

Ações Antrópicas sobre o Meio Ambiente



**Alisson Souza de Oliveira
Claudiomir da Silva dos Santos
Fabricio dos Santos Rita
Generci Dias Lopes
Luciano dos Santos Rodrigues
Rosângela Francisca de Paula Vitor Marques
(Organizadores)**



**AÇÕES ANTRÓPICAS
SOBRE O
MEIO AMBIENTE**



Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

A253 Ações Antrópicas sobre o Meio Ambiente/Oliveira et al.

— Campina Grande: EPTEC, 2022.

313f.: il. color.

Formato: PDF

Requisitos de sistema: Adobe Acrobat Reader

Modo de acesso: World Wide Web

Inclui bibliografia

ISBN: 978-65-00-52539-7

1. Impactos ambientais. 2. Bacia hidrográfica. 3. Preservação Ambiental. I. Oliveira, Alisson Souza de. II. Santos, Claudiomir da Silva dos. III. Rita, Fabrício dos Santos. IV. Lopes, Generci Dias. V. Rodrigues, Luciano dos Santos. VI. Marques, Rosângela Francisca de Paula Vitor. VII. Título.

CDU 333.72

Os capítulos ou materiais publicados são de inteira responsabilidade de seus autores. As opiniões neles emitidas não exprimem, necessariamente, o ponto de vista do Editor responsável. Sua reprodução parcial está autorizada desde que cite a fonte.



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

2022 by Eptec

Copyright © Eptec

Copyright do texto © 2022 Os autores

Copyright da edição © 2022 Eptec

Direitos para esta edição cedidos à Eptec pelos autores

Open access publication by Eptec

Créditos das Imagens da capa

Pixabay

Editoração e Revisão

Paulo Roberto Megna Francisco

Arte da Capa

Keila Cornetes | Designer GSC Eventos Especiais

Conselho Editorial

Claudiomir da Silva dos Santos (IFSULMINAS)

Djail Santos (CCA-UFPB)

Dermeval Araújo Furtado (CTRN-UFCG)

George do Nascimento Ribeiro (CDSA-UFCG)

Gypson Dutra Junqueira Ayres (CTRN-UFCG)

Josivanda Palmeira Gomes (CTRN-UFCG)

João Miguel de Moraes Neto (CTRN-UFCG)

José Wallace Barbosa do Nascimento (CTRN-UFCG)

Juarez Paz Pedroza (CTRN-UFCG)

Lúcia Helena Garófalo Chaves (CTRN-UFCG)

Luciano Marcelo Fallé Saboya (CTRN-UFCG)

Newton Carlos Santos (UFRN)

Paulo da Costa Medeiros (CDSA-UFCG)

Paulo Roberto Megna Francisco (CTRN-UFCG)

Soahd Arruda Rached Farias (CTRN-UFCG)

Virgínia Mirtes de Alcântara Silva (CTRN-UFCG)

Viviane Farias Silva (CSTR-UFCG)



GSC EVENTOS ESPECIAIS

Gisele Corrêa Ferreira

Diretora

Camila Freitas

Administrativo e Financeiro

Lígia Sanches

Administrativo e Financeiro

Helena Longhi

Coordenação de Eventos

Keila Cornetes

Projeto Gráfico e Rede Sociais



19^o CONGRESSO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE DE POÇOS DE CALDAS

ORGANIZAÇÃO

GSC Eventos Especiais

COMISSÃO ORGANIZADORA

Afonso Peche Filho
Alisson Souza de Oliveira
Claudiomir da Silva dos Santos
Fabrício dos Santos Ritá
Generci Dias Lopes
Gilcean Silva Alves
Gustavo Henrique Gravatim Costa
Leandro Gustavo da Silva
Luciano dos Santos Rodrigues
Marcelo Simão da Rosa
Ronei Aparecido Barbosa
Rosângela Francisca de Paula Vitor Marques
Tais Arthur Correa
Vilmar Alves Pereira

COMISSÃO CIENTÍFICA

Afonso Peche Filho – IAC
Alisson Souza de Oliveira – UFU
Amanda Tristão Santini - UFV
Claudiomir da Silva dos Santos – IFSULDEMINAS
Fabrício Pelizer de Almeida – UNIUBE
Fabrício dos Santos Rita – IFSULDEMINAS
Generci Dias Lopes – IFSULDEMINAS
Gilcean Silva Alves – IFPB
Giliane Aparecida Vicente da Silva Souza – UFPB
Gustavo Henrique Gravatim Costa – UEMG
Irene Carniatto Oliveira – UNIOESTE
Israel José da Silva – UFMG
Juliano de Paulo dos Santos - UFMT
Leandro Gustavo Silva – IFSULDEMINAS
Lina Bufalino – UFRA
Lucas Eduardo de Oliveira Aparecido – IFSULDEMINAS
Luciano dos Santos Rodrigues – UFMG
Marcelo Bregagnoli - IFSULDEMINAS
Marcelo Simão da Rosa – IFSULDEMINAS
Maria Teresa Mariano – PUC
Mayara Andrade Souza – CESMAC
Monise Martins Silva – UEMG
Paula Tristão Santini - IFSULDEMINAS
Paulo Roberto Megna Francisco – UFCG
Paulo Sergio Lúcio – UFRN
Pollyanna Freire Montenegro Agra – UFCG
Rodrigo Florêncio Da Silva - Instituto Politécnico Nacional – México
Ronei Aparecido Barbosa – IFSULDEMINAS
Rosângela Francisca de Paula Vitor Marques – UNINCOR
Shirleyde Alves dos Santos – UEPB
Tais Arthur Correa – UEMG
Vênia Camelo de Souza – UFPB
Vilmar Alves Pereira – UNINI
Virgínia Mirtes de Alcântara Silva – UFCG



Alisson Souza de Oliveira
Claudiomir da Silva dos Santos
Fabricio dos Santos Rita
Generci Dias Lopes
Luciano dos Santos Rodrigues
Rosângela Francisca de Paula Vitor Marques
(Organizadores)

AÇÕES ANTRÓPICAS SOBRE O MEIO AMBIENTE



1.a Edição
Campina Grande-PB
2022



REALIZAÇÃO



APOIO



FUNDAÇÃO DE APOIO À
PESQUISAS DO ESTADO
DE MINAS GERAIS

PATROCÍNIO



SUMÁRIO

PREFÁCIO	9
COMPARAÇÃO DE ÍNDICES NDVI COM ÍNDICES DO ESPECTRO VISÍVEL PARA AVALIAR O USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NO ENTORNO DA REPRESA DE ITUPARARANGA - SP.....	11
DETERMINAÇÃO DE METAIS EM MATERIAL PARTICULADO 10 (MP10) E ESTIMATIVA DE FONTES DE POLUIÇÃO NA CIDADE DE AREQUIPA - PERU.....	21
USO E APLICAÇÃO DA PALINOLOGIA EM DIFERENTES FITOFISIONOMIAS DE UMA PROPRIEDADE RURAL.....	31
DISPOSIÇÃO FINAL DE EFLUENTES LIGADOS A INDÚSTRIAS DE LATICÍNIOS	41
AVALIAÇÃO DA PRESENÇA DE LÍQUENS EM ÁREAS IMPACTADAS PELO CARVÃO NO SUL DE SANTA CATARINA.....	48
ANÁLISE DE MATERIAL PARTICULADO FINO NO INTERIOR DO ESTADO DE SÃO PAULO POR AGRUPAMENTO DE DADOS.....	59
AVALIAÇÃO DA COBERTURA VEGETAL POR MEIO DE ÍNDICES DE VEGETAÇÃO (NDVI, SAVI) NO MUNICÍPIO DE SETE LAGOAS - MG.....	69
CARACTERIZAÇÃO DOS INVENTÁRIOS MUNICIPAIS DE GASES DE EFEITO ESTUFA BRASILEIRO	79
CARACTERÍSTICAS FISIAGRÁFICAS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO VERDE-BA	89
ANÁLISE DAS CONCENTRAÇÕES DE NITROGÊNIO E FÓSFORO TOTAL PRESENTES NA ÁGUA DA MICROBACIA HIDROGRÁFICA DO CÔRREGO PIRAPOZINHO-SP.....	100
APRENDIZAGEM MÁQUINA NA PREVISÃO DA CERCOSPORIOSE DO CAFÉ	110
DESENVOLVIMENTO DO TOMATEIRO EM DIFERENTES DOSES DO HIDROGEL.....	121
APROVEITAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS COM MINICISTERNA NO IFBA CAMPUS PAULO AFONSO.....	128
MAPEAMENTO DE RISCO DE INCÊNDIOS FLORESTAIS: UMA APLICAÇÃO PARA A REGIÃO DA OPERAÇÃO FUMAÇA ZERO NO ESTADO DO RIO DE JANEIRO	139
IMPACTO DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS NA FAVORABILIDADE DA PHOMA DO CAFEIEIRO NO BRASIL.....	149



IMPACTOS DA MINERAÇÃO DE AREIA E OUTROS USOS SOBRE A QUALIDADE DO RIO ITAPETINGA: ANÁLISES FÍSICAS, QUÍMICAS E DISCUSSÃO PRELIMINAR.....	161
O LICENCIAMENTO AMBIENTAL NA INDÚSTRIA PETROLÍFERA OFFSHORE NO BRASIL E A PROTEÇÃO AO MEIO AMBIENTE.....	172
ANÁLISE DA VARIABILIDADE TEMPORAL DA PRECIPITAÇÃO NA ESTAÇÃO CHUVOSA DE PALMAS – TO (1995-2020).....	182
DIAPAUSA EM CLADÓCEROS TROPICAIS: banco de ovos em hidrossistemas savânicos.....	193
QUALIDADE DE ÁGUA PARA IRRIGAÇÃO EM ÁREAS PRODUTIVAS DO BREJO PARAIBANO: DESAFIOS E IMPORTÂNCIA DA SUA AVALIAÇÃO.....	203
INFLUÊNCIAS DO TRATAMENTO DE DADOS NA OTIMIZAÇÃO DO PMF.....	214
CLIMATOLOGIA DO NÚMERO DE HORAS FRIO PARA TRÊS CIDADES DO SUDOESTE DE MINAS GERAIS.....	223
IMPACTOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS NO CICLO DE DESENVOLVIMENTO DA BATATA CULTIVAR ASTERIX EM MARIA DA FÉ – MINAS GERAIS.....	231
ESTUDOS DE VAZÕES NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO ITAPICURU, BAHIA.....	242
ANÁLISE DAS CARACTERÍSTICAS MORFOMÉTRICAS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO BURANHÉM.....	248
ANÁLISE DE RISCO RELATIVO ASSOCIADO À EXPOSIÇÃO AO MP2.5 EM FLORIANÓPOLIS (SC).....	255
PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS COMO ESTRATÉGIA PARA RESTAURAÇÃO AMBIENTAL NO ALTO CURSO DO RIO ALEGRIA – MEDIANEIRA/PARANÁ/BRASIL.....	263
MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA EM Córrego Adjacente à Estação de Tratamento de Esgoto do Município de Frutal/MG Durante Período Seco.....	270
SAMAMBAIAS E LICÓFITAS COMO INDICADORAS DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL.....	279
DISPOSIÇÃO FINAL AMBIENTALMENTE INADEQUADA DE RESÍDUOS DE SÓLIDOS DE CONSTRUÇÃO CIVIL E IMPACTOS EM UMA NASCENTE URBANA.....	290
AVALIAÇÃO DO ÍNDICE DE ANOMALIA DE CHUVA PARA A REGIÃO CENTRAL DO ESTADO DO ESPÍRITO SANTO.....	301
CURRÍCULO DOS ORGANIZADORES.....	311



PREFÁCIO

Com o aumento da população e a concentração em centros urbanos, observa-se uma maior poluição e degradação de um ecossistema. Passados 50 anos da Convenção de Estocolmo, na Suécia, o Lema daquele evento se repete em 2022: “Uma Só Terra”, com a necessidade de “inspirar e guiar os povos do mundo para a preservação e melhoria do ambiente humano”, principiando a sustentabilidade dos recursos naturais ambientais. Além disso, a Rio Eco - 92 com a renovação dos compromissos dos países com o desenvolvimento sustentável, com a elaboração da Agenda 21, cujo lema era “agir localmente e pensar globalmente”. Assim nesse evento além das questões ambientais aliou-se também componentes econômicos e sociais, visto que esses interferem no meio ambiente.

