m) P02	s (m) P01	s (m) P02	s (m) P01	s (m) P02
25	6,21	5,21	6,18	5,21	6,18	5,13
30	6,49	5,56	6,54	5,60	6,50	5,49
35	6,73	5,78	6,75	5,78	6,83	5,76
40	7,25	6,27	7,30	6,28	7,31	6,26
45	7,77	6,71	7,81	6,73	7,88	6,74
50	8,25	7,17	8,26	7,18	8,35	7,19
60	9,09	7,96	9,11	7,99	8,23	8,01
70	9,75	8,62	9,77	8,65	9,84	8,65
80	10,23	9,12	10,25	9,14	10,32	9,15
90	10,52	9,20	10,56	9,29	10,57	9,17
100	10,67	9,21				
110	10,77	9,21				

Fonte: Os autores.

Figura 2 – Detalhe da filmagem do poço P02 e do teste de aquífero do poço P01



Fonte: Os autores.

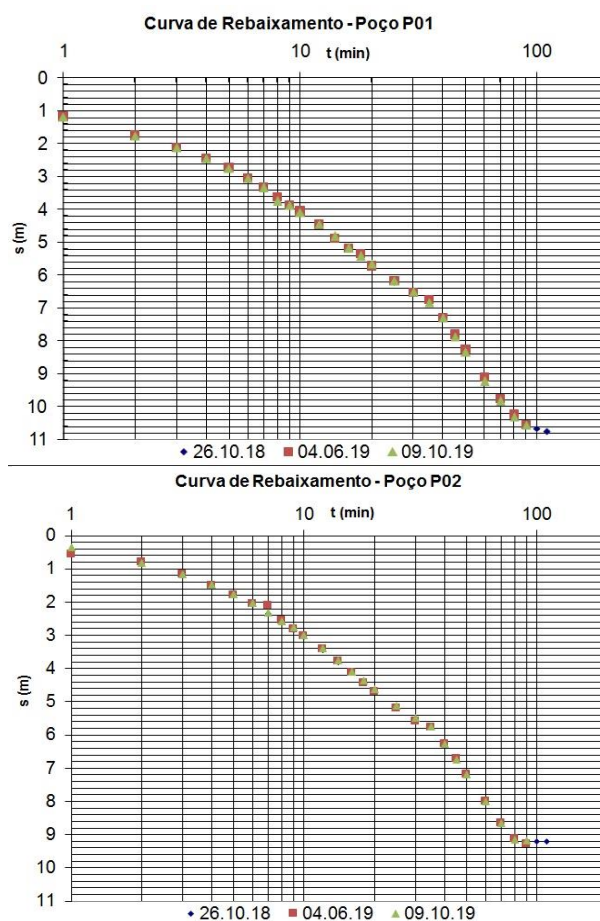
4 Resultados e discussões

No Gráfico 1 são apresentadas as curvas de rebaixamento dos poços P01 e P02, que foram construídas com dados dos três testes de aquífero.

O primeiro ponto a ser observado é que a resposta obtida com os três ensaios é praticamente igual, com algumas pequenas variações nos valores de rebaixamento.

Embora os testes tenham tido pequena duração, a curva gerada, em ambos os poços, é típica de aquíferos fraturados, apresentando uma tendência de rebaixamento contínuo.

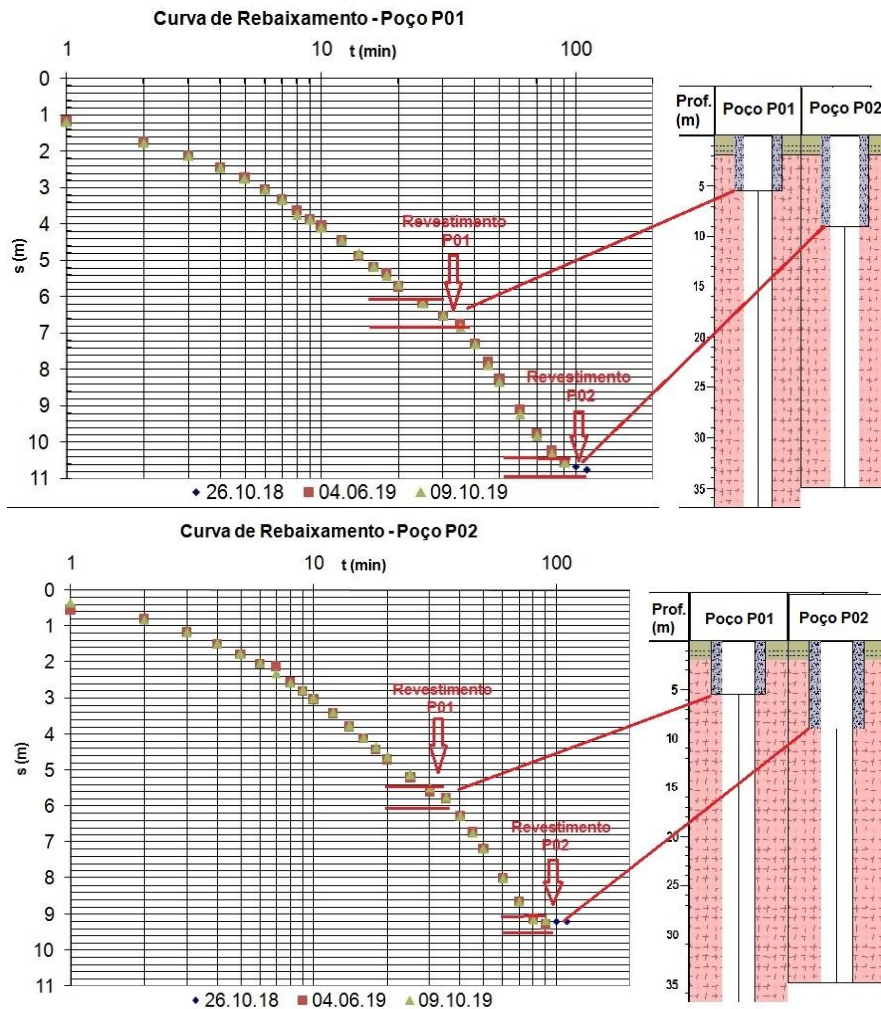
Gráfico 1 – Curvas de rebaixamento dos poços P01 e P02



Fonte: Os autores.

Outro ponto que deve ser destacado, está relacionado com tendência de diminuições de rebaixamento, que pode ser observado nos dois poços (Gráfico 2).

Gráfico 2 – Curvas de rebaixamento dos poços P01 e P02 com identificação dos locais que apresentaram diminuição do rebaixamento e sua relação com o revestimento dos poços



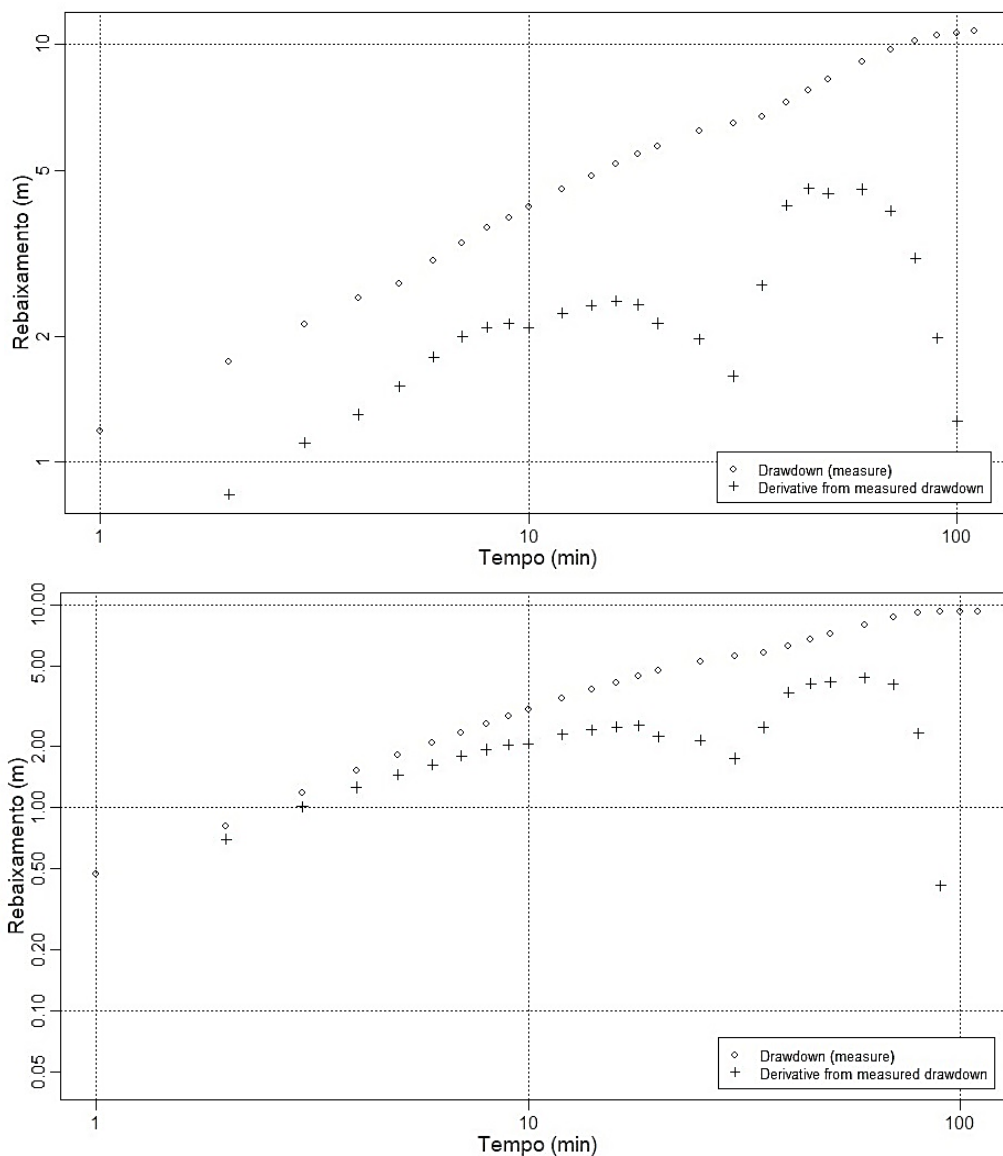
Fonte: Os autores.

Na curva de rebaixamento do poço P01 (Gráfico 2) pode-se observar duas tendências de diminuição do rebaixamento, sendo que a primeira ocorre entre 20 e 40 minutos do ensaio, sendo que o rebaixamento oscila entre 6 e 6,8m. A segunda ocorre no final do teste (melhor evidenciada no teste de maior duração), entre 90 e 110 minutos, cujo rebaixamento oscila entre 10,4 e 10,8m.

Na curva de rebaixamento do poço P02 (Gráfico 2), também são observadas as duas tendências de diminuição do rebaixamento. A primeira é evidenciada entre 25 e 35 minutos, quando o rebaixamento apresenta uma variação entre 5,4m e 6,0m. A segunda ocorre entre 80 e 110 minutos, com tendência de estabilização do rebaixamento nos 9,2m.

A derivada do rebaixamento reforça o comportamento identificado em ambos os poços, conforme apresentado no Gráfico 3. A diminuição do rebaixamento é evidenciada pelo decaimento de sua derivada nos pontos identificados o Gráfico 3.

Gráfico 3 – Rebaixamento e derivada do rebaixamento para o ensaio do dia 26/10/2018



Fonte: Os autores.

A explicação para essas diminuições do rebaixamento está associada à ocorrência de carga no revestimento de ambos os poços. Esses poços devem apresentar, na região do espaço anular, vazios que são preenchidos por água quando os poços estão em repouso. Por conta do bombeamento, quando o nível de água se aproxima do contato

entre o revestimento e a rocha, inverte-se a carga, sendo que água armazenada no espaço anular passa para o poço, provocando uma tendência de diminuição do rebaixamento. A observação desse fenômeno, em ambos os poços é explicada, visto que os mesmos captam água das mesmas estruturas e estão localizados a 15 metros de distância um do outro, por isso o efeito provocado pelo revestimento de um poço pode ser observado no outro.

Para avaliar a situação existente no contato entre o revestimento e a rocha, foi feita a filmagem do poço de monitoramento (P02). Não foi possível fazer a filmagem no poço de bombeamento (P01), pois o mesmo possuía o sistema de bombeamento instalado.

Na Figura 3 é apresentada a imagem de uma vista de fundo (esquerda), destacando a proximidade do contato do revestimento com a rocha, bem como uma vista lateral, onde se pode visualizar, em detalhe, esse contato. A filmagem demonstra a ocorrência de aberturas que permitem a circulação de água entre o poço e o espaço anular.

Figura 3 – Filmagem do poço P02



Fonte: Os autores.

5 Conclusões

Os testes de aquífero têm grande importância, pois, além de serem utilizados na determinação de parâmetros hidrodinâmicos e definição da vazão de exploração, podem indicar problemas associados ao revestimento de poços tubulares.

Os resultados obtidos com a análise das curvas de rebaixamento e da filmagem do poço de monitoramento permitiram identificar a ocorrência de aberturas no contato entre o revestimento e a rocha, bem como inferir a ocorrência de armazenamento de água no espaço anular de ambos os poços.

Assim, a análise de tendências de estabilização de rebaixamentos e a relação com os perfis construtivos dos poços podem ser utilizadas para identificar problemas no revestimento e na estrutura do poço.

Referências

ALBRECHT, K. J.; CARVALHO, M. A. de. **A Relação entre o Revestimento, Proteção Sanitária de Poços Tubulares e o Manto de Alteração de Rochas com os Riscos Ambientais.** *In: Anais [...]* CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, de 19 a 22 de outubro de 2004, Cuiabá.

DE BRITO, D. O. **Modelo Hidrogeológico Conceitual do Campo de Poços do IPH, Sistema Aquífero Fraturado Pré-Cambriano, Região de Porto Alegre, RS.** 2018. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – IPH, UFRGS, Porto Alegre, 2018. 139 p.

DEMÉTRIO, J.G.A.; MANOEL FILHO, J.; LINS, N.T. de. Projeto e Construção de Poços. *In:* FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, E. C.; DEMÉTRIO, J. G. **Hidrogeologia: conceitos e aplicações.** Rio de Janeiro: CPRM; LABHID. 812 p.

FEITOSA, F. A. C.; COSTA FILHO, W. D. **Execução de Testes de Bombeamento em Poços Tubulares: Manual Prática de Orientação.** CPRM, 1998. 24 p.

GIAMPA, C.E.Q.; GONÇALES, V.; GONÇALES, V.G. Operação e Manutenção de Poços Tubulares Profundos. *In:* GIAMPA, C. E. Q.; GONÇALES, V. G. (ed.). **Águas subterrâneas e poços tubulares profundos.** São Paulo, Signus, 2006. 502 p.

LOPES, M.T. **Construção de poços para água: manual técnico.** Rio de Janeiro: Interciência, 2015. 384 p.

MARIANO, I. B. Projeto de Poços. *In:* GIAMPA, C. E. Q.; GONÇALES, V. G. (ed.). **Águas subterrâneas e Poços Tubulares Profundos.** São Paulo: Signus Editora, 2006.

MELO, D.C.S. de. **Manutenção e Reabilitação em Poços Tubulares: a experiência da Copasa em MG.** *In: Anais XIV CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 7 a 10 de novembro de 2006, Curitiba.*

RENARD, P. Hytool: a hydrogeological toolbox. University of Neuchâtel, Suíça. 2003. Disponível em: <https://github.com/UniNE-CHYN/hytool>.

RENARD, P.; BERTONE, F. Hytoollibrary for Rusers. 2018. Disponível em: <https://github.com/FrancoisBertone/rhytool>.

Desenvolvimento de uma ferramenta com 74 métricas para avaliação do desempenho de modelos hidrológicos

Luísa Weizenmann Kornowski ¹, Fernando Mainardi Fan ²

¹Instituto de Pesquisas Hidráulicas/Universidade Federal do Rio Grande do Sul
(luisa_wk@hotmail.com)

²Instituto de Pesquisas Hidráulicas/ Universidade Federal do Rio Grande do Sul
(fernando.fan@ufrgs.br)

Resumo: Na área de estudos hidrológicos, a modelagem é amplamente utilizada para simular diferentes cenários e eventos que são observados na realidade. Dessa forma, é importante, progressivamente, classificar os resultados obtidos, para que seja possível selecionar os mais coerentes e adequados visando a auxiliar nas tomadas de decisão que possuem um impacto direto na sociedade. Assim, é necessário certificar-se de que os dados obtidos são confiáveis e capazes de representar a realidade observada. Neste viés, este trabalho descreve o desenvolvimento de uma ferramenta, cujo objetivo é analisar quantitativamente o desempenho de modelos hidrológicos por meio de métricas de avaliação de erros. Foram elencadas métricas variadas, que quantificam o resultado obtido de diversas maneiras. Essa ferramenta foi elaborada com o intuito de ser disponibilizada gratuitamente *online* e facilitar a avaliação de estudos hidrológicos, além de ser uma forma complementar para análise de dados encontrados.

Palavras-chave: Avaliação de desempenho. Ferramenta. Modelagem hidrológica.

Área Temática: Recursos Hídricos.

Development of a 74-metric tool for performance evaluation of hydrological models

Abstract: *In the area of hydrological studies modeling is widely used to simulate different scenarios and events that are actually observed. Thus, it is progressively important to classify the results obtained so that it can be possible to select the most coherent and adequate ones to help making decision which ones have impact directly on society. So it is necessary to make sure that the data obtained are reliable and capable of representing the observed reality. In this thought, this paper describes the development of a tool whose objective is to quantitatively analyze the performance of hydrological models through error evaluation metrics. Many metrics were listed, which quantify the result obtained in several ways. This tool was designed to be freely available online and to facilitate the evaluation of hydrological studies, as well as being a complementary way to analyze the data obtained.*

Keywords: Performance evaluation. Tool. Hydrological modeling

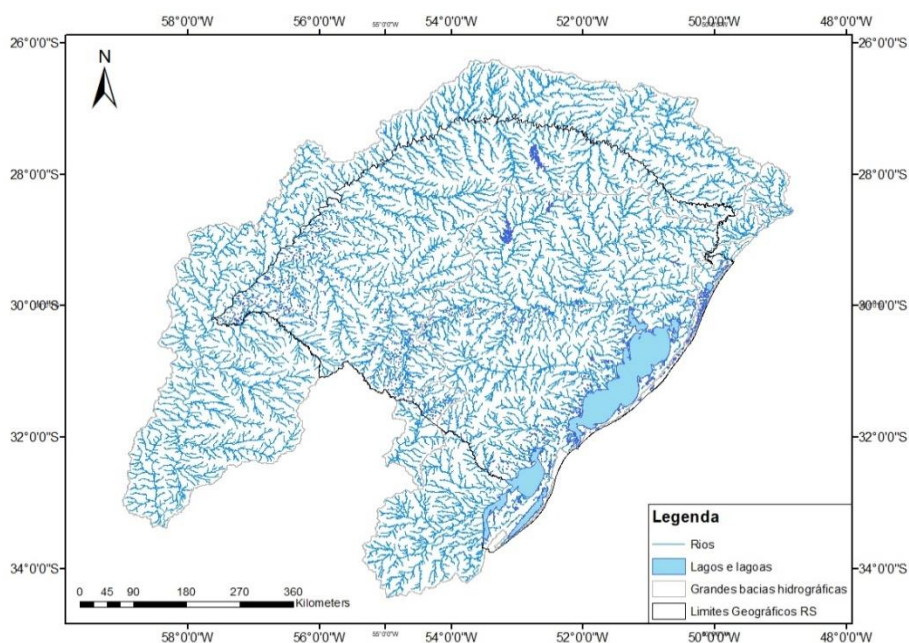
Theme Area: Water Resources

1 Introdução

Visando à representação de eventos hidrológicos, são utilizados diversos modelos capazes de representar as transformações de chuva-vazão ocorridas no ciclo hidrológico. Esses modelos devem ser calibrados de acordo com a região de interesse, levando em consideração aspectos da vegetação e do solo local que influenciam diretamente as taxas de infiltração e escoamento superficial. Neste estudo foram utilizados dados simulados obtidos a partir de simulações realizadas com o Modelo de Grandes Bacias (MGB), desenvolvido por Collischon (2001), e cuja versão mais atual é apresentada por Pontes *et*

al. (2017), calibrado para diferentes postos fluviométricos distribuídos ao longo da rede hidrográfica do Estado do Rio Grande do Sul apresentada na Figura 1.

Figura 1 – Mapa da rede hidrográfica do estado do RS



Fonte: Pontes *et al.* (2017)

É essencial avaliar se os valores simulados são fiéis à realidade e podem representar adequadamente os eventos hidrológicos de interesse. Dessa forma, são propostos diversos meios de diagnóstico quantitativo como complemento da análise qualitativa que, usualmente, é realizada, ao comparar, visualmente, as curvas do hidrograma dos dados observados com a dos dados simulados. Na maioria dos trabalhos da literatura que usam o modelo MGB-IPH (FAN; COLLISCHONN, 2014; ADAM *et al.*, 2015; LOPES *et al.*, 2018) são usadas três métricas para avaliação de um modelo hidrológico: o coeficiente de Nash-Sutcliffe das vazões (NSE), o coeficiente de Nash-Sutcliffe dos logaritmos das vazões (NSELog) e o erro de volume (PBIAS).

No presente trabalho, foram recorridas outras métricas de avaliação, a fim de realizar uma análise mais ampla que poderia abordar pontos intangíveis pelos coeficientes previamente apresentados. A partir da seleção de métricas a serem empregadas, foi desenvolvida uma ferramenta que, ao inserir os dados, tanto observados quanto simulados, ela calcula automaticamente os valores de cada uma das métricas referente à modelagem em análise. Além disso, é possível obter os hidrogramas e as curvas de permanência relativos ao intervalo temporal em estudo. Foi utilizado o *Microsoft Excel (versão Office 365)* para elaboração de um *template* cujo acesso é gratuito e *on-line*.

2 Métricas de avaliação de desempenho

A grande maioria das métricas usadas no programa desenvolvido foram selecionadas das métricas de avaliação de erros descritas em um estudo prévio realizado por Jackson *et al.* (2019). Elas são classificadas em quatro diferentes categorias: métricas de erro em escala, métricas de porcentagem em erros, métricas de erro de previsão em escala e outras disponíveis. Na Tabela 1 a seguir, são apresentadas as métricas utilizadas juntamente com suas respectivas equações e classificação. As nomenclaturas x e y são utilizadas para referenciar, respectivamente, os dados observados e calculados num período com n intervalos de tempo.

Tabela 1 – Equações referentes às métricas de avaliação de desempenho selecionadas

MÉTRICAS DE ERRO EM ESCALA		Mean Absolute Percentage (MAPE)	$MAPE = \frac{100\%}{n} \sum_{i=1}^n \left \frac{y_i - x_i}{x_i} \right $
Mean Error (ME)	$ME = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_i - x_i)$	Mean Absolute Percentage Deviation (MAPD)	$MAPD = 100\% \frac{\sum_{i=1}^n y_i - x_i }{\sum_{i=1}^n x_i }$
Mean Absolute Error (MAE)	$MAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n y_i - x_i $	Mean Arctangent Absolute Percentage Error (MAAPE)	$MAAPE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \arctan \left \frac{y_i - x_i}{x_i} \right $
Mean Squared Error (MSE)	$MSE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_i - x_i)^2$	sMAPE1 (Symmetric Mean Percentage Error (1))	$sMAPE1 = \frac{100\%}{n} \sum_{i=1}^n \frac{ y_i - x_i }{ y_i + x_i }$
Mean Log Error (MLE)	$MLE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \ln(y_i/x_i)$	sMAPE2 (Symmetric Mean Percentage Error (2))	$sMAPE2 = \frac{100\%}{n} \sum_{i=1}^n \left \frac{y_i - x_i}{(y_i + x_i)/2} \right $
Mean Absolute Log Error (MALE)	$MALE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \ln(y_i/x_i) $	Volumetric Efficiency (VE)	$VE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n y_i - x_i }{\sum_{i=1}^n x_i}$
Mean Squared Log Error (MSLE)	$MSLE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (\ln(y_i/x_i))^2$	Kling-Gupta Efficacy Index (KGE09)	$KGE09 = 2r \left(\frac{std(y)}{std(x)} \right) - \left(\frac{std(y)}{std(x)} \right)^2 - \left(\frac{\bar{y} - \bar{x}}{std(x)} \right)^2$

Median Error (MdE) $MdE = \text{median}(y_i - x_i)$

Median Absolute Error (MdAE) $MdAE = \text{median}|y_i - x_i|$

Median Square Error (MdSE) $MdSE = \text{median}(y_i - x_i)^2$

Root Mean Squared Error (RMSE) $RMSE = \left(\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |y_i - x_i|^2 \right)^{1/2}$

Root Mean Squared of Log Error (RMSLE) $RMSLE = \left(\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \ln(y_i/x_i)^2 \right)^{1/2}$

MÉTRICAS DE PORCENTAGEM DE ERRO

Normalized RMSE range (NRMSEr) $NRMSEr = \frac{RMSE}{x_{\max} - x_{\min}}$

Normalized RMSE mean (NRMSEm) $NRMSEm = \frac{RMSE}{\bar{x}}$

Normalized RMSE quartile (NRMSEq) $NRMSEq = \frac{RMSE}{Q_2(x) - Q_1(x)}$

Inertial Root Mean Square Error (IRMSE) $IRMSE = \frac{RMSE}{std(x_2 - x_3, \dots, x_n - x_{n-1})}$

Coefficient of Variation (R²) $R^2 = \frac{(\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y}))^2}{\|x_i - \bar{x}\|_2^2 * \|y_i - \bar{y}\|_2^2}$

Correlation coefficient (r) $r = \sqrt{R^2}$

Anomaly Correlation Coefficient (ACC) $ACC = \frac{1}{n} \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{std(x) * std(y)}$

Legate-McCabe Index of Agreement (d'1) $d'1 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n |y_i - x_i|}{\sum_{i=1}^n (|y_i - \bar{x}| + |x_i - \bar{x}|)}$

Kling-Gupta

Efficacy Index

modified (KGEI2)

$$KGEI2 = 1 - \sqrt{(r-1)^2 + \left(\frac{\bar{y}}{\bar{x}}\right) + \left(\frac{std(y)/\bar{y}}{std(x)/\bar{x}} - 1\right)}$$

MÉTRICAS DE ERRO DE PREVISÃO EM ESCALA

Mean Absolute

Scaled Error

(MASE)

$$MASE = \frac{\sum_{i=1}^n |y_i - x_i|}{\frac{n}{n-1} \sum_{i=1}^n |x_i - x_{i-1}|}$$

Median Absolute

Scaled Error

(MdASE)

$$MdASE = \text{median} \left(\frac{\sum_{i=1}^n |y_i - x_i|}{\frac{n}{n-1} \sum_{i=1}^n |x_i - x_{i-1}|} \right)$$

Geometric Mean

Absolute Scaled

Error (MdASE)

$$MGASE = \text{gmean} \left(\frac{\sum_{i=1}^n |y_i - x_i|}{\frac{n}{n-1} \sum_{i=1}^n |x_i - x_{i-1}|} \right)$$

Index of

Agreement (dj)

$$dj = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n |y_i - x_i|^j}{\sum_{i=1}^n (|y_i - \bar{x}| + |x_i - \bar{x}|)^j}$$

Relative Index of

Agreement (drel)

$$drel = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n \left(\frac{y_i - x_i}{\bar{x}}\right)^2}{\sum_{i=1}^n \left(\frac{|y_i - \bar{x}| + |x_i - \bar{x}|}{\bar{x}}\right)^2}$$

Refined Index of

Agreement (dr)

$$dr = \begin{cases} 1 - \frac{\|y_i - x_i\|}{2\|x_i - \bar{x}\|}, & \text{when } \|y_i - x_i\| \leq 2\|x_i - \bar{x}\| \\ 2\|x_i - \bar{x}\| / \|y_i - x_i\|, & \text{when } \|y_i - x_i\| > 2\|x_i - \bar{x}\| \end{cases}$$

Watterson's M

(M)

$$M = \frac{2}{\pi} \sin^{-1} \left\{ 1 - \frac{MSE}{std(x)^2 + std(y)^2 + (\bar{y} + \bar{x})^2} \right\}$$

Mielke-Berry R-

Value (R)

$$\mathfrak{R} = 1 - \frac{MAE}{n^{-2} \sum_{j=1}^n \sum_{i=1}^n |y_j - x_i|}$$

Nash-Sutcliffe

Efficiency (NSE)

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n |y_i - x_i|^2}{\sum_{i=1}^n |x_i - \bar{x}|^2}$$

Relative NSE

(rNSE)

$$rNSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n \left| \frac{y_i - x_i}{x_i} \right|^2}{\sum_{i=1}^n \left| \frac{x_i - \bar{x}}{\bar{x}} \right|^2}$$

Legate-McCabe

Efficiency Index

(E'1)

$$E'1 = 1 - \frac{\|y_i - x_i\|}{\|x_i - \bar{x}\|}$$

Spectral Information

Divergence (SID)

$$SID = \left(\left(\frac{x_i}{\bar{x}} - \frac{y_i}{\bar{y}} \right), \log \left(\frac{x_i}{\bar{x}} \right) - \log \left(\frac{y_i}{\bar{y}} \right) \right)$$

DEMAIS MÉTRICAS ELENCADAS		<i>Spectral Gradient Angle</i>	
<i>Euclidean Distance</i> (ED)	$ED = \ y_i - x_i\ _2$	(SGA)	$SGA = SA(x_n - x_{n-1}, y_n - y_{n-1})$
<i>Normalized Euclidean Distance (NED)</i>	$NED = \left\ \frac{y_i}{\bar{y}} - \frac{x_i}{\bar{x}} \right\ _2$	MHxE	$MHxE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n Hx$
<i>Spectral Angle (SA)</i>	$SA = \arccos \left(\frac{(x, y)}{\ y\ _2 \ x\ _2} \right)$	AHxE	$AHxE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n Hx $
<i>Spectral Correlation</i> (SC)	$SC = \arccos \left(\frac{((x_i - \bar{x}), (y_i - \bar{y}))}{\ x_i - \bar{x}\ _2 \ y_i - \bar{y}\ _2} \right)$	RMSHxE	$RMSHxE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \ Hx\ _2}$

Fonte: JACKSON *et al.* (2019).

3 Resultados

Ao final do trabalho realizado, obteve-se uma ferramenta que é capaz de conferir, automaticamente, ao usuário valores referentes a cada uma das 74 métricas elencadas para avaliação de erros. Desse modo, é possível analisar a simulação realizada por determinado modelo hidrológico baseando-se em métricas que permitem uma interpretação mais ampla que a usualmente feita por estudiosos, já que a abrangência amplia ao utilizar mais parâmetros de diagnóstico. Assim, a classificação do desempenho da modelagem torna-se mais rápida, prática e completa com o uso da ferramenta.

A ferramenta consiste em uma planilha que deve ser operada no *Microsoft Excel*. O usuário deve inserir as séries de dados observados e simulados nas respectivas colunas indicadas na aba *Dados*. Também na aba *Inicial* (Figura 2) é indicada para o preenchimento a data inicial do período referente à série de dados; o número de dias contidos nesse intervalo, ou seja, o valor de n dados disponíveis; o código de falha visto que, em alguns conjuntos de dados observados não se tem disponibilizado o valor de determinada medição n ; além de outros tópicos a serem definidos de acordo com as instruções presentes na ferramenta.

Nas abas nomeadas de acordo com cada uma das métricas, é possível observar os respectivos cálculos, cujos resultados estão descritos resumidamente na aba *Resultados*. Por fim, também se pode contatar os hidrogramas e as curvas de permanência, nas devidas abas, das séries de dados observadas e simuladas, a fim de facilitar a comparação entre elas.

O *template* da ferramenta pode ser adquirido por meio deste *link*: <https://chasebox.ufrgs.br/public/1023c4>.

Figura 2 – Aba inicial da ferramenta com instruções de uso

Dados de entrada	
data inicial	
número de dias	
código de falha	
"j" referente à métrica "dj"	
Instruções	
1) Insira os dados de entrada necessários nas respectivas células em amarelo na aba 'Inicial'.	
2) Adicione os dados observados e simulados em suas respectivas colunas na aba 'Dados'.	
3) Na aba 'Hidrograma' é possível comparar a série de dados de vazões observadas (em azul) com as simuladas (em vermelho) ao longo de determinado tempo.	
4) Na aba 'Curva de Permanência' está contida a frequência com que cada vazão ocorre, comparando os dados de observação (em azul) com os de simulação (em vermelho).	
5) São demonstrados todos os valores calculados para cada uma das métricas na aba 'Resultados'.	
6) É possível consultar todos os cálculos realizados para cada uma das métricas em suas respectivas abas.	
7) Na aba 'd, d1, dj, drel, dr' é preciso definir o valor de j para a métrica dj. Inserir o valor abaixo da célula "DEFINIR j" em amarelo.	
8) Na aba 'Hidrograma' estão demonstradas as vazões observadas e as simuladas ao longo do período de tempo em análise nas curvas em azul e vermelho respectivamente, sendo possível compará-las.	
9) Na aba 'Curva de Permanência' a frequência de ocorrência das vazões tanto observadas quanto as simuladas estão demonstradas nas curvas em azul e em vermelho respectivamente.	
10) É aconselhável conferir nas abas de cálculos se as colunas de dados estão selecionadas por inteiro, afim de serem considerados os valores em sua totalidade.	
Além disso, atualizar a coluna de datas na aba 'Dados', clicando no quadrado inferior da primeira célula da respectiva coluna.	

Fonte: Os autores.

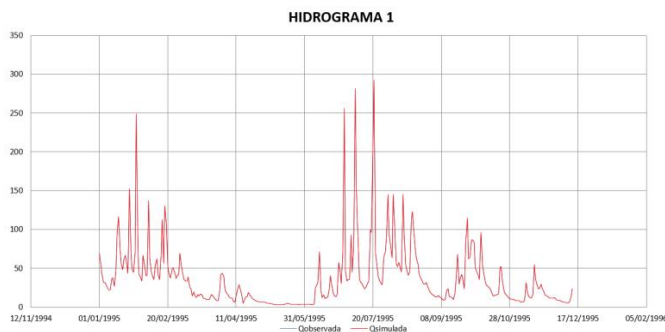
4 Aplicação da ferramenta

A validação da ferramenta foi realizada com base em quatro cenários diferentes possíveis para diferentes modelagens hidrológicas. São elas: a obtenção de um hidrograma ideal, um hidrograma médio, um hidrograma obtido com desempenho considerado *ruim* do modelo e outro com considerado *bom desempenho*.

4.1 Hidrograma ideal

Nesse teste foram calculadas as métricas considerando um desempenho máximo do modelo, apresentando uma sobreposição dos hidrogramas referentes à vazão observada e simulada representada pelo Gráfico 1. Assim os valores encontrados para essa hipótese podem ser utilizados como referência, ou seja, quanto mais próximo for o resultado obtido desse valor melhor será o desempenho do modelo hidrológico. Ou seja, nesse teste validou-se se as métricas estão calculando corretamente os seus respectivos valores máximos.

Gráfico 1 – Hidrograma obtido com máximo desempenho do modelo hidrológico

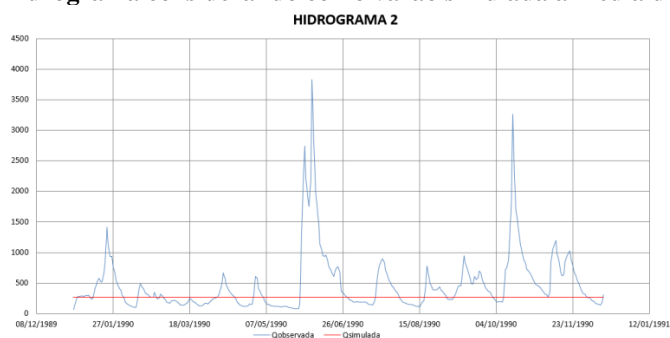


Fonte: Os autores.

4.2 Hidrograma médio

No segundo teste, a fim de validar a ferramenta desenvolvida, foi considerada para a vazão simulada a média da vazão observada ao longo do período de análise. Considerar como vazão simulada o valor médio de observação é uma aproximação de cálculo ruim, pois não representa as variações temporais ocorridas no local de estudo, segundo Moriasi *et al.* (2007), o coeficiente de Nash-Sutcliffe será zero, já que ele se baseia nessa hipótese como péssimo desempenho do modelo hidrológico. No Gráfico 2 é possível observar o hidrograma desta consideração.

Gráfico 2 – Hidrograma considerando como vazão simulada a média dos dados observados

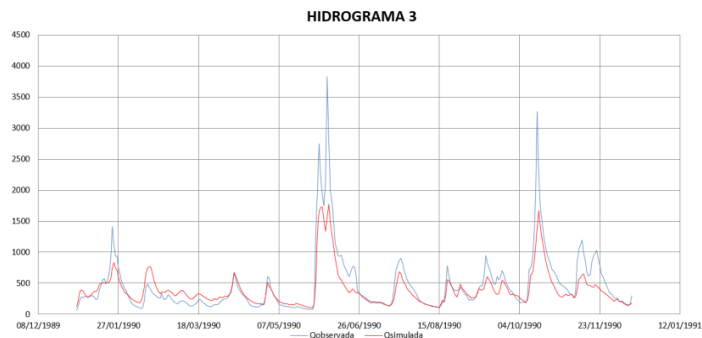


Fonte: Os autores.

4.3 Hidrograma inadequado

Neste terceiro teste, as métricas de avaliação foram calculadas para uma simulação realizada com um baixo desempenho do modelo hidrológico, cujo hidrograma (Gráfico 3) apresenta várias defasagens ao longo do período considerado. Esses desvios estão mais evidentes em épocas de eventos extremos, como em períodos de cheias sendo possível observar o grande afastamento dos picos de vazão. Quantitativamente, é possível medir esse desempenho não satisfatório analisando os resultados obtidos para as métricas calculadas e o afastamento desses valores dos utilizados como referência, ou seja, valores referentes ao desempenho ideal máximo.

Gráfico 3 – Hidrograma obtido com desempenho ruim do modelo hidrológico

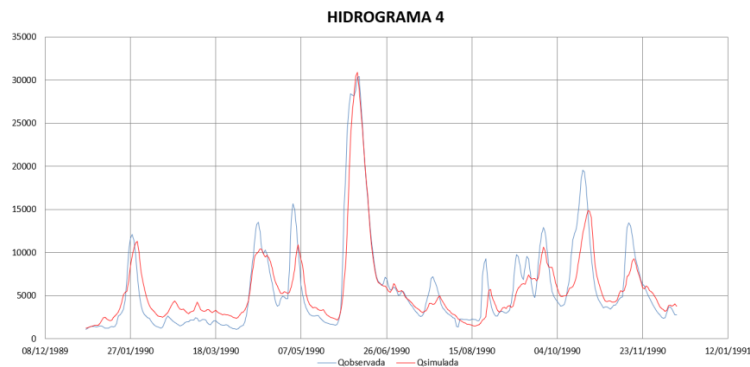


Fonte: Os autores.

4.4 Hidrograma adequado

No último teste, foram aplicadas as métricas para avaliação dos erros de uma modelagem com o desempenho do modelo adequado e satisfatório. Nota-se a concordância dos valores simulados com os dados observados por meio da comparação dos hidrogramas no Gráfico 4, cujos picos apresentam apenas pequenos desvios. Ao calcular as métricas, principalmente as de porcentagem e de previsão, aproximam-se dos valores de referência para um desempenho do modelo ideal. Foi obtido também um valor alto para o coeficiente de Nash-Sutcliffe, que possibilita classificar a modelagem como boa.

Gráfico 4 – Hidrograma obtido com desempenho bom do modelo hidrológico



Fonte: Os autores.

Na Tabela 2 descrita, consta os valores das 74 métricas de avaliação de erros referente a cada uma das hipóteses consideradas na validação da ferramenta. Assim, é possível observar os resultados estabelecidos como referência e o afastamento da simulação realizada dos valores ideais, ou seja, dos dados observados na realidade.

Tabela 2 – Resultado das 74 métricas de avaliação de erros considerando os diferentes cenários

HIDROGRAMA	1	2	3	4
Métrica	Resultado	Resultado	Resultado	Resultado
ME	0	-7,37	-1,37	131,09
MAE	0	177,85	8,25	1044,30
MSE	0	74197,21	284,06	2747981,54
MLE	0	0,32	-0,19	0,14
MALE	0	0,73	0,57	0,31
MSLE	0	0,81	0,53	0,15
MdE	0	-7,37	-1,37	131,09
MdAE	0	177,85	8,25	1044,30
MdSE	0	74197,21	284,06	2747981,54
RMSE	0	272,39	16,85	1657,70
RMSLE	0	0,64	-0,39	0,28
NRMSErange	0	0,07	0,04	0,05
NRMSEmean	0	1,01	1,05	0,74
NRMSEquartile	0	1,11	1,42	0,57
IRMSE	0	2,26	0,70	2,02
R ²	1	0,42	0,60	0,52
r	1	0,65	0,77	0,72
ACC	1	-0,03	0,80	0,89
MAPE	0	122,29	58,61	36,64
MAPD	0	64,38	50,30	29,16
MAAPE	0	0,63	0,43	0,32
sMAPE1	0	32,62	26,37	14,91
sMAPE2	0	65,25	52,74	29,83
KGE09	1	0,00	0,57	0,49
KGE12	1	0,06	0,76	0,66
VE	1	0,64	0,49	0,71
MASE	0	18,37	4,82	9,76
MdASE	0	6,07	2,39	3,29
GMASE	1	6,055	1,95	3,02
d	1	-343,86	-18,40	-1332,85
d1	1	0,17	0,69	0,75
dj	1	0,14	0,87	0,94
drel	1	0,99	0,99	0,99
dr	1	0,52	0,68	0,76
M	1	0,00	0,55	0,68
ℜ	1	0,99	0,99	0,99
NSE	1	0,00	0,57	0,81
rNSE	1	-3,52	0,56	0,93

HIDROGRAMA	1	2	3	4
Métrica	Resultado	Resultado	Resultado	Resultado
E'1	1	0,01	0,35	0,53
d'1	1	0,14	0,68	0,75
ED	0	23536,28	1407,18	120340,61
NED	0	79,42	90,44	88,39
SA	0	0,79	0,64	0,71
SC	0	1,47	0,73	0,78
SID	0	2174,41	1436,98	290,81
SGA	0	-	0,92	1,24
MH1E	0	0,95	0,07	0,23
MH2E	0	-0,95	-0,07	-0,23
MH3E	0	0,28	-0,18	0,14
MH4E	0	0,35	-0,20	0,14
MH5E	0	0,46	-0,23	0,15
MH6E	0	0,28	-0,18	0,14
MH7E	0	0,74	-0,34	0,19
MH8E	0	0,18	-0,13	0,11
MH10E	0	0,32	-0,19	0,14
AH1E	0	1,22	0,59	0,36
AH2E	0	1,22	0,59	0,37
AH3E	0	0,65	0,53	0,30
AH4E	0	0,77	0,60	0,31
AH5E	0	0,94	0,69	0,32
AH6E	0	0,65	0,53	0,30
AH7E	0	1,43	0,99	0,40
AH8E	0	0,45	0,38	0,24
AH10E	0	0,73	0,57	0,31
RMSH1E	0	2,06	1,03	0,54
RMSH2E	0	2,06	1,03	0,53
RMSH3E	0	0,76	0,64	0,37
RMSH4E	0	0,99	0,78	0,40
RMSH5E	0	1,34	1,02	0,43
RMSH6E	0	0,78	0,65	0,37
RMSH7E	0	2,24	1,64	0,58
RMSH8E	0	0,51	0,45	0,29
RMSH10E	0	0,90	0,73	0,39

5 Conclusão

Tendo em vista a necessidade de avaliar a confiabilidade de dados obtidos por meio de modelagens hidrológicas, o presente trabalho procura facilitar o processo de análise da simulação, criando uma ferramenta que possibilite encontrar valores para diversos parâmetros de verificação de uma maneira mais fácil e rápida. Juntamente com a facilitação da averiguação dos valores calculados, a ferramenta desenvolvida permite uma interpretação mais ampla, já que engloba diversas métricas de quantificação de erros além das usualmente utilizadas. Desse modo, ao se utilizar da ferramenta, o usuário terá acesso a uma avaliação mais prática e variada dos erros contidos na simulação e do desempenho do modelo hidrológico em uso. A ferramenta está disponível em: <https://chasquebox.ufrgs.br/public/1023c4>

Referências

- ADAM, K. N.; FAN, F. M.; PONTES, P. R. M.; BRAVO, J. M.; COLLISCHONN, W. Mudanças climáticas e vazões extremas na Bacia do Rio Paraná / Climate Change and Extreme Streamflows in Paraná River Basin. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, p. 999-1007, 2015.
- COLLISCHONN, W. **Simulação hidrológica de grandes bacias**. 2001. 270 f. Tese (Doutorado em Engenharia) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.
- FAN, F. M.; COLLISCHONN, W. Integração do Modelo MGB-IPH com Sistema de Informação Geográfica. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, p. 243-254, 2014.
- JACKSON, E. K.; ROBERTS, W.; NELSEN, B.; WILLIAMS, G. P.; NELSON, E. J.; AMES, D. P. Introductory overview: Error metrics for hydrologic modelling – A review of common practices and an open source library to facilitate use and adoption. **Environmental Modelling and Software** (2019), doi: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2019.05.001>.
- LOPES, V. A. R.; FAN, F. M.; PONTES, P. R. M.; SIQUEIRA, V. A.; COLLISCHONN, W.; MOTTA, M. S. da V. A first integrated modelling of a river-lagoon large-scale hydrological system for forecasting purposes. **Journal of Hydrology**, v. 565, p. 177-196, 2018.
- MORIASI, D. N.; ARNOLD, J. G.; VAN LIEW, M. W.; BINGNER, R. L.; HARMEL, R. D.; VEITH, T. L. **Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations**. American Society of Agricultural and Biological Engineers. p. 885-900. Universidade de Wisconsin-Madison. Michigan, Estados Unidos da América, 2007.
- PONTES, P. R. M.; FAN, F. M.; FLEISCHMANN, A. S.; PAIVA, R. C. D.; BUARQUE, D. C.; SIQUEIRA, V. A.; JARDIM, P. F.; SORRIBAS, M. V.; COLLISCHONN, W. MGB-IPH model for hydrological and hydraulic simulation of large floodplain river systems coupled with open source GIS. **Environmental Modelling & Software**, v. 94, p. 1-20, 2017.

Avaliação da qualidade dos sedimentos dos sistemas hídricos do Parque Estadual do Turvo – RS

Caroline Emiliano Santos¹, Janieli Aparecida Minski da Motta²,
Paulo Roberto Bairros da Silva³, Malva Andrea Mancuso⁴

¹Universidade Federal de Santa Maria – *Campus* Frederico Westphalen
(caroline_emiliano@hotmail.com)

²Universidade Federal de Santa Maria – *Campus* Frederico Westphalen (janieli_motta@hotmail.com)

³Universidade Federal de Santa Maria – *Campus* Santa Maria (paulobairros@politecnico.ufsm.br)

⁴Universidade Federal de Santa Maria – *Campus* Frederico Westphalen (malvamancuso@ufsm.br)

Resumo: Na avaliação da possível contaminação de uma área, costuma-se comparar os teores médios de espécies químicas presentes nas matrizes ambientais (solo, água, sedimentos, entre outras) com as concentrações médias de amostras similares em condições naturais (não poluídas) ou com valores de referência estabelecidos em legislações ambientais. Assim, a avaliação da qualidade dos sedimentos dos sistemas hídricos do Parque Estadual do Turvo – RS seguiu a abordagem de determinação das concentrações totais de espécies químicas totais (amostras de solos e sedimentos), o estabelecimento dos valores de *background* (linha de base) local utilizando-se o critério *Limite de Tolerância* para solos e a determinação dos *Índices de Qualidade Ambiental* para sedimentos (Índice de Geoacumulação) baseado nos elementos Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, As, Zr, Mo, Ba e Pb. Os resultados do estudo indicam a potencial contaminação moderada dos sedimentos dos sistemas hídricos externos que penetram nas áreas territoriais do parque.

Palavras-chave: Linha de base. Índice de Geoacumulação. EDXRF.

Área Temática: Recursos Hídricos.

Evaluation of the sediment quality of the water systems of the Turvo State Park – RS

Abstract: In assessing the possible contamination of an area, the average levels of chemical species present in the environmental matrices (soil, water, sediment, among others) are usually compared with the average concentrations of similar samples under natural (unpolluted) conditions or with values of established in environmental legislation. Thus, the evaluation of the sediment quality of the Turvo State Park water systems followed the approach of determining the total concentrations of total chemical species (soil and sediment samples), the establishment of local background values using if the Tolerance Limit criterion for soils and the determination of Environmental Quality Indexes for sediments (Geoaccumulation Index) based on Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, As, Zr, Mo, Ba elements and Pb. The results of the study indicate the potential moderate contamination of sediments from external water systems that penetrate the territorial areas of the park.

Keywords: Baseline. Geoaccumulation index. EDXRF.

Theme Area: Water Resources.

1 Introdução

Sedimentos são importantes nas bacias hidrográficas por constituírem uma parte integral e dinâmica dos sistemas hídricos; entretanto, podem atuar como estressores ambientais e levar a alterações deletérias de ordem física, química e/ou biológica

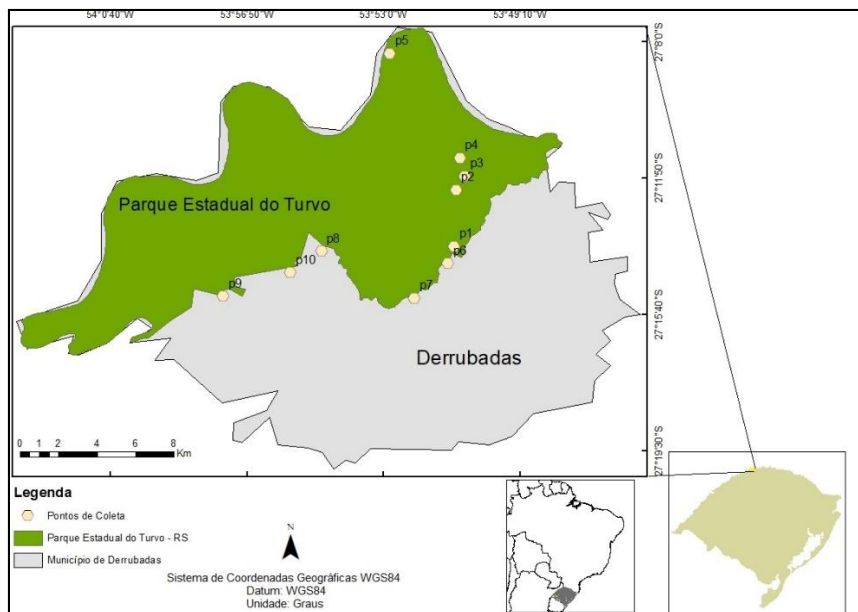
(SILVA *et al.*, 2019; SILVA *et al.*, 2016). Nos ambientes fluviais, são encontrados sedimentos de diferentes tamanhos, natureza mineralógica e composição orgânica, essas variações são decorrentes de fatores como a geologia, o uso e a ocupação do solo e as ações antrópicas (SILVA *et al.*, 2019; SUNDARARAJAN *et al.*, 2017).

Na avaliação de qualidade dos sedimentos, faz-se necessária a distinção entre as concentrações naturalmente presentes nos solos de uma bacia hidrográfica e as potenciais concentrações contaminantes devido à influência de ações antropogênicas (SUNDARARAJAN *et al.*, 2017; SILVA *et al.*, 2016). Nos sistemas hídricos que possuem sedimentos contaminados, as concentrações de espécies químicas inorgânicas são superiores aos níveis de fundo (*background*), e o uso de Estratégias *Background* permite estimar as contribuições antrópicas sobre a bacia hidrográfica (SILVA *et al.*, 2019; SUNDARARAJAN *et al.*, 2017; ALMEIDA JÚNIOR *et al.*, 2016). Nesse sentido, esta pesquisa estabeleceu o *background* e avaliou a qualidade ambiental do sedimento dos sistemas hídricos do Parque Estadual do Turvo – RS por meio de Índice de Geoacumulação para os elementos Mn, Co, Cu, Zn, As, Zr, Mo, Ba e Pb.

2 Caracterização da área de estudo

O estudo foi desenvolvido no Parque Estadual do Turvo, Unidade de Conservação, situada no Município de Derrubadas – RS (27° 8' 44" S e 53° 53' 10" W), com área de 17.491,4 ha (GEIHL, 2007). Os solos do parque são vermelho-escuros, drenagem rápida, suscetibilidade à erosão (MIKHAILOVA; MULBEIER, 2008), com tipo climático subtropical, segundo a classificação de Köppen (KUINCHTNER; BURIOL, 2001). A vegetação do PET é composta pela Floresta Estacional Decidual, formando também outras áreas vegetais de diferentes formações (MIKHAILOVA; MULBEIER, 2008). A localização da área de estudo e os pontos de coleta amostral de sedimentos, nos sistemas hídricos internos e externos do parque, podem ser visualizados na Figura 1.

Figura 1 – Área de estudo: Parque Estadual do Turvo em Derrubadas – RS



Fonte: Os autores.

2 Metodologia

2.1 Amostragens, acondicionamentos e preparação das amostras

A limpeza de recipientes, o acondicionamento de amostras e os procedimentos de coletas de amostras solos e sedimentos foram realizados segundo protocolos de técnicas limpas (SILVA *et al.*, 2019; ANA; CETESB, 2011). No interior do Parque Estadual do Turvo, zonas de mata, foram coletadas 25 subamostras de solos superficiais (20 cm de profundidade, superfície limpa com enxada e amostragem com trado do tipo holandês, ambos em aço inox.).

Essas subamostras foram agrupadas formando cinco amostras compostas, definidas em função de pontos amostrais representativos da área do parque.

As amostras de sedimentos (10 amostras, 1 kg) foram coletadas com auxílio de pá-raspadora em PVC em diferentes locais e sistemas hídricos do Parque Estadual do Turvo (cinco pontos internos e cinco externos na divisa do parque com a área agrícola, conforme apresentado na Figura 1). Todas as amostras coletadas (solos e sedimentos) foram armazenadas em sacos duplos do tipo ziplock (em polipropileno), preservadas em caixas térmicas (-5°C) até a chegada ao laboratório, onde foram congeladas em *freezer* (-20°C) até o momento de realização das análises.

2.2 Análise das concentrações médias das espécies químicas inorgânicas

O protocolo de preparação das amostras de solos e sedimentos, para análise das concentrações médias de espécies químicas inorgânicas, seguiu a secagem em estufa de circulação (50°C, 48h), a desagregação manual em grau e pistilo de ágata e a separação de fração fina (peneira em *nylon* com malha 63 µm). As análises (triplicatas) foram realizadas pela técnica Espectrometria de Emissão de Raios-X por energia Dispersiva (EDXRF) em equipamento Shimadzu (modelo EDX-720, Série Ranny) nas condições operacionais tubo de raios-X de Rh 3,0 kW; excitação de 15 kV para Si Ka e 50 V para ULa; colimador de 10mm; detector de Si (Li) arrefecido com nitrogênio líquido e tempo de integração de 100 s. As medições sobre amostras (massa de 2g) suportadas (31mm Closed X-Cell – SPEX) utilizando-se filme fino (Mylar®, 6,0 µm SP), e calibração segundo o método dos parâmetros fundamentais (SILVA *et al.*, 2019; SILVA *et al.*, 2016). A segurança analítica foi avaliada com 15 tomada de dados diante do material de referência certificado. As recuperações foram entre 90% e 110% (SILVA *et al.*, 2019; INMETRO, 2018).

2.3 Limite de tolerância

O procedimento para o estabelecimento de faixas de concentração de referência e de limites máximos considerados normais no solo tem sido realizado através de diferentes procedimentos estatísticos (FADIGAS *et al.*, 2006). Para a realização dos valores de *background*, utilizou-se o cálculo do Limite de Tolerância que se deu através da Equação 1.

$$LT = \text{antilog}(M + 2S) \quad (1)$$

Na qual, M é a média, e S é o desvio padrão dos dados transformados em log10.

2.4 Índice de Geoacumulação

O Índice de Geoacumulação (IGeo) indica o nível de contaminação de fundo para sedimentos. Realiza-se uma estimativa do grau de poluição dos sedimentos da área estudada, considerando as concentrações médias das espécies químicas inorgânicas, mediante o enriquecimento de determinado elemento acima de uma concentração de referência (SILVA *et al.*, 2019). O IGeo agrupa sete classes (de 0 a 6), sendo apresentados como referenciais em relação ao *Background* o nível de poluição das espécies químicas em estudo. O IGeo é estabelecido pela Equação 2.

$$I_{geo} = \log_2[C_n / (1,5x B_n)] \quad (2)$$

Onde Cn é a medida de concentração, e Bn é o *background* de fundo geoquímico de concentração do metal de "n". O fator de 1,5 é uma constante que ajuda a tomar conta da variabilidade litológica.

Quadro 1 – Referência de análise do Índice de Geoacumulação

Igeo	Classe	Descrição
> 5	6	Extremamente contaminado
4-5	5	Fortemente a extremamente contaminado
3-4	4	Fortemente contaminado
2-3	3	Moderadamente a fortemente contaminado
1-2	2	Moderadamente contaminado
0-1	1	Sem contaminação a moderadamente contaminado
< 0	0	Sem contaminação

Fonte: Os autores.

3 Resultados e discussão

No Brasil, ainda não foi elaborado um sistema amplo contendo padrões de referência de espécies químicas *in situ* para a avaliação de sedimentos em relação à contaminação. Ainda assim, a normativa n. 420 (CONAMA, 2009) apresenta valores de prevenção, n. 85 (FEPAM, 2014) apresenta valores para solos de planalto, e a n. 454 (CONAMA, 2012) são referências abrangentes (aproximações para grandes áreas) e muitas vezes não são representativas da realidade ambiental-local (SILVA, 2019; SANTOS *et al.*, 2018). Os resultados do Limite de Tolerância e a comparação com as normativas são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 – Sumarização dos elementos de estudo e comparação com as legislações vigentes

	Média	Mínimo	Máximo	Mediana	P.75%	LT	Conama		Fepam
							420	454	85
Mn	2455,8	2304,8	2606,1	2456,5	2606,1	3981,1	*	*	*
Co	45,9	43	48,6	46,1	48,6	61,7	25	*	75
Cu	104,3	97,6	109,1	106,3	109,1	131,8	60	35,7-197	203
Zn	71,4	65,4	76,6	72,1	76,6	100	300	123-315	120
As	27,1	13,6	38	29,8	38	52,5	15	5,9-17	*
Zr	117,7	107	127,6	118,5	127,6	213,8	*	*	*
Mo	4,5	2,9	5,8	4,6	5,8	7,9	30	*	*
Ba	4761,2	4555,7	4932,4	4795,6	4932,4	7244,4	150	*	*
Pb	44,2	36,9	53	42,6	53	63,1	72	35-91,3	36

*Não apresenta valores de referência para a espécie química; P.75% = Percentil 75%.

Fonte: Os autores.

Os valores de Igeo, calculados de acordo com o Limite de Tolerância para solos, seguem como referência de qualidade dos sedimentos a Tabela 2. Os resultados foram estabelecidos conforme os pontos de coleta do PET para cada espécie química presente no ambiente de estudo. O Igeo é um índice de qualidade ambiental que apresenta a medida quantitativa da poluição das espécies químicas presentes nas amostras de sedimentos (SILVA *et al.*, 2019), os resultados estão presentes na Tabela 2.

Tabela 2 – Valores calculados para o Índice de Geoacumulação no Parque Estadual do Turvo

<i>Interno</i>					
	P1	P2	P3	P4	P5
Cr	0	0,49	0	0	0
Mn	0,66	0,62	0,55	0,74	0,59
Co	0,35	0,12	0,27	0,35	0,28
Ni	0,93	0,64	0,74	0,8	0,89
Cu	0,04	0	0,08	0	0
Zn	0,16	0,11	0,3	0,17	0,14
As	0,86	0,8	0,68	0,8	0,79
Zr	0	0	0	0	0
Mo	0	0	0	0,99	0
Ba	0,58	0,4	0,47	0,49	0,53
Pb	0,39	0,28	0,32	0,2	0,26
<i>Externo</i>					
	P6	P7	P8	P9	P10
Cr	0,09	0,08	0	0	0,02
Mn	1	1,08	0,95	1,87	0,99
Co	0,43	0,44	0,38	0,5	0,41
Ni	0,74	0,8	0,82	0,66	0,8
Cu	0	0	0	0	0
Zn	0,06	0,1	0,13	0,07	0,12
As	0,7	0,13	0,53	0,45	0,71
Zr	0	0	0	0	0
Mo	0	0	0	0	0
Ba	0,72	0,73	0,6	0,59	0,6
Pb	0,5	0,47	0,37	0,49	0,3

Fonte:Os autores.

Na área interna do PET, foi possível observar os valores de classificação do índice para as espécies Cr (PET2); Mo (PET4), bem como os elementos de Mn, Ni, As, Mo e

Ba em todos os pontos (PET1, PET2, PET3, PET4 e PET5) como sem contaminação a moderadamente contaminado, contemplando a classe 1 (Tabela 2).

Na área da Zona de Amortecimento do PET o Mn (nos pontos PET6, PET7, PET8, PET9 e PET10) apresentou valores de concentração com níveis de contaminação classe 2 (Tabela 2) como moderadamente contaminado. Os elementos Ni e Ba (nos pontos PET6, PET7, PET8, PET9 e PET10), classificaram-se como sem contaminação a moderadamente contaminado, tal classificação também vale para o As (PET10).

Sendo assim, os resultados apontam para uma possível interferência antrópica no comportamento das espécies classificadas. De acordo com Nery (2018), os elementos dos metais encontrados podem ser provindos de fertilizantes, de águas de irrigação e de outras práticas agrícolas.

Os valores de Cr (PET1, PET3, PET4, PET5, PET8 e PET9); Cu (PET2, PET4, PET5, PET6, PET7, PET8, PET9 e PET10); Zr (PET1, PET2, PET3, PET4, PET5, PET6, PET7, PET8, PET9 e PET10) e Mo (PET1, PET2, PET3, PET5, PET6, PET7, PET8 e PET10) foram pontos de coleta (internos e externos) que apresentaram concentrações inferiores a zero (< 0), resultando em áreas não contaminadas por tais elementos de acordo com os níveis de contaminação constatados na Tabela 2. Cabe ressaltar que ocorrem atividades agrícolas no entorno da Unidade de Conservação, e que os valores de concentração moderados das espécies químicas nos pontos de coleta podem indicar a ocorrência de alterações poluentes nos cursos-d'água.

4 Conclusão

Ainda assim, não é possível afirmar que as alterações nos valores sejam provindas de atividades antrópicas, uma vez que são necessários estudos ligados aos fatores geológicos e ecotoxicológicos para complementar a pesquisa. No entanto, foi possível verificar a contaminação moderada de algumas amostras de sedimentos e diferenciar dos valores de *background* encontrados como critério de qualidade, quando comparados à legislação ambiental vigente.

Referências

ALMEIDA JÚNIOR, A. B. *et al.* Background and reference values of metals in soils from Paraíba state, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, 2016.

ANA. Agência Nacional de Águas & Cetesb – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Guia nacional da coleta e preservação de amostras: água, sedimentos, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. São Paulo: Cetesb; Brasília: ANA, 2011.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução n. 420**. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>. Acesso em: 20 out. 2018.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução n. 454**. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=693>. Acesso em: 20 out. 2018.

FADIGAS, F. S. *et al.* Proposição de valores de referência para a concentração natural de metais pesados em solos brasileiros. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 3, p. 699-705, 2006.

FEPAM – Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler. **Portaria n. 085**. Disponível em: <http://www.fepam.rs.gov.br/legislacao/arq/Portaria085-2014.pdf>. Acesso em: 20 out. 2018.

GEIHL, E. L. H. **Padrões estruturais e funcionais do componente arboreo de uma floresta ribeirinha, Parque Estadual do Turvo, rio Uruguai, Sul do Brasil**. 2007. Dissertação (Mestrado em Botânica) – UFRGS, Porto Alegre, 2007.

INMETRO. INSTITUTO NACIONAL DE METROLOGIA, QUALIDADE E TECNOLOGIA. **Orientação sobre validação de métodos analíticos: documento de caráter tentativo** – revisão 7. Rio de Janeiro: INMETRO, 2018. (DOQ – CGCRE – 008).

KUINCHTNER, A.; BURIOL, G. A. Clima do estado do rio grande do Sul segundo a classificação climática de Köppen e Thornthwaite. **Ciências Exatas**, Santa Maria, v. 2, n. 1, p. 171-182, 2001.

NERY, B. J. **Determinação das Concentrações de Espécies Químicas Inorgânicas em Amostras de frutos da *Syagrus Romanzoffiana***. 2018. 97 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Ambiental e Sanitária) – Universidade Federal de Santa Maria campus Frederico Westphalen – RS. 2018.

SANTOS, C. E. *et al.* D. Uso de Solos de Áreas de Proteção Ambiental para Construção de Linhas de Base (*Background*). In: Encontro Sul Brasileiro de Engenharia Ambiental e Sanitária, 2., 2018, Foz do Iguacu. **Anais [...]** Foz do Iguacu – PR, 2018.

SILVA, P. R. B. **Potenciais riscos associados à qualidade de sedimentos em zonas de prospecção mineral: Rio da Várzea, Rio Grande do Sul – Brasil**. 2019. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2019.

SILVA, P. R. B.; DALLA NORA, F. E.; CASTRO, R.J.; WASTOWSKI, A. D.; MAUAD, F. F. The environmental quality of sediments of rivers near prospection areas of semiprecious rocks. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 191, n. 364, 2019.

SILVA, P. R. B.; MAKARA, C. N.; MUNARO, A. P.; SCHNITZLER, D. C.; WASTOWSKI, A. D.; POLETO, C. Comparison of the analytical performance of EDXRF and FAAS techniques in the determination of metal species concentrations using protocol 3050B (Usepa). **International Journal River Basin Management**, v. 14, p. 401-406, 2016.

SUNDARARAJAN, S.; KHADANGA, M. K.; KUMAR, J. P. P. J.; RAGHUMARAN, S.; VIJAYA, R.; JENA, B. K. Ecological risk assessment of trace metal accumulation in sediments of Veraval Harbor, Gujarat, Arabian Sea. **Marine Pollution Bulletin**, v. 114, p. 592-601, 2017.

Avaliação da ruptura hipotética da Barragem São Miguel em Caxias do Sul – RS e delimitação da área de inundação

Franciele Priori Luzzatto¹, Taison Anderson Bortolin²

¹Universidade de Caxias do Sul (franpriori@yahoo.com.br)

²Universidade de Caxias do Sul (tabortol@ucs.br)

Resumo: A construção de barramentos está vinculada a benefícios para a população como: abastecimento hídrico, produção de energia elétrica, irrigação, regularização de vazões, entre outros. Entretanto, essas obras podem estar sujeitas a falhas que podem provocar o rompimento da barragem e causar grandes prejuízos sociais, ambientais e econômicos para a região a jusante da estrutura. Avaliar os possíveis impactos causados por um rompimento hipotético é um processo preventivo, a fim de mitigar possíveis consequências no caso de acidentes. Este estudo visa a simular, avaliar e correlacionar os impactos provenientes da ruptura da Barragem São Miguel, localizada no Município de Caxias do Sul, Rio Grande do Sul. A partir de dados obtidos por modelagem hidrológica e uso do *software* HEC-RAS, utilizado como modelo matemático, foi possível realizar a análise de um cenário caracterizado pela formação de brecha no corpo da barragem causando uma ruptura por piping. Através da hipótese de rompimento hipotético, foi possível mapear as áreas suscetíveis à inundação, que gera uma mancha de inundação de 85 hectares atingindo os bairros: Nossa Senhora de Fátima, São José e Santa Catarina, além de avaliar as áreas que apresentaram as maiores alturas-d'água e maiores velocidades de escoamento para a região afetada.

Palavras-chave: Barragem. Ruptura. Simulação.

Área Temática: Recursos Hídricos.

Evaluation of the hypothetical rupture of São Miguel dam in Caxias do Sul – RS and delineation of the flood area

Abstract: The construction of dams is linked to benefits for the population such as water supply, electricity production, irrigation, flow regulation, among others. However, these works may be subject to failures that may cause the dam to rupture and cause major social, environmental and economic damage to the region downstream of the structure. Assessing the possible impacts caused by a hypothetical disruption is a preventive process in order to mitigate possible consequences in the event of accidents. This study aims to simulate, evaluate and correlate the impacts from the rupture of the São Miguel dam, located in the municipality of Caxias do Sul, Rio Grande do Sul. From data obtained by hydrological modeling and the use of HEC-RAS software, used as Mathematical model, it was possible to analyze a scenario characterized by the formation of a breach in the dam body causing a rupture by piping. Through the hypothesis of hypothetical disruption, it was possible to map the areas susceptible to flooding, which generates a flooding of 85 hectares reaching the neighborhoods: Nossa Senhora de Fátima, São José and Santa Catarina, besides evaluating the areas that presented the highest heights. Water' and higher flow velocities to the affected region.

Keywords: Dam. Break. Simulation.

Theme Area: Water Resources.

1 Introdução

Conforme o Comitê Brasileiro de Barragens (CBDB, 2013), uma estrutura de barramento é definida como um entrave artificial com o objetivo de reter água, rejeitos,

detritos e outros líquidos, para fins de armazenamento ou controle de cheias, sendo fundamentais para o estabelecimento e o sustento das cidades.

Essas barragens podem sofrer com diferentes efeitos e ataques do meio externo, tais como: desastres, galgamento, qualidade do vertedouro, piping no retorno do vertedouro, deslizamento no contato barragem/fundação, piping no maciço, além da má-gestão que podem comprometer a integridade da barragem (ZHANG; XU; JIA, 2007), confrontando-se com a probabilidade de falhas.

Essas estruturas expostas a falhas proporcionam riscos relevantes para as áreas a jusante do barramento. “A presença de uma barragem em um vale induz um fator de risco enorme devido ao enorme potencial destrutivo que constitui o volume de água armazenado por ela” (FRANCA, 2004) Acidentes cujo contexto seja ruptura de barragem, normalmente, estão associados a grandes prejuízos econômicos, sociais, ambientais, biológicos e da perda de vidas.

Para analisar um cenário de ruptura hipotética, se torna essencial recorrer à modelagem matemático-computacional, utilizando parâmetros definidos previamente. Os modelos matemáticos são importantes instrumentos para o planejamento de situações extremas. Por meio deles, é possível interpretar o comportamento da onda de cheia, prever a resposta da estrutura e planejar a atenuação das consequências (VERÓL, 2010).

Nesse cenário, é relevante ter estudos e averiguações a respeito da simulação do fenômeno de propagação da onda de cheia resultante da ruptura da barragem como subsídios para elaboração de mapas de inundação, os quais são imprescindíveis para a elaboração de planos de emergência, que visam a ter medidas preventivas para mitigar todos os prejuízos associados a esses rompimentos.

Dessa forma, este trabalho apresenta a avaliação da ruptura hipotética da barragem São Miguel e a delimitação da área de inundação, cujo rompimento poderá provocar avaria na infraestrutura, nas edificações, a perda de flora e fauna, a interrupção do abastecimento de água e a perda de vidas devido ao alagamento dos bairros a jusante da barragem.

Esse trabalho vem ao encontro da necessidade de se obterem resultados que poderão compor o plano de ação emergencial com o objetivo de atenuar as consequências do colapso do barramento.

2 Metodologia

2.1 Área de estudo

A estrutura de barramento São Miguel está localizada no Complexo Dal Bó, Município de Caxias do Sul, Rio Grande do Sul. O Complexo Dal Bó possui coordenadas 29°08'20" S e 51°09'27" O, e é abastecido pelo arroio Dal Bó com nascente na área urbana do Município o qual é afluente do Arroio Tega, também em área urbana.

Três barragens consecutivas para o abastecimento de água estão inseridas no Complexo Dal Bó, de montante a jusante: São Paulo, São Pedro e São Miguel. Segundo o Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto (SAMAE, 2014), o complexo abastece 5% da população de Caxias do Sul, aproximadamente, 22.400 habitantes, com uma vazão de adução de 90 L/s. Totalizam 45,91 ha de área inundada, sendo que 5,54 ha são referentes ao barramento São Paulo, 14,48 ha do barramento São Pedro, e 25,89 ha do barramento São Miguel.

A estrutura de barramento São Miguel é construída em alvenaria de pedra, com 418 m de comprimento, altura de 11,8 m e volume de água armazenado de 1.286.676,3 m³.

2.2 Caracterização da área a jusante da barragem

A área a jusante da Barragem São Miguel é composta pelos Bairros: Interlagos, Nossa Senhora de Fátima, São José, Universitário, Pio X, Santa Catarina e Marechal Floriano.

Uma estimativa de pessoas que podem ser atingidas pelo rompimento do barramento foi realizada através da média de moradores por domicílio, dos bairros afetados, divulgado no censo realizado pelo IBGE em 2010.

2.3 Declividade média do rio principal

Por meio do perfil transversal do rio principal foi obtida a declividade média, que influencia na velocidade do escoamento da água e no tempo de concentração da bacia, fatores diretamente ligados à ocorrência de inundação. A declividade do rio principal, diferença da altitude pela distância considerada é 0,01867 m/m.

2.4 Modelagem no HEC-RAS

O *software* HEC-RAS foi utilizado para o rompimento hipotético da estrutura de barramento São Miguel. A modelagem matemática iniciou com a composição da área a jusante da barragem fazendo uso de curvas de nível referentes ao levantamento aerofotogramétrico do período de 2013-2014 disponível no sistema GeoCaxias (PREFEITURA DE CAXIAS DO SUL, 2014), e exportação do arquivo contendo a delimitação da área a jusante do barramento do *software* AutoCAD para o ArcGIS 10.5, cujo arquivo foi convertido para o formato TIN e posteriormente raster.

No *software* HEC-RAS, foi empregada à extensão RAS MAPPER, onde foi criada a geometria da área, estabelecidas as condições de contorno e visualização das simulações efetuadas.

Foi adotado o regime de fluxo não permanente, cuja profundidade varia em vista do tempo.

2.5 Cenário de rompimento utilizando parâmetros de brecha

A simulação de rompimento considerou uma ruptura por piping, caracterizada pelo aparecimento de brechas no corpo da barragem, pois a brecha surge advinda de alguma falha da barragem, e não, provocada por uma onda de cheia.

No cenário, foi realizada a simulação de brecha de ruptura variando os seguintes parâmetros: altura da brecha, largura da base inferior, e inclinação lateral. O tempo de formação de brecha foi calculado e aproximado a partir do modelo de McDonald e Langridge-Monopolis (1984), disponível no HEC-RAS.

Os parâmetros médios de formação da brecha estão publicados no manual de uso do HEC-RAS e são apresentados no Quadro 1.

Quadro 1 – Parâmetros médios de formação de brecha utilizados

Largura Média da Brecha	Inclinação da Brecha	Tempo de Falha (horas)	Agência
(0,5 a 3)h	0 a 45°	0,5 a 4	USACE 1980 FERC NWS USACE 2007

Fonte: Adaptado de Brunner (2014).

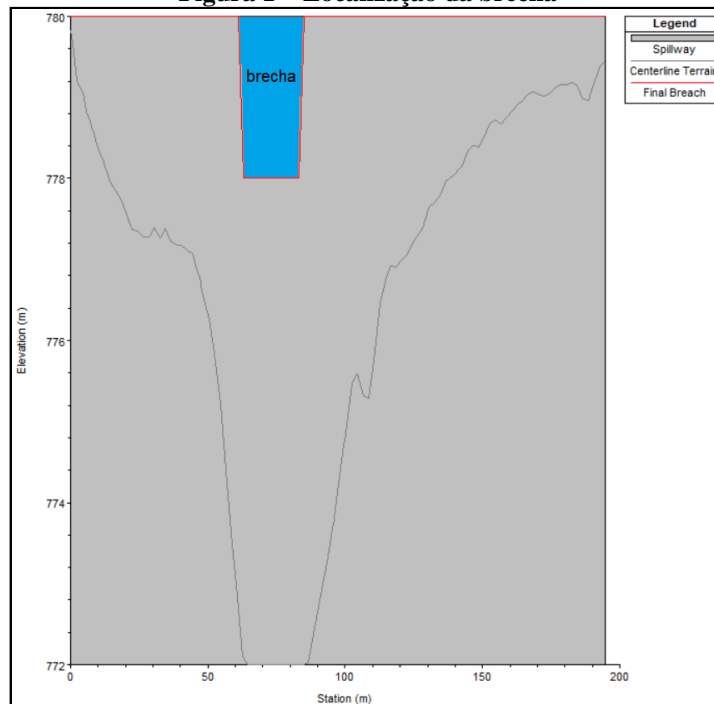
Os dados considerados para a formação da brecha na barragem estão elencados tabela 1. A área da brecha é ilustrada na Quadro 2.

Quadro 2 – Parâmetros definidos para a formação da brecha

Parâmetro	Valor
Início da brecha	73 m
Largura final do fundo da brecha	20 m
Elevação do fundo da brecha	778 m
Declividade do lado esquerdo da brecha	1°
Declividade do lado direito da brecha	1°
Tempo de formação da brecha	2 h
Área da brecha	45 m ²
Modo de ruptura	piping

Fonte: O autor (2019).

Figura 1 – Localização da brecha

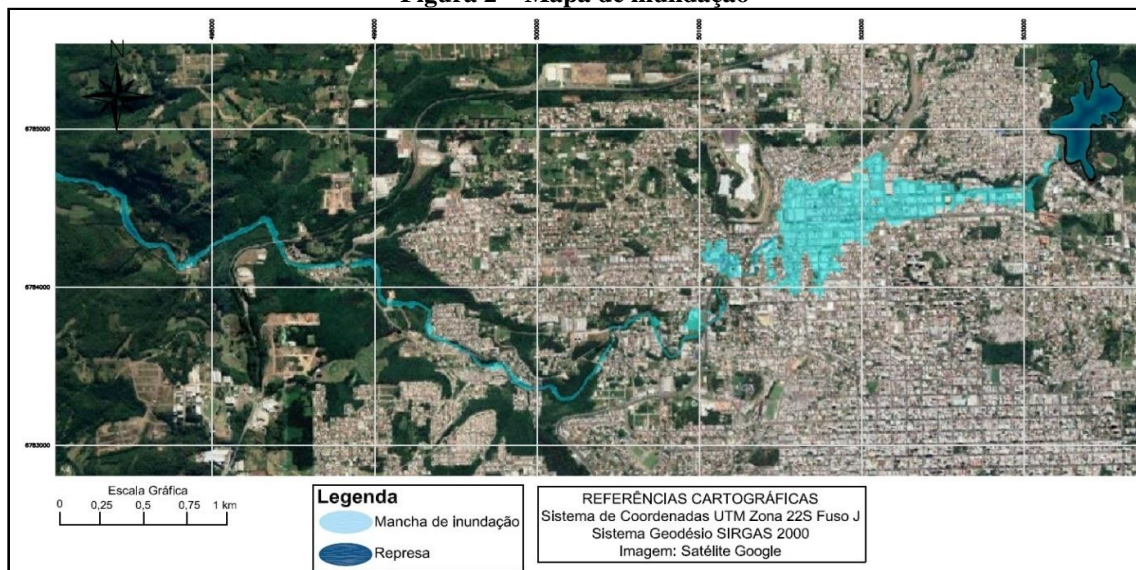


Fonte: O autor (2019).

3 Resultados

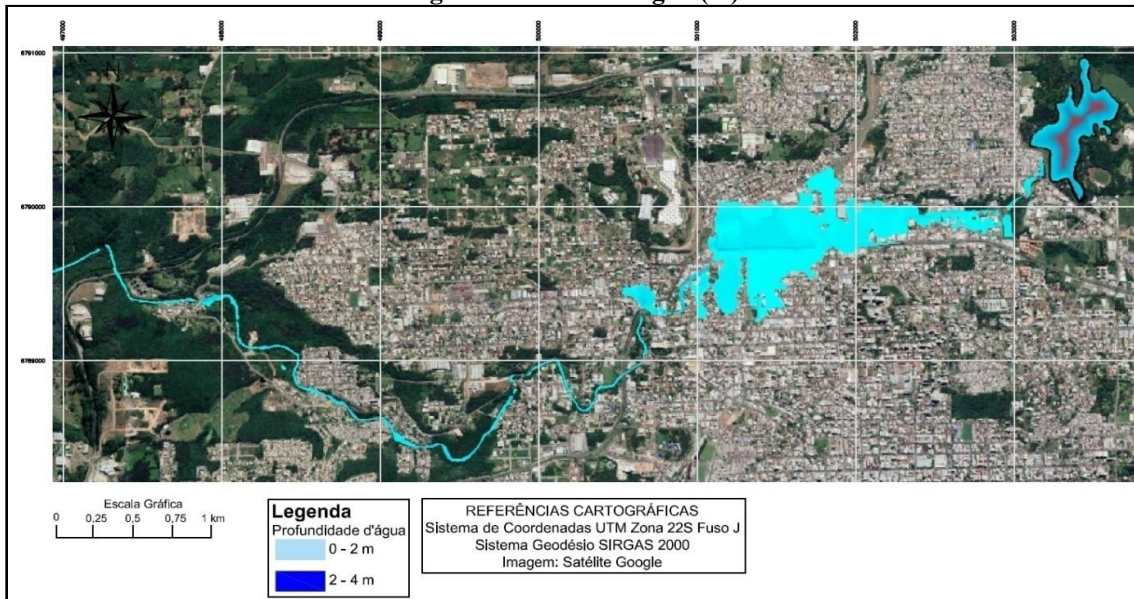
A Figura 2 apresenta a área de inundação resultante da simulação; a Figura 3 expõe as alturas-d'água geradas pela mancha de inundação; e a Figura 4 ilustra as velocidades do escoamento resultante do rompimento do barramento.

Figura 2 – Mapa de inundação



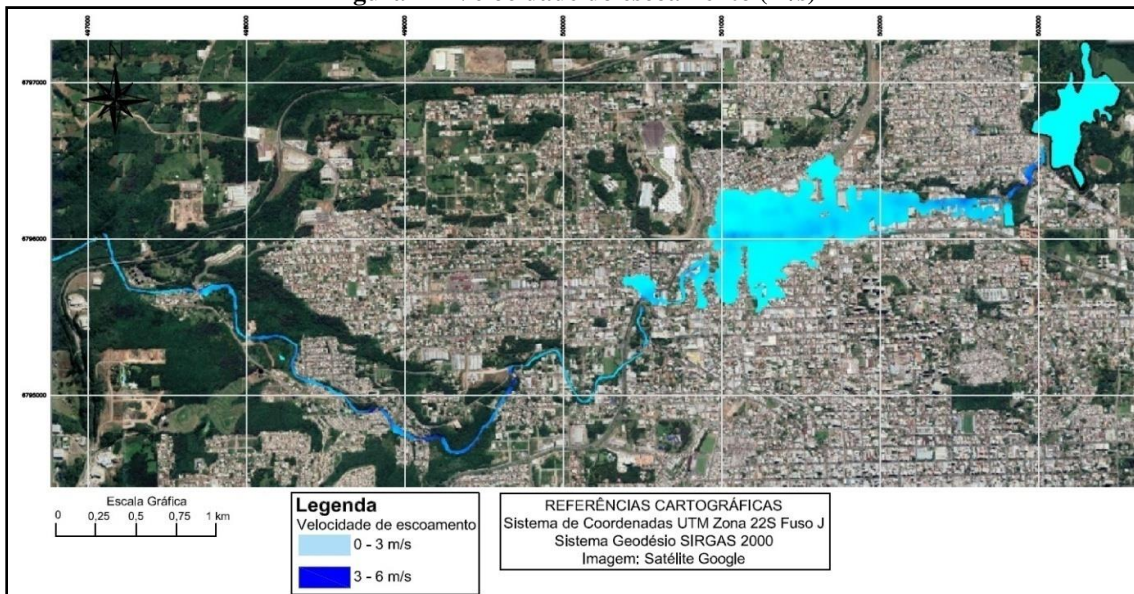
Fonte: O autor (2019).

Figura 3 – Altura-d'água (m)



Fonte: O autor (2019).

Figura 4 – Velocidade do escoamento (m/s)



Fonte: O autor (2019).

A onda de inundação atinge as primeiras edificações 1h após o aparecimento da brecha na barragem. Aproximadamente 35 estruturas localizadas a jusante do barramento são atingidas por uma altura-d'água, em torno de 0,8 m e velocidade de escoamento média de 0,5 m/s. As demais edificações são atingidas por uma profundidade-d'água não ultrapassando 0,5m e com velocidade de 0,4 m/s.

A onda de cheia máxima ocorre 5h após o início da inundação. O escoamento advindo de brecha no barramento atinge uma área urbana de, aproximadamente, 85 ha, sendo composta pelos Bairros: Nossa Senhora de Fátima, São José e Santa Catarina. A profundidade máxima atingida pela inundação provocada pela brecha na barragem São Miguel, descartando a área referente ao canal hídrico, é, aproximadamente, de 1 m. A maior velocidade do escoamento é, em torno de 0,5 m/s em área urbana.

O número de edificações atingidas é, aproximadamente, de 840 estruturas, e uma população estimada de 2.469 pessoas. Após 3,4 km da barragem a mancha de inundação é totalmente escoada pelo canal hídrico.

4 Considerações finais

O presente estudo teve como objetivo simular o rompimento hipotético da Barragem São Miguel localizada no Complexo Dal Bó, Caxias do Sul – RS, e delimitar sua área de inundação, e, através dos resultados, analisar o impacto que a ruptura causaria na região do canal, a jusante do barramento.

O *software* HEC-RAS foi o escolhido para a realização do trabalho, já que o mesmo se mostrou uma ferramenta satisfatória para as simulações. A extensão RAS MAPPER apresentou a mancha de inundação, as profundidades-d'água e velocidade do escoamento.