Diante das preocupações e metas estabelecidas para a redução da poluição e utilização dos recursos naturais, constata-se que a situação é preocupante pelas mudanças climáticas, poluição do solo, água e ar e, perda da natureza e da biodiversidade, os quais afetam a qualidade de vida atual e futura e colocam em risco a saúde humana, como o mundo tem visto nitidamente com as crises ambientais: mudanças climáticas, escassez e conflitos de usos e piora da qualidade da água e doenças como a COVID-19 dentre outras.

O livro ações antrópicas sobre o meio ambiente aborda assuntos sobre os principais impactos ambientais no solo, água e ar, tendo a bacia hidrográfica como cenário de degradação. Toda atividade, ações humanas e diferentes usos e ocupação do solo causam impactos, seja pelo uso de água causando alteração na quantidade e qualidade, seja por meio de lançamento de efluentes, emissões de gases e poluentes atmosféricos, os quais podem contribuir para o efeito estufa e mudanças climáticas, no solo por meio do desmatamento acarretando o desequilíbrio no ecossistema e é fator determinante para o direcionamento do futuro. É imperativo ações de preservação e sensibilização ambiental na sociedade em busca de um ambiente mais saudável e sustentável.

Este livro surgiu do eixo temático ações antrópicas sobre o meio ambiente dos trabalhos submetidos ao 19º Congresso Nacional de Meio Ambiente, com o Tema Planeta Terra, água e ar: Consciência, conservação e educação. O eixo temático envolve Recursos



Hídricos e qualidade de água; mudanças climáticas; poluição atmosférica, ecologia ambiental; desenvolvimento urbano e rural.

Assim, busca-se com o presente livro, a identificação dos impactos e despertar a conscientização ambiental frente às ações humanas visando a garantia de um ambiente equilibrado para atual e futuras gerações.

Profa. Dra. Rosângela Francisca de Paula Vitor Marques
UninCor



COMPARAÇÃO DE ÍNDICES NDVI COM ÍNDICES DO ESPECTRO VISÍVEL PARA AVALIAR O USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NO ENTORNO DA REPRESA DE ITUPARARANGA – SP

Wanessa Monteiro Fernandes¹
Caick Marcelo Rosa Martins²
Darllan Collins da Cunha e Silva³
Antonio Cesar Germano Martins⁴

11

¹Mestranda em Ciências Ambientais, UNESP - Departamento de Engenharia Ambiental, wanessamf20@gmail.com

²Doutorando em Ciências Ambientais, UNESP - Departamento de Engenharia Ambiental, caick.marcelo@gmail.com

³Docente, UNESP – Campus Sorocaba - Departamento de Engenharia Ambiental; darllan.collins@unesp.br

⁴Docente, UNESP – Campus Sorocaba - Departamento de Engenharia Ambiental, antonio.martins@unesp.br

INTRODUÇÃO

A erosão hídrica está associada à inexistência de práticas conservacionistas e ao manejo realizado de forma incorreta (BERTONI & LOMBARDI NETO, 1999; FERREIRA et al., 2011) ocasionando o empobrecimento do solo, poluição e, além disso, o assoreamento de rios. O principal fator desencadeador de processos erosivos é a exposição da superfície do solo ocasionado pela diminuição da cobertura vegetal.

O sensoriamento remoto destaca-se como uma importante ferramenta na análise e monitoramento de áreas na superfície da Terra, permitindo avaliar alterações no uso e ocupação do solo que ocasionem degradação ambiental (CUNHA et al., 2009; LOPES et al., 2010; RAMOS et al., 2011; CUNHA et al., 2012; BEZERRA et al., 2014; SALLO et al., 2014).

Através dos produtos do sensoriamento remoto é possível calcular índices de vigor da vegetação que permitem supervisionar alterações naturais e antrópicas no uso e cobertura do solo.



Esses índices podem ser calculados através de dados espectrais de duas ou mais bandas que são combinados entre si, com o intuito de associar os seus valores com indicadores biofísicos da vegetação. (PONZONI, 2001).

Proposto por Rouse et al. (1973) o Normalized Difference Vegetation - NDVI (Índice de Vegetação por Diferença Normalizada) é calculado utilizando dados espectrais e demonstra um bom desempenho para analisar mudanças na cobertura do solo possibilitando avaliar o teor de clorofila da vegetação através das bandas espectrais do infravermelho próximo e vermelho-visível.

Ohta et al. (1980) analisaram índices baseados nos canais R (red), G (green) e B (blue), através das relações $(R + G + B)/3$, $R-B$ e $(2G-R-B)$ e constataram suas eficiências na segmentação de imagens coloridas ao compará-las com vários outros índices.

Uma aplicação importante de análise da variação da cobertura vegetal está associada a reservatórios de armazenamento de água. Como exemplo tem-se a represa de Itupararanga que está localizada em uma área de preservação ambiental (APA) e que, de acordo com Leite e Smith, (2009), está em um processo gradativo de desmatamento do seu entorno, com a vegetação sendo substituída pela construção de loteamentos e pela agricultura.

Desse modo, esta pesquisa tem como objetivo comparar os índices NDVI com outros que utilizam canais de cores no visível, utilizando bandas espectrais do satélite CBERS 4A para analisar as mudanças na vegetação no entorno da represa de Itupararanga, localizada no município de Votorantim.

12

METODOLOGIA

Caracterização da área de estudo

A área de estudo compreende a represa de Itupararanga localizada na bacia do Alto Sorocaba criada em 1912 pela Companhia de Energia Elétrica – Light sendo alimentada pelos rios Sorocabaçu, Sorocamirim e Una, Figura 1. Além de abastecimento a represa contribui com o abastecimento de energia elétrica e retém a água do Rio Sorocaba nos meses de cheia.

O clima local, de acordo com a classificação Koppen, é o subtropical úmido (Cwa), a média das temperaturas nos meses mais quentes estão acima de 22° e existe uma estação seca e fria e outra quente e chuvosa. A média de pluviosidade anual no Alto Sorocaba é 1493mm, sendo o mês de janeiro o mais chuvoso e agosto o mês mais seco (SALLES et al., 2008).



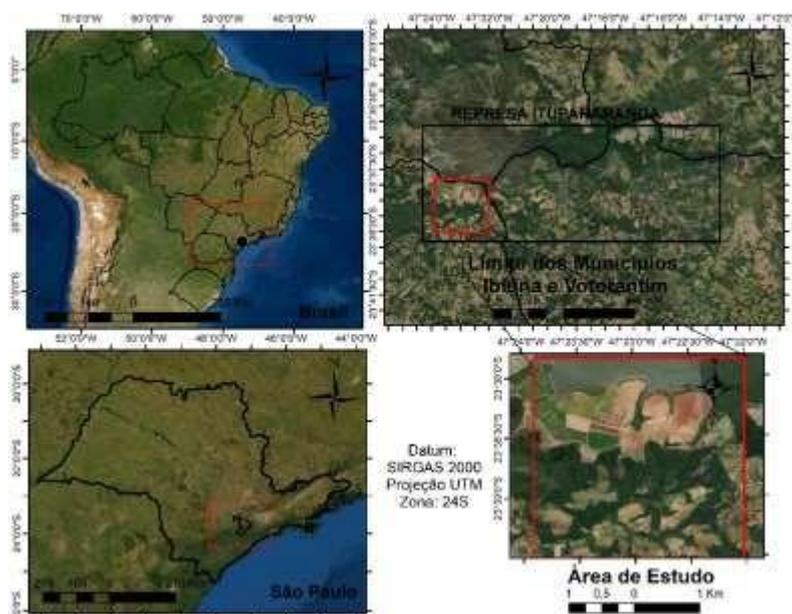


Figura 1. Área de Estudo. Fonte: Autor (2021).

Aquisição e processamento de dados

A imagem utilizada foi obtida no dia 04 de Junho de 2021, por volta das 13:40h pelo Satélites CBERS 4A, lançado em Dezembro de 2019 a partir de uma parceria entre o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) e a Academia Chinesa de Tecnologia Espacial (CAST). As imagens estão disponíveis gratuitamente no site <http://www.dgi.inpe.br/catalogo/>, possuindo quatro bandas espectrais no sensor Pancromática e Multiespectral (PAN) de acordo com a Tabela 1. O tempo de revisita para Câmera Pancromática e Multiespectral (PAN) é de 26 dias.

13

Tabela 1. Câmera Pancromática e Multiespectral (PAN) do Satélite CBERS 4A

Sensor	Bandas Espectrais	Resolução espectral	Resolução espacial
PAN	PAN	0,51-0,85 μ m	2m
	PAN G	0,52-0,59 μ m	8m
	B	0,45-0,52 μ m	
	R	0,63-0,69 μ m	
	NIR	0,77-0,89 μ m	

Fonte: adaptado de INPE (adaptado).

Para a implementação do processamento de imagem, inicialmente utilizou-se o ARCGIS, para leitura das imagens em GEOTIFF. Foi então realizado o recorte da região de estudo e exportada em formato TIFF para o Matlab que disponibiliza diversas ferramentas que possibilita a manipulação dos pixels da imagem.

No ambiente Matlab, foram calculados os índices propostos por Hamuda, Glavin e Jones 2016 e também o NDVI e então podem ser analisados os resultados de cada índice de forma qualitativa e observado qual representa o melhor resultado em distinção de classes no entorno da represa.

Índices vegetativos

Como supracitado, os índices de vegetação foram calculados de acordo com o apresentado em Hamuda, Glavin e Jones (2016), que analisaram quais índices vegetativos distinguem melhor planta e fundo, para monitorar e controlar ervas daninhas que são prejudiciais em plantações agrícolas.

Os autores realizaram testes com índices de vegetação, em imagens agrícolas, com combinações de bandas RGB, que posteriormente seriam segmentadas através de vários métodos, que indicariam quais índices vegetativos distingui com mais precisão, planta e fundo.

Ainda de acordo com aquela pesquisa, a segmentação representa a separação de regiões de uma imagem em pixels que diferem do que é vegetação de interesse e o que não é, dessa forma, auxiliar na classificação das plantas, principalmente na diferenciação de cultura e ervas daninhas, e, com base nesses resultados, otimizar o controle da aplicação de herbicidas. Os índices considerados por Hamuda, Glavin e Jones (2016) com os canais vermelho (R), verde (G) e azul (B) e utilizados no presente estudo são:

Índice de Diferenças Normalizadas (NDI) – Sugerido por Woebbecke et al. (1992):

$$NDI = 128 * \frac{((G-R))}{(G+R)} + 1 \quad (1)$$

Excesso de Índice Verde (ExG) – Proposto por Woebbecke et al. (1995):

$$ExG = 2g - r - b \quad (2)$$

Excesso de índice vermelho (ExR) – Proposto por Meyer et al. (1998):

$$ExR = 1.3 R - G \quad (3)$$

Índice de Cores da Extração Vegetal (CIVE) – Desenvolvido por Kataoka et al. (2003):

$$CIVE = 0.441R - 0.811G + 0.385B + 18.78745 \quad (4)$$



Excesso de verde menos Índice de excesso de vermelho (ExGR) – Proposto por Meyer et al. (2004) como a combinação dois índices, ExG e o ExR:

$$\text{ExGR} = \text{ExG} - \text{ExR} \quad (5)$$

Índice de Diferença Verde-Vermelho Normalizado (NGRDI) – Definido por Hunt et al. (2005):

$$\text{NGRDI} = (\text{G}-\text{R})/(\text{G}+\text{R}) \quad (6)$$

Índice Vegetativo (VEG) – Apresentado por Hangué et al. (2006):

$$\text{VEG} = \text{G}/\text{R}\alpha * \text{B}(1-\alpha) \quad (7)$$

Onde: α é um parâmetro cujo valor considerado no citado estudo é 0.667

Índices combinados 1 (COM1) – Sugerido por Guijarro et al (2011):

$$\text{COM1} = \text{ExG} + \text{CIVE} + \text{ExGR} + \text{VEG} \quad (8)$$

Índice verde em excesso modificado (MExG) – Desenvolvido por Artizzu et al. (2011):

$$\text{MExG} = 1.262\text{G} - 0.884\text{R} - 0.311\text{B} \quad (9)$$

Índices combinados 2 (COM2) – Apresentado por Guerrero et al. (2012):

$$\text{COM2} = 0.36\text{ExG} + 0.47\text{CIVE} + 0.17\text{VEG} \quad (10)$$

NDVI

Além dos índices já citados, foi também realizado o cálculo do NDVI, para comparar com os cálculos dos índices baseados na faixa do visível. Este índice é muito utilizado no monitoramento da dinâmica de vegetações tanto global (NEMANI et al., 2003; ZHU et al., 2016) quanto em regiões menores (PIÃO et al., 2003; WU et al., 2015), pelo fato de ter relação direta com a cobertura vegetal, fotossíntese, área foliar e biomassa (FORKEL et al., 2013) sendo obtido por:

$$\text{NDVI} = \text{NIR}-\text{R}/\text{NIR}+\text{R} \quad (11)$$

Onde: NIR representa o valor do canal do infravermelho



RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Figura 2, apresenta o resultado da composição de banda na cor verdadeira, RGB nas bandas 1, 2 e 3, respectivamente, sendo possível observar as classes de distintas da cobertura solo ao redor da represa de Itupararanga e compará-las com as imagens resultantes do cálculo de índices.



Figura 2. Composição de bandas espectrais. Fonte: Autor (2021).

A Figura 3 apresenta os resultados dos cálculos dos índices baseados nos canais de cor RGB e também com o NDVI, a partir do reescalamento para o intervalo [0, 255].

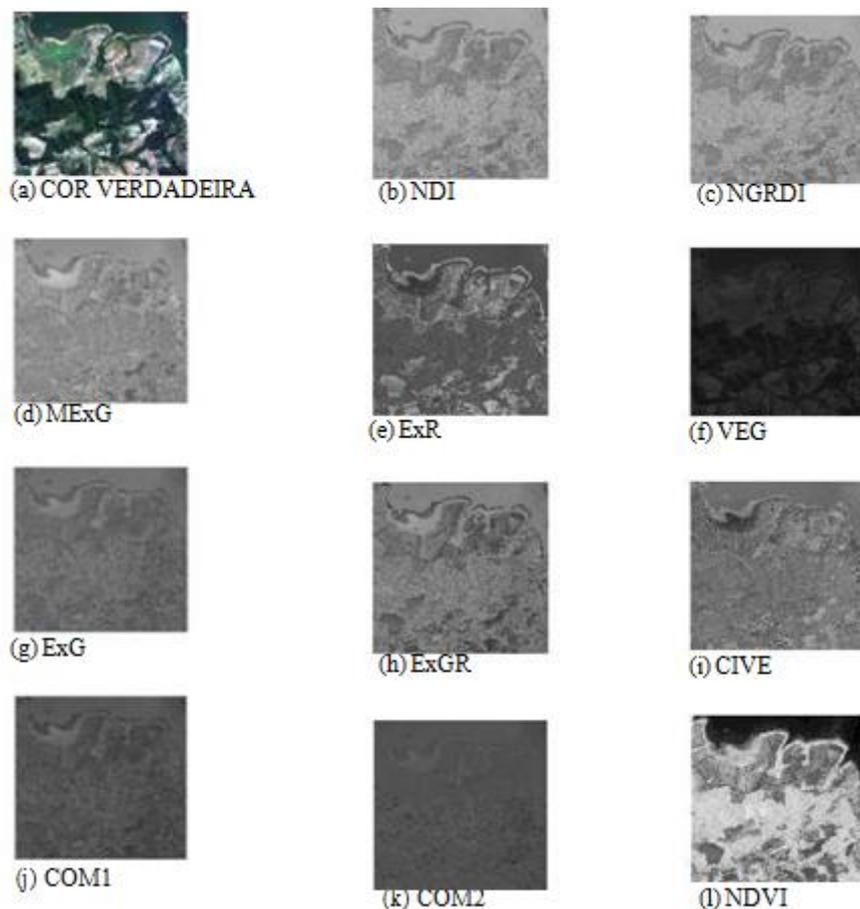


Figura 3. Imagens Resultante dos índices.

Analisando os resultados na Figura 3, é possível observar que a maioria deles apresentaram proximidade nos valores dos pixels e, por esse motivo, pouco contraste entre classes de cobertura do solo.

Alguns índices destacam regiões de banco de areia no entorno da represa, observados nas Figuras 3(b), 3(c), 3(e) e 3(l), indicando que a represa está no período de estiagem que normalmente ocorre nos meses de maio a julho.

O índice VEG, Figura 3(f), embora apresentem valores de pixels bem próximos, permite distinguir vegetação robusta, solo exposto e região hídrica, quando comparada com a composição de imagem Figura 2.

O ExR, Figura 3(e), apresenta um melhor contraste entre as regiões, porém com pequena diferença entre as classes devido a baixa escala dinâmica de tons de cinza na imagem final após o reescalonamento.

Nota-se também que o MExG, Figura 3(d) apresentou um baixo contraste que visualmente dificultam a distinção de classes. O mesmo ocorre com o índice COM1 e COM2, Figura 3(j) e 3 (k).



O resultado do NDVI, Figura 3(l), foi o que apresentou melhor contraste e, dessa forma, permite distinguir as classes, destacando bastante regiões de vegetação robusta.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Comparando os resultados dos índices estudados, com o NDVI, o índice por diferença normalizada apresenta o melhor contraste no caso de imagens do satélite CBERS 4A, o que deve permitir a implementação de métodos de segmentação para a separação entre as classes. No caso dos índices da região do visível, o que apresentou melhor resultado qualitativo foi o ExR.

REFERÊNCIAS

- BURGOS-ARTIZZU, X. P. et al. Real-time image processing for crop/weed discrimination in maize fields. *Computers and Electronics in Agriculture*, v.75, n.2, p.337-346, 2011.
- BEZERRA, J. M. et al. Parâmetros biofísicos obtidos por sensoriamento remoto em região semiárida do estado do Rio Grande do Norte, Brasil. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.18, n.1, p.73-84, 2014.
- CUNHA, J. E. et al. Dinâmica da cobertura vegetal para a Bacia de São João do Rio do Peixe, PB, utilizando-se sensoriamento remoto. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.16, n.5, p.539-548, 2012.
- DO AMARAL CUNHA, A. P. M. et al. Impactos dos parâmetros biofísicos da vegetação derivados do sensor MODIS/TERRA nas simulações do balanço de energia em área de caatinga. *Ciência e Natura*, p.109-112, 2009.
- GUERRERO, J. M. et al. Support vector machines for crop/weeds identification in maize fields. *Expert Systems with Applications*, v.39, n.12, p.11149-11155, 2012.
- GUIJARRO, M. et al. Automatic segmentation of relevant textures in agricultural images. *Computers and Electronics in Agriculture*, v.75, n.1, p.75-83, 2011.
- HAGUE, T.; TILLET, N. D.; WHEELER, H. Automated crop and weed monitoring in widely spaced cereals. *Precision Agriculture*, v.7, n.1, p.21-32, 2006.
- HAMUDA, E.; GLAVIN, M.; JONES, E. A survey of image processing techniques for plant extraction and segmentation in the field. *Computers and Electronics in Agriculture*, v.125, p.184-199, 2016.
- HUETE, A. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*. *Remote Sensing of Environment*, v.25, p.295-309, 1988.



- INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. CBERS. 2015. Disponível em: <http://www.cbbers.inpe.br/sobre/cameras/cbbers3-4.php>. Acesso em: 10 maio 2020.
- KATAOKA, T. et al. Crop growth estimation system using machine vision. In: International Conference on Advanced Intelligent Mechatronics. Anais....
- LEITE, A. R. C.; SMITH, W. S. Monitoramento de cianobacterias em mananciais da Bacia do rio Sorocaba (SP), com ênfase nas Represas de Itupararanga e Ipaneminha. In: Congresso de Ecologia do Brasil, 9, 2009. Anais...2009.
- LOPES, H. L. et al. Parâmetros biofísicos na detecção de mudanças na cobertura e uso do solo em bacias hidrográficas. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.14, n.11, p.1210-1219, 2010.
- MEYER, G. E. et al. Intensified fuzzy clusters for classifying plant, soil, and residue regions of interest from color images. Computers and Electronics in Agriculture, v.42, n.3, p.161-180, 2004.
- MEYER, G. E.; NETO, J. C. Verification of color vegetation indices for automated crop imaging applications. Computers and Electronics in Agriculture, v.63, n.2, p.282-293, 2008.
- OHTA, Y.; KANADE, T.; SAKAI, T. Color information for region segmentation. Computer Graphics and Image Processing, v.13, n.3, p.222-241, 1980.
- PEREIRA, A.a C. de FDesenvolvimento de método para inferência de características físicas da água associadas às variações espectrais. Caso de Estudo: Reservatório de Itupararanga/SP. 2008.
- PONZONI, F. J. Comportamento espectral da vegetação. In. Sensoriamento Remoto - Reflectância dos alvos naturais. Brasília: UnB, EMBRAPA, 2001. p.157-199.
- NEMANI, R. R.; KEELING, C. D.; HASHIMOTO, H.; JOLLY, W. M.; PIPER, S. C.; TUCKER, C. J.; MYNENI, S.W. Running Climate-driven increases in global terrestrial net primary production from 1982 to 1999. Science, v.300, p.1560-1563, 2003.
- RAMOS, R. R. D. et al. Determinação de variáveis biofísicas na bacia do rio Pajeú – Pernambuco, Brasil. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 15, 2011, Curitiba. Anais...Curitiba, 2011.
- ROUSE JR, J. W. et al. Monitoring vegetation systems in the great plains with erts. In: Third Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium: Section AB. Technical presentations. Scientific and Technical Information Office, National Aeronautics and Space Administration, 1973. p. 309.