Como resultado, o cenário de rompimento, utilizando os parâmetros de brecha, gera uma mancha de inundação que atinge três bairros do Município de Caxias do Sul, resultando em um número expressivo de edificações e pessoas atingidas.

O presente trabalho visa a contribuir com a elaboração de um plano de ação emergencial para a área de influência do empreendimento. Com o intuito de adotar medidas mitigadoras para as possíveis consequências no caso de acidentes envolvendo o rompimento da barragem São Miguel.

Referências

ANA. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/>. Acesso em: 8 mar. 2019.

ANA. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Estudos de rupturas de barragens:** previsão de eventos críticos na Bacia do rio Paraíba do Sul. ENGECORPS ENGENHARIA S. A. Brasília, 2012.

ANA. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Resolução n. 236, de 30 de janeiro de 2017. Estabelece a periodicidade de execução ou atualização, a qualificação dos responsáveis técnicos, o conteúdo mínimo e o nível de detalhamento do Plano de Segurança da Barragem, das Inspeções de Segurança Regular e Especial, da Revisão Periódica de Segurança de Barragem e do Plano de Ação de Emergência, conforme arts. 8º, 9º, 10, 11 e 12 da Lei n. 12.334, de 20 de setembro de 2010, que estabelece a Política Nacional de Segurança de Barragens – PNSB. **Resolução n. 236, de 30 de janeiro de 2017.** Brasília, DF, 30 jan. 2017. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/resolucoes/2017/236-2017.pdf>. Acesso em: 10 mar. 2019.

ATALLAH, Tony. **A review on dams and breach parameters estimation.** 2002. Dissertação (Mestrado em Polytechnic Institute and State University Blacksburg), Virginia, 2002. Disponível em: https://theses.lib.vt.edu/theses/available/etd-05232002_234249/unrestricted/finalone.pdf. Acesso em: 2 abr. 2019.

BRASIL. Lei n. 12334, de 20 de setembro de 2010. Estabelece a Política Nacional de Segurança de Barragens destinadas à acumulação de água para quaisquer usos, à disposição final ou temporária de rejeitos e à acumulação de resíduos industriais, cria o Sistema Nacional de Informações sobre Segurança de Barragens e altera a redação do art. 35 da Lei n. 9.433, de 8 de janeiro de 1997, e do art. 4º da Lei n. 9.984, de 17 de julho de 2000. **Lei n. 12.334, de 20 de setembro de 2010.** Brasília, DF, 20 set. 2010. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/Lei/L12334.htm. Acesso em: 10 mar. 2019.

BRUNNER, Garby. **Using HEC-RAS for dam break studies.** Califórnia: Usace, 2014.

COLLISCHONN, Walter. **Análise do rompimento hipotético da barragem de Ernestina – RS.** 1997. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1997.

CONSTITUTION INTERNATIONALE DES GRANDS BARRAGES. **Constitution Status.** Paris: ICOLD/CIGB. Disponível em: https://www.icold-cigb.org/userfiles/files/CIGB/INSTITUTIONAL_FILES/Constitution2011.pdf. Acesso em: 11 mar. 2019.

DNR. DEPARTMENT OF NATURAL RESOURCES. **Guidelines for dam breach analysis.** Colorado: DNR, 2010.

FRANCA, M. J.; BRAUNSCHWEIG, F.; ALMEIDA, A. B. RODAB: um novo modelo de ruptura de barragens baseado em resultados experimentais. 7º Congresso de Água. Associação Portuguesa de Recursos Hídricos, 2004.

ICOLD. Commission International des Grands Barrages. Disponível em: <https://www.icold-cigb.org/>. Acesso em: 8 mar. 2019.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Cidades.** Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rs/caxias-do-sul/panorama>. Acesso em: 15 set. 2019.

MASCARENHAS, Flavio Cesar Borba. **Modelação matemática de ondas provocadas por ruptura de barragens.** 1990. Tese (Doutorado) – COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 1990.

PREFEITURA DE CAXIAS DO SUL. GeoCaxias. Disponível em: <https://geopublico.caxias.rs.gov.br/geocaxias/login>. Acesso em: 26 abr. 2019.

SAMAE. SERVIÇO MUNICIPAL DE ÁGUA E ESGOTO DE CAXIAS DO SUL. Disponível em: <https://www.samaecaxias.com.br/>. Acesso em: 8 mar. 2019.

USACE. **Hec-Ras.** 2019. Disponível em: <https://www.hec.usace.army.mil/software/hec-ras/features.aspx>. Acesso em: 20 fev. 2019.

USBR. U. S. DEPARTMENT OF INTERIOR BUREAU OF RECLAMATION. **A procedure for estimating loss of life caused by dam failure.** Colorado: DNR, 1999.

VERÓL, A. P. **Simulação da Propagação de Onda decorrente de Ruptura de Barragem, Considerando a Planície de Inundação associada a partir da utilização de um Modelo Pseudo-Bidimensional.** 2010. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

ZHANG, L. M.; XU, Y.; JIA, J. S. Analysis of earth dam failures – A database approach. *Isgsr2007–First International Symposium on Geotechnical Safety & Risk, Shanghai*, v. 1, n. 1, p. 293-302, 2007.

Estimativa de vazão mínima de referência utilizando o modelo chuva-vazão baseado no Método Silveira

Chaiane Pansera¹, Taison Anderson Bortolin²

¹ Universidade de Caxias do Sul – UCS (cpansera1@ucs.br)

² Universidade de Caxias do Sul – UCS (tabortol@ucs.br)

Resumo: A determinação de vazões mínimas e as frequências associadas apresentam inúmeras aplicações na área de recursos hídricos para avaliação da disponibilidade hídrica em uma bacia hidrográfica. No entanto, em virtude dos poucos e inconsistentes dados de monitoramento dos recursos hídricos, sobretudo em pequenas bacias urbanizadas, se faz necessária a transferência de dados para suprir a carência de informações hidrológicas, o que pode ser realizado a partir do uso de modelos hidrológicos. Nesse sentido, o objetivo principal deste trabalho é estimar as vazões mínimas de referências em uma bacia hidrográfica de pequena área de drenagem, localizada na Bacia do rio Caí, aplicando o modelo chuva-vazão baseado no método Silveira. A calibração dos parâmetros de entrada do modelo foi realizada com o emprego da Função Objetivo *Nash Log*, utilizando o algoritmo *Solver* do Excel e a aplicação realizada para 20 anos de dados. A calibração mostrou-se satisfatória com ajuste do Nashlog de 0,95. A vazão de referência Q90 foi de 5,10 L/s deverá ser aplicada para estudos de lançamento de efluentes e outorga de captação. Apesar da adequabilidade do modelo, sugere-se a comparação dos resultados encontrados com outros métodos tais como a regionalização de vazões.

Palavras-chave: Recursos hídricos. Vazões mínimas. Modelo chuva-vazão (Silveira).

Área Temática: Recursos Hídricos.

Minimum flow estimation using rain-flow model – Silveira Method

Abstract: *The determination of minimum leaks and associated frequencies present variations of applications in the area of water resources to assess water availability in a watershed. However, due to the limited and inconsistent water resources monitoring data, especially in the small urbanized basins, data are downloaded to fill the lack of hydrological information, or that can be performed using hydrological models. In this sense, the main objective of this work was estimated as minimum leaks of a small drainage area watershed located in the Caí River Basin, applying the rain-leakage model based on the Silveira method. Calibration of the input parameters of the model was performed using the Nash Log Objective function, using Excel's Solver algorithm and an application executed for 20 years of data. Calibration was satisfactory with Nashlog adjustment of 0.95. The reference flow rate Q90 was 5.10 L/s, qualified for effluent release and fundraising studies. Despite the adequacy of the model, it suggests a comparison of the results found with other methods such as regionalization.*

Keywords: *Water resources. Minimal flow rates. Model Rain-flow (Silveira).*

Theme Area: *Water Resources.*

1 Introdução

A água é um recurso natural de extrema importância para a maior parte das atividades desenvolvidas pelo homem, e a preocupação com a disponibilidade hídrica ocorre desde o início da civilização, quando uma determinada sociedade se desenvolvia próxima de rios para suprir suas necessidades básicas como dessedentação, alimentação e higiene.

Para minimizar os conflitos que envolvem os diversos usos da água em uma bacia hidrográfica visando ao controle e à conservação dos recursos hídricos, é importante conhecer a disponibilidade hídrica do local. No entanto, Silveira *et al.* (1998) relatam que a falta de informações hidrológicas em pequenas bacias gera incertezas que comprometem o gerenciamento dos recursos hídricos.

Contudo, por mais completa que a rede de dados possa ser, é muito difícil que consiga cobrir adequadamente todos os pontos de interesse, principalmente num país de proporções continentais como o Brasil. Além disso, procedimentos de coleta e análise de dados são bastante custosos para as entidades que desenvolvem essas atividades, resultando, muitas vezes, em um monitoramento deficitário, principalmente em bacias hidrográficas de pequena área.

Para suprir a deficiência de dados locais, é necessária a utilização de métodos e modelos hidrológicos para a estimativa da vazão de referência. De acordo com a Resolução n. 129 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), vazão de referência é aquela que representa a disponibilidade hídrica do curso-d'água, associada a uma probabilidade de ocorrência (BRASIL, 2011).

Os modelos hidrológicos chuva-vazão descrevem a parte do ciclo hidrológico entre a precipitação e a vazão (TUCCI, 2005), integrando diferentes algoritmos descritores dos diversos processos hidrológicos envolvidos nessa transformação da chuva em vazão: infiltração, percolação e fluxo subterrâneo, perdas por interceptação, evaporação, evapotranspiração e armazenamento em depressões, escoamentos subsuperficial e superficial (PINHEIRO *et al.*, 2010).

Existem diversos modelos chuva-vazão, compostos por um conjunto de dados, que podem ser representados e ajustados de acordo com as características físicas do local de estudo (HORN, 2016). Um dos modelos chuva-vazão mais utilizado atualmente é o método Silveira, que necessita de poucas informações, tais como: medições de vazão *in loco*, dados históricos de precipitação e dados históricos de evapotranspiração (TSCHIEDEL *et al.*, 2017).

Esse método se sobressai pela necessidade de somente algumas medições de vazão no local de interesse, num curto espaço de tempo, sem necessidade de onerosas instalações tradicionais de funcionamento contínuo, além do que sua aplicação é possível para pequenas bacias (SILVEIRA *et al.*, 1998), como também para bacias maiores (HORN, 2016).

A avaliação das vazões tem por objetivo dar vínculo local às estimativas, funcionando como uma “ancoragem” hidrológica aos procedimentos de simulação. A utilização dos dados através de caracterização de um balanço hídrico tem por objetivo a

geração de séries históricas de vazões diárias, cujos parâmetros definidos como coeficiente de infiltração e o tempo de esvaziamento do reservatório subterrâneo são ajustados por meio de um processo de tentativa e erro (HORN, 2016). O coeficiente de infiltração corresponde à massa-d'água que chega ao reservatório subterrâneo, e o tempo de esvaziamento desse reservatório está relacionado ao decaimento das vazões ao longo do tempo.

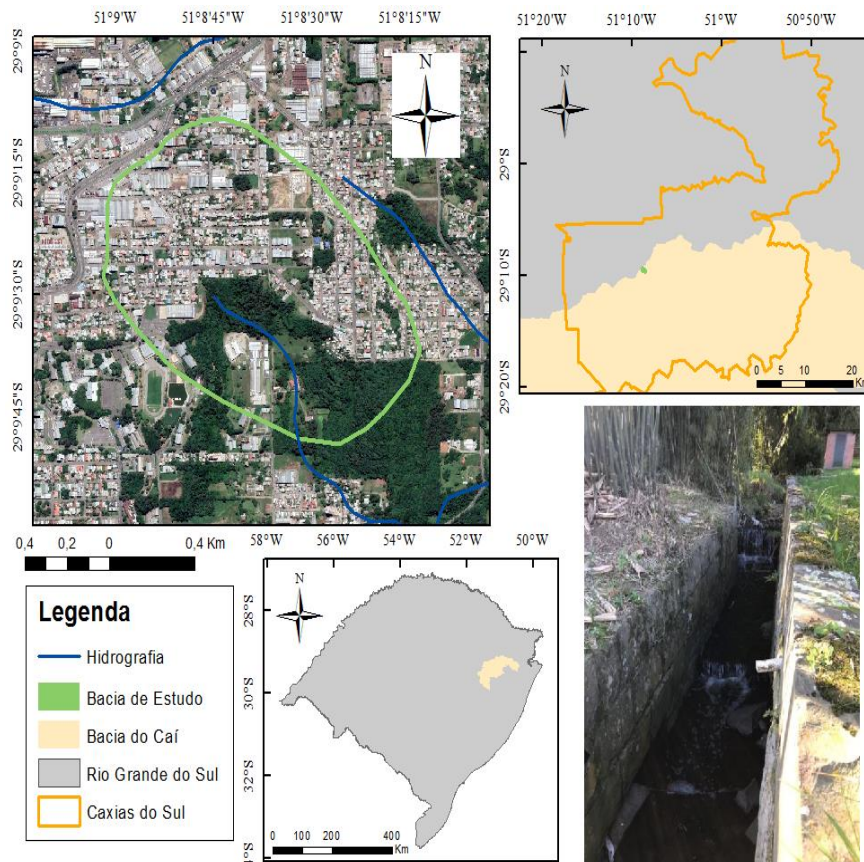
O processo de simulação possui duas etapas imprescindíveis que definem a validade da simulação e a previsão dos fenômenos a serem representados: calibração (ou ajuste) e validação. A calibração consiste na etapa em que o modelo é ajustado, tendo seus parâmetros determinados, ao se comparar diretamente com dados do histórico, e a validação é a simulação do modelo com os parâmetros anteriormente ajustados, ou seja, verifica-se a validade do ajuste através da simulação e comparação com dados do histórico (CAVALCANTE, 2017).

Diante desse cenário, este estudo visa a aplicar o modelo hidrológico chuva-vazão, baseado no método Silveira, a fim de estimar a vazão de referência em uma pequena bacia sem dado, localizada na Região Nordeste do Estado do Rio Grande do Sul, com vistas às estimativas de vazão de referência.

2 Área de estudo

O local do estudo, arroio *sem denominação*, situa-se na área urbana do Município de Caxias do Sul – RS, o qual pertence à Bacia do rio Caí, com exutório na coordenada geográfica DATUM SIRGAS 2000 Latitude -29,163232 e Longitude -51,142233°. A figura 1, apresenta a delimitação da bacia, a qual contribui com uma área de drenagem de 1,15 km² e perímetro de 3,84 km.

Figura 1 – Localização da bacia e área de estudo

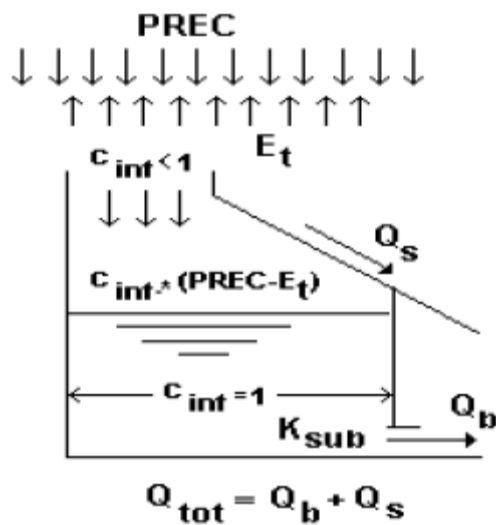


Fonte: Os autores.

3 Material e métodos

O método adota um modelo hidrológico simplificado, conforme mostra a Figura 2, na qual relaciona a quantidade de água que infiltra e chega ao reservatório (escoamento subterrâneo) e as vazões que são liberadas pelo reservatório de escoamento subterrâneo, para que seja possível a obtenção de série de vazões históricas para um recurso hídrico, através de dados de entrada como séries históricas de precipitação, de evapotranspiração e medições de vazão em campo.

Figura 2 – Modelo simplificado de balanço simplificado



Fonte: Silveira *et al.* (1998).

As equações que estruturam o modelo são apresentadas a seguir:

$$P_{td} = P_d - E_d$$

Equação 1

Ressaltando que, quando $P_d - E_d < 0$ não resulta precipitação para gerar escoamento.

$$P_{sd} = (1 - C_{inf}) \times P_{td}$$

Equação 2

$$V_i = C_{inf} \times P_{td}$$

Equação 3

$$Q_b(t) = \left(Q_b(t-1) \times e^{-\frac{\Delta t}{k_b}} \right) - \left(V_i(t) \times \left(1 - e^{-\frac{\Delta t}{k_b}} \right) \right)$$

Equação 4

No período chuvoso, em que a precipitação total diária é maior que zero, a vazão incorpora também a parcela de origem superficial, dada por:

$$Q_{total}(t) = (Q_b(t) + Q_s(t))$$

Equação 5

Quando a precipitação total diária for igual a zero, a equação se reduz a:

$$Q_{total}(t) = Q_b(t)$$

Equação 6

A transformação dos resultados para vazão em m³/s deve ocorrer através da Equação 7.

$$Q_{total}(t) = \frac{Q_{total}(t) \times A_d}{86,4}$$

Equação 7

onde:

P_{td} = Precipitação total diária considerada na modelagem (mm);

P_d = Precipitação diária da estação pluviométrica (mm);

E_d = Evapotranspiração diária (mm);

P_{ed} = Precipitação efetiva, sendo aquela que é gerada no escoamento (mm);

C_{inf} = Coeficiente de infiltração das águas da chuva no solo (mm);

V_i = Volume de infiltração no solo (mm);

$Q_{b(t)}$ = Vazão de contribuição de base para o dia t (mm);

$Q_{s(t)}$ = Vazão de contribuição superficial para o dia t (mm);

A_d = Área de drenagem da bacia (km²);

$Q_{total}(t)$ = Vazão total para o dia t (m³/s).

Os dados sobre precipitação para aplicação do método foram extraídos dos postos pluviométricos disponibilizados pelo Sistema de Monitoramento Agrometeorológico, estação localizada no Município e Caxias do Sul, e os dados sobre evapotranspiração diária potencial foi obtida por meio do sistema *web* para estimativa de evapotranspiração (BORTOLIN *et al.*, 2019), através da metodologia de Thornthwaite (1948), considerando os dados de temperatura histórica da estação do Inmet número 83942.

A medição de vazões em campo foram realizadas no mês de setembro de 2019, compostas por três medições em período seco, conforme apresenta o Quadro 1.

Quadro 1 – Informações acerca da medição de vazão realizada em campo

Data	Condições do tempo
26/09/2019	Estável com 6 dias, que antecederam à medição, sem precipitação
27/09/2019	Estável com 7 dias, que antecederam à medição, sem precipitação
30/09/2019	Estável com 8 dias, que antecederam à medição, sem precipitação

Fonte: Os autores.

O equipamento utilizado para medição de vazão foi o *Acoustic Doppler Velocimeter* (ADV), o qual utiliza o princípio de efeito *doppler* para medição da velocidade de fluxo. Esse equipamento possui sensores que captam os fluxos em diferentes direções, minimizando os efeitos de fluxos adjacentes ao fluxo principal e, a partir dele, é possível estimar as velocidades locais instantaneamente.

A calibração dos parâmetros tempo de esvaziamento do reservatório (k_b) e o coeficiente de infiltração das águas da chuva no solo (C_{inf}) foram realizados de acordo com os dados obtidos e as vazões medidas. A calibração ocorreu com o auxílio do *Solver Excel*, suplemento do Microsoft Excel usando a função objetivo (FO) Nash-log como mostra a Equação 8.

$$NSlog = 1 - \frac{\sum(\ln Q_{medido}) - \sum(\ln Q_{calculado})^2}{\sum(\ln Q_{medido}) - \sum(\ln Q_{calculado})^2}$$

Equação 8

Após a calibração, o método foi aplicado para um intervalo de, aproximadamente, 20 anos, correspondendo ao período do dia 4 de janeiro de 2000 a 30 de setembro de 2019. Desses dados foi extraída a curva de permanência com o auxílio da função percentil do Microsoft Excel.

4 Resultados

Os resultados de vazão obtidos nas medições em campo e utilizados na calibração estão apresentados na Tabela 1, bem como os valores de vazão calculada, resultantes da calibração.

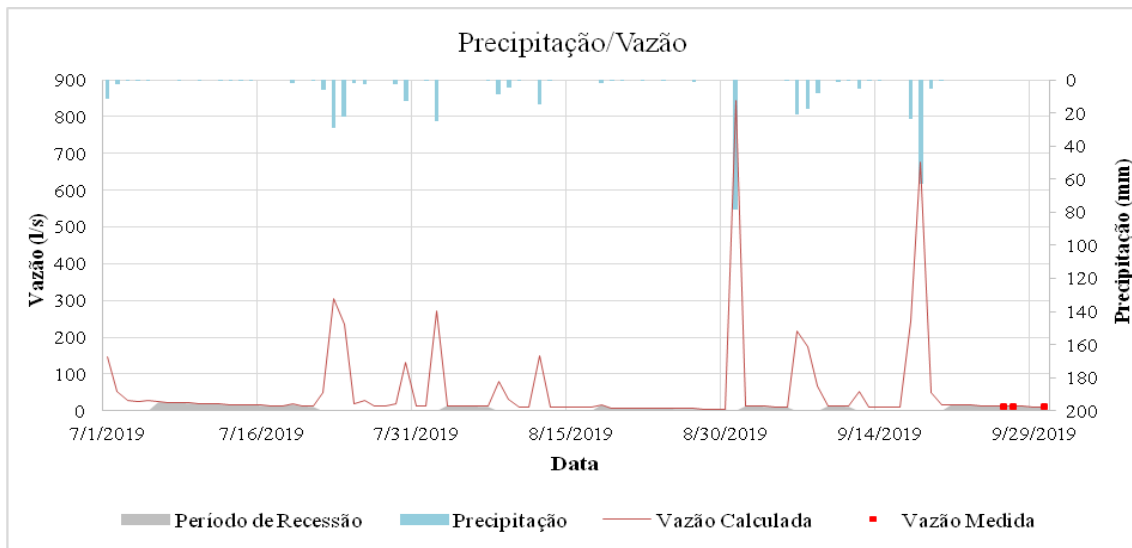
Tabela 1 – Resultados de vazão das medições em campo e vazão calculada

Data	Vazão medida (l/s)	Vazão calculada (l/s)
26/9/2019	12,8	12,76
27/09/2019	12,6	12,17
30/09/2019	10,6	10,55

Fontes: os autores.

O Gráfico 1 apresenta a relação das vazões calculadas, vazões medidas e da precipitação diária no período de calibração. Observou-se que a vazão calculada está relacionada à vazão medida e à precipitação. Além disso, apresenta os períodos de recessão retratados no período de calibração.

Gráfico 1 – Relações entre precipitação, vazão medida e calculada referente à calibração



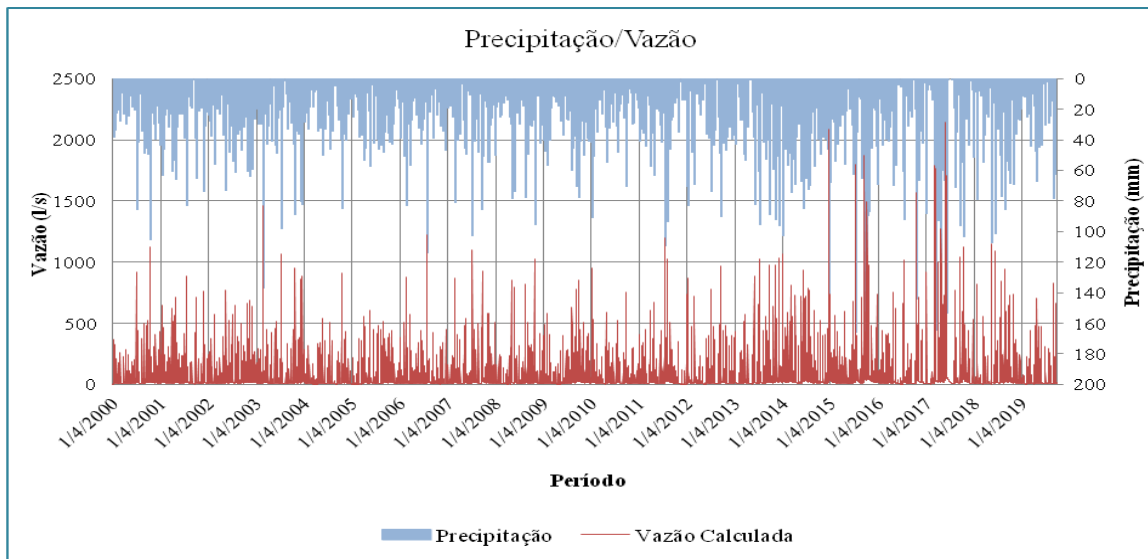
Fontes: os autores.

A aplicação do método resultou em um tempo de esvaziamento do reservatório (kb) de 20,99 dias, e um coeficiente de infiltração de 0,192. Tais valores de calibração foram considerados aceitáveis em vista do valor do coeficiente de infiltração, característico de uma bacia com vegetação, além da semelhança da vazão calculada com a vazão medida e o resultado função objeto, cujo valor encontrado de Nashlog foi de 0,95 considerado um excelente valor tendo em vista que o resultado se aproxima da unidade.

Nos volumes mais intensos de precipitação, ocorreram maiores valores de vazão resultante, e, em intervalos com baixa ou nenhuma precipitação, a vazão tende a zero, considerado como período de recessão, como é o caso do intervalo do dia 19 ao dia 30 de agosto de 2019, em que a menor vazão calculada foi de 4,85 l/s.

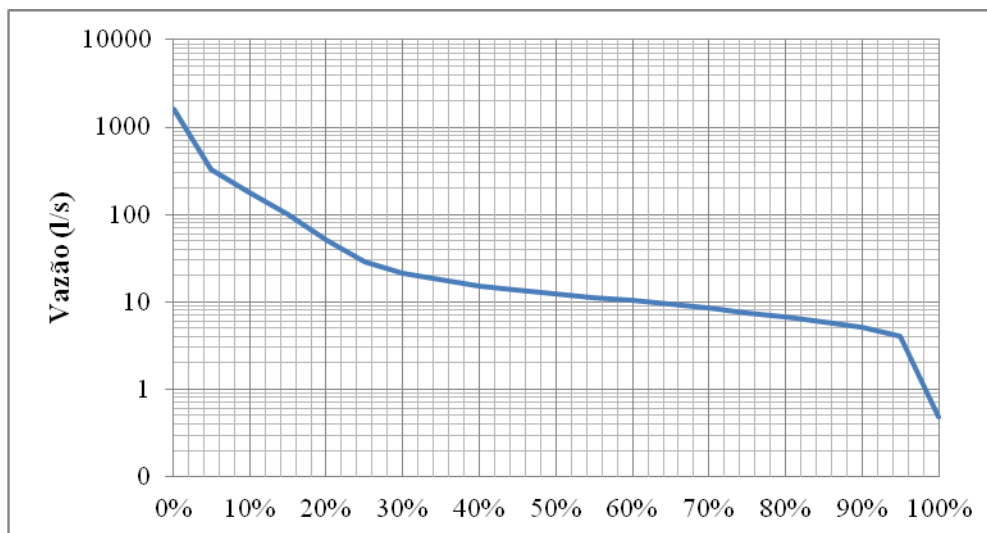
O Gráfico 3 mostra a aplicação do modelo calibrado para a série de 20 anos, e o Gráfico 4 as vazões de permanência para o mesmo período.

Gráfico 3 – Relações entre precipitação e calculada para a série de 20 anos



Fontes: os autores.

Gráfico 4 – Curva de permanência para o período de 20 anos de aplicação do modelo



Fontes: os autores.

A vazão média de longo período Q_{mlp} foi de 62,74 L/s, e as vazões de referência obtidas da curva de permanência foram as seguintes: 5,96 L/s para a Q85%, 5,10 L/s para a Q90% e 4,04 L/s para a Q95%.

O art. 11 da Resolução CRH n. 141 (RIO GRANDE DO SUL, 2014) aprovada pelo Conselho de Recursos Hídricos do Rio Grande do Sul, em que institui o Plano Estadual de Recursos Hídricos do Rio Grande do Sul, estabelece que, enquanto não estiver concluído o plano de uma determinada sub-bacia hidrográfica, a vazão de

referência para orientar a outorga de direito de uso da água será aquela com garantia de 90% de permanência (Q90%). Nesse caso, para a sub-bacia de estudo, inserida na Bacia do rio Caí, a vazão a ser considerada é a Q90, cujo valor obtido seria de 5,10 L/s.

A aplicação do referido método pode obter erros relacionados à simplificação do modelo hidrológico, a manipulação do equipamento de medição de campo, a base de dados disponibilizados e a calibração do método. No entanto, a aplicação desse método é, inclusive, muito recomendada pelos Termos de Referência emitidos pelo órgão ambiental do Estado do Rio Grande do Sul, a Fundação Estadual de Proteção Ambiental (Fepam) em licenciamentos ambientais que envolvam cursos hídricos de pequeno porte.

5 Conclusão

O presente trabalho permitiu realizar uma estimativa da vazão mínima de referência na bacia de estudo, localizada na hidrográfica do Caí através da aplicação do modelo chuva-vazão, denominado método Silveira.

Através do método chuva-vazão, das vazões reais medidas *in loco* e a definição de períodos de recessão do hidrograma, foi possível identificar o tempo de esvaziamento do aquífero, bem como a calibração dos parâmetros necessários para a aplicação do modelo. O resultado da vazão de referência para o estudo foi de 5,10 L/s para a Q90, valor que deve ser utilizado para a análise de disponibilidade hídrica da sub-bacia tanto para definição de valores de outorga de captação como de lançamento de efluentes.

A aplicação do modelo mostrou-se satisfatória para o período analisado, devendo ser aplicada em outras sub-bacias que possuam dados de vazão monitoradas em períodos maiores para verificação da sua adequabilidade, além da comparação desse método com outros, tais como a regionalização de vazões.

Referências

AGRITEMPO. **Sistema de Monitoramento Agrometeorológico**. Disponível em: <https://www.agritempo.gov.br/agritempo/jsp/PesquisaClima/index.jsp?siglaUF=RS>. Acesso em: jan. 2019.

BORTOLIN, T. A.; SANTOS, L. M.; SILVA, A. G.; SCHNEIDER, V. E. Sistema Web para estimativa de Evapotranspiração Potencial por diferentes métodos. Santa Maria. **Ciência e Natura**, v. 41, n. 22, p. 1-14, 2019.

BRASIL. **Resolução n. 129, de 29 de junho de 2011**. Estabelece diretrizes gerais para a definição de vazões **mínimas remanescentes**. Brasília. Disponível em: <http://www.ceivap.org.br/ligislacao/Resolucoes-CNRH/Resolucao-CNRH%20129.pdf>. Acesso em: jan. 2019.

CAVALCANTE, N. B. R.; **Modelagem hidrológica chuva-vazão e aferição de garantia física de uma central geradora hidrelétrica no Rio Santana – RJ.** TCC – Engenharia Civil. Universidade Federal do Rio de Janeiro.

HORN, J. F. C. **Estimativa de vazão com dados escassos:** novas hipóteses para o método Silveira. 2016. Monografia (Pós-Graduação em Engenharia Agrícola) – UFSM. Santa Maria, 2016.

PINHEIRO, V. B.; NAGHETTINI, M. Calibração de um Modelo Chuva-Vazão em bacias sem monitoramento fluviométrico a partir de curvas de permanência sintéticas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 15, n. 2, p. 143-156, 2010.

RIO GRANDE DO SUL. **Resolução n. 141, de 21 de março de 2014.** Institui O Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, RS: Perh/rs.

SILVEIRA, G. L.; TUCCI, C. E. M.; SILVEIRA, A. L. L. Quantificação de vazão em pequenas bacias sem dados. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 3, n. 3, p. 111-131, 1998.

TUCCI, C. E. M.; Universidade Federal do Rio Grande do Sul. **Modelos hidrológicos.** 2. ed. Porto Alegre: UFRGS, 2005. 678 p.

TSCHIEDEL, A. D. F.; PIZZOL, M. C. D.; NÉRIS, J. L. M.; RIPPEL, M. L.; PAIVA, R. C. D.; SALDANHA, C. B. **Determinação de curva de permanência em pequenas bacias utilizando o método Silveira.** Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2017.

Avaliação da qualidade da água da Sub-Bacia Hidrográfica do Rio Tega considerando a influência da urbanização

Vânia Elisabete Schneider¹, Anderson Pasquali², Cauê Rodrigues Brasil³,
Rochele Rizzon Vanin⁴, Taís de Campos Heineck⁵

¹Universidade de Caxias do Sul (veschnei@ucs.br)

²Universidade de Caxias do Sul (apasquali4@ucs.br)

³Universidade de Caxias do Sul (crbrasil1@ucs.br)

⁴Universidade de Caxias do Sul (rrvanin1@ucs.br)

⁵Universidade de Caxias do Sul (tcheineck@ucs.br)

Resumo: O crescente aumento de poluentes aos quais o rio Tega é submetido a cada dia, afeta negativamente a estabilidade do ecossistema aquático. A quantidade de contaminantes liberados ao longo do rio e que alteram as características químicas, físicas e biológicas da água, podem ocasionar impactos em sua qualidade e disponibilidade. Para avaliar a qualidade da água da Sub-Bacia Hidrográfica do Rio Tega, localizada entre os Municípios de Caxias do Sul e Nova Pádua, foram realizadas coletas em cinco pontos (de P1 a P5). A amostragem foi realizada em 14 de setembro de 2019, e cada ponto de amostragem foi definido conforme a ABNT NBR 9897/1987, e as coletas foram executadas segundo a ABNT NBR 9898/1987. Com base nos resultados obtidos, foram calculados os Índices de Qualidade da Água (IQA), de Estado Trófico (IET) e de Toxicidade (IT). A qualidade da água nos pontos amostrados foi classificada como ruim nos pontos 1, 2 e 3 e como regular nos pontos 4 e 5. Quanto ao estado trófico, apresenta-se em todos os pontos como completamente ultraoligotrófica. Quanto ao índice de toxicidade, esse foi considerado alto para seis parâmetros analisados em todos os pontos. Os resultados ainda evidenciam uma certa capacidade de autodepuração à medida que o corpo hídrico afasta-se da área urbanizada (pontos 1 a 3) apresentando uma melhora na qualidade nos pontos 4 e 5 (este último localizado no seu exutório no rio das Antas).

Palavras-chave: Rio Tega. Índices de Qualidade da água. Avaliação.

Área. Temática: Recursos Hídricos.

Water quality assessment of the Tega River Sub-Basin considering the influence of urbanization

Abstract: The increasing amount of pollutants in which the Tega River is subjected each day negatively affects the stability of the aquatic ecosystem. The amount of contaminants released along the river that alter the chemical, physical and biological characteristics of water can impact its quality and availability. To evaluate the water quality in the Tega River sub-basin, located between the municipalities of Caxias do Sul and Nova Padua, 5 points of collections were performed (P1 to P5). Sampling was performed on September 14 of 2019, and each sampling point was defined according to ABNT NBR 9897/1987 and collections were performed according to ABNT NBR 9898/1987. Based on the results obtained, the indexes of Water Quality (WQI), Trophic State (TSI) and Toxicity (TI) were calculated. The water quality in the sampled points was classified as poor in points 1, 2 and 3 and as regular in points 4 and 5. For the trophic state it is presented in all points as completely ultra-oligotrophic. As for the toxicity index this was considered high for 6 parameters analyzed at all points. The results also show a certain capacity for self-purification as the water body moves away from the urbanized area (points 1 to 3) showing an improvement in quality at points 4 and 5 (the last one located in its exutory in the Antas river).

Keywords: Tega river. Indexes of Water Quality. Evaluation.

Theme Area: Water Resources.

1 Introdução

Segundo Finotti A. R. *et al.* (2009), nas áreas urbanas, as bacias hidrográficas podem passar por modificações bastante significativas em função da impermeabilização do solo, da retirada de vegetação, das obras com grande movimentação de terra, da canalização e da retificação de afluentes, dos poluentes e dos resíduos lançados em corpos hídricos.

Essas interferências ocasionam impactos na qualidade das águas, no ciclo hidrológico, em decorrência de alterações em quantia e fluxo de água, bem como na disponibilidade de recursos hídricos nas regiões urbanizadas.

A qualidade da água pode ser determinada através de índices, os quais são oriundos da agregação de dados químicos, físicos e bacteriológicos. Os índices de qualidade da água podem ser gerais, associados a algum tipo de uso dos recursos hídricos, ou ainda, ligados ao planejamento ambiental (DERÍSIO, 2012).

O Índice de Qualidade da Água (IQA) avalia a qualidade da água bruta (ANA, 2019), visando ao seu uso para abastecimento público, estabelecendo a classificação para corpos hídricos e levando em conta nove diferentes parâmetros (Oxigênio Dissolvido, Coliformes, pH, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Fósforo Total, Temperatura da Água, Nitrogênio Total, Turbidez, Sólidos Totais e Altitude). O Índice de Estado Trófico (IET) indica e classifica os corpos de hídricos em diferentes graus de trofia segundo (CETESB, 2009), avaliando a qualidade da água quanto ao enriquecimento por meio de nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo do fitoplâncton. E o Índice de Toxicidade (IT) é comumente utilizado para determinar o potencial de toxicidade da amostra, através das concentrações dos parâmetros (VON SPERLING, 2007).

Este estudo por meio da análise do IQA, do IET e do IT avalia a influência do uso e ocupação do solo sobre a qualidade das águas do rio Tega, localizado no Município de Caxias do Sul – RS.

2 Metodologia

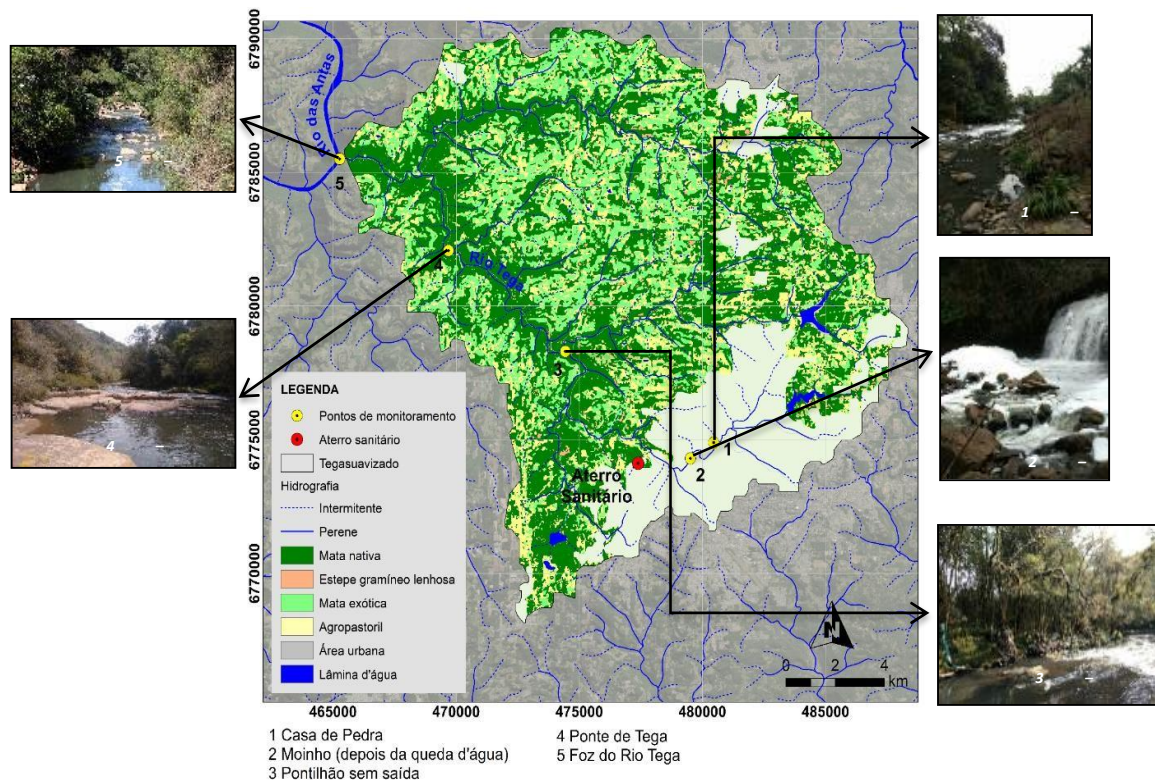
2.1 Área de estudo

O rio Tega pertence à Bacia Hidrográfica do Rio Taquari-Antas, no Estado do Rio Grande do Sul. Suas nascentes encontram-se em boa parte na área urbanizada do Município de Caxias do Sul, onde se concentra em torno de 40% da população urbana da bacia. A Sub-Bacia Hidrográfica do Tega apresenta um perímetro de 116,81 km e drena uma área de 294,76 km², compreendendo parte dos Municípios de Caxias do Sul, Flores

da Cunha e Nova Pádua. Além disso, o rio Tega percorre, aproximadamente, 34 km até atingir sua foz e tem como principais afluentes os arroios Herval, Dal Bó, Samuara, Maestra e o rio Curuçú (CORNELLI, 2016).

Neste trabalho foram definidos cinco pontos de coleta, com vistas ao monitoramento da qualidade da água, atendendo às diretrizes da ABNT NBR 9897/1987 (ABNT, 1987). Esses foram identificados e enumerados de 1 a 5 (de P1 a P5), contemplando o curso principal, sendo P1 e P2 na zona urbana, P3 e P4 na zona rural e P5 na foz. Na Figura 1 apresenta-se a Sub-Bacia Hidrográfica Rio Tega e a localização dos pontos de monitoramento.

Figura 1 – Mapa de uso e ocupação do solo e localização dos pontos de coleta



Fonte: Elaborado por Geise Macedo dos Santos – ISAM (2019).

A amostragem foi realizada no dia 14 de setembro de 2019, atendendo às diretrizes da ABNT NBR 9898/1987 e do **Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras**: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidas (CETESB; ANA, 2011). A descrição dos pontos de amostragem é apresentada no Quadro 1.

Quadro 1 – Pontos de amostragem

Ponto de coleta	Descrição do Ponto	Coordenadas	Elevação
P1	Situado no perímetro urbano de Caxias do Sul, apresenta uma reduzida cobertura vegetal com intensa urbanização e industrialização a montante.	S 29° 9' 19,61" W 51° 12' 4,54"	714 m
P2	Ainda em área urbanizada com pouca vegetação e residências à margem, abaixo de uma queda-d'água com cerca de 40m de altura que, visualmente, caracteriza-se pela presença de espumas.	S 29° 09' 35,6" W 51° 12' 38,2"	679 m
P3	Localiza-se em zona rural, possuindo regiões de mata de galeria e mata ciliar; apresenta resíduos sólidos nas margens do curso d'água, destacando-se, particularmente, a presença de tecidos, plásticos e pneus.	S 29° 08' 53,3" W 51° 15' 16,4"	571 m
P4	Encontra-se em uma região de vegetação ciliar e em encostas preservadas, porém com forte influência de atividades rurais, com relevo de entorno acentuado.	S 29° 05' 37,8" W 51° 18' 17"	54 m
P5	Nessa região há pouca interferência antrópica na vegetação, a água é visualmente mais limpa. Observa-se forte deposição de seixos e matacões de tamanhos variados.	S 29° 03' 30,0" W 51° 21' 24"	186 m

Fonte: Os autores (2019).

2.2 Parâmetros analisados

Em campo, foram obtidos os parâmetros Oxigênio Dissolvido com equipamento HANNA e pH, turbidez, temperatura da água com uso do equipamento HORIBA. Além desses, foram analisados 14 parâmetros físico-químicos e microbiológicos pelo Laboratório de Pesquisas Ambientais (Lapam) da Universidade de Caxias do Sul (UCS), quais sejam: cádmio total, chumbo total, clorofila a, coliformes termotolerantes, cromo total, demanda bioquímica de oxigênio, fenol, fósforo total, mercúrio total, níquel total, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total Kjeldahl, sólidos totais e zinco total. O Lapam utilizou a metodologia do SMEWW: *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (2017), 23ND edição e a ABNT NBR 10740/1989.

2.3 Índices

A qualidade da água foi analisada pelos índices IQA, IET e IT. Na Tabela 1 são apresentados os parâmetros necessários, os cálculos e as faixas de classificação para obtenção de cada um dos índices de qualidade da água.

Tabela 1 – Índices de Qualidade da Água

Índice	Parâmetros	Cálculo	Faixa de classificação	
Índice de Qualidade da Água [1]	Oxigênio Dissolvido, coliformes, pH, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Fósforo Total, Temperatura da Água, Nitrogênio Total, Turbidez, Sólidos Totais e Altitude.	<p>Ferramenta web (BIGOLIN <i>et al.</i>, (2009) – curvas de importância de parâmetros de qualidade de água desenvolvidas pela Cetesb (2008). Calculado pela fórmula de produtório, já inserida no programa.</p> <p>Produtório Ponderado</p> $IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i}$ <p>Onde: n: Número de parâmetros do índice; qi: Qualidade do i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100; wi: Peso correspondente ao i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1.</p>	Categoria	Ponderação
			Ótima	90 < IQA ≤ 100
			Boa	70 < IQA ≤ 90
			Regular	50 < IQA ≤ 70
			Ruim	25 < IQA ≤ 50
			Péssima	IQA ≤ 25
Índice do Estado Trófico [2]	Clorofila-a e Fósforo Total.	<p>Baseado nas equações de Carlson (1977) modificado por Lamparelli (2004), abrangendo dois parâmetros:</p> <p>IET (CL) = 10 x (6 - ((-0,7 - 0,6 x (ln CL)) / ln 2)) - 20</p> <p>IET (PT) = 10 x (6 - ((0,42 - 0,36 x (ln PT)) / ln 2)) - 20</p> <p>IET = [IET (PT) + IET (CL)] / 2</p> <p>onde: PT: concentração de fósforo total medida à superfície da água, em µg. L-1; CL: concentração de clorofila à medida da superfície da água, em µg. L-1; ln: logaritmo natural.</p>	Categoria	Ponderação
			Ultraoligotrófico	IET ≤ 47
			Oligotrófico	47 < IET ≤ 52
			Mesotrófico	52 < IET ≤ 59
			Eutrófico	59 < IET ≤ 63
			Supereutrófico	63 < IET ≤ 67
			Hipereutrófico	IET > 67
Índice de Toxicidade [3]	Cádmio Total, Chumbo Total, Cromo Total, Fenóis Totais, Mercúrio Total, Nitrito, Nitrogênio Amoniacal Total e Zinco	<p>Avaliação realizada comparando-se as concentrações obtidas com os padrões definidos pela Resolução Conama n. 357 (BRASIL, 2005):</p> <p>Baixa = concentração ≤ 1,2. P Média = 1,2. P < concentração ≤ 2. P Alta = Concentração > 2. P</p> <p>onde: P = valor padrão (limite de classe), segundo</p>	Contaminação	Cor Representativa
			Baixa	Verde
			Média	Amarela
			Alta	Vermelha
	Total	Resolução Conama n. 357/2005.		

[1] IQA, adotado pelo NSF – National Sanitation Foundation; [2] Cetesb – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo; [3] M; Von Sperling (2007).

Fonte: Os autores (2019).

3 Resultados e discussão

A Tabela 2 apresenta os resultados obtidos através da determinação de parâmetros físico-químicos e microbiológicos realizada em laboratório e coletada em campo.

Tabela 2 – Resultados das análises físico-químicas e microbiológicas

Parâmetro	LQ	P1	P2	P3	P4	P5
Cádmio total (mg Cd/L)	0,059	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Chumbo total (mg Pb/L)	0,135	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Clorofila a (mg/m ³)	0,05	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	5,34
Coliformes termotolerantes (NMP/100mL)	1,8	1,3x10 ^{0^4}	2,4x10 ^{^2}	1,6x10 ^{^3}	1,3x10 ^{0^2}	1,7x10 ^{0^1}
Cromo Total (mg Cr/L)	0,067	0,071	0,127	0,122	<LQ	<LQ
DBO (mgO ₂ /L)	1,0	13,4	16,0	8,6	2,7	4,3
Fenol (mg/L)	0,007	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Fósforo total (mg P/L)	0,016	4,500	1,530	1,460	0,395	0,478
Mercúrio Total (mg Hg/L)	0,010 1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Níquel Total (mg Ni/L)	0,070	0,081	0,175	0,125	<LQ	<LQ
Nitrogênio amoniacal(mg NH ₃ -N/L)	3,00	11,53	13,76	12,70	13,84	<LQ
Nitrogênio total Kjeldahl(mg NH ₃ -N/L)	2,80	3,50	17,34	14,87	16,74	<LQ
Sólidos Totais (mg/L)	12,0	193	219	253	159	139
Zinco total (mg Zn/L)	0,054	0,251	0,216	0,332	0,057	<LQ
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	-	9,82	10,89	10,09	10,44	11,45
pH a 25°C	-	6,37	6,89	7,9	6,31	6,67
Temperatura (°C)	-	16,5	16,19	16,25	16,73	18,1
Turbidez (NTU)	-	13,7	17,4	8,04	4,4	11,9

Obs.: LQ (Limite de Quantificação) – “<” os resultados de amostras microbiológicas iniciadas com este sinal, configuram ausência de crescimento microbiano, NMP: número mais provável.

Fonte: Os autores (2019).

No Quadro 2 estão representados os resultados finais para o IQA calculados a partir dos parâmetros apresentados na Tabela 2.

Quadro 2 – Índice de Qualidade de Água (IQA)

Faixa de classificação	Pontos de coleta				
	P1	P2	P3	P4	P4
Regular $50 < IQA \leq 70$				63,2	69,8
Ruim $25 < IQA \leq 50$	36,5	46,0	47,0		

Fonte: Os autores (2019).

Analisando os dados de IQA calculados através dos dados obtidos em campo e em laboratório, na tabela acima, segundo as normas adotadas pela Cetesb (2011), os pontos 1, 2 e 3 têm a qualidade de suas águas consideradas ruins, enquanto a qualidade das águas dos pontos 4 e 5 foram classificadas como regulares. Observou-se, em campo, nos pontos 1 e 2, uma região de intensa urbanização e industrialização, que, segundo Menezes (2016 *apud* SCHNEIDER *et al.*, 2019), é responsável por um constante decréscimo na qualidade da água em geral.

A região do ponto 3 é caracterizada pela presença da pecuária, que, conforme Lopes (2007 *apud* SCHNEIDER *et al.*, 2019), juntamente com a agricultura, também comum na região, são atividades responsáveis por diversos impactos ambientais negativos aos recursos hídricos, justificando o IQA obtido no ponto. Os pontos 4 e 5 apresentam resultados melhores para o IQA, pois se observa a presença de mata ciliar nativa e uma distância relevante de urbanização e industrialização, ocorrendo, assim, uma menor quantidade de atividades antropogênicas, mas trazendo, ainda, em seu curso, os impactos das extensões anteriores do rio. Esses resultados evidenciam uma certa capacidade de autodepuração do rio justificada pela oxidação de materiais orgânicos e íons metálicos em consequência da turbulência e oxigenação características de rios de montanha encachoeirados.

No Quadro 3 estão representados os resultados finais para o Índice do Estado Trófico (IET) calculados a partir dos parâmetros apresentados na Tabela 4.

Quadro 3 – Índice do Estado Trófico (IET)

Faixa de classificação	Pontos de coleta				
	P1	P2	P3	P4	P4
Ultraoligotrófico $IET \leq 47$	41.0278	40.7477	40.7355	40.3960	42.4672

Fonte: Os autores (2019).

Os resultados obtidos a partir dos cálculos do Índice do Estado Trófico (IET), conforme a faixa de classificação apresentada na metodologia, observa-se que todos os

pontos se enquadram em estado ultraoligotrófico que, segundo a Apac (2016), está relacionado à produtividade primária. Embora com altas concentrações de nitrogênio e fósforo (por se tratar de um sistema lótico) o desenvolvimento da atividade fitoplantônica é desfavorecido pela turbulência do sistema.

No Quadro 4, estão expressos os resultados finais do IT, calculados a partir dos dados, obtidos em campo e em laboratório para cada ponto.

Quadro 4 – Índice de Toxicidade (IT)

	PONTOS				
	P1	P2	P3	P4	P5
Classificação por IT*	100% alta	100% alta	100% alta	87,5% alta Zinco total com contaminação baixa	75% alta Zinco total e nitrogênio amoniacal total com contaminação baixa

*Parâmetros utilizados para classificação por IT: cádmio, chumbo, cromo, mercúrio, níquel, nitrogênioamoniacoal, zinco e fenóis.

Fonte: Os autores (2019).

Os elevados índices de toxicidade, encontrados em todos os pontos coletados, evidenciam a influência antrópica potencialmente relacionada à industrialização e à urbanização, sendo, porém, evidenciada, também, a influência das atividades rurais em toda a extensão da Bacia. Nos entornos dos pontos 1 e 2, essa presença é fortemente observada, onde 100% dos parâmetros calculados foram considerados como de alta contaminação. Como exemplo dos impactos da indústria, uma das atividades antropogênicas que ocorrem na região de forte relação com essa alta contaminação está a indústria galvânica (CORNELLI, 2016). O ponto 3, já mais afastado das áreas mais povoadas e industrializadas, ainda apresenta um alto nível de contaminação em todos os parâmetros, pois recebe, ainda, a contribuição dos pontos anteriores, além da atividade pecuária e agrícola, que também contribui com a elevação do IT no uso de fenol, zinco e nitrato, por exemplo, em agroquímicos usados em lavouras.

O ponto 4, ainda mais afastado, e com menor presença de atividades antropogênicas, possui, em 87,5% dos parâmetros, níveis de contaminação altos, já que também recebe a contribuição dos demais pontos, mas há uma exceção no parâmetro zinco total, onde o nível, que é considerado baixo, se dá, possivelmente, pela presença em grande quantidade de mata nativa ripária, indicando menor presença de lavouras ou pomares, pela baixa ocupação populacional, afirma Cornelli (2016). O mesmo ocorre

com o ponto 5, ainda mais afastado dessas regiões, onde apenas dois parâmetros não são considerados de alta contaminação, sendo eles zinco total e nitrogênio amoniacal total.

4 Considerações finais

O corpo hídrico principal da sub-bacia do rio Tega foi classificado de *ruim* a *regular*, nos pontos analisados pelo Índice de Qualidade da Água, e *alto* para o Índice de Toxicidade. Pode-se perceber, porém, que ocorre o processo de autodepuração para alguns contaminantes o que pode estar relacionado à topografia do terreno que configura a presença de cachoeiras e corredeiras que permitem a entrada de oxigênio no sistema, favorecendo a oxidação química e a biológica de alguns compostos. Apesar de ter sido realizada apenas uma única campanha de amostragem, é perceptível que a qualidade do recurso hídrico possui forte influência da área onde se encontra, e que características geográficas nas quais ele está inserido, com expressivas variações de altitude, corredeiras e cachoeiras, contribuem para uma melhora na qualidade de suas águas no sentido montante-jusante.

Melhoras nas características do corpo hídrico podem ser alcançadas com políticas de saneamento e medidas de controle para emissão e tratamento de efluentes. Da mesma forma em relação ao meio rural, práticas agrícolas de controle de aplicação de compostos químicos, aliadas ao manejo do solo e à preservação de encostas e da mata ciliar podem favorecer a recuperação do corpo hídrico em termos de qualidade da água. O mesmo não se pode afirmar em relação ao ecossistema, pois a perda de biodiversidade pode ser irreversível, vindo a se instalar, em longo prazo uma nova biota e novas relações ecossistêmicas.

Referências

ANA. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Indicadores de Qualidade: Índice de Qualidade das Águas (IQA)**. Disponível em: <http://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-idade-aguas.aspx>. Acesso em: 10 dez. 2019.

APAC. Agência Pernambucana de Águas e Clima. **Boletim de Monitoramento de Qualidade das Águas dos Reservatórios de Pernambuco**. 2016. Disponível em: http://www.apac.pe.gov.br/down/BOLETIM_DE_MONITORAMENTO_DE_QUALIDADE_DE_AGUA_vFinal_APROVADA.pdf. Acesso em: 18 dez. 2019.

CETESB. COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Apêndice D. 1975. **Índices de Qualidade das Águas**. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2017/11/Ap%C3%AAndice-D-%C3%8Dndices-de-Qualidade-das-%C3%81guas.pdf>. Acesso em: 16 dez. 2019.

CORNELLI, R. *et al.* Análise da influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água de duas sub-bacias hidrográficas do município de Caxias do Sul. **Scientia Cum Industria**, v. 4, n. 1, p. 1-14, 2016.

DERÍSIO, José Carlos. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. 4. ed. atual. São Paulo: Oficina de Textos, 2012.

FINOTTI, Alexandra R. *et al.* **Monitoramento de recursos hídricos em áreas urbanas**. Col. Vania Elisabete Schneider *et al.* Caxias do Sul – RS: EDUCS, 2009. 270 p.

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos-d'água do Estado de São Paulo**: avaliação dos métodos de monitoramento. 2004. Tese (Doutorado em Biociências) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

VON SPERLING, M. **Princípio do tratamento biológico de águas residuais**: estudo e modelagem da água de rios. Belo Horizonte: UFMG, 2007.

MMA. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama), **Resolução n. 357, de 17 de março de 2005**: Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em: 10 dez. 2019.

SCHNEIDER, V. E. *et al.* **Análise da influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água da sub-bacia do rio Tega – RS, BR**. Caxias do Sul: Universidade de Caxias do Sul, 2019.

Diagnóstico dos processos hidráulicos da ETA Terras Baixas – RS

Henrique Sanchez Franz¹, Adriana Gonçalves da Silva Manetti², Bruno Muller Vieira³, Danielle de Almeida Bressiani⁴, Rubia Flores Romani⁵

¹ Universidade Federal de Pelotas (franzhenrique@yahoo.com.br)

² Universidade Federal de Pelotas (didialimentos@yahoo.com.br)

³ Universidade Federal de Pelotas (bruno.prppg@hotmail.com)

⁴ Universidade Federal de Pelotas (daniebressiani@gmail.com)

⁵ Universidade Federal de Pelotas (fgrubia@yahoo.com.br)

Resumo: As Estações de Tratamento de Água (ETAs) são responsáveis pelo fornecimento de água potável, sendo esse inerente ao tratamento adequado, empregado à água bruta, a ponto de que essa fique adequada ao padrão de potabilidade preconizado por lei. No entanto, são muitos os desafios que as ETAs enfrentam: o desempenho, a demanda por água tratada, o consumo de energia elétrica, o manejo do lodo e as perdas de água. Sendo assim, são importantes outros estudos que apresentem melhorias para as ETAs. O presente trabalho tem a finalidade de diagnosticar e propor melhorias para a ETA Terras Baixas, localizada no Município do Capão do Leão – RS, nas etapas de coagulação, floculação e decantação. Através de visitas técnicas previamente agendadas e do questionário pré-estruturado, foi possível diagnosticar a operação hidráulica da referida ETA e as dificuldades enfrentadas pela mesma, a fim de elaborar propostas para enquadrar com o que preconiza a norma técnica vigente para projetos de ETAs (NBR 12216). De posse dos resultados, foi observada a necessidade de reforma de algumas estruturas, visto que existem unidades em que os dispositivos hidráulicos não estão em conformidade com a NBR 12216 e acarretam dificuldades para o tratamento da água. Outra proposta é o emprego de dispositivo hidráulico em substituição ao mecanizado, atualmente empregado na ETA Terras Baixas, pelo ganho energético, assim como o dimensionamento de cortinas difusoras nos decantadores. Tais melhorias visaram à sustentabilidade da ETA e o aumento da eficiência de tratamento com adequações ao que é preconizado na norma técnica brasileira.

Palavras-chave: Água potável. Estação de Tratamento de Água. NBR 12216.

Área Temática: Recursos Hídricos.

Diagnosis of the hydraulic process of Terras Baixas – WTP

Abstract: Water treatment plants (WTP) are responsible for the supply of drinking water, which is inherent to the proper treatment used in raw water, until the point that it is adequate to the potability standard recommended by law. However, there are many challenges that WTPs has to face such as performance, demand for treated water, electricity consumption, sludge management and water loss. Thus, there are important studies that present improvements for water treatment plants. The present work aims to diagnose and propose improvements for the Terras Baixas WTP, located in Capão do Leão – RS, in the coagulation, flocculation and decantation stages. Through previously scheduled technical visits and the pre-structured questionnaire, it was possible to diagnose the hydraulic operation of the referred WTP and the difficulties faced by it in order to elaborate proposals to comply with the current technical standard for the design of water treatment plants. (NBR 12216). With the results, it was observed the need to reform some structures, since there are units in which the hydraulic devices do not comply with NBR 12216 and cause difficulties for water treatment. Another proposal is the use of a hydraulic device to replace the mechanized one, currently used at Terras Baixas WTP, for the energy gain, as well as the sizing of diffuser curtains in the decanters. These improvements aimed at the sustainability of ETA and increasing the efficiency of treatment with adjustments to what is recommended in the Brazilian technical standard.

Keywords: Drinking water. Water Treatment Plants. NBR 12216.

Theme Area: Hydrical Resources.

1 Introdução

O tratamento inadequado de água para abastecimento humano representa um risco para a população, devido à possibilidade de causar doenças de veiculação hídrica, sendo as principais causas da incidência dessas devido à precariedade dos serviços de saneamento básico (RODRIGUES *et al.*, 2019). De acordo com o relatório da Organização Mundial da Saúde, cerca de 2,1 bilhões de pessoas enfrentam a falta de água potável (UNICEF; WHO, 2017). Dentro desse cenário, o tratamento de água é importante para diminuir a necessidade da população por serviços de saúde (MORAIS *et al.*, 2016).

No Brasil, a Portaria de Consolidação n. 5 do Ministério da Saúde, do ano de 2017, estabelece que água potável é aquela destinada ao consumo humano, cujos parâmetros físicos, químicos, microbiológicos e radioativos atendam ao padrão de potabilidade, um conjunto de valores máximos permitidos como limites dos parâmetros de qualidade da água, que não ofereçam risco à saúde humana (BRASIL, 2017).

Para tanto, é obrigatório, no sistema de abastecimento de água, a ETA, unidade composta por estruturas complexas dotadas de diferentes processos e operações unitárias (SMIT *et al.*, 2019), a fim de enquadrar a água ao padrão de potabilidade. Como premissa de bom funcionamento, preconiza-se que as ETAs sejam projetadas conforme a ABNT NBR 12.216 do ano de 1992, que fornece diretrizes e estabelece valores limites para os parâmetros hidráulicos de dimensionado (ABNT/NBR, 1992).

Segundo o autor Libânio (2010), na maioria das vezes, a tecnologia de tratamento de água empregada nas ETAs é a de ciclo completo, constituída pelas etapas: mistura rápida, floculação, decantação e/ou flotação, filtração e desinfecção, além da fluoretação e correção do pH (RICHTER; AZEVEDO NETTO, 2009). Ainda que as ETAs empreguem diferentes etapas de tratamento, são muitos os desafios para a garantia de abastecimento de água em quantidade e qualidade satisfatórias.

O aumento populacional e da urbanização, leva à necessidade de fornecimento de elevada quantidade de água, para as capacidades limitadas das ETAs, seja pelas restrições de espaço para a construção dos sistemas de tratamento convencionais, necessários para abastecer a população, seja pela deterioração da qualidade da água captada dos mananciais (MIERZWA *et al.*, 2008).

Portanto, é necessário que as ETAs sejam eficientes e apresentem desempenho satisfatório, e, para isso, é fundamental o dimensionamento adequado das unidades de tratamento atendendo à legislação e às necessidades da população abastecida.

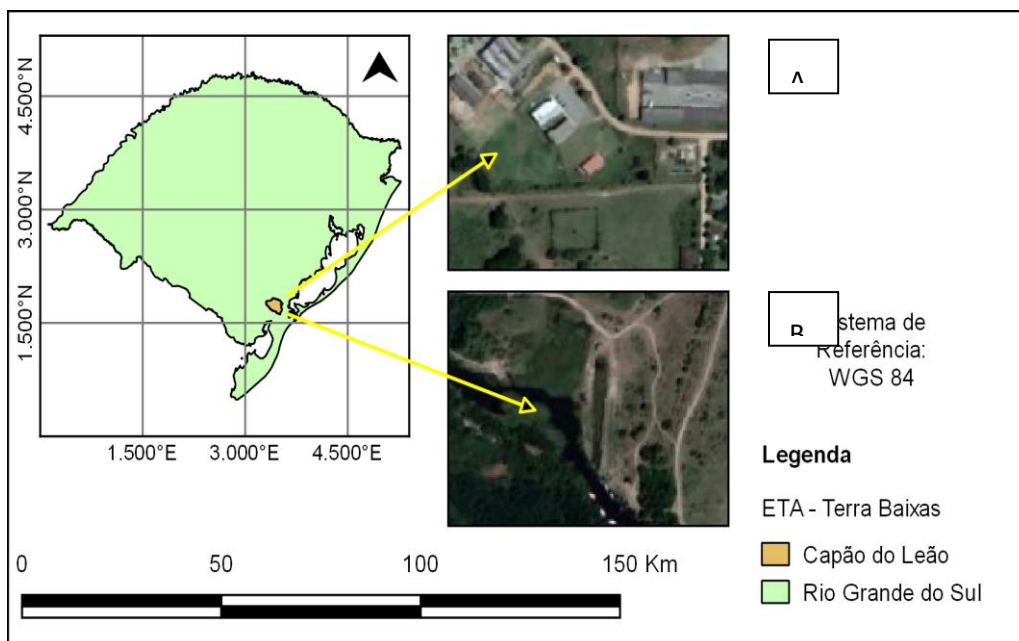
Sendo assim, o presente estudo tem como objetivo propor melhorias no funcionamento das unidades hidráulicas operacionais de mistura rápida, floculação e

decantação da ETA Terras Baixas, a fim de propor opções sustentáveis e que atendam ao que preconiza a norma técnica brasileira, com o intuito de melhorar a eficiência do tratamento.

2 Metodologia

A ETA Terras Baixas (ETA-TB) localiza-se no Município do Capão do Leão, no Estado do Rio Grande do Sul (Figura 1). É administrada pela Embrapa Estação Terras Baixas em parceria com a Universidade Federal de Pelotas. A referida ETA tem como manancial o arroio Padre Doutor e abastece com água potável, através de tratamento convencional por ciclo completo, o *campus* Capão do Leão da UFPel, a Estação Terras Baixas da Embrapa, residências ao redor, uma igreja e uma escola de Ensino Básico, totalizando uma vazão de tratamento de 23m³/h.

Figura 1 – Mapa de localização: (A) ETA-TB, (B) Manancial



Fonte: Os autores.

O diagnóstico da ETA Terras Baixas foi realizado a partir de visitas técnicas, pré-agendadas, sempre com o responsável técnico da estação, o qual respondeu aos questionamentos. Nessas, também foram determinadas as dimensões das unidades de tratamento empregadas e se acompanhou a rotina de funcionamento, como, por exemplo, limpezas do floculador e decantadores.

3 Resultados e discussão

A água captada do manancial é conduzida a um canal denominado “Canal de Dosagem”, que possui dois dispositivos empregados para aplicação de permanganato de potássio (KMnO_4), quando há necessidade de pré-oxidar a água, e de carbonato de sódio (Na_2CO_3) para ajuste de pH. Desse, a água escoava para a etapa de coagulação realizada na calha Parshall (Figura 2), onde ocorre a mistura hidráulica e a determinação da vazão. Observa-se na Figura 2 que o coagulante é aplicado antes do ressalto hidráulico, sendo esse adicionado através de uma mangueira, com apenas um orifício para saída do reagente.

Figura 2 – Mistura rápida calha Parshall



Fonte: Os autores.

A NBR 12216 preconiza que a aplicação da solução de coagulante deve ser realizada imediatamente antes do ponto de maior dissipação de energia e através de jatos distribuídos (ABNT/NBR, 1992). Logo, a aplicação do produto coagulante não está em conformidade com a referida norma e, como melhoria, propõe-se o deslocamento do dispositivo de aplicação de coagulante na posição logo acima da garganta de estreitamento, bem como a utilização de um difusor com orifícios distribuídos.

A unidade de floculação é composta por um floculador mecanizado do tipo rotativo de eixo vertical (Figura 3) em um tanque de concreto de 2,8m de largura, 4,15m de comprimento e 2,125m de profundidade de lâmina de água.

Figura 3 – Floculador mecanizado de eixo vertical



Fonte: Os autores.

Os sistemas mecanizados apresentam como vantagem a flexibilidade operacional e a facilidade na instalação, todavia, possui desvantagens como o consumo energético, a maior probabilidade de curtos circuitos hidráulicos e a necessidade de manutenção (CESTARI, 2011). Já os floculadores hidráulicos são vantajosos por serem recomendados para pequenas instalações e não requererem equipamentos mecanizados (REIS, 2017), além do custo de instalação, operação e manutenção baixos, pois não consomem energia elétrica (DI BERNARDO, 2005). Nesse contexto, o presente estudo sugere como proposta de melhoria, de modo a evitar o consumo de energia e demais custos envolvidos, a utilização de um floculador hidráulico. O floculador deve ser limpo semanalmente com o auxílio de uma mangueira de lava-jato.

A estação conta com dois decantadores de fluxo horizontal (Figura 4), com as seguintes dimensões: 2,0m de largura, 7,0m de comprimento e 4,0m de profundidade de lâmina líquida em cada decantador. Os decantadores possuem um sistema de descarga de lodo com fundo afunilado. Cada decantador é limpo a cada 15 dias (Figura 5) com auxílio de uma mangueira de lava-jato.

Figura 5–Limpeza do decantador



Fonte: Os autores.

Usualmente, os decantadores convencionais de fluxo horizontal possuem quatro zonas: entrada, sedimentação, saída, e lodo, sendo que a zona de entrada é composta por canais de água floculada e cortinas para distribuir de forma uniforme a água floculada por toda a seção do decantador, de modo a evitar zonas mortas e fluxos preferenciais (DI BERNARDO; PAZ, 2010).

Em unidades de sedimentação, existem fatores que colaboram com a má-eficiência de remoção, como, por exemplo, o rompimento do floco que ocorre devido ao mau dimensionamento dos orifícios das comportas de entrada e da cortina de distribuição (SILVA; MORUZZI, 2017).

Os decantadores da ETA-TB não possuem cortina de distribuição como figura 5 por isso, propõe-se a implementação dessas.

4 Conclusão

A partir da análise dos resultados do diagnóstico da ETA Terras Baixas, foi possível concluir que podem ser propostas melhorias hidráulicas para a estação de tratamento, e que essas recomendações são cabíveis, pois a mesma apresenta dificuldades em relação à ausência de unidades hidráulicas, como, por exemplo, a cortina de distribuição na operação de decantação.

As recomendações propostas são capazes de adequar a ETA Terras Baixas à norma técnica vigente para dimensionamento de estações de tratamento de água, bem como viabilizam possibilidades de economia em consumo de energia elétrica.

Referências

NBR. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 12216-92 – **Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público**. Rio de Janeiro, 1992.

BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Portaria de Consolidação n. 5, de 28 de setembro de 2017**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília, DF. 2017.

BRAGA, Fernando Pinto. **Avaliação do desempenho de uma estação de tratamento de água do Município de Juiz de Fora – MG**. 2014. 70f. TCC (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2014.

CESTARI, Jesus Leonardo. **Estudo Hidrodinâmico de Floculadores Mecanizados aplicados ao Tratamento de Água**. 2011. Dissertação – (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Ilha Solteira, Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2011.

DI BERNARDO, L.; DI BERNARDO, A. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. São Carlos: RIMA, 2005.

DI BERNARDO, L.; PAZ, L. P. S. **Seleção de tecnologias de tratamento de água**. São Carlos: LDiBe, 2010.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas: Átomo, 2010.

MIERZWA, J. C.; SILVA, M. C. C.; RODRIGUES, L. D. B.; HESPANHOL, I. Tratamento de água para abastecimento por ultrafiltração: avaliação comparativa através dos custos diretos de implantação e operação com os sistemas convencional e convencional com carvão ativado. **Revista Brasileira de Engenharia Ambiental e Sanitária**, v. 13, n. 1, p. 78-87, 2008.

BRASIL. MINISTÉRIO DE MEIO AMBIENTE, CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Conama. Resolução Conama n. 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos-d'água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, 2005.

MORAIS, W. A.; SALEH, B. B.; ALVES, W. DOS S. A.; AQUINO, D. S. Qualidade sanitária da água distribuída para abastecimento público em Rio Verde, Goiás, Brasil. **Caderno Saúde Coletiva**, n. 3, p. 361-367, jul./set. 2016.

REIS, Ana Carolina de Assis. **Tratamento de água: gradiente de velocidade na coagulação-floculação**. 2017. 42 f. TCC (Graduação em Engenharia Química) – Universidade de Uberaba, Uberaba, 2017.

RICHTER, A. C.; AZEVEDO NETTO, J. M. **Tratamento de água**. São Paulo: Edgar Blucher, 2009.

Avaliação da qualidade da água do rio Vacacaí-Mirim no Bairro Km 3 em Santa Maria – RS

Fabiele Poerschke Diniz ¹, Juliana Ferreira Soares ²

¹ Universidade Franciscana (fabielediniz@gmail.com)

² Universidade Franciscana (eng.juferreira@gmail.com)

Resumo: O objetivo deste trabalho é avaliar a qualidade da água do rio Vacacaí-Mirim no trecho em que passa pelo Bairro Km 3 do Município de Santa Maria – RS, a partir do IQA. Para isso, foram coletadas, mensalmente, amostras de água em três pontos do trecho, no período de agosto a novembro de 2018. As amostras foram analisadas quanto à concentração de oxigênio dissolvido, coliformes termotolerantes, pH, demanda bioquímica de oxigênio, temperatura, nitrogênio total, fósforo total, turbidez e sólidos totais. A partir dessas análises, o IQA foi calculado utilizando a metodologia adaptada pela Cetesb. Os resultados obtidos para o IQA indicaram qualidade ruim para os três pontos em todos os meses do estudo. Além disso, as análises laboratoriais mostraram altas concentrações de DBO, coliformes termotolerantes, *Escherichia coli*, nitrogênio e fósforo e baixas concentrações de oxigênio dissolvido. Esses resultados indicam baixa qualidade das águas do rio Vacacaí-Mirim na área urbana do Município de Santa Maria, resultante, principalmente, do lançamento irregular de esgoto sanitário, tanto do Bairro Km 3 quanto dos bairros situados a montante.

Palavras-chave: Poluição hídrica. Monitoramento da água. Índice de qualidade da água.

Área Temática: Recursos Hídricos.

Evaluation of water quality of Vacacaí-Mirim river in the Km 3 District of Santa Maria – RS

Abstract: In this study the objective was to evaluate the water quality of the Vacacaí-Mirim river in the Km 3 district of Santa Maria-RS, from the IQA. For this, water samples were collected monthly at three points of the stretch from August to November 2018. The samples were analyzed for dissolved oxygen concentration, thermotolerant coliforms, pH, biochemical oxygen demand, temperature, total nitrogen, total phosphorus, turbidity, and total solids. From these analyses, the IQA was calculated using the methodology adapted by CETESB. The results obtained for the IQA indicated poor quality for the three points in all months of the study. In addition, laboratory analyses showed high concentrations of BOD, thermotolerant coliforms, *Escherichia coli*, nitrogen and phosphorus, and low concentrations of dissolved oxygen. These results indicate the poor quality of the Vacacaí-Mirim river water in the urban area of Santa Maria-RS, mainly due to the irregular disposal of sanitary sewage in the Km 3 and upstream neighborhoods.

Keywords: Water pollution. Monitoring water. Water quality index.

Theme Area: Water Resources.

1 Introdução

Nos países em desenvolvimento, o crescimento urbano descontrolado tem resultado na deterioração da qualidade de vida da própria população e do meio ambiente (TUCCI, 2005), principalmente dos recursos hídricos. A degradação da qualidade dos corpos-d'água em áreas urbanas deve-se ao despejo de esgotos domésticos, industriais e pluviais; ao lançamento e à disposição irregular de resíduos sólidos (TUCCI, 2005) e também aos

eventos de chuva que lavam as superfícies urbanas, carregando uma grande carga de poluentes (TUCCI, 2016). Os diversos componentes que alteram o grau de pureza das águas podem ser representados em função de suas características físicas, químicas e biológicas, também denominadas de parâmetros de qualidade da água (VON SPERLING, 2005). Esses parâmetros são utilizados para caracterizar águas de abastecimento, águas residuárias, mananciais e corpos receptores (VON SPERLING, 2005).

Os corpos-d'água – águas doces, salinas e salobras – são classificados em função da qualidade requerida para seus usos preponderantes atuais e futuros (abastecimento para consumo humano, irrigação, preservação das comunidades aquáticas, recreação, criação de espécies, etc.). Para isso, são estabelecidos conjuntos de condições e padrões de qualidade de água necessários ao atendimento de tais usos (BRASIL, 2005). Desse modo, o estudo da qualidade das águas é fundamental tanto para caracterizar as consequências de uma determinada atividade poluidora quanto para se estabelecerem os meios, para que se satisfaça determinado uso da água (VON SPERLING, 2005). De acordo com a Agência Nacional de Águas (ANA, 2019), o monitoramento da qualidade da água é de grande importância por apontar tendências e áreas prioritárias para o controle da poluição hídrica, facilitando o planejamento e a efetividade dessas ações e instrumentos de gestão, como o enquadramento dos corpos-d'água em classes de qualidade segundo seus usos preponderantes.

A Bacia hidrográfica do rio Vacacaí-Mirim é de grande importância para o Município de Santa Maria – RS, pois contribui com, aproximadamente, 40% da fonte de abastecimento de água do Município (SOUZA; GASTALDINI, 2014). O trecho do rio Vacacaí-Mirim que percorre a área urbana de Santa Maria não foi canalizado, no entanto, em alguns pontos, sofreu alterações no seu curso natural de forma antrópica. Além disso, o rio Vacacaí-Mirim recebe, diariamente, efluentes domésticos de residências localizadas em seu entorno e resíduos sólidos provenientes tanto da rede de drenagem pluvial quanto da deposição direta no curso-d'água pela população. Dessa forma, torna-se imprescindível o estudo e o monitoramento da qualidade dos cursos-d'água em área urbana quanto aos seus parâmetros físicos, químicos e biológicos, para auxiliar na sua eficiente gestão.

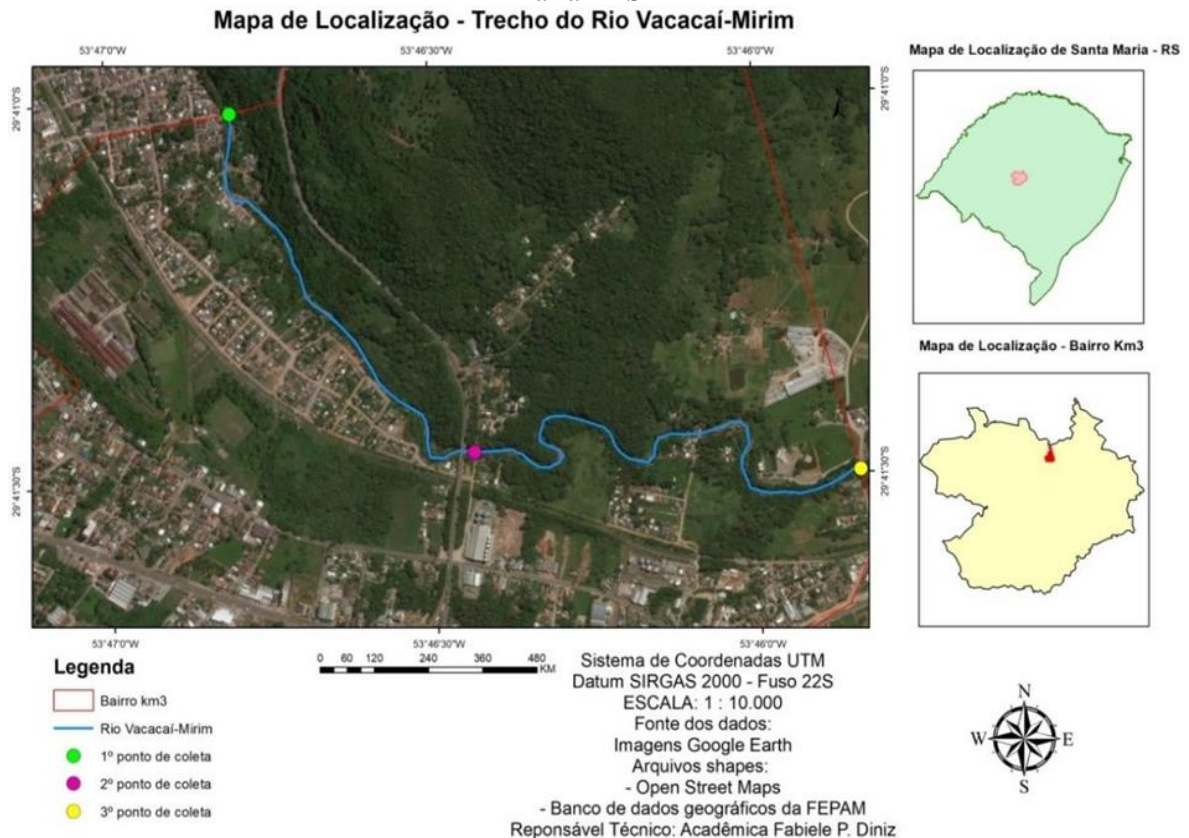
De acordo com a Agência Nacional de Águas (ANA, 2012), o Índice de Qualidade das Águas (IQA) é o principal índice de qualidade das águas utilizado no Brasil. O IQA foi desenvolvido em 1970 pela *National Sanitation Foundation* e adaptado em 1975 pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (Cetesb). Os parâmetros utilizados para determinar o IQA são: oxigênio dissolvido, coliformes termotolerantes, pH, demanda bioquímica de oxigênio, temperatura, nitrogênio total, fósforo total, turbidez e sólidos totais. Esse índice reflete o grau de poluição dos recursos hídricos causados pelo lançamento de efluentes sanitários (CETESB, 2019),

que é a principal fonte de poluição do rio Vacacaí-Mirim na área urbana do Município de Santa Maria. Consoante isso, neste trabalho, o objetivo é avaliar a qualidade da água do rio Vacacaí-Mirim em três pontos do Bairro Km 3 no Município de Santa Maria – RS a partir do IQA.

2 Material e métodos

A Bacia Hidrográfica do rio Vacacaí-Mirim está localizada na depressão central do Rio Grande do Sul. De acordo com a classificação de Köppen, o clima da região é Cfa, ou seja, caracteriza-se por um clima subtropical úmido, com ocorrência de precipitação em todos os meses do ano e verão quente. Para a análise da qualidade da água do rio Vacacaí-Mirim, foram selecionados três pontos no bairro Km 3 do Município de Santa Maria – RS, entre as coordenadas UTM de latitude 29°41'01.12"S a 29°41'29.8"S e longitude 53°46'48.2"W a 53°45'50.3"W (Figura 1).

Figura 1 – Pontos de coleta de água do rio Vacacaí-Mirim no Bairro Km 3 do Município de Santa Maria – RS



Fonte: *Google* (ano 2019).

As coletas e análises das amostras de água dos três pontos selecionados do rio Vacacaí-Mirim foram realizadas mensalmente, no período de agosto a novembro de 2018. Os parâmetros analisados foram: oxigênio dissolvido (OD), coliformes termotolerantes, pH, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), temperatura, nitrogênio total, fósforo total, turbidez e sólidos totais (ST). Os cuidados e condições de coleta e preservação de amostras foram seguidos conforme as recomendações do *Guia nacional de coleta e preservação de amostras* (CETESB, 2011).

As análises de OD, pH, temperatura e turbidez foram realizadas *in loco*, com instrumentos previamente calibrados. O OD foi determinado com oxímetro (Digimed, modelo DM-4P), o pH e a temperatura com pHmetro (Omega, modelo PHH-7011) e a turbidez com turbidímetro (Digimed, modelo DM-TU). As análises de DBO, nitrogênio total, fósforo total, ST e coliformes termotolerantes foram conduzidas em laboratório no mesmo dia da coleta.

A DBO foi determinada conforme a metodologia proposta por Macedo (2003), ou seja, analisa-se o teor de OD consumido em cinco dias de incubação a 20°C. As análises de fósforo total e nitrogênio total seguiram o método de Tedesco *et al.* (1995). A concentração de sólidos totais seguiu a metodologia padrão (APHA, 2017), em que as amostras são submetidas a 105°C em estufa até atingir massa constante. A análise dos coliformes termotolerantes foi realizada pelo método padrão – *9223 Enzyme substrate coliform test* – aprovado pelo *Standard Methods Committee* (APHA, 2004), o qual permite determinar coliformes totais e *Escherichia coli*. De acordo com a Cetesb (2019), para os ensaios de *E. coli* é possível utilizar a mesma curva de qualidade desenvolvida para coliformes termotolerantes.

Para determinar o IQA das águas do rio Vacacaí-Mirim nos pontos amostrados, foi utilizada a metodologia adaptada pela Cetesb. Para o cálculo do IQA, foi estabelecida uma pontuação de qualidade (q) (valor de 0 a 100), para cada um dos nove parâmetros que entram na composição do índice. Essa pontuação é obtida a partir da curva média de variação de qualidade em razão da concentração ou medida determinada de cada parâmetro. A qualidade (q) é elevada ao peso (w) do respectivo parâmetro, que varia de 0 a 1, correspondente à importância do mesmo. Desse modo, como mostra a Equação 1, o IQA é obtido pelo produto ponderado das componentes (qw), em que, q_i é qualidade do i-ésimo parâmetro, w_i é o peso correspondente ao i-ésimo parâmetro; e i é o número do parâmetro (CETESB, 2019). Os valores do IQA, um número de 0 a 100, são classificados em faixas, que variam entre os estados brasileiros. A Quadro 1 apresenta a classificação dos valores do IQA para o Estado do Rio Grande do Sul.

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (1)$$

Quadro 1 – Classificação dos valores do IQA

Valor do IQA	Qualidade da água
91-100	Ótima
71-90	Boa
51-70	Regular
26-50	Ruim
0-25	Péssima

Fonte: Adaptado de ANA (2005).