S. PIAO, J. FANG, L. ZHOU, Q. GUO, M. HENDERSON, W. JI, Y. LI, S. TAO. Interannual variations of monthly and seasonal normalized difference vegetation index (NDVI) in China from 1982 to 1999.

SALLES, M. H. D.; CONCEIÇÃO, F. T.; ANGELUCCI, V. A.; SIA, R.; PEDRAZZI, F. J. M.; CARRA, T. A.; MONTEIRO, G.; SARDINHA, D. S.; NAVARRO, G. R. B. Avaliação simplificada de privacidade ambiental na Bacia do Alto Sorocaba (SP). Rev. Estud. Ambiente, p.6-20, 2008.

SALLO, F. da S. et al. Estimativa de componentes do balanço de radiação em diferentes tipos de uso e cobertura do solo. Revista Ambiente & Água, v.9, n.2, p.347-358, 2014.

Trend change detection in NDVI time series: Effects of inter-annual variability and methodology. Remote Sens., v.5, p.2113-2144, 2013.

WOEBBECKE, D. M. et al. Color indices for weed identification under various soil, residue, and lighting conditions. Transactions of the ASAE, v.38, n.1, p.259-269, 1995.

WOEBBECKE, D. M. et al. Plant species identification, size, and enumeration using machine vision techniques on near-binary images. In: Optics in Agriculture and Forestry. International Society for Optics and Photonics, 1993. p.208-219.

ZHU, Z.; PIAO, S.; MYNENI, R. B.; HUANG, M.; ZENG, Z.; CANADELL, J.G.; CIAIS, P.; SITCH, S.; FRIEDLINGSTEIN, P. A. Arnet Greening of the Earth and its drivers. Nat. Clim. Change, v.6, p.791, 2016.



DETERMINAÇÃO DE METAIS EM MATERIAL PARTICULADO 10 (MP10) E ESTIMATIVA DE FONTES DE POLUIÇÃO NA CIDADE DE AREQUIPA - PERU

Leslie Lissethe Morales Espinoza¹
Lino Félix Morales Paredes²
Juan Almicar Reyes Larico²
Adriana Larrea Valdivia²
Francisco Domingo Alejo Zapata²
Renata Fracácio Francisco³

¹Pós graduanda – Programa de Pós- graduação em Ciências Ambientais (PPCA) - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP), leslie.morales-espinoza@unesp.br

²Prof. Dr. UNSA - Universidad Nacional de San Agustín/Centro de Investigación de Contaminantes Atmosféricos (CICA), lmoralesp@unsa.edu.pe/falejo@unsa.edu.pe/jreyesl@unsa.edu.pe

³Prof. Associada Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP) - Instituto de Ciência e Tecnologia Sorocaba (ICTS), renata.fracacio@unesp.br

21

INTRODUÇÃO

Em 2016, estimou-se que a poluição do ar causa 4,2 milhões de mortes prematuras a cada ano, razão pela qual representa um grande risco ambiental para a saúde (OMS, 2021). Destaca-se nesse contexto, o material particulado (MP) atmosférico inalável inferior a 10 (MP10) que refere-se a um grupo de partículas emitidas no ar que podem ser sólidas e líquidas (GONZALES et al., 2014) e que contém substâncias orgânicas e inorgânicas capazes de penetrar no sistema respiratório, atingindo a parte mais profunda dos pulmões, contribuindo para um maior risco à saúde (WHO, 2022).

O Peru é um grande emissor de gases de efeito estufa, ocupando o sexto lugar na América Latina e o 46º no mundo. A qualidade do ar no referido país, atualmente, é considerada moderadamente insegura, sendo a indústria de petróleo e gás bem como as emissões veiculares os que mais contribuem (IAMAT, 2020) para essa condição. Além disso, destaca-se a contribuição da mineração, por sua economia basear-se nessa atividade.



Devido ao exposto, é importante avaliar a composição química do material particulado para estimar sua origem e evitar riscos à saúde. Nesse contexto, a presente investigação realizada na cidade de Arequipa busca avaliar as concentrações de metais como Al, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb em MP10 em quatro áreas da cidade e estimar as possíveis fontes de origem serão estimadas usando o fator de enriquecimento.

METODOLOGIA

Áreas de amostragem

O estudo concentra-se em 4 pontos de amostragem: EST-001: Av. Independência (altitude: 2.373 m), EST-002: Tingo Grande (altitude: 2.176 m), EST-003: Rio Seco (altitude: 2.459) e EST-004: Yarabamba (altitude: 2466 m). Aprecia-se que as altitudes não variam muito entre si. Esses pontos foram escolhidos estrategicamente, eles formam um polígono e estão em cada extremidade da cidade de Arequipa conforme indicado na Figura 1. A EST-001: Av. Independência é a parte leste da cidade (Campus Universitário), uma das áreas com maior trânsito da cidade de Arequipa. EST-002: Tingo Grande fica na zona oeste da cidade, zona rural e área de impacto direto de uma mineradora de cobre. EST-003: Rio Seco está localizado na zona norte da cidade, uma área industrializada com grande fluxo de trânsito, além de grande parte ter uma área não construída e sem cobertura vegetal e algumas solo descoberto e sem pavimento, o que implicaria uma maior suspensão de material particulado na área. EST-004: Yarabamba fica na zona sul da cidade, zona rural, sua área é parcialmente construída ou coberta por vegetação, outra área pertence à Área de Impacto Direto de uma mineradora de cobre.



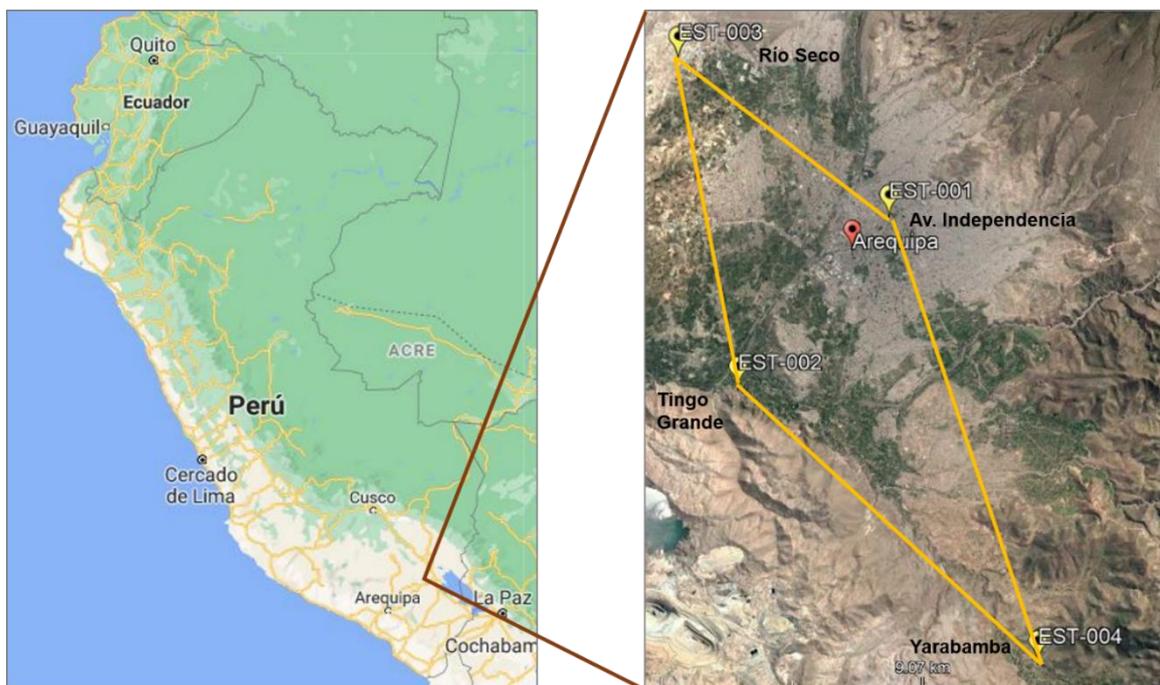


Figura 1. Estações de Monitoramento. Fonte: Autoria própria.

Procedimento de amostragem

Um total de 16 amostras de MP10 (4 amostras para cada estação de monitoramento) foram coletadas após 24 h de exposição em filtros de microfibras de quartzo da marca Whatman usando amostradores de partículas de alto volume (Modelo: HI-VOL 3000, ECOTECH, Série T22092) a uma vazão de $1,13 \text{ m}^3 \text{ min}^{-1}$ nos meses: maio, junho, agosto, setembro e outubro de 2018. As amostragens foram realizadas na estação seca. Os filtros foram pré-tratados em estufa a 200°C por 4 h antes da amostragem, depois acondicionados em dessecador a 25°C e 40% de umidade relativa por 24 h. Após coleta, todos os filtros foram acondicionados da mesma forma (dessecador por 24 h). As concentrações de aerossol de MP10 foram determinadas gravimetricamente pesando os filtros antes e depois da amostragem 4 vezes e calculando a média dessas pesagens segundo os protocolos da EPA (1999)

23

Digestão e análise de amostras

Para a análise do metal, seguindo os protocolos do laboratório (LABINSERV) adaptados da EPA (2017), a metade do filtro de fibra de quartzo com MP10 foi cortado em pequenos pedaços com um cortador especial, que foi limpo e revestido com Teflon. Uma solução extrativa (55,5 mL de HNO_3 ultrapuro, 165 mL de HCl ultrapuro e água ultrapura até 1L) foi então preparada. Cada uma das tiras de filtro foi colocada em um vidro limpo e em seguida

foram adicionados 10 mL da solução extrativa preparada para colocar cada recipiente no micro-ondas por 23-25 minutos e a 170°C. Após a digestão, a pressão nos vasos foi dissipada e deixada esfriar até a temperatura ambiente. Para filtrar a solução no recipiente, foram adicionados 10 mL de água ultrapura a cada recipiente, agitando por 2 a 3 minutos, e então apenas 10 mL dessa mistura foram filtrados com filtros de seringa PTFE (Millipore) em tubo de ensaio. As amostras aquosas ácidas foram então analisadas para os seguintes elementos: Al, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb, usando um espectrômetro de massa de plasma indutivamente acoplado (ICP-MS; Mark Thermo Fisher Scientific X Series II). Após a obtenção dos resultados, foi realizada uma análise de variância de dois fatores (ANOVA) no Excel para determinar a diferença das médias dos elementos em cada zona e determinar quais dos metais apresentam maior variação em cada um dos quatro pontos.

Fator de enriquecimento

Os fatores de enriquecimento (FE) foram usados para estudar a contribuição relativa das fontes antropogênicas às de origem natural. O cálculo dos fatores de enriquecimento do elemento em amostras é baseado na normalização do elemento medido em relação a um elemento de referência. Ainda não existe uma regra bem estabelecida para a escolha de um elemento de referência, exceto que ele não deve ser afetado por fatores artificiais (HSU et al, 2016). Segundo Waheed et al. (2010) Al, Si e Fe são os elementos mais utilizados para esta finalidade; para calcular a EF de um elemento específico, a seguinte equação deve ser seguida (SAH et al., 2019).

$$EF = (C_x / C_{Fe})_{amostra} / ((C_x / C_{Fe})_{corteza\ terrestre\ ou\ solo})$$

Onde: C_x: Concentração do elemento de interesse; C_{ref}: Concentração de um elemento de referência.

A composição média do solo foi: 71300, 4600, 100, 200, 850, 38000, 40, 20, 50, 5, 0,5 e 10 mg/kg para Al, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd e Pb respectivamente (ALEKSEENKO, 2014).



RESULTADOS E DISCUSSÃO

A concentração média de MP10 varia de 54,58 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a 182,71 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dependendo da zona de amostragem, obtendo-se: EST-001 (Av. Independência) 93,05 \pm 1,69 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, EST-002 Tingo Grande: 78,11 \pm 32,54 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, EST-003 (Rio Seco) 182,71 \pm 45,78 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e EST-004 (Yarabamba) 54,58 \pm 17,80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Todas as amostras de MP10 da EST-003, localizada em Rio Seco, ultrapassaram o a normativa ECA (2017) para 24 horas de amostragem estabelecido pelo MINAM no Peru (100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) e sua média total o supera aproximadamente 82% ao referido padrão, indicando má qualidade do ar nesta área. Em EST - 002, Tingo Grande, apenas a amostra 4 supera ligeiramente os regulamentos peruanos para 24 horas de amostragem. Comparando os dados novamente com as diretrizes da OMS (50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), a média de 24 horas foi superada por todas as estações, sendo quase o dobro para EST-001 (Av. Independência) e EST-002 (Tingo Grande) e o triplo para EST-003 (Rio Seco). Comparando os maiores valores médios de MP10, que foram os de Rio Seco (182,71 \pm 45,78), eles mostram uma maior concentração em relação ao distrito de Ate-Lima-2018 (136,23 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) (INEI, 2018) e outras cidades como Bogotá-2018 (55 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) (OBSERVATÓRIO DE BOGOTÁ, 2018), Catalunha 2016 (25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) (DOMINGO et al., 2018). No entanto, é inferior à qualidade do ar em Agra, Índia-2017 (214,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) (SAH et al., 2019).

25

Os resultados da análise estatística (ANOVA) indicam que existe uma diferença significativa na concentração dos elementos em cada estação amostral, bem como em cada elemento inorgânico amostrado, uma vez que todos diferem entre si ($p < 0,05$).

Com relação às médias totais de cada elemento, eles diminuíram na seguinte ordem: Al>Fe>Ti>Zn>Cu>Mn>V>Pb>As>Cr>Ni>Cd. Em comparação com outros metais, Al e Fe tiveram as concentrações mais altas e Cd as mais baixas. O Fe é um dos metais que surge do desgaste dos freios (HOPKE et al., 2020), portanto o Al e o Fe também são considerados um dos principais componentes do solo (KYLÖNEN et al., 2020).

A Tabela 1 apresenta uma comparação entre as concentrações de metais e os limites impostos pelos Padrões de Qualidade Ambiental do Peru (ECA), da Organização Mundial da Saúde (OMS), da Resolução Conama 491/2018 do Brasil e do NAAQS da Índia, país que apresenta alguns dos níveis mais altos de poluição do ar globalmente, com 13 das 20 cidades mais poluídas do mundo (SANKAR et al., 2020). Cabe destacar que as ECAs do Peru e o CONAMA do Brasil registram apenas um limite anual de chumbo de 500 ng/m^3 e não existe para os demais elementos analisados. Nenhuma das concentrações desses metais nas amostras de MP10 excedeu os limites da ECA, NAAQS e OMS.



Tabela 1. Comparação das concentrações de elementos inorgânicos com regulamentações nacionais e globais

Zonas de amostragem e normativa	Al (ppb)	Ti (ppb)	V (ppb)	Cr (ppb)	Mn (ppb)	Fe (ppb)	Ni (ppb)	Cu (ppb)	Zn (ppb)	As (ppb)	Cd (ppb)	Pb (ppb)
Av Independencia	3.056	0.116	0.044	0.008	0.051	2.105	0.006	0.038	0.059	0.033	0.001	0.010
Tingo Grande	3.377	0.130	0.043	0.004	0.047	2.090	0.003	0.037	0.039	0.037	0.001	0.007
Yarabamba	2.513	0.099	0.034	0.003	0.033	1.526	0.002	0.022	0.033	0.029	0.000	0.004
Rio Seco	5.265	0.221	0.039	0.013	0.098	3.428	0.006	0.143	0.142	0.033	0.001	0.133
OMS (2014)	-	-	1000	NSL	150	-	0.4	-	-	NSL	5	500
CONAMA(2018) - Brasil	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	500
NAAQS (2009) - Índia	-	-	-	-	-	-	20	-	6	-	-	500
ECA (2017) - Perú	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	500

NSL: Não existe um valor específico que garanta danos a uma pessoa exposta a este contaminante, qualquer valor representa um risco.

Posteriormente, as concentrações encontradas foram comparadas com os resultados de outros estudos em todo o mundo (BENCHARIF-MADANI et al., 2019), conforme Tabela 2.

Tabela 2. Comparação das concentrações de elementos inorgânicos deste estudo com estudos mundiais

Zonas de amostragem e normativa	Al (ppb)	Ti (ppb)	V (ppb)	Cr (ppb)	Mn (ppb)	Fe (ppb)	Ni (ppb)	Cu (ppb)	Zn (ppb)	As (ppb)	Cd (ppb)	Pb (ppb)
Av Independencia	3.056	0.116	0.044	0.008	0.051	2.105	0.006	0.038	0.059	0.033	0.001	0.010
Tingo Grande	3.377	0.130	0.043	0.004	0.047	2.090	0.003	0.037	0.039	0.037	0.001	0.007
Yarabamba	2.513	0.099	0.034	0.003	0.033	1.526	0.002	0.022	0.033	0.029	0.000	0.004
Rio Seco	5.265	0.221	0.039	0.013	0.098	3.428	0.006	0.143	0.142	0.033	0.001	0.133
Algiers, Algeria	-	-	4.36	1.43	4.25	0.54	-	-	10	0.19	0.03	-
Barcelona, España	0.42	29	9	5	15	0.6	4.6	28	81	0.7	0.2	13
Piedmont, Italia	0.38	26.7	2.77	12.1	28.4	2.48	5.97	67.3	83	1.03	1.1	13.7
Hankou, China	3.7	214	7	11	116	3	4	40	676	66	4	409
Agra, India	-	-	42.4	70	-	3.96	50	130	630	50	23.5	21.1

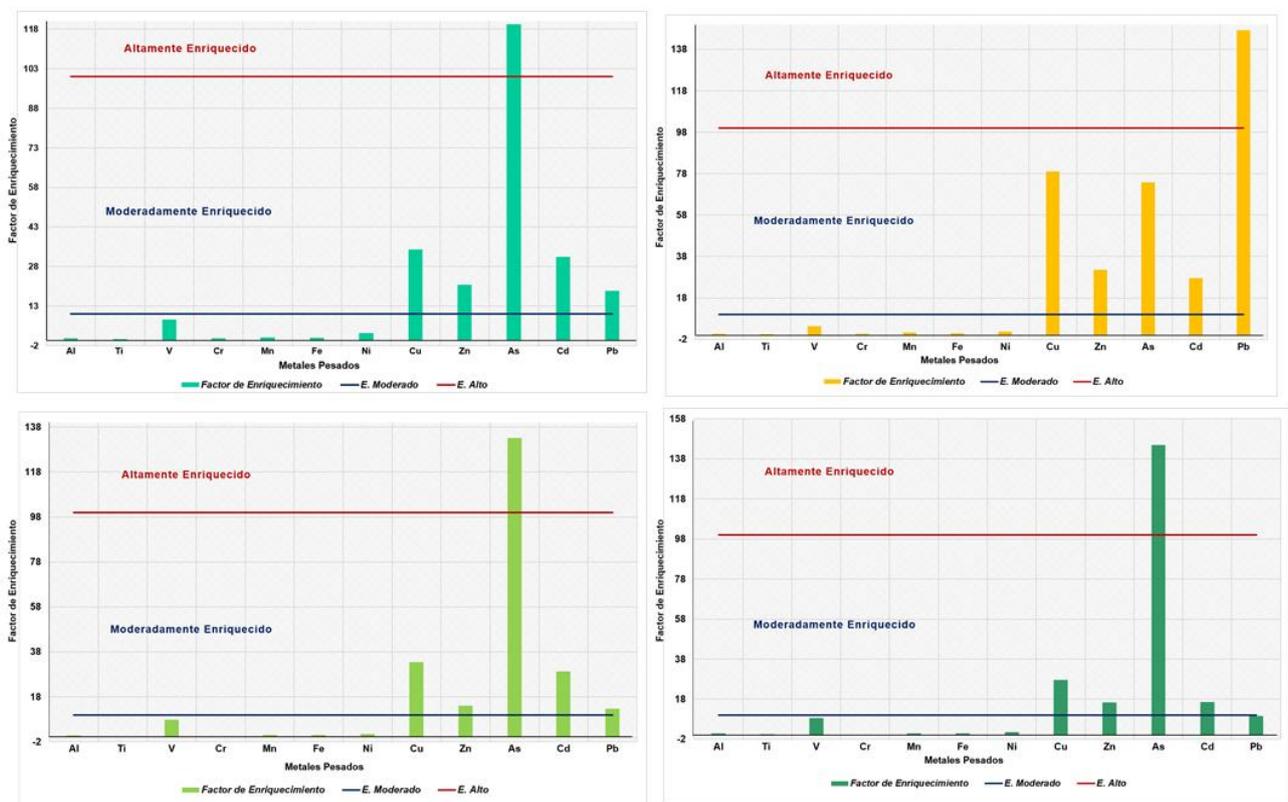
Fonte: Adaptado de Bencharif-Madani et al. (2019).