3 Resultados

Os resultados das análises de OD, DBO, pH, temperatura, nitrogênio total, fósforo total, coliformes termotolerantes, ST e turbidez, das amostras de água coletadas nos três pontos do rio Vacacaí-Mirim no Bairro Km 3, nos meses de agosto, setembro, outubro e novembro, estão apresentados nas Tabelas 1, 2, 3, e 4. De modo geral, podem-se observar altas concentrações de DBO, coliformes termotolerantes, *Escherichia coli*, nitrogênio e fósforo, e baixas concentrações de oxigênio dissolvido, indicando baixa qualidade do curso-d'água.

A concentração de OD é o parâmetro mais importante para expressar a qualidade dos ambientes aquáticos (LIBÂNIO, 2015). Conforme a Resolução Conama n. 357 (BRASIL, 2005), as águas doces classe 4 devem ter no mínimo 2,0 mg/L de O₂. Essa classificação refere-se às águas de menor qualidade, que podem ser destinadas apenas à navegação e harmonia paisagística. Observa-se nas tabelas 1 a 4 que a concentração de OD foi inferior a 2,0 mg/L nos três pontos no mês de setembro, e, em agosto e novembro, no ponto 1. As maiores concentrações foram identificadas no mês de outubro, variando de 4,32 a 4,65 mg/L. Esses valores correspondem às águas doces classe 3, nas quais a concentração de OD não deve ser inferior a 4 mg/L (BRASIL, 2005). A concentração de OD mínima necessária para a sobrevivência das espécies de água doce é de 4 mg/L para a maioria dos peixes (LIBÂNIO, 2015). Assim, a baixa quantidade de OD pode indicar um comprometimento da qualidade da vida aquática do rio Vacacaí-Mirim no trecho estudado.

A DBO é outro parâmetro importante para avaliar o grau de poluição dos cursos d'água. A DBO das amostras variou de 30,74 a 48,85 mg/L, o que está acima do estabelecido para águas doces classe 3 (até 10 mg/L). Esses valores retratam o elevado grau de degradação do manancial pelo lançamento do esgoto sanitário das residências do entorno do rio Vacacaí-Mirim. O pH das águas superficiais pode influenciar a fisiologia de diversas espécies e pode contribuir para a precipitação de elementos químicos tóxicos, como metais pesados (CETESB, 2019). O pH das amostras analisadas permaneceu dentro da faixa recomendada pela Resolução Conama n. 357 (BRASIL, 2005) para todas as classes de água doce, ou seja, entre 6,0 e 9,0.

A temperatura desempenha um papel importante no meio aquático, condicionando as influências de uma série de parâmetros físico-químicos (CETESB, 2019). A temperatura influencia, por exemplo, a concentração de OD, na velocidade das reações químicas, na solubilidade de substâncias e no metabolismo dos organismos presentes no meio aquático. A elevação da temperatura em um manancial geralmente é provocada por efluentes industriais e usinas termoelétricas, o que não é o caso da área de estudo. A temperatura das amostras analisadas variou de 14,53°C a 25,90°C, aumentando com o passar dos meses. A Resolução Conama n. 357 (BRASIL, 2005) não estabelece um valor-limite de temperatura.

As concentrações de fósforo total e nitrogênio total variaram de 0,23 a 1,29 mg/L e de 12,04 a 12,98 mg/L, respectivamente. Conforme a Resolução Conama n. 357 (BRASIL, 2005), o máximo permitido para águas doces classe 3 é de 0,15 mg/L de fósforo total, 13,3 mg/L de nitrogênio total para $\text{pH} \leq 7,5$, 2,2 mg/L de nitrogênio total para $8,0 < \text{pH} \leq 8,5$ e 1,0 mg/L de nitrogênio total para $\text{pH} > 8,5$. Em sendo assim, observa-se que a concentração de fósforo excedeu em todas as análises e a de nitrogênio apenas no mês de novembro. Os esgotos sanitários são as principais fontes de fósforo e nitrogênio nos cursos-d'água, uma vez que apresentam elevadas concentrações de detergentes superfosfatados e matéria fecal (CETESB, 2019).

Quanto aos parâmetros biológicos, todos os ensaios indicaram a presença de coliformes termotolerantes e *Escherichia coli*, sendo encontrados 23 ou mais NMP em 100 mL. As bactérias coliformes termotolerantes não são, necessariamente, de origem fecal. No entanto, englobam predominantemente (90%) o gênero *Escherichia*, sendo a espécie *E. coli* o indicador de origem fecal mais empregado no mundo (LIBÂNIO, 2016).

Dessa forma, a presença de micro-organismos de origem fecal, associada a baixas concentrações de OD e elevadas concentrações de DBO indicam baixa qualidade das águas do rio Vacacaí-Mirim na área urbana de Santa Maria, resultante, principalmente, do lançamento irregular de esgoto sanitário.

A turbidez de uma amostra de água é o grau de atenuação de intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessá-la devido à presença de sólidos suspensos (CETESB, 2019), como fragmentos de argila, silte, plâncton, micro-organismos e matéria orgânica e inorgânica particulada (LIBÂNIO, 2016). A turbidez das amostras variou de 42,70 a 48,19 UNT, correspondendo às classes 2 e 3 para águas doces (até 100 NTU) da Resolução Conama n. 357 (BRASIL, 2005). Turbidez elevada pode reduzir a fotossíntese de vegetação enraizada submersa e das algas que, conseqüentemente, podem suprimir a produtividade de peixes. Portanto, a turbidez pode impactar negativamente as comunidades biológico-aquáticas, bem como os usos doméstico, industrial e recreacional (CETESB, 2019).

Tabela 1 – Análises físico-químicas e biológicas das amostras coletadas no rio Vacacaí-Mirim no mês de agosto

Parâmetros	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3
OD (mg/L)	1,73 ± 0,25	4,14 ± 0,05	3,12 ± 0,07
DBO (mg/L)	41,92 ± 2,52	38,09 ± 1,91	40,22 ± 1,05
pH	6,18 ± 0,16	6,25 ± 0,04	6,26 ± 0,05
Temperatura (°C)	14,53 ± 0,05	14,76 ± 0,31	15,00 ± 0,20
Nitrogênio total (mg/L)	12,32 ± 0,04	12,90 ± 0,04	12,11 ± 0,05
Fósforo total (mg/L)	0,24 ± 0,00	0,23 ± 0,00	0,26 ± 0,00
Coliformes termotolerantes (NMP/100ml)	>23	>23	>23
Sólidos totais (mg/L)	386,05 ± 5,56	364,87 ± 3,87	376,00 ± 3,30
Turbidez (UNT)	46,83 ± 0,06	46,91 ± 0,08	47,35 ± 0,42

Fonte: Os autores.

Tabela 2 – Análises físico-químicas e biológicas das amostras coletadas no rio Vacacaí-Mirim no mês de setembro

Parâmetros	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3
OD (mg/L)	1,75 ± 0,20	1,25 ± 0,04	1,35 ± 0,15
DBO (mg/L)	48,03 ± 2,51	48,85 ± 2,66	48,50 ± 1,88
pH	6,67 ± 0,21	6,90 ± 0,25	6,50 ± 0,20
Temperatura (°C)	20,77 ± 0,15	21,6 ± 0,21	20,80 ± 0,23
Nitrogênio total (mg/L)	12,78 ± 0,14	12,06 ± 0,11	12,04 ± 0,11
Fósforo total (mg/L)	0,99 ± 0,04	1,04 ± 0,05	0,98 ± 0,34
Coliformes termotolerantes (NMP/100ml)	>23	>23	>23
Sólidos totais (mg/L)	380,00 ± 3,67	340,00 ± 4,28	260,00 ± 3,71
Turbidez (UNT)	44,75 ± 0,05	43,98 ± 0,02	42,70 ± 0,03

Fonte: Os autores.

Tabela 3 – Análises físico-químicas e biológicas das amostras coletadas no rio Vacacaí-Mirim, no mês de outubro

Parâmetros	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3
OD (mg/L)	4,40 ± 0,29	4,32 ± 0,24	4,65 ± 0,18
DBO (mg/L)	39,98 ± 9,50	34,30 ± 4,02	36,70 ± 8,10
pH	6,57 ± 0,18	6,75 ± 0,14	6,51 ± 0,17
Temperatura (°C)	25,90 ± 0,36	25,90 ± 0,10	25,40 ± 0,25
Nitrogênio total (mg/L)	12,16 ± 0,19	12,14 ± 0,03	12,98 ± 0,02
Fósforo total (mg/L)	1,29 ± 3,20	1,13 ± 3,51	1,23 ± 1,03
Coliformes termotolerantes (NMP/100ml)	>23	23	>23
Sólidos totais (mg/L)	430,00 ± 3,98	400,00 ± 4,64	350,00 ± 3,74
Turbidez (UNT)	43,90 ± 0,26	43,73 ± 0,38	42,71 ± 0,25

Fonte: Os autores.

Tabela 4 – Análises físico-químicas e biológicas das amostras coletadas no rio Vacacaí-Mirim, no mês de novembro

Parâmetros	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3
OD (mg/L)	1,69 ± 0,17	3,04 ± 0,21	2,10 ± 0,16
DBO (mg/L)	43,51 ± 1,21	33,27 ± 4,94	30,74 ± 9,63
pH	8,67 ± 0,21	8,41 ± 0,12	8,55 ± 0,05
Temperatura (°C)	21,57 ± 0,49	23,14 ± 0,32	21,27 ± 0,06
Nitrogênio total (mg/L)	12,92 ± 0,04	12,72 ± 0,03	12,84 ± 0,04
Fósforo total (mg/L)	1,06 ± 0,00	1,02 ± 0,02	1,06 ± 0,01
Coliformes termotolerantes (NMP/100ml)	23	>23	23
Sólidos totais (mg/L)	427,00 ± 4,25	309,00 ± 3,84	215,00 ± 4,48
Turbidez (UNT)	48,19 ± 0,22	45,43 ± 0,05	47,20 ± 0,02

Fonte: Os autores.

A partir dos resultados das análises laboratoriais (Tabelas 1 a 4), foram calculados os valores do IQA para os três pontos analisados do rio Vacacaí-Mirim nos meses de agosto a novembro (Quadro 2). Os valores calculados do IQA variaram de 29,45 a 38,43, classificando todas as amostras com qualidade ruim. Águas classificadas como *ruins* ou *péssimas* são consideradas impróprias para tratamento convencional visando ao abastecimento público, sendo necessários tratamentos mais avançados (ANA, 2012). No trabalho de Todeschini (2016), foram obtidos valores de IQA entre 59,07 e 74,41 nas nascentes do rio Vacacaí-Mirim, sendo caracterizadas como águas regulares e boas. Análises das águas do arroio Cadena, outro curso-d'água localizado na área urbana de Santa Maria, também resultaram em baixos valores de IQA sendo classificadas entre *regulares e muito ruins* (CERETTA, 2004).

Quadro 2 – Classificação do IQA nos três pontos analisados do rio Vacacaí-Mirim, nos meses de agosto a novembro

Mês	Ponto	IQA	Classificação
AGOSTO	1	32,33	Ruim
	2	38,43	Ruim
	3	36,02	Ruim
SETEMBRO	1	31,11	Ruim
	2	30,23	Ruim
	3	30,70	Ruim
OUTUBRO	1	36,17	Ruim
	2	36,77	Ruim
	3	37,40	Ruim
NOVEMBRO	1	29,45	Ruim
	2	34,47	Ruim
	3	32,33	Ruim

Fonte: Os autores.

4 Conclusão

As análises das águas do rio Vacacaí-Mirim, no trecho do Bairro Km 3 de Santa Maria – RS, mostraram altas concentrações de DBO, coliformes termotolerantes, *E. coli*, nitrogênio, fósforo e baixas concentrações de OD, indicando baixa qualidade do curso-d'água. Além disso, a classificação do IQA foi ruim para todas as amostras em todos os meses de estudo. Tais resultados refletem o elevado grau de poluição do rio Vacacaí-Mirim no trecho analisado, o qual recebe, diariamente, lançamento irregular de esgoto sanitário tanto do Bairro Km 3 quanto dos bairros situados a montante. Além dos esgotos sanitários, resíduos sólidos também são dispostos diretamente, no curso-d'água, pela comunidade ribeirinha e demais áreas do Município. Informações como essas são essenciais para avaliar os impactos gerados pela ação antrópica e pela falta de

saneamento básico, bem como embasar políticas que visem a remediar tais situações e desenvolver melhorias nos âmbitos social, ambiental e econômico.

Referências

- ANA. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2019**. Brasília: ANA, 2019. 100 p. Disponível em: <http://conjuntura.ana.gov.br/>. Acesso em: 6 jan. 2020.
- ANA. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Panorama da qualidade das águas superficiais do Brasil 2012**. Brasília: ANA, 2012. 264 p. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/textos-das-paginas-do-portal/publicacoes>. Acesso em: 6 jan. 2020.
- ANA. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil**. Agência Nacional de Águas. Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos. Brasília: ANA, SPR, 2005. 176 p. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/textos-das-paginas-do-portal/publicacoes>. Acesso em: 6 jan. 2020.
- APHA. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **9223 Enzyme substrate coliform test**. Washington: American Public Health Association, 2004.
- APHA. American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 23. ed. Washington: American Public Health Association, 2017.
- BRASIL. **Resolução n. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências**. Diário Oficial da União: Brasília, DF, n. 053, p. 58-63, 18 mar. 2005.
- CERETTA, Maristela Coradini. **Avaliação dos aspectos da qualidade da água na Sub-Bacia Hidrográfica do arroio Cadena – Município de Santa Maria – RS**. 2004. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2004. Disponível em: <https://repositorio.ufsm.br/handle/1/7793>. Acesso em: 6 jan. 2020.
- CETESB. COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. *In*: BRANDÃO, Carlos Jesus *et al.* (org.). **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. São Paulo: Cetesb; Brasília: ANA, 2011. 326 p.
- CETESB. COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo 2018**. São Paulo: Cetesb, 2019. 284 p.
- LIBÂNIO, Marcelo. **Fundamentos de qualidade e tratamento da água**. 4. ed. Campinas, SP: Editora Átomo, 2016. 638 p.
- MACÊDO, Jorge Antônio Barros de. **Métodos laboratoriais de análises físico-químicas e microbiológicas**. 2. ed. Belo Horizonte: Conselho Regional de Química, 2003. 450 p.
- SOUZA, M. M.; GASTALDINI, M. C. C. Avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas com diferentes impactos antrópicos. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 19, n. 3, p. 263-274, 2014.
- TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2. ed. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1995. 147 p.

TODESCHINI, Raul. **Qualidade da água em nascentes da Bacia do Vacacaí-Mirim com diferentes usos e coberturas de solo**. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2016. Disponível em: <https://repositorio.ufsm.br/handle/1/7933>. Acesso em: 6 jan. 2020.

TUCCI, C. E. M. Regulamentação da drenagem urbana no Brasil. **REGA**, Porto Alegre, v. 13, n. 1, p. 29-42, 2016. Disponível em: https://www.abrhidro.org.br/SGCv3/publicacao.php?PUB=2&ID=191&SUMARIO=5202&ST=stormwater_regulation_in_brazil. Acesso em: 6 jan. 2020.

TUCCI, Carlos Eduardo Morelli. **Gestão de Águas Pluviais Urbanas**. Ministério das Cidades – Global Water Partnership – World Bank – Unesco, 2005.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2005. 470 p. v. 1.

Construção de *background* na Bacia Hidrográfica do Rio da Várzea – RS: conceitos e estratégias

Paulo Roberto Bairros da Silva¹, Danielle Caroline Schnitzler²
Frederico Fabio Mauad³

¹ Centro de Ciências Naturais e Exatas/UFSM (paulo.bairros-silva@ufsm.br)

² Departamento Acadêmico de Química e Biologia/UTFPR (daniellec@utfpr.edu.br)

³ Centro de Recursos Hídricos e Estudos Ambientais/USP (mauadffm@sc.usp.br)

Resumo: O uso de referências locais como critério balizador, para avaliação de riscos associados à qualidade dos sedimentos, permite uma verificação segura do comportamento desses como estressores ambientais devido a influências antrópicas. Neste estudo, definiram-se linhas de base (*background*) para a Bacia Hidrográfica do Rio da Várzea, no Sul do Brasil, por diferentes critérios (média, mediana, percentil 75, percentil 90, limite de tolerância e método de robustez) com base nas concentrações de espécies químicas (Al, Ba, B, Ca, Co e Cu) quantificadas em amostras de solos de áreas altamente preservadas. Esses valores de referência local foram comparados com critérios globais e legislações nacionais comumente empregadas em estudos da qualidade ambiental. Os resultados deste estudo demonstram que o uso de referências locais inadequadas, como indicador de qualidade ambiental, pode induzir à superestimação ou à subestimação dos valores associados à contaminação ambiental dos sedimentos.

Palavras-chave: Sedimentos. Fundo geoquímico. Referência de qualidade ambiental.

Área Temática: Recursos Hídricos.

Background construction of Hydrographic Basin River da Várzea – RS: concepts and strategies

Abstract: The use of local references as a criterion for risk assessment associated with sediment quality allows a safe verification of their behavior as environmental stressors due to anthropic influences. In this study, baselines (*background*) were defined for the Rio da Várzea basin, southern Brazil, by different criteria (mean, median, 75th percentile, 90th percentile, tolerance limit and robustness method) based on the concentrations of chemical species (Al, Ba, B, Ca, Co and Cu) quantified in soil samples from highly preserved areas. These local reference values were compared with global criteria and national laws commonly employed in environmental quality studies. The results of this study demonstrate that the use of inadequate local references as an indicator of environmental quality can induce overestimation or underestimation of the values associated with environmental contamination of sediments.

Keywords: Sediment. Geochemical background. Environmental quality reference.

Theme Area: Water Resources.

1 Introdução

A presença de espécies químicas inorgânicas em sistemas hídricos pode estar associada à ocorrência de impactos, e a avaliação das concentrações médias dessas espécies serve como ferramenta para a identificação de alterações de qualidade em bacias hidrográficas (SILVA *et al.*, 2019). O enriquecimento das frações finas (< 0,063 mm) de sedimentos por espécies químicas pode ocasionar estresse ambiental, levando a efeitos deletérios sobre o ecossistema aquático (AYARI *et al.*, 2016).

Como as espécies químicas inorgânicas (metais, ametais e semimetais) estão naturalmente presentes no ambiente, torna-se difícil distinguir áreas poluídas de áreas não poluídas (SILVA *et al.*, 2019; AYARI *et al.*, 2016). Entretanto, diferenciar os níveis de concentração naturais daqueles efeitos antropogênicos de contaminação é crítico e fundamental para a avaliação de potenciais impactos ambientais (SILVA *et al.*, 2019; MATSCHULLAT *et al.*, 2000).

A base dos métodos *background* é o pressuposto implícito de que as concentrações, acima dos valores de fundo têm um efeito adverso sobre ecossistemas aquáticos (MATSCHULLAT *et al.*, 2000). Essa abordagem torna-se bastante adequada para áreas onde não existam valores indicativos da qualidade dos sedimentos, fornecendo uma referência adequada para a avaliação ambiental (SILVA *et al.*, 2019).

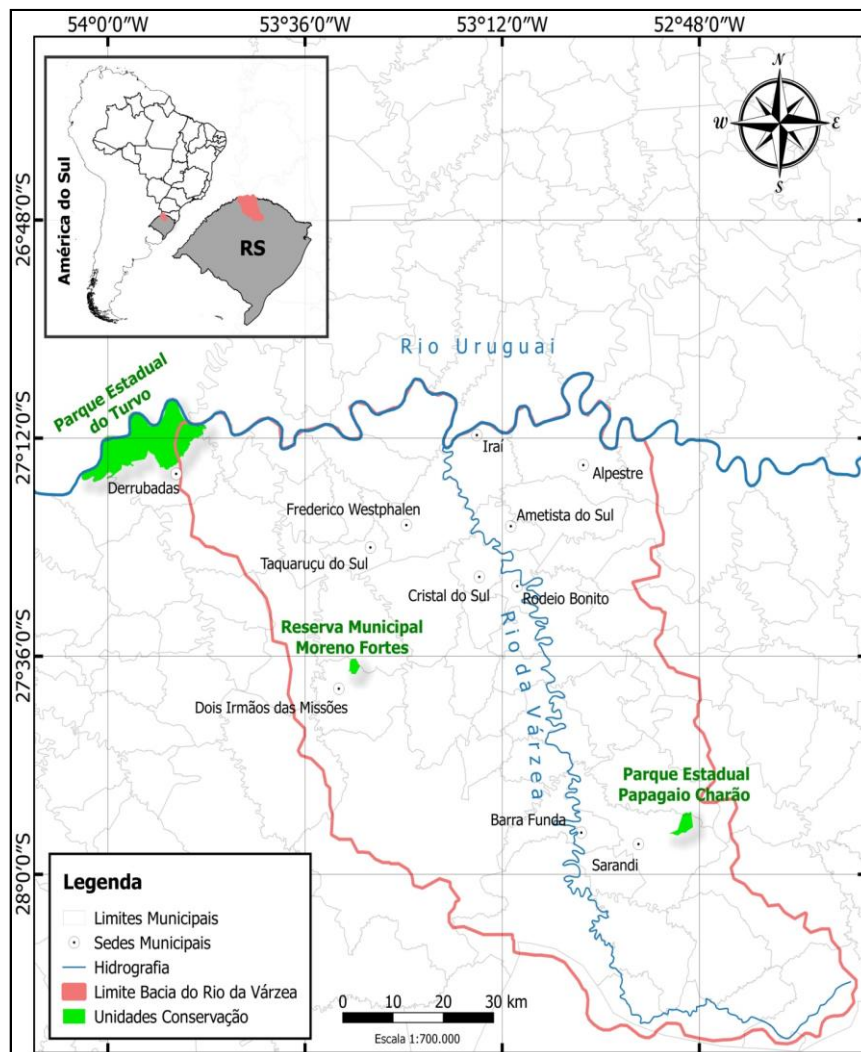
Nesse contexto, os valores de referência *background* devem ser regionalmente estabelecidos, considerando as peculiaridades do ambiente de estudo para a comparabilidade das concentrações de espécies químicas (ALMEIDA JÚNIOR *et al.*, 2016). Assim, amostras de solos oriundas de áreas altamente preservadas das bacias hidrográficas consideradas no estudo constituem referenciais fidedignos de valores de ocorrência natural dos elementos nas áreas de estudo (MATSCHULLAT *et al.*, 2000).

Dessa forma, este estudo estabelece diferentes estratégias de construção de *background* para a Bacia Hidrográfica do Rio da Várzea, localizada no Sul do Brasil. Nele também são apresentados diferentes valores de referência comumente empregados para avaliação da qualidade de solos e sedimentos e, finalmente, são discutidas as implicações da adoção desses valores como referência de qualidade ambiental.

2 Área de Estudo

Localizada ao norte do Estado do Rio Grande do Sul (27°00' a 28°20' S e 52°30' a 53°50' W), a Bacia Hidrográfica do Rio da Várzea abrange 55 Municípios do norte gaúcho, com uma área de 9.463,46 km² e população de 328.057 habitantes (FEPAM, 2018). A Figura 1 apresenta a delimitação da Bacia Hidrográfica do Rio da Várzea, seus principais Municípios, demarca seu principal contribuinte (o rio da Várzea) e as principais Unidades de Conservação.

Figura 1 – Área de drenagem da Bacia Hidrográfica do Rio da Várzea



Fonte: Os autores.

3 Metodologia

3.1 Amostragem, acondicionamento e preparo de amostras

Retirou-se a serrapilheira com enxada, e a amostra, com trado tipo holandês (ambos em aço inox); o armazenamento ocorreu em sacos de polipropileno do tipo Ziplock em caixas térmicas com resfriamento (SILVA *et al.*, 2019). Em cada ponto de coleta, nas áreas de preservação ambiental, foram retiradas cinco subamostras de solos superficiais (20 cm de profundidade) distantes espacialmente, dando origem a uma única amostra composta representativa da área, totalizando 75 amostras (FILIZOLA *et al.*, 2006).

No laboratório, as amostras foram homogeneizadas, encaminhadas para secagem em estufa de circulação (50°C, 48 horas), desagregadas manualmente (almofariz e pistilo de ágata), e as frações finas (< 63 µm) foram destinadas à análise (SILVA *et al.*, 2019).

3.2 Método analítico e determinação das concentrações de espécies químicas

As concentrações das espécies químicas foram realizadas nas frações finas (< 0,063 mm) das amostras de solos, com abertura amostral segundo digestão ácida (0,5g de amostra e 10 mL de HNO₃ 95% v/v alta pureza marca Merck) em sistema fechado de tubos de *teflon* sob alta pressão em aparelho de micro-ondas segundo o protocolo 3051A (USEPA, 2007). Os extratos foram aferidos em balões volumétricos (100 mL) com água ultrapura, e os extratos foram filtrados e encaminhados à análise. As curvas analíticas foram preparadas com solução padrão multielementar para AAS e ICP (TraceCERT[®], marca Fluka) e água ultrapura para diluição (SILVA *et al.*, 2019; AYARI *et al.*, 2016).

As concentrações dos metais foram determinadas usando espectrometria de emissão óptica de plasma acoplado indutivamente (ICP OES), marca Perkin Elmer (modelo Optima 8300), segundo as condições operacionais: potência 1300 W; plano de visão axial/radial; plasma 8 L min⁻¹; nebulizador 0,55 L min⁻¹; gás auxiliar 0,2 L min⁻¹; retardamento de leitura de 60 s; tempo de integração 1-5 s; vazão da bomba peristáltica 1 mL min⁻¹; número de leituras 3; vazão da bomba do autoamostrador 1,5 mL min⁻¹ e tempo de limpeza entre amostras de 15 s. A validação desse método aferida segundo figuras de mérito analítico (INMETRO, 2019) construídas com o Material de Referência Certificado (SGR-1B *Sediment Green River Shale*).

3.3 Construção de *background* na Bacia Hidrográfica do Rio da Várzea

As concentrações foram estabelecidas segundo critérios empíricos (média, mediana e percentil 75%) de construção do *background* (MATSCHULLAT *et al.*, 2000). Ainda: considerou-se a distribuição por critérios como limite de tolerância (LT), para cada espécie química individual a partir da expressão antilog ($m \pm 2s$), onde m (média) e s (desvio padrão) dos dados transformados em log₁₀ (FADIGAS *et al.*, 2006; MATSCHULLAT *et al.*, 2000). Somado a isso, também foi considerado o método de robustez, baseado no pressuposto de que os dados definidos a partir do valor mínimo para o valor médio são representados pela primeira metade da distribuição natural; já a segunda metade da distribuição foi gerada pelo “espelhamento” de cada valor em

relação à mediana adicionando a distância + 2s a partir do valor para mediana, onde s é o desvio padrão (AYARI, 2016).

4 Resultados e discussão

4.1 Concentrações médias das espécies químicas nas amostras de solos

Na Tabela 1, apresenta-se as concentrações médias das espécies químicas (mg kg^{-1}) com valores entre 85% e 110% de recuperação sobre o MRC. Nota-se pelos resultados a variabilidade nas concentrações das espécies químicas Ba, B, Ca e Cu. Também se destacam a baixa variabilidade de concentrações para o elemento Al e a não determinação da espécie Co no Parque Estadual do Papagaio Charão. Algumas espécies possuem elevada estabilidade química, não sofrendo alterações de concentração por processos de intemperismo, o que explica a pequena variabilidade do Al em áreas livres da ação de influências antrópicas (MACEDO *et al.*, 2017; BÁBEK *et al.*, 2015).

Tabela 1 – Concentrações médias das espécies químicas nas amostras de solos determinadas pela técnica analítica ICP OES ante o protocolo 3051a (Usepa) e determinação dos valores de referência *background* da Bacia Hidrográfica do Rio da Várzea pelo Limite de Tolerância e pelo Método de Robustez

		Al	Ba	B	Ca	Co	Cu
Turvo	N	15,0	15,0	12,0	15,0	5,0	15,0
	Min	6681,6	13,8	1,3	1145,0	5,1	29,2
	Max	18834,9	188,2	82,8	5116,2	18,1	168,6
	Média	10539,4	62,0	51,5	3059,1	11,1	74,5
	Mediana	10228,7	38,1	71,6	3085,8	11,6	79,6
	75 percentil	10887,3	72,9	79,5	3394,3	15,4	90,3
Papagaio Charão	N	14,0	6,0	14,0	14,0	*	14,0
	Min	8968,4	0,4	7,1	689,8	**	9,0
	Max	13895,8	12,8	44,2	1286,4	**	67,2
	Média	11208,6	6,0	23,8	990,0	**	36,3
	Mediana	10717,7	5,4	24,8	981,3	**	39,7
	75 percentil	12919,3	9,9	34,9	1114,5	**	50,1
Moreno Fortes	N	15,0	12,0	15,0	15,0	11,0	15,0
	Min	10457,2	22,3	115,3	852,7	1,2	125,0
	Max	14461,4	89,8	176,7	3128,2	22,9	348,2
	Média	12454,7	47,5	140,4	2280,4	9,6	234,2
	Mediana	12138,9	34,7	143,1	2430,5	6,0	227,0
	75 percentil	13532,7	76,7	153,3	2635,7	18,3	281,3
Limite de Tolerância		15849,9	125,9	199,5	3981,1	25,1	316,2
Método de Robustez		20533,2	225,4	274,5	5743,5	37,7	531,6

N = Número de elementos no conjunto de dados; * Elemento não determinado nas amostras da área de estudo.

** Valor não estabelecido.

Fonte: Os autores.

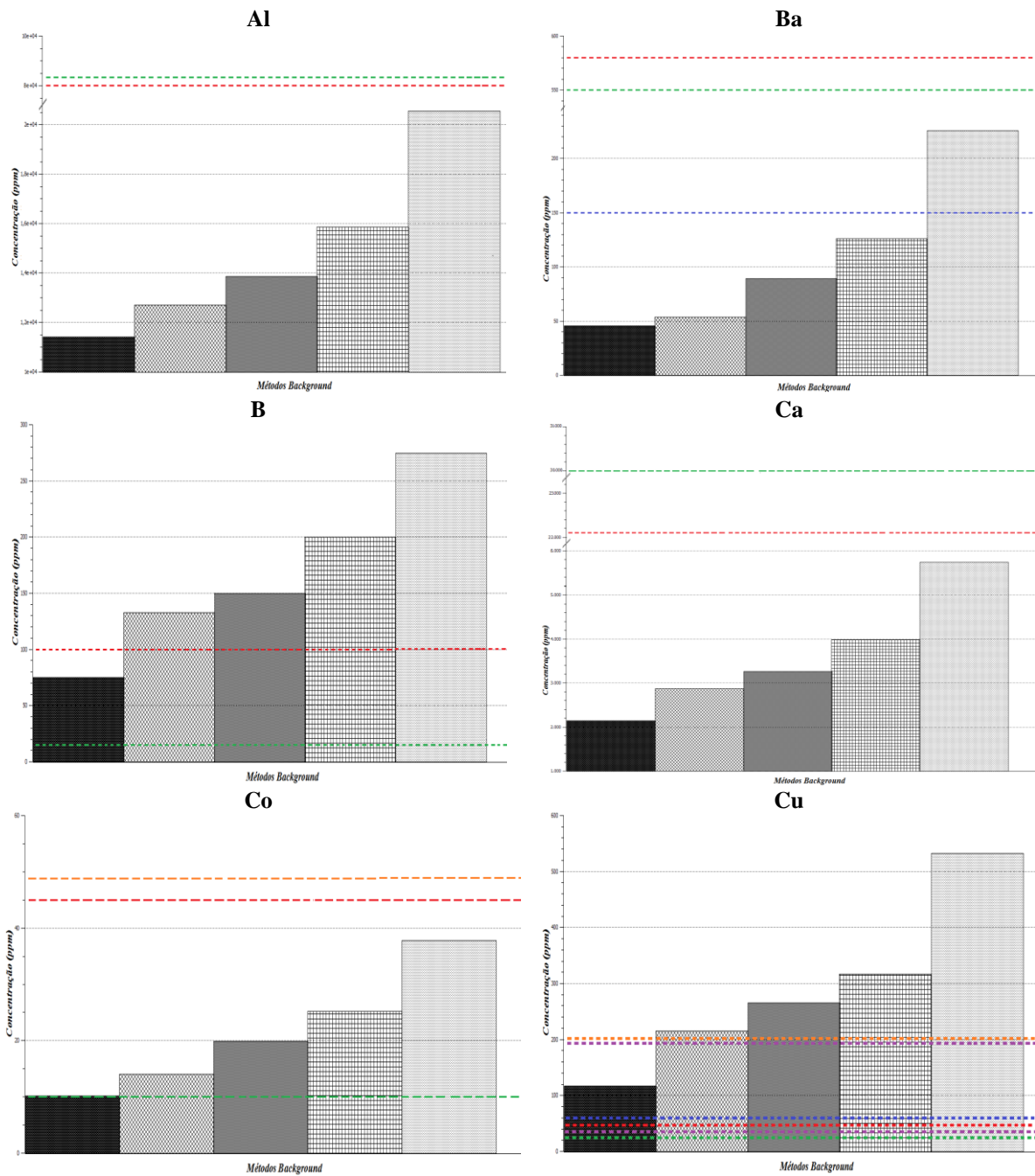
O elemento Co é imóvel durante os processos metamórficos de formação das rochas que originam os solos (ESSINGTON, 2004). Os valores do *Background* relativos às concentrações de espécies químicas inorgânicas presentes nas amostras de solos foram construídos baseados nos critérios do Limite de Tolerância e no Método de Robustez (Tabela 1).

4.2 Implicação do uso de diferentes *backgrounds* como balizadores ambientais

Os critérios globais, estabelecidos por McLennan e Taylor (1995) e Turekian e Wedepohl (1961), ainda são utilizados como padrões de referência para avaliação de qualidade em bacias hidrográficas quando não se dispõe de referências locais (RUIZ-COMPEAN *et al.*, 2018; CÉZAR *et al.*, 2015). Também são empregados como referência os valores orientadores estabelecidos pela Resolução n. 420 (CONAMA, 2009), pela Portaria n. 85 (FEPAM, 2014) e pela Resolução n. 454 (CONAMA, 2012).

No Gráfico 1, pode-se observar que o uso dos critérios globais tem valores mais expressivos, quando comparados as concentrações *backgrounds* (média, mediana, P75, P90, LT e RT) para as espécies Al e Ca. O valor *background* para B, quando comparado com os critérios globais, é menos expressivo, já para os elementos Ba e Ca, são inferiores aos referenciados na Portaria n. 85 (FEPAM, 2012), no entanto, aproximam-se aos da Resolução n. 420 (CONAMA, 2009). Nota-se também que, para o elemento Cu, são próximos à mediana quando comparada à Portaria n. 85 (FEPAM, 2012) e com os valores da resolução 420 (CONAMA, 2009). Nota-se, que o critério *Background* adotado influencia diretamente a avaliação de contaminação.

Gráfico 1 – Comparativos dos distintos *backgrounds* estabelecidos com base na análise dos solos



LEGENDA

Média	(FEPAM 085, 2014)
Q75	(Turekian & Wedepohl, 1961)
Q90	(Taylor & McLennan, 1995)
Limite de Tolerância	(CONAMA 420, 2009)
Robustez	(CONAMA 454, 2012 - Nivel 1 e 2 / CCME, 1995 - Nivel TEL e PEL)

Fonte: Os autores.

5 Conclusão

A construção de *backgrounds*, baseados em solos de áreas de preservação de bacias hidrográficas, resulta em representações fidedignas das áreas de estudo, a qual deve ser realizada a fim de evitar distorções nas referências (subestimando ou superestimando valores). O uso de abordagens *background* de natureza distinta resulta em interpretações de valores de referência de uma bacia hidrográfica.

O emprego de valores de referências, como os critérios globais ou VGQS, pode gerar distorção no que se refere à contaminação de sedimentos por espécies químicas, o primeiro por se tratar de valores extremamente abrangentes (escala mundial), o segundo por serem valores extremamente específicos locais referentes ao tipo de uso/ocupação e atividade antrópica nos solos de sua origem. A utilização de valores de referência baseados na Resolução n. 420 (CONAMA, 2009), na Resolução n. 454 (CONAMA, 2012) e na Portaria n. 85 (FEPAM, 2012), em solos de regiões agrícolas de áreas extensas do Estado do Rio Grande do Sul, também implicam aproximações e, nesse sentido, não devem ser vistas como referência balizadora da contaminação de sedimentos de uma dada bacia hidrográfica, mas como uma referência orientadora de avaliações iniciais.

Referências

ALMEIDA JÚNIOR, A. B.; NASCIMENTO, C. W. A.; BIONDI, C. M.; SOUZA, A. P.; BARROS, F. M. R. Background and reference values of metals in soils from Paraíba state, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, p. 1-13, 2016.

AYARI, J.; AGNAN, Y.; CHAREF, A. **Spatial assessment and source identification of trace metal pollution in stream sediments of Oued El Maadene basin, northern Tunisia**. Environmental Monitoring Assessment, p. 188-197, 2016.

ESSINGTON, M. E. **Soil and water chemistry: an integrative approach**. Boca Raton: CRC Press, 2004. 534 p.

FADIGAS, F. S.; SOBRINHO, N. M. B. A.; MAZUR, N.; ANJOS, L. H. C.; FREIXO, A. A. Proposição de valores de referência para a concentração natural de metais pesados em solos brasileiros. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 3, p. 699-705, 2006.

FEPAM. Fundação Estadual de Proteção Ambiental. **Bacia Hidrográfica do rio da Várzea**. Disponível em: <http://www.fepam.rs.gov.br/>. (February 20, 2018, in Portuguese).

FILIZOLA, H. F.; GOMES, M. A. F.; SOUZA, M. D. **A importância e as formas de amostragem em estudos ambientais**. Manual de procedimentos de coleta de amostras em áreas agrícolas para análise da qualidade ambiental: solo, água e sedimentos. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2006. p. 17-23.

INMETRO – Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia. 2019. **Orientação sobre Validação de Métodos Analíticos**. São Paulo: Coordenação Geral de Acreditação (in Portuguese).

MACEDO NETO, D.; FROEHNER, S.; SANEZ, J. Spatial variation of metals and phosphorus in sediments of a river influenced by urbanization. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 22, n. 14, 2017.

MATSCHULLAT, J.; OTTENSTEIN, R.; REIMANN, C. Geochimical background: can we calculate it? **Environmental Geology**, v. 39, n. 9, p. 990-1.000, 2000.

MCLENNAN, S. M.; TAYLOR, S.R. The geochemical evolution of the continental crust. **Reviews of Geophysics**, v. 33, n. 2, p. 241-265, 1995.

SILVA, P. R. B.; DALLA NORA, F. E.; CASTRO, R. J.; WASTOWSKI, A. D.; MAUAD, F. F. The environmental quality of sediments of rivers near prospection areas of semiprecious rocks. **Environ Monit Assess**, v.191, p. 364, 2019.

TUREKIAN, K. K.; WEDEPOHL, K. H. Distribution of the elements in some major units of earth's crust. **Geological Society of America Bulletin**, v.72, p. 175-192, 1961.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. 2007. **Method 3051A (SW-846)**: Microwave Assisted Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Oils, Revision 1. Washington, DC.

Avaliação da influência do uso e da ocupação do solo e seus efeitos na qualidade da água da Bacia Hidrográfica do Arroio Arcada em um reservatório no Município de Cambará do Sul – RS

Edla Letícia Antunes Brizola dos Santos¹, Vânia Elisabete Schneider², Geise Macedo dos Santos³, William Luan Deconto⁴, Denise Peresin⁵

¹Universidade de Caxias do Sul – UCS, e-mail: brizolaleticia@gmail.com;

²Universidade de Caxias do Sul – UCS, e-mail: veschnei@ucs.br;

³Universidade de Caxias do Sul – UCS, e-mail: gmsantos5@ucs.br;

⁴Universidade de Caxias do Sul – UCS, e-mail: wldeconto@ucs.br;

⁵Universidade de Caxias do Sul – UCS, e-mail: deniseperesin@gmail.com

Resumo: O uso e a ocupação do solo podem impactar diretamente a qualidade da água, variando conforme o seu uso, a carga orgânica lançada, o arraste de partículas e nutrientes disponíveis. Atividades como a construção de reservatórios alteram significativamente a dinâmica desses locais quanto ao fluxo de água, pela transformação de um ambiente lótico em lêntico, com isso modifica as condições da qualidade da água, muitas vezes elevando a produtividade desse sistema, ocasionando o processo conhecido por “eutrofização”. O presente trabalho tem como objetivo avaliar a influência do uso e da ocupação do solo sobre a qualidade da água e o grau de trofia num reservatório localizado no Município de Cambará do Sul, através da análise do Índice de Qualidade da Água em Reservatórios e do Índice de Estado Trófico pela comparação, em dois períodos distintos, sendo uma coleta em época de chuvas intensas em junho, e a outra em época de seca em agosto. O mapa de uso e cobertura do solo foi elaborado através de imagens de satélite *CBERS-4/2019*. A classificação da imagem ocorreu de forma não supervisionada, a partir da separação automática das classes pelo algoritmo *Isoclust do Idrisi Selva*. Foram classificadas quatro classes principais de uso, sendo elas: área de mata nativa, área de campo, área de silvicultura e lâmina-d’água. O IQAr apresentou a classificação como *criticamente degradado a poluído* tanto para o período chuvoso quanto para o período seco. Quanto ao IET, apresentou grau de trofia mesotrófica.

Palavras-chave: Reservatórios. Índice de Qualidade da Água de Reservatórios – IQAR. Índice de Estado Trófico – IET.

Área Temática: Recursos Hídricos.

Evaluation of the influence of soil use and occupation and their effects on water quality of the arched water basin in a reservoir in Cambará do Sul – RS

Abstract: Land use and occupation can directly impact varying water quality, depending on its use, the released organic load, the dragging of available amounts and nutrients. Activities such as building altered reservoirs, using the following water flow levels, transforming a logical environment into the environment, with changes in water quality conditions, often elevating the system, causing the process used by eutrophication. The present work aimed to evaluate the influence of land use and occupation on water quality and water grade of a reservoir located in the city of Cambará do Sul, by analyzing the Reservoir Water Quality Index and of trophic state by comparison in two distinct periods, being a collection in the intense glove season in June and another in the dry season in August. The land use and land cover map was prepared using *CBERS-4/2019* satellite imagery. Image classification was unsupervised, based on automatic class selection by the *Idrisi Selva's Isoclust* algorithm. Four main classes of use were classified, namely: native forest area, field areas, forestry area and water selection.

The IQAr was classified as critically degraded or polluted for both rainy and dry periods. As for the EIT, presents degree of mesotrophic trophic.

Keywords: Reservoirs. Reservoir water Quality Index – IQAR, Trophic State Index IET.

Theme Area: Water Resources.

1 Introdução

Os recursos hídricos são essenciais à vida, *pois* asseguram a biodiversidade e a manutenção dos ecossistemas, sendo um fator de grande importância nos diversos ciclos biogeoquímicos existentes em nosso Planeta, além de ser utilizado em diversas áreas produtivas, como agricultura, indústrias e consumo humano.

A qualidade da água de um recurso hídrico está pontualmente relacionada com a estabilidade entre os fatores naturais e antrópicos (VON SPERLING, 2005). Por meio da avaliação da qualidade da água, é possível caracterizar aspectos relevantes que detectam as alterações que ocorrem através do uso e da ocupação do solo, permitindo avaliar os efeitos das atividades humanas exercidas nesses ambientes sobre os ecossistemas (QUEIROZ *et al.*, 2010).

O mapeamento de uso e cobertura do solo surge como uma ferramenta de análise ambiental, que auxilia na visualização de possíveis perdas de biodiversidade, muitas delas provenientes de desflorestamento, alterações climáticas e reincidência de doenças, além do impacto social causado pela urbanização do espaço (CORNELLI *et al.*, 2016), e, por isso, é indicado monitorar variáveis ambientais que sejam sensíveis às mudanças que possam vir a ocorrer.

Atividades, como a construção de reservatórios, alteram significativamente a dinâmica desses locais quanto ao fluxo de água, pela transformação de um ambiente lótico em lêntico e, com isso, modifica as condições da qualidade da água muitas vezes elevando a produtividade desse sistema, ocasionando o processo conhecido por eutrofização.

O presente estudo tem como objetivo avaliar a influência do uso e da ocupação do solo sobre a qualidade da água pela aplicação do Índice de Qualidade da Água em Reservatórios (IQAr), avaliação do grau de trofia, pelo Índice de Estado Trófico (IET) comparando dois períodos distintos, sendo uma coleta em época de chuvas, quando o nível do reservatório está elevado, e a outra em época de seca, quando o nível do reservatório, localizado no Município de Cambará do Sul, está baixo.

2 Metodologia

O reservatório está inserido no Município de Cambará do Sul – RS. O ponto de coleta foi identificado como P1 que está localizado no barramento, sob as coordenadas geográficas J 0591980 UTM 6797369, altitude: 970 m (Figura 1).

Figura 1 – Localização do ponto de amostragem no reservatório



Fonte: Os autores.

Para a elaboração do uso e da cobertura do solo, se fez uso das imagens do satélite *CBERS-4 de 2019, órbita ponto 156/132* na faixa pancromática com 10 metros de tamanho de pixel. A classificação da imagem ocorreu de forma não supervisionada, a partir da separação automática das classes pelo algoritmo *Isoclust do Idrisi Selva*. Após, ocorreu a identificação das classes de forma visual. As classes de silvicultura e lâmina-d'água foram delimitadas manualmente.

Para a avaliação da qualidade da água, foram efetuadas duas coletas, sendo uma no mês de junho (época das cheias) (Figura 2) e outra em agosto (época de seca) (Figura 3) do ano de 2019.

Figura 2 – P1 Coleta em junho de 2019



Figura 3 – P1 Coleta em agosto de 2019



Para isso, foram selecionados dez parâmetros da qualidade da água de reservatórios, sendo eles: *Deficit* de oxigênio dissolvido (%); Clorofila a; Fósforo total; Profundidade de Secchi; Demanda Química de Oxigênio (DQO); Tempo de residência (dias); Nitrogênio total; n. de células de Cianobactérias; Profundidade média e temperatura. Para a

classificação da qualidade da água, foram utilizados os pesos e valores relativos ao IQAr conforme a Tabela 1 e o valor da ponderação do IQAr conforme a Tabela 2.

Tabela 1 – Classes da qualidade da água de reservatórios – IAP

Parâmetros	Classes de qualidade (q)						
	Peso (w)	1	2	3	4	5	6
Deficit de Oxigênio dissolvido (%)	17	≤5	6-20	21-35	36-50	51-70	>70
Clorofila a (µg/L)	15	≤1,5	1,5-3,0	3,1-5,0	5,1-10,0	11,0-32,0	>32
Fósforo total (PO2-mg/L)	12	≤0,01 0	0,011- 0,025	0,026- 0,040	0,041- 0,085	0,086- 0,210	>0,210
Profundidade Disco de Secchi (m)	12	≥3	3-2,3	2,2-1,2	1,1-0,6	0,5-0,3	<0,3
Demanda química de oxigênio DQO (mg/L)	12	≤3	3-5	6-8	9-14	15-30	>30
Tempo de residência (dias)	10	≤10	11-40	41-120	121-365	366-550	>550
Nitrogênio total (N-mg/L)	8	≤0,15	0,16-0,25	0,26-0,60	0,61-2,00	2,00-5,00	>5,00
Cianobactérias (n. de células /mL)	8	≤1.00 0	1.001- 5.000	5.001- 20.000	20.001- 50.000	50.001- 100.000	>100.00 0
Profundidade média (metros)	6	≥35	34-15	14-7	6-3,1	3-1,1	<1

Fonte: Instituto Ambiental do Paraná – IAP – 2004.

Tabela 2 – Qualificação pela ponderação do IQAR

Valor do IQAr	Qualificação
Classe I – 0 – 1,50	De não impactado a muito pouco degradado
Classe II – 1,51 – 2,50	Pouco degradado
Classe III – 2,51 – 3,50	Moderadamente degradado
Classe IV – 3,51 – 4,50	Criticamente degradado a poluído
Classe V – 4,51 – 5,50	Muito poluído
Classe VI – > 5,51	Extremamente poluído

Fonte: Instituto Ambiental do Paraná (IAP) – 2004.

Para realizar a avaliação do Índice do Estado Trófico do reservatório, aplicou-se a equação do IET para reservatórios de Lamparelli (2004). Apresenta-se abaixo as equações para o cálculo do IET para clorofila e para fósforo:

$$IET = 10 \left[6 - \left(0,92 - 0,34 \frac{\ln C}{\ln 2} \right) \right]$$

$$IET = 10 \left[6 - \left(1,77 - \frac{0,42 \ln P}{\ln 2} \right) \right]$$

Onde:

PT: concentração de fósforo total medida à superfície da água;

CL: concentração de clorofila medida à superfície da água;

ln: logaritmo natural.

O resultado do IET será a média aritmética simples, com arredondamento da primeira casa decimal dos índices relativos ao fósforo total e à clorofila a segundo a equação:

$$IET = [IET (PT) + IET (CL)]/2$$

A avaliação do grau de trofia de reservatórios é classificada conforme a Tabela 3.

Tabela 3 – IET e seus graus de trofia e as características principais dos corpos-d'água

Classes de Estado Trófico	Ponderação do IET	Secchi – S (m)	P-total (mg/m ³)	Clorofila a (mg/m ³)
Ultraoligotrófico	IET ≤ 47	S ≥ 2,4	P ≤ 8	CL ≤ 1,17
Oligotrófico	47 < IET = 52	2,4 > S ≥ 1,7	8 < P ≤ 19	1,17 < CL ≤ 3,24
Mesotrófico	52 < IET = 59	1,7 > S ≥ 1,1	19 < P ≤ 52	3,24 < CL ≤ 11,03
Eutrófico	59 < IET = 63	1,1 > S ≥ 0,8	52 < P ≤ 120	11,03 < CL ≤ 30,55
Supereutrófico	63 < IET = 67	0,8 > S ≥ 0,6	120 < P ≤ 233	30,55 < CL ≤ 69,05
Hipereutrófico	IET > 67	0,6 > S	233 < P	69,05 < CL

Fonte: CETESB (2016).

3 Resultados

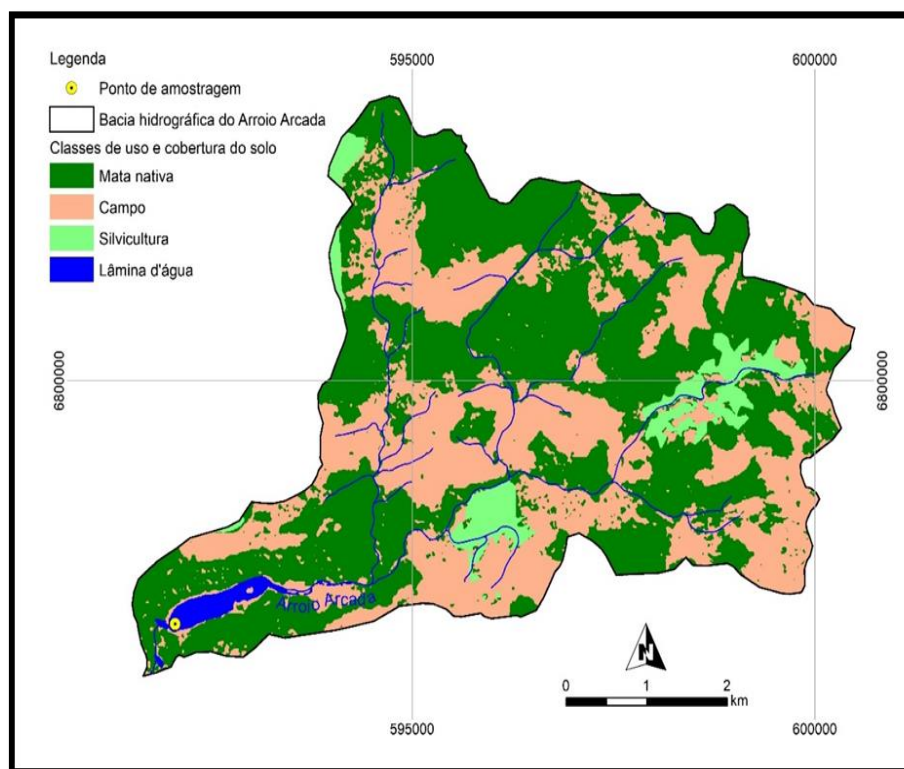
Uso e ocupação do solo

De acordo com os dados obtidos, a área de estudo representa um total de 29,30km² e pertence à Bacia Hidrográfica do Rio Camisas. Trata-se de um pequeno reservatório de água, que se apresenta bem-preservedo quanto à presença de vegetação em suas margens.

Quanto à análise do uso e da ocupação do solo, grande parte da área é coberta por mata nativa (53,83%), representada por exemplares arbóreos em associação com vegetação de fisionomia herbácea-arbustiva, bem como a presença de epífitas constituídas principalmente por líquens, briófitas e pteridófitas.

O local sofre influência de cerca de 39,92 de área de campo, caracterizada por atividades agropecuárias; no entorno, além disso, denotam-se atividades de silvicultura nas proximidades com 4,89%, sendo essa uma atividade bastante realizada no Município; o restante é representado por lâmina-d'água (1,37%) (Figura 4).

Figura 4 – Uso e ocupação do solo da Bacia Hidrográfica do Arroio Arcada



Fonte: Os autores.

Variáveis de qualidade da água

Quanto à hidrografia, o reservatório pertence à Bacia Hidrográfica do Rio Taquari-Antas, na região do Alto-Taquari-Antas, sendo o arroio Arcada um afluente pela margem esquerda do rio Reserva, antes de contribuir com o rio Camisas e, então, com o rio das Antas.

De acordo com a Resolução n. 121/2012 do Conselho de Recursos Hídricos do Rio Grande do Sul, dispõe sobre o enquadramento da Bacia Hidrográfica do Rio Taquari-Antas, sendo que a área de estudo é afluente do rio Camisas que foi considerado como de classe 4 por esta Resolução ou seja, águas destinadas apenas à navegação e à harmonia paisagística. Essa bacia tem como previsão de meta de enquadramento até 2022 como classe 2, e até 2042, como de classe 1.

Na Tabela 4, estão disponíveis os resultados dos parâmetros analisados na água durante o período de estudo e os valores máximos aceitáveis por classe de água.

Tabela 4 – Resultados das variáveis analisadas quanto à classe de água

Parâmetros	P9 JUN./19	P9 AGO./19	Classe 4 Resolução n. 357/2005	Classe 2 Resolução n. 357/2005	Classe 1 Resolução n. 357/2005
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	7,6	7,6	> a 2,0 mg/L O ₂	≥ 5 mg/L O ₂	≥ 6 mg/L O ₂
Clorofila a (mg/m ³)	21,36	5,4	> 60 µg/L	≤ 30 µg/L	≤ 10 µg/L
Fósforo total (mg P/L)	< 0,016	< 0,016	0,05 mg/L P	≤ 0,030 mg/L	≤ 0,020 mg/L P
Profundidade – Disco de Secchi (m)	1,08	1,13	-	-	-
Demanda Química de Oxigênio – DQO (mg O ₂ /L)	7	< 5	-	-	-
Tempo de residência (dias)	143	143	-	-	-
Nitrato (mg NO ₃ -N/L)	0,05	< 0,04	> 10,0 mg/L N	< 10,0 mg/L N	< 10,0 mg/L N
Nitrito (mg NO ₂ -N/L)	< 0,002	0,004	> 1,0 mg/L N	1,0 mg/L N	1,0 mg/L N
Nitrogênio amoniacal (mg NH ₃ -N/L)	< 3,00	< 3,00	13,3 mg/L N, para pH ≤ 7,5	3,7mg/L N, para pH ≤ 7,5	3,7mg/L N, para pH ≤ 7,5
Cianobactérias (n. de células /mL)	7368,2	1	≥ 100.000 cel/mL ou 10 mm ³ /L	≤ 50000 cel/mL ou 5 mm ³ /L	≤ 20.000 cel/mL ou 2 mm ³ /L
Profundidade média (metros)	13,36	8,5	-	-	-
Sólidos dissolvidos totais (mg/L)	48,0	35,0	> 500 mg/L	< 500 mg/L	< 500 mg/L
Turbidez (NTU)	3,5	4,5	> 100 UNT	< 100 UNT	≤ 40 UNT
pH	6,43	5,69	6,0 a 9,0.	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0.
Temperatura	15,8	14,3	-	-	-

Fonte: Os autores.

No geral, os resultados das coletas nos dois períodos, junho e agosto, encontraram-se dentro dos padrões de conformidade com a classe de uso adotada pelo enquadramento do corpo hídrico, bem como praticamente alcançando o padrão de classe 2, que, conforme a Resolução Conama n. 357/2005, que são águas que podem ser destinadas a abastecimento (consumo humano), após tratamento convencional; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho; à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e à aquicultura e à atividade de pesca.

Um fator importante a ser observado são os valores do pH, pois, no período de cheias (junho), encontrava-se entorno de 6,43 e se tornou mais acidificado no período seco (agosto), entorno de 5,69, apresentando-se relativamente abaixo do limite mínimo estabelecido pela Resolução Conama n. 357/2005. De acordo com Libânio (2016), o aumento da concentração de CO₂ pode causar redução significativa do p e favorecer a

ressolubilização de diversos compostos depositados no fundo do corpo hídrico. Ainda conforme o autor, a elevação de ferro e manganês solúvel em águas de reservatórios de acumulação gera consequências para a redução do pH.

Índice de Qualidade de Água de Reservatórios – IQAr

Nas Tabelas 5 e 6, estão os resultados, a classe e os pesos do IQAr para os períodos de coleta.

Tabela 5 – P1 junho 2019

<i>Variáveis</i>	<i>Resultados</i>	<i>Classe</i>	<i>Peso</i>
Deficit de Oxigênio Dissolvido (%)	76,69	6	17
Clorofila a (µg/L)	21,36	5	15
Fósforo total (PO2-mg/L)	<0,016	2	12
Profundidade de Secchi (m)	1,0897	4	12
Demanda Química de Oxigênio – DQO (mg/L)	7	3	12
Tempo de residência (dias)	142	4	10
Nitrogênio total (mg/L)	<2,8	5	8
Cianobactérias (n. de células /mL)	241	1	8
Profundidade média (metros)	6,68	4	6

Fonte Os autores.

Tabela 6 – P1 agosto 2019

<i>Variáveis</i>	<i>Resultados</i>	<i>Classe</i>	<i>Peso</i>
Deficit de Oxigênio Dissolvido (%)	74,07	6	17
Clorofila a (µg/L)	5,34	4	15
Fósforo total (PO2-mg/L)	<0,016	2	12
Profundidade Secchi (m)	1,3333	3	12
Demanda Química de Oxigênio – DQO (mg/L)	<5	2	12
Tempo de residência (dias)	142	4	10
Nitrogênio total (mg/L)	<2,8	5	8
Cianobactérias (n. de células /mL)	389	1	8
Profundidade média (metros)	4,25	4	6

Fonte Os autores.

O IQAr, no período de cheias, resultou na ponderação de 3,97, e, para o período seco, de 3,58. Os dois períodos classificam-se como de classe 4, que são águas criticamente degradadas.

Índice de Estado Trófico – IET

Na Tabela 7 apresentam os resultados do IET para os períodos de coleta analisados.

Tabela 7 – Resultados IET por período de coleta

<i>PI</i>	<i>Ponderação do IET</i>	<i>Secchi – S (m)</i>	<i>P-total (mg/m³)</i>	<i>Clorofila a (mg/m³)</i>
Junho 2019	IET = 56,50	1,08 – Oligotrófico	<16 – Oligotrófico	21,36 – Eutrófico
Agosto 2019	IET = 53,10	1,13 – Oligotrófico	<16 – Oligotrófico	5,34 – Mesotrófico

Quando analisadas separadamente, as variáveis, percebe-se que a profundidade de Secchi – S (m) e de P-total (mg/m³) obtiveram valores que contribuíram para ser categorizados como grau de trofia oligotrófica para os dois períodos de coleta. Já analisando a concentração de Clorofila a, é possível verificar um aumento na produtividade primária entorno de 21,36 mg/m³, apresentando grau de trofia eutrófica ($11,03 < CL \leq 30,55$), e para o período de seca 5,34 mg/m³ grau Mesotrófico ($3,24 < CL \leq 11,03$).

Quanto à classificação geral do IET, o P1 junho obteve ponderação de 56.50, e o P1 agosto, 53,10, ambos classificados como sendo de grau de trofia mesotrófica ($52 < IET = 59$).

4 Considerações finais

A ocupação e uso do solo da área de estudo sofre com as principais influências das atividades de agropecuária, pelo uso do campo, e da silvicultura, pela introdução de espécies exóticas, que podem comprometer a qualidade da água e da biodiversidade da área de estudo.

De acordo com a Resolução Conama n. 357, de 2005, os parâmetros Oxigênio Dissolvido, Nitrato, Nitrito, Nitrogênio Amoniacal, n. de Células de Cianobactérias, Sólidos Dissolvidos Totais, Turbidez, Fósforo Total, Clorofila a, e pH apresentaram-se dentro dos limites dos padrões estabelecidos, bem como em conformidade com a classe de enquadramento do corpo hídrico, inclusive, já apresentando indícios para o atendimento da meta prevista para 2022 como classe 2. Ressalta-se, ainda, que houve variação do pH no período de secas, visto que esse parâmetro apresentou-se abaixo do limite mínimo aceitável pela resolução.

Quanto ao IQAr, a área de estudo foi classificada como de classe 4, criticamente degradado a poluído, para ambos os períodos de coleta.

O IET apresentou um grau de trofia no ponto de coleta enquadrando-se na categoria mesotrófica para ambos os períodos de coleta.

Esses resultados sugerem a necessidade de intensificação de estudos que aprimorem técnicas que visem à determinação dos impactos gerados aos ambientes naturais e artificiais que contribuem para a degradação do ambiente como forma de melhoria da qualidade da água dos recursos hídricos.

Referências

BRASIL. **Resolução Conama n. 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, DF. 2005.

CETESB. 2016. Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo. 2016. [recurso eletrônico] / Cetesb. São Paulo: Cetesb, 2017. 1 arquivo de texto (287 p.): il. color, PDF; 50 MB. (Série Relatórios/CETESB, ISSN 0103-4103), Publicado anteriormente como: Relatório de qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo, Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo, e Relatório de qualidade das águas interiores no estado de São Paulo. Disponível em: <http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-e-relatorios/>. ISBN 978-85-9467-018-2.

CORNELLI, R.; SCHNEIDER, V. E.; BORTOLIN, T. A.; CEMIN, G.; SANTOS, G. M. Análise da influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água de duas Sub-Bacias Hidrográficas do Município de Caxias do Sul. **Scientia Cum Industria**, Caxias do Sul, v. 4, n. 1, p. 1-14, 2016.

IAP. INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. Monitoramento da qualidade das águas dos reservatórios do Estado do Paraná, no período de 1999 a 2004. Curitiba, 2004.

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos-d'água do Estado de São Paulo**: avaliação dos métodos de monitoramento. 2004. 235 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 4. ed. Campinas, SP: Editora Átomo, 2016. ISBN 978-85-7670-271-9.

RIO GRANDE DO SUL. **Resolução CRH n. 121, de 12 de dezembro de 2012**. Aprova o enquadramento das águas superficiais da Bacia Hidrográfica do Taquari-Antas. Porto Alegre, RS.

QUEIROZ, M. M. F.; IOST, C.; GOMES, S. D.; VILAS BOAS, M. A. 2010. Influência do uso do solo na qualidade da água de uma microbacia hidrográfica rural. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**. Grupo verde da agricultura alternativa (GVAA) ISSN 1981-8203. Revista Verde (Mossoró – RN – Brasil) v. 5, n. 4, p. 200-210.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG, 2005. 452 p. v. 1.

Aplicação do “Método Silveira” utilizando diferentes períodos de calibração

**Maria Eduarda Ribeiro¹, Taison Anderson Bortolin²,
João Francisco Valentini³, Vania Elisabete Schneider⁴**

¹ Universidade de Caxias do Sul – UCS (mersouza@ucs.br)

² Universidade de Caxias do Sul – UCS (tabortol@ucs.br)

³ Universidade de Caxias do Sul – UCS (jfvalentini@ucs.br)

⁴ Universidade de Caxias do Sul – UCS (veschnei@ucs.br)

Resumo: A disponibilidade hídrica da bacia é representada pelas vazões mínimas da mesma, sendo o seu conhecimento de extrema importância para a gestão adequada dos recursos hídricos. Dessa forma, os conflitos decorrentes do uso múltiplo das águas podem ser minimizados. A aplicação do método de regionalização nem sempre é viável em bacias de pequeno porte, sendo o Método Silveira uma alternativa adequada para obtenção das vazões mínimas. Com isso, o presente trabalho tem por objetivo comparar os resultados das Q_{95} , Q_{90} e Q_{85} obtidas através da aplicação do “Método Silveira”, utilizando diferentes períodos de calibração. Os valores dos parâmetros C_{inf} e K_b , obtidos com a calibração dos três eventos, foram 24%, 46% e 44% e 29,54, 24,36 e 36,26 dias, respectivamente. Para o Evento 1 obteve-se uma Q_{95} , Q_{90} e Q_{85} de 66,94, 85,66 e 101,08 L/s, respectivamente. O resultado da Q_{95} , Q_{90} e Q_{85} para o Evento 2 foi de 115,77, 152,47 e 177,40 L/s, respectivamente, e para o Evento 3, 139,40 (Q_{95}), 169,46 (Q_{90}) e 195,07 (Q_{85}) L/s.

Palavras-chave: Vazões mínimas. Estimativa de vazões. “Método Silveira”.

Área Temática: Recursos Hídricos.

Application of the Silveira Method Using Different Calibration Periods

Abstract: The water availability of the basin is represented by the minimum flows, and its knowledge is extremely important for the proper management of water resources. This way, the conflicts arising from the multiple use of water can be minimized. The application of the regionalization method is not always viable in small basins. The Silveira Method is an adequate alternative to obtain the minimum flows. Thus, the present work aims to compare the results of Q_{95} , Q_{90} and Q_{85} obtained by applying the Silveira Method, using different calibration periods. The C_{inf} and K_b parameters values obtained with the calibration of the three events were 24, 46 and 44.% and 29.54, 24.36 and 36.26 days, respectively. For Event 1 a Q_{95} , Q_{90} and Q_{85} of 66.94, 85.66 and 101.08 $L.s^{-1}$, respectively, were obtained. The result of Q_{95} , Q_{90} and Q_{85} for Event 2 was 115.77, 152.47 and 177.40 $L.s^{-1}$, respectively. And for Event 3 139.40 (Q_{95}), 169.46 (Q_{90}) and 195.07 (Q_{85}) $L.s^{-1}$.

Keywords: Minimal flow. Runoff prediction. Silveira Method.

Theme Area: Water Resources.

1 Introdução

As vazões mínimas representam a disponibilidade hídrica natural da Bacia Hidrográfica, logo o conhecimento a respeito das mesmas é imprescindível para o planejamento e a gestão adequados dos recursos hídricos (MARTINS *et al.*, 2011; GASQUES *et al.*, 2018). Do ponto de vista ambiental, as situações mais críticas ocorrem

em períodos de estiagem, quando a vazão do rio é mantida através do manancial subterrâneo. Durante esses períodos, os conflitos relacionados aos diferentes usos da água se intensificam, tornando-se mais críticos (COLISHONN; DORNELLES, 2013).

Os processos de outorga de uso dos recursos hídricos necessitam de conhecimento acerca das vazões nos períodos de estiagem, visando a minimizar conflitos pelo uso múltiplo das águas. No entanto, muitas vezes, há ausência de dados fluviométricos para mananciais de pequeno porte, acarretando incertezas nos resultados da quantificação de vazões. Consequentemente, aproveitamentos que seriam inviáveis podem ser caracterizados como viáveis e vice-versa (SILVEIRA *et al.*, 1998).

A regionalização de vazões é a técnica mais comumente utilizada para determinar as vazões de referência em locais com carência de informações hidrológicas. Tal metodologia baseia-se na transposição de informações de um local para outro na bacia (TUCCI, 2013). Contudo, o tamanho da bacia da qual se deseja obter dados, muitas vezes, torna-se um empecilho, pois a mesma deve apresentar área de drenagem superior à menor e inferior à maior bacia levada em consideração na regionalização. Assim, o tamanho da bacia de estudo pode vir a inviabilizar a aplicação do método de regionalização (TSCHIEDEL *et al.*, 2017).

A estimativa de vazões mínimas em bacias pequenas pode ser realizada através da aplicação do já consolidado “Método Silveira”, proposto por Silveira (1997). O método se baseia em um modelo de balanço hídrico simplificado, possibilitando estimar vazões mínimas através de poucos dados observados (FRIEDICH, 2017). Assim, a estruturação da curva de permanência pode ser obtida a partir de dados históricos de precipitação, evapotranspiração e poucas medições de vazão *in loco* (TSCHIEDEL *et al.*, 2017).

A curva de permanência relaciona a vazão de um rio com a frequência com que a mesma é superada ou igualada (TUCCI, 2013). Possibilita, dessa forma, avaliar a parcela do tempo que determinada vazão está disponível em um curso hídrico (COLISCHONN; DORNELLES, 2013). Por ser requisitada na quase totalidade dos licenciamentos ambientais de empreendimentos que utilizarão recursos hídricos, a estruturação da curva de permanência é de extrema importância.

De acordo com Tschiedel *et al.* (2017), o método Silveira já vem sendo amplamente utilizado no mercado privado. No entanto, são escassos os estudos científicos que demonstram sua aplicação. Almeida (2016), Horn (2016), Friedich (2017) e Tschiedel *et al.*, (2017) são alguns dos estudos que se referem à aplicação do “Método Silveira” na obtenção da estimativa das vazões mínimas.

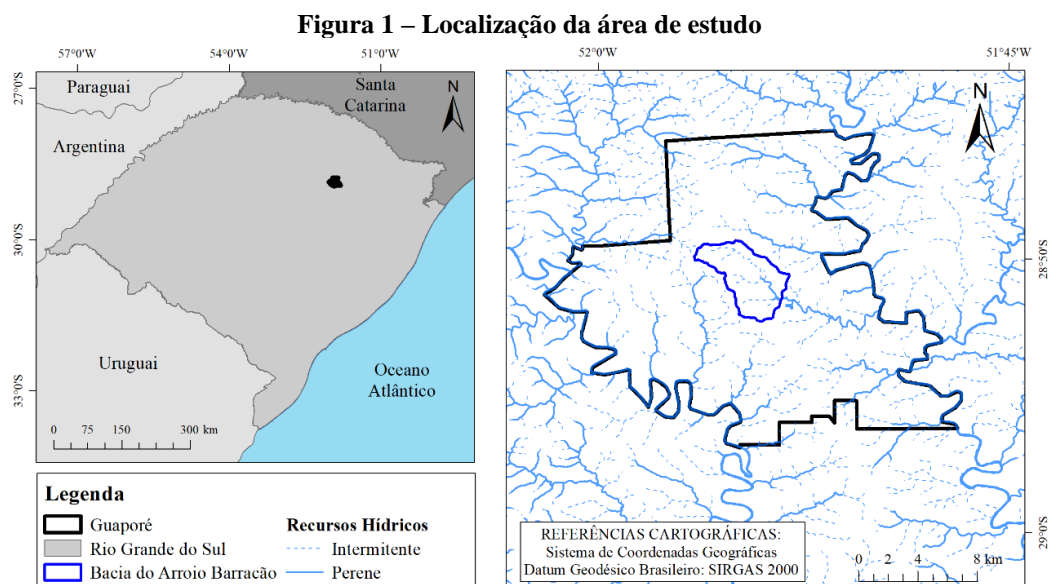
Entretanto, a escolha dos períodos de estiagem tem influência na calibração do modelo e nos resultados encontrados pelo analista. Conforme Silveira *et al.* (1998) o

“ajuste de mais estiagens ($n > 1$) evita que alguma tendenciosidade, que tenha passado despercebida do usuário, afete significativamente uma avaliação realista da disponibilidade hídrica”.

Nesse contexto, o presente estudo tem como objetivo a verificação das diferenças nas vazões de permanência obtidas com a aplicação do “Método Silveira”, a partir da escolha de diferentes períodos de calibração.

2 Caracterização da Área de Estudo

A área de estudo é a Bacia Hidrográfica do Arroio Barracão, localizada no Município de Guaporé, na Região Nordeste do Estado do Rio Grande do Sul. A área de drenagem da referida bacia é de 16 km² (Figura 1).



Fonte: Os autores.

3 Metodologia

Este estudo foi desenvolvido através da aplicação do “Método Silveira”, o qual consiste na estimativa do comportamento da bacia nos períodos de estiagem. A metodologia se desenvolveu em duas etapas básicas: amostragem das vazões e síntese da série de vazões diárias a partir do histórico de precipitações e evapotranspirações regionais.

Na primeira etapa, se obtém uma amostra reduzida de vazões durante o período de descarga do aquífero. As medições das vazões devem ser precedidas de um período de sete dias sem chuva (ou pouca chuva), e ser espaçada em um intervalo de no mínimo

dois dias. O período total de amostragem não deve ultrapassar 15 mm de chuva acumulada. Posteriormente é realizado o ajuste do modelo simplificado de balanço hídrico, obtenção das vazões diárias através da simulação chuva-vazão e determinação da curva de permanência (SILVEIRA *et al.*, 1998; TSCHIEDEL *et al.*, 2017).

As equações que regem o método seguem listadas abaixo:

$$Pr_t = P_t - E_t \quad (1)$$

$$P_{ef_t} = (1 - C_{inf}) \cdot Pr_t \quad (2)$$

$$V_i = C_{inf} \cdot Pr_t \quad (3)$$

$$Q_{b_t} = Q_b(t-1) \cdot e^{-\Delta t/K_b} + V_{i_t} \cdot (1 - e^{-\Delta t/K_b}) \quad (4)$$

$$Q_{s_t} = P_{ef_t} \quad (5)$$

$$Q_{total_t} = ((Q_{b_t} + Q_{s_t}) \times A_d) / 86,4 \quad (6)$$

Onde Pr_t é a precipitação total diária considerada no cálculo (mm); P_t é a precipitação diária obtida através das estações pluviométricas (mm); E_t é a evaporação diária (mm); P_{ef_t} é a precipitação efetiva (mm); C_{inf} é o coeficiente de infiltração das águas da chuva no solo (mm); V_i é o volume de infiltração no solo (mm); K_b é o tempo de esvaziamento do reservatório considerado (d); Δ_t é o intervalo de um dia; A_d é a área de drenagem da bacia (km²); Q_{b_t} é a vazão de contribuição de base para o dia t (mm); Q_{s_t} é a vazão de contribuição superficial para o dia t (mm); Q_{total_t} é a vazão total do manancial para o dia t (m³/s).

Na metodologia proposta por Silveira (1997) é necessário o ajuste de dois parâmetros: coeficiente de infiltração (C_{inf}) e o tempo de esvaziamento do reservatório (K_b) (HORN, 2016). Ambos os parâmetros foram ajustados através do algoritmo de calibração do Solver do Excel, tendo como função e objetivo o coeficiente de eficiência Nash-Sutcliffe logaritmizado (NSlog), calculado conforme a Equação 7.

$$NSlog = 1 - \frac{\sum (\ln(Q_{obs}(t)) - \ln(Q_{calc}(t)))^2}{\sum (\ln(Q_{obs}(t)) - \ln(Q_{obs}))^2} \quad (7)$$

As vazões foram medidas em um posto fluviométrico instalado no exutório da bacia. Os dados históricos de precipitação diária foram obtidos no portal *Hidroweb* da Agência Nacional de Águas, sendo utilizada a estação Ilópolis (02852014). Os dados de evapotranspiração potencial foram obtidos através da aplicação do método Hargreaves-

Samani, utilizando a estação Bento Gonçalves do Inmet. Para ambas as variáveis foi analisado o período de janeiro de 2007 a junho de 2012, devido à disponibilidade de dados.

4 Resultados e discussões

Na Tabela 1 estão apresentados o resumo das medições de vazão para os três eventos de estiagem selecionados. Os parâmetros Cinf e Kb foram calibrados com os dados de precipitação referentes ao ano de 2019. Os valores de Cinf e Kb obtidos na calibração de cada evento, bem como seus respectivos coeficientes de eficiência (NSlog) estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 1 – Medições de vazão e chuvas ocorridas em campo

Evento 1			Evento 2			Evento 3		
Data	Chuva (mm)	Vazão Observada (L/s)	Data	Chuva (mm)	Vazão Observada (L/s)	Data	Chuva (mm)	Vazão Observada (L/s)
19/09/19	4,00	-	29/11/19	0,00	-	16/12/19	0,00	-
20/09/19	0,00	-	30/11/19	0,00	-	17/12/19	1,40	-
21/09/19	0,00	-	01/12/19	0,00	-	18/12/19	0,00	-
22/09/19	0,00	-	02/12/19	0,00	-	19/12/19	0,00	-
23/09/19	0,00	-	03/12/19	0,00	-	20/12/19	0,00	-
24/09/19	0,00	-	04/12/19	6,00	-	21/12/19	0,00	-
25/09/19	0,00	-	05/12/19	1,20	-	22/12/19	0,00	-
26/09/19	0,00	-	06/12/19	0,00	-	23/12/19	0,00	-
27/09/19	0,00	124,78	07/12/19	0,00	263,33	24/12/19	0,00	240,31
28/09/19	0,00	-	08/12/19	0,00	-	25/12/19	0,00	-
29/09/19	0,00	120,47	09/12/19	0,00	246,07	26/12/19	0,00	226,13
30/09/19	0,00	-	10/12/19	0,00	-	27/12/19	0,00	-
01/10/19	0,00	108,98	11/12/19	0,00	223,45	28/12/19	0,00	215,21

Fonte: Os autores.

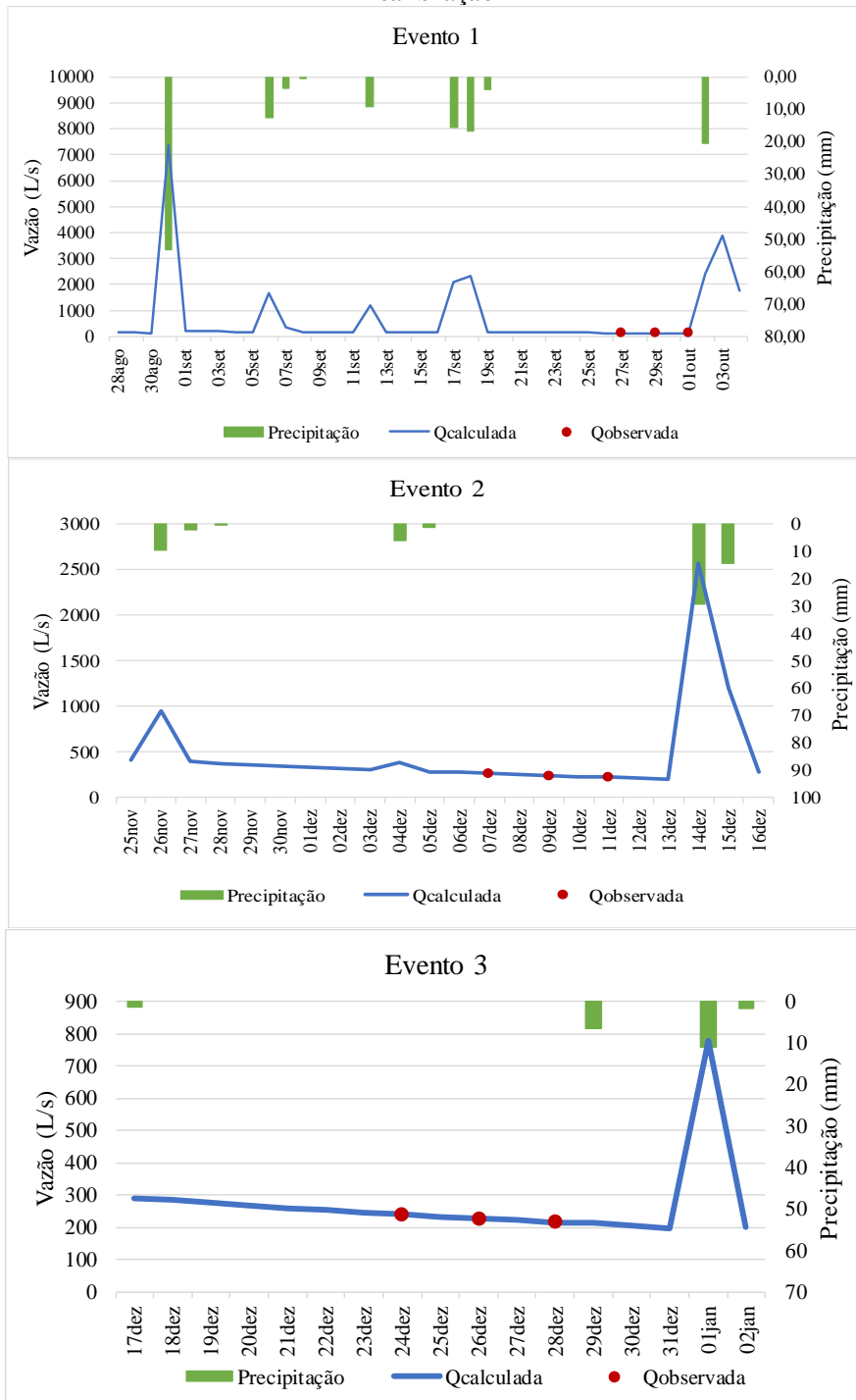
Tabela 2 – Resultado da calibração dos parâmetros Cinf e Kb

	Evento 1	Evento 2	Evento 3
Cinf	0,24	0,46	0,44
Kb (dias)	29,54	24,36	36,26
Nslog	0,93	0,99	0,99

Fonte: Os autores.

O Gráfico 1 apresenta as vazões medidas, calculadas e a precipitação para os três eventos.

Gráficos 1A, 1B, e 1C – Relações entre precipitação, vazão medida e calculada referente à calibração

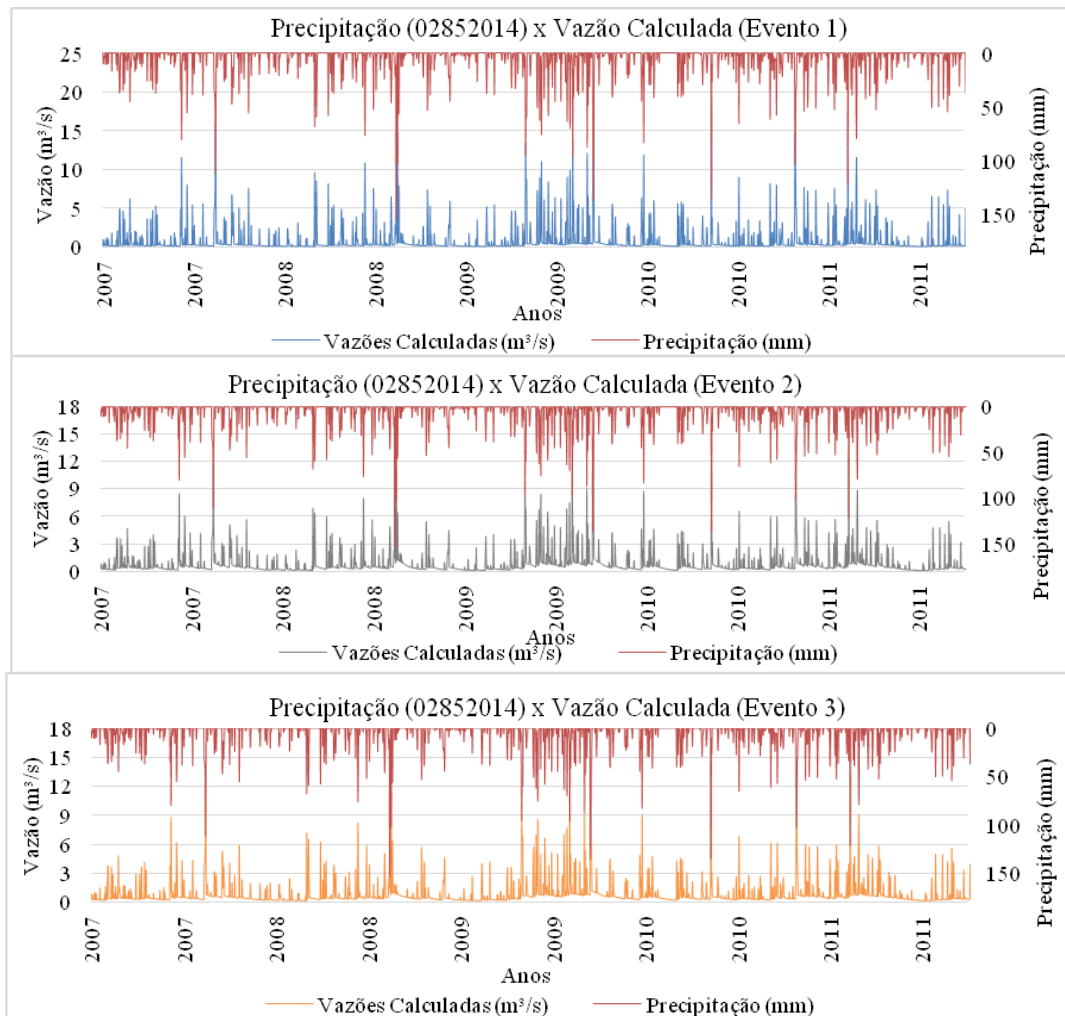


Fonte Os autores.