As concentrações dos elementos obtidos na pesquisa realizada não superam as concentrações dos locais apresentados na Tabela 2, exceto para Al, que supera os cinco locais de comparação, também Fe, que supera ligeiramente a concentração em Argel e Barcelona. Esses elementos são normalmente usados como traçadores de poeira do solo e/ou ressuspensão de crosta (PANT & HARRISON, 2012). Os resultados apresentados na Tabela 2 dos quatro locais de amostragem em Arequipa são mais semelhantes aos apresentados em Argel, Argélia, que são de uma área suburbana, ou seja, uma área que não tem muita influência antrópica. Portanto, pode-se induzir que o que foi encontrado em termos de composição química não representa uma grande porcentagem dentro do MP 10, considerando que foram encontrados altos níveis do mesmo. É possível que o MP10 seja composto principalmente por:

carbono total, compostos orgânicos, íons como Cl^- , SO_4^{2-} , NH_4^+ e NO_3^- e outros oligoelementos. Os elementos MP mais abundantes nas quatro estações de amostragem da cidade de Arequipa são: Al e Fe, indicando a dominância.

Fator de enriquecimento

O resultado da fórmula do fator de enriquecimento dos 12 oligoelementos analisados são mostrados na Figura 2. Segundo ele, podemos distinguir três fontes principais de oligoelementos no MP10: antropogênica (altamente enriquecido), mista (moderadamente enriquecido) e da crosta terrestre (pouco enriquecido), de acordo com os valores encontrados, que são: superior a 100, de 10 a 100 e inferior a 10, respectivamente.



27

Figura 2. Factor de enriquecimento das zonas de amostragem a) Av. Independencia, b) Rio Seco, c) Tingo Grande, d) Yarabamba.

Pode ser observado na Figura 2 que na Av. independência, Tingo Grande e Yarabamba o único metal altamente enriquecido é As, o que indica que suas fontes foram principalmente antropogênicas. De acordo com um estudo de Sánchez-Rodas (2015), das atividades humanas, as mais importantes que emitem arsênico são a produção de metais e a queima de



combustíveis fósseis. Sendo a produção de metais, a principal fonte importante de emissão antropogênica de As, devido à mineração e a subsequente transformação de sulfetos metálicos (piritas) por fundição e refinação de Cu, as piritas podem conter até 10% em peso de arsênico que pode ser liberado durante a torrefação. Como as áreas mencionadas tem diferentes características podemos estimar que as possíveis fontes são: mineração e fluxo veicular. No primeiro caso, deve-se a que Yarabamba e Tingo grande ficam perto de uma mineradora de cobre, e no segundo, porque a zona Av. Independência tem grande presença de fluxo de veículos e trânsito, originando maior queima de derivados de combustíveis fósseis.

Rio Seco (Figura 2b), é diferente dos demais locais, pois o Pb aparece como altamente enriquecido. A origem antropogênica do Pb se deve principalmente aos gases de escape dos veículos e emissões industriais. Neste último caso, representa aproximadamente 20% do total de carbono utilizado nas indústrias, sendo que aproximadamente 1/3 é liberado na atmosfera (WANG et al., 2018). Certamente pelas características da zona, onde existem numerosas indústrias de curtumes, existe um grande uso do carvão especialmente para o aquecimento das caldeiras usadas nos processos de curtido de peles, além de outras indústrias onde por exemplo são prestados serviços a pequenas mineradoras para fazer estudos de extração de alguns metais e um grande fluxo veicular de caminhões e autos.

28

CONCLUSÕES

Conclui-se que as concentrações de MP10 na cidade de Arequipa têm uma grande variação dependendo da área de amostragem, sendo Rio Seco, a área que se destaca com a média mais alta de MP10, representando um evidente risco à saúde humana. A composição química apresentou faixas de valores que permaneceram abaixo dos limites peruanos, internacionais e da OMS. Conforme análise do fator de enriquecimento desses elementos foi estimado que a maior parte da composição do MP10 é proveniente de fontes naturais (pela presença de Al, Ti, Fe, Ni e Cu), e os elementos mais representativos de origem antropogênica foram As e Pb, dentro das quais os setores industriais, minerador e de fluxo veicular podem ser as possíveis fontes de contribuição, devido à localização variada das zonas de amostragem.

REFERÊNCIAS

ALEKSEENKO, A.; ALEKSEENKO, V. The abundances of chemical elements in urban soils. *Journal of Geochemical Exploration*, p.245–249, 2014.



BENCHARIF-MADANI, F.; ALI-KHODJA, H.; KEMMOUCHE, A.; TERROUCHE, A.; LOKORAI, K.; NAIDJA, L.; BOUZIANE, M. Mass concentrations, seasonal variations, chemical compositions and element sources of PM₁₀ at an urban site in Constantine, northeast Algeria. *Journal of Geochemical Exploration*, p.206-220, 2019.

CONAMA. Diário Oficial da União. Resolução Nº 491. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar. 2018. Disponível em: https://www.in.gov.br/web/guest/materia/-/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/51058895/do1-2018-11-21-resolucao-n-491-de-19-de-novembro-de-2018-51058603.

DOMINGO, J. L.; ROVIRA, J.; SIERRA, J.; NADAL, M.; SCHUHMACHER, M. Main components of PM₁₀ in an area influenced by a cement plant in Catalonia, Spain: Seasonal and daily variations. *Environmental Research*, p.201-209, 2018.

ECA. Diaro Oficial El Peruano. Decreto Supremo Nº 003-2017-MINAM. Aprueban Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Aire y establecen Disposiciones Complementarias. 2017. Disponível em: <https://sinia.minam.gob.pe/normas/aprueban-estandares-calidad-ambiental-eca-aire-establecen-disposiciones>.

EPA. EPA IO [Inorganic] Compendium Method IO-2.1: Sampling of ambient air for total suspended particulate matter (SPM) and PM₁₀ using high volume (hv) sampler. 1999. Disponível em: <https://19january2017snapshot.epa.gov/sites/production/files/2015-07/documents/epa-io-2.1.pdf>.

EPA. Method IO-3.5, Determination of metals in ambient particulate matter using inductively coupled plasma/mass spectrometry (ICP/MS). 2017. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-07/documents/epa-io-3.5.pdf>.

GONZALES, G. F.; ZEVALLOS, A.; GONZALES-CASTAÑEDA, C.; NUÑEZ, D.; GASTAÑAGA, C.; CABEZAS, C.; NAEHER, L.; LEVY, K.; STEENLAND, K. Environmental pollution, climate variability and climate change: A review of health impacts on the peruvian population. *Revista Peruana de Medicina Experimental y Salud Publica*, v.31, n.3, p.547-556, 2014.

HOPKE, P. K.; DAI, Q.; LI, L.; FENG, Y. Global review of recent source apportionments for airborne particulate matter. *Science of the Total Environment*, v.740, e140091, 2020.

HSU, C.; CHIANG, H.; LIN, S.; CHEN, M.; LIN, T.; CHEN, Y. Elemental characterization and source apportionment of PM₁₀ and PM_{2.5} in the western coastal area of central Taiwan. *Sci. Total Environ.*, v.541, p.1139-1150, 2016.

IAMAT. Peru General Health Risks: Air Pollution. 2020. Disponível em: <https://www.iamat.org/country/peru/risk/air-pollution>.



INEI. Estadísticas Ambientales. 2018. Disponível em: <https://www.inei.gob.pe/biblioteca-virtual/boletines/estadisticas-ambientales/1/>.

KYLLÖNEN, K.; VESTENIUS, M.; ANTTILA, P.; MAKKONEN, U.; AURELA, M.; WÄNGBERG, I.; NERENTORP MASTROMONACO, M.; HAKOLA, H. Trends and source apportionment of atmospheric heavy metals at a subarctic site during 1996–2018. *Atmospheric Environment*, v.236, 2020.

NAAQS. The Gazette of India: Extraordinary Part II, Section 3 on 16 November 2009. Disponível em: http://www.cpcb.nic.in/upload/Latest/Latest_49_MoEF_Notification.pdf.

OBSERVATORIO DE BOGOTÁ Concentración de Material Particulado Inferior a 10 Micras μ PM10, promedio mensual. 2018. Disponível em: <https://oab.ambientebogota.gov.co/indicadores/?id=511>.

PANT, P.; HARRISON, R. M. Critical review of receptor modelling for particulate matter: A case study of India. *Atmospheric Environment*, v.49, p.1–12, 2012.

SAH, D.; LAKHANI, A.; KUMAR, V. P.; KUMARI, K. M. Pollution characteristics, human health risk through multiple exposure pathways, and source apportionment of heavy metals in PM10 at Indo-Gangetic site. *Urban Climate*, p.149 -162, 2019.

SÁNCHEZ-RODAS, D.; SÁNCHEZ, A. DE LA C.; ALSIOUFI, L. Analytical approaches for arsenic determination in air: a critical review. *Analytica Chimica Acta*, 2015.

SANKAR, A.; COGGINS, J. S.; GOODKIND, A. L. Effectiveness of air pollution standards in reducing mortality in India. *Resource and Energy Economics*, v.62, p.101188, 2020.

WAHEED, A.; ZHANG, Y.; BAO, L.; CAO, Q.; ZHANG, G.; LI, Y.; LI, X. Study of seasonal variation and source characteristic of PM10 of Shanghai urban atmosphere using PIXE. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, v.283, p.427–432, 2010.

WANG, F.; ZHOU, Y.; MENG, D.; HAN, M.; JIA, C. Heavy metal characteristics and health risk assessment of PM2.5 in three residential homes during winter in Nanjing, China. *Building and Environment*, v.143, p.339–348, 2018.

WHO. Ambient (outdoor) air quality and health. 2014. Disponível em: <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/en/>.

WHO. Air pollution. 2022. Disponível em: https://www.who.int/health-topics/air-pollution#tab=tab_1.



USO E APLICAÇÃO DA PALINOLOGIA EM DIFERENTES FITOFISIONOMIAS DE UMA PROPRIEDADE RURAL

Raquel Larson dos Santos¹
Adriana de Barros²
Sérgio de Miranda Chaves³
Wedney Rodolpho de Oliveira⁴
Magno Sá de Souza⁵
Ariadne Barbosa Gonçalves⁶

¹Graduanda do curso de Licenciatura em de Ciências Biológicas, UFMS, Laboratório de Biodiversidade, raquellarsonssantos2018@gmail.com

²Mestre em Geografia, UFMS, Laboratório de Hidrologia Ambiental e Limnologia, adriana.barros@ufms.br

³Doutor em Geologia do Quartenário, FIOCRUZ, Laboratório de Ecologia, smiranda@ensp.fiocruz.br

⁴Doutorando em Biotecnologia, UCDB, Programa de Pós-graduação em Biotecnologia, wedney7@hotmail.com

⁵Mestrando em Recursos Naturais, UFMS, Programa de Pós-graduação em Recursos Naturais, magno.souza@ufms.br

⁶Doutora em Ciências Ambientais e Sustentabilidade Agropecuária, UFMS, Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais, ariadne.goncalves@ufms.br

31

INTRODUÇÃO

O Código Florestal de 2012, Lei nº 12.651, recentemente completou 10 anos de sua aplicação. A referida lei dispõe sobre a proteção da vegetação nativa e tem como um dos objetivos estabelecidos em sua gênese a proteção da vegetação das áreas de preservação permanente (APP) e reserva legal (RL) (BRASIL, 2012), áreas essas, que são essenciais ao desenvolvimento sustentável. As APPs atendem a um propósito ambiental por meio da preservação dos recursos naturais, da biodiversidade, do fluxo genético da fauna e flora, do solo e do bem-estar das populações humanas (FREITAS, 2013).