Para os três eventos selecionados o coeficiente de eficiência NSlog apresentou resultado satisfatório, sendo que para os Eventos 2 e 3 foi obtido o valor de 0,99 e para o Evento 1, o valor de 0,93. Verifica-se que o Cinf encontrado para o Evento 1 (0,24) se diferencia bastante do encontrado para os Eventos 2 e 3 (0,46 e 0,44, respectivamente). Dessa forma, a quantidade de água que infiltra e abastece o reservatório subterrâneo hipotético seria menor no caso do Evento 1. Os valores de Cinf calibrados para os três eventos encontram-se dentro da variabilidade confiável para o mesmo (0,1 a 0,6), conforme apresentado por Horn (2016). Já em relação ao Kb nota-se variação para os três eventos selecionados, sendo obtido valores de 29,54, 24,36 e 36,26 dias para os Eventos 1, 2 e 3, respectivamente.

No Gráfico 2 estão apresentados os resultados da aplicação dos parâmetros calibrados para a série histórica diária da estação pluviométrica 02852014.

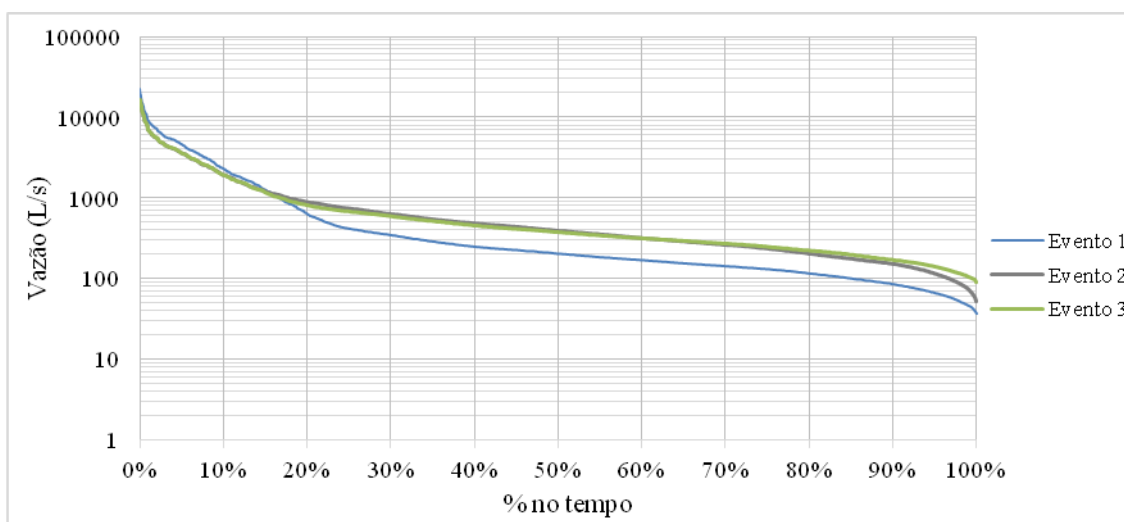
Gráficos 2A, 2B e 2C – Resultados do cálculo das vazões utilizando diferentes períodos de estiagem para calibração



Fonte Os autores.

No Gráfico 3, estão ilustradas as curvas de permanência obtidas através da metodologia descrita. As vazões Q_{95} , Q_{90} e Q_{85} , obtidas com a aplicação do “Método Silveira” estão apresentadas na Tabela 3.

Gráfico 3 – Curvas de permanência estimadas com os diferentes períodos de calibração



Fonte: Os autores.

Tabela 3 – Vazões mínimas calculadas através do Método Silveira

	Q_{95} (L/s)	Q_{90} (L/s)	Q_{85} (L/s)
Evento 1	66,94	85,66	101,08
Evento 2	115,77	152,47	177,40
Evento 3	139,40	169,46	195,07

Fonte: Os autores.

Analisando as curvas de permanência obtidas com os diferentes períodos de calibração, nota-se que a curva obtida, considerando Evento 1 de calibração difere das obtidas para os Eventos 2 e 3, sendo neles observadas vazões menores. A Q_{95} aumenta de 66,94 L/s (Evento 1) para 115,77 L/s (Evento 2) e 139,40 L/s (Evento 3). Já para os valores de Q_{90} e Q_{85} verifica-se uma aproximação maior das curvas para os Eventos 2 e 3, observando-se valores de 152,47 e 169,46 L/s para as Q_{90} dos Eventos 2 e 3, respectivamente, e 177,40 L/s (Evento 2) e 195,07 L/s (Evento 3) para as Q_{85} .

A estimativa de vazões menores para o Evento 1 pode estar relacionada com o fato de que as medições *in loco* para o respectivo período de calibração foram significativamente menores do que as vazões observadas para os Eventos 2 e 3. Assim, o C_{inf} para o Evento 1 foi menor do que os dos Eventos 2 e 3, indicando que uma parcela menor da precipitação alimenta o reservatório subterrâneo hipotético.

Horn (2016) conclui que as chuvas antecedentes à campanha das três medições locais não devem exceder 5 mm por dia. Portanto, o Evento 2 não se enquadraria dentro dos requisitos citados pelo autor. Silveira *et al.* (1998) prevê um erro associado de até 30% nas estimativas do método, os quais poderiam ser reduzidos para até 15% caso fossem obtidas 10 medições em depleções do hidrograma (TSCHIEDEL *et al.*, 2017).

4 Conclusões

O conhecimento das vazões mínimas é imprescindível, sendo elas requisitadas na quase totalidade dos licenciamentos ambientais de empreendimentos que utilizem recursos hídricos. Em cursos hídricos de pequeno porte, o método de regionalização de vazões nem sempre pode ser aplicado, sendo o “Método Silveira” uma alternativa adequada para avaliação da disponibilidade hídrica. A escolha de diferentes períodos para calibração dos parâmetros C_{inf} e K_b mostra diferenças na estimativa da curva de permanência, sendo importante calibrar o modelo com diferentes períodos de recessão, a fim de minimizar os erros de estimativa.

Referências

- ALMEIDA, D. B. **Avaliação da capacidade de atendimento da demanda hídrica local pelo reservatório da Barragem do Braga**. 2016. Monografia (TCC – Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas, 2016.
- COLLISCHONN, W.; DORNELLES, F. **Hidrologia para Engenharia e Ciências Ambientais**. Porto Alegre: ABRH, 2013. 350 p.
- FRIEDRICH, M. **Influência da precipitação no uso do Método Silveira para Bacias Hidrográficas entre 800 a 1000 km²**. 2017. 100 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, UFSM, Santa Maria, 2017.
- GASQUES, A. C. F.; NEVES, G. L.; SANTOS, J. D.; MAUAD, F. F.; OKAWA, C. M. P. Regionalização de vazões mínimas: breve revisão teórica. **Revista Eletrônica de Engenharia Civil**, v. 14, n. 2, p. 60-70, 2018.
- HORN, J. F. C. **Estimativa de vazão com dados escassos: novas hipóteses para o Método Silveira**. Santa Maria, 2016. 540 p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, UFSM, Santa Maria, 2016.
- MARTINS, D. M. F.; CHAGAS, R. M.; NETO, J. O. M.; JÚNIOR, A. V. M. Impactos da construção da usina hidrelétrica de Sobradinho no regime de vazões no Baixo São Francisco. **R. Bras. Eng. Agric. Ambiental**, v. 15, n. 9, p. 1.054-1.061, 2011.
- SILVEIRA, G. L.; TUCCI, C. E. M.; SILVEIRA, A. L. L. Quantificação de vazão em pequenas bacias sem dados. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 3, n. 3, p. 111-131, 1998.

SILVEIRA, G. L. **Quantificação de vazão em pequenas bacias com carência de dados fluviométricos.** Porto Alegre, 1997. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da UFRGS, Porto Alegre, 1997.

TSCHIEDEL, A. F.; PIZZOL, M. C. D.; NÉRIS, J. L. M.; RIPPEL, M. L.; PAIVA, R. C. D.; BRASIL, C. Determinação da curva de permanência em pequenas bacias utilizando o Método Silveira. *In: Anais [...] XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2017. Florianópolis – SC.*

TUCCI, C. E. M. Regionalização de vazões. *In: TUCCI, C. E. M. Hidrologia: ciência e aplicação. 5. ed. Porto Alegre: UFRGS: ABRH, 2013. p. 573-620.*

Diagnóstico sobre resíduos da construção civil e demolições em Caxias do Sul

Ireni de Sena¹ e Carla Eliana Todero Ritter¹

¹Centro Universitário UNIFTEC (irenedesena79@gmail.com)

Resumo A indústria da construção civil é uma das mais importantes atividades socioeconômicas do Brasil, abrangendo desde a extração de recursos até a construção propriamente dita. Em razão disso, é um setor que gera impactos ambientais negativos, dentre eles, a elevada geração de resíduos sólidos. A Resolução Conama n. 307/2002 relaciona-os com sua correta gestão, subsidia o trabalho na proposição das medidas mitigadoras e também estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão desses resíduos. Assim, o presente trabalho fez uma análise das rotas tecnológicas dos resíduos da construção no Município de Caxias do Sul, destacando os impactos ambientais causados pela destinação incorreta e propôs alternativas para o problema. Quanto à gestão dos Resíduos de Construção e Demolição (RCDs), por meio dos resultados da pesquisa, pôde-se concluir que muitas melhorias necessitam ser implantadas tanto no gerenciamento dos resíduos nos canteiros de obras quanto no gerenciamento desses resíduos por parte do Poder Público, uma vez que não há controle por parte dos órgãos fiscalizadores e nem mobilidade das empresas. Constatou-se que os responsáveis pelas empresas construtoras entrevistados alegam dificuldades em relação ao alto custo do processo de separação e destino final dos RCDs e à falta de mão de obra especializada para a realização da triagem dos resíduos.

Palavras-chave: Resíduos. Construção Civil. Diagnóstico.

Área Temática: Resíduos Sólidos.

Diagnosis of construction waste and demolitions in Caxias do Sul

Abstract *The construction industry is one of the most important socioeconomic activities in Brazil, ranging from the extraction of resources to the construction itself. This is why it is a sector that generates negative environmental impacts, among them the high generation of solid waste. Conama Resolution No. 307: 2002, regulating Waste from Construction and Demolitions (RCD), relates them to its correct management, subsidizes work on proposing mitigating measures and also establishes guidelines, criteria and procedures for the management of such wastes. Thus, the present work made an analysis of the technological routes of construction residues in the city of Caxias do Sul (RS), highlighting the environmental impacts caused by the incorrect destination and proposed alternatives to the problem. As for the management of the RCDs, through the results of the research it was concluded that many improvements need to be implemented, both in the waste management at the construction sites and in the management of this waste by the public power, since there is no control by part of the oversight bodies or company mobility. It was found that those responsible for the construction companies interviewed claimed difficulties in relation to the high cost of the process of separation and final destination of the RCDs and the lack of specialized labor to carry out the sorting of the waste.*

Keywords: *Waste from construction. Environmental impacts. RCD.*

Theme Area: *Solid Waste.*

1 Introdução

A indústria da construção civil é uma das mais importantes atividades socioeconômicas do Brasil, abrangendo desde a extração de insumos até a construção propriamente dita. Ela é responsável pela geração de 13 milhões de empregos,

considerando empregos formais, informais e indiretos (PORTAL PLANALTO, 2016). Em 2015, o setor da construção obteve participação em 5,7% do Produto Interno Bruto (PIB) brasileiro (IBGE, 2015).

Inserida nesse contexto, verifica-se que a construção civil é responsável por impactos consideráveis no meio ambiente. Por isso, pode e deve contribuir para a redução no consumo de recursos naturais com a utilização de produtos sustentáveis, redução dos resíduos gerados na obra e, também, do desperdício (JOHN, 2000).

A disposição irregular dos resíduos em locais pode trazer vários problemas ao ambiente, contaminando o solo e as águas superficiais e subterrâneas, o que oferece abrigo e condições favoráveis ao desenvolvimento de agentes patogênicos e animais sinantrópicos, além do aspecto visual desagradável que propicia, influenciando, de modo negativo, a qualidade de vida da população (SILVA *et al.*, 2015).

Atualmente, o interesse por políticas públicas para os resíduos gerados pelo setor da construção civil tem provocado discussões acerca das questões ambientais. Uma vez que desperdiçar materiais, seja na forma de resíduo seja sob outra natureza, significa desperdiçar recursos naturais, o que coloca a indústria da construção civil no centro das discussões na busca pelo desenvolvimento sustentável nas suas diversas dimensões (SOUZA *et al.*, 2004).

Os resíduos da construção civil e de demolições (RCD) representam aproximadamente 20 a 30% do fluxo de resíduos sólidos gerados pelas cidades dos países desenvolvidos, sendo que nos demais pode alcançar índices bem maiores (MARCHI, 2009).

O trabalho teve como objetivo identificar as rotas tecnológicas dos resíduos da construção civil no município de Caxias do Sul, identificar o impacto ambiental causados por ela e assim propor mecanismos de melhoria para a gestão e diminuição destes resíduos.

2 Procedimento metodológico

2.1 Caracterização da cidade de estudo

A área de referência para o presente estudo foi a cidade de Caxias do Sul – RS, um município brasileiro do estado do Rio Grande do Sul. Localiza-se no nordeste do estado a uma altitude de 817 m sobre o nível do mar, possui área de 1652,308 km² e 435.564 habitantes (IBGE, 2010). É a segunda maior cidade do estado gaúcho, e destaca-se por sua economia alicerçada na indústria, especialmente a do setor metalomecânico (CAXIAS DO SUL, 2014).

2.2 Caracterização das empresas em estudo

De acordo com a Secretaria do Meio Ambiente de Caxias do Sul (Semma), o Município possui atualmente oito empresas registradas que fazem coleta de resíduos da construção civil. Foram listadas oito empresas a fim de analisar o gerenciamento dos RCDs. Após agendamento prévio foi realizada a pesquisa com essas três empresas.

Foi realizada uma pesquisa Survey, método de obtenção de informações que se orienta no interrogatório dos participantes, a fim de se investigar comportamento, intenções, atitudes, motivações e estilo de vida. A pesquisa foi realizada presencialmente. A fim de avaliar a conformidade do destino final dos RCD, buscou-se informações sobre licença de operação das empresas de coleta. De acordo com SINDUSCON (2018), Caxias do Sul, possui 79 incorporadoras e 23 construtoras. Para realizar este estudo após o contato telefônico foi enviado via *e-mail* uma pesquisa para 58 empresas que atuam no ramo da construção civil em Caxias do Sul, a fim de apresentar um resultado da caracterização das empresas, das rotas tecnológicas dos resíduos, dos indicadores de qualidade utilizados e de como está sendo feito o gerenciamento dos resíduos nessas empresas.

2.3 Pesquisa para coleta de dados

Como método de coleta de dados, utilizou-se entrevistas presenciais estruturadas sobre os destinos dos RCDs. As entrevistas foram realizadas presencialmente pela autora deste trabalho mediante prévio agendamento dos horários com os responsáveis pelas empresas. A entrevista foi estruturada na forma de questionário.

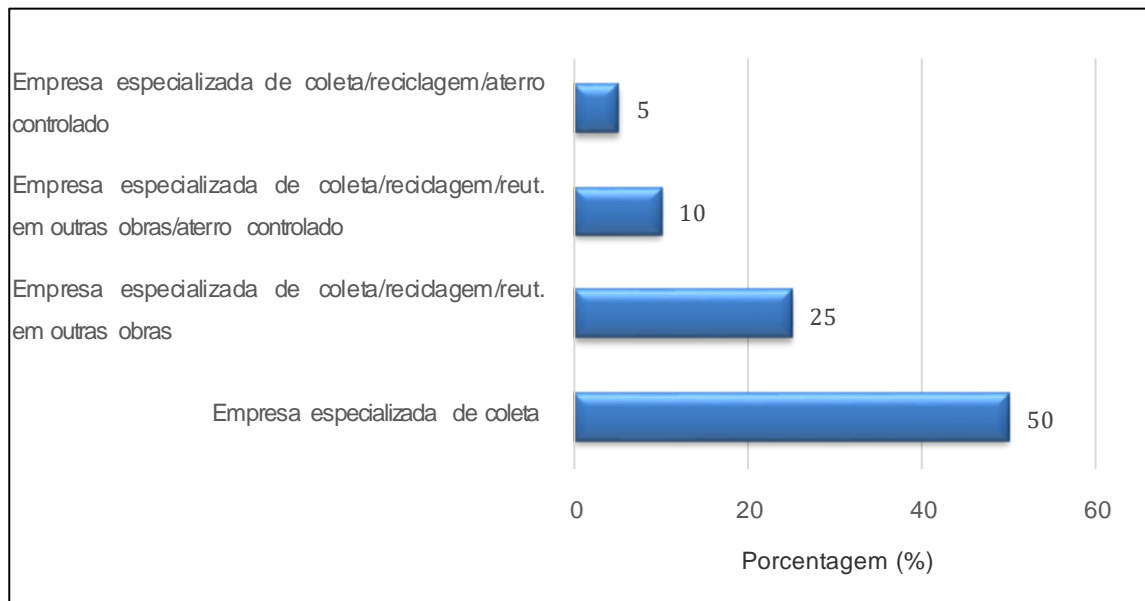
3 Resultados e discussões

A fim de analisar os procedimentos utilizados pelas empresas no que se refere à produção, ao transbordo, à triagem, à reciclagem, à disposição dos RCDs e à gestão dos resíduos foram encaminhados via *uma* pesquisa virtual. O questionário foi encaminhado para 58 empresas construtoras e incorporadoras do ramo da Construção Civil no Município de Caxias do Sul, sendo que 20 dessas empresas responderam à pesquisa. Após a realização da pesquisa, observou-se que, em relação ao tempo de mercado, 60% das empresas atuam há mais de 10 anos no mercado da construção civil seguidas de 35% entre 5 e 10 anos e somente 5% delas atuam há menos de cinco anos.

Quando questionados sobre a destinação dos resíduos sólidos da construção civil, 50% das empresas enviam os resíduos para empresas terceirizadas e especializadas em coleta de resíduos, 25% dizem que, além de enviar para empresas especializadas, ainda

fazem a reciclagem dos resíduos e reutilizam alguns em outras obras, 10% realizam os mesmos processos citados anteriormente, e 5% responderam que enviam para empresas especializadas, que fazem a reciclagem e enviam para aterro controlado (Figura 1). Ressalta-se que a má-disposição dos resíduos sólidos, em locais inadequados, contribui para a degradação ambiental e pode ocasionar problemas de saúde pública, pois esses locais colaboram com a proliferação de vetores de doenças (PINTO, 1999).

Figura 1 – Destino dado aos resíduos da construção civil

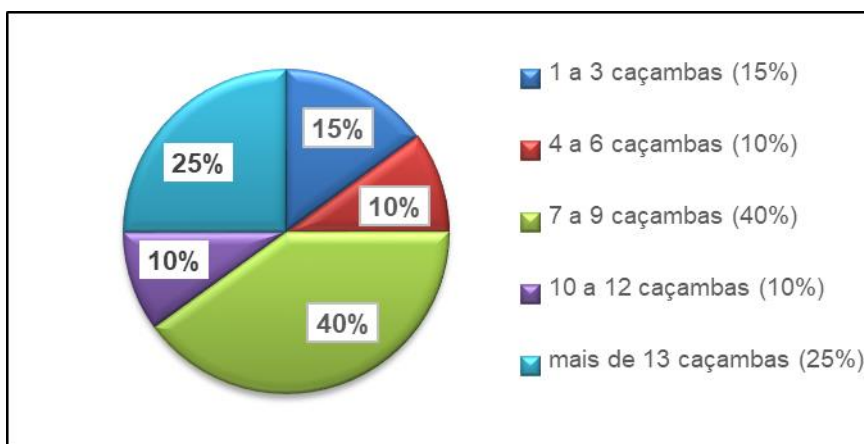


Fonte: Os autores.

Quando questionado se as empresas fazem monitoramento da destinação final dos resíduos da construção civil, das 20 empresas entrevistadas, 55% delas responderam não fazer esse monitoramento. Cabe salientar que o art. 1º da Lei n.12.305/2010 (LEI ORDINÁRIA), institui a responsabilidade compartilhada dos geradores de resíduos. Para estipular a responsabilidade compartilhada, a PNRS considerou gerador toda pessoa física ou jurídica, de direito público ou privado, que geram resíduos sólidos por meio de suas atividades, nelas incluído o consumo.

Em relação aos resíduos sólidos da construção civil gerados por obra construída, 40% das empresas responderam que utilizam de sete a nove caçambas (3 m³), 25% utilizam mais de 13 caçambas, 15% de 1 a 3 caçambas, seguidas de 10% de quatro a seis caçambas e 10% de dez a doze caçambas (Gráfico 1).

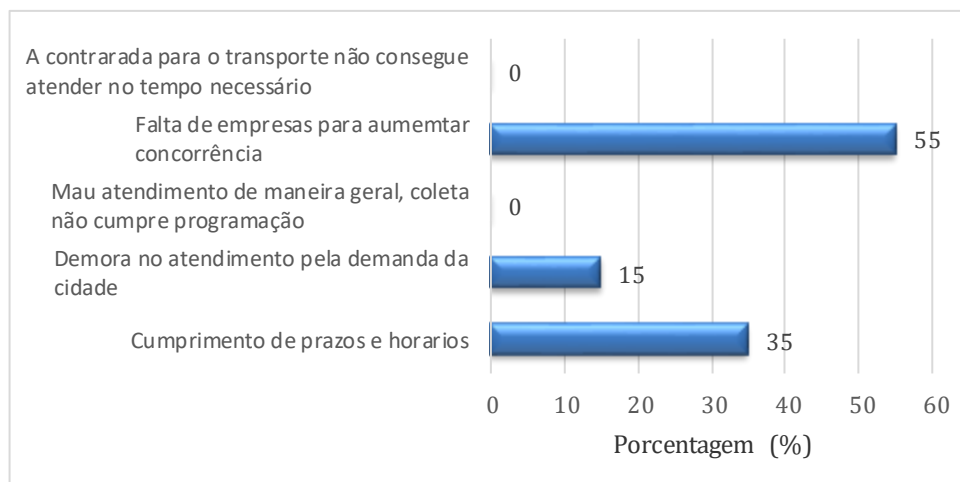
Gráfico 1 – Volume de resíduos sólidos gerados por obra construída



Fonte: Os autores.

Em relação às principais dificuldades para transportes dos resíduos de construção civil, 55% das respostas citaram a falta de concorrência de empresas que fazem a coleta, 35% alegam que a principal dificuldade seja o cumprimento de prazos e horários e 15% responderam que seja a demora no atendimento devido a demanda da cidade.

Gráfico 2 – Principal dificuldade em relação ao transporte dos RCDs



Fonte: Os autores.

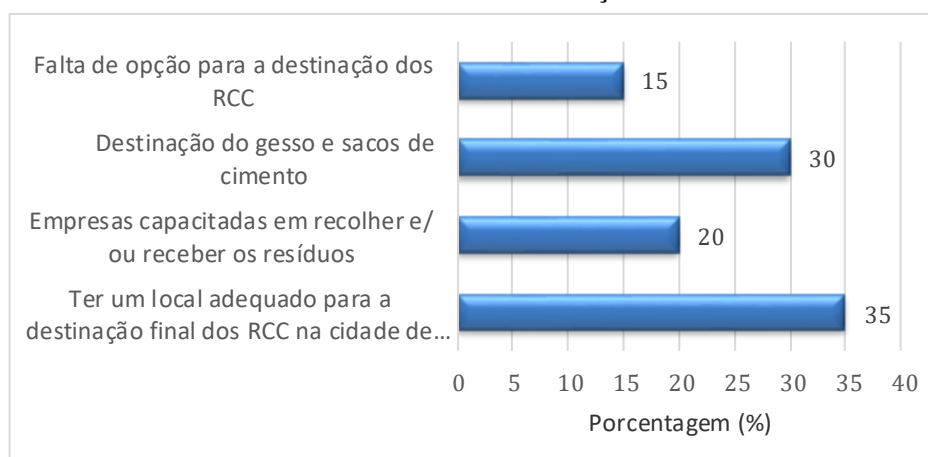
Já com relação à destinação dos RCDs, 35% das empresas responderam que a principal dificuldade é ausência de local no município de Caxias do Sul para o descarte dos resíduos da construção civil, 30% alegam como principal dificuldade a destinação para o gesso e sacos de cimento. Ressalta-se que o entulho de gesso pode ser

aproveitado como adubo para o plantio, retirando, assim, a acidez do subsolo, além de ser um insumo de baixo custo (SOUZA, 2001; VILELA, 2001).

O gesso ainda é um resíduo sólido não muito explorado, mas já existem processos para reaproveitamento desse material, como para adubo do solo. Alguns solos possuem deficiência de cálcio e toxicidade de alumínio. A inserção do gesso supre o solo com cálcio até as camadas mais inferiores e, ainda, ajuda no crescimento das raízes, na correção do PH do solo e na nutrição dele (SOUZA, 2001; VILELA, 2001).

Dos entrevistados, 20% citam, como dificuldade, a falta de empresas capacitadas para recolher ou receber esses resíduos, e, por fim, 15% consideram que a falta de opção para a destinação dos RCDs seja a maior dificuldade (Gráfico 3).

Gráfico 3 – Dificuldades na destinação dos RCDs



Fonte: Os autores.

A pesquisa também abordou a existência do plano de gerenciamento de resíduos da construção civil (PGRCD), 75% responderam não possuir esse plano. Faz-se ressalva que a Resolução Conama n. 307 estabelece, desde o ano de 2005, que os grandes geradores devem incluir projetos de gerenciamento de resíduos em seus projetos de obras, os quais são submetidos ao licenciamento nos órgãos competentes (CONAMA, 2014). Salienta-se que os pequenos geradores não têm necessidade de elaboração de PGRCD, no entanto, têm obrigação de propiciar a destinação adequada dos resíduos provenientes da construção civil, os quais incluem os originários da demolição conforme determina a legislação.

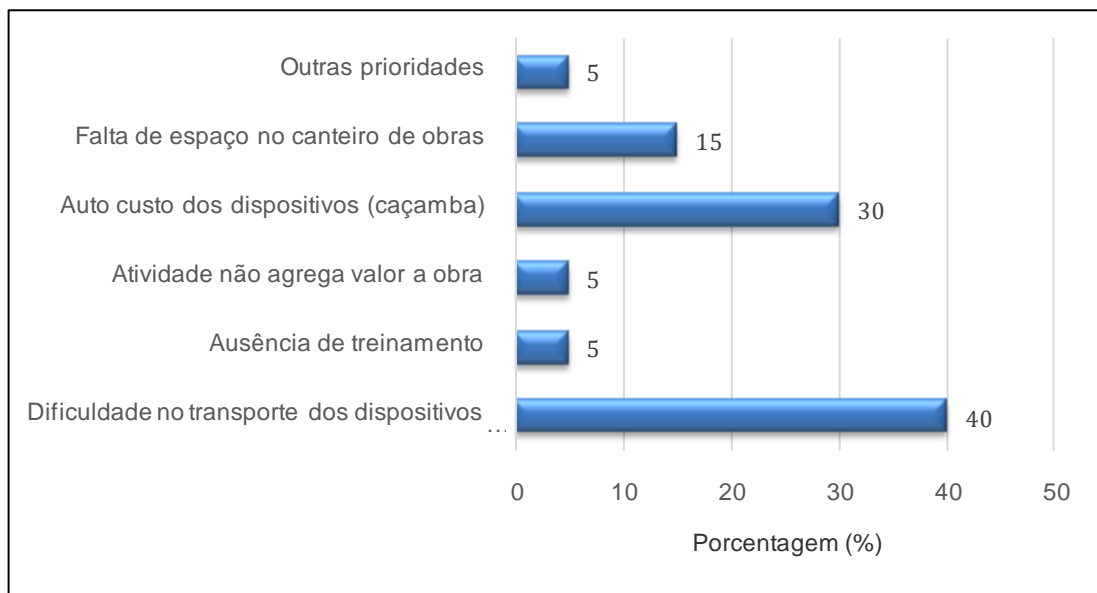
Quanto à caracterização e à quantificação dos RCDs, 60% das empresas não realizam esse processo. Reforça-se que o processo de caracterização dos resíduos sólidos traz diversos benefícios, uma vez que permite subsidiar o planejamento das

atividades de gestão, bem como avaliar o potencial de reutilização, reciclagem e recuperação dos resíduos gerados. Esse processo, quando adotado como primeiro passo na obra, viabiliza melhorias futuras nas ações de gerenciamento já adotadas (MOURA *et al.*, 2012). Por meio da análise de composição gravimétrica, é possível identificar problemas e lacunas presentes nos sistemas de gestão.

De acordo com a respostas dos responsáveis pelas empresas, a não caracterização e a quantificação destes resíduos se dá em 30% pelo fato de que não agrega valor à obra, 45% alegam dificuldade de mão de obra qualificada, 5% pela falta de equipamentos, e 20% afirmam ter outras prioridades.

Quando questionados sobre os fatores que mais dificultam o correto acondicionamento dos resíduos da construção civil, 15% das respostas citam que é a falta de espaço no canteiro de obras, 40% alegam ser o transporte dos dispositivos no canteiro de obras, 5% ausência de treinamento, 5% responderam que não agrega valor a obra, 30% alto custo do dispositivo de coleta, e 5% dizem ter outras prioridades (Gráfico 4). Visando a identificar práticas que poderiam reduzir a quantidade de resíduos nos canteiros de obras, a pesquisa abordou o que as empresas consideram importante para essa redução, e 30% citam ser necessária a alteração no processo construtivo, visando a uma menor geração de resíduos.

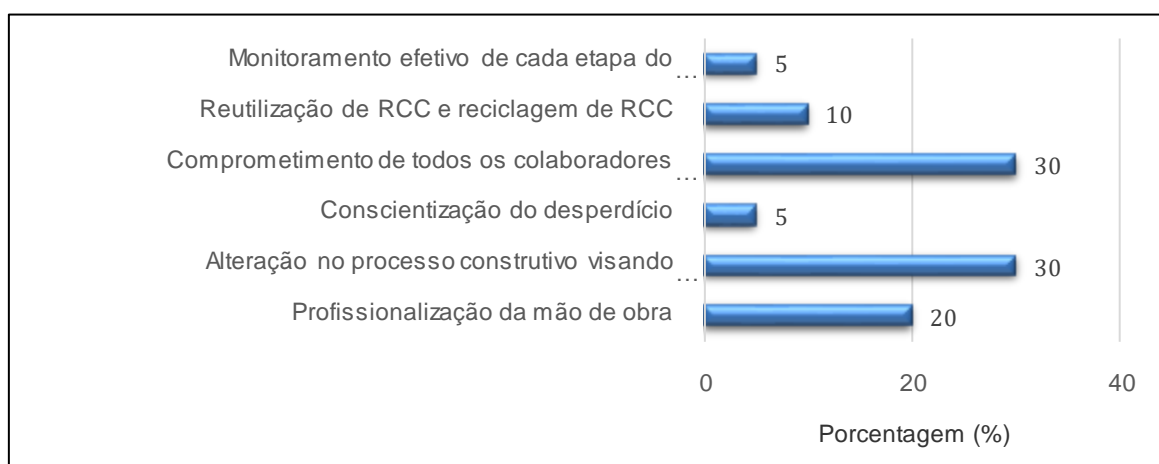
Gráfico 4 – Fatores pelos quais a empresa não realiza o acondicionamento correto dos RCD



Fonte: Os autores.

Para Pinto (1999), no processo construtivo, o alto índice de perdas do setor é a principal causa do entulho gerado, embora nem toda perda se transforme, efetivamente, em resíduo, pois uma parte acaba ficando na própria obra. Desses, 30% falam no comprometimento de todos os colaboradores na redução dos resíduos, 20% ressaltam a importância da mão de obra qualificada, 10% consideram que a reutilização e a reciclagem dos RCCs reduziram a quantidade de resíduos, e 5% acham que para que essa redução de resíduos aconteça deveria haver a conscientização do desperdício entre os colaboradores (Gráfico 5).

Gráfico 5 – Ações que poderiam reduzir a quantidade de resíduos na sua obra



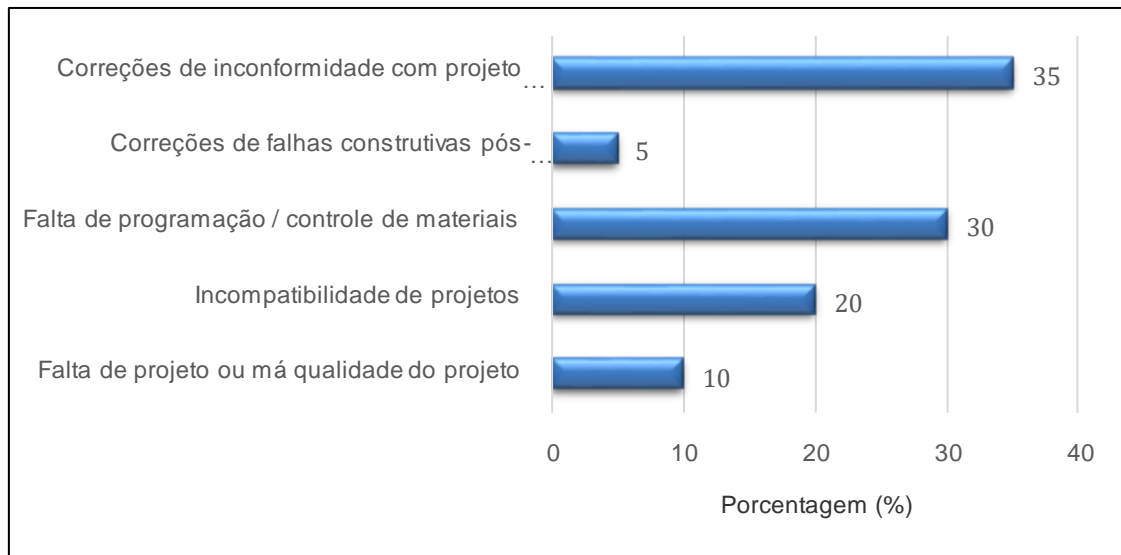
Fonte: Os autores.

Outra questão abordada na pesquisa foi a das dificuldades que as empresas têm para fazer a triagem dos resíduos no canteiro de obras; 45% das empresas citam que a falta de mão de obra qualificada é o fator que dificulta a segregação; 20% consideram que a dificuldade se dá pela falta de espaço no local; 15% acreditam que seja a ausência de dispositivos (caçambas), 5% julgam que o fato de esse serviço não estar previsto no orçamento dificulta a triagem, e, por fim, 5% dizem que outras prioridades dificultam a triagem dos resíduos no canteiro de obras.

Quanto ao questionamento sobre as principais ocorrências de perdas e desperdícios no canteiro de obras, 35% das empresas responderam ser a correção de inconformidades com o projeto durante a execução, 30% reportaram que é a falta de programação e o controle dos materiais. Dos entrevistados, 20% citam que é a incompatibilidade dos projetos com a razão das perdas e desperdícios, 10% revelam que

é a falta de projetos ou a má-qualidade deles, e 5% alegam que é a correção de falhas construtivas pós-entrega e dentro do prazo de garantia. (Gráfico 6).

Gráfico 6 – Principais ocorrências de perdas e desperdícios no canteiro de obras



Fonte: Os autores.

Outra abordagem da pesquisa foi analisar as dificuldades em relação à mão de obra, quanto à não geração de resíduos e/ou redução de perdas e desperdícios no canteiro de obras. Vieira (2006) destaca que os gestores têm uma preocupação maior com os aspectos técnicos do projeto arquitetônico-estrutural, sem a merecida preocupação com o desperdício, os prazos e retrabalhos, ou seja, com o gerenciamento do fluxo dos suprimentos.

Observou-se que 45% das respostas consideram que a principal dificuldade em relação à mão de obra esteja na falta de comprometimento dos empreiteiros e subempreiteiros da obra. Desses 30% relatam que a maior dificuldade é a rotatividade das equipes, 15% alegam a falta de comprometimento dos empregados próprios, e 10% consideram a falta de planejamento

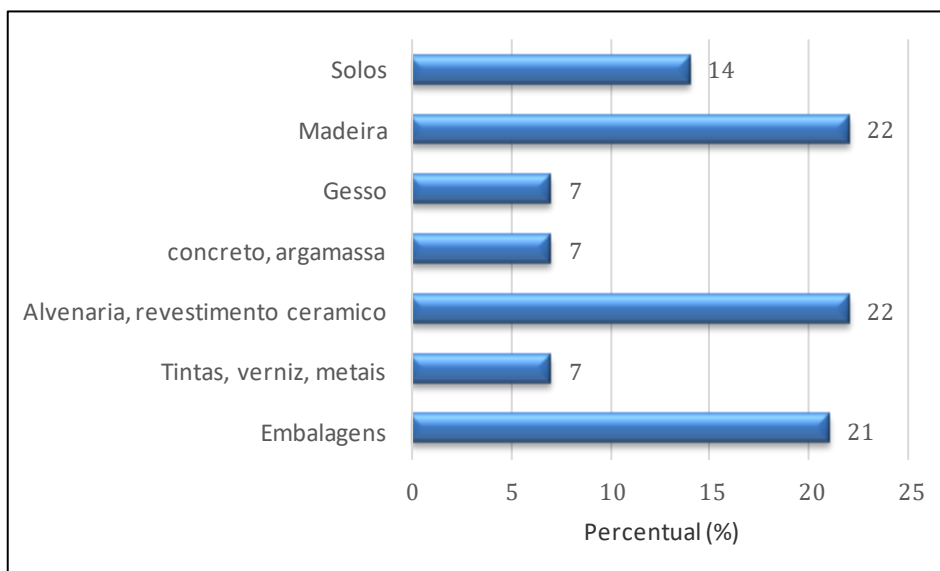
Da análise da percepção das empresas em relação às dificuldades no reaproveitamento dos resíduos da construção civil, 50% delas consideram que seja o desconhecimento de formas de reúso, 35% delas dizem ser o fato de a empresa ter outras prioridades, 10% afirmam ser a falta de tempo, e 5% relatam que é a possível queda de produção que está ocasionando isso durante o processo de reaproveitamento.

Com relação aos principais materiais que constituem o entulho recolhido pelas empresas, 21% corresponde às embalagens, 22% à madeira, 22% a resíduos de

alvenaria e a revestimento cerâmico, 7% gesso, 7% concreto e argamassa, e 14% a embalagens (Figura 8).

Quando indagadas se a empresa já havia sofrido alguma intervenção por parte dos órgãos públicos, duas delas responderam *sim*, sendo que uma delas sofreu uma paralização de 100 dias, e a outra, interdição de aterro e multa. Todas as empresas entrevistadas responderam que possuem licença de operação no órgão competente. Quando questionadas sobre o conhecimento de deposição irregular de resíduos, duas das empresas responderam ter conhecimento de áreas com deposição irregular, porém não citaram os locais.

Gráfico 7 – Materiais que mais predominam no contêiner de coleta



Fonte: Os autores.

Referências

CONAMA. **Resolução n. 348, de 16 de agosto de 2004**. Altera a Resolução Conama n. 307, de 5 de julho de 2002, incluindo o amianto na classe de resíduos perigosos. Diário Oficial da União (Brasília).

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Contas Nacionais Trimestrais: Indicadores de Volume e Valores Correntes** – outubro/dezembro 2010. Brasília: 2010. 40 p.

IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico – PNSB**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas-novoportal/multidominio/meio-ambiente/9073-pesquisa-nacional-de-saneamento-basico.html?=&t=o-que-e>. Acesso em: 17 set. 2018.

MARCHI, C. M. D. F. Cenário mundial dos resíduos sólidos e o comportamento corporativo brasileiro frente à logística reversa. **Perspectivas em Gestão & Conhecimento**, v. 1, n. 2, art. 7, p. 118-135, 2011.

SANTOS, A. L. **Diagnóstico ambiental da gestão e destinação dos resíduos de construção e demolição (RCC)**: análise das construtoras associadas ao Sinduscon/RN e empresas coletoras atuantes no Município de Parnamirim – RN. 2009. 107 f. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia de Produção) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal, 2009.

SANTOS, A. N. **Diagnóstico da situação dos resíduos de construção e demolição (RCD) no Município de Petrolina**. 2018. Dissertação. (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Unicap, São Paulo, 2008. 111 p.

SANTOS, H. H. V. **O uso do wood frame na construção de edificações públicas escolares sustentáveis no estado do Paraná**. Monografia (Especialização em Construção de Obras Públicas) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2010.

SILVA, Otavio Henrique da *et al.* Etapas do gerenciamento de resíduos da construção civil. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, Santa Maria, v. 19, n. 1, p. 39-48, out. 2015.

Gestão dos resíduos da construção civil: possibilidades

Ireni de Sena¹, Carla Eliana Todero Ritter¹

¹ Centro Universitário UNIFTEC e-mail: irenedesena79@gmail.com e cetodero@gmail.com

Resumo: A indústria da construção civil é uma das mais importantes atividades socioeconômicas do Brasil, abrangendo desde a extração de recursos até a construção propriamente dita. Em razão disso, é um setor que gera impactos ambientais negativos, dentre eles, a elevada geração de resíduos sólidos. A Resolução Conama n. 307/2002, regulamentadora dos resíduos da construção civil e demolições (RCDs) e relaciona com a correta gestão, subsidia o trabalho na proposição das medidas mitigadoras e também estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão desses resíduos. Nessa resolução, há instrumentos que pontuam as responsabilidades de cada envolvido na geração dos mesmos: construtoras, fornecedores e empresas de transporte de resíduos sólidos. Assim, o presente trabalho fez uma análise das possíveis formas de gestão de obras e de produção e o destino de resíduos. Quanto à gestão dos resíduos, tanto no gerenciamento dos resíduos nos canteiros de obras quanto no gerenciamento destes resíduos por parte do Poder Público, verifica-se que não há controle por parte dos órgãos fiscalizadores e nem mobilidade das empresas. O comércio de resíduos, a utilização de materiais de baixo impacto ambiental, o uso de tecnologias de monitoramento são algumas das alternativas propostas para minimizar os danos gerados pelos RCDs.

Palavras-chave: Resíduos da construção civil. Impactos ambientais. RCDs.

Área Temática: Resíduos Sólidos.

Construction waste management: possibilities

Abstract the civil construction industry is one of the most important socioeconomic activities of Brazil, covering from the extraction of resources to the construction propriety said. In reason it is a sector that generates negative environmental impacts, within them, the high generation of solid waste. Conama resolution no. 307: 2002, regulatory waste of civil construction and demolitions (rcd) and related to correct management, supersedes work in proposing mitigating measures and also establishes guidelines, criteria and procedures for the management of waste residues. In these resolutions, there are instruments that show the responsibilities of each involved in their generation: builders, suppliers and solid waste transportation companies. Therefore, this work has analyzed the possible forms of management of works and production and the desire of waste. Regarding the management of the rcd, whether in managing waste in the roads of works and in the management of these residues by the public authority, check that there is no control by the supervisory bodies and no mobility of the companies. Waste trade, the use of materials of low environmental impact, the use of monitoring technologies are some of the alternatives proposed to minimize the damages generated by the rcd.

Keywords: Waste of civil construction. Environmental impacts. RCDs.

Theme Area: Solid Waste.

1 Introdução

A construção civil é uma atividade que gera grandes impactos ambientais, pois utiliza recursos naturais, modifica o meio ambiente e produz um grande volume de resíduos. Diante desse fato, nas últimas décadas, vem aumentando a preocupação quanto à disposição final dos resíduos gerados por ela (TESSARO; DE SÁ; SCREMIN, 2012).

A questão dos resíduos sólidos ganhou relevância nos últimos 30 anos, inicialmente restrita a pequenos círculos iniciados no pós-guerra, o debate sobre a destinação dos

resíduos foi ganhando adeptos a partir da década de 80 e se tornou uma das grandes preocupações socioambientais no final do século XX (PRATA, 2018). Durante a ECO-92 e a definição da Agenda 21, houve um destaque à necessidade urgente de se implementar um adequado sistema de gestão ambiental para os resíduos sólidos (GÜNTHER, 2000).

Nos anos 80, em virtude da escassez de áreas para a disposição final de Resíduos da Construção civil (RCDs), na Europa e nos Estados Unidos, a reciclagem e a minimização de resíduos passaram a ser objeto de atenção especial do setor da construção civil, e diversas políticas públicas foram implementadas com esse objetivo. Para tanto, a legislação ambiental brasileira veio, de forma gradativa, estabelecendo ou incluindo a questão dos resíduos sólidos no ordenamento jurídico (PUT, 2001).

No ano de 1981, foi instituída a Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA) por meio da Lei n. 6.938 e regulamentada pelo Decreto n. 99.274, de 6 de junho de 1990. A PNMA constituiu um dos maiores avanços da legislação ambiental brasileira, uma vez que esse foi o primeiro diploma legal que tratou do meio ambiente como um todo, não regulando de maneira fragmentária determinados recursos ambientais (SANTIAGO, 2013).

A PNMA estabelece, no art. 2º seu objetivo como:

A Política Nacional do Meio Ambiente tem por objetivo a preservação, melhoria e recuperação da qualidade ambiental propícia à vida, visando assegurar, no País, condições ao desenvolvimento socioeconômico, aos interesses da segurança nacional e à proteção da dignidade da vida humana (BRASIL, 1981).

Contudo, a questão ambiental no Brasil e especialmente a questão dos resíduos começou a ser tratada de forma especial, após a promulgação da Constituição Federal de 1988, que disciplina a questão ambiental no Capítulo VI, cujo art. 225 estabelece:

Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações (BRASIL, 1988).

Os resíduos sólidos apresentam várias definições normativas, sendo que a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) por meio da Norma Brasileira (NBR) 10.004 (2004) no item 3.1, define resíduo sólido como

resíduos nos estados sólido e semissólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível (ABNT, 2004).

Já a Política Nacional de Resíduos Sólidos conceitua resíduo no art. 3º, XVI, como

material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnicas ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível (BRASIL, 2010).

2 Propostas de operacionalização da gestão dos resíduos

Aspectos construtivos, mercadológicos, comportamentais e de fiscalização impactam a gestão dos resíduos sólidos da construção civil e demolições. Esses aspectos relacionam fatores desde o projeto inicial da obra, as manutenções e o destino final.

2.1 Aspectos construtivos

De acordo com a Câmara da Indústria da Construção (2008), para incorporar práticas de sustentabilidade na construção civil, é fundamental que o setor se engaje como um todo, mudando a forma de produzir e gerir as obras. Para isso deve-se introduzir, gradativamente, ações que visem à sustentabilidade, buscando soluções economicamente relevantes e viáveis, socialmente responsáveis e ambientalmente favoráveis para cada empreendimento.

A Associação Brasileira para Reciclagem de Resíduos da Construção Civil e Demolição – Abrecon (2018) alega que para uma obra ser sustentável como um todo, não precisa se utilizar, em nenhuma hipótese, recursos naturais, como pedreiras, cascalhos, terra ou material congênere. A mesma ainda salienta que a reciclagem, além de contribuir com a limpeza da cidade, poupa rios, represas, terrenos baldios; o esgotamento sanitário alivia o impacto nos aterros sanitários e lixões e até ameniza alagamentos e enchentes, uma vez que não vai parar em bueiros e não impermeabiliza o solo.

Dentro desse contexto, pode-se citar algumas técnicas construtivas que vêm sendo criadas ou aperfeiçoadas, em substituição a técnicas tradicionais que geralmente geram maior desperdício de materiais e, conseqüentemente, mais resíduos.

As construções a seco, popularmente conhecidas como sistemas *drywall*, são uma grande tendência nos Estados Unidos e em outros países desenvolvidos e vem se popularizando aqui no Brasil.

Segundo a Associação Brasileira de Drywall, o consumo de chapas utilizadas para essa técnica cresceu quase 30 vezes na última década, no Brasil, comprovando o

aumento de popularidade desse tipo de construção. Essa associação destaca alguns sistemas de construção a seco que são tendência no mercado.

- Sistema de placas de gesso; *Drywall* são placas de gesso montadas sobre uma estrutura de aço, cobertas de papel cartonado, que podem ter diferentes espessuras. As paredes normalmente são compostas de duas placas de gesso.
- Sistema parede dupla de concreto; as paredes de concreto chegam prontas ao local da obra. Duas paredes são ligadas entre si por uma armadura em treliça que tem função estrutural. Assim que instaladas, o espaço entre elas pode ser preenchido por concreto, poliuretano expandido ou isopor.

Segundo o Instituto Brasileiro de Concreto (2018), um ponto a ser destacado, no sistema de paredes duplas, é a possibilidade de essas serem entregues com as caixas elétricas instaladas, assim como com os pontos hidráulicos. Os conduítes e os tubos hidráulicos também são instalados entre as placas durante o processo produtivo, evitando, assim, que paredes sejam rasgadas na obra, e que material seja desperdiçado.

- Sistema *Stell Frame*; perfis de aço galvanizado são conformados a frio e montados para serem usados como um esqueleto estrutural. As estruturas são montadas sobre uma fundação utilizando chumbadores. O acabamento pode ser feito com diversos materiais como forros de madeira ou *drywall*.

De acordo com Agência Brasileira de Desenvolvimento Industrial (Abdi), a utilização de aço, na construção, faz com que os impactos da obra tanto urbanos como ambientais sejam reduzidos, principalmente devido ao menor volume de entrada de materiais e saída de resíduos, o que contribui para a sustentabilidade do empreendimento – menor quantidade de circulação de caminhões para a obra e de resíduos a serem descartados.

A ideia principal do *Steel Frame* é que se existir algum tipo de sobra de resíduo na obra, o material não poderá ser considerado lixo. Tudo aquilo que sobrar será levado até uma estação de tratamento e reciclagem. Comparativamente, o sistema construtivo em *Wood Frame* utiliza, como estrutura, perfis de madeira leve de reflorestamento tratadas, apresentando resistência à umidade, a pragas e a incêndio. O acabamento como no sistema construtivo em *Stell Frame* pode ser feito com diversos materiais como forros de madeira ou *drywall*.

Além do consumo energético, o sistema em *Wood Frame* apresenta, desde a extração de matéria-prima até a montagem de painéis, uma redução de 85% na geração de resíduos da construção civil e de 90% no consumo de recursos hídricos de acordo com a empresa Tecverde (2018). Santos (2010) levantou alguns dados referentes aos

benefícios do uso do *Wood Frame*, em comparação à construção convencional, para o meio ambiente:

- a) A construção em madeira produz 47% a menos de poluição no ar;
- b) A produção é reduzida em 23% de resíduos sólidos na construção;
- c) Requer 57% a menos de energia de produção;
- d) A emissão de gases causadores do efeito estufa reduzida em 81%; e
- e) Descarta 3,5 vezes menos dejetos nas águas.

Os painéis de poliestireno expandido são montados sobre telas ou estruturas de aço que garantem a eles uma boa resistência e com baixo peso. Segundo a LCP Engenharia e Construções, esse sistema pode receber qualquer tipo de revestimento e proporciona obras limpas, pois produz baixa quantidade de resíduos. Outros fatores que também contribuem para sua escolha são a facilidade de implementação e a redução dos custos finais, pois dispensa grandes equipes de instalação (o que reduz o custo da mão de obra e encargos). Com ele, é possível, ainda, ter controle de todo o material utilizado na obra.

O poliestireno expandido (isopor) tem vários destinos, dentre eles a fabricação do concreto leve para regularização de lajes em geral, painéis de fechamento, elementos pré-fabricados, pavimentos, podendo atingir densidades aparentes que variam entre 300 kg/m³ e 1.600 kg/m³ (ABRAPEX, 2007).

O isopor – poliestireno expandido – é um polímero rígido com inúmeras aplicações e que pode ser totalmente reciclado para voltar à condição de matéria-prima para ser utilizado principalmente em construção civil (concreto leve, argamassa, peças para lajes, blocos, etc.) (ABRAPEX, 2010).

De acordo com a Abdi, os processos construtivos industrializados podem oferecer melhores condições e maior controle do desempenho ambiental, com a redução da geração de resíduos, emissão de CO₂, uso de energia e água no processo de fabricação e no canteiro de obras. Considerando que o processo de fabricação tem maior controle, há maior facilidade no levantamento de dados, por exemplo, para a avaliação do ciclo de vida (ACV), que permite demonstrar, com mais transparência, o desempenho ambiental de produtos e processos. Spadeto (2011) ressalta, ainda, em relação à sustentabilidade, que, na construção industrializada, há menor consumo e perda de materiais, otimização da mão de obra, minimização de retrabalhos, maior redução da quantidade de resíduos gerada e de consumo de energia.

2.2 Aspectos mercadológicos

Atualmente, o Brasil dispõe de plataformas de comercialização de resíduos da construção civil. Essas plataformas são de empresas privadas que servem para integrar interessados no comércio de resíduos e, sobretudo, estruturar uma rede de contatos que garanta o oferecimento de soluções para compra, venda, tratamento e transporte de resíduos em escala nacional.

As plataformas *on-line* de compra e venda, são basicamente mercados virtuais que permitem a interação e a negociação entre compradores e vendedores de certos tipos de produto. Vendedores criam seus anúncios enviando fotos, preço e quantidade disponível do produto que desejam vender, e os compradores interessados podem realizar a compra desse material de maneira segura, inteiramente *on-line*. Desse modo, essas plataformas *on-line* fornecem ferramentas e oportunidades que facilitam e tornam menos custoso o processo de compra e venda, agindo como um agregador de informações e possibilitando a conexão entre compradores e vendedores de todo tipo de resíduo.

Para empresas que compram resíduos, receber ofertas constantes de fornecimento vindas de diversas empresas espalhadas pelo Brasil inteiro é garantia de preço bom e fluxo contínuo de matéria-prima. Conforme Simeão e Morais (2010), para o comprador, existe a vantagem do preço, dado que a matéria-prima virgem é naturalmente mais cara que um resíduo reaproveitado. Assim, todos os intervenientes lucram com a transação, estando-se a poupar nos recursos naturais e a diminuir a quantidade de resíduos produzida.

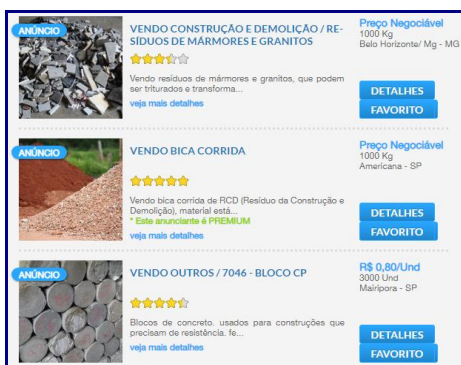
As empresas que conseguem enxergar oportunidades nos resíduos que produz pode transformar o lixo em lucro de muitas formas, basta ter visibilidade de negócio e disposição para encontrar a melhor estratégia para a organização (PORTAL SANEAMENTO BÁSICO, 2018).

Pode-se citar como exemplo um mercado de venda e compra de resíduos a plataforma *startup B2blue.com*, criada por uma paulistana Mayara Okura, bacharel em Gestão Ambiental. Segundo a revista *Pequenas Empresas & Grandes Negócios* (2017), a B2Blue faturou cerca de R\$ 3 milhões. A plataforma é *on-line* e foi desenvolvida a fim de conectar indústrias e empresas que queiram fazer comércio de seus resíduos gerados. O processo se dá da seguinte forma.

Com base nas informações dadas pelos interessados, a plataforma conecta empresas que querem vender seus resíduos a outras que estejam interessadas em comprá-los e usá-los como matéria-prima com valor mais em conta. Esse mercado de resíduos é simples; a empresa que tiver interesse se cadastra de forma gratuita,

registrando o resíduo que tem interesse em vender (ou comprar), e a plataforma, de maneira automática, encontra as empresas que têm interesse nesse resíduo (Figura 1).

Figura 1 – Anúncio dos resíduos por meio plataforma B2blue



Fonte: B2blue, 2018.

2.3 Aspectos comportamentais

Segundo Ruffino (2002), a Educação Ambiental é um processo no qual são trabalhados compromissos e conhecimentos capazes de levar o indivíduo a repensar sua relação com o meio, de forma a garantir mudança de atitudes em prol da melhoria da qualidade de vida da sociedade na qual está inserido, bem como reverter situações que possam comprometer a sobrevivência das espécies animais e vegetais e, consequentemente, a manutenção da vida no Planeta.

Cabe ressaltar que um bom planejamento unido com uma boa Educação Ambiental, se obtém uma redução de acidentes com operários, reduz a perda de matéria-prima e de resíduos, e ainda minimiza os danos ao meio ambiente. Conforme Limmer (1997, p. 16), “o planejamento e o controle implicam um processo decisório contínuo, uma vez que planejar é decidir por antecipação, e controlando de forma objetiva, fundamentalmente, conhecer e corrigir os desvios que venham a ocorrer em relação ao planejado”.

Para Mattos (2010) a construção civil é uma atividade que envolve grande quantidade de variáveis e se desenvolve em um ambiente particularmente dinâmico e mutável. Segundo o autor, gerenciar uma obra adequadamente não é um dos trabalhos mais fáceis. Neste contexto muita improvisação ainda tem lugar nos canteiros de obras por todo o mundo”.

Para que haja um eficiente gerenciamento dos resíduos da construção civil, é importante o entendimento de todos os envolvidos quanto aos motivos que levam à aplicação de determinadas práticas na obra. É fundamental que as empresas elaborem

ações educativas sensibilizando todos os envolvidos. O que pode ser feito através de campanhas de conscientização entre engenheiros, arquitetos, operários e mestres de obra. Isso poderia ser feito por meio de palestras, dinâmicas, treinamentos e outras abordagens educativas, visando a ajustar o comportamento dos envolvidos; os benefícios virão através de ações educativas. Lembrando que essas práticas devem ser realizadas durante todo o processo de construção.

Mattos (2010) ainda descreve algumas ações que poderiam ser implantadas nos canteiros de obra, visando a uma gestão mais eficaz no controle dos resíduos da construção civil:

- Desenvolver soluções para os resíduos através de práticas de reciclagem e reúso.
- Fazer a triagem e segregação dos resíduos no início, durante e na fase final da obra para uma correta destinação.
- Treinar os mestres de obras para que repassem o conhecimento adquirido para os outros operários nos canteiros de obras.
- Criar um *layout* do canteiro de obras bem-definido para evitar perdas no transporte dos depósitos até o local de trabalho.
- Elaborar metas de minimização dos resíduos, ou seja, quando alcançadas, os envolvidos ganhem alguma bonificação.
- Monitorar de forma contínua, a fim de verificar se, realmente, as ações estão sendo desenvolvidas de forma correta.
- Reuniões ambientais devem ser realizadas a fim de coletar com os operários relatos de não conformidade ambiental.

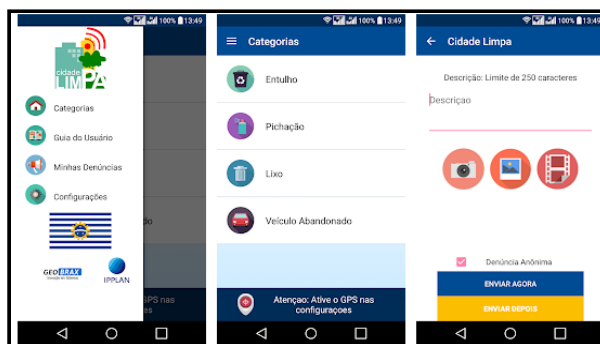
Entretanto, sabe-se que, para a adoção dessas ações, é essencial que todos os envolvidos estejam engajados para essa mudança de comportamento, pois, somente assim, haverá uma modificação na cultura organizacional da empresa.

2.4 Fiscalização

Fiscalização é uma das maneiras para efetivar o cumprimento da legislação. Um exemplo é a cidade de São José dos Campos – SP, a qual faz o monitoramento e a fiscalização através de um aplicativo *on-line* dos resíduos da construção civil. Por meio de um aplicativo, a população pode denunciar ou informar sobre o descarte irregular de resíduos da construção civil. O aplicativo “Cidade Limpa” está disponível para ser baixado, gratuitamente, em celulares e permite ao cidadão registrar ocorrências de

irregularidades no Município (Figura 2). O aplicativo “Cidade Limpa” possui conexão com o Departamento de Fiscalização da Prefeitura de São José e permite ao cidadão enviar denúncias por foto ou vídeo, descrição do fato, assim como a localização GPS (se ativo no aparelho).

Figura 2 – Aplicativo “Cidade Limpa” (São José dos Campos – SP)



Fonte: *GooglePlay* (2018).

Seguindo o mesmo caminho, a cidade de Vila Velha – ES também está implantando esse tipo de monitoramento *on-line* por meio de um aplicativo “Coletas *on-line*” que é um programa que viabiliza o Controle de Transporte de Resíduos (CTR Eletrônico), que será utilizado pela Prefeitura, integrando os elos da cadeia de resíduos da construção civil, que são os geradores (pessoas ou empresas), os transportadores (caçambeiros) e os receptores (aterros e outros pontos regulares de entrega). O cidadão pode enviar uma foto e informações de pontos onde o entulho estiver sendo descartado irregularmente. Fiscais da Coordenação de Posturas, agentes da Guarda Municipal e servidores da Fiscalização Ambiental serão acionados pelo aplicativo para averiguar as irregularidades. Com a ajuda da população, a Prefeitura poderá realizar a limpeza e o monitoramento dos pontos viciados da cidade.

3 Considerações finais

Ponto relevante é que poucas são as construtoras que possuem políticas internas e programas de adequação de seus processos construtivos visando a um consumo mais responsável dos recursos e a consequente preservação ambiental. Ressaltando que a fiscalização exerceria papel fundamental nesse aspecto, uma vez que, se fosse efetiva, acabaria com o pensamento de que se o seu concorrente não executa determinada prática, a empresa não tem obrigação de aumentar seu custo adotando-a.

Verifica-se, também, a falta de ações públicas que incentivem e orientem a reciclagem e a reutilização dos resíduos da construção civil, desde sua geração até o

produto final da reciclagem, podendo adotar meios de o gerador utilizar o próprio produto da reciclagem em suas obras já que uma das respostas da pesquisa é que algumas das empresas não fazem a reciclagem por desconhecimento de formas de reúso.

Referências

ABDI. AGÊNCIA BRASILEIRA DE DESENVOLVIMENTO INDUSTRIAL. **Manual da Construção Civil**. Disponível em: <http://www.abcem.org.br/site/arquivos/manual-versao-digital-selecao.pdf>. Acesso em: 16 nov. 2018.

ABRAMAT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA MATERIAIS DE CONSTRUÇÃO. **Manual da Construção industrializada**. Disponível em: <http://www.abramat.org.br/datafiles/publicacoes/manual-construcao.pdf>. Acesso em: 15 nov. 2018.

AECWEB, **Projeto com drywall pode ter diferentes condições de Resistência ao fogo**. Disponível em: https://www.aecweb.com.br/cont/m/rev/projeto-com-drywall-pode-ter-diferentes-condicoes-de-resistencia-ao-fogo_18027_10_0. Acesso em: 17 nov. 2018.

ABRECON. **Brasileiro produz por ano meia tonelada de resíduos de construção civil**. Disponível em: <http://abrecon.org.br/brasileiro-produz-por-ano-meia-tonelada-de-residuos-de-construcao-civil/>. Acesso em: 2 jul. 2018.

ABRELPE. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil**. 2016. Disponível em: http://www.abrelpe.org.br/panorama_apresentacao.cfm. Acesso em: 30 maio 2018.

MATTOS, A. D. **Planejamento e controle de obras**. São Paulo, SP: Ed. Pini, 2010.

MMA. **Agenda 21 Brasileira**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/responsabilidade-socioambiental/agenda-21/agenda-21-brasileira>. Acesso em: 2 jul. 2018.

MINISTÉRIO DAS CIDADES. Disponível em: http://pbqp-h.cidades.gov.br/pbqp_apresentacao.php. Acesso em: 4 jun. 2018.

STEEL FRAME: **Construção sustentável**. Disponível em: <http://www.sulmodulos.com.br/steel-frame-construcao-sustentavel/>. Acesso em: 17 nov. 2018.

TECVERDE. **Produção industrializada do sistema construtivo**. Disponível em: <http://www.tecverde.com.br/sistema-construtivo/>. Acesso em: 2 nov. 2018.

VIEIRA, Helio Flavio. **Logística aplicada à construção civil**: Como melhorar o fluxo de produção nas obras. São Paulo: Pini, 2006.

Utilização da compostagem como técnica de reaproveitamento da parcela orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos

Pamela Bia Pasquali¹, Ritielli Berticelli², Aline Pimentel Gomes³

¹Universidade de Passo Fundo (pbp.pasquali@hotmail.com)

²Universidade de Cruz Alta (ritiberticelli@yahoo.com.br)

³Universidade de Passo Fundo (alinegomes1977@hotmail.com)

Resumo: A separação da matéria orgânica pela população apresenta práticas e medidas educativas incipientes, quando comparada às campanhas de separação e recicláveis, além da resistência cultural. Isso ocorre porque a abordagem, quanto ao tratamento dos resíduos sólidos orgânicos, está focada na diminuição de volume para disposição em aterro sanitário, sendo a valoração dos resíduos e o potencial de aplicação agrícola do composto colocados em segundo plano. Apesar de um dos pontos mais difundidos da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) na mídia ter sido a extinção de lixões e sua substituição por aterros sanitários, um dos maiores ganhos trazidos pela lei foi o estabelecimento de que apenas rejeitos devem ser encaminhados para aterros sanitários. Dessa forma, deve-se visar a alternativas como a reciclagem, compostagem ou aproveitamento energético antes de dispor os resíduos em aterros sanitários, uma vez que esses ainda possuem uma vida útil. Nesse sentido, a compostagem se apresenta como uma alternativa de reaproveitamento da parcela orgânica dos resíduos, que leva em consideração os três pilares do desenvolvimento sustentável: ambiental, social e econômico. O presente estudo tem como objetivo revisar os principais aspectos envolvidos na compostagem, descrevendo as etapas do processo, a caracterização do método e os fatores técnicos que devem ser considerados. Com base na pesquisa realizada, concluiu-se que a compostagem é uma técnica de reaproveitamento dos resíduos, a qual está em conformidade com o desenvolvimento sustentável e apresenta bons resultados.

Palavras-chave: Decomposição orgânica. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Composto.

Área Temática: Resíduos Sólidos.

Using composting as a technique for reusing the organic portion of urban solid waste

Abstract: *The separation of organic matter by the population presents incipient educational practices and measures when compared to the separation and recyclable campaigns, in addition to cultural resistance. This is because the approach to the treatment of organic solid waste is focused on reducing volume for disposal in landfill, with the valuation of waste and the potential for agricultural application of compost placed in the background. Although one of the most widespread points of the National Solid Waste Policy in the media was the extinction of dumps and their replacement by landfills, one of the biggest gains brought by the law was the establishment that only tailings should be sent to landfills. Thus, alternatives such as recycling, composting or energy use should be targeted before disposing of waste in landfills, as they still have a useful life. In this sense, composting is an alternative for the reuse of the organic portion of waste, which takes into account the three pillars of sustainable development: environmental, social and economic. This study aimed to review the main aspects involved in composting, describing the process steps, the characterization of the method and the technical factors that should be considered. Based on the research, it was concluded that composting is a waste reuse technique that is in accordance with sustainable development and that presents good results.*

Keywords: *Organic decomposition. National Policy on Solid Waste. Organic compost.*

Theme Area: *Solid Waste.*

1 Introdução

A separação da matéria orgânica pela população apresenta práticas e medidas educativas incipientes, quando comparada às campanhas de separação e recicláveis, além da resistência cultural. Isso ocorre porque a abordagem quanto ao tratamento dos resíduos sólidos orgânicos está focada na diminuição de volume para disposição em aterro sanitário, sendo a valoração dos resíduos e o potencial de aplicação agrícola do composto colocados em segundo plano. Essa perspectiva carece de uma visão holística, uma vez que, adotando-se a prática de compostagem há reposição de matéria orgânica e nutrientes aos solos, diminuição de gastos com a compra de fertilizantes e, conseqüentemente, os resíduos sólidos orgânicos são destinados de forma ambientalmente adequada (GUERMAND; SERRA, 2017).

A PNRS (BRASIL, 2010) estabelece diretrizes para os Estados e Municípios sobre a gestão de resíduos sólidos. Apesar de um dos pontos mais difundidos da PNRS, na mídia, ter sido a extinção de lixões e sua substituição por aterros sanitários, um dos maiores ganhos trazidos pela lei foi o estabelecimento de que apenas rejeitos devem ser encaminhados para aterros sanitários, ou seja, pode ser disposto em aterro sanitário somente aquele resíduo em que não é possível aplicar nenhum tipo de tratamento ou recuperação. Dessa forma, deve-se visar a alternativas como reciclagem, compostagem ou aproveitamento energético antes de dispor os resíduos em aterros sanitários, uma vez que esses ainda possuem uma vida útil (GUERMANDI; SERRA, 2017).

Dentre as alternativas de tratamento e reaproveitamento dos resíduos sólidos, tem-se a compostagem que é um processo biológico capaz de, sob condições adequadas, converter a matéria orgânica em um produto estável, denominado composto orgânico (DE BERTOLDI; VALLINI; PERA, 1983).

A relevância da compostagem é atestada pela PNRS (BRASIL, 2010) que estipula como sendo de responsabilidade do titular dos serviços públicos de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos a implantação de um sistema de compostagem para resíduos sólidos orgânicos e articular com os agentes econômicos e sociais formas de utilização do composto produzido.

A articulação com os atores econômicos e sociais propostos na PNRS poderia ser feita, por exemplo, instituindo programas de comercialização do composto orgânico a agricultores familiares e a iniciativas que visem à recuperação de áreas degradadas. Tais programas poderiam estar associados às políticas públicas de fomento a práticas agrícolas sustentáveis, como as propostas pelo Plano Nacional de Agroecologia e Produção Orgânica (BRASIL, 2013b).

Essa abordagem sistêmica, levando em conta a articulação entre diferentes domínios da esfera de Administração Pública, vai ao encontro do princípio da intersetorialidade, instituído pelo Plano Nacional de Saneamento Básico (BRASIL, 2013a). Com isso, busca-se superar a gestão fragmentada dos componentes do saneamento básico, já que, quando é realizada de maneira desarticulada de outros campos de ação pública, tende a dificultar a concretização do desenvolvimento social (BRASIL, 2013a).

Todavia, os lixões e aterros continuam sendo a principal destinação final dos resíduos orgânicos, enquanto os solos tropicais vêm sendo explorados exaustivamente para a produção de alimentos, sem a reposição de matéria orgânica necessária para o solo (CHAVES; CONTRERA, 2017). Segundo dados do Sistema Nacional de Informações sobre o Saneamento (BRASIL, 2016), em 2014, 77,5% dos resíduos foram encaminhados para lixões e aterros, sendo a fração orgânica, aproximadamente, 50% da massa de resíduos. Já no campo, ainda predomina um modelo agrícola baseado no uso de fertilizantes minerais e pesticidas, esgotando os estoques de matéria orgânica do solo, gerando consequências como a perda de fertilidade e processos de erosão (ALBUQUERQUE *et al.*, 2000; FRANCO *et al.*, 1992; PRIMAVESI, 2010; SILVA; MACHADO, 2000).

Conforme ressaltam Peixe e Hack (2014), sendo a fração orgânica superior a 50% dos resíduos sólidos no Brasil, não se pode continuar associando a coleta seletiva apenas à fração de recicláveis secos, como: papel, plástico, vidro e metais. Assim, o êxito na gestão e no tratamento de resíduos não depende apenas da dimensão técnica. Por se tratar de um problema imerso na realidade social, exige a participação e a colaboração de toda a população que deve atuar efetivamente nesse processo de transformação (CHAVES; CONTRERA, 2017).

As unidades de compostagem, acompanhadas de ações de Educação Ambiental e da coleta seletiva adequada, são exemplos que têm demonstrado como uma alternativa de baixo custo é capaz de desviar grande parte dos resíduos orgânicos da rota dos aterros e lixões, transformando-os em composto orgânico (CHAVES; CONTRERA, 2017).

Este trabalho tem o intuito de apresentar todos os aspectos envolvidos na compostagem, descrevendo as etapas do processo, a caracterização do método e os fatores técnicos que devem ser considerados com apresentação de estudos de caso. Argumentando que a compostagem é uma tecnologia apropriada para o tratamento de resíduos sólidos orgânicos, pois fornece um produto final de qualidade e de grande importância para o manejo dos solos.

2 Metodologia

Constatar, a partir do estudo de casos encontrados na literatura, o sucesso da compostagem, sendo apresentada como uma técnica de valoração de resíduos sólidos que é viável economicamente. A partir de uma reflexão crítica dessas experiências, expor a população e ao Poder Público opções para que haja a ampliação de programas de compostagem.

3 Compostagem

Haug (1980) define compostagem como a decomposição e estabilização biológica da matéria orgânica sob condições que permitam o desenvolvimento de temperaturas termofílicas, originadas pelo calor produzido na atividade biológica, e cujo produto final é suficientemente estável para armazenamento e aplicação no solo sem quaisquer efeitos ambientais adversos. Portanto, para Haug (1980) a compostagem é uma forma de estabilização de resíduos, porém exige condições especiais de composição e arejamento para permitir o desenvolvimento de temperaturas desejadas. Segundo o mesmo autor, compostagem aeróbia é a decomposição de substratos orgânicos na presença de oxigênio (ar), obtendo, como subprodutos, principalmente, dióxido de carbono, água e calor.

Pereira Neto (1987) conceitua compostagem como um processo aeróbio controlado, que permite o desenvolvimento sucessivo de populações de micro-organismos, combinando etapas de atividade mesofílicas e termofílicas, compreendendo duas fases: a primeira com intensas reações bioquímicas de degradação, à qual a taxa de arejamento é muito importante (fase ativa) seguida de outra na qual os processos de humificação ocorrem (fase de maturação), permitindo, assim, a obtenção de um produto final seguro.

Fases da compostagem

Segundo Pereira e Gonçalves (2011), a temperatura é o que indica o equilíbrio biológico. O calor gerado no processo de compostagem elimina micro-organismos patogênicos que não sobrevivem a temperaturas acima de 55°C por mais de 24 horas. As fases do processo de compostagem estão descritas no Quadro 1.

Quadro 1 – Fases do processo de compostagem

Fase inicial	Ocorre a expansão das colônias de microrganismos mesófilos e intensificação da decomposição, liberação de calor e rápida elevação da temperatura. Essa fase tem a duração de, geralmente, 24 horas até atingir a temperatura de 45°C no interior da massa de resíduos. Dependendo das características da matéria orgânica utilizada essa fase pode ser mais longa (3 dias) ou mais curta (15 horas).
Fase termófila	Caracterizada por temperaturas acima de 45°C, predominando a faixa de 50°C a 65°C, quando ocorre a plena ação de micro-organismos termófilos (bactérias), com intensa decomposição do material, formação de água, manutenção do calor e geração de vapor de água.
Fase mesófila	Fase de degradação das substâncias mais resistentes por microrganismos mesófilos (fungos e actinomicetos), redução da atividade microbiana e, conseqüente, queda de temperatura e perda de umidade.
Maturação	Ocorre a maturação do composto formando substâncias húmicas; a atividade biológica é baixa e o composto perde a capacidade de autoaquecimento.

Fonte: Inácio e Miller (2009). Adaptado por Melo (2014).

Segundo Aquino (2005), os resíduos orgânicos sofrem transformações metabólicas desde que sejam fornecidas as condições de umidade, aeração e micro-organismos como bactérias, fungos, actinomicetos, protozoários e algas, além de larvas e insetos, que têm, na matéria orgânica *in natura* sua fonte de matéria e energia. Como resultado da digestão da matéria orgânica por esses organismos, ocorre a liberação de nutrientes como nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio se transformando em nutrientes minerais. Esses elementos, que antes estavam imobilizados na forma orgânica, tornam-se disponíveis para as plantas num processo conhecido como mineralização.

Kiehl (1998) afirmou que a maturidade do composto ocorre quando a decomposição microbiológica se completa, e a matéria orgânica é transformada em húmus. Esse produto final da decomposição (húmus) é comumente utilizado para fins agrícolas, devendo apresentar características físicas e químicas que facilitem seu uso como fertilizante e/ou condicionador de solos, não podendo conter contaminação com metais pesados ou patógenos, uma vez que, havendo tais contaminantes, seu uso se torna restrito.

Materiais utilizados

Os materiais utilizados para compostagem podem ser divididos em duas classes: os *materiais ricos em carbono* ou os *ricos em nitrogênio*. Entre os materiais ricos em carbono, chamados *materiais castanhos*, encontram-se: os lenhosos como a casca de árvores, as aparas de madeira, as podas de jardins, as folhas e os galhos das árvores, palhas e feno, e papel. Os materiais nitrogenados, denominados *materiais verdes*, estão restos e cascas de frutas, legumes e verduras, saquinho de chá, restos de pães ou biscoitos, esterco de galinha, de gado ou cavalo (animais herbívoros), pó de café, inclusive o coador de papel, restos de grãos ou farinhas crus, folhas verdes, erva, etc. (OLIVEIRA *et al.*, 2008).

Os materiais utilizados para compostagem não podem ser: pilhas, vidros, metais, plásticos, medicamentos, produtos químicos, têxteis e tintas, excrementos de animais domésticos, plantas doentes. Recomenda-se que sejam evitados materiais como gorduras, laticínios, carne, peixe e marisco, cinzas em grande quantidade, ossos inteiros (os ossos só podem ser utilizados se forem moídos), ou outras substâncias que prejudiquem o processo de compostagem. O papel pode ser utilizado, mas não deve exceder 10% da pilha. O papel encerado deve ser evitado por ser de difícil decomposição, e o papel de cor tem que ser evitado, pois contém metais pesados (OLIVEIRA *et al.*, 2008).

Outra característica fundamental para o processo de compostagem é a dimensão das partículas dos materiais, já que o processo de decomposição inicia na superfície das partículas, local onde existe oxigênio difundido na película de água que as cobre, e onde o substrato seja acessível aos micro-organismos e às suas enzimas extracelulares. Como as partículas pequenas têm uma superfície específica maior serão decompostas rapidamente, pois o ataque microbiano é facilitado, desde que exista arejamento adequado, visto que o risco de compactação e a falta de oxigênio são grandes. As partículas devem ter entre 1,3 cm e 7,6 cm. O ideal é que os materiais utilizados na compostagem não tenham dimensões superiores a 3 cm de diâmetro (OLIVEIRA *et al.*, 2008).

4 Compostagem municipal: estudo de casos

Como não se tem dados precisos acerca de quantas cidades realizam a compostagem nem desde quando essa atividade foi adotada pelos Municípios, foram pesquisados alguns exemplos de estudo de casos realizados em Municípios específicos para observar os resultados obtidos.

Vacaria é uma cidade situada no Estado do Rio Grande do Sul. A área total do Município é de 2105,6 km², e sua população, em 2010, foi estimada em 61.342 habitantes (IBGE, 2010). Conforme levantamento realizado pelo Departamento Municipal de Limpeza Urbana (DMLU), os resíduos sólidos gerados no Município de Vacaria têm sua origem nas residências, no comércio e em prestadores de serviços, sendo recolhidos pelo sistema de coleta regular e seletiva. Durante a coleta seletiva, foram coletadas 14 toneladas no centro do Município, e 7,5 toneladas nos bairros, gerando um total de 21,5 toneladas, o que equivale a 8,7% de resíduos recicláveis coletados. Gera-se, aproximadamente, 35,2 toneladas de resíduos por dia no Município, dos quais, aproximadamente, 23 toneladas correspondem a resíduos orgânicos.

Segundo Pires *et al.* (2011) na cidade foi implantado o Sistema de Compostagem Acelerada para Resíduos Sólidos Urbanos com capacidade de recebimento de 30 toneladas diárias. O estudo demonstrou ser um empreendimento viável do ponto de vista

econômico e vantajoso do ponto de vista ambiental, uma vez que os benefícios oferecidos por esse método de tratamento de resíduos sólidos são extremamente favoráveis.

Peixe e Hack (2014) descreveram que, em Florianópolis, a compostagem também foi empregada e apresentou bons resultados. A metodologia empregada foi a da UFSC, amplamente difundida no Brasil, em que a leira não é revolvida nem aerada forçadamente. Com esta metodologia verificou-se que a compostagem de resíduos sólidos urbanos atendeu aos requisitos propostos e é a forma mais adequada de tratamento dos mesmos. Observou-se que os resultados se apresentaram eficazes, tratando cerca de 2 mil toneladas/ano de matéria orgânica.

Brito *et al.* (2000) relatou que, em Coimbra – MG, foi implantada uma usina de Reciclagem e Compostagem de Lixo, e os resultados apresentados foram positivos, ressaltando que o investimento foi economicamente viável e, a partir disso, gerou-se uma receita positiva e diminuíram os custos de transporte e aterramento dos materiais. O sistema se manteve funcionando de maneira eficiente durante os cinco anos de implantação. A relação receita-custo foi considerada satisfatória, já que foi constatado que 64% dos custos foram cobertos com a venda dos materiais recicláveis e do composto.

Guse *et al.* (2012), através de uma pesquisa realizada na Usina de Compostagem da Cooperativa Ecocitrus, na cidade de Montenegro, na região do Vale do Rio Caí, Rio Grande do Sul, analisou os procedimentos básicos realizados na transformação de resíduos industriais em novo produto, o composto (ou adubo) orgânico, trazendo um novo ciclo àqueles produtos que seriam descartados. Constatou-se que, além de essa usina representar um local para as empresas descartarem parte de seus resíduos sem agredir o meio ambiente, ela também beneficia os sócios-produtores que compõem a cooperativa Ecocitrus. Esses, por sua vez, recebem, gratuitamente, o composto orgânico em suas propriedades, substituindo o insumo agroquímico e tendo uma produção de citros orgânica.

Na Europa, anos atrás, a compostagem já era vista como algo essencial para redução do volume de resíduos que era aterrado. Feita na maioria dos países de forma centralizada, os resultados obtidos foram satisfatórios. A exemplo de Barcelona, na Espanha, em que o sistema abrangia 137 mil habitantes, recolhendo 10.700 t de resíduos orgânicos por ano e produzia 1.900 toneladas do composto por ano. O sistema descrito, nesse caso, faz parte do sistema intermunicipalizado de tratamento de resíduos da Área Metropolitana de Barcelona, embora abranja apenas a região sul da mesma (AM) (COMUNIDADE EUROPEIA, 2000).

Sabe-se por pesquisas informais que, na Europa, países como a Alemanha, estão próximos de zerar a necessidade de aterros sanitários, visto que estão sendo utilizadas práticas como a reciclagem, a compostagem e a incineração (gerando energia). Na capital

da Suécia, Estocolmo, a coleta seletiva, que abrange 100% da população, é realizada através de um sistema chamado Envac, que dispõe de lixeiras conectadas a uma rede de tubos que conduzem os resíduos a uma área de coleta. As vantagens são evidentes: os resíduos não são misturados durante a coleta; o número de caminhões de lixo em circulação é menor; a poluição sonora e atmosférica é reduzida; e, finalmente, há uma economia de 30% a 40% dos gastos municipais com o serviço de coleta. E os resíduos são reaproveitados, compostados ou incinerados. Em San Francisco, EUA, foram introduzidos incentivos econômicos àqueles que realizarem a compostagem e a reciclagem, diminuindo as taxas pagas pelo lixo. Em Salerno, Itália, foi implantado, em 2011, uma usina de compostagem. A usina combina duas técnicas diferentes de compostagem: a aeróbia “clássica” e a anaeróbia ou de biodigestão. Essa usina é responsável pelo tratamento anual de 23 mil toneladas de resíduos orgânicos domiciliares e 7 mil toneladas de resíduos verdes oriundos do sistema de coleta seletiva municipal.

5 Conclusão

Diante do exposto, pode-se observar que a compostagem se apresenta como uma forma viável de os Municípios gerirem, de maneira sustentável, os resíduos sólidos urbanos, e é apontada como um pilar importante da gestão adequada dos mesmos, podendo o Município assim alcançar o almejado e indispensável desenvolvimento sustentável.

Muitos estudos de casos demonstram a viabilidade do processo de compostagem. É preciso ousar, avançar e colocar em prática toda a noção teórica que se tem sobre a compostagem e sobre a qualidade do produto gerado. As vantagens da compostagem são inúmeras. Para o solo, renova sua estrutura devolvendo matéria orgânica, melhora a retenção de água diminuindo a velocidade de infiltração e aumenta, significativamente, a microbiota do solo. Para a população reduz os impostos pagos para o envio desses resíduos até a área de disposição final, e movimenta a economia local com a comercialização do produto obtido. E para o meio ambiente, faz com que ele não seja poluído e possa ser preservado para as futuras gerações.

É necessário que se ampliem os horizontes quanto à disposição dos resíduos sólidos, pois existem outras soluções além de aterrar todo o resíduo produzido. A disposição de resíduos sólidos, mesmo que atendendo a todas as técnicas sanitárias, é um desperdício, pois enterra vários materiais que poderiam retornar ao processo produtivo como matéria-prima ou subproduto. A compostagem vem na direção contrária a essa ideia; vem mudar a lógica e surge num ambiente em que, primeiramente, exige a participação do cidadão em entender e agir para transformar. Diante dos aspectos apresentados no presente estudo, fica claro que a compostagem contribui para o desenvolvimento sustentável.

Referências

ALBUQUERQUE, J. A.; CASSOL, E. A.; REINERT, D. J. Relação entre a erodibilidade em entressulcos e estabilidade dos agregados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo Viçosa, Brasil, v. 24, n. 1, p. 141-151, 2000.

AQUINO, A. M. **Integrando Compostagem e Vermicompostagem na Reciclagem de Resíduos Orgânicos Domésticos**. EMBRAPA. Circular Técnica n. 12. 2005.

BRASIL, **Lei n. 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Altera a Lei n. 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências.

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos. 2014. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS). Brasília, 2016. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnostico-residuos-solidos/diagnostico-rs-2014>. Acesso em: 20 fev. 2018.

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Plano Nacional de Saneamento Básico – PLANSAB**. Brasília. 2013a.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Agrário. **Plano Nacional de Agroecologia e Produção Orgânica – PLANAPO**. Brasília, 2013b. 96 p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos**. Brasília, 2012.

BRITO, K. G. Q.; PEREIRA NETO, J. T.; CEBALLOS, B. S. O. **Estimativa dos ganhos socioeconômicos obtidos com a reciclagem e compostagem de lixo de Coimbra – MG: estudo de caso**. **Anais [...] XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Porto Alegre, 2000.

CHAVES, V. T.; CONTRERA, R. C. Compostagem descentralizada – uma tecnologia apropriada para a implementação efetiva da Política Nacional de Resíduos Sólidos. *In: Fórum Internacional de Resíduos Sólidos*. **Anais [...]**. 2017.

D'ALMEIDA, M. L. O.; VILHENA, A. **Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado**. São Paulo: IPT: Cempre, 2000.

DE BERTOLDI, M.; VALLINI, G.; PERA, A. The biology of composting: a review. **Waste Management & Research**, v. 1, n. 2, p. 157-176, 1983. Disponível em: <http://cesantaclara.ucanr.edu/files/232893.pdf>. Acesso em: 16 fev. 2018.

DO NASCIMENTO, A. M. *et al.* **Química e Meio Ambiente: reciclagem de lixo e química verde: papel, vidro, pet, metal, orgânico**. Secretaria de Educação: Curso Formação Continuada Ciências da Natureza, Matemática e suas Tecnologias, 2005.

COMUNIDADE EUROPEIA, Comissão. Exemplos de compostagem e de recolhas selectivas bem-sucedidas. **Luxemburgo: Serviço de Publicações Oficiais das Comunidades Europeias**, 2000.

FRANCO, A. A.; CAMPELLO, E. F.; SILVA, E. M. R.; FARIA, S. M. Revegetação de solos degradados. **Comunicado Técnico**, n. 9, p. 1-9, 1992. Embrapa. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CNPAB-2010/27134/1/cot009.pdf>. Acesso em: 15 fev. 2018.

GUERMANDI, J. I.; SERRA, V. Avaliação da Percepção Ambiental em Relação a Resíduos Domiciliares: Projeto Piloto de Compostagem Comunitária no Bairro Cidade Jardim do Município de São Carlos – SP. **Forum Internacional de Resíduos Sólidos**. 2017.

GUSE, J. C.; ZULIAN, A.; DE ÁVILA, V. S.; DÖRR, A. C.; ROSSATO, M. V. Usina de compostagem: uma opção econômica e sustentável. **Electronic Journal of Management, Education and Environmental Technology**, v.7, n. 7, p. 1.326-1.334, 2012.

HAUG, R.T. **Compost engineering**: principles and practice. Ann Arbour Science USA, 1980.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo 2010**. Disponível em: http://www.censo2010.ibge.gov.br/primeiros_dados_divulgados. Acesso em: 2 jan. 2018.

KIEHL, E. J. **Manual de compostagem**: maturação e qualidade do composto. Piracicaba: E. J. Kiehl, 1998.

MELO, S. L. de. **Análise do uso de compostagem doméstica em conjuntos habitacionais de interesse social na cidade de São Domingos** – Bahia. Salvador, 2014. 99 p. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente, Águas e Saneamento) – Universidade Federal da Bahia, Escola Politécnica, 2014.

OLIVEIRA, E. C. A.; SARTORI, R. H.; GARCEZ, T. B. **Compostagem**. Embrapa, Piracicaba, 2008.

PEIXE, M.; HACK, M. B. **Compostagem como método adequado ao tratamento dos resíduos sólidos orgânicos urbano**: experiência do Município de Florianópolis – SC. 2014. 13 f. Monografia (Especialização em Engenharia do Ambiente) – Curso de Engenharia do Ambiente, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2014. Disponível em: http://www.pmf.sc.gov.br/arquivos/arquivos/pdf/27_03_2014_10.52.58.648dc17b1d3f981315f8ecf7d2104d2f.pdf. Acesso em: 5 jan. 2018.

PEREIRA, A. P.; GONÇALVES, M. M. Compostagem doméstica de resíduos alimentares. **Pensamento Plural: Revista Científica do Unifae**, São João da Boa Vista, v. 5, n. 2, 2011.

PEREIRA NETO, J. T. **Manual de compostagem**. Belo Horizonte: Unicef, 1996.

PEREIRA NETO, J. T. **Lixo urbano no Brasil**: descaso, poluição irreversível e mortalidade infantil. **Ação Ambiental** – Universidade Federal de Viçosa, ago./set. 1998. p. 8-11.

PEREIRA NETO, J. T. **A Low Cost Technology Approach on the Treatment of Municipal Refuse and Sewage Sludge Using Aerated Static Pile Composting**. 1987. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Leeds, Inglaterra, 1987.

PEREIRA NETO, J. T.; MARA, D. D.; STENTIFORD, E. I. **Compostagem do lixo urbano e lamas de esgotos domésticos**: uma análise para aplicação em áreas carentes ou industrializadas – Encontro Nacional de Saneamento Básico/86-APESB, Lisboa – Portugal, 1986.

PIRES, A. B.; PANDOLFO, A.; MARTINS, M. S.; GOMES, A. P.; DAL MORO, P. **Análise da viabilidade econômica de um sistema de compostagem acelerada para resíduos sólidos urbanos**. TCC (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2011.

PRIMAVESI, A. **Manejo ecológico do solo**: a agricultura em regiões tropicais. São Paulo: Nobel, 2010.

SILVA, C. A.; MACHADO, P. L. O. A. **Sequestro e emissão de carbono em ecossistemas agrícolas** – Estratégias para o aumento dos estoques de matéria orgânica em solos tropicais. Embrapa Solos, n. 19. p. 23. 2000. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/336828/sequestro-e-emissao-de-carbono-em-ecossistemas-agricolas-estrategias-para-o-aumento-dos-estoques-de-materia-organica-em-solos-tropicais>. Acesso em: 11 fev. 2018.

Tratamento e valorização de resíduos de madeira

Pâmela Bia Pasquali¹, Anelise Sertoli Gil², Ritielli Berticelli³,
Aline Pimentel Gomes⁴

¹Universidade de Passo Fundo (pbp.pasquali@hotmail.com)

²Universidade de Passo Fundo (anelise.sertoli@upf.br)

³Universidade de Passo Fundo (ritiberticelli@gmail.com)

⁴Universidade de Passo Fundo (alinegomes1977@hotmail.com)

Resumo: No Brasil, um volume expressivo de resíduos de madeira é gerado principalmente pelas indústrias madeireiras nos seus processamentos primários e secundários, sem que haja o aproveitamento racional ou econômico dos mesmos. Na maioria das vezes, esses resíduos são desperdiçados por falta de mercados bem desenvolvidos, de informações adequadas ou inexistentes por parte dos agentes produtores e consumidores e pela falta de políticas públicas claras e orientadas para sua melhor utilização. A metodologia utilizada no estudo em questão, visando a encontrar a melhor técnica de tratamento e valorização de resíduos de madeira, foi a de revisão bibliográfica de caráter qualitativo, buscando, nas bases de dados *on-line*, artigos publicados em periódicos, teses de Mestrado, anais de congresso, entre outros documentos que se mostraram relevantes. A coleta dos dados e informações pertinentes foi realizada durante o período de abril a junho de 2018. Foi delimitado um período específico para a data das publicações, sendo selecionados arquivos publicados nos últimos dez anos, visto que o estudo em questão busca trazer à tona inovações quanto às possibilidades de uso dos resíduos de madeira. Como resultado, concluiu-se que o melhor método para tratamento e valorização dos resíduos de madeira está na fabricação de *pellets*, que utiliza os resíduos para fins energéticos. É um produto que possui maior valor agregado quando comparado ao briquete, e a peletização apresenta uma capacidade produtiva quase quatro vezes maior que a briquetagem.

Palavras-chave: Resíduos de madeira. Resíduos para fins energéticos. Peletização.

Área Temática: Resíduos Sólidos.

Treatment and wood waste recovery

Abstract: In Brazil, an expressive volume of waste from companies that carry out the timber industries in their primary and secondary processes, are those that provide the rational or economic use of them. Most of the time, these wastes are wasted due to the lack of successful markets, their neighbors and nonexistent producers, and errors and the lack of clear public policies aimed at their best use. The non-adopted methodology has as objective, the verification of a better technique of treatment and valorization of wood residues, the qualitative bibliographical revision, the search in the online databases articles published in periodicals, thesis of masters, annals of congress, among other documents that demonstrate relevant in the course of the study. The date and date of delivery were published during the period from June to 2018. It was delimited as a data period for the dates of the publications, the files being executed in the last ten years, since the study in question seeks to bring up Innovations in the possibilities of using wood residues. As a result, he concluded that the best method for the treatment and recovery of wood residues is in the manufacture of pellets, which use the production of energy fins. It is a product that has higher added value when compared to the briquette, and a pelletization presents a productive capacity superior to four times greater than a briquetting.

Keywords: Treatment and Valorisation of wood waste. Waste for energy purposes. Pelletizing.

Theme Area: Solid Waste.

1 Introdução

Os resíduos de madeira, geralmente, são provenientes de duas fontes distintas: indústria de base florestal (colheita e processamento da madeira) e meio urbano (resíduos da construção civil, arborização urbana e descartes em geral). Estima-se que sejam gerados, no Brasil, aproximadamente, 30 milhões de toneladas de resíduos madeireiros anualmente, sendo que a principal fonte geradora é a indústria madeireira, que contribui com 91% dos resíduos gerados (MMA, 2009).

Resíduos madeireiros são, em sua maioria, resíduos de Classe II-A (ABNT, 2004), com grande potencial de aproveitamento em novos produtos ou como fonte de energia. Mas, apesar disso, muitas indústrias ainda utilizam como principais formas de destinação final o descarte direto no solo ou a queima a céu aberto, causando poluição do solo, da água e do ar (NOLASCO; ULIANA 2014).

A necessidade de estudos referentes a processos de produção, a materiais e a produtos ecoeficientes e ecocompatíveis torna-se, cada vez mais, importante. Uma saída é a aplicação dos princípios das tecnologias limpas, na busca dessas metas. Através desses conceitos, podemos agregar valor a resíduos do setor produtivo-madeireiro, transformando-os em novos materiais que permitem a produção de novos produtos ecologicamente corretos e eficientes, contribuindo, assim, para a diminuição da pressão exercida aos recursos naturais pelo consumo, diminuindo o descarte indiscriminado e a disposição prejudicial de resíduos no meio ambiente, além de oferecer boas alternativas às matérias-primas convencionais (TEIXEIRA, 2005).

A presente pesquisa fundamentou-se em duas questões principais: o desperdício de madeira na forma de resíduos industriais, e a possibilidade de reaproveitamento desses resíduos.

O objetivo geral do presente trabalho é apresentar os principais métodos de tratamento e valorização de resíduos de madeira e, por fim, escolher e justificar o melhor método.

2 Metodologia

A metodologia aplicada no estudo em questão foi a de revisão bibliográfica de caráter qualitativo, buscando, nas bases de dados *on-line* artigos publicados em periódicos, teses de Mestrado, anais de congresso, entre outros documentos que se mostraram relevantes no decorrer do estudo, encaixando-se no tema em questão. A coleta de dados e informações pertinentes foi realizada no período de abril a junho de 2018. Foram apresentados os principais métodos de tratamento e valorização de resíduos de madeira e, por fim, estabelecidos cenários para a escolha da melhor técnica.

3 Resultados e discussões

3.1 Métodos de tratamento e valorização de resíduos de madeira

Os resíduos de madeira podem ter, basicamente, dois destinos principais: como matéria-prima para produtos de maior valor agregado (PMVA) e para fins energéticos.

De modo geral, o aproveitamento energético dos resíduos de madeira pode gerar energia térmica, elétrica ou ambas (cogeração), através de sua combustão direta ou incineração. A energia pode ser gerada também através de um processo de gaseificação ou pirólise (produção de carvão).

Outro processo intermediário de aproveitamento energético é o de produção de briquete ou pellets para posterior combustão.

3.2 Combustão direta e incineração

Praticamente todas as empresas e fábricas processadoras de madeira (dos segmentos de celulose, papel, madeira serrada, laminação/compensado e painéis reconstituídos) no Brasil possuem um processo fabril que depende da utilização de vapor e, por isso, se beneficiam da cogeração de energia utilizando resíduos de madeira. Geralmente esse vapor é gerado a partir da queima em caldeira de resíduos de biomassa disponíveis na planta industrial, na forma de cavaco, serragem, resíduos florestais, recortes de painéis, etc. Essas indústrias podem se beneficiar com a cogeração, aproveitando esse vapor, passando-o por uma turbina a vapor antes de ser levado ao processo fabril. Esse vapor pode, ainda, alimentar outra turbina que acione um gerador elétrico para a geração de energia. No lugar da turbina, opta-se, muitas vezes, por utilizar um motor alternativo, que também tem a função de acionar um gerador de energia elétrica a um custo menor de investimento (WIECHETECK, 2009).

3.3 Gaseificação

A gaseificação da madeira é uma alternativa adequada de transformação energética de resíduos de madeira principalmente para localidades isoladas do meio rural, como fonte barata de geração de energia. No entanto, também existe uma tendência de sua utilização urbana em localidades com disponibilidade de biomassa. O processo de gaseificação pode gerar tanto energia térmica quanto elétrica. O gás de biomassa, gerado em gaseificadores, pode ser utilizado para diversas finalidades, entre as quais citam-se a queima de resíduos em caldeiras para geração de vapor; queima em secadores para secagem de peças de cerâmica; e queima em câmaras de combustão de motores de combustão interna (diesel e Otto) e externa (Stirling), turbinas a gás e células combustíveis (WIECHETECK, 2009).

3.4 Briquetagem

Segundo Remade (2014), o briquete é o resultado da compactação de pó de serra, sem aditivos químicos ou resinas, que possui um poder de combustão de duas a cinco vezes maior do que a lenha e o carvão. A briquetagem é a densificação do resíduo da madeira através da compactação a elevadas pressões, o que provoca uma elevação na temperatura do processo na ordem de 100°C. Esse aumento da temperatura provoca a “plastificação” da lignina (substância que atua como elemento aglomerador das partículas de madeira) justificando a não utilização de produtos aglomerantes (resinas, ceras, etc.).

É uma alternativa energética resultante do processo de secagem e prensagem da serragem, que possui um alto poder calorífico, ideal para utilização em caldeiras industriais e fornos de padaria, pizzaria, cerâmica, lareira, entre outros. O produto também determina o fim do desperdício das sobras de madeira. Assim, o que antes era lixo e poluía o meio ambiente, agora, com seu reaproveitamento, pode virar energia (NAC BRIQUETES, 2018).

Os consumidores finais ocupam um lugar de destaque na comercialização do briquete. Em grandes centros, capitais e cidades, o briquete tem seu papel destacado, competindo diretamente com a lenha e o carvão vegetal. Na cidade de São Paulo, por exemplo, existem 5 mil pizzarias e 8 mil padarias das quais, aproximadamente, 70% utilizam fornos à lenha. Os fabricantes de briquetes não têm produto suficiente para atender a esse mercado em sua totalidade. Uma pizzaria ou padaria utiliza, em média, 4 toneladas de briquetes por mês. Para abastecer apenas a Região Metropolitana da cidade de São Paulo, necessitam-se de 36.400 toneladas de briquetes, o equivalente a 254.800 metros cúbicos de lenha por mês (INFOENER, 2013).

3.5 Peletização

Tanto a peletização quanto a briquetagem são processos de densificação energética de biomassa. São processos para transformar resíduos em combustível sólido. O princípio do processo de peletização é o mesmo da briquetagem: a plastificação da lignina. O que diferencia um do outro é sua dimensão, visto que os *pellets* variam entre 6 mm e 16 mm, enquanto o briquete possui um diâmetro a partir de 50 mm. A peletização é um processo de extrusão mais exigente que a briquetagem. As prensas são mais exigentes, e o processo é mais seletivo com relação aos resíduos (WIECHETECK, 2009).

3.6 Pirólise

A pirólise da madeira é também conhecida como carbonização e é o processo de produção do carvão vegetal. Devido à tecnologia avançada empregada por esse segmento, a matéria-prima precisa seguir especificações de densidade, dimensões e a consequente homogeneidade que só é possível com a utilização de madeira em tora. Para atender à demanda nacional em larga escala por carvão vegetal, essa madeira está distribuída entre florestas plantadas e nativas. Entretanto, a produção de carvão para outras finalidades, como o uso doméstico ou produção de carvão especial (ativado) não possui as mesmas restrições e permite a carbonização a partir de resíduos de madeira tais como: costaneiras, tocos, madeiras de destopo, galhos e troncos de arborização urbana, etc. Tal alternativa pode ser aplicada em condições específicas de consumo desse produto em regiões com maior desperdício de resíduos como é o caso da região Amazônica (WIECHETECK, 2009).

3.7 Fabricação de painéis

Na fabricação de painéis, os resíduos de madeira são utilizados como matéria-prima para fabricação de produtos de maior valor agregado (PMVA).

Os aglomerados são painéis feitos de partículas de madeira, ou de diferentes tipos de material lignocelulósico, variando de 3 mm a 50 mm de espessura, ligados com algum tipo de resina termofixa, sintética ou natural, agindo como um adesivo e colados de forma aleatória com calor e alta pressão, produzindo um colchão coeso, consistente e uniforme (ABNT, 2006a, 2006b).

É interessante salientar que, a respeito das partículas, não há restrições quanto ao uso de algum tipo de espécie, podendo ser aproveitados resíduos industriais ou de exploração florestal, madeiras de baixa qualidade, não industrializáveis ou sem serventia, desde que sua geometria possa garantir uma boa densidade ao painel, havendo compatibilidade do adesivo com a permeabilidade da espécie a ser utilizada nas partículas (LACOMBE, 2015).

3.8 Compostagem

A compostagem é uma das alternativas mais eficientes para o tratamento de resíduos lignocelulósicos, como a serragem, tanto do ponto de vista econômico como ambiental, uma vez que a reciclagem de resíduos orgânicos tem grandes aplicações no manejo de solos e do ambiente, utilizado em tecnologias de recuperação de solos contaminados com pesticidas ou outros resíduos orgânicos tóxicos, na minimização de

riscos de erosão e de desertificação de solos, no controle de emissão de CO₂ através do uso de húmus mais estáveis e ainda no manejo de nutrientes. As substâncias húmicas, quando associadas a fertilizantes químicos inorgânicos, podem servir como fertilizantes de liberação controlada, resultando em economia de recursos e menor impacto negativo no ambiente (OLIVEIRA *et al.*, 2015).

3.9 Usos alternativos dos resíduos de madeira

Os resíduos de madeira, além das técnicas de tratamento e valorização apresentados acima, podem ser utilizados como:

Cama de aviário: no Brasil todo material a ser utilizado como cama de aviário deve seguir um padrão de qualidade de produção e não oferecer risco sanitário ou de segurança. Os materiais que têm potencialidade de uso como cama são aqueles com elevada concentração de fibras insolúveis, principalmente de celulose e lignina, e pobres em macro elementos nutritivos como proteínas, açúcares solúveis e gorduras. Além disso, devem apresentar densidade variando entre 0,10 a 0,25, ou seja, um metro cúbico do material deve ter entre 100 e 250 kg de massa. O material de cama ainda deve ter boa capacidade de absorção de água e facilidade de secagem pela circulação de ar no aviário, o que significa elevada capacidade de troca de umidade com o ar. Adequam-se a essas especificações os subprodutos: cepilho e maravalha de madeira branca não tratada com agrotóxicos (AGEITEC, 2018).

Farinha de madeira: obtida pelo processo de moagem das diversas aparas de madeira é utilizada por uma grande quantidade de indústrias, como matéria-prima que gera produtos acabados ou semiacabados para empresas fabricantes de plásticos, indústrias de fundição, de compensado, de explosivos e de calçados. Essas empresas que contribuem para a diminuição do montante dos detritos gerados também são exemplos reais de que o resíduo pode ser uma fonte para novos produtos (BONDUELLE; YAMAJI; BORGES, 2003).

Madeira-cimento: são chapas produzidas a partir da mistura de partículas de resíduos de madeira com um aglutinante mineral (cimento) e compostos químicos aceleradores de cura, e consolidadas através de prensagem a frio. As ligações entre as partículas são formadas através da hidratação e cristalização do cimento. São produtos destinados para uso exterior, principalmente para paredes externas de habitações, por serem altamente resistentes à água e a mudanças climáticas, virtualmente incombustíveis, resistentes ao ataque de agentes biodegradadores e bom isolamento térmico e acústico. As chapas de madeira-cimento são muito empregadas na Europa,

nos EUA e no Japão, para construções modulares de casas pré-fabricadas, tendo em vista suas qualidades tecnológicas e o aumento em produtividade da construção (PAINÉIS CIMENTO-MADEIRA, 2018).

3.10 Escolha do melhor método de tratamento e valorização dos resíduos de madeira

Partindo do pressuposto de que os resíduos de madeira, para fins energéticos, são os métodos que apresentam as melhores técnicas para o tratamento e a valorização do resíduo em questão, e tomando como base estudos de viabilidade econômica do Aproveitamento de Resíduos de Madeira para Fins Energéticos apresentado pelo autores Wiecheteck (2009) e Tuoto (2009), será escolhido o melhor método de tratamento e valorização dos resíduos de madeira.

Em princípio, existem três condicionantes básicas para utilização dos resíduos de madeira para fins energéticos:

- Processamento de resíduos de madeira (transformação dos resíduos de madeira sólidos em particulados);
- Disponibilidade de infraestrutura e logística adequadas para escoamento da produção de resíduos de madeira;
- Otimização da distância de transporte (frete) entre a fonte geradora, a unidade de processamento e a fonte consumidora de resíduos de madeira.

Para fins de comparação para tomadas de decisão, foram definidos dois cenários e analisada a viabilidade através de uma pesquisa quanto às alternativas tecnológicas disponíveis com o intuito de apresentar opções economicamente atrativas e viáveis para solucionar o problema de não utilização dos mesmos para fins energéticos. Os cenários escolhidos retratam situações observadas em campo. O Quadro 1 apresenta um resumo descritivo dos cenários.

Quadro 1 – Cenários de aproveitamento de resíduos de madeira

Objetivo	Produtos para fins energéticos	
	Cenário 1 (produção de briquete para energia)	Cenário 2 (produção de <i>pellets</i> para energia)
Indicador		
Matéria-prima	Cavaco de madeira	Cavaco de madeira
Origem da matéria-prima	Compra no mercado	Compra no mercado
Distância de transporte da matéria-prima (km)	10	10
Receita	Venda de briquete	Venda de <i>pellets</i>
Máquina térmica	Fornalha para secar resíduos	Fornalha para secar resíduos

Fonte: Adaptado de Wiecheteck (2009).

O foco é comparar os cenários 1 e 2 que apresentam os métodos mais difundidos atualmente.

Cenário 1 – Produção de Briquete para Energia: considerou o consumo de resíduos de madeira, mais especificamente, de cavacos para a produção de briquetes. Assumiu-se, ainda, como premissa o consumo de resíduos sólidos de madeira no abastecimento de fornalhas. A energia térmica gerada na fornalha pode ser utilizada na secagem de matéria-prima (cavacos) que normalmente têm um teor de umidade muito acima do adequado para o processo de fabricação do briquete. Definiu-se um consumo de cavaco da ordem de 740 t/mês, o que corresponderia a uma produção de 356 t/mês de briquetes para serem comercializadas no mercado regional ou nacional. Em termos de dimensionamento, para secar os resíduos que, via de regra são adquiridos com teor de umidade elevado (entre 40%-50%), o cenário ainda previu o consumo de outras 123 t/mês de resíduos sólidos de madeira para queima (WIECHETECK, 2009).

Cenário 2 – Produção de Pellets para Energia: é similar ao anterior, exceto por ter sido considerada a fabricação de *pellets* para fins energéticos. O foco desse cenário é a produção voltada ao mercado de exportação, mais especificamente, para atender à crescente demanda dos mercados europeu e norte-americano por esse produto, considerando que o consumo, no mercado doméstico, é insipiente. Nesse cenário, foi dimensionado o consumo de 2.000 t/mês de cavaco úmido (com 40% de umidade) para processo e ainda resíduos sólidos para geração de energia térmica ao processo de secagem (equivalente a 330 t/mês). Com tal consumo, a planta industrial considerada produz, mensalmente, 950 toneladas de *pellets*. A principal diferença entre os cenários é o porte de investimento, que é cerca de 15% maior para a instalação da peletizadora, contudo com uma capacidade produtiva quase quatro vezes maior que a briquetadeira (WIECHETECK, 2009).

Apesar de a produção e comercialização do briquete ser bem-difundida no Brasil, quando comparada com a técnica de peletização, a briquetagem apresenta uma baixa produtividade do equipamento e o baixo preço do produto no mercado. A produção de *pellets* mostrou-se viável, principalmente devido à alta produtividade do equipamento e à perspectiva de retorno através de preços mais atraentes do produto nos mercados consumidores, sendo, portanto, definida como o melhor método de tratamento e valorização dos resíduos de madeira (WIECHETECK, 2009).

Melhorias no processo produtivo que podem ser adotadas são: considerar uma distância máxima de seu destino final (consumidor ou porto de exportação) em função principalmente do custo do frete e do destino final (mercado de exportação).

4 Conclusão

No Brasil, um volume expressivo de resíduos de madeira é gerado principalmente pelas indústrias madeireiras nos seus processamentos primários e secundários, sem que haja o aproveitamento racional ou econômico dos mesmos. Na maioria das vezes, esses resíduos são desperdiçados por falta de mercados bem-desenvolvidos, informações adequadas ou inexistentes por parte dos agentes produtores e consumidores e a falta de políticas públicas claras e orientadas para sua melhor utilização.

As alternativas mais eficazes de utilização de resíduos são para fins energéticos ou como matéria-prima em produtos de maior valor agregado. Como biomassa, esses resíduos podem ser utilizados para a geração de energia elétrica, a térmica ou a cogeração, para uso próprio ou comercialização (incluindo produtos como briquetes e *pellets*). Em termos de produtos que utilizam tal matéria-prima, os destaques são para os painéis reconstituídos de madeira (MDF, aglomerado, OSB e chapas duras). Esses usos consideram investimentos em tecnologias específicas que devem ser melhor avaliadas conforme o caso e o propósito em questão.

Como resultado, concluiu-se que o melhor método para tratamento e valorização dos resíduos de madeira está na fabricação de *pellets*, que utiliza resíduos para fins energéticos. É um produto que possui maior valor agregado quando comparado ao briquete, e a peletização apresenta uma capacidade produtiva quase quatro vezes maior que a briquetagem.

O potencial de utilização dos resíduos de madeira é ainda pouco explorado no Brasil, especialmente aqueles gerados na Região Amazônica pela indústria madeireira. A plena utilização do potencial dos resíduos de madeira no Brasil depende da quebra de uma série de barreiras que permitam sua valorização como um subproduto.

Referências

AGEITEC. **Agência Embrapa de Informação Tecnológica**. Disponível em: http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/frango_de_corte/arvore/CONT000fc6ggago02wx5eo0a2ndxy280fx6e.html. Acesso em: 30 maio 2018.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – NBR 10004:2004. Rio de Janeiro: ABNT, 2004. 71 p.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – NBR 14810-1 – Parte 2: Chapas de madeira aglomerada, Parte 1: Terminologia. ABNT. Rio de Janeiro, 2006a.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – NBR 14810-2 – Parte 2: Requisitos. ABNT. Rio de Janeiro, 2006b.

BONDUELLE, A.; YAMAJI, F.; BORGES, C. C. **Resíduo de pinus**: uma fonte para novos produtos. 2003. Disponível em: <http://www.remade.com.br/artigos/materias.php?artigo=Pinus>. Acesso em: 25 abr. 2018.

INFOENER. Sistema de Informações Energéticas. **Briquetes no Brasil**. Disponível em: http://infoener.iee.usp.br/scripts/biomassa/br_briquete.asp. Acesso em: 27 maio 2018.

LACOMBE, J. E. de A. **Painéis de madeira aglomerada produzidos com resíduos de serragem e poliestireno expandido para aplicações na construção civil**. 2015. Tese (Doutorado em Arquitetura e urbanismo) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Levantamento sobre a geração de resíduos provenientes da atividade madeireira e proposição de diretrizes para políticas, normas e condutas técnicas para promover o seu uso adequado**. Curitiba, 2009. 35 p.

NAC BRIQUETES. Disponível em: <http://www.nacbriquetes.bpg.com.br/>. Acesso em: 27 maio 2018.

NOLASCO, A. M.; ULIANA, L. R. **Gerenciamento de resíduos na indústria de pisos de madeira**. Piracicaba: ANPM, 2014. v. 1. 40 p.

DE OLIVEIRA, B. C.; RISSI, C.; ABREU, I.; SILVA, M.; CARNEIRO, T. H. S.; FONSECA, T. G. **Projeto Integrador: Resíduos Sólidos – Madeira**. Faculdade Cenetista de Varginha, Engenharia da Produção. Varginha. 2015.

PAINÉIS CIMENTO-MADEIRA. Universidade Federal do Paraná. Disponível em: <http://www.madeira.ufpr.br/disciplinassetsuo/setsuo-pcm.pdf>. Acesso em: 30 maio 2018.

REMADE – **Revista da Madeira**. Ed. 138, jan. 2014. Disponível em: http://www.remade.com.br/br/revistadamadeira_materia.php?num=1737&subject=Briquete%20&title=Aproveitamento%20energ%20E9tico%20na%20forma%20de%20briquetes. Acesso em: 28 maio 2018.

TEIXEIRA, M. G. **Aplicação de conceitos da ecologia industrial para a produção de materiais ecológicos: o exemplo do resíduo de madeira**. Salvador: Universidade Federal da Bahia, 2005.

TUOTO, M. **Levantamento sobre a geração de resíduos provenientes da atividade madeireira e proposição de diretrizes para políticas, normas e condutas técnicas para promover seu uso adequado**. Ministério do Meio Ambiente, Curitiba, 2009.

WIECHETECK, M. **Aproveitamento de resíduos e subprodutos florestais, alternativas tecnológicas e propostas de políticas ao uso de resíduos florestais para fins energéticos**. Projeto PNUD BRA 00/20-Apoio às Políticas Públicas na Área de Gestão e Controle Ambiental, 2009.

Desenvolvimento e análise sensorial de pastel vegano com aproveitamento da casca de banana no recheio

Alessandra Soares de Oliveira¹, Daiane Bowens², Thalia Varela³, Silvana Licodiedoff⁴

¹Faculdade Metropolitana de Blumenau (aleeoliveira86@gmail.com)

²Faculdade Metropolitana de Blumenau (daianebowens05@gmail.com)

³Faculdade Metropolitana de Blumenau (taa.lia29@hotmail.com)

⁴Faculdade Metropolitana de Blumenau (silvana.licoo@gmail.com)

Resumo: No decorrer da última década, os consumidores passaram a se preocupar, cada vez mais, com a saúde e a ética ambiental e animal, o que explica a crescente demanda por produtos veganos, sem lactose e sem glúten. Os produtos veganos apresentam ingredientes que não contemplam produtos de origem animal, enquanto os produtos sem lactose e sem glúten estão voltados a pessoas com intolerância ou alergia a esses compostos. Este trabalho teve como objetivo desenvolver uma formulação de pastel vegano aproveitando a casca de banana, um subproduto alimentar, como recheio. Foram avaliadas a aceitabilidade e a intenção de compra do produto por meio de análise sensorial. O pastel vegano apresentou um índice de aceitação superior a 70% para todos os atributos avaliados, e 50% dos avaliadores indicaram que, provavelmente, comprariam o produto. A ótima aceitabilidade entre os julgadores indica que esse é um produto promissor.

Palavras-chave: Casca de banana. Vegano. Pastel.

Área Temática: Resíduos Sólidos.

Development and sensory analysis of banana-filled vegan pastries

Abstract: Over the last decade, consumers have become increasingly concerned about health and environmental and animal ethics, which explains the growing demand for vegan, lactose-free and gluten-free products. Vegan products contain ingredients that do not include animal origin products, while lactose and gluten free products are aimed at people with intolerance or allergy to these compounds. This work aimed to develop a vegan pastry filled with banana peel, a food residue. The acceptability and purchase intention of the product were evaluated by sensory analysis. The vegan pastry had an acceptance rate of over 70% for all attributes evaluated and 50% of reviewers indicated that they would likely buy it. The high sensory acceptability indicates that this is a promising product.

Keywords: Banana peel. Vegan. Pastry.

Theme Area: Solid Waste.

1 Introdução

O consumo de banana *in natura* destaca-se mundialmente por sua facilidade e praticidade, o que corrobora uma expressiva quantidade de subprodutos, cuja casca de banana contém, aproximadamente, 89% de umidade, 1% de lipídios, 2% de proteína, 2% de fibras, 1% de cinzas, 5% de carboidratos, e 35 kcal) que sobressaem na fruta comestível (GONDIM *et al.*, 2005; BEGALI *et al.*, 2016).

Ao utilizar um subproduto sem alimentos diferenciados, minimiza-se a matéria-prima a ser descartada e tratada, bem como enaltece os alimentos elaborados com nutrientes já existentes a custo reduzido (NUNES, 2009; CARVALHO *et al.*, 2012; VIZU *et al.*, 2012).

Essa concepção vem de encontro aos interesses do público com intolerância alimentar bem como o vegano, cuja alimentação preconiza a saúde, o meio ambiente, a economia e outros fatores relacionados e atrelados a um estilo de vida saudável (COUCEIRA, SLYWITCH; LENZ, 2008; BALSARINI; BUENO, 2017).

Esse nicho de mercado tem despertado o interesse do segmento alimentício, pois atende a uma gama em constante crescimento, cujos produtos são característicos do estilo de vida supracitado.

Diante do exposto, o objetivo deste trabalho é desenvolver, sensorialmente, o pastel vegano com aproveitamento da casca de banana em seu recheio.

2 Materiais e métodos

2.1 Materiais

O trabalho foi realizado na cozinha experimental da Faculdade Metropolitana de Blumenau (Fameblu). Os ingredientes foram adquiridos em um supermercado local do Município de Blumenau – SC. A banana tipo caturra (*musa ssp*) com coloração amarelo-escura uniforme foi higienizada em uma solução de hipoclorito de sódio a 100 mg. L⁻¹ por 15 minutos. Decorrido esse tempo, as cascas foram separadas da banana, higienizadas em água corrente até a remoção de todo hipoclorito e, posteriormente, desfiada.

Para obter a formulação descrita, foram desenvolvidos vários testes preliminares que resultaram na formulação listada nos Quadros 1 e 2.

Quadro 1 – Ingredientes na formulação de massa de pastel com as respectivas quantidades

Ingredientes	Quantidades (g)
Farinha de arroz	150
Farinha de grão-de-bico	150
Fécula de batata	150
Água	150
Polvilho doce	100
Mandioquinha	95
Chia	51
Mandioquinha (salsa)	45
Óleo	45
Orégano	21
Sal	1
Goma xantana	0,02

Fonte: As autoras.

A elaboração da massa consistiu na homogeneização dos ingredientes listados até atingir a consistência homogênea desejada. Posteriormente, a massa foi cilindrada para esticar, modelar (círculos com raio de, aproximadamente, 10 cm) e adicionar o recheio.

Para o preparo do recheio utilizaram-se os ingredientes descritos na Quadro 2, com suas respectivas quantidades.

Quadro 2 – Ingredientes da formulação do recheio e suas respectivas quantidades

Ingredientes	Quantidades (g)
Casca de banana desfiada	400
Cebola	150
Cenoura	120
Extrato de tomate	100
Pimentão vermelho	72,50
Pimentão verde	72,50
Óleo vegetal	15
Páprica picante	15
Cheiro verde	15
Açafrão	15
Alho	9
Sal	3
Louro	1

Fonte: As autoras.

Para elaborar o recheio, foram pesados todos os ingredientes e posteriormente realizou-se a sanitização com solução de hipoclorito de sódio a 100 mg. L⁻¹ por 15 minutos dos legumes, seguido de enxágue em água corrente até a remoção de todo o hipoclorito.

Na sequência do processo, utilizou-se um ralador de inox. para processar a cenoura e cortou-se em cubos de aproximadamente 1 cm os pimentões, cebola e alho. Para obter uma aparência similar à carne desfiada, a casca de banana, previamente higienizada, foi desfiada com o auxílio de um garfo.

Para obter as características almeçadas, refogaram-se os ingredientes (cebola, alho, pimentão) em óleo vegetal seguido dos demais ingredientes até atingir a consistência desejada. Ao concluir essa etapa, resfriou-se brevemente o recheio para acrescentar a massa e obter o pastel. Em seguida, o produto foi acondicionado em uma assadeira e assado em forno pré-aquecido por 30 minutos a 180°C.

2.2 Análise sensorial

O pastel vegano com aproveitamento da casca de banana no recheio foi submetido à análise sensorial realizada com 28 consumidores não treinados, de ambos os sexos, com idade entre 15 e mais que 60 anos, recrutados através da sua disponibilidade e do interesse.

Para avaliar a aceitação do produto, utilizou-se a escala hedônica estruturada com cinco pontos, com os termos (1 = desgostei, e 5 = adorei). Os parâmetros avaliados foram a cor, o sabor, o aroma, a aparência, a textura e a impressão global, mediante escala hedônica. Na mesma ficha de avaliação, foi aplicado um questionário quanto à intenção de comprado do pastel avaliado através de uma escala estruturada com 5 pontos (1 = certamente não compraria, e 5 = certamente compraria) (MININ, 2006).

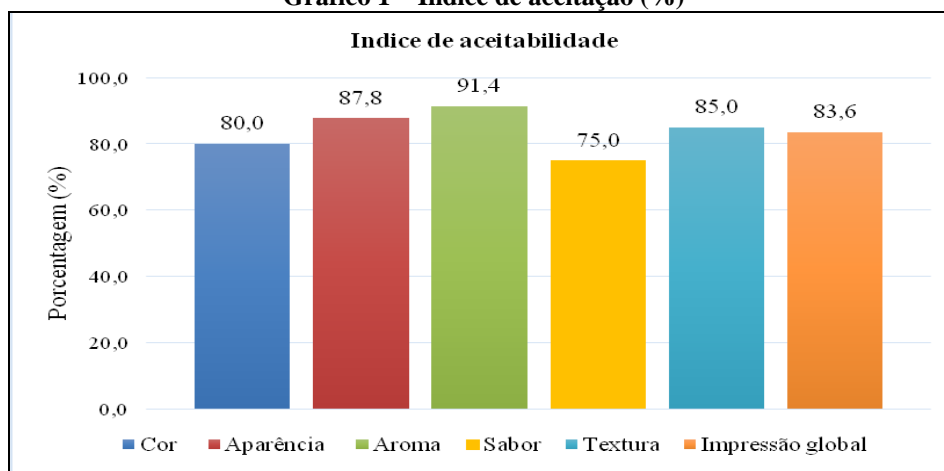
Os resultados obtidos foram submetidos à análise de variância, e a comparação de médias foi realizada pelo Teste de Tukey com nível de significância de 5%, utilizando-se o programa *Statistic 7.0*.

3 Resultados e discussão

A formulação do pastel vegano com aproveitamento da casca de banana no recheio foi avaliado conforme os atributos de cor, sabor, aroma, aparência, textura e impressão global. Para ser aceito pelos provadores, o produto deve atingir um percentual igual a ou maior que 70% (TEIXEIRA, 1987). De acordo com os resultados obtidos no (Gráfico 1), o produto supracitado apresentou um Índice de Aceitabilidade (IA) superior a 70% com média igual ou superior a 4 (4 = gostei) para todos os atributos avaliados, o que indica que o produto agradou ao paladar dos avaliadores.

Os resultados obtidos neste estudo são similares as relatados por Balsarini e Bueno (2017) ao avaliar o IA do pastel vegano sabor rúcula com tomate seco, cuja nota 8 para os atributos avaliados prevaleceu, bem como para Vagula *et al.*, (2017) ao desenvolver e avaliar a aceitação global das esfirras integrais com (83,77%) e sem farinha de aveia (83,66%).

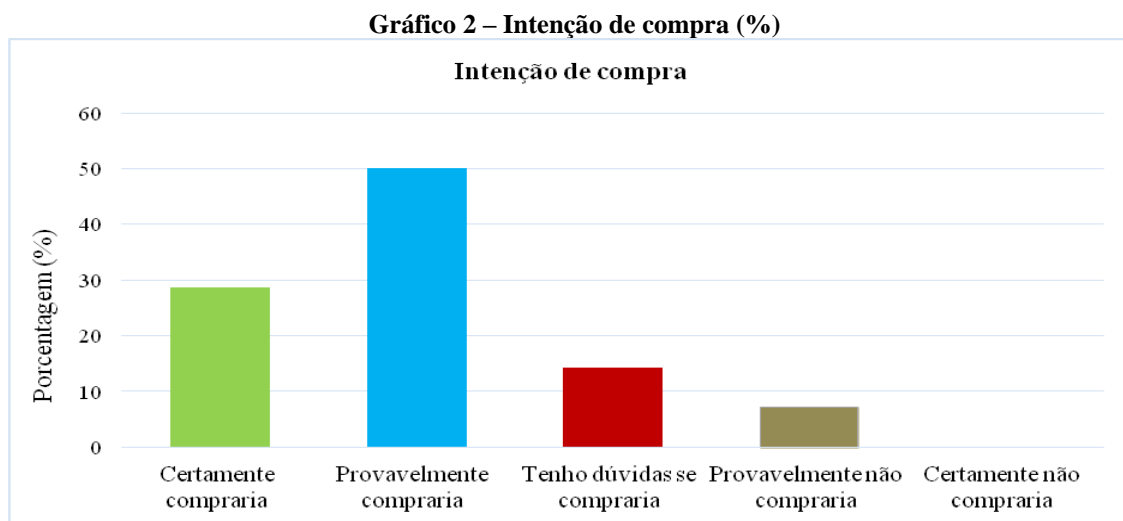
Gráfico 1 – Índice de aceitação (%)



Fonte: Os autores.

O teste de intenção de compra do pastel vegano (Gráfico 2) indica que 50% dos avaliadores responderam que provavelmente comprariam o produto, e, aproximadamente 29%, certamente, não comprariam, o que sugere ser um produto promissor com potencial para comercialização.

Pereira e Bezerra (2017), ao elaborarem uma massa de pizza utilizando farinha mista de trigo e de soja processada, obtiveram uma intenção de compra de 51% no quesito *certamente compraria*, prevalecendo o resultado a este estudo e confirmando a aceitação geral do produto desenvolvido para amostra padrão.



Fonte: Os autores.

O trabalho em questão, bem como os estudos reportados por Oliveira *et al.* (2009), Silva (2013), Farinelli *et al.* (2014) e Carvalho *et al.* (2012) ao realizaram pesquisas aproveitando esse subproduto da banana para produzir doce em massa, fabricação de farinha, biscoito doce e *Cupcake*, respectivamente, indicam que há muito a ser explorado com esse subproduto no segmento de mercado referido neste documento.

4 Conclusão

Dessa forma, conclui-se que o pastel vegano, com aproveitamento da casca de banana no recheio, apresentou uma ótima aceitabilidade entre os julgadores, o que indica ser um produto promissor. Além de minimizar o impacto ambiental e prover a matéria-prima a custo reduzido e com valor agregado.

Referências

- BALSARINI, I.; BUENO, S. M. Desenvolvimento e análise sensorial de pastel vegano sabor rúcula com tomate seco. **União das Faculdades dos Grandes Lagos**, v. 1, p. 1-7, 2017.
- BEGALI, D. O.; SOUZA, B. S.; NACHTIGALI, A. M.; VILAS BOAS, B. M. Características físicas e químicas do doce tipo brigadeiro com adição de casca de banana. **Brazilian Journal of Food Research**, v. 7, p. 94-104, 2016.
- CARVALHO, K. H.; BOZATSKI, L. C.; SCORSIN, M.; NOVELLO, D.; PEREZ, E.; DALLA SANTA, H. S.; SCORSIN, G.; BATISTA, M. G. Desenvolvimento de cupcake adicionado de farinha da casca de banana: características sensoriais e químicas. **Alimento e Nutrição**, v. 23, p. 475-481, 2012.
- COUCEIRO, P.; SLYWITCH, E.; LENZ, F. Padrão alimentar da dieta vegetariana. **Einstein**, v. 3, p. 365-373, 2008.
- FARINELLI, B. C. F.; HONORATO, C. A.; AGOSTINI, J. S.; BIN, M. C. Elaboração, análise sensorial e características físico-químicas do biscoito doce de casca de banana. **Ensaio e Ciência: Ciências Biológicas, Agrárias e da Saúde**, v. 18, p. 77-82, 2014.
- GONDIM, J. A. M.; MOURA, J. F. V.; DANTAS, A. S.; MEDEIROS, R. L. S.; SANTOS, K. M. Composição centesimal e de minerais em cascas de frutas. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, v. 25, p. 825-827, 2005.
- MINIM, V. P. R. **Análise sensorial: estudos com consumidores**. Viçosa: Ed. da UFV, 2006. 225 p.
- OLIVEIRA, L. F.; BORGES, S. V.; NASCIMENTO, J.; CUNHA, A. C.; JESUS, T. B.; PEREIRA, P. A. P.; PEREIRA, A. G. T.; FIGUEIREDO, L. P.; VALENTE, W. A. Utilização de casca de banana na fabricação de doces de banana em massa – avaliação da qualidade. **Alimento e Nutrição**, v. 20, p. 581-589, 2009.
- PEREIRA, B. N.; BEZERRA, A. S. Elaboração de massa de pizza utilizando farinha mista de trigo e de soja processada. **Revista Brasileira Tecnologia Agroindustrial**, v. 11, p. 235-237, 2017.
- SILVA, L. M. DE S. **Aproveitamento da casca de banana para produção de farinha destinada à formulação de biscoitos**. 2013. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos) – Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2013. 54 p.
- VAGULA, J. M.; CASTRO, J. C.; VERONEZI, M.; ZUANAZZI, J. G.; PACOLI, I. C.; MADRONA, G. S. Desenvolvimento e análise sensorial de esfirra integral com e sem farinha de aveia. **Brazilian Journal of Food Research**, v. 8, p. 1-15, 2017.
- VIZU, J. DE F.; GERVÁSIO, A. K. N.; ALVES, E. DA C.; DA SILVA, B. C. Aproveitamento do resíduo orgânico da casca de banana na elaboração de doces em pasta. *In*: CONGRESSO NORTE NORDESTE DE PESQUISA E INOVAÇÃO, 19 a 21 de outubro de 2012, **Anais [...]**. Palmas – TO. Palmas, 2012.

Descarte de embalagens em geral, acordo setorial e logística reversa: estudo de caso no Município de Caxias do Sul – RS

Andrielen Braz Vanzetto¹, Vania Elisabete Schneider²

¹Laboratório de Polímeros/ Universidade de Caxias do Sul (abvanzetto@ucs.br)

²Instituto de Saneamento Ambiental/ Universidade de Caxias do Sul (veschnei@ucs.br)

Resumo: A grande geração de resíduos sólidos constitui, hoje, um dos maiores problemas ambientais em nível mundial. Embalagens pós-consumo são responsáveis por grande parcela dos resíduos descartados. Firmado em 2015, o Acordo Setorial de Embalagens em Geral, tem como objetivo fomentar a cadeia reversa de embalagens em geral, por meio de ações atreladas à responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos. Neste trabalho, foi realizado um levantamento de dados acerca do descarte de embalagens em geral, com ênfase no Município de Caxias do Sul – RS, e discutidas as ações de logística reversa existentes, além dos resultados obtidos através do acordo setorial.

Palavras-chave: Embalagens em geral. Logística reversa. Acordo setorial. Resíduos sólidos. Responsabilidade compartilhada.

Área Temática: Resíduos Sólidos.

Packaging of general packages, sector agreement and reverse logistics: case study in Caxias do Sul – RS

Abstract: The large generation of solid waste is today one of the biggest environmental problems worldwide. Post-consumer packaging is responsible for a large portion of the discarded waste. Signed in 2015, the General Packaging Sector Agreement aims to promote the reverse packaging chain in general through actions linked to shared responsibility for the life cycle of products. In this work a data survey about the general disposal of packaging was carried out, with emphasis on the city of Caxias do Sul – RS, and the existing reverse logistics actions were discussed, besides the results obtained through the sectoral agreement.

Keywords: Packaging in general. Reverse logistic. Sector agreement. Solid waste. Shared responsibility.

Theme Area: Solid Waste.

1 Introdução

O modelo de consumo contemporâneo, baseado em agilidade e praticidade, ocasionou inúmeros benefícios para os desenvolvimentos econômico e social. Contudo, nesse modelo, a geração de resíduos é elevada. A estimativa global da geração de resíduos sólidos chega, aproximadamente, a 5kg/*per capita*/dia em países desenvolvidos, verificando-se uma ascensão que ultrapassa, hoje, 11 bilhões de toneladas descartadas anualmente (RAJENDRAN, 2019).

No que tange aos resíduos sólidos pós-consumo, destacam-se as embalagens pelo seu alto volume de descarte, cerca de 420 milhões de toneladas/ano globalmente (SONG; LI; ZENG, 2015). Conforme dados do Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2019), estima-se que um terço do resíduo doméstico reciclável seja composto por

embalagens, das quais 80% foram descartadas no primeiro uso, confirmando a crescente expansão da “cultura do descartável”.

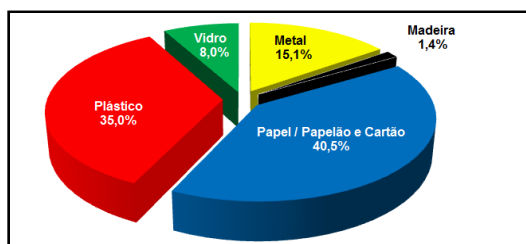
As embalagens representaram o desenvolvimento do comércio e o crescimento das cidades ao longo da história. Do ponto de vista da sustentabilidade, as embalagens se mostraram importantes agentes na redução de impactos ambientais, principalmente no setor de alimentos. Embalagens adequadas, que prolongam a conservação e o tempo de prateleira de alimentos contribuem para a redução do desperdício de água e das emissões de CO₂ ocasionadas pela perda de alimentos no caminho entre o campo e a mesa dos consumidores (ABRE, 2016).

Em geral, a finalidade das embalagens é proteger e preservar as características dos produtos, por meio das propriedades de barreira a agentes ambientais, mantendo o produto sem alterações indesejáveis durante o transporte e armazenamento (ABRE, 2016; LANDIM *et al.*, 2016).

Hoje, as embalagens agregam novas funções, como a de despertar o desejo de compra, transmitir informações, ser suporte de ações promocionais e ainda, mais recentemente, tem-se a utilização de embalagens ativas (embalagens que interagem com o produto) e das embalagens inteligentes que se comunicam com o consumidor. Dessa forma, as embalagens passaram a, além de conservar os produtos, a conquistar o consumidor por meio de seu visual atraente e comunicativo (VAR; UZUNLU, 2019).

Existem quatro tipos de material básico para produção de embalagens: plásticos, metais, vidro e celulose (papel/papelão/madeira). O Gráfico 1 apresenta, em percentuais, a participação de cada material na indústria de embalagens.

Gráfico 1 – Participação de cada segmento na indústria de embalagem



Fonte: Adaptado de Abre/FGV (2018).

Nesse contexto, os materiais poliméricos, cada vez mais, vêm substituindo outros tipos de material como o aço e o vidro, devido ao seu menor custo e maior leveza. De acordo com a Abre, os plásticos representam 35% do valor total da produção de embalagens. Contudo, o impacto ambiental ocasionado pelo descarte de embalagens

plásticas é notado com maior intensidade, se comparado a outros tipos de material, pois uma grande quantidade dessas embalagens vai para aterro sanitário, mesmo que passível de reciclagem, devido a uma série de fatores de ordem econômica, tecnológica e social (LANDIM *et al.*, 2016). O que não ocorre com os metais, como o alumínio, por exemplo, uma vez que sua cadeia de reciclagem está bem-estabelecida e altamente competitiva como pode ser verificado na Tabela 1.

Tabela 1 – Taxa de recuperação de embalagens

Resíduo Reciclável Total	65,3%
Alumínio	97,7%
Plástico	56,8%
Papel	66,2%

Fonte: Adaptado de Cempre (2019).

A reciclagem, no setor de plásticos, apresenta inúmeras particularidades, e é bastante afetada pelo cenário político-econômico. Em alguns casos, produtos elaborados com insumos reciclados chegam a ter custo de produção maior que aqueles feitos com matéria-prima virgem, o que inviabiliza economicamente a reciclagem como negócio.

Somado a isso, verifica-se, também, produtos com excesso de embalagens. Desembrulhar várias camadas de plástico ou papel para se alimentar de uma pequena porção de comida, tem se tornado uma prática comum (SONG; LI; ZENG, 2015).

As embalagens, em geral, não constituem um resíduo que apresenta, hoje, legislação específica quanto à sua destinação, independentemente do serviço público de limpeza urbana, porém existem algumas iniciativas como os acordos setoriais que englobam o Poder Público e Privado; e a logística reversa, praticada por empresas privadas, visam à gestão desses resíduos e sua inserção, novamente, na cadeia produtiva, para, com isso, consolidar o conceito de economia circular (BRASIL, 2010; ABRE, 2016).

2 Acordo setorial de embalagens em geral

A partir da Política Nacional de Resíduos Sólidos, instituída em 2010 pela Lei n. 12.305, uma série de instrumentos inovadores surgem visando à integração das ações no alcance de metas relativas à gestão e ao gerenciamento de resíduos sólidos, como a responsabilidade compartilhada, a logística reversa e os acordos setoriais (DEMAJOROVIC; MASSOTE, 2017).

Os acordos setoriais são atos de natureza contratual, firmados entre o Poder Público, fabricantes, importadores, distribuidores ou comerciantes, visando à

implantação da responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos (BRASIL, 2010; SINIR, 2018).

No âmbito do “Acordo Setorial para Embalagens em Geral” firmado em 2015 (SINIR, 2018), foi estabelecida uma articulação de empresas e de organizações da iniciativa privada visando a unir forças e *expertises* em torno de um sistema de logística reversa viável.

O objetivo do referido Acordo Setorial é a implementação, a estruturação, o incremento e a operacionalização do Sistema de Logística Reversa de Embalagens em Geral, que compõem a fração seca dos resíduos sólidos urbanos ou equiparáveis, exceto aquelas classificadas como perigosas pela legislação brasileira, conforme estabelecido pelo Edital de Chamamento do Ministério do Meio Ambiente.

As empresas signatárias do Acordo Setorial formam a “Coalizão Embalagens”. O grupo é formado por 22 Associações brasileiras representantes do setor empresarial e de 3.786 empresas. Aprovado pelo Ministério do Meio Ambiente após consulta pública, o compromisso empresarial da “Coalizão Embalagens” consiste, principalmente, no apoio às cooperativas de catadores de materiais recicláveis, ampliação do número de Pontos de Entrega Voluntária (PEV) para recebimento de resíduos e conscientização dos consumidores (CEMPRE, 2019).

O Acordo Setorial de embalagens em geral foi estabelecido em fases. Na Fase 1, foi definido que o sistema deveria garantir a destinação final ambientalmente adequada de, pelo menos, 3.815,081 toneladas de embalagens por dia. A Fase 2 de expansão deverá estabelecer novas metas quantitativas, bem como prever a expansão dos sistemas para cidades além das previstas inicialmente (SINIR, 2018).

Conforme os resultados apurados na Fase 1 (até 2017), e considerando que não houve crescimento na geração e com o aumento na recuperação, o volume de embalagens dispostas em aterro reduziu 21,3%, e a taxa de recuperação de materiais, na fração seca, aumentou em 29%. Em relação ao aumento da quantidade ou da capacidade de processamento das cooperativas, pelos resultados compilados, a coalizão atingiu 81% do total das metas propostas inicialmente para a Fase 1 (SINIR, 2017).

Logística reversa

Logística é o processo de transporte de produtos da indústria até o cliente. Nesse contexto, as embalagens constituem uma importante interface entre os produtos e os sistemas logísticos, otimizando as operações. O conceito de logística reversa, tema recente, trata da gestão inversa dos produtos pós-consumo, ou seja, o produto e/ou suas embalagens retornam do consumidor ao produtor.

Na Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), a logística reversa foi definida como: “Instrumento de desenvolvimento econômico e social caracterizado por um conjunto de ações, procedimentos e meios destinados a viabilizar a coleta e a restituição dos resíduos sólidos ao setor empresarial, para reaproveitamento, em seu ciclo ou em outros ciclos produtivos, ou outra destinação final ambientalmente adequada” (BRASIL, 2010). No conceito de logística reversa, a responsabilidade pela gestão dos resíduos pós-consumo, antes atribuída aos consumidores e à Administração Pública, passa a incluir, parcial ou integralmente, os fabricantes desses produtos, os quais devem, dentre outras coisas, gerenciar o descarte e a recuperação dos produtos que inserem no mercado após o consumo dos mesmos (DEMAJOROVIC; MASSOTE, 2017).

A logística reversa pode ser implementada de diferentes formas pelas empresas responsáveis. O primeiro passo é a elaboração de um Plano de Resíduos Sólidos que deve contemplar a análise do ciclo de vida de cada produto, para que, assim, se conheça toda a cadeia produtiva e os resíduos gerados ao longo dos processos. A forma mais comum de logística reversa consiste da coleta dos resíduos pós-consumo, reciclagem e reutilização dos insumos nos processos produtivos da própria empresa.

Os pontos de entrega voluntária (PEV) são uma maneira de lidar com as embalagens pós-consumo levando em conta o conceito de responsabilidade compartilhada. Sua implementação pode se dar em lojas físicas das próprias marcas, ou em estabelecimentos parceiros. A ideia é que os consumidores devolvam as embalagens após o uso. Para incentivar essa ação, as empresas podem oferecer benefícios aos consumidores (NUNES *et al.*, 2018). Porém, essa não é a única forma de as empresas contribuírem com a logística reversa. O importante é que os resíduos gerados encontrem nova utilidade, mesmo que fora de sua própria cadeia de suprimentos. Assim, é possível terceirizar o gerenciamento dos resíduos e firmar parcerias com associações e cooperativas de catadores.

Na logística reversa, todos os elos da cadeia produtiva e da cadeia de reciclagem são importantes e imprescindíveis quando consideradas as etapas de retorno das embalagens, a destinação ambientalmente adequada, a revalorização e a reciclagem. Sendo importante ressaltar que a separação na fonte geradora pela população é sempre primordial (SINIR, 2017).

Ações de logística reversa de embalagens em geral na cidade de Caxias do Sul

O Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de Caxias do Sul prevê para o eixo temático de logística reversa:

Fomentar a implantação da logística reversa, por meio de acordo setorial em nível municipal, quando cabível, de modo a compartilhar a responsabilidade pela gestão diferenciada dos resíduos obrigados legalmente a este processo logístico, garantindo-se sua restituição ao gerador, máxima recuperação, reaproveitamento no ciclo produtivo ou destinação ambientalmente adequada, considerando as obrigações dos setores envolvidos, produtores e importadores, distribuidores e comerciantes (PREFEITURA DE CAXIAS DO SUL, 2016).

Das estratégias previstas no plano, destaca-se a de estruturação de acordos setoriais e termos de compromisso em âmbito municipal, a serem firmados entre o Município e empresas que comercializam produtos em embalagens plásticas, metálicas, de vidro ou papelão”, podendo o método de recolhimento desses produtos ser por meio de retorno pela compra de produtos ou embalagens usados, criação de postos de entrega de resíduos reutilizáveis e recicláveis, parcerias com cooperativas ou outras formas de associação de triadores ou empresas de reciclagem de materiais reutilizáveis e recicláveis, com regras específicas para geradores de resíduos volumosos (supermercados, por exemplo).

No âmbito da iniciativa privada, empresas signatárias do “Termo de Adesão ao Acordo Setorial” para a implementação do “Sistema de Logística Reversa de Embalagens Pós-Consumo de Produtos Não Perigosos” firmado entre a Abiplast e o Governo Federal por meio do Ministério do Meio Ambiente, realizam a logística reversa de seus produtos.

Além de empresas privadas, importantes ações no âmbito da logística reversa de embalagens são realizadas por Organizações Não Governamentais, como é o caso da “Sonhar Acordado”, ONG internacional que recolhe, mensalmente, em Caxias do Sul, centenas de quilos de tampas plásticas, as quais são vendidas para empresas de reciclagem da região e têm o lucro revertido para ações sociais da entidade.

O projeto “Engenharia Solidária”, também recolhe tampas plásticas para a reciclagem. O dinheiro da venda das 3 toneladas mensais que são arrecadadas é destinado à causa animal.

A cidade de Caxias do Sul conta também com o “Troca Solidária”, uma iniciativa da Prefeitura, desenvolvida pela Companhia de Desenvolvimento de Caxias do Sul (Codeca) em parceria com a Secretaria da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (Smapa) e a Fundação de Assistência Social (FAS). O programa foi implantado em 20 de junho de 2009 e já beneficiou mais de 114 mil famílias. O “Troca Solidária” garante que pessoas possam trocar 4 kg de resíduo seletivo por 1kg de alimento. A ação, além de ajudar a cuidar da limpeza da cidade, oferece um complemento alimentar de qualidade (CODECA, 2019).

De forma geral, verifica-se grande efetividade de ações de logística reversa em Caxias do Sul quando acompanhadas de um fator social.

3 Metodologia

Este trabalho atendeu a uma abordagem qualitativa de caráter exploratório e interpretativo da cadeia reversa de embalagens, com ênfase na estimativa da quantidade de embalagens em geral descartadas na cidade de Caxias do Sul. A coleta de dados teve como base documentos de entidades e instituições signatárias do acordo setorial de embalagens disponíveis em meio eletrônico, além de relatórios e boletins de órgãos governamentais.

Para este trabalho adotou-se por uma metodologia de estimativa de embalagens descartadas diariamente na coleta seletiva a partir da qual é possível prever a quantidade desse tipo de resíduo no Município de Caxias do Sul, por meio da Equação 1.

$$TE = \text{quantidade de embalagens descartadas (kg/per capita/dia)} * \text{número de habitantes}$$
$$TE = \text{total de embalagens Eq.1}$$

A partir do percentual de cada material utilizado para a produção de embalagens também é possível estimar a composição do resíduo de embalagens gerado por tipo de material, considerando os dados do Gráfico 1

4 Resultados e discussão

Sabendo-se que a geração de resíduos sólidos no Estado do Rio Grande do Sul é de aproximadamente 0,757 kg/per capita/dia (ABRELPE, 2017), e que desse montante de 30 a 40%, aproximadamente, refere-se a resíduos recicláveis (SILVA, 2017), pode-se estimar a quantidade de embalagens descartadas, conforme dados que indicam o percentual de, aproximadamente, 30% de embalagens no resíduo reciclável (MMA, 2019; LANDIM *et al.*, 2016). O número de habitantes da cidade de Caxias do Sul, tomado como base, foi de 504.069 habitantes, conforme estimativa do IBGE (2018). Sendo assim, obtém-se como resultado:

$$TE = ((0,757 * 0,40) * 0,30) * 504069$$

$$TE = 0,091 * 504069$$

$$TE = 45.870,28 \text{ kg/dia}$$

A estimativa da quantidade de embalagens descartadas em Caxias do Sul pelo tipo de material pode ser visualizada na Tabela 2.

Tabela 2 – Quantidade de embalagens descartadas por tipo de material

Material	Percentual	Valor em kg/ <i>per capita</i> /dia	Valor em kg/dia em Caxias do Sul
Plástico	35,0%	0,032	16.130,21
Papel/Madeira	41,9%	0,038	19.154,62
Vidro	8,0%	0,007	3.528,48
Metal	15,1%	0,014	7.056,97

Fonte: Os autores.

Verifica-se que a geração de resíduos de embalagens em Caxias do Sul *per capita*/ano é de, aproximadamente, 33 kg, o que está abaixo da média mundial (40 kg/*per capita*/ano). Contudo, considerando que o percentual de resíduos reciclados no Brasil é bastante inferior ao de países da União Europeia como a Alemanha, por exemplo, que recicla em média 97% do resíduo de embalagens que gera (30kg/*per capita*/ano) (BMU, 2018), um grande potencial para a reciclagem de resíduos pós-consumo existe e deve ser explorado, principalmente quando se considera o fato de que o Município de Caxias do Sul está inserido em uma região que abrange diversas empresas de reciclagem.

Conforme o relatório do Cempre (2019), o Brasil recicla 65,3% de todos os resíduos de embalagens que produz. Considerando a quantidade gerada em Caxias do Sul, esse valor seria de cerca de 10.783 toneladas/ano, o que é expressivo, se comparado ao desempenho de países desenvolvidos da UE que reciclam, em média, 70% de suas embalagens (EUROSTAT, 2019).

5 Desafios e considerações finais

Este trabalho trouxe uma abordagem a respeito do descarte de embalagens em geral, com ênfase nas ações realizadas em nível do acordo setorial. Foi destacada, aqui, a importância das ações sociais no âmbito da logística reversa e a necessidade de integração entre os agentes da economia circular.

Um dos grandes desafios a respeito das embalagens pós-consumo é como, de forma efetiva, elas podem retornar ao ciclo produtivo, transformando-se em novos recursos por meio de reciclagem. Cabe ressaltar que apenas 22 milhões de brasileiros são contemplados por programas municipais de coleta seletiva (18% da população), o que demonstra uma significativa barreira para a reciclagem no Brasil.

Além de mais políticas públicas para favorecer a reciclagem, é necessário o incentivo e o esclarecimento à população sobre os impactos resultantes do descarte incorreto de resíduos e sobre como fazê-lo de forma eficiente. Uma vez que se sabe que

grande parte das embalagens descartadas não é reciclada devido à contaminação com matéria orgânica, isso dificulta os processos de reciclagem, que poderiam ser facilmente resolvidos na fonte geradora por meio de Educação Ambiental com foco na separação de materiais.

Embora os números demonstrem aumento em relação às taxas de reciclagem e a eficiência da economia circular no âmbito de embalagens, um longo caminho ainda precisa ser trilhado para que o Brasil alcance um patamar desejável, não somente em termos de reciclagem, mas também na redução de resíduos gerados por meio de práticas mais sustentáveis.

Referências

BRASIL. **Lei n. 12.305, de 2 de agosto de 2010.** Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998 e dá outras providências. Brasília, 2 ago. 2010.

ABRE (São Paulo). **Embalagem e Sustentabilidade:** desafios e orientações no contexto da economia circular. São Paulo: Cetesb, 2016. 39 p.

ABRE/FGV. **Estudo Macroeconômico da Embalagem.** 2018. Disponível em: <http://www.abre.org.br/setor/dados-de-mercado/dados-de-mercado/>. Acesso em: 29 jul. 2019.

ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil.** São Paulo: Abrelpe, 2017. Disponível em: http://abrelpe.org.br/pdfs/panorama/panorama_abrelpe_2017.pdf. Acesso em: 1º ago. 2019.

CEMPRE. **Review 2019.** São Paulo: Cempre, 2019. 21 p. Disponível em: <http://cempre.org.br/upload/CEMPRE-Review2019.pdf>. Acesso em: 1º ago. 2019.

CODECA (Caxias do Sul). **Projeto Troca Solidária.** Disponível em: http://www.codeca.com.br/projeto_troca_solidaria.php. Acesso em: 6 ago. 2019.

DEMAJOROVIC, Jacques; MASSOTE, Bruno. Acordo setorial de embalagem: Avaliação à luz da responsabilidade estendida do produtor. **Revista de Administração de Empresas**, v. 57, n. 5, p. 470-482, 2017.

EUROSTAT. **Record recycling rates and use of recycled materials in the EU.** 39. Ed. 2019. Disponível em: <https://ec.europa.eu/eurostat/documents/2995521/9629294/8-04032019-BP-EN.pdf/295c2302-4ed1-45b9-af86-96d1bbb7acb1>. Acesso em: 6 ago. 2019.

Federal Ministry for the Environment Nature Conservation and Nuclear Safety (BMU). **Waste Management in Germany 2018:** Facts, data, diagrams. Berlin: Bmu, 2018. 44 p.

IBGE. **Brasil em Síntese:** Rio Grande do Sul/ Caxias do Sul. 2018. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rs/caxias-do-sul/panorama>. Acesso em: 1 ago. 2019.

LANDIM, Ana Paula Miguel et al. *Sustentabilidade quanto às embalagens de alimentos no Brasil.* **Polímeros**, [s.l.], v. 26, n., p.82-92, 19 jan. 2016. Fap: Unifesp (SciELO).

Ministério do Meio Ambiente. **Impacto das embalagens no meio ambiente**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/responsabilidade-socioambiental/producao-e-consumo-sustentavel/consumo-consciente-de-embalagem/impacto-das-embalagens-no-meio-ambiente.html>. Acesso em: 10 jul. 2019.

NUNES, Janaína Aparecida Ribeiro *et al.* Cadeia de suprimentos e as práticas sustentáveis: uma proposta para o setor cosmético. **Iberoamerican Journal of Project Management**, v. 9, n. 2, p. 118-136, 2018.

PREFEITURA DE CAXIAS DO SUL. **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos**. Caxias do Sul: 2016. 327 p. Disponível em: <http://www.camaracaxias.rs.gov.br/upload/files/PMGIRS.pdf>. Acesso em: 5 ago. 2019.

RAJENDRAN, Karthik *et al.* *Influential Aspects in Waste Management Practices*. In: **Sustainable Resource Recovery and Zero Waste Approaches**. Elsevier, 2019. p. 65-78.

SILVA, Alexandra Fernanda da; MATTOS, Ubirajara Aluizio de Oliveira. Logística reversa: Portugal, Espanha e Brasil: uma revisão bibliográfica. **Revista Internacional de Ciências**, [s.l.], v. 9, n. 1, p. 35-52, 17 abr. 2019.

SINIR. **Acordo setorial de embalagens em geral**. 2018. Disponível em: <https://sinir.gov.br/index.php/component/content/article/2-uncategorised/122-acordo-setorial-de-embalagens-em-geral>. Acesso em: 1º ago. 2019.

SINIR. **Relatório técnico e acordo setorial de embalagens em geral**. São Paulo: 2017. Disponível em: https://sinir.gov.br/images/sinir/LOGISTICA_REVERSA/RELATORIOS_ANUAIS/Embalagens_em_Geral/RELATORIOFINALFASE1_2017.pdf. Acesso em: 1º ago. 2019.

SONG, Qingbin; LI, Jinhui; ZENG, Xianlai. *Minimizing the increasing solid waste through zero waste strategy*. **Journal of Cleaner Production**, v. 104, p. 199-210, 2015.

VAR, Isıl; UZUNLU, Sinan (ed.). **Active antimicrobial food packaging**. BoD-Books on Demand, 2019.

Os desafios da destinação à reciclagem de resíduos plásticos oriundos de resíduos domiciliares: um estudo de caso no Município de Piracicaba – SP

Samira Gaiad Cibim de Camargo Bosquilia¹

¹Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo
(samira_gaiad@hotmail.com)

Resumo: Inerentes ao consumo de bens materiais, surgem os problemas relacionados com os resíduos gerados pelo consumo e, dentre esses, os resíduos plásticos destacam-se como um resíduo abundante e poluidor, devido à sua praticidade, durabilidade e flexibilidade de uso. Como alternativa de solução para conter o alto volume de resíduos, surgiu, em 1972, na Conferência de Estocolmo, o conceito de *reciclagem* e o potencial desse processo em reintroduzir resíduos em novos ciclos produtivos após seu consumo. No entanto, 47 anos depois, apesar de avanços, a reciclagem ainda enfrenta desafios, especialmente em relação aos resíduos plásticos. Nesse sentido, o presente artigo busca analisar os principais desafios da reciclagem de resíduos plásticos oriundos de resíduos domiciliares no Município de Piracicaba – SP e identificou que os desafios da reciclagem se caracterizam pela incapacidade de gerenciar os diferentes tipos de resina plástica, resíduo plástico sujo e contaminado e competição de material pela coleta informal.

Palavras-chave: Reciclagem. Resíduos. Plástico.

Área Temática: Resíduos Sólidos.

The challenges of disposing of plastic waste from household waste: a case study in Piracicaba – SP

Abstract: *Inherent to the consumption of material goods, there are problems related to the waste generated by consumption and among these, plastic waste stands out as an abundant and polluting waste, due to its practicality, durability, and flexibility of use. As an alternative solution to contain the high volume of waste, the concept of recycling and the potential of this process to reintroduce waste into new production cycles after consumption emerged in 1972 at the Stockholm Conference. However, 47 years later, despite advances, recycling still faces challenges, especially in relation to plastic waste. In this sense, the present article analyzed the main challenges of recycling plastic waste from household waste in the municipality of Piracicaba/SP and identified that the challenges of recycling are characterized by the inability to manage the different types of plastic resins, dirty plastic waste and contaminated materials and competition for informal collection.*

Keywords: *Recycling. Waste. Plastic.*

Theme Area: *Solid Waste.*

1 Introdução

O primeiro plástico sintético e comercializável, *baquelite*, surgiu em 1907. Desde então, esse material ganhou novos formatos e conquistou o mundo, se tornando um material dos mil usos, devido à sua durabilidade e versatilidade com grande variedade de aplicações e viu sua produção alcançar o montante de 8,3 bilhões de toneladas de plásticos virgens no período de 1950 a 2015 (GEYER *et al.*, 2017).

Entretanto, sua produção alcançou volumes tão altos, que, no campo ambiental, nos últimos anos, a poluição por plástico tem sido amplamente veiculada com base em dados e informações científicas e não científicas, na maioria das vezes alarmantes, sobre os principais impactos da disposição inadequada desse tipo de material no meio ambiente.

Geyer *et al.* (2017) estimaram que, desde 2015, aproximadamente, 6,3 bilhões de toneladas de resíduos plásticos foram gerados e que apenas 9% desse montante foi reciclado, 12% foram incinerados, e 79% estão acumulados em aterros ou no meio ambiente.

Logo, além do grande volume de produção de plásticos e a consequente geração de resíduos plásticos, o que acontece com esses materiais pós-consumo preocupa especialistas, pois, devido à baixa degradabilidade desses materiais, tais resíduos se avolumam e se acumulam nos ecossistemas quando não são devidamente gerenciados e equacionados.

A poluição ambiental ocasionada por esses resíduos, dispostos incorretamente na natureza terrestre ou aquática, vão desde contaminação de solos terrestres através da decomposição plástica que libera componentes químicos contaminantes, à ingestão de resíduos plásticos por animais aquáticos que os confundem com alimentos.

Diante dessa alta geração e crescente poluição por resíduos plásticos no meio ambiente, a reciclagem surge como alternativa de solução para conter o grande volume de resíduos plásticos gerados. No entanto, segundo dados da Abrelpe (2019), o Brasil gerou cerca de 79 milhões de toneladas de resíduos em 2018, sendo que cerca de 17% desse montante correspondem a resíduos plásticos, e apenas 22% dos Municípios brasileiros possuem um sistema de coleta seletiva implantado e em funcionamento, revelando, assim, que o correto encaminhamento à reciclagem ainda é incipiente no Brasil, pois a existência e o funcionamento de um sistema de coleta seletiva é imprescindível ao sucesso da reciclagem (CEMPRE, 2018).

Estudo publicado pelo Instituto de Pesquisa em Econômica Aplicada (Ipea), em janeiro de 2017, avaliou o potencial de reaproveitamento e reciclagem dos resíduos sólidos urbanos (RSU) em 30% a 40% do volume total gerado, porém estimou que apenas 13% desses resíduos sejam encaminhados à reciclagem (SILVA, 2017). Além disso, segundo dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (Snis), o índice de reaproveitamento de resíduos recicláveis em relação ao total de RSU, em 2016, foi de apenas 1,91% (BRASIL, 2016).

Nesse sentido, o presente artigo busca desenvolver uma análise sobre os principais desafios da reciclagem de resíduos plásticos oriundos de resíduos sólidos domiciliares no Município de Piracicaba, localizado no Estado de São Paulo. A finalidade do trabalho é buscar compreender quais são os fatores condicionantes e determinantes do

funcionamento das cadeias, e como esses fatores influenciam diretamente o desempenho dessas cadeias produtivas.

2 Metodologia

2.1 Área de estudo

O Município de Piracicaba, localiza-se no Estado de São Paulo e ocupa uma área de 1.378,501 km². No ano de 2010, sua população foi estimada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) em 364.571 habitantes (IBGE, 2010). O Município possui um sistema de coleta seletiva já implantado e em pleno funcionamento, contando com inúmeros dados ao longo dos anos, além de também possuir uma forte atuação do Poder Público e do Privado sobre o gerenciamento de resíduos sólidos, incluindo diversas entidades, grupos e agentes multiplicadores e instituições.

2.2 Procedimentos metodológicos

Para a coleta de dados para o presente estudo de caso, foram utilizados como procedimentos metodológicos a coleta de dados primários e secundários. Os dados primários foram obtidos juntamente com atores-chave que compõem o cenário das principais cadeias de reciclagem de resíduos plásticos no Município de Piracicaba – SP, e a principal técnica utilizada para obtenção dos dados e informações foi a entrevista semiestruturada (pesquisa aprovada pela Comissão de Ética em Pesquisa com Seres Humanos da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” da Universidade de São Paulo – Parecer n. 2.866.678, de 26 de setembro de 2018). Os dados secundários, por sua vez, foram obtidos a partir de base de dados nacionais e internacionais sobre o tema da pesquisa.

Para a análise dos dados, foi utilizada a técnica de análise de conteúdo, que compreendeu três etapas: pré-análise, exploração do material e tratamento e interpretação dos resultados.

3 Resultados e discussão

3.1 Plástico e reciclagem

Os plásticos, atualmente, provêm do petróleo, e nas refinarias ocorre a extração da nafta, que posteriormente é processada e classificada dentro de uma classe de materiais chamados polímeros, os quais podem ter uma infinidade de formas e funções (ZANIN; MANCINI, 2009). Segundo Zanin e Mancini (2009), os polímeros podem ser divididos

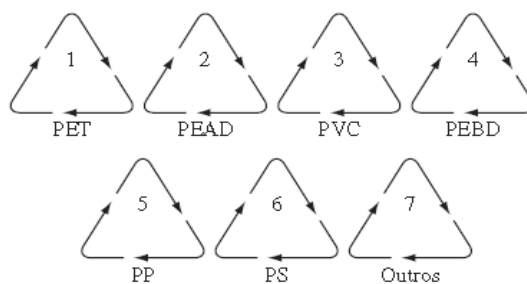
em três grupos conforme seu comportamento mecânico, sendo eles: os termorrígidos, os termoplásticos e as borrachas (elastômeros).

Para este artigo, iremos abordar os termoplásticos, que se caracterizam por ser produtos moldados que amolecem quando sujeitos à ação de calor e pressão. As propriedades desses tipos de plástico, após resfriados, são as mesmas de antes do aquecimento, propiciando novas moldagens e sua reciclagem (BARÃO, 2011).

Dentre os principais termoplásticos, estão os plásticos encontrados na maior parte das embalagens alimentícias e que são identificados pelo emprego do número de 1 a 7 em seu rótulo (Figura 1), que expressa a capacidade de reciclabilidade desses materiais, com exceção das embalagens com o número 7, pois elas são resultado da mistura de mais de um tipo de plástico, sendo, em muitos casos, misturas entre termoplásticos e termorrígidos (que não são reciclados) (COLTRO *et al.*, 2008).

Esse sistema de código de identificação de resinas foi introduzido em 1988 pela Sociedade das Indústrias de Plásticos – *Society of Plastics Industry, Inc.* (SPI) nos Estados Unidos. No Brasil, esse sistema de código de identificação de resinas do SPI serviu como base para a norma da ABNT NBR 13230 de 1994 – “Simbologia indicativa de reciclabilidade e identificação de materiais plásticos” e que atualmente encontra-se na versão revisada de 2008.

Figura 1 – Símbolos de identificação dos materiais plásticos segundo a norma ABNT NBR 13230



- 1- PET - Polietileno tereftalato
- 2 - PEAD - Polietileno de alta densidade
- 3 - PVC - Policloreto de vinila
- 4 - PEBD - Polietileno de baixa densidade
- 5 - PP - Polipropileno
- 6 - PS - Poliestireno
- 7 - Outros

Fonte: Coltro *et al.* (2008).

Os tipos de termoplástico identificados pela Figura 1 correspondem a materiais e embalagens plásticas mais comumente encontrados nos resíduos domiciliares e que são objeto de análise no presente artigo. A partir da definição promulgada pela Lei n.

12.305/2010 que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), os resíduos domiciliares constituem-se por ser originários de atividades domésticas em residências urbanas e, na grande maioria das vezes, os materiais recicláveis gerados têm por destinação, no pós-consumo, a coleta seletiva realizada pelos Municípios e o posterior encaminhamento à reciclagem pelas instituições de triagem e comercialização envolvidas nas cadeias de gerenciamento (BARTHOLOMEU *et al.*, 2017).

No entanto, para o efetivo encaminhamento à reciclagem, deve-se atentar para a existência de um estruturado sistema de coleta seletiva e, no Brasil, segundo a Abrelpe (2017), 70,4% dos Municípios brasileiros possuem iniciativas de coleta seletiva, que corresponde a 3.923 Municípios relativamente ao total de 5.570 Municípios brasileiros. No entanto, apenas cerca de 22% dos mesmos possuem um sistema de coleta seletiva implantado e em funcionamento.

A coleta seletiva é um dos requisitos fundamentais para o sucesso da reciclagem, seja em quantidade, seja em qualidade, pois cada resíduo, especialmente os resíduos plásticos, constitui-se em material específico e possui um processo próprio de reciclagem. Na medida em que vários tipos de resíduo são misturados, sua reciclagem se torna mais custosa ou mesmo inviável pela dificuldade de separá-los de acordo com sua constituição ou composição (MMA, 2019).

A reciclagem, por sua vez, surgiu em 1972, durante a Conferência de Estocolmo e pode ser definida como um conjunto de técnicas de reaproveitamento de materiais descartados, reintroduzindo-os no ciclo produtivo (MMA, 2019). Segundo o MMA (2019), a reciclagem é um processo que deve *iniciar* na casa das pessoas, com a correta separação dos materiais nas residências e o posterior encaminhamento para catadores, empresas recicladoras ou para a coleta seletiva, permitindo, assim, que esses resíduos retornem ao processo produtivo, contribuindo, assim, para a diminuição do volume de lixo acumulado em aterros e lixões.

Segundo a Agência de Proteção Ambiental (EPA) dos Estados Unidos, os benefícios da reciclagem podem ser resumidos em: redução da quantidade de resíduos enviados para aterros e incineradores, prevenção da poluição ao reduzir a necessidade de utilização de novas matérias-primas e contribuição na geração de empregos ligados diretamente às recicladoras e indústrias relacionadas (EPA, 2019).

3.2 Cadeias de reciclagem de resíduos plásticos oriundos dos resíduos domiciliares no Município de Piracicaba – SP

No Município de Piracicaba – SP, o cenário das principais cadeias de reciclagem de resíduos plásticos oriundos dos resíduos domiciliares encontra-se consolidado e em

funcionamento, porém, o presente artigo buscou identificar que, apesar de avanços, a reciclagem ainda enfrenta desafios.

Atualmente, Piracicaba possui duas formas de atuação na coleta dos resíduos domiciliares: a primeira corresponde à coleta comum realizada pela Parceria Público-Privada entre a Prefeitura de Piracicaba e a empresa “Piracicaba Ambiental” que está em operação na cidade desde 2013 e é formada pelo consórcio das empresas Enob – *Engenharia Ambiental e Kuttner GMBH & CO.KG*; a outra via corresponde à coleta seletiva realizada pela cooperativa “Reciclador Solidário”, criada em 2001 através do projeto “Reciclador Solidário”.

O cenário atual da gestão de resíduos domiciliares no Município é resultado de uma série de mudanças e atualizações propostas, principalmente após a criação da Lei n. 12.305/2010 que instituiu a PNRS, que envolve, por exemplo, a atualização e implementação do Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS).

No ano de 2018, foram coletados no Município 115.424,60 toneladas de resíduos domiciliares, ou, aproximadamente, 9.618,72 toneladas por mês. Por dia, a coleta de resíduos domiciliares é de cerca de 316 toneladas (SNIS, 2019).

A empresa “Piracicaba Ambiental”, conta, atualmente, com uma frota de 42 caminhões (17 caminhões compactadores com até 5 anos, 20 caminhões basculantes, carroceira ou baú com até 5 anos, 4 caminhões basculantes, carroceira ou baú com mais de 10 anos e 1 caminhão basculante, carroceira ou baú com idade de 6 a 10 anos) que realizam a coleta dos resíduos domiciliares e resíduos públicos urbanos.

A prestação de serviços da coleta seletiva no Município, ou seja, a coleta dos resíduos passíveis de serem reciclados também fica a cargo dessa empresa, que realiza a coleta do lixo comum. No entanto, apesar de coletar os resíduos recicláveis, quem realiza a triagem e a destinação é a cooperativa “Reciclador Solidário”. Segundo Pinheiro *et al.* (2017), o fato de os resíduos domiciliares apresentarem composição bastante heterogênea, com a presença de diversos tipos de materiais, implica a necessidade de triagem (separação) dos diferentes compostos, de modo que cada tipo de resíduo tenha a destinação mais racional em função de suas características físicas.

A cooperativa “Reciclador Solidário” iniciou suas atividades em 2001, quando a Prefeitura de Piracicaba reuniu 26 catadores que trabalhavam no Aterro Sanitário do Pau Queimado, para participarem do então projeto “Reciclador Solidário”. O projeto consistia em reunir os catadores que coletavam diariamente os resíduos no aterro, oferecendo-lhes um salário-mínimo, uma cesta básica e um vale transporte ao longo de

dois anos. Durante esse período, os catadores seriam capacitados e formados para constituir uma cooperativa, modificando o modo como enxergavam a atividade.

Atualmente, a cooperativa “Reciclador Solidário” conta com 62 cooperados e realiza a triagem de, aproximadamente, 220 toneladas por mês, e a intenção é que, nos próximos meses, esse valor aumente para 360 toneladas por mês. No ano de 2018, foram coletados e encaminhados à cooperativa “Reciclador Solidário” 3.539,5 toneladas de materiais recicláveis e, após a triagem, foi alcançada a comercialização de 2.204,6 toneladas, o equivalente a 62,30% do total coletado, e o restante, cerca de 37,70%, caracterizou-se como rejeito e teve como destino o aterro sanitário da empresa “Piracicaba Ambiental”.