O termo "reserva legal" refere-se a áreas dentro de uma propriedade ou áreas rurais que são visíveis para o uso sustentável dos recursos naturais, a preservação e conservação de



processos ecológicos, a preservação da biodiversidade e abrigo e proteção para a fauna e flora (IRIGARAY, 2007). As áreas de preservação permanente e a reserva legal são áreas de grande importância por contribuírem de forma decisiva para o equilíbrio e manutenção da produtividade dos ecossistemas que elas integram. Por exigência legal, as propriedades rurais devem conservar a vegetação de ocorrência natural nestas áreas de reserva (BORLACHENCO & GONÇALVES, 2017).

A proteção da APP é fundamental no manejo de áreas úmidas, pois contribui para a estabilidade dos ciclos hidrológicos e biogeoquímicos, proporcionando condições sustentáveis para a agricultura. As intervenções antrópicas em APPs para a abertura de novas áreas agrícolas irão, no futuro, ameaçar o armazenamento de água em aquíferos, a qualidade das águas superficiais e subterrâneas, a perda de solo, ameaça à saúde humana e a degradação dos ecossistemas, bem como a produção de alimentos.

O papel da APP na regulação dos ciclos naturais é fundamental para a manutenção do equilíbrio ecológico (TUNDISI & TUNDISI, 2010; SILVA et al., 2011). A reserva legal tem por finalidade assegurar o uso econômico e sustentável dos recursos naturais dos imóveis rurais, além de contribuir para a conservação da biodiversidade. Seus limites estão definidos no artigo 12 do Código Florestal. Independentemente da aplicação das normas que regem as áreas de preservação permanente, todo imóvel rural deve manter uma área com cobertura vegetal nativa, conhecida como reserva legal (BRASIL, 2012).

A supressão de vegetação nativa de terras no meio rural tem acarretado graves prejuízos devido à intensificação dos processos de degradação do uso e ocupação do solo, além de afetar direta ou indiretamente recursos hídricos. Um exemplo de degradação ambiental ocorre no Cerrado brasileiro, pois devido ao uso intensivo de seu solo nas últimas décadas pela expansão da cultura da soja e criação de gado, essas atividades vêm causando erosão do solo, sempre que as práticas conservacionistas e legais não são adotadas (BORLACHENCO & GONÇALVES, 2017).

A vegetação em geral é de suma importância para o equilíbrio ambiental, mas quando se trata especificamente das áreas preservadas dentro de uma propriedade rural, deve-se levar em consideração que a vegetação mínima preservada traz benefícios e que sua falta pode acarretar em consequências danosas ao equilíbrio do meio ambiente, com consequente risco de vidas humanas. As causas da falta de preservação geram desequilíbrio nas questões climáticas, pois a falta de vegetação pode causar deslizamentos, enchentes, além de interferir na temperatura ambiente da região (AMORIM, 2001).



Devido à alta degradação do solo, um dos fatores causadores do desequilíbrio ambiental é a pecuária. Pastagem degradada é uma área com agravada diminuição da produtividade agrícola ideal, podendo ou não ter perdido a capacidade de manter produtividade biológica natural (DIAS FILHO, 2007). Conforme Adamoli et al. (1986) na agricultura existe a preocupação em relação ao preparo e manejo no solo, entretanto na agropecuária a realidade é bem diferente, pois é comumente observado problemas de fertilidade natural, topografia, limitações de drenagem, entre outros. Nesse sentido a pastagem quando degradada torna-se um dos principais problemas da agropecuária, diminui a produtividade de nutrientes necessários para o gado e conseqüentemente faz-se necessário à de suplementação de formas artificiais, causando gastos maiores no ciclo de produção (BORLACHENCO & GONÇALVES (2017).

A diversidade de plantas e micro-habitat em conjunto com o registro de pólen é uma excelente ferramenta para aplicação da palinologia, pois determinadas combinações de tipos polínicos compõem a digital que define um local. Sendo assim, uma técnica confiável para associar indivíduos ou objetos a um local (JONES & BRYANT, 2006).

Palinologia é um ramo da botânica dedicado ao estudo de palinomorfos que foi usado pela primeira vez por Lennart von Post em um contexto geofísico como ferramenta para coleta de dados e correlação de depósitos de carvão (KAPP, 2000). O termo Palinologia foi caracterizado por Hyde e Williams em 1944 para descrever o estudo dos grãos de pólen e esporos, no entanto, à medida que a ciência progrediu e sua finalidade se tornou mais ampla.

Palinologia é agora definida como o estudo dos palinomorfos, que são microscopicamente resistentes a ácidos, variando de esporos fúngicos a quistos de algas, passando por grãos de pólen (RITZ, 2009; JANSONIUS, 1996). Os palinomorfos tendem a ser preservados por longos períodos de tempo devido à sua resistência, mesmo quando expostos a ambientes devastadores. Os palinomorfos do tipo pólen são úteis como ferramenta forense devido ao seu tamanho microscópico, alto número de dispersão, alta resistência à degradação mecânica, biológica e química, e sua morfologia, que permite a identificação taxonômica (COYLE, 2004; MILDENHALL, 2006).

Nesse contexto, esta pesquisa se justifica, por não ter sido encontrados relatos para analisar se a partir do estudo de grãos de pólen presentes no solo de uma determinada área é possível determinar o estágio sucessional da vegetação. Essa informação tem sua relevância para uso em perícia ambiental, vez que quando realizada vistoria no local de crime, podem não ser encontrados vestígios perceptíveis a olho nu.



O grão de pólen por ser microscópico e permanecer no solo pode ser um vestígio analisado para responder quais espécies existiam no local antes da supressão. Nesse sentido, o objetivo do presente trabalho é utilizar a palinologia na avaliação de quatro fitofisionomias em uma propriedade rural, para compreender o histórico da área ao longo do tempo.

METODOLOGIA

A pesquisa foi desenvolvida no município de Aquidauana, localizada a noroeste do Estado do Mato Grosso do Sul, na depressão do Rio Paraguai. A região está localizada entre o planalto da Bodoquena, a planície do Pantanal e a Serra de Maracaju (ANDRADES FILHO et al., 2009). Os três principais rios do município que alimentam a bacia hidrográfica do Paraguai são os rios Aquidauana, Taboco e Negro (PARRA, 2007).

O clima é do tipo tropical chuvoso de savana (subtipo Aw de Köppen) e o ciclo sazonal tem distribuição de temperaturas definidas em duas estações, sendo abril a setembro com temperaturas médias entre 20,7 a 24,5°C; e de outubro a março, quando as temperaturas médias oscilam entre 25,8 a 29,9°C (MONTEIRO, 1963; SANT'ANNA NETO, 1989). A economia do município gira em torno da agropecuária, que alcançou no ano de 2020 o terceiro maior rebanho bovino do Estado (IBGE, 2020).

A área de estudo possui cerca de 40 hectares e é caracterizada pela vegetação do tipo Cerrado. Na propriedade rural onde o estudo foi realizado existem quatro áreas distintas, quais sejam: pastagem, plantação de banana, regeneração e reserva legal (Figura 1).

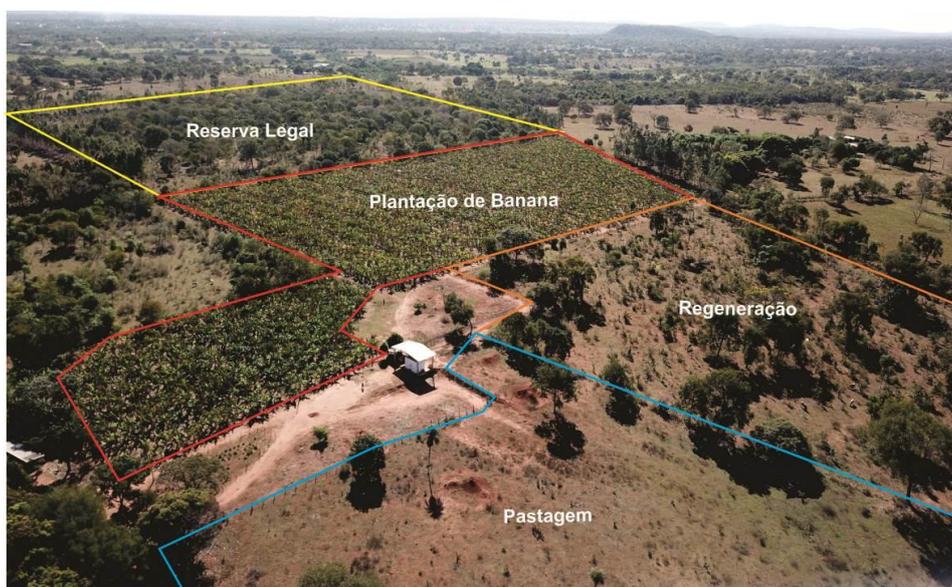


Figura 1. Imagem aérea da área de estudo dentro da propriedade rural com suas respectivas classificações: pastagem em linha azul, plantação de banana delimitada em vermelho, reserva legal circundada em amarelo e área em regeneração traçada em laranja. Fonte: Autores.

Levantamento Botânico

Foi realizado um levantamento botânico de campo da área de estudo que foi percorrida a fim de identificar as espécies que ocorrem no local (Figura 2a). Das plantas que foram encontradas em floração, foram retiradas flores para o preparo de lâminas palinológicas.

Amostragem do Solo

Para análise dos grãos de pólen presentes no solo, foram realizadas quatro amostragens aleatórias de solo em cada uma das quatro áreas classificadas dentro da propriedade rural: pastagem, plantação de banana, regeneração e reserva legal. Com um trado holandês foram retiradas amostras de 10 a 40 cm de solo em cada ponto de coleta e armazenados em tubo coletor, respectivamente identificadas (Figura 2b).

Processamento das Amostras de Solo

As amostras de solo receberam o seguinte tratamento químico conforme especificado no trabalho de Freitas et al. (2022) com adaptações (Figura 2c). Posteriormente, os tipos polínicos com auxílio de literatura especializada de Barth e Melhem (1988) e Punt et al. (2007), complementada por Dias (2006), Plá-Junior et al. (2006), Silva (2007), Silva (2014), Martins (2010) e Chupil (2013) e outras.

35



Figura 2. Procedimentos realizados em campo e laboratório para levantamento botânico da vegetação que ocorre em cada área amostrada. A) Georreferenciamento e identificação de espécies; B) Coleta de solo; C) Separação dos grãos de pólen da amostra de solo.