Entretanto, ao analisar a proporção dos materiais recicláveis coletados e comercializados sobre o total de resíduos domiciliares recolhidos, é possível observar que os valores coletados e comercializados estão abaixo das estimativas municipais do que é passível de ser reciclado, pois que, de acordo com análise gravimétrica realizada em 2015, pela Prefeitura de Piracicaba, seria de, aproximadamente, 36% e, no entanto, coleta-se cerca de 3% e se encaminha à reciclagem apenas 2% sobre o total dos resíduos domiciliares coletados. Por outro lado, a porcentagem de resíduos domiciliares coletados de forma seletiva em relação ao total de potenciais recicláveis gerados, atualmente é de 8,78%.

Em relação aos resíduos plásticos, a incidência desses resíduos sobre o total de materiais recicláveis coletados em 2018, foi de 13,28%, ficando atrás apenas da categoria papel e papelão com 47,74% sobre o total de materiais coletados e dos vidros, com 20,66% da parcela. Os resíduos plásticos recuperados sobre o total de resíduos domiciliares, correspondem a apenas 0,40% para o período citado.

A cooperativa “Reciclador Solidário”, atualmente, separa seus resíduos plásticos em 12 categorias: 1) Aparas cristal – Polietileno de baixa densidade (PEBD), 2) Aparas coloridas – Polietileno de baixa densidade, 3) Balde/Bacia – Polipropileno (PP), 4) Policloreto de polivinila (PVC), 5) Poliestireno expandido (EPS), 6) Polietileno de alta densidade branco (Pead), 7) Polietileno de alta densidade colorido (Pead), 8) Politereftalato de etileno branco (PET), 9) Politereftalato de etileno colorido (PET), 10) Politereftalato de etileno verde (PET), 11) Politereftalato de etileno óleo (PET) e 12) Politereftalato de etileno shefa (PET).

Esses tipos de resíduo plástico mencionado acima são os materiais que a cooperativa “Reciclador Solidário” consegue triar e realizar um encaminhamento à reciclagem para outros ciclos produtivos. Qualquer material que não seja compatível com alguma dessas categorias é considerado rejeito e, no cenário atual da cadeia de

gerenciamento pós-consumo dos resíduos domiciliares coletados pela coleta seletiva, não consegue obter uma destinação final adequada ou retornar para outros ciclos produtivos.

Logo, é possível analisar que apesar de o Município de Piracicaba possuir uma estrutura física e administrativa para gerenciar os resíduos plásticos oriundos de resíduos domiciliares, o encaminhamento à reciclagem ainda é baixo se comparado com o volume de resíduos domiciliares gerados, bem como em relação ao potencial de 36% de materiais recicláveis que poderiam ser encaminhados a processos de reciclagem e, nesse âmbito, cabe o destaque dos principais desafios dessa cadeia.

Um primeiro desafio apontado seria a qualidade dos resíduos plásticos coletados nos domicílios, que, na grande maioria das vezes, chegam até a cooperativa “Reciclador Solidário” muito sujos. Na literatura, é discutido que para o sucesso da reciclagem, os resíduos plásticos precisam estar limpos para que não haja contaminação, e o processo seja inviabilizado ou tenha os custos aumentados. Apesar de ações e projetos de educação ambiental voltados à informação e à conscientização da população sobre as formas corretas de limpeza e acondicionamento dos resíduos pós-consumo, ainda assim, se encontram materiais recicláveis misturados com resíduos orgânicos e até animais mortos.

Resíduos sujos acarretam problemas na triagem dos materiais quando estão na cooperativa, pois podem virar rejeito, contaminar os trabalhadores que atuam na triagem, além de diminuir a qualidade do material e, conseqüentemente, diminuir o valor agregado pago aos mesmos quando forem comercializados. Profissionais da indústria de reciclagem relataram que resíduos sujos danificam as máquinas utilizadas nas práticas e processos e por isso também alertam para a importância da conscientização da população em encaminhar os resíduos pós-consumo limpos.

O segundo desafio pode ser caracterizado pelo escoamento e dispersão dos materiais recicláveis que são coletados por canais alternativos e informais (catadores autônomos) antes da passagem de o caminhão oficial da coleta seletiva coletar os materiais recicláveis nos bairros do Município. É oportuno destacar que a cooperativa “Reciclador Solidário” não possui atualmente caminhão próprio para realizar a coleta seletiva, o que também impede que os profissionais da cooperativa possam ter independência (flexibilização de horário de coleta) total em seus trabalhos, visto que a empresa, que coleta o lixo comum, é que realiza esse serviço.

Diante do cenário de informalidade, é possível prever que a quantidade de materiais recicláveis que chega até a cooperativa sofre alterações de acordo com a atividade realizada pelos coletores informais, além de, indiretamente, impedir que a cooperativa alcance melhores resultados no volume de materiais triados e encaminhados à reciclagem. Até o momento, a Prefeitura de Piracicaba não possui um registro ou

acompanhamento oficial da destinação desses resíduos coletados informalmente, o que impossibilita ações mais efetivas em prol da destinação mais adequada e controlada dos materiais recicláveis.

Outro desafio a ser destacado são os diferentes tipos de plástico existentes nas embalagens pós-consumo e que não possuem encaminhamento à reciclagem, seja por falta de interesse econômico por parte das empresas e indústrias do Município, seja por falta de tecnologia para processar e transformar os diferentes tipos de material plástico existentes nos resíduos domiciliares. Logo, é importante frisar que mesmo que um material possa ser reciclado, sua reciclagem depende, diretamente, de fatores econômicos e tecnológicos da região. No caso de Piracicaba, por exemplo, resíduos plásticos do tipo copos plásticos e embalagens multicamadas (laminadas) não são encaminhadas à reciclagem devido aos fatores mencionados anteriormente.

4 Considerações finais

O cenário da reciclagem de materiais plásticos pós-consumo oriundos da coleta de resíduos domiciliares, constitui-se, no Município de Piracicaba, como uma cadeia complexa e com diferentes atores envolvidos. A diversidade de materiais plásticos e seu posterior encaminhamento de acordo com as características regionais das empresas e indústrias recicladoras, também dificulta o escoamento desses resíduos. A Educação Ambiental também é importante, pois, apesar de ações e atividades de educação e comunicação ambiental no Município, ainda é alta a parcela de resíduos plásticos sujos ou misturados com resíduos orgânicos que chegam para ser triados pela cooperativa “Reciclador Solidário”.

Assim, se conclui que, apesar de avanços, ainda são muitos os desafios das cadeias de reciclagem de resíduos plásticos oriundos de resíduos domiciliares no Município de Piracicaba, e, cada vez mais, abordagens interdisciplinares e articuladas são necessárias para o enfrentamento desse desafio.

Referências

ABRELPE. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil**. 2017. Disponível em: <http://abrelpe.org.br/panorama/>. Acesso em: 14 dez. 2019.

ABRELPE. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil**. 2018/2019, 2019. Disponível em: <http://abrelpe.org.br/panorama/>. Acesso em: 11 dez. 2019.

BARÃO, M. Z. **Embalagens para produtos alimentícios**. Curitiba: Tecpar, 2011. 31 p. Dossiê Técnico.

BARTHOLOMEU, D. B.; BRANCO, J. E. H.; CAIXETA-FILHO, J. V. A logística de transporte dos resíduos sólidos domiciliares (RSD), *In*: BARTHOLOMEU D. B.; CAIXETA-FILHO, J. V. (org.). **Logística ambiental de resíduos sólidos**. São Paulo: Atlas, 2017. p. 16-44.

BRASIL. MINISTÉRIO DAS CIDADES. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos**. 2016. Disponível em: www.snis.gov.br/diagnostico-residuossolidos/diagnostico-rs-2016. Acesso em: 11 dez. 2019.

CEMPRE. Compromisso empresarial para reciclagem. **Ciclossoft**. 2018. Disponível em: <http://cempre.org.br/ciclossoft/id/9>. Acesso em: 11 dez. 2019.

COLTRO, L.; GASPARINO, B. F.; QUEIROZ, G. C. Reciclagem de materiais plásticos: a importância da identificação correta. **Polímero: Ciência e Tecnologia**, v. 18, n. 2, p. 119-125, 2008.

EPA. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2019. Disponível em: <https://www.epa.gov/recycle/recycling-basics>. Acesso em: 9 jan. 2019.

GEYER, R.; JAMBECK, J. R.; LAW, K. L. Production, use, and fate of all plastics ever made. **Science Advances**, v. 3, n. 7, p. 1-5, 2017.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo demográfico 2010**. Brasília, 2010. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/xtras/perfil.php?codmun=353870&search=sao-paulo|piracicaba>. Acesso em: 18 dez. 2019.

BRASIL. MMA. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Coleta seletiva 2019**. Brasília. 2019. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/residuos-solidos/catadores-de-materiais-reciclaveis/reciclagem-e-reaproveitamento>. Acesso em: 14 dez. 2019.

PINHEIRO, M. A.; BARTHOLOMEU, D. B.; CAIXETA-FILHO, J. V. Logística de resíduos sólidos em Campinas. *In*: BARTHOLOMEU, D. B.; CAIXETA-FILHO, J. V. (org.). **Logística ambiental de resíduos sólidos**. São Paulo: Atlas, 2017. p. 171-190.

SILVA, S. P. **A organização coletiva de catadores de material reciclável no Brasil: dilemas e potencialidades sob a ótica da Economia solidária**. Rio de Janeiro: Ipea, 2017.

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Série Histórica – 2019**. Disponível em: www.snis.gov.br/diagnostico-residuossolidos/diagnostico-rs-2016. Acesso em: 18 dez. 2019.

ZANIN, M.; MANCINI, S. D. **Resíduos plásticos e reciclagem: aspectos gerais e tecnologia**. 2. ed. São Carlos: Ed. da UFSCar, 2009. 130 p.

Identificação de descartes irregulares de resíduos sólidos no Bairro Nova Santa Marta em Santa Maria – RS

Fabiana Campos Pimentel¹, Helen Louise Colin Heinen² Lucas Paulo Tibola³

¹Universidade Federal de Santa Maria (fabianacampospimentel@hotmail.com)

²Universidade Federal de Santa Maria (helen.heinen@hotmail.com)³Universidade Federal de Santa Maria (lucaspaulotibola@gmail.com)

Resumo: O descarte irregular de resíduos sólidos constitui um problema ambiental em diversos locais. Sua ocorrência pode ser atribuída a inúmeras fontes, como uma rota de coleta não abrangente ou a falta de pontos adequados para a disposição dos resíduos. As consequências do descarte inadequado são visíveis principalmente em corpos hídricos e no solo, por meio das contaminações. Com a finalidade de reverter essa problemática, é fundamental o mapeamento dos pontos de disposição irregulares. Este trabalho tem como objetivo a identificação dos pontos de descarte inadequados de resíduos sólidos no Bairro Nova Santa Marta, na cidade de Santa Maria – RS. Como consequência disso, foi possível propor ações visando à limpeza das áreas e a não proliferação dessas em outros locais. Os resultados mostraram que o bairro possui um total de 12 focos de descarte de resíduos, com uma densidade de 5,77 focos/km². Foi proposto um cenário constituído de ações para erradicar tais focos, o qual conta com medidas como limpeza dos focos, revitalização dos pontos, programa de Educação Ambiental, criação de uma estação de recebimento de resíduos, além da criação de um aplicativo de denúncia para os descartes irregulares.

Palavras-chave: Planejamento ambiental. Mapeamento. Limpeza urbana.

Área Temática: Resíduos Sólidos.

Identification of the irregular disposal of solid waste in the Nova Santa Marta Neighborhood, Santa Maria – RS

Abstract: Irregular disposal of solid waste is an environmental problem in many places. It occurrence has many sources, like a limited collection route or the lack of adequate spots for waste disposal. The consequences of irregular disposal are visible mainly in water bodies and soil through their contaminations. For the purpose to reverse this reality, it was fundamental the mapping of the spots of irregular disposal. This paper aimed to identify the points of irregular solid waste disposal in the Nova Santa Marta Neighborhood, in the Santa Maria city – RS. As a consequence of this, it was possible to propose actions aiming the cleaning of the areas and the nonproliferation theirs in other spots. The results showed that the neighborhood has a amount of 12 spots of irregular disposal, with the density of 5.77 spots/km². It has been proposed a scenario consisting of actions to eradicate such outbreaks, wich include measures such as cleaning of the spots, revitalization of the areas, environmental education program, creation of a waste receiving station and the creation of an application for reporting irregular disposal.

Keywords: *Environmental planning. Mapping. Urban Cleaning.*

Theme Area: *Solid Waste.*

1 Introdução

Os resíduos sólidos urbanos constituem uma problemática ambiental em nível mundial – realidade essa que acaba acentuada em grandes centros urbanos de países subdesenvolvidos (CORRÊA *et al.*, 2018). O Brasil, onde ocorreu um crescimento

populacional significativo nas últimas décadas, resultando em uma desordenada expansão nas cidades, acaba sendo um dos locais em que esse cenário se destaca.

Um dos grandes problemas relacionados aos resíduos sólidos é aquele que envolve sua geração e disposição, se tornando uma questão de saúde pública, posto que abrange todas as classes sociais e traz consequências irreparáveis ao ambiente, prejudicando, em todos aspectos, a sociedade (SILVA *et al.*, 2018). Da mesma forma como os corpos hídricos são considerados os melhores meios de diluição dos efluentes, o solo, foi, por muito tempo, um receptor ilimitado de substâncias de todo tipo, independentemente de suas características, origem, composição ou profundidade (LAZZARINI, 2012). Nessa conjuntura, a contaminação dos solos e a poluição dos rios têm se tornado um grande problema, demandando recursos sua recuperação.

Nas áreas urbanas, onde atualmente se concentra a maioria da população, as atividades produtivas e de consumo acabam sendo crescente a disposição irregular de resíduos sólidos, especialmente, Resíduos Sólidos Urbanos (RSUs) e Resíduos da Construção Civil (RCCs), com destaque às regiões mais periféricas (SILVA, *et al.*, 2018). Mesmo sabendo a real situação, pouco se conhece sobre as repercussões da disposição desses resíduos na saúde humana e as práticas sanitárias da população em relação a eles (CORRÊA *et al.*, 2018).

Para que seja possível a resolução desse problema, é imprescindível a implementação de um processo de planejamento de forma a se identificarem os problemas e se realizar a escolha das melhores alternativas para sua resolução. Nesse caso, pode-se aplicar o planejamento ambiental voltado à temática dos resíduos sólidos.

O processo de planejamento ambiental, sob a ótica de Santos (2004) pode ser visto como um estudo que visa à adequação do uso, controle e proteção ao ambiente, além do atendimento às aspirações sociais e governamentais, apresentando-se como uma solução de conflitos que possam existir entre a conservação ambiental e o planejamento tecnológico. Ele se baseia na coleta, organização e análise sistematizada de informações de forma contínua, visando ao apontamento das melhores alternativas para o aproveitamento do meio.

Nesse contexto, são necessárias mudanças nessa realidade do descarte de resíduos, que envolve tanto medidas interventivas, nos locais de descarte irregular, quanto mudanças na mentalidade da população, tendo como objetivo a prevenção da proliferação desses em novas áreas. Para que isso ocorra, portanto, é indispensável que, inicialmente, tenha-se um mapeamento desses locais, identificando onde se situam, e fazendo um diagnóstico de que tipos de resíduo encontram-se lá dispostos.

2 Material e métodos

O estudo foi realizado no Bairro Nova Santa Marta, no Município de Santa Maria, sendo dividido em duas etapas: em um primeiro momento, foi realizada uma varredura na área do bairro e a identificação de pontos de descarte irregular de resíduos sólidos com o auxílio de imagens do *Google Satellite*. Buscou-se por pontos visualmente diferentes das paisagens naturais do entorno, como pontos com contornos irregulares próximos a edificações ou em áreas descampadas longe de residências. Tais pontos poderiam indicar a existência de *focos* de disposição de resíduos na área. Foram realizadas, a partir disso, vistorias nesses locais e coletadas as coordenadas dos pontos levantados. Esses foram georreferenciados em ambiente de Sistema de Informações Geográficas (SIG) e mapeados com o auxílio do *software* QGIS 3.3.6.3, versão Noosa.

Nas vistorias também foram listados os tipos de resíduo presentes nesses focos, dividindo-os em: Resíduos Sólidos Domésticos (RSDs); Resíduos de Construção Civil (RCCs), provindo de obras de escavação, construção ou demolição; Resíduos Sólidos de Limpeza Urbana (RSLUs), como restos de poda e capina; Pneus; Resíduos Eletrônicos, como televisores e computadores; Resíduos Inservíveis, como sofás, colchões e restos de mobílias; além de outros resíduos perigosos, como lâmpadas, embalagens de óleos lubrificantes, pilhas e baterias.

Para a definição da densidade de focos de resíduos no bairro utilizou-se a Equação 1.

$$D = N/A \quad (1)$$

sendo: D = Densidade de focos de descarte irregular de resíduos por bairro; (número de focos/km²); N = Número de focos de descarte irregular de resíduos por bairro (número de focos); A = Área do bairro (km²), medida por meio de ambiente SIG.

Na segunda etapa, foi proposta uma alternativa de solução para a problemática do descarte irregular de resíduos sólidos no bairro. As alternativas de solução, ou cenários, são proposições que consideram ações possíveis de serem realizadas quanto a problemática em questão. Para essa proposta levou-se em conta as particularidades do Bairro Nova Santa Marta e também os tipos de resíduo encontrados nos focos.

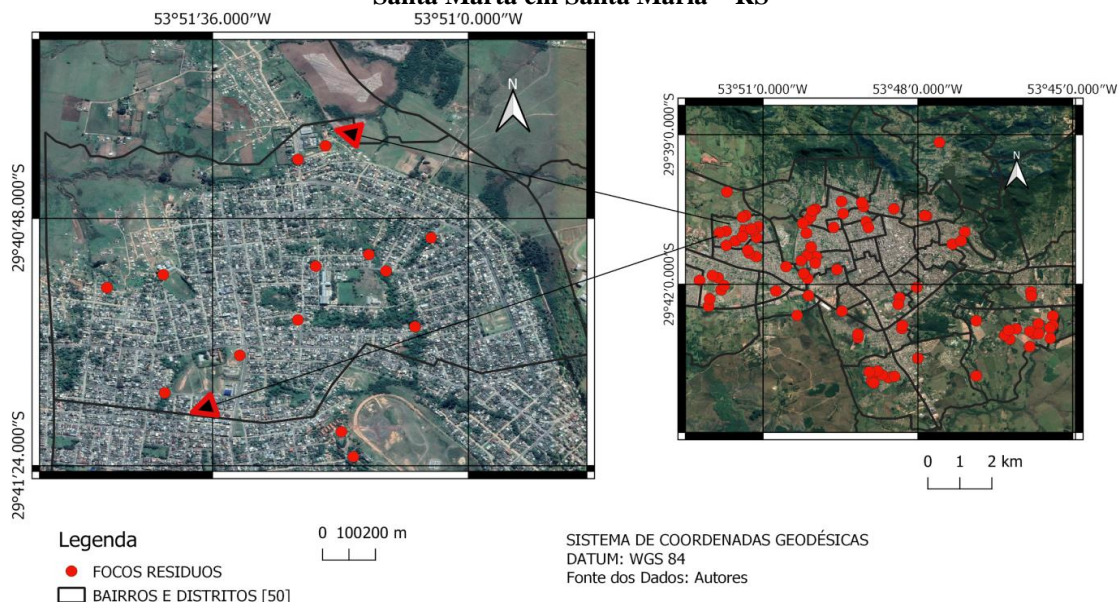
A alternativa foi proposta visando a uma ação conjunta entre órgão público municipal, empresas privadas e a sociedade para a resolução da problemática. Essa alternativa se baseou na atuação e conscientização da população, na limpeza e revitalização dos espaços onde ocorre o descarte irregular e na criação de locais adequados para o descarte de resíduos.

3 Resultados e discussão

Abrangendo uma área 12,08km² o Bairro Nova Santa Marta possui, no total, 12 focos de descarte irregular de resíduos, de forma que a densidade de focos é igual a 5,77 focos/km². A Figura k mostra a distribuição desses pontos no Bairro Nova Santa Marta, bem como no Município de Santa Maria.

Em termos de resíduos encontrados, identificaram-se, principalmente, RSDs, estando presentes em todos os 12 pontos. RCCs e RSLUs também tiveram alta incidência, estando, respectivamente, em 8 e 9 pontos. Eletroeletrônicos inservíveis e pneus foram encontrados em menor quantidade, enquanto não foi possível identificar outro tipo de resíduo perigoso. A Quadro 1 mostra o número de focos por tipo de resíduo encontrado no Bairro Nova Santa Marta.

Figura 1 – Mapa de localização de focos de descarte irregular de resíduos sólidos no Bairro de Nova Santa Marta em Santa Maria – RS



Fonte: Os autores.

Quadro 1 – Quantificação de focos de descarte irregular de resíduos sólidos por tipo de resíduo, no bairro Nova Santa Marta, em Santa Maria – RS

Bairro	RSD	RCC	RSLU	Eletro Eletrônico	Inservíveis	pneus	Outros resíduos perigosos	Total de focos
Nova Santa Marta	12	8	9	4	2	2	0	12

Fonte: Os autores.

A predominância de resíduo doméstico em todos os focos, indica uma ineficiência no sistema de coleta de resíduos sólidos no bairro atualmente, o que acaba colaborando para uma situação de descarte irregular destes. Conforme aponta a Figura 2, é possível encontrar situações em que a lixeira responsável para a disposição de resíduos pela população encontra-se subdimensionada, não atendendo a demanda.

Além disso, observou-se que parte da população do bairro é formada por catadores de materiais, que acabam levando para suas residências os resíduos e descartando nos entornos aqueles que não os interessam. Essa situação é retratada na Figura 2.

Figura 2 – Foco de descarte irregular de resíduos sólidos próximo a uma lixeira no Bairro Nova Santa Marta em Santa Maria – RS



Fonte: Os autores.

Figura 3 – Focos de resíduos próximos a residências no Bairro Nova Santa Marta em Santa Maria – RS



Fonte: Os autores.

Na busca por melhores alternativas no combate a esse problema, propôs-se um cenário com a participação do órgão público municipal, da comunidade e de uma parceria com empresas privadas.

O órgão municipal atuaria na limpeza dos focos de resíduos já existentes, bem como na promoção de um programa de Educação Ambiental de modo a conscientizar a população quanto à segregação correta de resíduos, para que se tenha maior eficiência na coleta. Também será proposto que um morador realize a coleta porta a porta dos

resíduos e transporte-os até uma pequena estação de recebimento a ser construída, de modo a facilitar a coleta pelo caminhão. Na sequência, ocorreria a revitalização dos espaços onde ocorre o descarte irregular. Ainda: seria criado e divulgado um aplicativo, que terá o intuito de validar o Poder de Polícia da população, no sentido de que os moradores ou transeuntes podem comunicar um foco de resíduos, informando a localização do mesmo, para que a Prefeitura tome as devidas providências.

Nesse cenário, haveria a participação da Prefeitura em conjunto com a ação comunitária, além da presença de empresas multadas por descarte irregular de resíduos, bem como empresas que desejem participar da ação para desenvolver *marketing verde*.

A Prefeitura participaria da coleta, da limpeza dos focos de resíduos irregulares e da construção de uma estação de recebimento, além da contratação de um morador para o transporte dos resíduos até esse local monitorado por aplicativo. As empresas interessadas, ou mesmo aquelas que tenham multas por descarte inadequado de resíduos podem participar do projeto promovendo a revitalização do local de descarte inadequado. Haverá ações de Educação Ambiental para que a população promova a segregação dos resíduos

4 Conclusão

A correta destinação dos resíduos sólidos é de extrema importância, tendo em vista os danos causados pela disposição irregular desses. Diversas ações podem ser realizadas para melhorar esse cenário, tendo em vista a participação pública e a dos moradores locais.

A partir do diagnóstico realizado, pode-se concluir que, o Bairro Nova Santa Marta apresenta elevada densidade de focos de resíduos descartados de forma inadequada, sendo necessárias ações prioritárias nesse bairro para a correta destinação de seus resíduos.

A fim de solucionar o problema, foram propostas ações como aplicação de multa, desenvolvimento de um aplicativo de denúncia, educação ambiental para auxiliar na correta identificação dos resíduos, entre outras ações. Assim, os resíduos sólidos poderão ser destinados corretamente no Bairro Nova Santa Marta.

Referências

CÔRREA, L. P.; HESPANHOL, L. I.; PELEGRINI, L. A. C.; VIANA, R. da S. Análise dos lixões ativos na Região Noroeste fluminense do Estado do Rio de Janeiro e os riscos que eles podem ocasionar à saúde humana. *In: FÓRUM INTERNACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS*, 9., Porto Alegre, 2018. **Anais** [...]. 2018, Porto Alegre. Disponível em: <http://www.institutoventuri.org.br/ojs/index.php/firs/issue/view/11>. Acesso em: 20 jun. 2019.

LAZZARINI, W. A política nacional de resíduos sólidos e o gerenciamento de áreas contaminadas. *In: PHILIPPI JR., Arlindo. Política nacional, gestão e gerenciamento de resíduos sólidos*. São Paulo: Manole, 2012.

SANTOS, R. F. dos. **Planejamento ambiental**: teoria e prática. São Paulo: Oficina de Textos, 2004.

SILVA, C. S. de S. da; LOPES, C. P.; PERREIRA, T. de A.; FARRA, R. A. D. Diagnóstico da disposição irregular de resíduos Sólidos no Bairro Guajuviras – Canoas – RS. *In: FÓRUM INTERNACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS*, 9., Porto Alegre, 2018. **Anais** [...]. Porto Alegre, 2018. Disponível em: <http://www.institutoventuri.org.br/ojs/index.php/firs/issue/view/11>. Acesso em: 20 jun. 2019.

SILVA, F. C. da; FALCÃO M. T.; OLIVEIRA, S. K. S. de; VALE, R. B. V. do; SCACABAROSSO, H. Disposição irregular dos resíduos sólidos urbanos e suas influências na saúde pública no Município de Mucajá – RR. **Revista Geonorte**, Manaus v. 9, n. 33, p. 111-125, 2018.

Avaliação do processo de compostagem de lodo de esgoto sanitário em escala reduzida

Welliton Leandro de Oliveira Boina¹, João Sérgio Cordeiro², Rosane Freire Boina³

¹ UNESP/ Universidade Estadual Paulista (welliton.boina@unesp.br)

² UFSCar/ Universidade Federal de São Carlos (cordeiro@ufscar.br)

³ UNESP/ Universidade Estadual Paulista (rosane.freire@unesp.br)

Resumo: O lodo de esgoto sanitário é um resíduo que merece destaque especial pelo fato de ser altamente contaminante, de apresentar elevada quantidade de micro-organismos patogênicos e metais tóxicos, prejudiciais à saúde humana e ao meio ambiente. Assim, o sistema de compostagem torna-se uma técnica vantajosa, uma vez que promove a melhoria das qualidades físicas, químicas e biológicas desse resíduo, além de representar uma alternativa promissora em relação aos compostos químicos condicionares de solos. Este estudo apresenta a avaliação do monitoramento da temperatura no processo de compostagem em escala reduzida. Os resultados demonstram que o processo de compostagem, em escala reduzida, ficou comprometida em relação à higienização e à bioestabilização do composto final, pois as temperaturas necessárias para a fase dos micro-organismos termofílicos, situadas nas faixas entre 45°C e 70°C não foram alcançadas.

Palavras-chave: Compostagem. Lodo de esgoto. Resíduo. Temperatura. Umidade.

Área Temática: Tema 10 – Resíduos Sólidos.

Evaluation of the composting process of small scale sewage sludge

Abstract: Sanitary sewage sludge is a waste that deserves special attention because it is highly contaminating, has a high amount of pathogenic microorganisms and toxic metals, harmful to health, human and environmental. Thus, the composting system becomes an advantageous technique, since it promotes the improvement of the physical, chemical and biological qualities of this residue, besides representing a promising alternative in relation to the soil conditioning chemical compounds. This study presents the evaluation of temperature monitoring in the small scale composting process. The results show that the small scale composting process was compromised in relation to the cleaning and biostabilization of the final compost, since the temperatures required for the thermophilic microorganisms phase, in the range between 45 and 70° were not reached.

Keywords: Composting. Humidity. Residue. Sewage sludge. Temperature.

Theme Area: Theme 10 – Solid Waste.

1 Introdução

Conforme expõem Anjum *et al.* (2016) e Nizami *et al.* (2017), o rápido crescimento da população, a urbanização e os padrões de vida atuais resultam em uma geração cada vez mais maciça de resíduos sólidos. Conseqüentemente, as atividades humanas são sempre procedidas pela geração de resíduos, os quais tornam-se tema cada vez mais sérios, sendo questão crucial a gestão desse tipo de material. Nesse contexto, conforme Walker *et al.* (2009) e Shahzad *et al.* (2017), as abordagens atuais

relacionadas à gestão de resíduos tendem a se concentrar na abordagem sustentável, como prevenção da geração, e na reutilização dos resíduos sempre que possível.

Entretanto, entre os desafios está a responsabilidade de coletar, reciclar, tratar e dispor quantidades crescentes de resíduos sólidos sem prejudicar o meio ambiente. Após a promulgação da Lei n. 12.305/2010, regulamentada pelo Decreto n. 7.404/2010, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), esses desafios, cada vez mais, geram pressões crescentes e cada vez mais acirradas sobre os gestores de resíduos, exigindo novas estratégias gerenciais e tecnologias para o tratamento desses materiais.

Se, por um lado, essas obrigações são benéficas e ansiosamente esperadas, o seu cumprimento, sob outra perspectiva, evidencia, atualmente, ineficiente gestão dos resíduos sólidos. Conforme Brollo (2001), é resultado de limitações financeiras e deficiência de capacitação técnica. Nessa conjuntura, o Brasil ainda enfrenta sérios problemas relativos ao gerenciamento de resíduos sólidos em vários setores. De acordo com Rahmanian *et al.* (2015), como consequência, várias questões ambientais e de ordem de saúde pública, como contaminação de solos e águas subterrâneas, proliferação de vetores e doenças, entre outros diversos problemas estão ocorrendo nas proximidades dos locais de disposição.

Entre os mais diversos resíduos produzidos diariamente no Brasil, o lodo gerado no sistema de tratamento de esgoto sanitário, merece destaque especial.

Conforme Paula Júnior *et al.* (2005) e Zeitouni (2005), a disposição final adequada do lodo é uma etapa problemática no processo operacional de uma estação de tratamento de esgoto, pois que, frequentemente, tem sido negligenciada, o que acaba comprometendo parcialmente os efeitos benéficos da coleta e do tratamento dos efluentes sanitários.

No entanto, como alternativa, comumente entre os tratamentos e disposições finais, o que mais se evidencia é a redução do volume e da umidade para disposição em aterro sanitário. Eilhann *et al.* (2018) expõe que o aterro sanitário é um processo comum para eliminação do lodo de esgoto, entretanto, a disposição deste resíduo em aterros sanitários não é desejável, devido ao volume gerado e a área disponível do aterro ser limitada.

Todavia, cabe ressaltar, que atualmente, não há como negar algumas prerrogativas que vão ao encontro a este tipo de possibilidade. Além da escassez de áreas aptas à construção e aterros sanitários, deve-se considerar as imposições da Lei n. 12.305/2010, regulamentada pelo Decreto n. 7.404/2010, de 23 de dezembro de 2010, que após sua promulgação, deve ser utilizada como uma ferramenta de gerenciamento em relação as questões de destinação e/ou disposição final de resíduos sólidos em aterros sanitários.

No atual cenário, no Brasil, de acordo com os principais resultados de 2008 da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB), coletam-se apenas 55,2% de todo o volume de esgoto sanitário produzido. Apesar de somente 28,5% dos Municípios brasileiros efetuarem o tratamento dos esgotos sanitários, o volume tratado corresponde apenas 68,8% do que é coletado. Entretanto, com o aumento da coleta e do tratamento, ano após ano, decorrente a promulgação da Lei n. 12.305/2010, conseqüentemente a geração de lodo de esgoto sanitário irá aumentar.

Como abordado por Jara-Samaniego *et al.* (2017), a bioxidação de lodo de esgoto sanitário por meio do processo de compostagem, é uma técnica bioquímica ecologicamente correta e uma alternativa viável para uma gestão sustentável deste tipo de resíduo. Qian *et al.* (2014), ressalta que a bioxidação pode ser definida como um processo de bioxidação aeróbica exotérmica de um substrato orgânico heterogêneo, no estado sólido em que os compostos orgânicos sofreram mineralização e processos de neossíntese, assumindo a natureza coloidal, denominada de *composto*.

Sun *et al.* (2016), Sadeh *et al.* (2016) e Shi *et al.* (2016) salientam que a compostagem ocorre pela degradação da matéria orgânica por meio da atuação de fungos e bactérias, transformando a massa em decomposição em um material estável semelhante ao húmus que pode ser utilizado como composto orgânico, estabilizador de solos.

2 Materiais e métodos

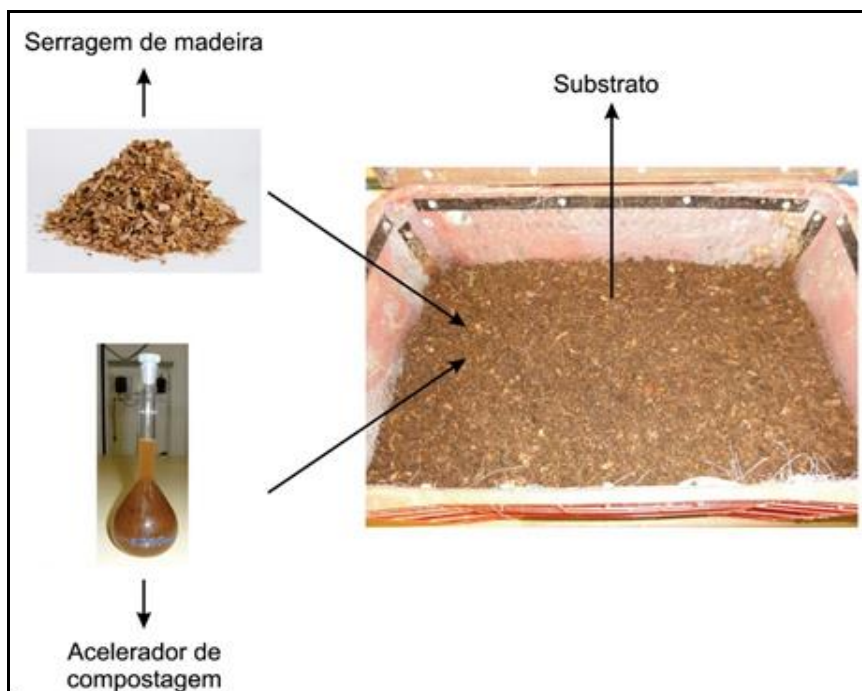
Este estudo foi executado durante 22 dias consecutivos no laboratório de Química do Departamento de Engenharia Civil (DECiv) da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar). O lodo de esgoto sanitário utilizado foi obtido na Estação de Tratamento de Esgotos-Monjolinho (ETE-Monjolinho), a qual é gerenciada pelo Serviço Autônomo de Tratamento de Esgoto (SAAE) em São Carlos – SP.

O lodo foi coletado diretamente na caçamba que recebe esse resíduo após ser desaguado por centrífuga. Trata-se de lodo com característica anaeróbia, gerado por processo de tratamento por reatores UASB seguido de processos físico-químicos e que apresenta após o desaguamento teor de 75% de umidade.

O procedimento de coleta da amostra foi efetuado conforme o estabelecido na Norma Brasileira NBR 10007 (ABNT, 2004) da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). Após a coleta, o resíduo foi armazenado e transportado em caixa plástica transparente com tampa, fabricada em polipropileno. Optou-se por utilizar caixa com tampa, para evitar o máximo possível a perda de umidade do resíduo durante o período de armazenamento e processo de compostagem.

Para esse processo de compostagem, realizou-se contato com uma empresa localizada na região de São Carlos, a qual elaborou e forneceu um substrato ativo (Figura 1), formulado com 95% de serragem de madeira e outras fontes de carbono de origem vegetal e 5% de biorremediador, mais conhecido comercialmente por acelerador de compostagem formulado com micro-organismos efetivos (EFs).

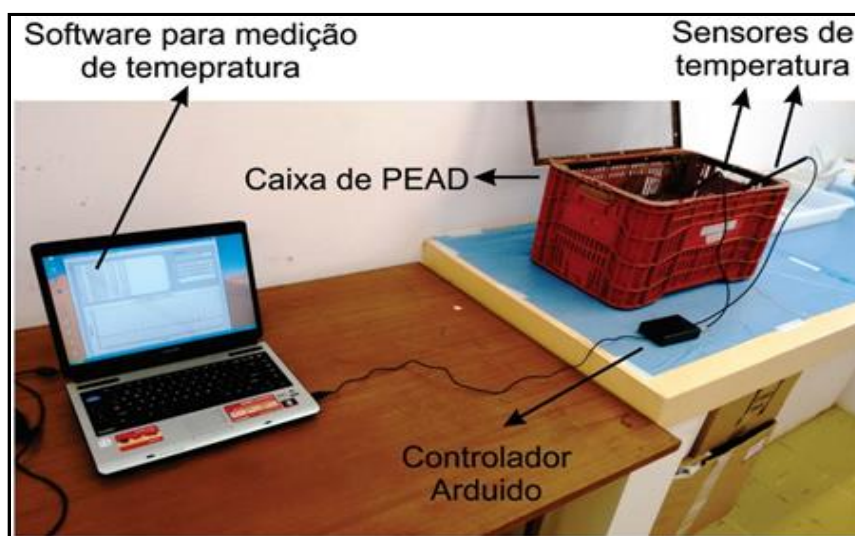
Figura 1 – Esquema da composição do substrato ativo



Fonte: Os autores.

Também foi desenvolvido um sensor de temperatura com placa programável utilizando-se da tecnologia Arduíno por meio de um algoritmo para representação gráfica das leituras de temperatura, bem como registro em arquivo texto. A Figura 2, apresenta o projeto em escala reduzida montado.

Figura 2 – Esquema do processo de compostagem em escala reduzida



Fonte: Os autores.

Após a coleta e armazenamento do lodo de esgoto e a formação do substrato, inicialmente foram efetuadas as pesagens das caixas de lodo de esgoto e da caixa de substrato para comparações futuras após o período de compostagem estabelecido. No Quadro 1, é apresentado os dados iniciais referentes as pesagens.

Quadro 1 – Pesos da amostra de lodo e do substrato ADB considerando o peso da caixa

Comparativo – antes da compostagem		
Substância	Descrição	Peso (Kg)
Lodo de esgoto sanitário	Lodo + caixa plástica de polipropileno com tampa	14,1
Substrato	Substrato + caixa Pead	15,7

Fonte: Os autores.

Também se optou por medir a temperatura e determinar o volume ocupado pelo substrato na caixa de polietileno de alta densidade (Pead) para comparações futuras após o período de compostagem estabelecido. No Quadro 2, estão apresentadas essas informações iniciais.

Quadro 2 – Volume interno da caixa de Pead e volume do substrato

Comparativo – antes da compostagem			
Descrição	Medidas (cm)	Temperatura (°C)	Volume (cm ³)
Caixa de Pead	Internas (51,5 x 32 x 28)	-	46,14
Substrato	Ocupado (51,5 x 32 x 18)	38,25	29,66

Fonte: Os autores.

Conforme informações obtidas pela empresa fornecedora do substrato, o mesmo foi formulado para receber um volume máximo de 2kg diários de matéria orgânica para degradação em curto prazo, cerca de 24 a 72 horas, por se tratar de um sistema ativo.

Nesse sentido, para garantir a eficiência do processo de degradação do lodo de esgoto sanitário, foi estabelecido, em razão do volume coletado do resíduo e armazenado na caixa de polipropileno, acrescentar, diariamente, 300g de lodo ao substrato por um período de 22 dias.

O procedimento adotado para acrescentar o lodo ao substrato ocorreu da seguinte maneira. Diariamente, o lodo era coletado da caixa de polipropileno a qual permanecia sempre fechada para manter a umidade, com a utilização de uma espátula de metal era transferido para um béquer e, logo após, efetuava-se a pesagem.

Todavia, antes desse procedimento, a balança analítica era tarada com o peso do béquer vazio e limpo, para garantir o incremento diário de 300 g de lodo.

Após a pesagem do lodo, o mesmo era adicionado de forma fracionada ao substrato, com a espátula de metal era espalhado e revolvido tomando-se cuidado de não deixar formar torrões de lodo. Cabe salientar que, durante o revolvimento e a mistura do lodo com o substrato, conseqüentemente, ocorria a aeração de toda a massa.

Assim, após a mistura e o revolvimento, formava-se uma pilha do material em processo de compostagem dentro da caixa de Pead, objetivando-se manter a temperatura e a umidade da pilha e favorecer a degradação da matéria orgânica.

Nesse sentido, durante todo o processo de compostagem, o monitoramento da temperatura ocorreu de forma ininterrupta através dos sensores de temperatura ligados ao computador para registro e armazenamento das leituras.

3 Resultados e discussão

Após o período estabelecido para o processo de compostagem, efetuou-se a pesagem da caixa de armazenamento de lodo juntamente com o lodo não utilizado. O mesmo foi efetuado para a caixa que continha o substrato ADB e recebeu o lodo de esgoto no processo de compostagem. O Quadro 3 apresenta a comparação antes e após o período de compostagem.

Quadro 3 – Peso do lodo e do substrato considerando o peso das caixas

Antes		Após	
Substância	Descrição	Peso (kg)	Peso (kg)
Lodo de esgoto	Lodo + caixa plástica	14,1	9,6
Substrato	Substrato + caixa PEAD	15,7	18,4

Fonte: Os autores.

Após as pesagens e comparações, consequentemente pelo uso do lodo no processo de compostagem em escala reduzida, houve uma redução de 4,5 kg na caixa de armazenamento do resíduo quando comparado à pesagem inicial, o que evidencia a quantidade de lodo utilizada no respectivo processo e período.

Em contrapartida, a caixa de Pead que recebeu o acréscimo de 4,5 kg de lodo teve, no fim do processo, um aumento de peso total de apenas 2,7 kg. Apesar de ser possível mensurar uma relação direta de degradação da matéria orgânica por meio das massas obtidas antes e após o processo de compostagem, não é possível afirmar que ocorreu degradação da matéria orgânica na ordem de 40% em relação à diferença dessas massas. Durante o experimento, houve limitação de recursos disponibilizados, não foi possível a determinação de carbono orgânico, bem como o controle e o acompanhamento do teor de sólidos totais e umidade.

Entretanto, apesar do composto final (substrato acrescido de lodo) ter apresentado um aumento de peso (2,7kg), evidenciou-se uma redução em seu volume ocupado na caixa de Pead, da ordem 30%, o que indica uma provável melhora no processo de desaguamento do resíduo (perda de umidade), ou seja, um maior favorecimento ao processo de biossecagem quando comparado à possível degradação da matéria orgânica. O Quadro 4 apresenta o comparativo antes e após o processo em relação ao aumento de peso e à redução de volume do resíduo.

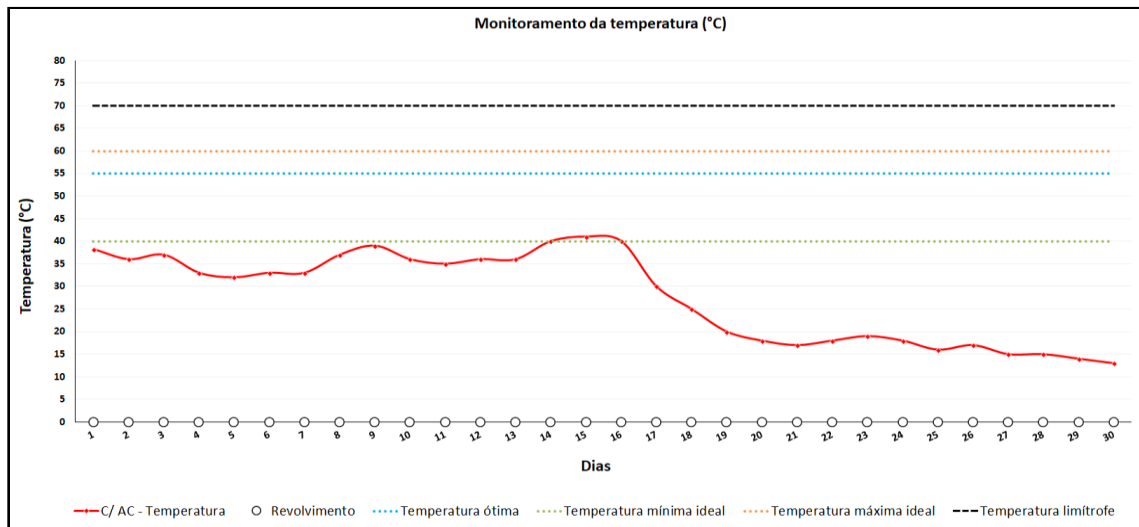
Quadro 4 – Comparativo entre os pesos e volumes antes e após o processo de compostagem

Comparativo			
Substância	Descrição	Medidas (cm)	Volume (cm ³)
Substrato	Antes da compostagem	Ocupado (51,5 x 32 x 18)	29,66
Substrato + lodo	Após a compostagem	Ocupado (51,5 x 32 x 2,5)	20,60

Fonte: Os autores.

Quanto ao monitoramento da temperatura, no início da compostagem, o substrato, antes de receber o lodo de esgoto apresentava temperatura de 38,25°C. O Gráfico 1 apresenta o monitoramento da temperatura durante o período de compostagem.

Gráfico 1 – Monitoramento da temperatura no processo de compostagem em escala reduzida



Fonte: Os autores.

Por meio da avaliação do monitoramento da temperatura, constata-se que a degradação da matéria orgânica ocorreu na maior parte do processo nas faixas de temperatura compreendidas pela fase mesofílica entre 25°C e 45°C.

No início da compostagem, a matéria orgânica é degradada pelos micro-organismos mesófilos em temperaturas compreendidas entre 25°C e 40°C (CARVALHO, 2002). Assim, conforme a degradação da matéria orgânica ocorre, a temperatura do composto aumenta, e os micro-organismos termófilos entram em atividade *Depledge* (2013).

Conforme Pereira Neto (2007), a temperatura é um fator indicativo de equilíbrio biológico, de fácil monitoramento e que reflete a eficiência do processo de compostagem. Segundo Kiehl (2012), se no processo de compostagem, a leira apresentar temperaturas na ordem de 45°C a 70°C, significa que o ecossistema está bem-equilibrado, e que a compostagem possui todas as chances de ser bem-sucedida.

Como pode ser verificado no Gráfico 1, ocorreram poucos registros de temperaturas acima de 35°C, fase em que os micro-organismos termófilos começam a desenvolver-se.

Entretanto esperava-se reproduzir em escala reduzida o mesmo que ocorre em escala real, com temperaturas partindo das faixas de temperaturas da fase mesofílica até as faixas de temperaturas da fase termofílicas.

Ressalta-se que a fase termofílica é de extrema importância devido à higienização do composto por meio de altas temperaturas (DIAZ; SAVAGE, 2007). Essa fase é caracterizada pela bioestabilização conhecida como maturação, onde o composto orgânico final adquire característica de humos.

4 Conclusão

Conclui-se que os resultados demonstraram que o processo em escala reduzida não alcança a fase termofílica, necessária para a higienização e a bioestabilização do composto orgânico final. Isso decorre do fato de o sistema, em escala reduzida, perder facilmente o calor e a umidade para o meio externo. Se, por um lado, o sistema não consegue reter calor para que os micro-organismos da fase termofílica se desenvolvam, por outro, a perda de umidade prejudica a atividade dos micro-organismos mesofílicos, comprometendo, de forma generalizada, todo o processo de compostagem.

Referências

- ANJUM, M.; MIANDAD, R.; WAQAS, M.; AHMAND, I.; ALAFIF, Z. O. A.; ABURIAZAIA, A. S.; BARAKAT, M. A.; AKHTAR, T. Solid waste management in Saudi Arabia: a review. **Journal of Applied Agriculture and Biotechnology**, v. 1, n. 1, p. 13-26, 2016.
- ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – NBR 10007:2004 – **Amostragem de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro: ABNT, 2004, p. 21.
- BRASIL. **Decreto n. 7.404, de 23 de dezembro de 2010**. Regulamenta a Lei n. 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, cria o Comitê Interministerial da Política Nacional de Resíduos Sólidos e o Comitê Orientador para a Implantação dos Sistemas de Logística Reversa, e dá outras providências. Brasília, 2010.
- BRASIL. **Lei n. 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei n. 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, 2010.
- BROLLO, M. J. Política e gestão ambiental em resíduos sólidos: revisão e análise sobre a atual situação no Brasil. *In*: 21º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, João Pessoa. **Anais** [...]. João Pessoa ano 2001.
- CARVALHO, P. C. T. Compostagem. *In*: TSUTIYA, M. T. *et al.* **Biossólidos na agricultura**. São Paulo: SABESP. 2002. p. 181-208. v. 1.
- DEPLEDGE, D. **Design examples of waterless composting toilets**. SOPAC – South Pacific Applied Geoscience Commission, 2013.
- DIAZ, L. F.; SAVAGE, G. M. Factors that affect the process. **Waste Management Series: Compost science and Technology**, v. 8, n. 1, p. 49-65, jun. 2007.
- EILHANN, E. K.; LEE, T.; OK, Y. S.; TSANG, D. C. W.; PARK C.; LEE, J. Effects of calcium carbonate on pyrolysis of sewage sludge. **Energy**, v. 153, p. 726-731, jun. 2018.
- INSAM, H.; BERTOLDI, M. Microbiology of the composting process. **Waste Management Series: Compost Science and Technology**, v. 8, p. 25-58, 2007.
- JARA-SAMANIEGO, J.; PÉREZ-MURCIA, M. D.; BUSTAMANTE, M. A.; PÉREZ-ESPINOSA, A.; PAREDES, C.; LÓPEZ, M.; LÓPEZ-LLUCH, D. B.; GAVILANES-TERÁN, I.; MORAL, R. Composting as sustainable strategy for municipal solid waste management in the Chimborazo Region,

Ecuador: Suitability of the obtained composts for seedling production. **Journal of Cleaner Production**, v. 141, p. 1.349-1.358, jan. 2017.

KIEHL, E. J. **Manual de compostagem**: maturação e qualidade do composto. Piracicaba – SP: Gráfica e Editora Degaspari, 2012. 171 p.

NIZAMI, A. S.; REHAN, M.; WAQAS, M.; NAVQI, M.; OUDA, O. K. M.; SHAHZAD, K.; MIANDAD, R.; KHAN, M. Z.; SYAMSIRO, M.; ISMALI, I. M. I.; PANT, D. Waste biorefineries: Enabling circular economies in developing countries. **Bioresource Technology**, v. 241, p. 1.101-1.117, out. 2017.

PAULA JR, D. R.; MORAES, L. M.; CAMARGO, S. A. R.; NOUR, E. A. A.; ROSTON, D. M. **Estabilização de lodos de esgoto utilizando reatores anaeróbios sequenciais (Sistema RAS)**. v. 1, p. 40-46, 10 ago. 2005.

PEREIRA NETO, J. T. **Manual de compostagem**: processo de baixo custo. Viçosa – MG: Ed. da UFV, 2007.

PNSB. PESQUISA NACIONAL DE SANEAMENTO BÁSICO. 2008. 219 p.

QIAN, X.; SHEN, G.; WANG, Z.; GUO, C.; LIU, Y.; LEI, Z.; ZHANG, Z. Co-composting of livestock manure with rice straw: characterization and establishment of maturity evaluation system. **Waste Management**, v. 34, p. 530-535, 2 fev. 2014.

RAHMANIAN, N.; ALI, S. H. B.; HOMAYOONFARD, M.; ALI, N. J.; REHAN, M.; SADEF, Y.; NIZAMI, A. S. Analysis of Physiochemical Parameters to Evaluate the Drinking Water Quality in the State of Perak, Malaysia. **Journal of Chemistry**, p. 1-10, fev. 2015.

SADEF, Y.; NIZAMI, A. S.; BATOOL, S. A.; CHAUDARY, M. N.; OUDA, O. K. M.; ASAM Z. Z.; HABIB, K.; REHAN, M.; DEMIRBAS, A. Waste-to-energy and recycling value for developing integrated solid waste management plan in Lahore. **Energy Sources**, v. 11, p. 569-579, 17 ago. 2016.

SHAHZAD, K.; NIZAMI, A. S.; SAGIR, M.; REHAN, M.; MAIER, S.; KHAN, M. Z.; OUDA, O. K. M.; ISMAIL, I. M. I.; BAFAIL, A. O. Biodiesel production potential from fat fraction of municipal waste in Makkah. **Plos One**, p. 2-12, fev. 2017.

SHI, H. WANG, X. C.; LI, Q.; JIANG, S. Degradation of typical antibiotics during human feces aerobic composting under different temperatures. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 15, p. 1.5076-1.5087, ago. 2016.

SUN, D.; LAN, Y.; XU, E. G.; MENG, J.; CHEN, W. Biochar as a novel niche for culturing microbial communities in composting. **Waste Management**, v. 54, p. 93-100, ago. 2016.

TWARDOWSKA, I.; SCHRAMM, K.; BERG, K. Sewage sludge. **Waste Management Series: Assessment, Monitoring and Remediation**, v. 4, p. 239-295, 2004.

WALKER, L.; CHARLES, W.; CORD-RUWISK, R. Comparison of static, in-vessel composting of MSW with thermophilic anaerobic digestion and combinations of the two processes. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 16, p. 3.799-3.807, ago. 2009.

ZEITOUNI, R. F. **Análise crítica da Norma Cetesb P 4.230 – Aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas: critérios para projeto e operação**. 2005. Dissertação (Mestrado em Gestão dos Recursos Agroambientais) – Instituto Agronômico de Campinas, Campinas, 2005. 198 p.

Resíduos sólidos perigosos gerados em oficinas mecânicas de veículos automotivos no Município de Pelotas – RS

Jéssica Torres dos Santos¹, Guilherme Pereira Schoeler², Vitor Lourenço³,
Tirzah Moreira Siqueira⁴, Rubia Flores Romani⁵

¹Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais/ Universidade Federal de Pelotas
(jessica_jesantos@hotmail.com)

² Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais / Universidade Federal de Pelotas
(guilherme.schoeler@gmail.com)

³ Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais / Universidade Federal de Pelotas
(vitor.a.lourenco@gmail.com)

⁴ Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais / Universidade Federal de Pelotas
(tirzahsiqueira@hotmail.com)

⁵ Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais / Universidade Federal de Pelotas
(fgrubia@yahoo.com.br)

Resumo: O cenário mundial da indústria automobilística encontra-se em expansão. Com o aumento do número de veículos em circulação, cresce também a necessidade de oficinas mecânicas visando a atender a essa demanda. Se a execução dos processos feitos em uma oficina mecânica não for gerida de forma adequada, resíduos nocivos à saúde humana e aos ecossistemas serão gerados. Tendo em vista o potencial poluidor dessa atividade, este trabalho diagnosticou os resíduos sólidos perigosos gerados nas oficinas mecânicas de veículos automotivos no Município de Pelotas – RS, abordando o gerenciamento e a destinação. O desenvolvimento do trabalho foi realizado em duas etapas: a primeira com a seleção dos empreendimentos, e a segunda com a elaboração e aplicação do instrumento de pesquisa em forma de questionário. Os resultados mostraram que os resíduos perigosos são, em sua maioria, corretamente destinados, embora o gerenciamento necessite de algumas adequações, porém foram poucos os que concordaram em participar da pesquisa.

Palavras-chave: Oficina mecânica. Resíduos sólidos. Veículos automotivos.

Área Temática: Resíduos Sólidos.

Diagnosis of hazardous solid waste generated in the auto repair shop of automotive vehicles in the Municipality of Pelotas – RS

Abstract: *The world scenario for the auto industry is expanding. With the increase in the number of vehicles in circulation, the need for mechanical workshops to meet this demand also grows. If the execution of processes done in a machine shop is not managed properly, waste harmful to human health and ecosystems is generated. Given the potential pollution of this activity, this work diagnosed the hazardous solid waste generated in the mechanical workshops of automotive vehicles in the city of Pelotas – RS, addressing management and disposal. The work was carried out in two stages, the first with the selection of enterprises and the second with the elaboration and application of the research instrument in the form of a questionnaire. The results showed that most hazardous waste is correctly disposed of, although management needs some adjustments, but few agreed to participate.*

Keywords: *Auto repair shop. Solid waste. Automotive vehicles.*

Theme Area: *Solid Waste.*

1 Introdução

O cenário mundial da indústria automobilística encontra-se em expansão. Somente no Estado do Rio Grande do Sul, de acordo com o Detran – RS (2019), a frota de automóveis em circulação é cerca de 4.219.220, com um crescimento de 66,1%, nos últimos 10 anos. Associado à essa expansão do mercado de produção e venda de automóveis, aumenta também a demanda por serviços de manutenção, imprescindíveis para um bom funcionamento e para segurança dos usuários.

Os prestadores de serviços no setor automotivo tornam-se objeto de atenção devido ao grande volume de resíduos sólidos gerados no desenvolvimento das suas atividades de manutenção, e com o aumento da frota brasileira de veículos, conseqüentemente, geram aumento na demanda destes serviços e também, na geração de resíduos, como óleo lubrificante usado, lâmpadas, baterias usadas, estopas, entre outros (LUCENA, MELQUIÁDES, 2012).

Se a execução dos processos feitos em uma oficina mecânica não for gerida de forma adequada, resíduos nocivos à saúde humana e aos ecossistemas são gerados, que, de acordo com Valente (2008), se não forem tratados adequadamente, podem causar impactos ambientais negativos, rotulando a oficina como um agente que promove a degradação ambiental. Lopes e Kemerich (2007) afirmam ainda que a falta de gerenciamento de resíduos, por parte das oficinas mecânicas, pode gerar problemas ambientais devido à grande quantidade de compostos químicos presentes neste meio.

Dependendo das atividades desempenhadas, os resíduos gerados nas oficinas mecânicas podem ser diferentes, no entanto independe disto, devem preconizar a NBR 10004 (2004) (Quadro 1). Estes são divididos de acordo com os seus componentes e característica, onde os impactos à saúde humana e ao meio ambiente são identificados, levando em consideração também o processo de origem dos resíduos (ABNT, 2004). A classificação permite o melhor gerenciamento dos resíduos sólidos originados, consentindo o manejo e a destinação adequada desses materiais. Os resíduos são classificados como:

a) Classe I – Resíduos Perigosos (onde as propriedades físicas, química ou infectocontagiosas podem acarretar riscos à saúde pública e/ou riscos ao meio ambiente, quando gerenciado de forma inadequada); e

b) Classe II – Não Perigosos, divididos em: Classe II A–Não Inerte (podem apresentar propriedades como biodegradabilidade ou solubilidade em água) e Classe II B–Inerte (classificam-se por não ter as características de solubilidade ou modificação que possa ocasionar em risco).

Quadro 1 – Resíduos característicos em oficinas mecânicas

Tipos de Resíduos	Classe NBR 10.004/04	Fonte / Origem
Latas vazias contaminadas de graxa, óleo e tinta	Classe I	Área de operação
Estopas contaminadas com óleo	Classe I	Limpeza e manutenção
Sólidos retirados da caixa de areia	Classe I	Sistema de tratamento
Pneus inservíveis	Classe I	Manutenção
Borras de tinta da cabine de pintura	Classe I	Sistema de controle
Embalagens plásticas	Classe I, II-A e II-B	Área de operação
Baterias	Classe I	Manutenção
Borrachas em geral	Classe II-B	Manutenção
Óleo lubrificante usado	Classe I	Manutenção
Resíduo oleoso do sistema separador de água e óleo	Classe I	Sistema de tratamento
Solventes usados	Classe I	Área de operação
Lâmpadas fluorescentes	Classe I	Administração/Produção

Fonte: Adaptado de Instituto Estadual do Ambiente (2014).

Os óleos lubrificantes utilizados pelos automóveis, que são essenciais para evitar o desgaste dos elementos do motor, depois de um período utilizado, precisam ser substituídos, originando um resíduo perigoso por ser tóxico (NUNES; BARBOSA, 2012). Segundo Valente (2008), este tipo de resíduo está associado à contaminação do solo e da água e a doenças que afetam o homem.

Werlang e Durante (2014) reportaram que as oficinas mecânicas encontram grande dificuldade em praticar a gestão adequada dos resíduos, devido, principalmente, ao custo para a realização da coleta e transporte, e que diante destes desafios, muitas oficinas só adotam a forma correta de descarte após a notificação de órgãos fiscalizadores ou quando o município oferece alternativas para o descarte.

Tendo em vista os desafios enfrentados por este setor, este trabalho tem o intuito de contribuir com o levantamento de informações através do diagnóstico qualitativo dos resíduos sólidos perigosos gerados nas oficinas mecânicas de veículos automotivos do Município de Pelotas – RS, quanto o gerenciamento e destinação.

2 Metodologia

A área de estudo foi o Município de Pelotas, localizado na região sul do estado do Rio Grande do Sul, Brasil. O desenvolvimento do trabalho foi realizado em duas etapas,

na primeira realizou-se a seleção dos empreendimentos para a composição da amostra e, na segunda, a elaboração e aplicação do instrumento de pesquisa em forma de questionário.

Para composição da amostra foram consultados cadastros no site do Sistema de Licenciamento Ambiental (Sislam) da cidade de Pelotas, homepages, listas telefônicas e outros, de forma a obter informações sobre as oficinas mecânicas existentes no município, o principal ramo de atividade exercido, endereços e os números de telefones. Esta etapa foi realizada no período de 22 de maio a 3 de julho de 2018, pelo emprego do conceito “oficina mecânica”, sendo selecionados os empreendimentos os quais exerciam atividades de mecânica geral. O cruzamento dos dados obtidos nas diferentes fontes resultou em uma lista geral das oficinas mecânicas presentes no Município de Pelotas.

A aplicação do instrumento de pesquisa, questionário adaptado de Paulino (2009), foi realizada com visitas previamente agendadas por telefone, nos empreendimentos, os quais exerciam a atividade de mecânica geral, que aceitaram participar da pesquisa. O questionário aplicado como instrumento de pesquisa foi dividido em: caracterização geral do estabelecimento, geração, armazenamento e saída de resíduos, área de manutenção.

3 Resultados obtidos

O resultado da busca e a compilação dos dados resultou em uma população de 92 oficinas mecânicas no Município de Pelotas. Destas, 52 aceitaram agendar uma visita, para a apresentação da proposta, mas apenas 12 concordaram em responder ao questionário. Destes, 2 haviam se especializado somente na parte elétrica da mecânica e, por não atuarem com atividade de mecânica em geral, não compuseram a amostra.

Ainda que a principal atividade exercida por todas as participantes da pesquisa era a de “mecânica em geral”, 30% das oficinas mecânicas mencionaram também fazerem troca de pneus, 10% especializadas em eletromecânica e 10% atuavam também com a atividade de injeção eletrônica.

O resultado do questionário mostrou que em todos os empreendimentos há geração de peças usadas, quebradas ou com defeito, caracterizadas por estes como resíduos constituídos de ferro, plástico, aço, borracha, alumínio, entre outros. Em 90% das oficinas, as peças usadas eram armazenadas em bombonas ou tonéis até serem coletadas/transportadas para o destino final, em um único empreendimento eram armazenados em sacos. Em todas as oficinas o piso do local de armazenamento era impermeabilizado em área coberta.

Quanto à coleta, ao transporte e à destinação final desses resíduos, apenas 40% das oficinas participantes da pesquisa possuem certificação. Em 30% as peças eram devolvidas ao fornecedor/fabricante, o que é preconizado no Brasil, conforme a Lei Federal n. 12.305/2010 que institui a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS) e orienta sobre os processos de logística reversa. As demais oficinas fornecem esses resíduos para sucateiros, desconhecendo o destino final.

Nesse sentido, a implantação do correto gerenciamento de resíduos correlaciona-se com aspectos culturais, de posicionamento dos consumidores e gestores, infraestrutura, conhecimento e conscientização (SILVA; HENKES, 2016). Nunes (2016) aponta que o conhecimento dos administradores sobre os aspectos legais e técnicos é fundamental para benefícios não apenas dos empreendimentos, mas também do meio ambiente e sociedade como um todo.

Das três oficinas onde foi constatada a atividade de troca de pneu, uma retornava os pneus para os clientes, outra destina para uma empresa terceirizada com certificação e a terceira disponibilizava a sucateiros. A Resolução Conama n. 416/2009 (BRASIL, 2009) aponta sobre a prevenção ambiental e destinação final de pneus inservíveis, que dever ser realizada em ambiente coberto e protegido, atentando-se a proliferação de vetores.

De acordo com o relatório de pneumáticos de 2018, 99,55% dos pneus inservíveis têm destinação final, além disso, o controle realizado pelo Instituto Brasileiro de Meio Ambiente (Ibama) pela aplicação da Resolução Conama n. 416/2009 tem viabilizado o reaproveitamento de pneus no ciclo produtivo, assim como a destinação final ambientalmente adequada (IBAMA, 2018).

Em todas as oficinas que participaram deste estudo há geração de óleos usados, sendo esses armazenados em tambores ou tonéis de 200 litros, dispostos em local coberto com piso impermeabilizado, com destinação final terceirizada por empresas certificadas. De acordo com Ramm *et al.* (2015), óleos usados e materiais contaminados são normalmente os resíduos encontrados em oficinas mecânicas, sendo esse tipo de empreendimento uma fonte de poluição difusa, quando o somatório do descarte inadequado desses resíduos acarreta expressivos impactos negativos ao meio ambiente.

Gerhardt *et al.* (2014) aponta que óleos lubrificantes devem ficar armazenados em recipientes com boas condições e em área de contenção; o autor cita a utilização de bombonas ou contêineres devido à praticidade e à resistência para armazenamento desses resíduos, observados em estudo de caso em oficina mecânica de Frederico Westphalen – RS para posterior coleta por empresa responsável.

A Resolução Conama n. 450/2012 (BRASIL, 2012) dispõe sobre os instrumentos quanto ao recolhimento, à coleta e à destinação de óleo lubrificante usado, no entanto, ainda são grandes os desafios quanto à reciclagem desses resíduos como forma de revalorização dos produtos no pós-consumo e a aplicação da logística reversa (MUNIZ; BRAGA, 2015).

Todos os empreendimentos estudados geram panos e estopas usados, sendo que 30% relataram a preferência por panos, uma vez que os mesmos podem ser lavados e reutilizados, porém concomitantemente com o uso de estopas. Até o momento da realização deste estudo, 40% dos empreendimentos não haviam destinado esse tipo de resíduo. Enquanto as demais oficinas contratam empresas terceirizadas e especializadas em destinação final desses resíduos. Nessas, o armazenamento na oficina é realizado em recipientes adequados fornecidos pelas empresas terceirizadas. Quando contaminados com óleo, os panos e estopas, em 100% das oficinas, eram destinados à empresa terceirizada certificada responsável por realizar a coleta de fluidos.

Os autores Souza *et al.* (2016) reportaram que os resíduos de uma oficina mecânica do Município de Tapejara – RS, como estopas e panos contaminados, resíduos de varrição e resíduos orgânicos eram acondicionados em tonéis sem segregação e identificação para posterior coleta por empresa responsável.

Estudos referem a necessidade de melhorias e adequação dos estabelecimentos quanto à segregação e ao acondicionamento dos resíduos, de forma que medidas e ações simples possam garantir a redução dos impactos negativos ao meio ambiente (MUNIZ; BRAGA, 2015; SOUZA *et al.*, 2016; GERHARDT *et al.*, 2014).

4 Considerações Finais

Levando em consideração as informações obtidas, mesmo que pela baixa participação de empreendimentos no estudo, observa-se que as mesmas entendem a maneira correta de destinação dos resíduos, embora demandem de determinadas adequações, visto que algumas fornecem resíduos a sucateiros, ocasionando o desconhecimento de seu destino final.

Referências

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10.004: **Resíduos Sólidos**. Rio de Janeiro, 2004.

BRASIL. **Lei n. 6.938, de 31 de agosto de 1981**. Política Nacional do Meio Ambiente.

BRASIL. MMA. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama). **Resolução Conama n. 416, de 30 de setembro de 2009.** Dispõe sobre a prevenção à degradação ambiental causada por pneus inservíveis e sua destinação ambientalmente adequada, e dá outras providências.

BRASIL. MMA. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama). **Resolução Conama n. 450, de 6 de março de 2012.** Dispõe sobre recolhimento, coleta e destinação final de óleo lubrificante usado ou contaminado.

DETRAN. DEPARTAMENTO ESTADUAL DE TRÂNSITO DO RIO GRANDE DO SUL – Frota em circulação no RS. Relatório gerado em: 18/11/2019. Disponível em: <https://detran-admin.rs.gov.br/upload/arquivos/201911/25150014-01-frota-do-rs.pdf>. Acesso em: 14 dez. 2019.

GERHARDT, A. E.; DRUMM, F. C.; GRASSI, P.; FLORES, B. A.; PASSINI, A. C. F.; BORBA, W. F.; KEMERICH, P. D. C. Diagnóstico para o gerenciamento dos resíduos sólidos em oficina mecânica: estudo de caso em concessionária do município de Frederico Westphalen – RS. **Revista Monografias Ambientais**, v.14, n.1, Edição Especial de fev., p. 2.899-2.908, 2014.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Ministério do Meio Ambiente. **Relatório de pneumáticos:** Resolução Conama n. 416/2009 (ano-base 2017). Diretoria de Qualidade Ambiental. Brasília: Ibama, 2018. 75 p.

INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE. Oficinas Mecânicas e lava jato: orientações para o controle ambiental. Instituto Estadual do Ambiente. 2. ed. Rio de Janeiro: Inea, 2014. Disponível em: <http://www.inea.rj.gov.br/cs/groups/public/documents/document/zwew/mdmx/~edisp/inea0031338.pdf>. Acesso em: 18 dez. 2019.

LOPES, G. V.; KEMERICH, P. D. da C. Resíduos de oficina mecânica: proposta de gerenciamento. **Revista Ciências Naturais e Tecnológicas**, Santa Maria, v. 18, n. 1, p. 81-94, 2007.

LUCENA, K. F. M. de; MELQUÍADES, T. F. O comportamento ambiental de empresas do ramo de oficina mecânica: um estudo de caso em João Pessoa – PB. In: CONGRESSO NORTE NORDESTE DE PESQUISA E INOVAÇÃO, 7., 2012, Tocantins. **Anais [...]** Palmas: CONNEPI, 2012. Disponível em: <http://propi.iftto.edu.br/ocs/index.php/connepi/vii/paper/viewFile/1791/2262>. Acesso em: 14 dez. 2019.

MUNIZ, I. C.; BRAGA, R. M. Q. L. O gerenciamento de óleos lubrificantes usados ou contaminados e suas embalagens: estudo de caso de uma empresa de logística na Região Norte do Brasil. **Sistemas & Gestão**, v. 10, n. 3, p. 442-457, 2015.

NUNES, G. B.; BARBOSA, A. F. F. **Gestão dos resíduos sólidos provenientes dos derivados de petróleo em oficinas mecânicas da cidade de Natal – RN.** 2012. Disponível em: http://editorarealize.com.br/revistas/enect/trabalhos/Comunicacao_659.pdf. Acesso em: 17 dez. 2019.

NUNES, M. C. Gerenciamento de resíduos perigosos e sua logística reversa em prestadores de serviços mecânicos automotivos. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE QUALIDADE AMBINETAL, 10., 2016, Porto Alegre. **Anais [...]**. Porto Alegre, 2016.

PAULINO, P. F. **Diagnóstico dos resíduos gerados nas oficinas mecânicas de veículos automotivos do município de São Carlos – SP.** 2009. 74 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Estadual Paulista, São Paulo, 2009.

RAMM, N. E.; SILVA, C. S. S.; KOHL, C. A. Avaliação do gerenciamento dos resíduos de oficinas mecânicas localizadas na cidade de Esteio/RS. *In: FÓRUM INTERNACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS*, 6., 2015, São José dos Campos. **Anais** [...] São José dos Campos, 2005.

SILVA, J. HENKES, J. A. Coleta seletiva de lixo: uma análise do descarte do lixo gerado nas pousadas da comunidade de Vargem do Cedro – Município de São Martinho – SP. **Revista Gestão e Sustentabilidade**, v. 5, n. 6, 2016.

SOUZA, M.; GRATIERI, C. D.; LOPES, I. C. Diagnóstico dos resíduos gerados em uma oficina mecânica: estudo de caso. *In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE ADMINISTRAÇÃO, GESTÃO ESTRATÉGICA: DA CRISE À OPORTUNIDADE*, 2016, Natal. **Anais** [...] Natal, 2016.

VALENTE, Alexandre C. M. **Proposta de adaptação de um sistema de gestão ambiental a oficinas de manutenção e reparação de veículos baseada na gestão por processos**. 2008, 122 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia) – Centro Federal de Educação Tecnológica Celso Suckow da Fonseca, Rio de Janeiro, RJ: 2008.

WERTLANG, J. A.; DURANTE, L. C. Inovação na dimensão processo e o segmento de reparação de veículos em Sinop/MT. **Cadernos de Inovação em Pequenos Negócios**, v. 2, n. 2, p. 16-31, 2014.

Avaliação do gerenciamento de resíduos sólidos urbanos nas cooperativas de materiais recicláveis localizadas na Região Metropolitana de Porto Alegre – RS

Elizandra Machado Ogliari ¹, Pamela Lisie Ghesla ², Léa Beatriz Dai-Prá ³,
Luciana Paulo Gomes ⁴

^{1, 2, 3, 4} Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil/ UNISINOS, ¹
(elizandraok@gmail.com), ² (pamelaghesla@yahoo.com.br), ³ (biadaipra@gmail.com), ⁴
(lugomes@unisinios.br)

Resumo: O objetivo desta pesquisa é avaliar o gerenciamento dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSUs) nas cooperativas de materiais recicláveis localizadas na Região Metropolitana de Porto Alegre – RS. Foi realizado um estudo de casos múltiplos do tipo exploratório, utilizando abordagem qualitativa, por meio de entrevistas com os responsáveis pelas cooperativas e com o coordenador da coleta seletiva nos respectivos Municípios. Os resultados demonstraram os diferentes formatos de gestão integrada implementados nas cooperativas de materiais recicláveis e nos Municípios. As cooperativas estudadas nos Municípios de Esteio – RS e São Leopoldo – RS se utilizam de infraestruturas cedidas pelas Prefeituras, sendo que uma delas (a Cooperesíduos) não conta com o apoio e a remuneração financeira do órgão público. Destaca-se, também, que o trabalho desenvolvido pelas cooperativas tem impactos econômicos, sociais e ambientais não somente para os que fazem parte desses empreendimentos, mas também para a sociedade de forma geral.

Palavras-chave: Gerenciamento dos Resíduos Sólidos Urbanos. Materiais recicláveis. Cooperativas.

Área Temática: Resíduos Sólidos.

Management assessment of Municipal Solid Waste in cooperatives of recyclable materials located in the Metropolitan Region of Porto Alegre – RS

Abstract: The objective of this research was to evaluate the management of Municipal Solid Waste in cooperatives of recyclable materials located in the metropolitan region of Porto Alegre/RS. An exploratory multiple case study was conducted using a qualitative approach, conducting interviews with those responsible for the cooperatives and with the selective collection coordinator in the respective municipalities. The results demonstrated the different integrated management formats implemented in recyclable cooperatives and municipalities. The cooperatives studied in the municipalities of Esteio/RS and São Leopoldo/RS use infrastructures provided by the municipalities, and one of them (Cooperesíduos) does not have the support and financial remuneration of the public agency. It is also noteworthy that the work developed by the cooperatives has economic, social and environmental impacts not only for those who are part of these enterprises, but also for society in general.

Keywords: Municipal Solid Waste management. Recyclable materials. Cooperatives.

Theme Area: Solid Waste.

1 Introdução

A quantidade de resíduos sólidos urbanos gerados no Brasil foi estimada em 217 mil toneladas por dia. Para o ano de 2018, aproximadamente, 200 mil toneladas

coletadas, sendo que do total coletado (92%), 59,5% são destinados a aterros sanitários, e 40,5% ainda estão sendo destinados para aterros controlados ou lixões. A população brasileira aumentou do ano de 2017 para 2018 (crescimento de 0,40%), e a geração total de resíduos sólidos urbanos registrou aumento de quase 1%. (ABRELPE, 2019).

De acordo com a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (BRASIL, 2010), a gestão integrada de resíduos sólidos é caracterizada como o conjunto de ações voltadas à busca de soluções para esses resíduos, de forma a considerar as dimensões política, econômica, ambiental, cultural e social sob a premissa do desenvolvimento sustentável.

As etapas de gerenciamento de resíduos, inseridas no sistema de gestão de resíduos, desde o acondicionamento, passando pela coleta e transporte, até o tratamento e a disposição final, devem ser integradas entre si e com a estrutura municipal à qual pertencem. No Brasil, é perceptível que os Municípios não realizam o gerenciamento integrado dos RSRs (Girsu). Para que o Girsu seja possível, é necessário empregar as melhores técnicas para o assunto, envolvendo uma profunda relação entre aspectos políticos e geográficos (PINHEIRO, 2009).

A triagem dos RSUs é uma simples, mas importante etapa do sistema de gestão de resíduos, pois precede qualquer processo específico de tratamento. Segundo Philippi Júnior *et al.* (2012), a triagem pode ser realizada em usinas específicas, normalmente localizadas na área do aterro sanitário ou em galpões situados em áreas próximas às regiões geradoras dos resíduos sólidos. Sua eficiência pode ser avaliada pela quantidade de resíduos triada por pessoa, por hora.

No Brasil, é comum a realização da etapa de triagem de resíduos sólidos por catadores organizados em associações ou cooperativas, o que promove importante geração de renda e trabalho social. Porém, de acordo com Oliveira, Lima e Lima (2009), o gerenciamento do material coletado ainda é algo que pouco acontece, sendo um desafio que pode trazer muitos benefícios tanto àqueles que dependem da coleta para sobreviver quanto aos organismos que investem recursos para o desenvolvimento das atividades de seleção e destino dos resíduos.

Nesse contexto, o objetivo deste trabalho é avaliar o gerenciamento dos RSUs em duas cooperativas de materiais recicláveis localizadas na Região Metropolitana de Porto Alegre – RS, nos Municípios de Esteio e São Leopoldo.

2 Material e métodos

O estudo de caso foi realizado por meio de pesquisa documental, bibliográfica e de contato direto através de entrevistas com a aplicação de roteiro semiestruturado e

observação participante aberta. Houve integração por parte dos autores da pesquisa com o grupo estudado, com permissão para observar, entrevistar e participar do ambiente que foi investigado. Ressalta-se que foi realizada entrevista com o coordenador da coleta seletiva nos respectivos Municípios e com o presidente das cooperativas.

As cooperativas selecionadas para o desenvolvimento do estudo foram a Cooperativa de Trabalho de Recicladores de Esteio (Cootre), no Município de Esteio – RS e a Cooperativa de Catadores e Reciclagem de Resíduos (Cooperesíduos), no Município de São Leopoldo – RS.

3 Resultados

A seguir é realizada a caracterização dos Municípios de Esteio e São Leopoldo e das cooperativas Cootre e Cooperesíduos, que serviu para discutir o gerenciamento dos RSUs.

3.1 Município de Esteio

Esteio pertence à Região Metropolitana de Porto Alegre, estando 20 km distante da capital, Porto Alegre. Os Municípios limítrofes são Sapucaia do Sul, Nova Santa Rita, Cachoeirinha e Canoas, conforme ilustra a Figura 1.

Figura 1 – Localização de Esteio no Rio Grande do Sul



Fonte: IBGE (2010).

O Município de Esteio tem como base econômica os setores comercial, de serviços e industrial, destacando-se os ramos de metalurgia, mecânica, tecidos, vestuário e produtos alimentares. Os principais produtos produzidos são óleo vegetal, plástico, cimento, papel, proteína vegetal e ração (ESTEIO, 2015).

3.1.1 Gerenciamento de resíduos

Em 2006, foi aprovado o Plano Municipal de Gestão de Resíduos Sólidos de Esteio, realizado pelo Consórcio Público de Saneamento Básico da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos (PRÓ-SINOS, 2014). No Município são geradas, em média, 50,63 toneladas de resíduos domésticos diariamente, resultando numa geração média de 0,627 kg/habitante.dia, ficando dentro da média de geração *per capita* dos Municípios integrantes do Consórcio Público de Saneamento Básico da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos, que é de 0,620 kg/habitante.dia (PRÓ-SINOS, 2012).

A Secretaria Municipal de Obras Viárias e Serviços Urbanos (Smovsu) é responsável pela execução e fiscalização de atividades relacionadas à coleta, ao tratamento e à disposição final dos resíduos sólidos. A Secretaria Municipal do Meio Ambiente (SMMA) é responsável pela área onde está localizada a central de triagem, local onde está instalada a Cootre.

A coleta regular atende a todos os domicílios e ocorre três vezes por semana, sendo que a empresa terceirizada, MB Engenharia e Meio Ambiente Ltda., faz o serviço de coleta e transporte dos resíduos sólidos até o destino final, sendo fiscalizada pela Smovsu.

O Município de Esteio não possui lixão, aterro controlado ou aterro sanitário. Não existe projeto para implementação de aterro sanitário no Município, tendo em vista que não há área que atenda a todos os requisitos ambientais, técnicos e socioeconômicos. Portanto, todos os resíduos coletados pela coleta regular em Esteio, inclusive os rejeitos da Cooperativa Cootre, são dispostos no aterro sanitário em São Leopoldo.

3.1.2 Cooperativa Cootre

A Cootre está estabelecida e em funcionamento em um local que foi cedido pela Prefeitura Municipal de Esteio, que atua em parceria com a cooperativa, disponibilizando caminhões e motoristas para a realização da coleta seletiva, assegurando toda a infraestrutura (energia elétrica, água, instalações) para a separação dos materiais a serem reciclados e os equipamentos (funil, esteira, prensas, balanças) necessários para a realização da atividade de reciclagem pelos cooperados. Os serviços de manutenção preventiva e corretiva são de responsabilidade da Prefeitura, sendo que a mesma realiza todos os reparos necessários na estrutura física da cooperativa, que conta com uma área coberta em todo o espaço utilizado. A cooperativa recebe, ainda, o trabalho voltado à Educação ambiental, realizado pela Prefeitura Municipal.

A cooperativa realiza a coleta seletiva de RSUs em Esteio com a utilização de mão de obra própria e veículos cedidos pelo Município, além de fazer uso das

instalações e equipamentos por meio de concessão que o Município fez para a cooperativa. Na triagem, faz uso de uma esteira rolante, em funcionamento, mas que é utilizada parada. Apenas 11,95% do total das economias existentes em Esteio participam da coleta seletiva, que é realizada por meio de um cadastro do habitante na Secretaria Municipal de Meio Ambiente (SMMA). Atualmente, a Prefeitura está em processo para instalar a balança nas dependências da cooperativa e realizar a manutenção, o que contribuirá para obter dados quantitativos exatos referentes à massa coletada, porém se sabe que a eficiência na triagem dos RSUs foi, aproximadamente, de 90% no ano de 2015.

A receita oriunda de cada material comercializado pela cooperativa corresponde a 38,20%, proveniente do papel e papelão, 39,65%, de plásticos, 18,72%, do alumínio/metals, 2,37%, de vidros, e 1,06% de embalagens longa vida. Além da receita obtida com a comercialização dos materiais recicláveis, a Cootre recebe, mensalmente, um valor da Prefeitura de Esteio para a realização das atividades de coleta dos resíduos.

Durante observação da etapa de triagem, foi identificado que os materiais com potencial de reciclagem são classificados com base nas suas especificidades, mesmo que para alguns tipos ainda não existam potenciais compradores ou que a comercialização não ocorra em todos os meses, como é exemplo o isopor. Ou seja, a cooperativa coleta, tria e armazena os resíduos para posterior comercialização, mesmo aqueles que ainda não têm comprador interessado em reciclar. A presidente da cooperativa entende que os materiais devem ser armazenados, mesmo que, no momento, não haja comprador, pois se forem considerados como rejeitos serão dispostos ainda mais resíduos, que poderiam ser reciclados, em aterros sanitários.

Para a coleta seletiva dois caminhões são disponibilizados pelo Município. Ambos se caracterizam por ser com carroceria, e cada caminhão tem capacidade nominal para seis toneladas, mas conseguem carregar apenas duas toneladas, tendo em vista que o caminhão não faz a compactação dos RSUs.

Logo que os caminhões chegam à cooperativa, três cooperativados fazem a pré-triagem antes de encaminhar os resíduos sólidos para o funil, que é ligado à esteira. A pré-triagem é realizada para facilitar o trabalho dos nove cooperativados que fazem a triagem na esteira, de modo que garrafas, potes ou qualquer tipo de embalagem ou material de vidro são descarregados diretamente no contêiner, e papelões são separados e colocados em *bags* e encaminhados para a prensa. Dessa forma, os envolvidos com a triagem focam a atenção nos materiais considerados *miúdos*, a fim de reduzir a quantidade de rejeitos encaminhados para o aterro sanitário.

3.2 Município de São Leopoldo

O Município de São Leopoldo está localizado na região da Encosta Inferior do Nordeste do Rio Grande do Sul, pertencendo à região Metropolitana de Porto Alegre, distante 31,4 km da capital gaúcha (SÃO LEOPOLDO, 2015), ilustrado na Figura 2.

Figura 2 – Localização de São Leopoldo no Rio Grande do Sul



Fonte: IBGE (2010).

De acordo com o Plano Diretor do Município de São Leopoldo, aprovado pela Lei n. 6.125, de 19 de dezembro de 2006, no qual estabelece as diretrizes gerais da Política Municipal de Desenvolvimento Territorial e dá outras providências, apresenta, no art. 10, os objetivos gerais, que, entre os demais, destaca-se a promoção do zoneamento dos espaços (urbano, rural e ambiental) propondo delimitar os respectivos usos, acatando a vocação de cada espaço, conciliando os diferentes interesses e assegurando o desenvolvimento municipal e o equilíbrio ambiental (SÃO LEOPOLDO, 2006).

3.2.1 Gerenciamento de resíduos

A coleta de RSUs de São Leopoldo é realizada por empresa terceirizada (Consita Ltda.). Para a coleta regular, o Município responsabiliza-se por organizar os roteiros dos caminhões, sendo seis os roteiros realizados durante o dia e seis à noite. Os caminhões que são da empresa terceirizada para a realização da coleta regular de RSUs caracterizam-se por ser compactadores, sendo que cada caminhão tem capacidade para oito toneladas.

O controle dos RSUs coletados pela empresa terceirizada é realizado pelo Município que, por meio de um funcionário público, realiza a pesagem dos caminhões

compactadores que chegam ao local com RSU oriundos da coleta regular, assim como os caminhões que deixam a cooperativa para encaminhar os rejeitos que saem no final da esteira para o aterro sanitário.

3.2.2 Cooperativa Cooperesíduos

A Cooperesíduos realiza a triagem dos RSU provenientes da coleta regular de São Leopoldo. A estrutura física utilizada pela cooperativa, atualmente, está localizada no antigo Aterro Sanitário do Município de São Leopoldo. O local foi cedido pela Prefeitura de São Leopoldo e abriga também a sede da Empresa Consita Ltda., responsável pelo serviço de coleta domiciliar.

A Cooperesíduos recebe a coleta regular de todo o Município, diferentemente das demais cooperativas localizadas em São Leopoldo, que recebem somente a coleta seletiva e atendem ao Município por setores.

A etapa de triagem é realizada com a esteira rolante (em funcionamento) e mão de obra própria. Na visita à cooperativa, constatou-se que a eficiência de 5% na triagem se manteve inalterada nos últimos três anos.

O Município de São Leopoldo não remunera a Cooperesíduos pelo serviço de triagem realizado pela cooperativa, mas realiza trabalho de Educação Ambiental no Município. Já com relação aos materiais comercializados, a cooperativa possui controle mensal com todas as categorias de material, as quantidades, o preço unitário e o total, possibilitando que todos os integrantes da cooperativa tenham ciência da comercialização dos materiais realizada pela Cooperesíduos.

3.3 Discussões

Constata-se que, embora o Município de Esteio realize o trabalho de Educação Ambiental e todos os bairros sejam atendidos pela coleta seletiva, a participação da população na coleta seletiva de RSUs é baixa, pois ocorre por adesão. Logo, apenas 11,95% da população efetivamente faz a segregação dos RSUs na fonte geradora e encaminha para a central de triagem.

Os materiais recicláveis, quando segregados pelo cidadão, ficam acondicionados por até sete dias nas residências, pois a coleta nos bairros ocorre uma vez na semana, diferentemente do centro onde são três coletas semanais. O roteiro de coleta estabelece apenas o dia e não o horário que será realizada a coleta seletiva, dessa forma, tornam-se comuns episódios em que os resíduos são colocados na rua em qualquer horário, sendo coletados pelo caminhão da coleta regular ou coleta informal.

Nessa situação, torna-se oportuno intensificar campanhas de Educação Ambiental para aumentar a adesão à coleta seletiva e minimizar a ociosidade do caminhão, reduzindo o envio de resíduos potencialmente recicláveis para aterro sanitário, promovendo, assim, o aumento de sua vida útil.

Na operação de triagem dos RSUs, identifica-se que a cooperativa consegue obter um excelente nível de aproveitamento dos resíduos coletados, embora a eficiência apresentada pela cooperativa não seja exata, pois a massa coletada foi estimada. Ressalta-se que, além da quantidade de materiais potencialmente recicláveis rejeitada pela cooperativa, outros RSUs que não têm potencial para comercialização pela mesma, são encaminhados para disposição no aterro sanitário.

Em São Leopoldo, os RSUs gerados pela população ficam acondicionados entre um e dois dias, pois a coleta nos bairros ocorre três vezes na semana, ao contrário do centro em que é realizada diariamente. O roteiro de coleta estabelece o dia e o horário inicial em que será realizada a coleta regular, porém é difícil precisar o horário que o caminhão irá passar em determinado local, tornando comum a existência de RSUs, que foram colocados na rua em qualquer horário, espalhados por meio da ação de animais e coletores informais.

A triagem dos RSUs, realizada pela Cooperesíduos, apresenta um índice baixo de eficiência, apenas 5%. Destaca-se que a cooperativa encaminha para aterro sanitário materiais potencialmente recicláveis que não foram possíveis de triar ou aproveitar e, também, outros RSUs que não possuem potencial para comercialização pela mesma. Evidencia-se que a cooperativa apresenta 15,6% de eficiência na triagem de materiais recicláveis.

4 Conclusões

Na avaliação do gerenciamento dos RSUs, nas cooperativas de materiais recicláveis em estudo, identificou-se que ele ocorre com o auxílio dos Municípios.

Gerencialmente, a coleta seletiva é mais eficaz para obter melhor aproveitamento dos materiais potencialmente recicláveis.

Tendo em vista a necessidade de áreas específicas para disposição de RSUs e o impacto que causa a construção de um aterro sanitário, potencializar o aproveitamento dos materiais recicláveis, a fim de reduzir a disposição em aterros com vista ao aumento de sua vida útil, e aumentar a eficiência de empreendimentos de catadores de materiais recicláveis, como as cooperativas, torna-se uma alternativa exequível para minimizar os impactos negativos da elevada geração de RSUs.

Referências

ABRELPE. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil – 2018/2019**. São Paulo: Abrelpe, 2019. Disponível em: <http://abrelpe.org.br/download-panorama-2018-2019/>. Acesso em: 16 dez. 2019.

BRASIL. **Lei n. 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, altera a Lei n. 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=636>. Acesso em: 5 out. 2017.

ESTEIO. **História**. Esteio, 2015. Disponível em: http://www.esteio.rs.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=21&Itemid=186. Acesso em: 18 jul. 2015.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Cidades. **Esteio**. 2010. Disponível em: <http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=430770&search=rio-grande-do-sul|esteio|infograficos:-informacoes-completas>. Acesso em: 12 jun. 2015.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Cidades. **São Leopoldo**. 2010. Disponível em: <http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=431870&search=rio-grande-do-sul|sao-leopoldo>. Acesso em: 12 jun. 2015.

OLIVEIRA, Raquel Lopes de; LIMA, Josiane Palma; LIMA, Renato da Silva. Logística reversa: o caso de uma associação de coleta seletiva de materiais recicláveis em Itajubá – MG. *In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO*, 29., 2009, Salvador. **Anais** [...]. Salvador, 2009.

PHILIPPI JÚNIOR, Arlindo; AGUIAR, Alexandre de Oliveira; CASTILHOS JÚNIOR, Armando Borges de; LUZZI, Daniel Angel. Gestão integrada de resíduos sólidos. *In: JARDIM, Arnaldo; YOSHIDA, Consuelo; FILHO, José Valverde Machado (org.)*. **Política nacional, gestão e gerenciamento de resíduos sólidos**. São Paulo: Manoele, 2012. cap. 10, p. 229-244.

PINHEIRO, Janary Fonseca. **Metodologia para o gerenciamento integrado saudável dos resíduos sólidos da bacia da estrada nova do Município de Belém – PA**. Belém, 2009. 193 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Pará, Belém, 2009.

PRÓ-SINOS. Consórcio Público de Saneamento Básico da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos. **Plano Municipal de Gestão de Resíduos Sólidos no Município de Esteio**. Esteio-RS, 2012. Disponível em: http://www.consorciosinos.com.br/downloads/plano_gestao_residuos_solidos_esteio_02082012.pdf. Acesso em: 24 jun. 2015.

PRÓ-SINOS. Gestão regionalizada de resíduos sólidos. *In: SEMINÁRIO NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS*, 16., 2014, Brasília, DF. **Anais** [...] Brasília, DF, 2014. Disponível em: http://abes-dn.org.br/eventos/seminario_residuos_solidos/Paineis_SNRS/Painel7/73.pdf. Acesso em: 27 fev. 2015.

SÃO LEOPOLDO. **Localização**. São Leopoldo, 2015. Disponível em: https://www.saoleopoldo.rs.gov.br/home/show_page.asp?id_CONTEUDO=37&codID_CAT=21&id_SERVICO=&categoria=%3Cb%3ECidade%3C/b%3E. Acesso em: 27 jul. 2015.

SÃO LEOPOLDO. **Plano Diretor**. São Leopoldo, 2006. Disponível em: <https://leismunicipais.com.br/plano-diretor-sao-leopoldo-rs>. Acesso em: 18 set. 2015.

Gerenciamento de resíduos eletroeletrônicos no setor de saúde: avaliação da situação atual no Brasil

Damisma Souto Marconi ¹, Vania Elisabete Schneider ², Tiago Panizzon ³

¹ Universidade de Caxias do Sul (damisma.marconi@marconisouto.com)

² Instituto de Saneamento Ambiental / Universidade de Caxias do Sul (veschnei@ucs.br)

³ Instituto de Saneamento Ambiental / Universidade de Caxias do Sul (tpanizzo@ucs.br)

Resumo: Com a aprovação da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), ficou estabelecida a obrigatoriedade de uma gestão compartilhada dos resíduos sólidos na qual as diferentes partes da cadeia são corresponsáveis pela sua implantação, a chamada “logística reversa de resíduos”. Embora seja uma pequena parcela dos resíduos eletroeletrônicos gerada, os equipamentos de uso na saúde são merecedores de atenção uma vez que muitos equipamentos utilizados em estabelecimentos assistenciais de saúde têm contato com pacientes portadores de doenças infectocontagiosas, portanto precisam ser submetidos a processo de limpeza e desinfecção antes mesmo de serem destinados à manutenção. A Lei n. 9.782, de 1999, incumbiu à Anvisa a competência de regulamentar, controlar e fiscalizar os produtos e serviços que envolvam risco à saúde pública, o que incluiu, dentre outras atividades, a concessão de registro de produtos. A Resolução de Diretoria Colegiada (RDC) n. 2, de 2010, estabeleceu o prazo de 180 dias para que a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (Anvisa) elaborasse o “Guia de Gerenciamento de Tecnologias em Saúde”, mencionado neste regulamento, no entanto, até o momento desta publicação, esse guia não havia sido desenvolvido. Através da RDC n. 25, de 2001, a Anvisa proíbe a importação, comercialização e doação de produtos usados, por isso, verifica-se que, de forma geral, os estabelecimentos assistenciais de saúde optam por manter seus Resíduos Eletroeletrônicos (REEEs) acondicionados no próprio estabelecimento, ainda que de forma insegura, evitando o descarte por questões burocráticas e de desconhecimento sobre a melhor forma de manejo. Tal questão vem sendo discutida pela Federação Brasileira de Hospitais (FBH) e pela Anvisa para permitir a reutilização de REEEs eletromédicos.

Palavras-chave: REEEs. E-lixo. Logística Reversa. Política Nacional de Resíduos Sólidos.

Área Temática: Resíduos Sólidos.

Electro-electronic waste management in the health sector: assessment of the current situation in Brazil

Abstract: Through the approval of the National Solid Waste Policy it was established the obligation of a shared management of solid waste in which the different parts of the chain are responsible for its implementation, the so-called reverse waste logistics. Although it is a small portion of the electro-electronic waste generated, health care equipment deserves attention since many health care establishments are in contact with patients with infectious contagious diseases, therefore they need to undergo cleaning and disinfection procedure before they are even intended for maintenance. Law No. 9,782 entrusted Anvisa with the competence to regulate, control and supervise products and services that involve a risk to public health, which included, among other activities, the granting of product registration. RDC No. 2 of 2010 established a 180-day deadline for Anvisa to prepare the “Health Technology Management Guide” mentioned in this regulation, however, until this paper publication this guide has not been developed. Through RDC No. 25 of 2001, Anvisa prohibits the importation, trading and donation of used products, so it is found that health care establishments generally choose to keep their WEEE in their own premises, albeit insecurely, avoiding disposal for bureaucratic reasons and lack of knowledge about the best form of management. This issue has been discussed by CRB, FBH and Anvisa to allow the reuse of electromedical WEEEs.

Keywords: WEEEs. E-waste. Reverse Logistics. National Solid Waste Politic.

Theme Area: Solid Waste.

1 Introdução

O setor de saúde, apesar de atuar na prevenção, no diagnóstico e na cura de doenças, em grande parte relacionados à degradação do meio ambiente, também atua como um dos grandes causadores de problemas ambientais pelos resíduos que gera, pelas tecnologias que emprega, pelos recursos que consome e pelos edifícios que constrói (HCWH, 2011). Já existe, por parte de hospitais em todo o mundo, a consciência desses impactos, além de esforços no sentido de não só minimizá-los, mas também de atuar como liderança na defesa de políticas e práticas de promoção da saúde ambiental, fato evidenciado pela criação da organização internacional *Health Care Without Harm* (HCWH) e, em 2010, da Associação Civil Projeto Hospitais Saudáveis, Organização Não Governamental parceira do HCWH no Brasil.

Ainda assim, existem muitos problemas a serem enfrentados por essas instituições. Por serem organizações complexas, que além das intervenções técnicas no tratamento e prevenção de danos à saúde, também precisam de boas práticas de gestão orientadas para aprimorar sua eficiência (ARAÚJO; FARIAS, 2017), os hospitais sofreram transformações significativas ao longo de sua história. De ambientes destinados à exclusão daqueles que pudessem representar perigo à sociedade, tornam-se terapêuticos, destinados à cura e ao bem-estar dos pacientes. Passaram também por transformações tecnológicas com a introdução de equipamentos de apoio ao diagnóstico e tratamento, com o combate aos micro-organismos, com o uso intensivo de procedimentos invasivos e de medicamentos (TOLEDO, 2008) e, contemporaneamente, voltando seus esforços para serem mais humanizados.

No tocante à questão ambiental, observa-se uma preocupação inicial relacionada aos Resíduos de Serviços de Saúde (RSSs) sob a ótica antropocêntrica, isto é, muito mais relacionada à redução de riscos de contaminação dos indivíduos sadios com material resultante de tratamento de doentes, do que, necessariamente, com o meio ambiente, fato que pode ser observado com o aumento do uso de produtos descartáveis nesse setor. Segundo Camponogara (2012), há, entre os trabalhadores de saúde, uma separação entre o processo saúde-doença e o hospital-meio ambiente, e, quando tencionados a refletir sobre a problemática ecológica, eventualmente, fazem uma conexão com as normatizações sobre o gerenciamento de resíduos sólidos de serviços de saúde, com a maior preocupação relacionada ao lixo contaminado.

Com a aprovação da Lei n. 12.305/2010, a PNRS, regularizada pelo Decreto n. 7.404/2010, ficou estabelecida a obrigatoriedade de uma gestão compartilhada dos

resíduos sólidos na qual as diferentes partes da cadeia são corresponsáveis pela sua implantação, a chamada logística reversa de resíduos.

Conforme o inciso VI do parágrafo 33 da Lei n. 12.305/2010, tornou-se obrigatória a implantação da logística reversa de eletroeletrônicos, sendo para tal criado o Grupo Técnico Temático 04 (GTT04), sob coordenação do Ministério do Meio Ambiente, do qual são participantes a Associação Brasileira da Indústria Elétrica e Eletrônica (Abinee), a Associação Brasileira de Distribuição de Produtos e Serviços de Tecnologia da Informação (Abradisti) e a Federação das Associações das Empresas Brasileiras de Tecnologia da Informação (ASSESPRO). Desse acordo surgiu ainda a GREEN ELETRON, entidade gestora responsável pela implementação desse acordo setorial. Tal acordo, porém, foi celebrado somente nove anos após a publicação da PNRS (BRASIL, 2019), tornando-se, esse, um dos últimos acordos setoriais a serem firmados. Para efeito de comparação, a União Europeia lançou uma legislação específica para os resíduos eletroeletrônicos, ainda no ano de 2002, com a Diretiva 2002/1996/CE, posteriormente atualizada pela Diretiva 2012/2019/EU.

Essa demora para firmar o acordo é particularmente preocupante tendo em vista o montante de REEEs gerados no País. Conforme a ABDI (2013), no ano de 2019, teriam sido gerados, aproximadamente, 1.231.000 t de REEEs, porém, tais estimativas referem-se apenas aos REEEs de origem doméstica, sendo o volume resultante de equipamentos eletromédicos uma incógnita no Brasil.

Embora seja pequena a parcela dos REEEs gerada, os equipamentos de uso na saúde são merecedores de atenção. Panizzon (2014) lembra que muitos equipamentos utilizados em estabelecimentos assistenciais de saúde têm contato com pacientes portadores de doenças infectocontagiosas, portanto precisam ser submetidos a processo de limpeza e desinfecção antes mesmo de serem destinados à manutenção.

Dentre os casos mais marcantes na história brasileira de descarte de resíduo eletromédico, destaca-se o acidente ocorrido em Goiânia, em setembro de 1987, envolvendo a remoção de Césio-137 de um aparelho de radioterapia descartado pelo Instituto Goiano de Radiologia, o qual é considerado o maior acidente radioativo fora de uma usina nuclear. Foram identificadas 129 pessoas contaminadas por radiação, das quais 49 foram internadas. Dessas, 21 exigiram tratamento médico intensivo, 10 apresentaram estado grave com complicações clínicas, 1 pessoa teve seu braço amputado, e 4 foram a óbito (ANVISA, 2017a).

2 Gerenciamento de equipamentos médicos no Brasil

A Lei n. 9.782, de 26 de janeiro de 1999, que definiu o Sistema Nacional de Vigilância Sanitária e criou a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (Anvisa), incumbiu-lhe a competência de regulamentar, controlar e fiscalizar os produtos e serviços que envolvam risco à saúde pública, o que incluiu, dentre outras atividades, a concessão de registro de produtos.

Os equipamentos médicos sob regime de Vigilância Sanitária compreendem todos aqueles de uso em saúde com finalidade médica, odontológica, laboratorial ou fisioterápica, utilizados direta ou indiretamente para diagnóstico, terapia, reabilitação ou monitoração de seres humanos e, ainda, os com finalidade de embelezamento e estética. Esses estão inseridos na categoria de produtos para a saúde, outrora denominados correlatos, em conjunto com os materiais de uso em saúde e os produtos de diagnóstico de uso *in vitro*.

Já a RDC n. 2, de 2010, estabelece os critérios mínimos a serem seguidos pelos estabelecimentos de saúde, para o gerenciamento de tecnologias em saúde utilizadas na prestação de serviços de saúde, com o objetivo de garantir a sua rastreabilidade, qualidade, eficácia, efetividade e segurança e, no que couber, desempenho, desde a entrada no estabelecimento de saúde até seu destino final. Essa RDC é aplicada a produtos e equipamentos de saúde, definidos por essa resolução como sendo o “conjunto de aparelhos e máquinas, suas partes e acessórios utilizados por um estabelecimento de saúde onde são desenvolvidas ações de diagnose, terapia e monitoramento”. São considerados equipamentos de saúde:

1 – Equipamentos de apoio: equipamento ou sistema inclusive acessório e periférico que compõe uma unidade funcional, com características de apoio à área assistencial. São considerados equipamentos de apoio: cabina de segurança biológica, destilador, deionizador, liquidificador, batedeira, banho-maria, balanças, refrigerador, autoclave, dentre outros;

2 – Equipamentos de infraestrutura: equipamento ou sistema inclusive acessório e periférico que compõe as instalações elétrica, eletrônica, hidráulica, fluido-mecânica ou de climatização, de circulação vertical destinadas a dar suporte ao funcionamento adequado das unidades assistenciais e aos setores de apoio;

3 – Equipamentos gerais: conjunto de móveis e utensílios com características de uso geral, e não específico, da área hospitalar. São considerados equipamentos gerais: mobiliário, máquinas de escritório, sistema de processamento de dados, sistema de telefonia, sistema de prevenção contra incêndio, dentre outros;

4 – Equipamentos médico-assistenciais: equipamento ou sistema, inclusive seus acessórios e partes, de uso ou aplicação médica, odontológica ou laboratorial, utilizado direta ou indiretamente para diagnóstico, terapia e monitoração na assistência à saúde da população, e que não utiliza meio farmacológico, imunológico ou metabólico para realizar sua principal função em seres humanos, podendo, entretanto ser auxiliado em suas funções por tais meios.

Conforme Anvisa (2017b), os equipamentos médicos são classificados em quatro classes de risco, conforme o risco associado na utilização dos mesmos: *Classe I* – baixo risco, *Classe II* – médio risco, *Classe III* – alto risco, e *Classe IV* – máximo risco.

Complementarmente à classificação de risco, existe o enquadramento por regras, as quais totalizam 18 categorias. O enquadramento da regra obedece à indicação e à finalidade de uso do equipamento. De forma resumida, a classificação por regra obedece aos seguintes critérios: *Produtos não invasivos*: Regras 1, 2, 3 e 4; *Produtos invasivos*: Regras 5, 6, 7 e 8; *Produtos ativos*: Regras 9, 10, 11, 12; e *Regras Especiais*: Regras 13, 14, 15, 16, 17 e 18.

A maior parte dos eletroeletrônicos se encontra nas regras destinadas aos produtos ativos, classificados como produtos médicos, pois que sua operação depende de uma fonte de energia elétrica ou de qualquer outra fonte, e que aja convertendo-a. Não são considerados produtos médicos ativos os que utilizam energia diretamente gerada pelo corpo humano ou pela força da gravidade.

A certificação dos equipamentos sob regime de vigilância sanitária é compulsória, sendo os procedimentos para essa certificação descritos na (RDC) n. 27 de 2011. De acordo com essa resolução, os equipamentos sob regime de Vigilância Sanitária deverão comprovar o atendimento à RDC da Anvisa n. 56, de 6 de abril de 2001, que “Estabelece os Requisitos Essenciais de Segurança e Eficácia Aplicáveis aos Produtos para Saúde”, por meio de certificação de conformidade no âmbito do Sistema Brasileiro de Avaliação da Conformidade (Sbac), sendo necessária uma cópia autenticada do certificado emitido por organismo acreditado no âmbito do Sbac, para fins de concessão, alteração ou revalidação de registro ou cadastro na Anvisa desse tipo de equipamento. A Instrução Normativa (IN) n. 4, de 2015, complementada pela IN n. 22/2017 e pela IN n. 29/2018, fornece, no seu Anexo I, uma lista das normas técnicas a serem adotadas na certificação de conformidade.

3 Gerenciamento de REEEs no Brasil

A RDC n. 2, de 2010, no seu art. 22, estabeleceu o prazo de 180 dias para que a Anvisa elaborasse o *Guia de gerenciamento de tecnologias em saúde*, mencionado neste regulamento, no entanto, até o momento desta publicação este guia não havia sido desenvolvido. Porém, um modelo de processo de descarte desse tipo de equipamento pode ser encontrado na “ENG05A” do *Manual de processos para descartar equipamentos médico-hospitalares* da Empresa Brasileira de Serviços Hospitalares (EBSERH, 2016), conforme Quadro 1. Ressalta-se que o manual estabelece como deve se dar o procedimento de desfazimento até o descarte, mas não estabelece nenhuma solução para disposição final.

Quadro 1 – Descrição das atividades para descarte de equipamentos médico-hospitalares

#	Atividades	Participantes	Regras de negócio
1	REDIGIR parecer técnico	Engenheiro Clínico, Equipe do Setor de Engenharia Clínica	A equipe do Setor de Engenharia Clínica identifica, durante a realização de manutenções preventivas ou corretivas, a necessidade de descarte do equipamento médico-hospitalar. A equipe do Setor de Engenharia Clínica avalia o equipamento e redige parecer via laudo técnico, atestado pelo Engenheiro Clínico.
2	VERIFICAR parecer técnico da Engenharia Clínica	Equipe da Unidade de Patrimônio	A equipe da Unidade de Patrimônio verifica o parecer técnico emitido pela Unidade de Engenharia Clínica.
3	RECOLHER equipamento	Executor Técnico da Unidade de Patrimônio	O executor técnico da Unidade de Patrimônio, depois de verificar o parecer técnico da Engenharia Clínica, recolhe o equipamento e define se o equipamento será transferido ou descartado. O recolhimento é realizado por meio de nota de movimentação.
4	DESFAZER-se de Bens	Processo de Interface	Caso o equipamento seja irreparável ou inutilizável, a Unidade de Patrimônio realiza o processo de desfazer-se de bens.
5	DEFINIR encaminhamento para o equipamento servível	Equipe da Unidade de Patrimônio	Caso o equipamento esteja em condições de uso, e uma transferência interna seja possível, a equipe da Unidade de Patrimônio define o encaminhamento para o equipamento.
6	ATUALIZAR situação do equipamento no sistema	Equipe do Setor de Engenharia Clínica	A Equipe do Setor de Engenharia Clínica atualiza a situação do equipamento no Sistema de Gestão de equipamentos médico-hospitalares, registrando, com uma breve explanação, o <i>status</i> do equipamento transferido ou descartado.

Fonte: Ebserh (2016).

Através da RDC n. 25, de 2001, a Anvisa proíbe a importação, comercialização e doação de produtos usados, ou seja, que após seu uso não foi submetido a qualquer processo de reciclagem, reforma, revisão ou reprocessamento, para colocá-lo nas

condições técnicas e operacionais previstas para o produto em seu registro. No entanto, é permitida a importação, comercialização e doação de produtos reconicionados, que são aqueles que foram submetidos a processos já citados, ou que pode incluir a substituição de componentes, partes e peças, calibração, testes de qualidade, reesterilização ou etiquetagem, entre outros serviços necessários para colocar o produto nas condições técnicas e operacionais previstas em seu registro, sob responsabilidade expressa da empresa detentora desse registro.

Um projeto resultante da parceria entre o Centro de Tecnologia da Informação Renato Archer (CTI) e a Associação Brasileira da Indústria de Artigos e Equipamentos Médicos, Odontológicos, Hospitalares e de Laboratórios (Abimo), denominado projeto CTI-Abimo, e cujo objetivo era apoiar a adequação do setor às novas regulações ambientais no que tange à gestão adequada de REEEs, identificou que o tempo de vida útil médio, estimado pelas empresas piloto que participaram do projeto, para seus produtos está entre 15 e 20 anos. Outras características identificadas pelo estudo são que os produtos eletromédicos são de alta confiabilidade e intensivos em tecnologia, que o setor é exportador, formado, em sua maioria por empresas de capital nacional, e que 75% das empresas são de porte pequeno e médio (PEREIRA; SILVEIRA, 2014).

Ainda, segundo os mesmos autores, pelo fato de o segmento ter de seguir rigorosos padrões de controle de qualidade e rígido monitoramento da Anvisa, essas exigências acabam demandando mecanismos de controle que auxiliariam no cumprimento das regulações de REEEs, que seriam o controle sobre o destino dos produtos, um relacionamento estreito com as distribuidoras, o controle da geração de resíduos internos, e o fato de esses equipamentos terem alto valor agregado e serem produzidos em pequena escala, facilita o mapeamento da distribuição. Isso, sem levar em conta que, sendo muitos esses equipamentos destinados à exportação, essas empresas já possuem certificações internacionais. Já entre os desafios para gestão desse tipo de REEE, estão a longa vida útil, a predominância de usuários finais do tipo organizacional e uma parcela significativa de vendas destinada a compras governamentais (PEREIRA; SILVEIRA, 2014)

Com o objetivo de avaliar a situação após o fim da vida útil dos equipamentos, os mesmos autores realizaram pesquisa em duas clínicas e dois hospitais particulares, sendo um de médio e outro de grande porte, na Região Metropolitana de Campinas. Lá observaram que havia desconhecimento quanto a que destino dar aos equipamentos inservíveis, sendo encontrados equipamentos amontoados (PEREIRA; SILVEIRA, 2014). Situação semelhante foi constatada por Panizzon, em levantamento realizado em um hospital público de ensino em Caxias do Sul, onde se verificou um acúmulo de

resíduos, estocados em condições nem sempre ideais, devido aos obstáculos que surgem devido à multiplicidade de situações relativas à propriedade (PANIZZON, 2014).

Nóbrega, em levantamento realizado em um hospital universitário na Região Nordeste, constatou que o armazenamento de REEEs em locais improvisados e temporários é uma prática antiga e recorrente na instituição. Sendo os bens patrimoniais defeituosos ou obsoletos armazenados de forma insegura, já que os mesmos se encontravam jogados e aglomerados. A autora também constatou, entre os funcionários, a insuficiência de conhecimento para lidar com o ciclo de vida de bens patrimoniais (NÓBREGA, 2018).

Já Cardozo, em pesquisa em Hospitais Federais do Rio de Janeiro, identificou como barreiras na logística reversa, na visão dos gestores desses hospitais, a burocracia, a dificuldade de encontrar quem queira e possa receber doações, a falta de verbas, a legislação antiga e os problemas internos da própria instituição. A autora também comenta que os servidores públicos buscam o processo de desfazimento mais seguro, com o objetivo de evitar problemas jurídicos para si e para o hospital, em detrimento da eficiência do processo. Essa ressalta, também, que o Decreto n. 9.378, de 2018, que dispõe sobre a alienação, a cessão, a transferência, a destinação e a disposição final ambientalmente adequadas de bens móveis no âmbito da Administração Pública federal direta, autárquica e fundacional, instituiu alguns princípios de sustentabilidade, como responsabilidade compartilhada durante a vida útil e disposição de resíduos sólidos, mas ainda não permite a participação do fornecedor no processo de logística reversa do equipamento médico-hospitalar (CARDOZO, 2018).

Dessa forma, verifica-se que, de modo geral, os estabelecimentos assistenciais de saúde optam por manter seus REEEs acondicionados no próprio estabelecimento, ainda que de forma insegura, evitando o descarte por questões burocráticas e de desconhecimento sobre a melhor forma de manejo.

4 Discussões técnicas e perspectivas futuras no Brasil

A Abimo vem realizando reuniões com o objetivo de discutir a logística reversa de equipamentos eletromédicos, tendo realizado o primeiro encontro para apresentação de uma proposta de logística reversa em 31 de julho de 2012 (ABIMO, 2013). No ano de 2016 participou do painel do Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas (Sebrae) realizado durante a Feira Hospitalar, com uma palestra do seu diretor institucional, Márcio Bosio, cujo tema foi “Logística Reversa para Equipamentos Eletromédicos”. Nessa, foram apresentados dados sobre o mercado de logística reversa

na Alemanha, na França e na Espanha, e, segundo afirmou, já se sabe que é viável, dos pontos de vista econômico e financeiro, criar uma logística reversa para equipamentos eletromédicos, mas que ainda são necessários cálculos melhor definidos e detalhados, e a criação de regras específicas (ABIMO, 2016).

No ano de 2018, foi realizada, também, durante a Feira Hospitalar, a “IX Jornada de Ação em Política Industrial e Regulação para Produtos da Saúde”, pela Abimo em parceria com a Anvisa. No evento, entre os palestrantes, Anderson de Almeida Pereira, da Gerência de Tecnologia em Equipamentos (GQUIP) da Anvisa, reconheceu os avanços do setor e também as necessidades de evolução, enfatizando a importância de melhor esclarecer o manejo de substâncias perigosas, presentes nos componentes dos equipamentos e da necessidade de evolução do sistema de certificação de produtos no Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia (Inmetro), às associações e aos fabricantes, além de ainda haver muito o que melhorar no descarte e na logística reversa desses produtos.

A Anvisa também promoveu o evento “Diálogo com a Sociedade e o Setor Regulado”, cujo tema era a revisão da Resolução da RDC n. 25/2001. Para discutir as vantagens e desvantagens da venda e da doação de produtos para a saúde usados e os requisitos regulatórios a serem considerados para atividades de recondicionamento, remanufatura e práticas de aluguel e comodato, além da importação desses produtos (ASCOM/ANVISA, 2018). A proposta de Iniciativa da Revisão da RDC n. 25/2001 foi aprovada pelo Despacho n. 210, de 3 de setembro de 2018, e o tema será incluído na Agenda Regulatória 2017-2020. Entre as entidades participantes, estavam, além do GQUIP da própria Anvisa, a Abimo e a Associação Brasileira da Indústria de Alta Tecnologia de Produtos para Saúde (Abimed) representando os fabricantes de equipamentos, e também o Colégio Brasileiro de Radiologia (CBR), a Federação Brasileira de Hospitais (FBH), entre outros.

O CBR defendeu a revisão da RDC n. 25/2010, com o objetivo de permitir o recondicionamento de equipamentos não só pela empresa detentora do registro, pois, segundo a entidade, as empresas não demonstram interesse em recondicionar equipamentos usados, já que a venda de um novo é financeiramente mais interessante e, além disso, os fabricantes não têm interesse em receber esse equipamento para descarte, o que gera um acúmulo de lixo eletrônico sem destinação definida (ASCOM/ANVISA, 2018). A FBH também se apresentou favoravelmente e mencionou (como uma das vantagens apontadas pelos gestores hospitalares que adotam esses sistemas) poder ter acesso à tecnologia com menor investimento, já que comparado com um equipamento novo, o valor chega de 30% a 50% mais barato para o hospital ou clínica, sustentando

que, com critérios bem-definidos e construídos com quem participa do processo, os riscos serão mínimos (ASCOM/ANVISA, 2018).

5 Considerações finais

As áreas de saúde e meio ambiente vêm, aos poucos, buscando convergir em suas ações, uma vez que é mais aceito que as ações de uma impactem negativamente os resultados da outra. Dentro desse contexto, a ONU criou, em 2012, em Copenhague, na Dinamarca, o projeto “Compras Sustentáveis na Saúde” (*Strengthening Health in Procurement Project – SHiPP*), em concordância com o objetivo de desenvolvimento de promover a sustentabilidade melhorando a saúde humana, reduzindo a emissão de gases de efeito estufa, o esgotamento de recursos e a poluição química. E tendo como objetivo específico do programa a promoção de aquisições sustentáveis de produtos para a saúde contribuindo, assim, para sistemas de saúde mais verdes, alavancando o poder de compra e direcionando a política e a demanda do mercado por manufatura sustentável e o gerenciamento de resíduos no setor de saúde (MILIMO, 2018).

O projeto está alinhado com o Plano Estratégico 2016-2021 do Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (Pnud) e se justifica pelas necessidades de mover a cadeia produtiva de serviços de saúde para um modelo que priorize a sustentabilidade ambiental, envolver os países em desenvolvimento na cadeia de suprimentos global de saúde para longe de um modelo poluidor, com governos e sistemas de saúde que promovam aquisições sustentáveis no setor da saúde, e garantir que esse setor honre os compromissos internacionais para proteger a saúde local e a global. Entre os resultados esperados pelo programa estão: reduzir os gases de efeito estufa, o esgotamento de recursos, a poluição química e fortalecer a capacidade e a demanda por produção, fornecimento, e descarte sustentáveis de produtos de saúde, entre outros (MILIMO, 2018).

Em nível nacional, porém, evidenciam-se avanços mais tímidos, mas constantes, impulsionados pela aprovação da PNRS. Dessa forma, existe ainda potencial para diversos avanços nesse sentido, tendo em mente a necessidade de um modelo de economia circular, da convergência do setor de saúde para outro com um padrão mais sustentável, e do evento de um acordo setorial para logística reversa de eletroeletrônicos prestes a entrar em vigor, sendo, por isso, imprescindível que ocorram rápidos avanços nas discussões a respeito da logística reversa de equipamentos de saúde.

Referências

- ABDI. **Logística Reversa de Equipamentos Eletroeletrônicos**: análise de viabilidade técnica e econômica. 2013. Disponível em: http://www.mdic.gov.br/arquivos/dwnl_1416934886.pdf. Acesso em: 16 nov. 2019.
- ABIMO. **Logística reversa de equipamentos eletromédicos em pauta**. 2013. Disponível em: https://issuu.com/publimededitora/docs/abimo_em_revista_web. Acesso em: 19 dez. 2019.
- ABIMO. **Diretor da Abimo participa do Paineiro Sebrae. Márcio Bosio palestrou sobre logística reversa**. 2016. Disponível em: <https://abimo.org.br/noticias/page/103/>. Acesso em: 21 jul. 2019.
- ANVISA. AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. **Casos marcantes da trajetória da regulação sanitária**. 2017. Disponível em: <http://portal.anvisa.gov.br/documents/3487091/0/Trajectoria.pdf/66a8cdf0-46d2-4c96-94b8-5a1a4728df85>. Acesso em: 18 dez. 2019.
- ANVISA. AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. **Manual para regularização de equipamentos médicos na Anvisa**. 2017b. Disponível em: <http://portal.anvisa.gov.br/documents/33912/264673/Manual+para+regulariza%C3%A7%C3%A3o+de+equipamentos+m%C3%A9dicos+na+Anvisa/ad655639-303e-471d-ac47-a3cf36ef23f9>. Acesso em: 18 dez. 2019.
- ARAÚJO, F. O.; FARIAS, D. C. Gestão hospitalar no Brasil: revisão da literatura visando ao aprimoramento das práticas administrativas em hospitais. **Ciência e Saúde Coletiva**, v. 22, n. 6 p. 1.895-1.904, jun. 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/1413-81232017226.26432016>. Acesso em: 21 jul. 2019.
- ASCOM/ANVISA. **Produtos para a saúde: Diálogo com a Sociedade e o Setor Regulado**. Publicado em 22 nov./2018. Última Modificação em 6 dez. 2018. Disponível em: http://portal.anvisa.gov.br/noticias/-/asset_publisher/FXrpx9qY7FbU/content/anvisa-sedia-dialogo-com-a-sociedade-e-o-setor-regulado/219201. Acesso em: 2 ago. 2019.
- BRASIL. **Acordo setorial para implantação de um sistema de logística reversa de produtos eletroeletrônicos de uso doméstico e seus componentes**. 2019.
- CARDOZO, Andrea Pereira. **Logística Reversa do lixo eletrônico médico-hospitalar**: Estudo de caso em hospitais públicos federais. Dissertação. (Mestrado em Administração e Desenvolvimento Empresarial) – Universidade Estácio de Sá, 2018. Disponível em: <http://portal.estacio.br/media/3732119/andrea-pereira-cardozo.pdf>. Acesso em: 21 jul. 2019.
- EMPRESA BRASILEIRA DE SERVIÇOS HOSPITALARES. **Manual de processos ENG05A – Descartar equipamentos médicos hospitalares**. 2016. Disponível em: http://www2.ebserh.gov.br/documents/147715/0/Manual_ToBe_P5a_DescartarEquipamentos.pdf/9af035ec-0141-4520-92bd-c37781b984b3. Acesso em: 21 jul. 2019.
- EMPRESA BRASILEIRA DE SERVIÇOS HOSPITALARES. **Manual de processos. Eng05A – Descartar Equipamentos médico-hospitalares**. 2016. Disponível em: http://www2.ebserh.gov.br/documents/147715/0/Manual_ToBe_P5a_DescartarEquipamentos.pdf/9af035ec-0141-4520-92bd-c37781b984b3. Acesso em: 18 dez. 2019.

HEALTH CARE WITHOUT HARM. **Agenda Global Hospitais Verdes e Saudáveis**: uma agenda abrangente de saúde ambiental para hospitais e sistemas de saúde de todo o mundo. 2011. Disponível em: <http://greenhospitals.net/wp-content/uploads/2012/03/GGHHA-Portugese.pdf>. Acesso em: 18 dez. 2019.

MILIMO, Ian. Projeto compras sustentáveis na saúde. SEMINÁRIO HOSPITAIS SAUDÁVEIS, 11., 2018, São Paulo. **Anais** [...]. São Paulo: Projeto Hospitais Saudáveis, 2018. Tema: Compras sustentáveis: consumo consciente e eficiente nas organizações de saúde. Disponível em: http://www.hospitaissaudaveis.org/arquivos/SHS2018_Ian_Milimo.pdf. Acesso em: 28 maio 2019.

NÓBREGA, Patrícia Brito Souza da. **Mapeamento dos resíduos eletroeletrônicos em um hospital público**: Inventário e a Logística reversa. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2018. Disponível em: <https://repositorio.ufpb.br/jspui/bitstream/123456789/14077/1/Arquivototal.pdf>. Acesso em: 21 jul. 2019.

PANIZZON, Tiago. **Avaliação da geração de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos (REEEs) em uma universidade comunitária**. 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Ciências Ambientais) – Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul, 2014. Disponível em: <https://repositorio.uces.br/xmlui/bitstream/handle/11338/935/Dissertacao%20Tiago%20Panizzon.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 21 jul. 2019.

PEREIRA, M.; SILVEIRA, M. A. A necessidade de adaptação às regulações ambientais da política nacional de resíduos sólidos: do fabricante ao consumidor organizacional no setor de equipamentos eletromédicos. **Revista de Administração e Inovação**, v.11, p. 88-109, out./dez. 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.11606/rai.v11i4.100274>. Acesso em: 21 jul. 2019.

TOLEDO, Luiz Carlos. **Feitos para cuidar**: a arquitetura como um gesto médico e a humanização do edifício hospitalar. 2008. Tese (Doutorado em Arquitetura) – Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008. Disponível em: <http://www.livrosgratis.com.br/ler-livro-online-34805/feitos-para-cuidar--a-arquitetura-como-um-gesto-medico-e-a-humanizacao-do-edificio-hospitalar>. Acesso em: 13 jul. 2019.

Proposta para um Plano de Gerenciamento de Resíduos de Serviços de Saúde (PGRSS): Centro Clínico

Nilva Lúcia Rech Stedile¹, Tatiane Rech², Vania Elisabete Schneider³

¹Universidade de Caxias do Sul (nlrsted@ucs.br)

²Universidade de Caxias do Sul (TRech10@ucs.br)

³Instituto de Saneamento Ambiental / Universidade de Caxias do Sul (veschnei@ucs.br)

Resumo: Os estabelecimentos de saúde, sejam humano, sejam animais, são obrigados a manter um Plano de Gerenciamento de Resíduos de Serviços de Saúde (PGRSS). O objetivo deste trabalho é realizar um diagnóstico dos RSSs de um centro clínico e propor um PGRSS. Trata-se de um estudo de campo no referido estabelecimento, com a caracterização dos resíduos gerados e a elaboração do plano. Os resultados mostram a geração de resíduos infectantes, químicos, comuns e perfurocortantes. Nos resíduos do grupo D, 35,27% eram recicláveis, 42,42% eram orgânicos, e 22,51%, infectantes. Nos resíduos do Grupo A, 2,01% eram recicláveis, 1,65% eram orgânicos, e 96,34%, infectantes. Notou-se um grau elevado de mistura dos resíduos, sendo necessária a implantação do PGRSS, a adequação do estabelecimento e a capacitação dos funcionários quanto ao manejo e fluxo adequados dos resíduos.

Palavras-chave: Resíduos. Serviços de Saúde. Gerenciamento de Resíduos. Plano de Gerenciamento de Resíduos de Serviços de Saúde.

Área Temática: Resíduos Sólidos.

Proposal for a Health Services Waste Management Plan (PGRSS): Clinical Center

Abstract: The health facilities, whether human or animal, are required to maintain a Health Services Waste Management Plan (PGRSS). The objective of this paper is to perform a diagnosis of the RSS of a clinical center and propose a PGRSS. This is a field study in that establishment, with the characterization of the waste generated and the elaboration of the Plan. The results show the generation of infectious, chemical, common and sharps residues. In group D residues, 35.27% were recyclable, 42.42% were organic and 22.51% infectious. In Group A waste, 2.01% was recyclable, 1.65% was organic and 96.34% was infectious. It was noted a high degree of waste mixing, making it necessary to implement PGRSS, adequacy of establishment and training of employees regarding the management and proper flow of waste.

Keywords: Health; Waste. Health Services. Waste Management. Health Services Waste Management Plan.

Theme Area: Solid waste.

1 Introdução

Constituem-se estabelecimentos de saúde todos aqueles que prestam assistência à saúde humana e à animal, incluindo hospitais, Unidades Básicas de Saúde (UBSs), centros clínicos, consultórios odontológicos, postos médicos legais, laboratórios, clínicas estéticas, clínicas veterinárias, entre diversos outros (BRASIL, 2018).

Desde que iniciam seus serviços, esses estabelecimentos geram resíduos provenientes das atividades de assistência à saúde, em qualquer de suas fases. De

acordo com a RDC n. 222/2018, os resíduos de serviços de saúde englobam todos os resíduos gerados pelas atividades realizadas pelos prestadores de serviços de saúde. Os resíduos podem ser classificados em grupos, sendo eles: Grupo A – Infectante; Grupo B – Químico; Grupo C – Radioativo; Grupo D – Comum; e Grupo E – Perfurocortante (BRASIL, 2018). Devido à potencialidade de causar risco à saúde humana e ambiental, e sua geração significativa, é necessário o correto gerenciamento desses resíduos.

O gerenciamento de Resíduos de Serviços de Saúde (RSSs) constitui um conjunto de procedimentos, esses de gestão e de planejamento, que são realizados com auxílio de bases científicas, técnicas, normativas e legais, com o objetivo de minimizar a geração de resíduos e encaminhar os gerados de forma segura e eficiente, visando à proteção ocupacional, pública e ambiental (BRASIL, 2018).

A partir desse propósito, todos os estabelecimentos que prestem assistência à saúde, e que por meio de suas atividades gerem resíduos de classificação perigosa, devem elaborar e implantar o Plano de Gerenciamento de Resíduos de Serviços de Saúde (PGRSS). O PGRSS é um documento que se refere às ações quanto ao manejo dos resíduos em todas as etapas, sendo elas: segregação; acondicionamento; coleta; armazenamento; transporte; tratamento e disposição final ambientalmente correta (BRASIL, 2018).

O plano também contempla ações de proteção à saúde e ao meio ambiente, a partir dos princípios de biossegurança e a empregabilidade de medidas técnicas, administrativas e normativas para prevenir acidentes, além de ser fundamental para a geração do diagnóstico da instituição e avaliação da mesma (BRASIL, 2006).

Diante do exposto, o objetivo do trabalho é realizar um diagnóstico quanto à geração de resíduos de um estabelecimento de saúde (Centro Clínico), de atendimento à saúde humana, na região da Serra gaúcha e realizar uma proposta de Plano de Gerenciamento de Serviços da Saúde ao estabelecimento.

2 Metodologia

Trata-se de um estudo de campo. De acordo com Gil (2008), uma pesquisa de campo se caracteriza por estudar um grupo em sua estrutura social, sempre ressaltando a interação entre o grupo, além de descrever as características da população e do local a ser estudado.

Para o diagnóstico do local, foram realizadas cinco visitas técnicas para reconhecimento do Centro Clínico, e foi realizada uma caracterização dos RSSs.

Para a caracterização dos resíduos foi solicitado que o estabelecimento armazenasse os resíduos gerados no dia anterior à visita para a caracterização. Foi retirada uma amostra dos resíduos gerados (quatro amostras de resíduos recicláveis/orgânicos e cinco amostras de resíduos infectantes). Os sacos de

acondicionamento dos resíduos passaram por pesagem, foram abertos, passaram por uma caracterização e nova pesagem, a fim de evidenciar o grau de mistura.

Importante é destacar que o PGRSS comporta sete etapas, sendo elas: a segregação, o acondicionamento, a coleta, o armazenamento, o transporte, o tratamento, e a disposição final ambientalmente correta. Neste trabalho, somente o diagnóstico (identificação dos tipos de resíduo segregado) e a caracterização dos mesmos será apresentada.

O estabelecimento de saúde, objeto do estudo, está situado na região da Serra gaúcha. É privado, especializado em reumatologia, cardiologia, oftalmologia, endocrinologia, urologia, ortopedia, dermatologia, psiquiatria, otorrinolaringologia, gastroenterologia, clínica geral, pediatria, ginecologia, obstetrícia, fonoaudiologia, nutrição psicologia, neuropsicopedagogia, quiropraxia, acupuntura, fisioterapia, pilates e serviços de enfermagem.

Em relação às atividades prestadas: procedimentos de odontologia; atendimento médico primário e procedimentos básicos (biópsia, DIU, cauterização química, ecografia; exames cardiológicos (teste ergométrico, Mapa Holter e eletroencefalograma). A instituição também irá inserir, no serviço, um posto de coleta para exames laboratoriais (parcialmente terceirizado – as análises serão feitas por um laboratório fora da instituição).

3 Resultados e discussões

O diagnóstico, primeira etapa da realização do PGRSS, é caracterizado pelo estudo da situação do estabelecimento em relação aos resíduos. Pelo diagnóstico é possível analisar e identificar as condições do estabelecimento, as áreas críticas quanto à geração de resíduos e fornecer os dados necessários para a implantação do plano de gestão. No Quadro 1, a seguir, constam os resíduos gerados pela clínica, conforme seu grupo de classificação. Os resíduos são classificados em categorias de acordo com a Resolução RDC Anvisa n. 222, de 28 de março de 2018, e a Resolução Conama n. 358, de 29 de abril de 2005.

De acordo com BRASIL (2018) e Conama (2005), os resíduos são classificados em cinco grupos:

- *Grupo A* – resíduos infectantes são aqueles com a possível presença de agentes biológicos que, por suas características de maior virulência ou concentração, podem apresentar risco de infecção;

- *Grupo B* – resíduos químicos são resíduos contendo produtos químicos que podem apresentar risco à saúde pública ou ao meio ambiente, dependendo de suas características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade e toxicidade;
- *Grupo C* – resíduos radioativos;
- *Grupo D* – resíduos comuns todos aqueles que não apresentam risco biológico, químico ou radiológico à saúde ou ao meio ambiente, podendo ser equiparados aos resíduos domiciliares; e
- *Grupo E* – resíduos perfurocortantes são resíduos perfurocortantes ou escarificantes, tais como: lâminas de barbear, agulhas, escalpes, ampolas de vidro, brocas, limas endodônticas, fios ortodônticos cortados, próteses bucais metálicas inutilizadas, pontas diamantadas, lâminas de bisturi, lancetas, tubos capilares, micropipetas, lâminas e lamínulas, espátulas e todos os utensílios de vidro quebrados no laboratório (pipetas, tubos de coleta sanguínea e placas de Petri).

O Quadro 1 apresenta os tipos de resíduos gerados pelo Centro Clínico, segundo informações coletadas de funcionários do estabelecimento.

Quadro 1 – Resíduos gerados pelo Centro Clínico

Grupo	Resíduos	Frequência de coleta	Quantidade gerada	Local de geração
A	Tecido gengival, Mucosa bucal, Gaze, Algodão, Máscara, Gorro, Luvas, Papel-toalha, Tubete usado, Papel de grau cirúrgico, Tira de lixa, Papel carbono, Sugador, Fio dental, Cunha de madeira, Tira de aço, Tira de poliéster, Matriz de aço, Guardanapo, Proteção de película de radiografia, Fio de sutura, Abaixador de língua, espéculo vaginal, Escovas Ayre, Espátula ginecológica	Semanal	200 litros/ 53 quilos semanais	Consultórios médicos e odontológicos
B	Fixadores e recipientes, Amálgama, Esterilizantes e recipientes, Medicamentos vencidos/utilizados, Frascos de medicamentos, Reagentes e recipientes, Líquidos dos procedimentos de Raios-X, Chapas de Raios-X (chumbo de embalagens), Pilhas	Semanal	20 litros	Consultórios
C	Não gerado na instituição	X	X	X

Grupo	Resíduos	Frequência de coleta	Quantidade gerada	Local de geração
D	Restos de alimentos, Pó de café, Papel carbono, materiais sujos com matéria orgânica, resíduos sanitários (papel higiênico)	Diária	30 litros	Copa Recepção Triagem Área de exames Consultórios Sanitários
	Embalagens de papel/papelão, papel, metal, plástico	Diária	20 litros	Copa Recepção Triagem Consultórios Área de exames
Grupo	Resíduos	Frequência de coleta	Quantidade gerada	Local de geração
E	Lâminas de bisturis, Bisturis, Seringas/agulhas, Brocas quebradas ou inutilizadas, Limas endodônticas, Lâminas e lamínulas, Ampolas de vidro	Diária	Uma caixa (Descarpac) / 7 litros	Triagem Consultórios

Fonte: Elaborado pela autora.

O quadro permite ver que a maior quantidade gerada é de resíduos do Grupo A, seguida pelo Grupo D.

A partir do diagnóstico e da identificação dos resíduos gerados pelo Centro Clínico, nota-se uma geração de quase todos os grupos estabelecidos pela RDC Anvisa n. 222/2018 (BRASIL, 2018). Percebe-se uma grande geração de resíduos infectantes, por se tratar de um estabelecimento que presta serviços médicos, odontológico e de enfermagem, uma grande geração de resíduos comuns e nenhuma geração de resíduos radioativos.

De acordo com Fonseca (2009), os resíduos radioativos são, normalmente, gerados por estabelecimentos que efetuam pesquisas, sendo produzido por reatores radioativos. Destaca, ainda, a obrigatoriedade de licenciamento para o trabalho com esse tipo de resíduo.

É de extrema importância a compreensão dos profissionais, que geram os resíduos, sobre a classificação e a segregação adequadas de cada tipo de resíduo.

Os resultados de caracterização dos resíduos gerados na instituição estão apresentados no Quadro 2, o qual mostra a quantidade de resíduos, em quilograma, e seu grau de mistura.

Quadro 2 – Distribuição dos resíduos de serviços de saúde gerados pelo Centro Clínico, conforme a caracterização

Resíduos encontrados								
Resíduos	Peso inicial do saco	Reciclável		Orgânico		Infectante		Químico
		n	%	n	%	n	%	
Reciclável /orgânico (saco preto)	Saco 1 / 446 g	174 g	39,01	226 g	50,67	46 g	10,31	00
	Saco 2 / 200 g	58 g	29,00	50 g	25,00	96 g	48,00	00
	Saco 3 / 1.138 g	436 g	38,31	476 g	41,83	226 g	19,86	00
	Saco 4 / 286 g	62 g	21,68	126 g	44,06	98 g	34,27	00
Total sacos	2.070 g	730 g	35,27	878 g	42,42	466 g	22,51	00
Infectante (saco branco leitoso)	Saco 1 / 246 g	00	00	6 g	2,44	240 g	97,56	00
	Saco 2 / 650 g	22 g	3,38	12 g	1,85	616 g	94,77	00
	Saco 3 / 196 g	00		00		196 g	100	00
	Saco 4 / 732 g *	-		-		-		**
	Saco 5 / 1.668 g *	-		-		-		-
Total sacos	3.492 g	22 g	2,01	18 g	1,65	1.052 g	96,34	00

Fonte: Organizado pelas autoras.

Observações:

* Visando à segurança do profissional que realizou a caracterização dos resíduos, esses não passaram por caracterização manual, pois continham resíduos perfurocortantes;

** Nos resíduos havia infectantes e a presença de resíduos químicos, mas como no mesmo saco de acondicionamento havia a presença de resíduos perfurocortantes, os mesmos não passaram por pesagem de forma separada.

Para a caracterização foram utilizadas quatro amostras de resíduos do Grupo D, totalizando, na pesagem, 2.070 quilogramas, e cinco amostras de resíduos do Grupo A, pesando 3.492 quilogramas.

Nos resíduos comuns, na maior amostra (saco 3), pesando 1.138 quilogramas, observou-se que 38,31% eram de resíduos com potencial para reciclabilidade (se fossem bem segregados), 41,38% eram de resíduos orgânicos, não recicláveis, e, ainda na mesma amostra, 19,86% eram de resíduos infectantes. Para a amostra de resíduos infectantes (saco 2) de 650 gramas, 3,38% eram de resíduos recicláveis, 1,85%, de resíduos orgânicos, e 99,47% de resíduos infectantes.

Diante da caracterização, nota-se um grau elevado de mistura de resíduos e a presença de resíduos infectantes em todas as amostras analisadas, inclusive nas de resíduos do Grupo D. A presença de resíduos infectantes junto com os comuns inviabiliza todos os resíduos com potencial para reciclabilidade, uma vez que torna todos os resíduos da amostra, infectantes. Cabe destacar que os resíduos comuns são destinados ao aterro sanitário e, caso contenha resíduos infectantes e químicos, causarão a contaminação do solo, da água e pode criar bactérias multirresistentes.

Destaca-se, ainda, que os resíduos não estavam em sacos de acondicionamento adequados para seu grupo, conforme estabelecido pela RDC Anvisa n. 222/2018, e com simbologia conforme a NBR n. 7.500/2001. Em especial, os resíduos infectantes (cor branca leitosa e simbologia), estavam dispostos em sacos de menor gramatura e sem o símbolo obrigatório. Os recicláveis não estavam dispostos em saco de cor verde ou azul (facilitando a visualização para eventuais catadores). O grau de heterogeneidade foi maior para os resíduos comuns (recicláveis e orgânicos), os quais eram depositados em saco preto (ABNT, 2001; BRASIL, 2018), o que incentiva a mistura de recicláveis com orgânicos.

Houve duas amostras de resíduos infectantes (saco 4 e saco 5) que, nas embalagens de acondicionamento, possuíam resíduos perfurocortantes. No saco 4 (resíduos infectantes), também foram encontrados resíduos químicos. Essas amostras, por conterem resíduos perfurocortantes, não passaram por caracterização e segunda pesagem, visando à biossegurança da pessoa que realizou a caracterização.

De acordo com Brasil (2018), devem ser dispostos recipientes de acondicionamento, conforme o tipo de resíduo gerado e de acordo com a ABNT (2004), os resíduos devem ser segregados no momento da geração e o mais próximo possível da fonte geradora.

Em diversos consultórios e salas de atendimento, havia somente um dispositivo de acondicionamento para segregação dos resíduos gerados, fato que pode contribuir com o grau elevado de mistura dos resíduos, tornando necessária a adequação do serviço e a capacitação dos profissionais.

Segundo Mendes *et al.* (2015), em um estudo de campo, exploratório e descritivo, sobre o gerenciamento dos RSSs de unidades móveis de urgência (suporte básico e avançado), no Estado de São Paulo e a realização da caracterização dos resíduos, notou-se a mistura de resíduos comuns (recicláveis e orgânicos) no mesmo saco de acondicionamento; constataram, ainda, a mistura dos resíduos do grupo A com o grupo E (resíduos do grupo A acondicionados junto com os do grupo E, e vice-versa), de forma semelhante ao que ocorreu neste estudo. Os autores apontaram, ainda, irregularidades na segregação, no acondicionamento, na identificação, no armazenamento e no transporte dos resíduos gerados pelas unidades analisadas.

Melo *et al.* (2010), em estudo descritivo-exploratório, realizado no Município de Itajaí, com 15 instituições de saúde da área urbana, relataram que cinco instituições possuíam um grau de mistura entre os resíduos do grupo A com o D, também inviabilizando a reciclagem dos resíduos, elevando a contaminação ambiental, diminuindo a biossegurança, aumentando os custos das instituições pelo manejo incorreto dos resíduos.

Esses dados mostram a importância da adequação dos estabelecimentos de saúde quanto ao PGRSS, bem como a capacitação dos profissionais para mantê-lo, implementá-lo e aprimorá-lo.

4 Conclusões

Há um alto grau de mistura de resíduos gerados no estabelecimento analisado, uma vez que, no mesmo dispositivo de acondicionamento, foram encontrados resíduos do Grupo A, do Grupo B, do Grupo D e do Grupo E, todos misturados. Não existia dispositivo de acondicionamento separado para os resíduos comuns orgânicos e comuns recicláveis, o que limita o manejo adequado.

Notou-se, ainda, que, embora existam legislações referentes ao manejo adequado dos resíduos, há um grande *deficit* por parte dos serviços em aderir às exigências propostas. A realização adequada do manejo dos resíduos gerados representa segurança no atendimento e diminuição do número de incidências de infecção cruzadas e contaminação ambiental pelo manejo inadequado dos resíduos.

Devido à crescente geração de resíduos e ao potencial de contaminação ambiental e humana, torna-se necessária a adequação dos estabelecimentos às exigências legais e à adequada segregação dos resíduos até chegar no seu destino ambientalmente correto, bem como a capacitação dos profissionais que atuam na área.

Referências

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7500**: Símbolo de risco e manuseio para o transporte e armazenamento de materiais. Rio de Janeiro. 2001.

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

BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Manual de gerenciamento de resíduos de serviços de saúde**. Brasília, 2006. 182 p.

BRASIL. Resolução da Diretoria Colegiada – RDC n 2.22, de 28 de março de 2018. Regulamenta as boas práticas de gerenciamento dos resíduos de serviços de saúde e dá outras providências.

CONAMA. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução Conama n. 358, de 29 de abril de 2005**. Dispõe sobre o tratamento e a disposição final dos resíduos dos serviços de saúde e dá outras providências.

FONSECA, J. C. L. **Manual para gerenciamento de resíduos perigosos**. São Paulo: Cultura Acadêmica, 2009. Disponível em: https://www.sorocaba.unesp.br/Home/CIPA/Manual_de_Residuos_Perigosos.pdf. Acesso em: 15 dez. 2019.

GIL, A. C. **Métodos e técnicas de pesquisa social**. 6. ed. São Paulo: Atlas, 2008.

MELO, Charliene Pinto de *et al.* Estudo descritivo sobre o gerenciamento de resíduos de serviços de saúde no município de Jataí, Goiás, 2010. **Epidemiologia e Serviços de Saúde**, [s.l.], v. 22, n. 3, p. 517-524, set. 2013. Instituto Evandro Chagas. <http://dx.doi.org/10.5123/s1679-49742013000300017>.

MENDES, Adriana Aparecida *et al.* Resíduos de serviços de saúde em serviço de atendimento pré-hospitalar móvel. **Rev. Bras. Enferm.**, Brasília, v. 68, n. 6, p. 1.122-1.129, dez. 2015. Disponível em http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-71672015000601122&lng=pt&nrm=iso. Acesso em: 19 dez. 2019. <http://dx.doi.org/10.1590/0034-7167.2015680618i>.

Reaproveitamento de areia de fundição em pavimentos como objeto de estudos nos Programas *Stricto Sensu* no Brasil

Isadora Zanardi¹, Suzana Maria De Conto² ¹Universidade de Caxias do Sul (izanardi@ucs.br) ²Universidade de Caxias do Sul (smcmande@ucs.br)

Resumo: A areia é um material muito utilizado no processo de fundição por ainda estar presente em grande quantidade no meio ambiente. Quando é resíduo, torna-se um problema de ordem econômica e ambiental. O objetivo do estudo é mapear a produção do conhecimento em relação ao resíduo sólido industrial *areia* de fundição nos Programas *Stricto Sensu* no Brasil (período 1987-2016) com destaque ao reaproveitamento desse resíduo na produção de pavimentos. Foram analisadas as produções localizadas no catálogo da coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, pelo uso da expressão “areia de fundição”. As produções resultantes desse estudo são realizadas desde a década de 90 e se apresentaram com interesse crescente. As Regiões Sul e Sudeste mostraram maior produção relacionada ao tema, destacando-se o uso desse resíduo como matéria-prima na fabricação de produtos da construção civil, comprovando viabilidade técnica e ambiental.

Palavras-chave: Areia de fundição. Programas de Pós-Graduação *Stricto Sensu*. Resíduos sólidos. Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior.

Área Temática: Resíduos Sólidos.

Reuse of casting sand in pavements as object of studies in *Stricto Sensu* Programs in Brazil

Abstract: Sand is a widely used material in the casting process because it is still present in large quantities in the environment. When waste, it becomes a problem of economic and environmental order. The objective of the study is to map knowledge production in relation to solid industrial sand casting in the *Stricto Sensu* programs in Brazil (period 1987-2016), with emphasis on the reuse of this residue in the production of pavements. The productions located in the catalog of the Coordination of Improvement of Higher Level Personnel, by the use of the expression "casting sand", were analyzed. The productions resulting from this study have been carried out since the 90's and presented with growing interest. The South and Southeast regions presented higher production related to the theme, highlighting the use of this residue as raw material in the manufacture of civil construction products, proving technical, environmental feasibility.

Keywords: Casting sand. *Stricto Sensu* Graduate Programs. Solid waste. Coordination of Improvement of Higher Level Personnel.

Theme Area: Solid waste.

1 Introdução

O processo de fundição é uma técnica antiga conhecida na área da metalurgia que consiste na fusão e no vazamento de metais em moldes, geralmente fabricados com areia. Por ainda estar presente em grande quantidade no meio ambiente, a areia torna-se um material de custo baixo para a fabricação de moldes, podendo ser utilizada nas mais variadas composições. Esse resíduo, quando destinado incorretamente, como a sua disposição em “lixões” ou aterros sanitários para resíduos classe II, pode ocasionar impactos ambientais como a contaminação de solos, por exemplo, pois, segundo Klinsky

(2008), após o uso desses moldes, a areia de fundição tende a ficar contaminada por elementos e compostos químicos, como: arsênio, bário, cádmio, chumbo, cloretos, fenóis, fluoretos, mercúrio, sódio e surfactantes. Ainda, mesmo que o resíduo *areia de fundição* seja destinado a aterros industriais, ainda há o custo de descarte de um material que não será mais reaproveitado, sendo esse um recurso mineral natural. Dessa forma, o processo não produz um resultado sustentável, nos âmbitos econômico e ambiental, havendo a necessidade de buscar outros meios de destino final desse resíduo, como reaproveitamento ou descontaminação. Em casos de reaproveitamento da areia de fundição, as empresas colaboram para a minimização com o uso de recurso natural, o aumento da vida útil de aterros industriais e, conseqüentemente, reduzir o custo final do processo de fundição.

É sabido que a areia descartada de fundição, assim como outros resíduos, se não disposta em locais ambientalmente adequados e controlados, pode resultar em passivos ambientais. A Associação Brasileira de Fundição (ABIFA, 2008a) comenta que o uso das areias descartadas de fundição como matéria-prima na fabricação de outros produtos pode trazer benefícios ao meio ambiente, onde há a minimização da utilização de areia de rios e cavas e, segundo o autor, aproximadamente, 90% desse resíduo pode ser reciclado e/ou reutilizado, pois não há a contaminação do solo e da água por meio desse quando bem-gerenciado (ABIFA, 2008b).

Nesse sentido, é importante mapear a produção do conhecimento em relação ao resíduo sólido industrial *areia de fundição* nos Programas *Stricto Sensu* no Brasil, possibilitando a análise das diferentes contribuições acadêmicas em suas distintas áreas de conhecimento. Em síntese, buscam-se analisar melhores alternativas de tratamento e/ou reaproveitamento do resíduo a partir de pesquisas acadêmicas.

2 Metodologia

Para realizar a pesquisa dos trabalhos produzidos nos programas de pós-graduação *Stricto Sensu* do Brasil foi acessado o Catálogo de Teses e Dissertações da Capes (CAPES, 2018). Desta forma, no campo de busca, foi digitada, entre aspas, a expressão: “areia de fundição”. A partir dos resultados constantes no sistema da Capes, foi possível utilizar os filtros disponíveis, como ano e local de publicação, área do conhecimento, entre outros. Em relação ao período de análise da pesquisa, este foi de 1987 (primeiro ano de registro dos programas de pós-graduação da Capes) até 2016.

Avaliou-se o histórico das pesquisas relacionadas a este tema, ou seja, a partir de que ano se tem registro de trabalhos de mestrados e doutorados referentes a este assunto, quais as áreas do conhecimento que mais possuem interesse, qual a região brasileira e suas respectivas instituições de ensino e qual a linha de estudo mais pesquisada relacionada a esse tema, caracterizando uma pesquisa de Estado da Arte. Também, verificou-se as tendências quanto as técnicas e tecnologias relacionadas ao reaproveitamento do resíduo

areia de fundição e da sua destinação final. Para a realização do estudo, inicialmente foi analisado o título, o resumo e as palavras-chave de cada uma das produções resultantes, encontradas durante a pesquisa no catálogo da CAPES, através da expressão “areia de fundição” utilizada para a busca (para os trabalhos que estiverem disponíveis na Plataforma Sucupira ou no endereço eletrônico da instituição de origem do mesmo).

3 Resultados

Durante a pesquisa realizada, até o dia 17 de maio de 2018, no Catálogo de Teses e Dissertações da CAPES, utilizando a expressão “areia de fundição”, foram encontrados 61 resultados de produções dos programas *Stricto Sensu* do Brasil. Ao utilizar os filtros disponíveis no Catálogo da CAPES, é possível constatar o total de sete produções no Doutorado, sete produções de Mestrado Profissional e 47 produções de Mestrado Acadêmico (Tabela 1).

Tabela 1 – Produções contendo a expressão “areia de fundição”, por modalidade de curso encontradas nos Programas *Stricto Sensu* do Brasil (período 1987-2016)

Ano	Teses	Dissertações		Total
		Acadêmicas	Profissionais	
1987-1992	-	-	-	-
1993	-	1	-	1
1994	-	-	-	-
1995	-	-	-	-
1996	-	1	-	1
1997	-	1	-	1
1998	-	-	-	-
1999	1	-	-	1
2000	1	1	-	2
2001	-	-	-	-
2002	-	-	1	1
2003	-	1	1	2
2004	1	4	-	5
2005	-	9	-	9
2006	-	2	1	3
2007	1	4	-	5
2008	1	2	-	3
2009	-	2	-	2
2010	-	2	-	2
2011	-	3	-	3
2012	-	4	1	5
2013	1	4	1	6
2014	-	3	-	3
2015	-	1	1	2
2016	1	2	1	4
Total	7	47	7	61

Fonte: Elaborado pelas autoras (2018).

Ao observar os dados constados na Tabela 1, verifica-se que o resíduo areia de fundição é objeto de estudo a partir do início da década de 90 do século passado, tendo o primeiro registro de publicação pelo Catálogo da Capes em 1993. Também é possível constatar que o interesse em estudar sobre a areia descartada de fundição (ADF) é contínuo, tendo todos os anos, no mínimo uma publicação, desde 2003 até 2016. Além disso, percebe-se também que este interesse obteve um crescimento, principalmente no ano 2005, em que foi constatado o ano com o maior número de publicações, sendo nove ao total.

Do total de 61 produções, 41 relacionam o resíduo areia de fundição com a sua aplicação como matéria-prima na fabricação de diferentes produtos, relacionando com o estudo de toxicidade do resíduo e os impactos que ele causa no meio ambiente, com a minimização da geração deste resíduo, com a regeneração do mesmo e sobre a viabilidade econômica do seu uso por diferentes meios. Dos demais estudos apresentados no Catálogo da Capes, 13 não foram localizados na Plataforma Sucupira e no endereço eletrônico das suas respectivas instituições. Além desses, houve sete estudos em que foi possível constatar que não possuem seu tema relacionado ao resíduo areia de fundição, mas com a areia de fundição virgem ou areias em geral. Portanto, no total, 41 dos 61 resultados encontrados no Catálogo da Capes são analisados.

Constata-se que, a maior produção é na Região Sul e na Sudeste do Brasil, enquanto as regiões Centro-Oeste, Nordeste e Norte não apresentaram pesquisas relacionadas ao tema. A região Sul apresentou um total de 26 produções relacionadas ao tema, sendo elas desenvolvidas em nove IES distintas: quatro no estado de Santa Catarina, três no Rio Grande do Sul e duas no Paraná. Já na análise das produções na região Sudeste, observa-se um total de 15 produções, sendo desenvolvidas em 10 IESs diferentes: seis no Estado de São Paulo, duas em Minas Gerais e duas no Rio de Janeiro. Desta forma, São Paulo apresentou o total de 11 produções e Minas Gerais e Rio de Janeiro o total de duas publicações. A área do conhecimento, a qual apresenta maior interesse em estudar o resíduo areia de fundição é Engenharia de Materiais e Metalúrgica, tendo 15 produções no total, seguida pelas áreas Engenharia Sanitária e Engenharia Civil, cada uma com o total de cinco produções e pela Engenharia de Transportes com quatro produções.

Com relação a abordagem estudada sobre a ADF nas pesquisas, constata-se que mais de 70% das produções desenvolvidas pesquisaram esse resíduo como matéria-prima para a fabricação de diferentes produtos (Tabela 2).

Tabela 2 – Abordagem da ADF realizada nos estudos resultantes da pesquisa, no período 1987-2016

Abordagem da ADF	Estudos produzidos	(%)
Uso como matéria-prima em diferentes fabricações	29	70,73
Práticas de regeneração e tratabilidade	6	14,63
Impacto ambiental	3	7,32
Caracterização do perfil ambiental das fontes geradoras	2	4,88
Diagnóstico e prognóstico do setor de fundição	1	2,44
Total	41	100

Fonte: Elaborada pelas autoras (2018).

A Tabela 3 apresenta as diferentes aplicações da ADF como matéria-prima nas diferentes pesquisas.

Tabela 3 – Aplicações da ADF como matéria-prima abordadas nos estudos resultantes da pesquisa, no período analisado

Usos da ADF como matéria-prima	Estudos produzidos	(%)
Cerâmica / Fritas cerâmicas / Vitrocerâmico	9	31,03
Pavimento / Mistura asfáltica	8	27,59
Concreto	6	20,69
Cimento / Solo-cimento	4	13,79
Argamassa	1	3,45
Uso na construção civil e na agricultura	1	3,45
Total	29	100

Fonte: Elaborado pelas autoras (2018).

A maioria dos estudos voltados para a pesquisa em utilizar a ADF como matéria-prima, está relacionada a fabricação de cerâmicas, fritas cerâmicas e vitrocerâmicos, bem como de pavimentação e misturas asfálticas. Este dado pode ser relacionado ao uso de areias em geral que são utilizadas na confecção de produtos desta área, uma vez que todos os produtos apresentados na Tabela 3 necessitam de areia para sua produção. Assim sendo, o uso da ADF como matéria-prima na confecção destes produtos, além de minimizar o transporte desse resíduo para aterros industriais, e reduzir os custos das indústrias de fundição com o descarte do mesmo, também pode auxiliar na área da construção civil. Isto, porque reduz o consumo do recurso natural areia virgem e, conseqüentemente, reduz o custo das empresas da área de construção civil na aquisição da areia.

Do total de estudos que abordaram o uso da areia descartada de fundição (ADF) como matéria-prima na produção de pavimento e misturas asfálticas, dois foram produzidos na região Sul, sendo ambos em Santa Catarina, enquanto seis foram na região Sudeste, sendo cinco no estado de São Paulo e um no estado do Rio de Janeiro. Dos estudos realizados em Santa Catarina, ambos foram produzidos em 2004, um por Pereira e outro por Watanabe. Pereira (2004) analisou a incorporação da ADF na

confeção de matriz asfáltica, desenvolvendo diferentes corpos de prova, sendo o primeiro fabricado com o resíduo areia de fundição, o segundo e o terceiro com areia de rio e brita contendo a ADF, o quarto contendo concreto betuminoso usinado a quente (CBUQ) com o resíduo areia de fundição e o quinto com CBUQ sem o resíduo.

Pereira (2004) avaliou tanto as propriedades mecânicas de interesse para verificar a qualidade das amostras, bem como realizou testes de lixiviação, solubilização e massa bruta. Assim, sob o ponto de vista das propriedades mecânicas, massa bruta e lixiviação, os resultados obtidos pelo autor foram satisfatórios. No entanto, como resultado do teste de solubilização foram encontrados parâmetros de fenol e alumínio acima dos limites máximos estabelecidos pela norma, podendo apenas ser utilizada a mistura contendo 15% de ADF e 85% de areia de rio.

Deste modo, para que seja possível a produção de matriz asfáltica com maiores concentrações do resíduo areia de fundição, Pereira (2004) recomenda que, para a utilização do mesmo, devem ser realizadas avaliações laboratoriais mais adequadas, por um rigoroso acompanhamento experimental, em que haja a construção de um pavimento a partir desta matriz, sob condições controladas, para que seja possível analisar os impactos ambientais.

Watanabe (2004) elaborou corpos de prova para pavimentos de concreto, com a incorporação deste resíduo, onde observou as propriedades mecânicas, as características microestruturais e ambientais. O autor comenta que, dos pavimentos fabricados com vibração, o aumento na concentração de ADF tende a reduzir a resistência mecânica do produto, enquanto que os produzidos por vibro-compressão, o aumento da incorporação deste resíduo tende a aumentar a resistência mecânica.

Em relação as análises microestruturais, Watanabe constatou que, dos pavimentos produzidos apenas com vibração, o resíduo areia de fundição tende a aumentar a área de vazios e de cristais de Ca(OH)_2 , enquanto para os produzidos através da vibro-compressão, não há a formação de áreas de vazios (exceto a questão de porosidade) e de precipitados de cristais Ca(OH)_2 . Sendo assim, Watanabe (2004) destaca que a resistência mecânica possui melhor qualidade para pavimentos, produzidos com a ADF, por meio de vibro-compressão. Em relação aos resultados de lixiviação, solubilização e da análise de massa, os quais estiveram dentro dos limites estabelecidos pelas normas, a incorporação do resíduo na fabricação deste produto é ambientalmente e tecnicamente viável, uma vez que as propriedades mecânicas e as características microestruturais, bem como as ambientais, obtiveram resultados positivos.

Dos cinco estudos realizados no estado de São Paulo, todos foram produzidos em diferentes anos. Klinsky (2008) e Klinsky (2013), concluiu em seus estudos, que é

ambientalmente e tecnicamente viável o uso de ADF na confecção de camadas de pavimentos, mas o mesmo recomenda que, para obter resultados mais seguros, haja a construção de trechos experimentais, para monitorar as propriedades mecânicas do produto bem como os impactos ambientais que o mesmo pode ocasionar.

Ainda sobre as produções desenvolvidas no estado de São Paulo, Bittencourt (2012) estudou a resistência à compressão de *pavers* confeccionados com ADF e agregados de resíduos de construção e demolição, concluindo que as melhores propriedades mecânicas foram apresentadas no *paver* constituinte de 40% de ADF, 40% de areia reciclada e 20% de brita reciclada. Bittencourt considerou fisicamente viável o uso destes resíduos, nestas concentrações, para a fabricação de *pavers*, quanto à resistência à compressão.

Já Coutinho (2004) avaliou a incorporação do resíduo areia de fundição na produção de misturas asfálticas densas. Desta forma, Coutinho, desenvolveu amostras de misturas asfálticas densas, contendo 5%, 10% e 15% de ADF e realizou ensaios de dano por umidade induzida, cântabro, dosagem Marshall, resistência a tração, módulo de resiliência, fluência estática, lixiviação e solubilização. Ao fim de seu estudo, Coutinho (2004) verificou que, para todas as concentrações dos resíduos, as propriedades mecânicas analisadas apresentaram resultados satisfatórios, sendo que a mistura contendo 10% de ADF apresentou-se menos susceptível a envelhecimento, em relação ao módulo de resiliência, quando comparada com a amostra contendo 10% de areia virgem. Nos ensaios de lixiviação e solubilização, realizados na mistura com 15% do resíduo, os resultados também foram positivos, tendo todos os componentes químicos analisados dentro dos limites exigidos pelas normas, concluindo, portanto, que o uso deste resíduo na produção de misturas asfálticas densas, produzidas nas condições analisadas, é viável tecnicamente e ambientalmente.

O estudo de Bina (2002) não foi realizado através de amostras em escala laboratorial, mas por um teste de campo em um recapeamento urbano, utilizando o resíduo areia de fundição abaixo da capa asfáltica (camada superior de desgaste). Para tanto, Bina (2002) desenvolveu a composição de 65% de ADF para a lama asfáltica, 12% de emulsão asfáltica RL (baixa relaxação), 22% de água e 1% de cimento Portland comum, sendo que a ADF substituiu 100% do uso de areia convencional. O autor realizou análises químicas de águas de poços coletores, posicionados em locais de acúmulo de água no trecho do teste de pavimentação, a partir de 30, 60 e 90 dias após o recapeamento, sendo os resultados destas amostras dentro dos limites estabelecidos em norma. Também foram realizados teste de lixiviação e solubilização pelo autor e, segundo Bina (2002), apesar dos resultados do teste de solubilização apenas da ADF

serem superiores aos limites permitidos para os elementos químicos Mn, Fe, Al e Cr, os mesmos apresentaram limites inferiores quando realizado o teste de solubilização com amostras da lama asfáltica contendo o resíduo areia de fundição. Assim, o autor comenta que, possivelmente, a mistura da emulsão asfáltica, do cimento e da água, juntamente com a ADF, auxiliou para a redução da concentração destes elementos químicos. Por fim, ao término de seu estudo, Bina (2002) concluiu que a incorporação deste resíduo para preencher o espaço abaixo da capa asfáltica é ambientalmente viável.

O estudo realizado por Costa (2008), onde desenvolveu uma mistura asfáltica, do tipo concreto asfáltico, com a incorporação do resíduo areia de fundição de ferro, em concentrações de 8% e 10%. Assim, o autor realizou ensaios como dosagem Marshall, módulo de resiliência, vida de fadiga, resistência à tração por compressão, lixiviação e solubilização. Apesar, como comentado no estudo de Costa (2008), da Prefeitura Municipal de Extrema (local onde o estudo foi realizado) não recomendar o uso da ADF em pavimentos, devido a ausência de controle tecnológico, o autor verificou os resultados obtidos apresentaram comportamentos mecânicos similares as misturas de concreto asfáltico convencionais, além de evidenciar que, os testes de solubilização e lixiviação, as misturas contendo 8% e 10% do resíduo areia de fundição de ferro caracterizaram o mesmo como resíduo Classe II-B (não perigoso e inerte). O autor também observou que todos os requisitos foram atendidos, sendo ambientalmente viável o uso deste resíduo na fabricação de misturas asfálticas do tipo concreto asfáltico.

Assim, observa-se que, dos nove estudos encontrados no Catálogo da CAPES durante esta pesquisa, os quais avaliaram o uso do resíduo areia de fundição na fabricação de produtos asfálticos, concluíram ser viável, ambientalmente e tecnicamente, este uso, desde que produzido nas condições analisadas pelos autores.

4 Conclusões

Estudos dessa natureza são importantes para analisar tendências e afinidades nas produções dos Programas *Stricto Sensu* no Brasil, como também fornecer subsídios para as indústrias geradoras do resíduo areia de fundição no sentido de identificar diferentes possibilidades de reaproveitamento desse resíduo. O estudo realizado evidenciou que as pesquisas acadêmicas, em relação ao resíduo areia de fundição, são realizadas desde a década de 90 e, nos últimos anos, apresentaram-se com interesse crescente, uma vez que, em todos os anos, no período de 2004 a 2016, foram identificadas pesquisas que abordaram esse tema. Na análise realizada no endereço eletrônico da Capes percebe-se as regiões que mais apresentaram teses e dissertações relacionadas com o tema areia descartada de fundição (ADF). Do mesmo modo, dessas regiões as academias que

apresentaram a maior quantidade de estudos relacionados a esse tema foram as localizadas no Estado de São Paulo e Santa Catarina.

Em relação as áreas do conhecimento, destaca-se que as que apresentaram o maior número de publicações referentes a este tema foram: Engenharia de Materiais e Metalúrgica, Engenharia Sanitária e Engenharia Civil. Ainda, esse estudo demonstrou que, todas as produções analisadas obtiveram resultados que comprovaram viabilidade técnica e ambiental. Também o estudo mostrou que o uso da ADF como matéria-prima na fabricação de produtos da construção civil foi o tema mais pesquisado nas produções acadêmicas analisadas, sendo esses produtos diversificados, mas em sua maioria, artefatos como pavimento e misturas asfálticas. Em todas essas produções, foram realizados experimentos laboratoriais para a realização das análises, exceto o trabalho de Bina (2002), que desenvolveu seu teste em uma área de recapeamento.

Por fim, como recomendações para estudos futuros, sugere-se que, analisem o uso do resíduo areia de fundição em relação não somente a viabilidade econômica e a ambiental, mas também a social, uma vez que esse tripé pode relacionar o aproveitamento do resíduo com a sua sustentabilidade, fornecendo produtos de pavimentações com boa qualidade e de acesso a população de baixa renda. Também, é sugerido que em estudos futuros, sejam desenvolvidas comparações entre as produções dos programas de pós-graduação *Stricto Sensu* do Brasil com pesquisas relacionadas ao mesmo tema que tenham sido desempenhadas em outros países (banco de teses internacional e Bases de Dados).

Referências

- ABIFA. Associação Brasileira de Fundição. ADF – Soluções para areias descartadas com o trabalho da ABIFA. 2008a, p. 66-69. Disponível em: http://www.solucoesadf.com.br/img_paginas/ARTIGO_SITUACAO_ADF_REVISTA_JUNHO_2008.pdf. Acesso em: 14 abr. 2018.
- ABIFA. Associação Brasileira de Fundição. A 3ª geração dos depósitos de areias descartadas de fundição – ADF. 2008b. Disponível em: http://www.solucoesadf.com.br/img_paginas/artigo_revista_01008.pdf. Acesso em: 14 abr. 2018.
- BINA, P. **Metodologia de utilização de rejeitos industriais na pavimentação: estudo de caso de uso de areia de fundição**. 2002. Dissertação de mestrado. Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, São Paulo. Disponível em: http://www.ipt.br/pos_graduacao_ipt/solucoes/dissertacoes/375metodologia_de_utilizacao_de_rejeitos_industriais_n_a_pavimentacao:estudo_de_caso_de_uso_de_areia_de_fundicao.htm. Acesso em: 21 set. de 2018.
- BITTENCOURT, S. F. **Avaliação da resistência à compressão de pavers produzidos com agregados de resíduos de construção e demolição e areia de fundição**. 2012. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual de Campinas, São Paulo. Disponível em: http://taurus.unicamp.br/bitstream/REPOSIP/267789/1/Bittencourt_SarahFerreira_M.pdf. Acesso em: 21 set. de 2018.

CAPES. Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (2018) **Catálogo de Teses e Dissertações**. Disponível em: http://sdi.capes.gov.br/banco-de-teses/02_bt_sobre.html. Acesso em: 17 maio 2018.

COSTA, C. J. B. D. **Mistura asfáltica com o uso de areia de fundição de ferro descartada**. 2008. Dissertação de mestrado. Instituto Militar de Engenharia, Rio de Janeiro. Disponível em: http://www.dominiopublico.gov.br/pesquisa/DetalheObraForm.do?select_action=&co_obra=116068. Acesso em: 21 set. 2018.

COUTINHO, B. N. **Avaliação do reaproveitamento de areias de fundição como agregado em misturas asfálticas densas**. 2004. Tese (Doutorado em Engenharia de Transportes) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004. Disponível em: <http://www.theses.usp.br/teses/disponiveis/18/18137/tde10022011-101639/pt-br.php>. Acesso em: 22 abr. 2018.