Fonte: Autores.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Por meio do levantamento das espécies de plantas em campo e em conjunto com a identificação palinológica, foi possível estabelecer a diferença polínica entre as classes de áreas estudadas. Os resultados sugerem que os grãos de pólen encontrados em cada fitofisionomia, que as quatro áreas passaram por processo de antropização.

As plantas invasoras de pastagem podem influenciar na determinação do nível de antropização ou estágio sucessional da vegetação. No entanto, pouco se sabe sobre a resistência das plantas invasoras de pastagem, pois, por mais que o produtor utilize de métodos mecânico (remoção das plantas), controle químico (uso de herbicidas) e a queimada (SANTOS et al., 2006), essas plantas persistem por sua resistência biológica. Os grãos de pólen encontrados nas amostras de pastagem apresentam frequentemente grãos de pólen de Poaceae, o que confirma a grande quantidade de pasto nesse local.

Os grãos de pólen da área em regeneração indicam para uma área ruderal, onde foram encontrados grãos de pólen de Rubiaceae, Asteraceae, Convolvulaceae, Amarantaceae e outros. O solo da plantação de bananeira recebe carga polínica de seu entorno, onde foi encontrado grãos de pólen de Asteraceae, Amaranthaceae, Arecaceae, Fabaceae e Myrtaceae. Na área de reserva legal, os grãos de pólen da família Fabaceae são pertencentes a espécies arbustivas como *Mimosa pudica* e arbórea como *Anadenanthera colubrina*, que em conjunto com grãos de pólen de Poaceae indica o recebimento de grãos de pólen das fitofisionomias de pastagem, regeneração e arbórea. Na Figura 3, são apresentados alguns grãos de pólen encontrados nas análises polínicas.

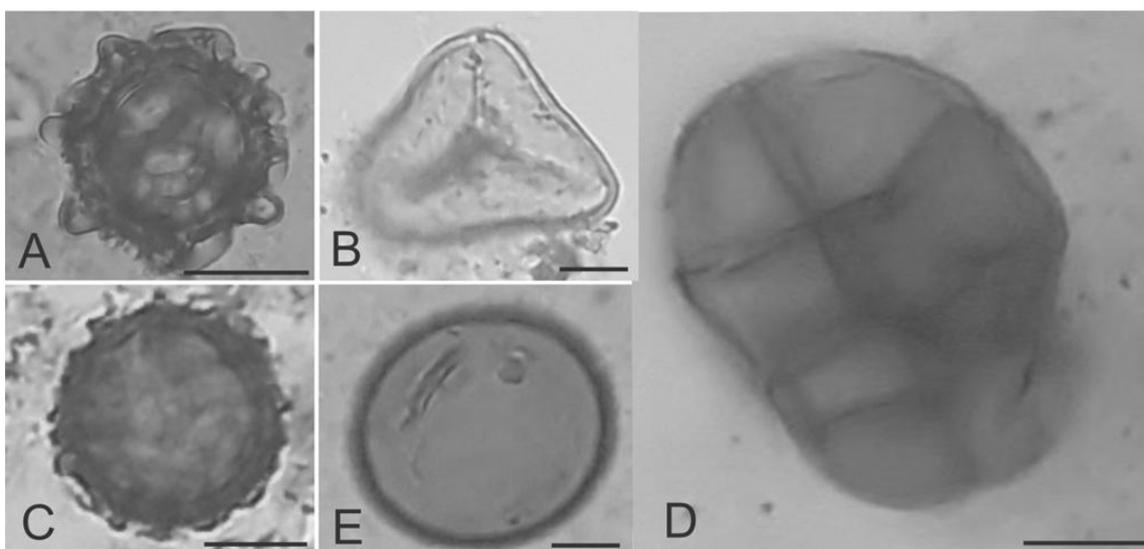
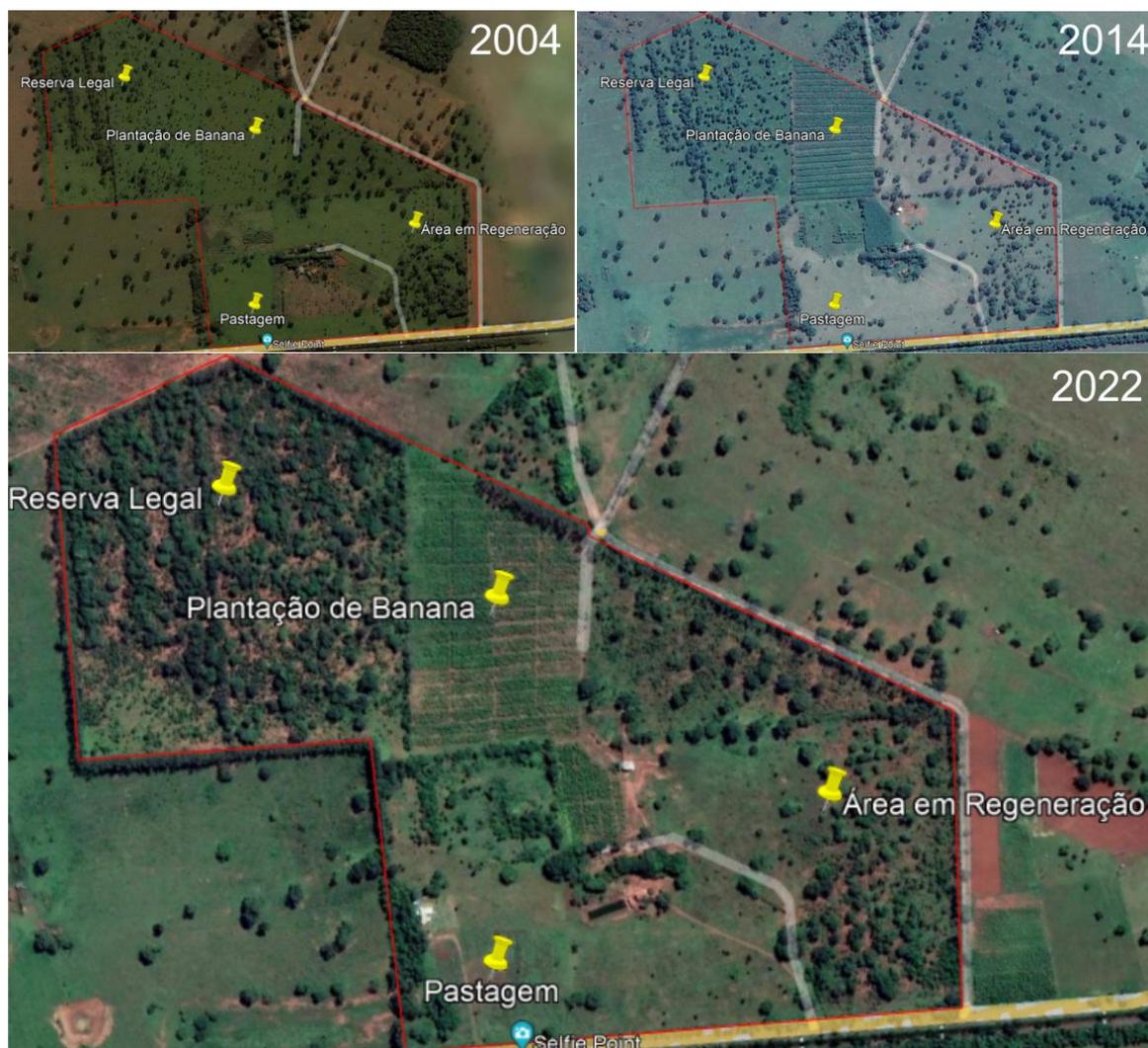


Figura 3. Grãos de pólen encontrados nas amostras de solo. A) Amaranthaceae; B) Arecaceae; C) Asteraceae; D) Fabaceae; E) Poaceae. 10µm. Fonte: Autores.

A antropização da área é também comprovada por imagens aéreas, como apresentado na Figura 4. Observa-se que toda área passou por processo antrópico nas últimas duas décadas, fato que é corroborado com a presença de pólen de espécies ruderais em todas as fitofisionomias estudadas. As imagens aéreas apontam para um alto grau de antropização no início dos anos 2000. O solo coletado em 202, a partir de análise polínica, apresenta que a área de reserva legal ainda está se regenerando, apesar de conter maior diversidade de árvores do que a área considerada como em regeneração.



37

Figura 4. Histórico temporal da área de estudo. Observa-se que em 2004 a área foi desmatada em quase sua totalidade. A partir de 2014 percebe-se o início do abandono das áreas de reserva legal e em regeneração que aparecem mais florestadas em 2022. Fonte: Autores.



CONSIDERAÇÕES FINAIS

O uso da palinologia forense em perícias ambientais é inovador Brasil. Os grãos de pólen e esporos produzidos pelas plantas, quando analisados por especialista, palinólogo, podem fornecer informações importantes para a investigação criminal. Neste sentido, existem casos que o poder público detecta uma supressão de vegetação nativa, mas o proprietário alega que a área era antropizada há muito tempo e ele apenas realizou a limpeza de pasto. Para resolver essa controvérsia é feita a análise pericial que nem sempre encontra vestígios visíveis sobre o tipo de espécies que foi suprimida.

Assim, nosso estudo contribui para demonstrar que em uma área rural que teve em seus históricos elevado grau de antropização, a amostragem de solo até 40cm apresenta apenas um estágio sucessional em regeneração. Para trabalhos futuros, sugerimos que para áreas assim sejam realizadas amostragem de solo em maior profundidade para resgate de informações sobre o tipo de vegetação que predominava no local.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho recebeu suporte financeiro da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS), Fundação de Apoio ao Desenvolvimento do Ensino, Ciência e Tecnologia do Estado de Mato Grosso do Sul (FUNDECT) e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) que financia o projeto de nº 71/700.082/2020 e concedeu bolsas de Iniciação Científica e Pesquisa de Desenvolvimento Científico e Regional.

REFERÊNCIAS

- ADAMOLI, J. Fitogeografia do Pantanal. In: Simpósio sobre recursos naturais e sócio-econômicos do Pantanal 1 (Corumbá, MS, Brazil). In: Simpósio sobre recursos naturais e sócio-econômicos do Pantanal, 1986, Brasília. Anais...Brasília, 1986.
- AMORIM, M. C. C. T. Caracterização das áreas verdes em Presidente Prudente/SP. In: SPOSITO, M. E. B. (org). Textos e contextos para a leitura geográfica de uma cidade média. Presidente Prudente, 2001. p.37-52.
- ANDRADES FILHO, C. O.; ZANI, H.; GRADELLA, F. S. Extração automática das redes de drenagem no Pantanal de Aquidauana: Estudo comparativo com dados SRTM, ASTER e Carta Topográfica DSG. Geografia, v.34, p.731-743, 2009.
- BARTH, O. M.; MELHEM, T. S. Glossário Ilustrado de Palinologia. Campinas: UNICAMP, 1988.



BORLACHENCO, N. G. C.; GONÇALVES, A