KLINSKY, L. M. G. **Avaliação do reaproveitamento de areia de fundição residual em camadas de pavimentos**. 2013. Tese (Doutorado em Engenharia de Transportes) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013. Disponível em: https://sucupira.capes.gov.br/sucupira/public/consultas/coleta/trabalhoConclusao/viewTrabalhoConclusao.jsf?popup=true&id_trabalho=144592. Acesso em: 22 abr. 2018.

KLINSKY, L. M. G. **Proposta de reaproveitamento de areia de fundição em sub-bases e bases de pavimentos flexíveis, através de sua incorporação a solos argilosos**. 2008. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008. Disponível em: <http://www.theses.usp.br/teses/disponiveis/18/18143/tde-07082008-162426/pt-br.php>. Acesso em: 22 abr. 2018.

PEREIRA, A. **Estudo da viabilidade técnica e ambiental da incorporação do resíduo areia de fundição em matriz asfáltica**. 2004. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Regional de Blumenau, Santa Catarina, 2004. Disponível em: http://bdtd.ibict.br/vufind/Record/FURB_56e30cc2790777085bc3513a37290275. Acesso em: 22 abr. 2018.

WATANABE, F. A. **Estudo sobre a utilização de areia de fundição residual como agregado na confecção de pavimentos de concreto**. 2004. Dissertação (Mestrado em Ciência e Engenharia dos Materiais) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Florianópolis – SC. Disponível em: http://tede.udesc.br/handle/_tede/1649. Acesso em: 21 set. 2018.

Logística reversa de resíduos farmacêuticos: estudo de caso no Município de Caxias do Sul

Elisa Hoepfner Borgerth, Vania Elisabete Schneider, Nilva Lúcia Rech Stedille

Universidade de Caxias do Sul (Elisa.hoepfner@hotmail.com, veschnei@ucs.br, nrstedi@ucs.br)

Resumo: No Brasil a indústria farmacêutica movimenta bilhões de reais todos os anos desde a produção até o consumo de fármacos. Porém, cada etapa desta movimentação causa desperdícios e geração de resíduos. Estes resíduos, se dispostos no meio ambiente de maneira incorreta, poderão gerar um prejuízo a todo ecossistema. Embora a Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010) defina que os resíduos perigosos devam ser submetidos a logística reversa, o que inclui os medicamentos, esta, ainda é insipiente exigindo políticas públicas e sensibilização da população quanto ao descarte correto e a devolução ao comércio como determina a Política Nacional de Resíduos Sólidos através dos princípios da responsabilidade solidária, da logística reversa e dos acordos setoriais. Embora já tenha sido editada uma norma da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), e editadas uma lei estadual e outra municipal, a participação da população no processo ainda deixa a desejar, sendo que muitos destes resíduos acabam sendo descartados junto aos resíduos domésticos. Este estudo objetivou estimar a geração de resíduos farmacêuticos no Município de Caxias do Sul com vistas a subsidiar as políticas de gestão e de educação ambiental frente a esta problemática.

Palavras-chave: Logística reversa. Descarte de medicamentos. Gestão de resíduos de saúde. Resíduos perigosos.

Área Temática: Resíduos sólidos.

Reverse pharmaceutical logistics: a case study in Caxias do Sul

Abstract: *In Brazil the pharmaceutical industry moves billions of reais every year from the production to the consumption of medicines. But each step of this movement causes waste generation. These wastes, if improperly disposed of in the environment, could damage the entire ecosystem. Although the National Policy on Solid Waste (BRASIL, 2010) states that hazardous products should be subjected to reverse logistics, which includes medicines, not yet implemented, releasing from producers to consumers responsibilities for the proper disposal of medicines. This article aims to show in numbers the amount of hazardous waste, more specific, the medicines generated by the city of Caxias do Sul – RS.*

Keywords: *Reverse logistic. Disposal of medicines. Health waste management. Hazardous waste.*

Theme Area: *Solidwaste.*

1 Introdução

Os mercados nacional e internacional de medicamentos movimenta, no Brasil, bilhões de reais entre a produção, a distribuição e o consumo desse por toda a sociedade. Somente em 2017, foram R\$56,80 bilhões de reais (SINDUSFARMA, 2019). Esses produtos, considerados resíduos químicos de serviços de saúde, quando descartados de forma incorreta, geram impactos no meio ambiente e na saúde pública.

A Resolução RDC n. 222, de 28 de março de 2018 (BRASIL, 2018), define como geradores de Resíduos de Serviços de Saúde (RSSs) todos os estabelecimentos cujas atividades estejam relacionadas com a atenção à saúde humana ou animal, inclusive os serviços de assistência domiciliar, laboratórios analíticos de produtos para saúde, necrotérios, funerárias e serviços onde se realizem atividades de embalsamamento (tanatopraxia e somatoconservação), serviços de medicina legal, drogarias e farmácias, inclusive as de manipulação, estabelecimentos de ensino e pesquisa na área da saúde, centros de controle de zoonoses; distribuidores de produtos farmacêuticos, importadores, distribuidores de materiais e controles para diagnóstico *in vitro*, unidades móveis de atendimento à saúde, serviços de acupuntura, serviços de *piercing* e tatuagem, salões de beleza e estética, dentre outros afins. Em todos esses, são gerados resíduos de fármacos, inclusive nos domicílios onde ocorre a maioria absoluta do consumo dos mesmos.

Segundo o Ministério da Saúde (MS) e a Agência Nacional de Vigilância Sanitária, Anvisa (BRASIL, 2018), os fármacos são definidos como resíduos de serviço de saúde do Grupo B, que são: “resíduos contendo produtos químicos que podem apresentar risco à saúde pública ou ao meio ambiente, dependendo de suas características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade e toxicidade”. São, portanto, resíduos perigosos à saúde humana e à ambiental. Essa RDC também define que “todo serviço gerador deve dispor de um Plano de Gerenciamento de RSS (PGRSS), observando as regulamentações federais, estaduais, municipais ou do Distrito Federal”. Ainda de acordo com essa resolução, os RSSs que não apresentam risco biológico, químico ou radiológico podem ser encaminhados para reciclagem, recuperação, reutilização, compostagem, aproveitamento energético ou logística reversa.

A logística reversa é definida na Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010) como um instrumento de desenvolvimento econômico e social caracterizado por ações, procedimentos e meios destinados a viabilizar a coleta e a restituição dos resíduos sólidos ao setor empresarial, para reaproveitamento, em seu ciclo ou em outros ciclos produtivos, ou em outra destinação final ambientalmente adequada.

Essa tem como base o fluxo reverso da logística convencional – em que se busca entregar o produto aos clientes. Nesse caso, o produto é fornecido pelo cliente, ou seja, começa do lado oposto (IZIDORO, 2016) e deve retornar ao seu fabricante.

O Decreto n. 9.177, de 23 de outubro de 2017 (BRASIL, 2017), apresenta, no seu art. 2º, que os fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes de tais produtos são obrigados a estruturar e a implementar sistemas de logística reversa, consideradas as mesmas obrigações imputáveis aos signatários e aos aderentes de acordo setorial

firmado com a União. O sistema de logística reversa que deverá ser próprio ou definido em acordos setoriais ou em termos de compromisso nos âmbitos estadual, distrital ou municipal não altera as obrigações.

A Lei Federal n. 12.305, de 2 de agosto de 2010 (BRASIL, 2010), implementa a responsabilidade compartilhada sobre o ciclo de vida do produto. No caso dos fármacos, as empresas produtoras, as distribuidoras, os comerciantes e os consumidores compartilham a responsabilidade sobre o descarte do produto de forma correta

O Sistema Nacional de Informações sobre a Gestão dos Resíduos Sólidos (Sinir) é um dos Instrumentos da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS, 2010). Em novembro de 2018, foi aberta a consulta pública para a proposta de um decreto de implementação do sistema de logística reversa de medicamentos descartados pelo consumidor. Entre as orientações da minuta do decreto, consta que drogarias e farmácias ficam obrigadas a adquirir, disponibilizar e manter, no interior de seus estabelecimentos, dispensadores contenedores de modo a propiciar a existência de, pelo menos, um ponto fixo de coleta e armazenamento de medicamentos descartados pelos consumidores para cada 30 mil habitantes. Os pontos de coleta deverão conter os dizeres: “Descarte aqui os medicamentos vencidos, em desuso ou impróprios para consumo” (SINIR, 2019).

Essa proposta de logística reversa afetaria, também, as indústrias farmacêuticas. Essas

ficariam obrigadas a efetuar, por meios próprios ou por meio de contratos de terceiros, desde que devidamente autorizados pelos órgãos integrantes do Sistema Nacional de Viação, o transporte dos medicamentos descartados pelos consumidores dos pontos de armazenamento secundário até os locais de tratamento e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos (SINIR, 2019, p. 3).

No Brasil os responsáveis por orientar e regular o descarte de forma correta dos medicamentos são o Ministério da Saúde (MS) e a Agência Nacional de Vigilância Sanitária, Anvisa. Esses têm promovido a implementação do Plano Nacional de Gerenciamento dos Fármacos e Ações de Incentivo ao Descarte Correto. O acordo setorial para a logística reversa ainda não foi implementado. Segundo o Ministério do Meio Ambiente, as consultas públicas foram encerradas, e a próxima etapa será a análise das contribuições recebidas na Consulta Pública e na elaboração da minuta final do citado decreto (MMA, 2019).

Nesse contexto, a importância da logística reversa dos medicamentos fica explícita, visto que são substâncias químicas, persistentes, podendo ficar no ambiente por gerações através da bioacumulação e ingestão em cadeia (BALBINO; CARDOSO BALBINO, 2013).

Tendo em vista o grau e a extensão do impacto que os resíduos gerados pelos fármacos à saúde pública e ao meio ambiente, este artigo visa a estimar quantitativamente os resíduos farmacêuticos gerados no Município de Caxias do Sul, evidenciar a necessidade do descarte correto, bem como sua logística reversa e sugerir a aplicação de um plano de logística reversa para a indústria farmacêutica.

2 Metodologia

Para determinar a quantidade de resíduos de medicamentos no Município de Caxias do Sul, foi realizada uma pesquisa documental em bases de dados (SINDUSFARMA; IBGE). Uma pesquisa documental caracteriza-se, segundo Gil (2018), como uma busca em base de dados já existentes, ou seja, qualquer documento capaz de comprovar um fato. Esse tipo de pesquisa permitiu identificar a quantidade de medicamentos vendida no Brasil (SINDUSFARMA, 2019) e a estimativa de habitantes no País (IBGE, 2019) no período de 2012 a 2018. Com base nessa informação, foi, então, estimada a quantidade de medicamentos vendida por habitante no País, dividindo o valor de unidade de medicamentos vendida pelo número de habitantes nos anos determinados.

Através da pesquisa de orçamento familiar do IBGE (2008), atualizada pela última vez em 2012, determinou-se a quantidade de habitantes, o número de famílias e o gasto médio por família com medicamentos por Macrorregião. Com esses números, foi possível estimar o total gasto com medicamentos por Macrorregião, multiplicando o gasto médio por família com medicamentos pelo número de famílias na região. A mesma pesquisa do IBGE (2008) estipula que o número de famílias no Brasil é de 57.816.604.

Uma vez que o número de habitantes por Estado é conhecido (IBGE, 2008), consegue-se determinar o total gasto com medicamentos em cada Estado da Macrorregião Sul através de uma regra de três, envolvendo o total de habitantes e o total gasto em medicamentos nessa região com o total de habitantes no Estado do Rio Grande do Sul. Na sequência, foi calculada a quantidade de medicamentos vendida para a Região Sul e para o RS. Por fim, os dados foram cruzados, estimando-se o consumo *per capita* de medicamentos (unidade por habitante/ano) e o consumo médio por habitante. Foi possível, também, determinar a quantidade em gramas de medicamentos por habitante/ano. Para determinar tal consumo, foi utilizada a média de 50,4g/medicamento fornecida pela Sindusfarma (ABDI, 2013), no Estudo de Logística Reversa de Medicamentos. O passo seguinte foi multiplicar o consumo *per capita* por essa média.

3 Resultados e discussões

A base de dados da Sindusfarma (2019) permitiu saber a média de medicamentos vendida no Brasil, e a base do IBGE (2019) a estimativa de habitantes no País no período de 2012 a 2018. Os resultados estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 – Estimativa de número de medicamentos vendidos e contingente populacional no Brasil (2012/2017)

Ano	Habitantes Brasil	Vendas (Unid./ano)	Proporção (unidades de medicamento/habitantes)
2012	193.946.886	2.700.000.000	13,92
2013	201.032.714	3.000.000.000	14,92
2014	202.768.562	3.200.000.000	15,78
2015	204.450.649	3.400.000.000	16,62
2016	206.081.432	3.600.000.000	17,46
2017	207.660.929	3.900.000.000	18,78
2018	208.494.900	4.200.000.000	20,14

Fontes: Sindusfarma (2019); IBGE (2019).

Para estimar o valor total gasto com medicamentos por Macrorregião, utilizou-se a pesquisa de orçamento familiar (IBGE, 2008) que determina a quantidade de habitantes, o número de famílias e o gasto médio por família com medicamentos por Macrorregião. Os resultados podem ser vistos na Tabela 2.

Tabela 2 – Estimativa de número de habitantes, de famílias, de gasto médio e proporção de gastos com medicamentos por macrorregiões no ano de 2012

Grandes Regiões	Habitantes	Quantidade de Famílias	Gasto Médio/família	Gasto total por Macrorregião
Norte	16.318.163	3.949.838	R\$ 47,31	186.866.836
Nordeste	53.907.144	15.099.443	R\$ 50,39	760.860.933
Sudeste	81.565.983	25.491.789	R\$ 89,62	2.284.574.130
Sul	27.731.644	8.898.449	R\$ 89,09	792.762.821
Centro-Oeste	14.423.952	4.377.084	R\$ 67,69	296.284.816

Fonte: IBGE (2008) e autores (2019).

Com o número de habitantes por Estado, estimado pelo IBGE (2008), é possível determinar o total gasto com medicamentos para cada Estado da Macrorregião Sul. Os resultados podem ser vistos na Tabela 3.

Tabela 3 – Número de habitantes e famílias dos Estados da Região Sul, valor total gasto com medicamentos por família e proporção por Estado no ano de 2012

Região Sul	Habitantes	Famílias	Valor gasto em medicamentos por Estado (R\$)
Paraná	10.577.755	3.394.159	302.399.524
Santa Catarina	6.383.286	2.048.250	182.486.980
Rio Grande do Sul	10.770.603	3.456.040	307.912.756

Fonte: IBGE (2019) e autores (2019).

Considerando que 15,4% dos medicamentos vendidos no Brasil são consumidos na Região Sul, estimou-se, na Tabela 4, a quantidade de medicamentos consumida para essa região, assim como aqueles consumidos no Rio Grande do Sul, pois 38,84% dos medicamentos vendidos para a Região Sul, são consumidos no Rio Grande do Sul. Para isso fez-se necessário calcular 15,4% da quantidade de medicamentos vendida no Brasil pelo período de 2012 a 2018.

Cruzando tais dados, foi possível estimar o consumo *per capita* de medicamentos (unidade por habitante/ano), dividindo-se o número de Unidades/ano, encontrado anteriormente, pelo número de habitantes.

Os resultados (consumo médio de medicamentos multiplicado pelo consumo *per capita*) são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 – Estimativa de medicamentos vendidos no Rio Grande do Sul

Ano	Habitantes (RS)	Unidades/ano Região Sul	Unidades/ano Rio Grande do Sul	Medicamentos Vendidos <i>Per capita</i> (unid./hab. ano)	Medicamentos Vendidos <i>Per capita</i> (g/hab.ano)
2012	10.770.603	415.800.000	161.496.720	14,99	755,70
2013	11.164.043	462.000.000	179.440.800	16,07	810,08
2014	11.207.274	492.800.000	191.403.520	17,07	860,75
2015	11.247.972	523.600.000	203.366.240	18,08	911,24
2016	11.286.500	554.000.000	215.328.960	19,07	961,55
2017	11.322.895	600.600.000	233.273.040	20,60	1.038,33
2018	11.329.605	646.800.000	251.217.120	22,17	1.117,54

Fonte: IBGE (2019); Abdi (2013); Sindusfarma (2019) e autora (2019).

Com esses resultados, é possível determinar a quantidade em toneladas/ano de medicamentos devolvidos ao responsável comercial, como, por exemplo, às farmácias.

Tendo em vista que não existem dados específicos para a cidade de Caxias do Sul, adotou-se a mesma geração *per capita* para o Estado do Rio Grande do Sul, 50,4g/medicamento. Na Tabela 5 é possível determinar o número de medicamentos vendido e destinados em Caxias do Sul.

Uma vez encontrada a quantidade de unidades de medicamento vendida em Caxias do Sul foi necessário determinar a quantidade em toneladas de medicamentos vendida no Município. Para isso multiplica-se o valor encontrado anteriormente (unidades de medicamentos vendidas) por 50,4g.

De acordo com a Abdi (2013), 19% dos medicamentos são efetivamente entregues pela população, sendo que esse valor contempla parte das embalagens e medicamentos que não são devolvidos, no caso do segundo, porque são consumidos; logo, é possível determinar a quantidade de medicamentos devolvida na cidade. É preciso calcular 19% da quantidade de medicamentos vendida em Caxias do Sul. Os resultados estão mostrados na Tabela 5.

Tabela 5 – Estimativa de medicamentos vendidos e destinados em Caxias do Sul

Ano	Habitantes	Medicamentos Vendidos			Medicamentos Destinados
		<i>Per capita</i> (unid./hab.ano)	Unidades/ano	t./ano	Total (t./ano)
2012	446.911	14,99	6.701.078,91	337,73	64,16
2013	465.304	16,07	7.478.878,57	376,93	71,62
2014	470.223	17,07	8.030.707,32	404,74	76,90
2015	474.853	18,08	8.585.464,93	432,70	82,21
2016	479.236	19,07	9.143.081,51	460,81	87,55
2017	483.377	20,60	9.958.479,89	501,90	95,36
2018	504.069	22,17	11.176.979,46	563,31	107,02

Fonte: Abdi (2013), IBGE (2019) e autora (2019).

Apesar da logística reversa desse tipo de resíduo apresentar custos elevados, é possível conseguir retorno econômico e ajudar na sustentabilidade do Planeta tendo em vista os valores apresentados, por isso, é imprescindível um gerenciamento nesse sentido (IZIDRO, 2015).

Corroborando o dito pelo autor, Silveira afirma que

com a promulgação da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) ficou definida a responsabilidade na gestão de resíduos por parte daqueles que participam direta ou indiretamente do ciclo de vida dos produtos. Em face dessa responsabilidade, fabricantes e distribuidores devem estabelecer políticas para promover o retorno de materiais que estão no fim da vida útil por meio de logística reversa (2018, p. 78).

Vale ressaltar que para a logística reversa acontecer de forma correta, é muito importante, além da disponibilidade de um ponto de coleta, que a informação chegue à sociedade (VIEIRA *et al.*, 2009). Hoje, na cidade de Caxias do Sul, os revendedores, ou seja, as farmácias e drogarias já apresentam o ponto de coleta de medicamentos, porém

não existe incentivo por parte dos mesmos à sociedade quanto ao retorno do material para a logística reversa.

4 Conclusões

Através deste estudo, constatou-se que a geração de resíduos de fármacos, em Caxias do Sul é bastante expressiva. Observou-se também que, apesar de existirem pontos de coleta, conforme mostra a Tabela 5, há um percentual ainda insuficiente de medicamentos submetidos à logística reversa. Isso pode representar riscos à saúde humana e à ambiental. Mostra, ainda, que o percentual de medicamentos destinado aumentou a cada ano entre 2012 e 2018, sem, contudo, atingir os valores necessários para que a implementação da PNRS possa ser considerada satisfatória.

O presente trabalho buscou apresentar a problemática que é a geração de resíduos sólidos de medicamentos, apresentando, quantitativamente, a geração de resíduos desta categoria em Caxias do Sul, bem como sensibilizar a sociedade sobre a dimensão dessa problemática. Os dados aqui apresentados, uma vez publicizados, podem contribuir para alertar acerca da importância do descarte de medicamentos de forma correta, e aos responsáveis, públicos e privados pela gestão e pelo gerenciamento dos resíduos a implantar medidas mais efetivas em relação à coleta e à disseminação de informação acerca da logística reversa de medicamentos.

Referências

- ABDI. AGÊNCIA BRASILEIRA DE DESENVOLVIMENTO INDUSTRIAL. **Logística Reversa para o setor de Medicamentos**. 2013. Disponível em: <https://old.abdi.com.br/Estudo/Log%C3%ADstica%20Reversa%20de%20Medicamentos.pdf>. Acesso em: 21 jul. 2019.
- ANVISA. **AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA**. Disponível em: <http://portal.anvisa.gov.br/documents/374947/3413536/Anu%C3%A1rio+Estat%C3%ADstico+do+Mercado+Farmac%C3%AAutico+-+2017/3179a522-1af4-4b4c-8014-cc25a90fb5a7>. Acesso em: 14 jul. 2019.
- ANVISA. **Agência Nacional de Vigilância Sanitária**. Disponível em: http://portal.anvisa.gov.br/noticias/-/asset_publisher/FXrpx9qY7FbU/content/confira-nova-regra-sobre-residuos-de-servicos-de-saude/219201?inheritRedirect=false. Acesso em: 2 jun. 2019.
- BALBINO, E. C.; CARDOSO BALBINO, M. L. O descarte de medicamentos no Brasil: Um olhar socioeconômico e ambiental do lixo. *Revista Âmbito Jurídico*. Rio de Janeiro, 2013. Disponível em: www.ambitojuridico.com.br/site/index.php?n_link=revista_artigos_leitura&artigo_id=9187. Acesso em: 2 jun. 2019.
- Decreto n. 9.177, de 23 outubro de 2017**. Institui a política nacional de resíduos sólidos. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2015-2018/2017/Decreto/D9177.htm. Acesso em: 1º jun. 2019.
- GIL, Antonio Carlos. **Como elaborar projeto de pesquisa**. 6. ed. São Paulo – SP: Atlas, 2018.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa de Orçamento Familiar**, 2008. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/677#resultado>. Acesso em: 20 jul. 2019.

IBGE. **Instituto Brasileiro de Geografia e estatística**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao/9103-estimativas-de-populacao.html?=&t=downloads>. Acesso em: 23 jun. 2019.

IZIDORO, Cleyton. **Logística reversa**. São Paulo: Pearson Education do Brasil, 2016.

MMA. **MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE**. Disponível em: <http://mma.gov.br/informma/item/15243-descarte-de-medicamentos-ser%C3%A11.html>. Acesso em: 13 maio 2019.

PNRS. **POLÍTICA NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS**. Disponível em: https://fld.com.br/catadores/pdf/politica_residuos_solidos.pdf. Acesso em: 1º jun. 2019.

BRASIL. **Resolução RDC n. 222, de 28 de março de 2018**. Disponível em http://portal.anvisa.gov.br/documents/10181/3427425/RDC_222_2018_.pdf/c5d3081d-b331-4626-8448-c9aa426ec410. Acesso em: 13 maio 2019.

BRASIL. **Resolução RDC n. 306, de 7 de dezembro de 2004**. Disponível em: http://portal.anvisa.gov.br/documents/33880/2568070/res0306_07_12_2004.pdf/95eac678-d441-4033-a5ab-f0276d56aaa6. Acesso em: 13 maio 2019.

SILVEIRA, Augusto Lima da. **Gestão de resíduos sólidos: cenários e mudanças de paradigma**. Curitiba: Intersabres, 2018.

SINDUSFARMA. Disponível em: <http://sindusfarma.org.br/Perfil-IF2018--20-07-PORT.pdf>. Acesso em: 23 jun. 2019.

SINDUSFARMA. **Relatório anual de atividade**. 2018. Disponível em: <http://sindusfarma.org.br/arquivos/RAASindusfarma2018.pdf>. Acesso em: 23 jun. 2019.

SINIR. **SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE A GESTÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS**. Disponível em: <http://sinir.gov.br/component/content/article/2-sem-categoria/153-logistica-reversa-de-medicamentos-consulta-publica-4>. Acesso em: 2 jun. 2019.

SINIR. **SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE A GESTÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS**. Disponível em: <http://www.sinir.gov.br/logistica-reversa>. Acesso em: 23 jun. 2019.

VIEIRA, K. N.; SOARES, T. O. R.; SOARES, L. R. A logística reversa do lixo tecnológico: um estudo sobre o projeto de coleta de lâmpadas, pilhas e baterias da Braskem. **Revista de Gestão Social e Ambiental**, v. 3, n. 3, p.120-136, 2009. Disponível em: <http://www.web-resol.org/textos/180-489-1-pb.pdf>. Acesso em: 21 jul. 2019.

Lodo de estação de tratamento de água: uma análise segundo a NBR10.004

Manoel Maraschin¹, Keila Fernanda Hedlund Ferrari², Renata Segatto Pigatto³, Nátalie De Paula⁴, Elvis Carissimi⁵

¹ Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) (maraschinmanoel@gmail.com)

² Universidade Federal de Santa Maria (keilahedlund@gmail.com)

³ Universidade Federal de Santa Maria (renata.pigatto@hotmail.com)

⁴ Universidade Federal de Santa Maria (eng.nataliedepaula@gmail.com)

⁵ Universidade Federal de Santa Maria (ecarissimi@gmail.com)

Resumo: A geração de lodo em estações de tratamento de água (ETAs) ocorre durante as sucessivas etapas de remoção de impurezas desenvolvidas nestas unidades, onde se confere potabilidade à água a ser utilizada para o abastecimento público. Os lodos gerados nos decantadores de ETAs convencionais apresentam grande quantidade de água, além de outros constituintes orgânicos e inorgânicos, mesmo assim, são classificados como resíduos sólidos. Neste estudo, foi realizada a classificação do lodo gerado em decantadores da ETA de São Gabriel – RS segundo a NBR 10.004. Por meio da pesquisa o lodo foi classificado como um resíduo sólido Não Perigoso e Não Inerte. Essa classificação torna-se importante, pois possibilita que esses resíduos sejam utilizados ou dispostos de maneira correta.

Palavras-chave: Lodo. NBR 10.004. Resíduos sólidos.

Área Temática: Resíduos Sólidos.

Water treatment plant sludge: An analysis according to NBR 10.004

Abstract: The generation of sludge in water treatment plants (WTPs) occurs during the successive steps of impurities removal developed in these units, which gives potability to the water to be used for public supply. The sludge generated in conventional WTP decanters has a large amount of water, in addition to other organic and inorganic constituents, yet they are classified as solid waste. In this study, the sludge generated in decanters of the WTP of São Gabriel – RS was classified according to NBR 10.004. Through research, the sludge was classified as a non-hazardous and non-inert solid waste. This classification becomes important because it enables these wastes to be used or disposed of correctly.

Keywords: Sludge. NBR 10.004. Solid waste.

Theme Area: Solid Waste.

1 Introdução

O tratamento da água destinada ao abastecimento público envolve diferentes operações/processos para garantir a potabilidade necessária de acordo com os padrões sanitários. Por conta disso, a configuração de uma Estação de Tratamento de Água (ETA), bem como os processos utilizados na potabilização da água bruta, devem seguir definições técnicas dispostas pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama), que define, através da Resolução n.357, de 2005, o tipo de tratamento a ser desenvolvido a partir da qualidade da água captada. O Quadro 1 apresenta a classificação da água que poderá ser utilizada no abastecimento público, bem como o tratamento requerido.

Quadro 1 – Tratamento de água a partir da classificação de corpos hídricos

Classificação	Tratamento empregado
Classe Especial	Desinfecção
Classe 1	Tratamento simplificado
Classe 2	Tratamento convencional
Classe 3	Tratamento convencional

Fonte: Conama (2005).

A partir do tratamento convencional, há o desenvolvimento dos processos de coagulação, floculação, decantação (ou flotação), filtração e desinfecção.

Na etapa de coagulação química, é adicionado à unidade de mistura rápida o coagulante. Nessa operação, as impurezas presentes na água bruta passam a agregar-se, formando coágulos, devido à reação do coagulante, resultando em um estado de equilíbrio eletrostaticamente instável das partículas (AZEVEDO, 1987).

O segundo estágio do tratamento convencional é a floculação, em que ocorre o agrupamento das partículas eletricamente desestabilizadas formando flocos. Essa união é facilitada pela agitação do meio, criando, assim, uma região de maior contato entre as partículas. Nessa etapa, também é comum a aplicação de agentes floculantes, polímeros de diferentes pesos moleculares com capacidade de aumentar a agregação entre as partículas (FONTANA, 2004; ZHAO, 2004; DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2011).

A remoção dos flocos é realizada nas unidades de sedimentação ou flotação. Na sedimentação, as partículas agregadas e com densidade maior que o meio líquido passam a desenvolver um movimento descendente até atingir o fundo do decantador. Na flotação, os resíduos gerados obtêm um movimento ascensional gerado pela ação do ar ou por outro tipo de gás injetado ao tanque de flotação (METCALF; EDDY, 2003).

O estágio final da remoção de impurezas dentro da ETA ocorre quando a água decantada é enviada para unidades de filtração. Dessa forma, a maior parte dos resíduos fica retida nos decantadores, e o restante nos filtros.

Esse resíduo, também conhecido como *lodo* devido ao elevado percentual de água, é classificado como *resíduo sólido* de acordo com a NBR 10.004 (ABNT, 2004a), devendo, portanto, ser dispostos de maneira adequada.

2 Área de estudo

A coleta do lodo ocorreu no decantador de uma ETA localizada no Município de São Gabriel – RS. O processo de captação e tratamento da água bruta é realizado pela empresa São Gabriel Saneamento (SGS), que assumiu a gestão dos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário na cidade em 2012, sob o regime de concessão, resultado de um processo de licitação pública. A ETA de São Gabriel

(Figura 1) atende, atualmente, a perto de 97% da população da cidade, o que corresponde a pouco mais de 54 mil habitantes. A estação é abastecida por um manancial superficial, o rio Vacacaí, um dos formadores do rio Jacuí. No ponto de tomada, foi construída uma barragem para elevação do nível da água, sendo a condução até a ETA realizada por canalizações, e o processo de tratamento ocorre de forma convencional (estação de ciclo completo).

Figura 1 – Estação de tratamento de água de São Gabriel



Fonte: Os autores.

Os procedimentos adotados durante a coleta seguiram recomendações da NBR 10.007 (ABNT, 2004b) que trata desde o tipo de amostrador utilizado, assim como da preservação e armazenagem de amostras.

Atualmente, na estação, há o tratamento do lodo dos decantadores via desidratação em *bags* (Figura 2).

Figura 2 – Bag geossintético desidratador



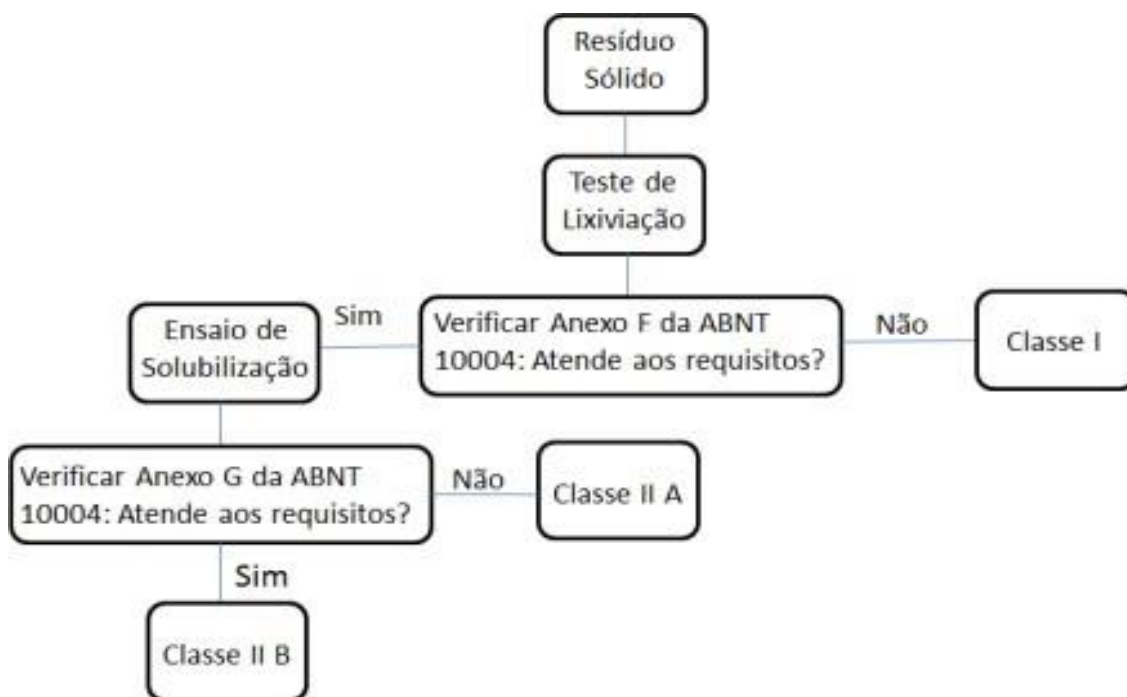
Fonte: Os autores.

3 Metodologia

A classificação dos resíduos do decantador envolve a identificação de seus constituintes, e, a partir dessa identificação, é feita uma comparação com concentrações permitidas e normatizadas. Os procedimentos dessa etapa seguiram diretrizes da norma técnica ABNT NBR 10.004 (ABNT, 2004a), vinculada às normas ABNT NBR 10.005 (ABNT, 2004c), que trata dos procedimentos para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos, e da ABNT NBR 10.006 (ABNT, 2004d), referente à obtenção do extrato solubilizado de resíduos sólidos.

Desse modo, os resíduos sólidos podem ser classificados e enquadrados nas seguintes categorias: Classe I – Resíduo perigoso e Classe II – Resíduo não perigoso, que é subdividida em Classe IIA – Não inertes e Classe IIB – Inertes. Alguns parâmetros de caracterização passam por uma avaliação visual. Já para as características que não podem ser prontamente avaliadas, passa-se ao emprego da NBR 10.004. Para a pesquisa em questão, os dados para classificação dos resíduos foram analisados por laboratório devidamente credenciado. O fluxograma representado na Figura 3 sintetiza a metodologia para avaliação da classe de risco dos resíduos sólidos.

Figura 3 – Fluxograma para caracterização dos resíduos sólidos



Fonte: Adaptado de ABNT NBR 10.004 (2004).

Essa caracterização é importante, já que, a partir dela, podem ser inferidos possíveis caminhos para reutilização ou disposição dos resíduos sólidos gerados na ETA.

4 Resultados

Os resultados analíticos das amostras ensaiadas são apresentados nas Tabela 1 (testes da amostra bruta), Tabela 2 (testes de lixiviação) e Tabela 3 (testes de solubilização).

Tabela 1 – Resultados analíticos dos testes da massa bruta segundo a NBR 10.004

Parâmetro	Unidade	Resultado	Limite de quantificação	Valor máximo permitido pela NBR 10.004
Teor de Sólidos	%	44,6	0,03	-
Umidade	%	55,4	-	-
pH	-	7,34	-	>2,0;<12,5
Inflamabilidade	°C	Não Inflamável	-	60
Sulfeto	mg.kg ⁻¹	1,96	0,359	500
Cianeto	mg.kg ⁻¹	<0.056	0,056	250

Fonte: Os autores.

Conforme os resultados expostos na Tabela 2, a massa bruta do lodo atendeu aos valores máximos permitidos pela NBR 10.004 para as principais características do lodo bruto.

Tabela 2 – Resultados analíticos dos testes de lixiviação segundo a NBR 10.004

Parâmetro	Unidade	Resultado	Limite de quantificação	Valor máximo permitido pela NBR 10.004
Arsênio Total	mg.L ⁻¹	< 0,01	0,010	1,0
Bário Total	mg.L ⁻¹	0,430	0,010	70,0
Cádmio Total	mg.L ⁻¹	< 0,004	0,004	0,5
Chumbo Total	mg.L ⁻¹	< 0,009	0,009	1,0
Cromo Total	mg.L ⁻¹	< 0,010	0,010	5,0
Fluoreto Total	mg.L ⁻¹	0,710	0,150	150,0
Mercúrio Total	mg.L ⁻¹	< 0,0002	0,0002	0,1
Selênio Total Aldrin e Dieldrin DDT	mg.L ⁻¹	< 0,009	0,009	1,0
Endrin Heptacoloro	mg.L ⁻¹	< 0,00003	0,00003	0,003
Hexaclorobenzeno	mg.L ⁻¹	< 0,00003	0,00003	0,2
Lindano	mg.L ⁻¹	< 0,00003	0,00003	0,06
	mg.L ⁻¹	< 0,0015	0,0015	0,003
	mg.L ⁻¹	< 0,00003	0,00003	0,1
	mg.L ⁻¹	< 0,00003	0,00003	0,2

Fonte: Os autores.

Para o extrato lixiviado os resultados foram inferiores aos limites máximos de referência estabelecidos pelo Anexo F presente na NBR 10.004 (ABNT, 2004a) para os parâmetros inorgânicos e orgânicos avaliados. Assim, se pode inferir que os resíduos gerados na ETA de São Gabriel são *Não Perigosos*.

Tabela 3 – Resultados analíticos dos testes de Solubilização segundo a NBR 10.004

Parâmetro	Unidade	Resultado	Limite de quantificação	máximo permitido (NBR 10.004)
Alumínio Total	mg.L ⁻¹	< 0,03	0,03	0,2
Arsênio Total	mg.L ⁻¹	<0,01	0,01	0,01
Bário Total	mg.L ⁻¹	0,141	0,01	0,7
Cádmio Total	mg.L ⁻¹	< 0,004	0,004	0,005
Chumbo Total	mg.L ⁻¹	< 0,009	0,009	0,01
Cianeto	mg.L ⁻¹	< 0,006	0,006	0,07
Cloreto Total	mg.L ⁻¹	<25,6	0,030	250
Cobre Total	mg.L ⁻¹	< 0,009	0,009	2
Cromo Total	mg.L ⁻¹	< 0,01	0,01	0,05
Ferro Total	mg.L ⁻¹	0,193	0,03	03
Fluoreto Total	mg.L ⁻¹	0,076	0,03	1,5
Fenóis Totais	mg.L ⁻¹	< 0,009	0,009	0,01
Manganês Total	mg.L⁻¹	0,631	0,01	0,1
Mercurio Total	mg.L ⁻¹	< 0,0002	0,0002	0,001
Nitrato	mg.L ⁻¹	0,116	0,015	10
Prata Total	mg.L ⁻¹	< 0,005	0,005	0,05
Selênio Total	mg.L ⁻¹	< 0,009	0,009	0,01
Sódio Total	mg.L ⁻¹	18,7	3	200
Sulfato Total	mg.L ⁻¹	1,74	0,03	250
Surfactantes	mg.L ⁻¹	< 0,015	0,015	0,5
Zinco Total	mg.L ⁻¹	< 0,07	0,07	5
Aldrin e Dieldrin	mg.L ⁻¹	< 0,00003	0,00003	0,00003
DDT	mg.L ⁻¹	< 0,00003	0,00003	0,002
Endrin	mg.L ⁻¹	< 0,00003	0,00003	0,0006
Heptacloro	mg.L ⁻¹	< 0,00003	0,00003	0,00003
Hexaclorobenzeno	mg.L ⁻¹	< 0,0009	0,0009	0,001
Lindano	mg.L ⁻¹	< 0,00003	0,00003	0,002

Fonte: Os autores.

Conforme destacado na Tabela 3, o resultado obtido para o manganês não atendeu ao limite máximo descrito no Anexo G da NBR 10.004 (ABNT 2004a). Dessa forma, com base nesses resultados, os resíduos gerados na ETA de São Gabriel são considerados, em relação à periculosidade em Classe II A – *Resíduo Não Inerte*.

4 Conclusão

A caracterização do lodo segundo na NBR 10.004 é importante, pois permite que sejam avaliadas as possibilidades de uso ou disposição desses resíduos de maneira correta, seja na incorporação como um material aditivo ou matéria-prima para fabricação de novos produtos, ou mesmo quanto à disposição em aterros sanitários. No estudo realizado, obteve-se o resultado de um resíduo gerado nos decantadores da ETA de São Gabriel – RS como *Não Perigosos e Não Inertes*.

Agradecimentos

À Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), à Capes pelo incentivo financeiro através de bolsas de estudos, e a São Gabriel Saneamento pelo auxílio prestado.

Referências

- ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10.004a: Resíduos Sólidos – Classificação. Rio de Janeiro, 2004a. 71 p.
- ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10.007b: Amostragem de **resíduos sólidos**. Rio de Janeiro, 2004. 21 p.
- ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10.005c: Procedimento para obtenção do extrato lixiviado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004b. 16 p.
- ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10.006d: **Procedimento para obtenção do extrato solubilizado de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro, 2004d. 3 p.
- AZEVEDO NETTO, J. M. **Técnica de abastecimento e tratamento de água**. 3. ed. São Paulo: Cetesb/Ascetesb, 1987. 317 p.
- BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução n. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, edá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 17 de março de 2005.
- DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. DI B.; VOLTAN, P. E. N. **Tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água**. São Carlos: LDiBe, 2011. 454 p.
- FONTANA, A. O. **Sistema de leito de drenagem e sedimentador como solução para redução de volume de lodo de decantadores e reúso de água de lavagem de filtros – Estudo de caso ETA Cardoso**. 2004. 161 f. Dissertação (Mestre em Engenharia Urbana) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2004.
- METCALF L.; EDDY, H. P., TCHOBANOGLOUS, G. **Wastewater Engineering: Treatment and reuse**. 4. ed. New York: McGRAW HILL, 2003. 1819 p.
- ZHAO, Y. Q. Settling behaviour of polymer flocculated water-treatment sludge I: analyses of settling curves. **Separation and Purification Technology**, v. 35, p. 71-80, 2004.

Elaboração de Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos para uma Oficina Mecânica em Caiçara – RS

Paola Bertoncello Bueno¹, Caroline Emiliano Santos², Suzane Rodrigues³

¹Universidade Federal de Santa Maria – *Campus* Frederico Westphalen

(pb.bueno@outlook.com) ²Universidade Federal de Santa Maria – *Campus* Frederico Westphalen (caroline_emiliano@hotmail.com) ³Universidade Federal de Santa Maria – *Campus* Santa Maria (suzi.r1@hotmail.com)

Resumo: As oficinas mecânicas são potenciais geradoras de resíduos sólidos perigosos, pois possuem elevada quantidade de compostos tóxicos, necessitando de um manejo adequado e disposição correta para evitar o impacto negativo de poluentes sobre a saúde e sobre o meio ambiente. Este trabalho objetiva a elaboração de um Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (PGRS) em uma oficina mecânica no Município de Caiçara – RS. O diagnóstico local realizado com visita e registro de imagens possibilitou constatar a situação do empreendimento. Através da NBR 10.004/04 foi possível quantificar e classificar os resíduos sólidos gerados para posterior indicação de melhoria. Os resíduos identificados são óleo de motor, peças metálicas, pneus, estopas contaminadas, latas de alumínio e embalagens plásticas de lubrificantes e rejeitos. A gestão dos resíduos era inadequada, principalmente nas etapas de acondicionamento e armazenamento dos resíduos, sendo necessárias algumas adequações por parte do empreendimento.

Palavras-chave: Resíduos sólidos. Gerenciamento de resíduos. Gestão ambiental.

Área Temática: *Resíduos Sólidos.*

Elaboration of solid waste management plan for mechanical workshop in Caiçara – RS

Abstract: Machine shops are potential generators of hazardous solid waste, as they have a high amount of toxic compounds, requiring proper handling and proper disposal to avoid the negative impact of pollutants on health and the environment. This work aimed to elaborate a Solid Waste Management Plan in a mechanical workshop in the city of Caiçara – RS. The local diagnosis made with visit and registration of images made it possible to verify the situation of the enterprise. Through NBR 10.004/04 it was possible to quantify and classify the solid waste generated for further indication of improvement. Waste identified is engine oil, metal parts, tires, contaminated tow, aluminum cans, and plastic packaging for lubricants and tailings. Waste management was inadequate, especially in the stages of conditioning and storage of waste, requiring some adjustments by the venture.

Keywords: Solid Waste, Waste Management, Environmental Management.

Theme Area: *Solid Waste.*

1 Introdução

As oficinas mecânicas de pequeno a grande porte são empreendimentos que, através das atividades que desenvolvem, podem ocasionar impactos negativos no meio ambiente e na saúde pública. A reparação de veículos automotivos gera diversos tipos de resíduo sólido e líquido, indicando a necessidade de um correto manejo e destinação final adequada.

Segundo Nunes e Barbosa (2012), as principais atividades geradoras de resíduos nessas empresas são: “troca de óleo lubrificante, fluídos de arrefecimento e hidráulicos, troca e limpeza de peças, retífica de motores, injeção eletrônica, suspensão, freios, regulagem de motor, alinhamento e balanceamento”.

A carência de um gerenciamento adequado desses resíduos, especialmente por parte das oficinas mecânicas, ocasiona problemas ambientais extremamente graves, decorrentes dos diferentes compostos químicos presentes nesse meio (LOPES; KEMERICH, 2007).

De acordo com a NBR 10.004/2004 (ABNT, 2004), os resíduos sólidos são divididos em duas classes considerando suas características de periculosidade apresentadas, sendo os resíduos de Classe I (perigosos) e os de Classe II (não perigosos), este último com as seguintes subdivisões: Classe IIA – Inertes e Classe IIB – Não inertes. A partir disso, devem ser seguidas diretrizes normativas para o correto tratamento, armazenamento, transporte e destinação final dos resíduos gerados, como medida de controle, prevenção e até de minimização dos impactos ambientais negativos.

A presença de resíduos perigosos nesse tipo de empreendimento exige que haja um gerenciamento acerca da geração e destinação dos mesmos. A PNRS (Lei n. 12.305/2010) apresenta um instrumento chamado PGRS, que tem como finalidade diagnosticar e levantar ações sobre o tipo de resíduo que é gerado, a quantidade, a classe em que o resíduo se encaixa, o modo de acondicionamento, a estocagem e o destino final (BRASIL, 2010).

Segundo a Lei n. 12.305/2010, o PGRS é parte integrante do processo de licenciamento ambiental de estabelecimentos comerciais ou de prestação de serviços que gerem resíduos perigosos ou resíduos que, mesmo não sendo perigosos, por sua natureza, composição ou volume, não sejam equiparados aos resíduos domiciliares pelo Poder Público municipal (BRASIL, 2010).

Considerando que empresas devem se adequar às legislações ambientais e se manter competitivas no mercado sustentável, a busca por adequações deve ser constante celebrando os princípios de não geração ou minimização da geração de fontes poluidoras.

Tendo isso em vista, este trabalho objetiva a elaboração de um PGRS para uma oficina mecânica localizada no Município de Caiçara, no Rio Grande do Sul, como parte fundamental do processo de aquisição da Licença de Regularização de Operação (LRO) do empreendimento.

2 Metodologia

O presente trabalho foi elaborado no período de março a maio de 2019, na oficina mecânica denominada “Mecânica Fontana”, localizada no centro do Município de Caiçara – RS. Nesse período, a empresa estava realizando o pedido de Licença de Regularização de Operação (LRO), a qual exigia a elaboração de um PGRS para quantificar e destinar adequadamente os resíduos gerados na oficina mecânica.

Por meio de visitas ao empreendimento e a realização de registros fotográficos, foram acompanhadas as atividades geradoras, possibilitando fazer um diagnóstico da situação da mecânica diante dos resíduos gerados, fazendo a identificação do tipo e da classe desses resíduos, como também fazendo uma análise da forma como era feito o manejo, a segregação, o armazenamento, a coleta e a destinação final. Após o diagnóstico, foram apontadas estratégias para a melhoria do gerenciamento dos resíduos sólidos e dos efluentes da empresa.

Para um melhor entendimento da metodologia utilizada, segue um esquema (Figura 1) contendo as etapas da elaboração do PGRS.

Figura 1 – Etapas consideradas para a elaboração do Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos



Fonte: Os autores.

3 Resultados e Discussão

Foram identificados, na empresa, resíduos de origem sanitária (banheiros), óleo de motor, peças metálicas, pneus, estopas contaminadas, latas de alumínio e embalagens plásticas de lubrificantes, bem como a classe em que se encaixam, a quantidade gerada anualmente, o tipo de acondicionamento, de armazenamento e de destinação final (empresa responsável) na etapa de diagnóstico, como mostra a Tabela 1.

Para cada tipo de resíduo, há uma destinação adequada; em sendo assim, o resíduo deverá ser submetido a análises quanto à classificação, à quantidade produzida, aos métodos apropriados para acondicionamento, armazenamento e, por fim, o tratamento (SILVA, 2013).

Tabela 1 – Diagnóstico sobre os resíduos produzidos no local de estudo

Resíduo	Classe	Quantidade anual	Unidade de medida	Acondicionamento	Armazenamento
Sanitário	II-A	100,8	Kg	Coletoras	Área fechada
Óleo de motor	I	132	L	Tambor	Área com contenção devazamentos
Peças metálicas	II – B	-	-	Piso	Área fechada e Área aberta comtelhado
Borrachas (Pneus)	II – B	-	-	Piso	Área fechada
Luvas	I	2,4	Kg	Sacos plásticos	Área fechada
Estopas	I	1,6	Kg	Sacos plásticos	Área fechada
Alumínio (latas de óleo)	I	1	Kg	Coletora	Área fechada
Plástico (Embalagem de óleo)	I	10	Kg	Sacos plásticos	Área fechada

Fonte: Os autores.

No que diz respeito à destinação, o óleo do motor vai para a Indústria Petroquímica do Sul Ltda., as latas de alumínio são vendidas, as peças metálicas e pneus não são destinados e os demais resíduos são destinados à coleta pública municipal.

Tendo em vista que a segregação desses materiais podem trazer benefícios para a empresa e para o meio ambiente, uma vez que, quando feito de maneira correta não compromete a qualidade, podendo o material retornar à cadeia produtiva, no caso de alumínios, papelões e plásticos, por exemplo (SIMIÃO, 2011).

Na etapa de prognóstico, foram recomendadas ações para a melhoria do gerenciamento dos resíduos gerados, visando a implantar um adequado manuseio e descarte.

- Óleo

O acondicionamento do óleo usado, proveniente da troca de motores, ocorre de forma adequada, sendo colocado em um tambor protegido por uma área de contenção para evitar vazamentos. O serviço de troca de óleo, na mecânica, não é realizado frequentemente, logo, apenas um tambor de 150 L consegue suprir a demanda. O óleo usado é mantido no tambor até que a empresa responsável faça a coleta.

- Peças metálicas

Os resíduos de peças metálicas são resultantes de atividades de manutenção dos veículos; em maior número são molas, peças de ferro fundido, rodas, parafusos, vela de ignição, etc. As sucatas metálicas são um dos principais problemas que a mecânica apresenta, tendo em vista que boa parte é considerada passivo ambiental por permanecer na área da empresa e não ter destinação definida. O armazenamento era feito de forma incorreta, em prateleiras e no solo exposto.

Recomendou-se, no plano, que a empresa construísse um piso impermeável para o local de armazenamento desse tipo de resíduo, e que parte desses resíduos fosse encaminhado para a empresa Metasil Metais Recicláveis, do Município de Seberi – RS, como destinação final a reciclagem desses metais.

Figura 2 – Armazenamento de peças metálicas nas prateleiras e no solo exposto a etapa de diagnóstico



Fonte: Os autores.

- Estopas e luvas

As luvas são utilizadas como Equipamento de Proteção Individual (EPI), e acaba sendo contaminada com óleo nas atividades da oficina. As estopas têm a finalidade de limpeza das mãos e peças e acaba sendo contaminada com resíduos oleosos. Ambas são classificadas como resíduos Classe I – perigosos, da NBR 10.004/2004, o armazenamento e a destinação desses resíduos foram diagnosticados como inadequados, como se pode observar na Tabela 1.

O acondicionamento desses resíduos deve acontecer em tambores, sinalizando a presença de resíduos perigosos e tendo a devida contenção desse ambiente, e o armazenamento deve ser em local fechado com telhado. A destinação final deve ser feita através da coleta desses resíduos por uma empresa especializada.

- Pneus

Os pneus usados são resultantes de trocas e consertos em veículos automotores, pois tais resíduos se encaixam na Classe IIB – *Inertes*, da NBR 10.004/2004, e não

possuíam acondicionamento adequado para essa classe, sendo dispostos no piso e misturados a peças metálicas e ferramentas.

O acondicionamento correto deve ser em local fechado e coberto, específico para resíduos. Quanto à destinação final, encaminhar esses pneus usados para uma empresa especializada como a “Reciclanip”, para a realização da reciclagem, atendendo, assim, ao PNRS, que torna obrigatório o sistema de Logística Reversa para esse resíduo.

Figura 3 – Armazenamento dos pneus no solo e expostos na etapa de diagnóstico



Fonte: Os autores.

- Embalagens plásticas contaminadas

As embalagens de óleo se enquadram na Classe I – *perigoso* da NBR 10.004/2004, devido às suas propriedades tóxicas. Portanto, todo o gerenciamento desse resíduo deve ser feito de modo adequado, para que não afete, negativamente o ambiente e a saúde dos trabalhadores. Na mecânica, diagnosticou-se que essas embalagens não possuíam local correto para armazenamento, sendo deixados no piso, em área coberta e eram destinadas, muitas vezes, à coleta seletiva como resíduo comum.

Após o uso do óleo, a embalagem deve ser destinada a um coletor vertical e permanecer, por algum tempo, nesse equipamento, para que o resto dos fluídos esorra por gravidade. Sendo embalagens de óleo, devem seguir padrões específicos para seu armazenamento.

- Rejeito Sanitário

O rejeito sanitário é o mais comum entre os resíduos citados, por ser um resíduo domiciliar e facilmente coletado. Desse modo, é acondicionado em coletores simples e armazenado em área fechada com telhado. A destinação final é a coleta seletiva, encaminhada ao Consórcio Intermunicipal de Gestão de Resíduos Sólidos (Cigres).

4 Conclusão

Com o trabalho realizado, foi possível notar que as maiores falhas de gerenciamento de resíduos sólidos do empreendimento estavam na forma de acondicionamento e armazenamento, e algumas formas de destinação também eram inadequadas. Com as recomendações de ações de melhoria, de forma simples e de baixo custo, buscou-se tornar mais eficiente e adequado o gerenciamento desses resíduos na oficina mecânica, permitindo, assim, que a empresa fizesse as adequações necessárias e que colaborasse com o meio ambiente. Por fim, o PGRS evidencia que a correta gestão dos resíduos sólidos é essencial para o desenvolvimento sustentável de um empreendimento, unindo crescimento econômico com proteção da saúde e do meio ambiente.

Referências

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – NBR 12235: **Armazenamento de resíduos sólidos perigosos**. Rio de Janeiro: ABNT, 1992.

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

BRASIL. Congresso Nacional. **Lei n. 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília, DF. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=636>. Acesso em: 15 dez.2019.

LOPES, G. V.; KEMERICH, P. D. da C. Resíduos de oficina mecânica: proposta de gerenciamento. **Revista Ciências Naturais e Tecnológicas**, v. 8, n. 1, p. 81-94, 2007.

NUNES, G. B.; BARBOSA, A. F. F. Gestão dos resíduos sólidos provenientes dos derivados de petróleo em oficinas mecânicas da cidade de Natal – RN, 2012. Disponível em: http://editorarealize.com.br/revistas/enect/trabalhos/Comunicacao_659.pdf. Acesso em: 15 dez. 2019.

SILVA, A. P. **Proposta e implantação de um plano de gestão de resíduos sólidos em indústria do setor metal mecânico**. 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais) – Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2013. A expressão é metal mecânica ou metal mecânico mesmo – não se utiliza metalomecânico

SIMIÃO, J. **Gerenciamento de resíduos sólidos industriais em uma empresa de usinagem sobre o enfoque da produção mais limpa**. 2011. 169 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.

Caracterização química de lodo da Estação de Tratamento de Água Santa Bárbara na cidade de Pelotas – RS

Luiza Beatriz Gamboa Araújo Morselli¹, Átila Martins Gomes²,
Robson Andreazza³

¹Universidade Federal de Pelotas/luiza_morselli@hotmail.com

²Universidade Federal de Pelotas/atilagomes@hotmail.com

³Universidade Federal de Pelotas/robsonandreazza@yahoo.com.br

Resumo: O principal resíduo gerado em uma Estação de Tratamento de Água (ETA) é o lodo, cuja geração aumenta proporcionalmente à crescente demanda por água potável das populações. O lodo costuma ser descartado de maneira incorreta em corpos-d'água, causando assoreamento, eutrofização, impactos à vida aquática, ou ainda, no solo, contaminando o lençol freático. Ao ser lançado em corpos hídricos, o lodo causa impactos devido à elevada quantidade de sólidos e altas concentrações de metais. Tais características dificultam a reciclagem e a correta disposição desse resíduo no meio ambiente, sendo necessária sua caracterização. O objetivo desta pesquisa é proporcionar uma caracterização química inicial do lodo da ETA Santa Bárbara. Os resultados obtidos foram comparados aos de pesquisas mais recentes de lodos de mesmo coagulante, o policloreto de alumínio e de ETAs de ciclo completo. Foram encontrados metais pesados no lodo analisado, os quais se justificam pela poluição e ações antrópicas que a barragem tem sofrido. Os nutrientes e elementos químicos encontrados no lodo dessa ETA são provenientes de atividades agrícolas na região e do descarte incorreto de esgotos residenciais e industriais. A caracterização inicial realizada do lodo da ETA Santa Bárbara é fundamental para delimitar possíveis aplicações desse resíduo e direcionar futuras pesquisas que proporcionem formas sustentáveis de uso e do correto descarte desse material no meio ambiente.

Palavras-chave: Lodo de estação de tratamento de água. Resíduos sólidos. Caracterização química.

Área Temática: Resíduos Sólidos.

Chemical characterization of sludge from Santa Bárbara Water Treatment Plant in the city of Pelotas – RS

Abstract: The main residue generated in a Water Treatment Plant (WTP) is the sludge, whose generation increases proportionally to the growing demand for drinking water from populations. The sludge is usually discarded incorrectly in water bodies, causing siltation, eutrophication, impacts on aquatic life, or even on the soil, contaminating the water table. When launched into water bodies, sludge causes impacts due to the high amount of solids and high concentrations of metals. These characteristics hinder the recycling and correct disposal of this waste in the environment, and its characterization is necessary. The objective of this research was to provide an initial chemical characterization of WTP Santa Barbara sludge. The results obtained were compared to more recent studies of sludge of the same coagulant, aluminum polychloride and full-cycle WTP. Heavy metals were found in the sludge analyzed, which are justified by the pollution and anthropic actions to which the dam has suffered. The nutrients and chemical elements found in the sludge come from agricultural activities in the region and the incorrect disposal of residential and industrial sewage. The initial characterization performed of eta Santa Barbara sludge is essential to delimit possible applications of this residue and direct future research that provide sustainable ways of using and correct disposal of this material in the environment.

Keywords: Sludge of Water Treatment Plant. Solid Waste. Chemical characterization.

Theme Area: Solid Waste.

1 Introdução

O lodo é o principal resíduo gerado na de Estação de Tratamento de Água (ETA), cuja geração aumenta proporcionalmente à crescente demanda por água potável das populações. O lodo de ETA é classificado como um resíduo sólido (ABNT, 2004a) e como resíduo de serviço de saneamento (BRASIL, 2010).

A empresa responsável pelo abastecimento de água da cidade de Pelotas é o Serviço Autônomo de Saneamento de Pelotas (Sanep), e o lodo analisado foi gerado na Estação de Tratamento Santa Bárbara, que é responsável pelo abastecimento de cerca de 50% da população de Pelotas (SANEP, 2018).

O processo aplicado pelo Sanep consiste nas seguintes etapas: coagulação e floculação, na qual tem-se utilizado o policloreto de alumínio (PAC) como coagulante; decantação, momento em que os sedimentos se depositam no fundo dos tanques; filtração, a qual é feita através do uso de filtros com areia, seixos, cascalho e outros materiais semelhantes; e, por último o processo de desinfecção, por meio do uso de produtos como ácido fluossilícico para o combate às cáries, e hidróxido de cálcio para a correção do pH (SANEP, 2019a). O período de limpeza do lodo da estação de tratamento Santa Bárbara é feito num intervalo de 20 a 30 dias.

A grande maioria das estações de tratamento de água brasileiras não dimensiona a quantidade de lodo gerado, poucas analisam suas características e fazem um descarte adequado deste resíduo (ACHON *et al.*, 2013; KATAYAMA *et al.*, 2015), apesar do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama), através da Resolução n. 430/2011 (BRASIL, 2011), ter estabelecido parâmetros mais rígidos para o descarte deste resíduo em corpos hídricos.

Estima-se que há, instaladas no Brasil, em torno de 7.500 ETAs, onde sua maioria opera em ciclo completo, incluindo coagulação, floculação, decantação e filtração (ACHON *et al.*, 2013).

Os lodos gerados pelas ETAs brasileiras costumam ser dispostos em corpos hídricos (SILVA, 2011; ACHON, 2013), causando assoreamento, eutrofização, baixando a qualidade da água, causando impactos à vida aquática desse corpo hídrico. Ou ainda, ser disposto em aterros sanitários, contaminando o solo e o lençol freático; ou lançados em estações de tratamento de esgoto (ETE), sobrecarregando-as (KATAYAMA *et al.*, 2015).

Quando o lodo é disposto inadequadamente em corpos hídricos, os principais parâmetros que impactam são: a elevada quantidade de sólidos (OLIVEIRA; RONDON, 2016), as altas concentrações de metais, a alta turbidez e a alta DQO (ACHON; SOARES; MEGDA, 2005; GONÇALVES; CHIARAMONTE; GARBIN, 2018). A elevada concentração de metais, como o alumínio e o ferro, e a elevada umidade presentes no lodo de ETA dificultam a sua reciclagem. Tornando a recuperação desse

material onerosa financeiramente para as empresas, mostrando a necessidade de formas alternativas e econômicas de reciclagem deste resíduo (GONÇALVES; CHIARAMONTE; GARBIN, 2018).

Os lodos de ETA podem ser convertidos em matérias-primas ambientalmente corretas e econômicas. Algumas aplicações tecnológicas para o lodo de ETA na construção civil podem ser: a produção de materiais cerâmicos, tijolo solo-cimento, substituição de areia, substituição parcial de cimento Portland, pozolana artificial, produção de compósito, e produção de geopolímeros (SANTOS; MELO FILHO; MANZATO, 2018).

A tendência de crescimento da geração de lodo de ETA, proporciona um desequilíbrio de consumo-reciclagem/reuso, o que enfatiza a necessidade de mais pesquisas na área, de modo a comprovar científica e economicamente a viabilidade do uso desses resíduos para outras finalidades.

Objetivando analisar e conhecer as propriedades do resíduo estudado, foi realizada uma caracterização inicial do lodo gerado na ETA Santa Bárbara a partir da investigação de elementos presentes. Para que, a partir das características encontradas, seja demonstrado o potencial de aplicações deste resíduo como matéria-prima na composição de outros materiais, proporcionando a sua reciclagem, e conseqüentemente, reduzindo o impacto ambiental inevitavelmente causado pelas ETAs.

2 Metodologia

O processo de coleta e caracterização do resíduo sólido foi feita conforme a NBR 10.007 (ABNT, 2004b), a qual define critérios de amostragem para resíduos sólidos. A coleta foi realizada na Estação de Tratamento de Água Santa Bárbara, do SANEP, localizada na rua Joana Neutzling Levien, n. 1.152, no bairro Três Vendas, na cidade de Pelotas, no dia 8 de abril de 2019. O dia definido para a coleta foi o de limpeza dos decantadores, o qual dependia da disponibilidade e das atividades da empresa Sanep.

O resíduo foi secado em estufa microprocessada de secagem modelo Q317M de marca Quimis sob a temperatura de 60°C por 72h, em formas metálicas. Após seco, o lodo foi reservado em um recipiente do tipo Becker de vidro, e mantido no dessecador, o que evitou sua absorção de umidade.

O lodo de ETA seco precisou ser destorroado, conforme Figura 1, para que se obtivesse a menor granulometria possível. Esse processo ocorreu manualmente, com o auxílio de um almofariz e um pilão. O material apresentou grande dureza após a secagem em estufa, tornando o processo de destorroamento demorado.

Figura 1 – Lodo de ETA Santa Bárbara seco a) e b), lodo em pó c)



Fonte: Os autores.

Foram realizadas análises laboratoriais nos meses de junho e julho de 2019, no Laboratório de Análises da Faculdade de Agronomia do Departamento de Solos da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. As determinações analíticas realizadas e os respectivos métodos de análise foram os seguintes (Tabela 1):

Tabela 1 – Análises realizadas e suas respectivas metodologias

Determinações	Metodologia aplicada/Limite de detecção
pH	Relação amostra:água/ potenciometria
Carbono Orgânico	Combustão úmida/ Walkley Black/ 0,01% (EMBRAPA, 1997)
Teor de Matéria Orgânica	Combustão úmida/ Walkley Black/ 0,01% (EMBRAPA, 1997)
Nitrogênio (TKN)	Kjedahl/ 0,01%
Fósforo total	Digestão úmida nítrico-perclórica/ ICP-OES/ 0,01%
Potássio total	Digestão úmida nítrico-perclórica/ ICP-OES/ 0,01%
Cálcio total	Digestão úmida nítrico-perclórica/ ICP-OES/ 0,01%
Magnésio total	Digestão úmida nítrico-perclórica/ ICP-OES/ 0,01%
Enxofre total	Digestão úmida nítrico-perclórica/ ICP-OES/ 0,01%
Cobre total	Digestão úmida nítrico-perclórica/ ICP-OES/ 0,6mg/kg
Zinco total	Digestão úmida nítrico-perclórica/ ICP-OES/ 2mg/kg
Ferro total	Digestão úmida nítrico-perclórica/ ICP-OES/ 4mg/kg
Manganês total	Digestão úmida nítrico-perclórica/ ICP-OES/ 4mg/kg
Sódio total	Digestão úmida nítrico-perclórica/ ICP-OES/ 10mg/kg
Cádmio total	Digestão úmida nítrico-perclórica/ ICP-OES/ 0,2mg/kg
Cromo total	Digestão úmida nítrico-perclórica/ ICP-OES/ 0,4mg/kg
Níquel total	Digestão úmida nítrico-perclórica/ ICP-OES/ 0,4mg/kg
Chumbo total	Digestão úmida nítrico-perclórica/ ICP-OES/ 2mg/kg
Vanádio total	Digestão úmida nítrico-perclórica/ ICP-OES/ 0,2mg/kg
Arsênio total	Digestão úmida nítrico-perclórica/ ICP-OES/ 2mg/kg
Selênio total	Digestão úmida nítrico-perclórica/ ICP-OES/ 4mg/kg
Bário total	Digestão úmida nítrico-perclórica/ ICP-OES/ 1mg/kg
Alumínio total	Digestão úmida nítrico-perclórica/ ICP-OES/ 20mg/kg
Molibdênio total	Digestão seca/ ICP-OES/ 0,2mg/kg
Boro total	Digestão seca/ ICP-OES/ 1mg/kg
Mercúrio	Digestão úmida EPA 7471 A/Vapor frio/ 0,1mg/kg

Fonte: Os autores.

3 Resultados e discussão

Os resultados das análises realizadas no lodo da ETA Santa Bárbara (LSB) se encontram na Tabela 2. A discussão dos dados foi realizada em comparação com análises de outros lodos de ETA de ciclo completo e que fazem uso de sulfato de alumínio ou policloreto de alumínio como coagulante.

Tabela 2 – Resultados das análises do resíduo

Determinações	Resultado	Unidade
pH	6,2	-
Carbono Orgânico	9,4	% (m/m)
Teor de Matéria Orgânica	16,21	% (m/m)
Nitrogênio (TKN)	0,90	% (m/m)
Fósforo total	0,53	% (m/m)
Potássio total	0,20	% (m/m)
Cálcio total	0,10	% (m/m)
Magnésio total	0,15	% (m/m)
Enxofre total	0,26	% (m/m)
Cobre total	23	mg/kg
Zinco total	70	mg/kg
Ferro total	2,4	% (m/m)
Manganês total	0,15	% (m/m)
Sódio total	863	mg/kg
Cádmio total	<0,2	mg/kg
Cromo total	16	mg/kg
Níquel total	16	mg/kg
Chumbo total	<2	mg/kg
Vanádio total	52	mg/kg
Arsênio total	<2	mg/kg
Selênio total	<4	mg/kg
Bário total	141	mg/kg
Alumínio total	14	% (m/m)
Molibdênio total	<0,2	mg/kg
Boro total	4	mg/kg
Mercúrio	0,04	mg/kg

Fonte: Os autores.

O pH encontrado no LSB seco foi de 6,2, dentro dos parâmetros estabelecidos por Richter (2001), sendo que os lodos de ETA com uso de alumínio como coagulante possuem características de pH entre 6 e 8. Souza (2010) encontrou, para o lodo da ETA São Carlos – SP o pH de 7,2; Tafarel *et al.* (2016) analisaram lodos gerados em Curitiba – PR e encontraram os valores de 6,8 e 6,7 de pH para os lodos de descarga e adensado, respectivamente. Lopes e Serra (2016) encontraram um pH de 6,9 para o lodo de Palmas – TO; Araújo (2017) encontrou um pH de 6,7 no lodo de Goiânia – GO, Ramirez *et al.* (2018) obtiveram um pH de 7,9 no lodo analisado, gerado em Foz do Iguaçu – PR, Godoy *et al.* (2019), um pH de 7,4 para o lodo de ETA de uma cidade no Sul do Brasil,

e Wagner *et al.* (2019), valores de 6,67 a 6,88 para o lodo da ETA Pitangui, localizada no Município de Ponta Grossa – PR).

O teor de matéria orgânica encontrado no LSB foi de 16,21%, dentro das características citadas por Richter (2001). Os lodos de ETA de sulfato de alumínio devem possuir matéria orgânica entre 15% e 25%. Souza (2010) obteve um valor superior: 28,74% de matéria orgânica no lodo da ETA São Carlos, enquanto Araújo (2017) encontrou apenas 2,30%, Godoy *et al.* (2019), 0,39%, e Mymrin *et al.* (2019) 27,57% para o lodo de ETA do Estado do Paraná.

Os altos índices encontrados no LSB, de alumínio (14%) e ferro (2,4%), foram demonstrados também na pesquisa de Godoy (2018), em análise do lodo de ETA Blumenau – SC, onde o autor encontrou 26,7% de alumínio e 12,4% de ferro, portanto em quantidades mais elevadas do que o LSB.

Observam-se valores altos para alumínio, constituindo 14% do resíduo seco analisado, sendo esse valor esperado, visto que o coagulante utilizado na ETA Santa Bárbara é o policloreto de alumínio (PAC). O alumínio é fitotóxico, pois, quando solubilizado, prejudica o sistema radicular das plantas, influenciando, negativamente, a absorção de nutrientes e debilitando os organismos vegetais (LENZI; FAVERO, 2011).

O lodo de ETA gerado na Região Metropolitana de Porto Alegre, analisado por Gonçalves *et al.* (2018), obteve maiores teores de nitrogênio, com 2,21% para 0,90% do LSB; cálcio, com 0,1183% para 0,10% do LSB; cobre, com 72,3mg/kg para 23mg/kg do LSB; e zinco, com 93,4mg/kg para 70mg/kg do encontrado no LSB. Entretanto, no lodo analisado por Gonçalves *et al.* (2018), encontrou-se menor teor de fósforo com 0,22% para 0,53% do LSB.

Os altos valores de sódio e potássio encontrados se justificam pelo uso de surfactantes, que são químicos utilizados em detergentes de limpeza, os quais, em sua maioria, são constituídos de NaOH ou KOH. Conforme Godoy *et al.* (2019), a presença de surfactantes em lodos de ETAs está relacionada ao descarte irregular desses produtos nos corpos hídricos.

Alguns elementos, dentre eles, certos metais pesados, encontrados no LSB foram encontrados também em outros lodos analisados. Elementos como arsênio, bário, cádmio, chumbo, cromo, mercúrio, alumínio, cobre, ferro e zinco foram encontrados também por Mymrin *et al.* (2019), Godoy (2019) e Wagner (2019). Já molibdênio e selênio foram encontrados por Wagner (2019) e Godoy (2019). Níquel foi encontrado no lodo analisado por Wagner (2019).

A barragem Santa Bárbara é uma das mais importantes abastecedoras de água para a cidade de Pelotas. O canal Santa Bárbara tem sofrido com o recebimento de poluição e atividades de impacto ambiental no seu entorno, o que pode ser identificado através da pesquisa de Demarco *et al.* (2019), na qual os autores encontraram a presença de

nutrientes e metais pesados na água, como nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, enxofre, cobre, zinco, ferro, manganês, sódio, cádmio, cromo, níquel, chumbo, alumínio, arsênio, selênio, cobalto e vanádio, comprovando a presença de metais pesados na região da ETA Santa Bárbara.

Os valores de nitrogênio, potássio, enxofre, cobre, zinco, ferro, manganês, cádmio, cromo, níquel, alumínio, arsênio, cobalto e vanádio estavam acima do que permite a legislação pela Resolução n. 357/2005 do Conama, para águas de Classe II, nas análises de Demarco *et al.* (2019).

Não é incomum encontrar metais pesados em lodo de ETA (RAMIRES *et al.*, 2018), mas quando esse resíduo é disposto no meio ambiente, sem tratamento prévio, esses metais podem chegar no lençol freático, contaminar a biota local e até o ser humano (LENZI; FAVERO, 2011).

4 Conclusões

Os nutrientes e elementos químicos encontrados no lodo de ETA são justificados pela presença de atividades agrícolas na região, pelo descarte incorreto de esgotos residenciais e industriais. A presença de metais pesados no lodo se justifica pelos impactos antropológicos causados ao corpo hídrico e em sua região de maior influência, visto que há a presença de indústrias e rodovias no entorno da barragem e seus afluentes.

A caracterização inicial realizada do lodo de ETA Santa Bárbara é importante à delimitação de possíveis aplicações desse resíduo e ao direcionamento de futuras pesquisas que proporcionem formas sustentáveis de uso do lodo de ETA e do correto descarte desse material no meio ambiente.

Referências

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10.004: **Resíduos sólidos:** classificação. Rio de Janeiro, 2004a.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10007: **Amostragem de resíduos sólidos.** Rio de Janeiro, 2004b.

ACHON, Cali Laguna; SOARES, Leonardo Vieira; MEGDA, Cláudia Regina. Impactos ambientais provocados pelo lançamento in natura de lodos provenientes de estações de tratamento de água. *In:* Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23., 2005, Campo Grande, MS: Abes, 2005, cd I-020, 15 p.

ACHON, C. L.; BARROSO, M. M.; CORDEIRO, J. S. Resíduos de estações de tratamento de água e a ISSO 42512: desafio do saneamento brasileiro. **ABES**, v. 18, n. 2, p. 115-122, abr./jun. 2013.

ARAÚJO, F. de C. **Avaliação técnica dos resíduos gerados em ETA como substituto parcial de agregados em componentes cimentícios – Pavers**. 2017. Dissertação (Mestrado) – Curso de Engenharia Civil, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2017.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – Conama. **Política Nacional de Resíduos Sólidos, Lei n. 12.305**. Brasília, 2010.

DEMARCO, F. C.; AFONSO, T. F.; QUADRO, M. S.; PIENIZ, S.; ANDRADE, L. C.; CAMARGO, F. A. de O.; ANDREAZZA, R. Environmental and multivariate analysis of Santa Bárbara stream, Brazil, contaminated with heavy metals and nutrients. **Australian Journal of Basic and Applied Sciences**. [s.l.], p. 53-63, jan. 2019.

BRASIL. EMBRAPA, Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 2. ed. rev. atual. Rio de Janeiro, 1997.

GODOY, L. G. G. de. **Otimização das características do lodo de ETA visando à utilização em cimento composto e pozolânico**. 2018. Dissertação (Mestrado) – Fundação Universidade Regional de Blumenau. Blumenau, 2018.

GODOY, L. G. G.; ROHDEN, A. B.; GARCEZ, M. R.; COSTA, E. B. da; DALT, S. D.; ANDRADE, J. J. de O. Valorization of water treatment sludge waste by application as supplementary cementitious material. **Construction And Building Materials**, [s.l.], Elsevier BV, v. 223, p. 939-950, out. 2019. <http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2019.07.333>.

GONÇALVES, F. S.; CHIARAMONTE, R. C.; GARBIN, M.; BREHM, F. A. **Caracterização de lodos oriundos de estações de tratamento de água visando a alternativas de reciclagem**. Porto Alegre, junho de 2018. 1-10 p.

KATAYAMA, V. T.; MONTES, C. P.; FERAZ, T. H. MORITA, D. M. Quantificação da produção de lodo de estações de tratamento de água de ciclo completo: uma análise crítica. **Eng. Sanit. Ambiental**, Lorena, v. 20, n. 4, p. 559-569, out./dez. 2015.

LENZI, E.; FAVERO, Luzia O. B. **Introdução à química da atmosfera: ciência, vida e sobrevivência**. Rio de Janeiro: LTC, 2011. 465 p. ISBN 9788521616337.

LI, J.; Liu, L.; Liu, J.; Ma, T.; Yan, A.; Ni, Y. Effect of adding alum sludge from water treatment plant on sewage sludge dewatering. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 4, n. 1, p. 746-752, 2016. doi:10.1016/j.jece.2015.07.021.

LOPES, J. C.; SERRA, J. C. V. Adensamento mecânico e desidratação do lodo da ETA-6 por filtro prensa. **Engenharia Ambiental – Espírito Santo do Pinhal**, v. 13, n. 1, p. 126-132, jan./jun. 2016.

MYMRIN, V.; HACKBART, F. M.; ALEKSEEV, K.; AVANCI, M. A.; MARINHO, E. G. P.; IAROZINSKI N.; CATAI, R. E. Construction wastes use to neutralize hazardous municipal water treatment sludge. **Construction and building materials**, [s.l.]: Elsevier BV, v. 204, p. 800-808, abr. 2019. <http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2019.01.182>.

OLIVEIRA, I. Y. Q. de; RONDON, O. Costa. Diagnóstico da gestão de lodo de estação de tratamento de água de Mato Grosso do Sul. **INTERAÇÕES**, Campo Grande, MS, v. 17, n. 4, p. 687-698, out./dez. 2016.

RAMIREZ, K., G.; POSSAN, E.; BITTENCOURT, P. R. S.; CARNEIRO, C.; COLOMBO, M. Physico-chemical characterization of centrifuged sludge from the Tamanduá water treatment plant (Foz do Iguaçu – PR). **Matéria**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 3, 2018.

RICHTER, C. A. **Tratamento de lodos de Estações de Tratamento de Água**. São Paulo: Editora Edgard Blücher Ltda., 2001.

SANTOS, G. Z. B. dos; MELO FILHO, J. de; MANZATO, L. Perspectivas de aplicações tecnológicas de lodo gerado no processo de tratamento de água dos rios Negro e Solimões. **Matéria**, v. 23, n. 3, artigo e-1267, 2018.

SANEP. SERVIÇO AUTÔNOMO DE SANEAMENTO DE PELOTAS. **Notícia: Barragem Santa Bárbara comemora 50 anos de história**. Em 21 de outubro de 2018. Disponível em: <http://www.pelotas.com.br/noticia/barragem-santa-barbara-comemora-50-anos-de-historia>. Acesso em: 2 out. 2019.

SERVIÇO AUTÔNOMO DE SANEAMENTO DE PELOTAS – SANEP. **Informações – Tratamento da água**. 2019a. Disponível em: <http://server.pelotas.com.br/sanep/tratamento/>. Acesso em: 5 maio 2019.

SILVA, M. V. da; **Desenvolvimento de tijolos com incorporação de cinzas de carvão e lodo provenientes de estação de tratamento de água**. 2011. Dissertação (Mestrado) – Curso de Tecnologia Nuclear – Materiais. Autarquia associada à Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

SOBRINHO, M. A. da M.; TAVARES, R. G.; ARRUDA, V. C. M. da; CORREA, M. M.; PEREIRA, L. J. R. Geração, tratamento e disposição final dos resíduos das estações de tratamento de água do estado de Pernambuco. **Eng. Sanit. Ambient.** [on-line], v. 24, n. 4, p. 761-771, 2019. Epub Aug 15, 2019. ISSN 1413-4152.

SOUZA, Francis Rodrigues de. **Compósito de lodo de estação de tratamento de água e serragem de madeira para uso como agregado graúdo em concreto**. 2010. 209 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Materiais) – Curso de Ciência e Engenharia dos Materiais, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.

TAFAREL, N. F.; MACIOSKI, G.; CARVALHO, K. Q. de; NAGALLI, A.; FREITAS, D. C. de; PASSIG, F. H. Avaliação das propriedades do concreto devido à incorporação de lodo de estação de tratamento de água. **Revista Matéria**, artigo 11759, p. 974-986, 2016.

WAGNER, L. F.; WIECHETECH, G. K.; SZÉLIGA, M. R. Avaliação de estação de tratamento de esgoto com reator anaeróbio recebendo lodo de estação de tratamento de água Actiflo®. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s.l.], v. 24, n. 4, p.709-717, ago. 2019. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522019145633>.

WALKLEY, A.; BLACK, I. A. An examination of the degtyareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. **Soil Science**, Baltimore, v. 37, p. 29-38, 1934.

Sobre os autores

Vania Elisabete Schneider

Graduada em Licenciatura Plena e Bacharelado em Biologia pela Universidade de Caxias do Sul (1989); Especialista em Metodologia da Pesquisa e do Ensino Superior – Área de Concentração: Educação Ambiental (1990) pela UCS; Mestre em Engenharia Civil – Área de Concentração – Recursos Hídricos e Saneamento pela Universidade Estadual de Campinas (1994); Doutora em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (2005). Professora Titular e Diretora do Instituto de Saneamento Ambiental da Universidade de Caxias do Sul; revisora dos periódicos: Revista Panamericana de Salud Pública, Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, Revista Biociências; Parecerista ad hoc da Universidade Severino Sombra; Consultor ad hoc da Fundação de Apoio ao Desenvolvimento do Ensino, Ciência e Tecnologia do MS; Membro do Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio Taquari Antas; Coordenadora Técnica do Congresso Internacional de Tecnologias Ambientais e Diretora da Fiema Brasil – Feira Internacional de Tecnologia para o Meio Ambiente; Membro da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental e representante desta junto a Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental / División de Residuos Sólidos (AIDIS/DIRSA). Atua principalmente nos cursos de graduação em Biologia, Engenharia Ambiental, Civil e Arquitetura nos temas: Resíduos Sólidos Urbanos, de Serviços de Saúde e da Construção Civil e Agrossilvopastoris; Gestão de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Pesquisadora junto aos programas de Pós-Graduação da Universidade de Caxias do Sul em Engenharia e Ciências Ambientais, Engenharia de Processos e Tecnologias, Direito Ambiental e Ensino de Ciências e Matemática.

Taison Anderson Bortolin

Graduado em Engenharia Ambiental pela Universidade de Caxias do Sul. Especialista em Educação a distância pelo SENAC-RS. Especialista em Eficiência Energética pela Universidade Federal de Santa Maria. Mestre e Doutor em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Sofia Helena Zanella Carra

Graduada em Engenharia Ambiental pela Universidade de Caxias do Sul (2012). Mestre em Engenharia e Ciências Ambientais pela Universidade de Caxias do Sul (2015). MBA em Perícia, Auditoria e Gestão Ambiental pelo Instituto de Pós-Graduação – IPOG (2016). Aluna de doutorado (bolsista DAAD – Deutscher Akademischer Austauschdienst – doutorado pleno) – Humboldt-Universität zu Berlin. Projeto de doutorado desenvolvido junto ao Leibniz-Institut für Agrartechnik und Bioökonomie e.V. (ATB). ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3599-7352>



A Universidade de Caxias do Sul é uma Instituição Comunitária de Educação Superior (ICES), com atuação direta na região nordeste do estado do Rio Grande do Sul. Tem como mantenedora a Fundação Universidade de Caxias do Sul, entidade jurídica de Direito Privado. É afiliada ao Consórcio das Universidades Comunitárias Gaúchas - COMUNG; à Associação Brasileira das Universidades Comunitárias - ABRUC; ao Conselho de Reitores das Universidades Brasileiras - CRUB; e ao Fórum das Instituições de Ensino Superior Gaúchas.

Criada em 1967, a UCS é a mais antiga Instituição de Ensino Superior da região e foi construída pelo esforço coletivo da comunidade.

Uma história de tradição

Em meio século de atividades, a UCS marcou a vida de mais de 100 mil pessoas, que contribuem com o seu conhecimento para o progresso da região e do país.

A universidade de hoje

A atuação da Universidade na atualidade também pode ser traduzida em números que ratificam uma trajetória comprometida com o desenvolvimento social.

Localizada na região nordeste do Rio Grande do Sul, a Universidade de Caxias do Sul faz parte da vida de uma região com mais de 1,2 milhão de pessoas.

Com ênfase no ensino de graduação e pós-graduação, a UCS responde pela formação de milhares de profissionais, que têm a possibilidade de aperfeiçoar sua formação nos programas de Pós-Graduação, Especializações, MBAs, Mestrados e Doutorados. Comprometida com excelência acadêmica, a UCS é uma instituição sintonizada com o seu tempo e projetada para além dele.

Como agente de promoção do desenvolvimento a UCS procura fomentar a cultura da inovação científica e tecnológica e do empreendedorismo, articulando as ações entre a academia e a sociedade.

A Editora da Universidade de Caxias do Sul

O papel da EDUCS, por tratar-se de uma editora acadêmica, é o compromisso com a produção e a difusão do conhecimento oriundo da pesquisa, do ensino e da extensão. Nos mais de 1000 títulos publicados é possível verificar a qualidade do conhecimento produzido e sua relevância para o desenvolvimento regional.



Conheça as possibilidades de formação e aperfeiçoamento vinculadas às áreas de conhecimento desta publicação acessando o QR Code:

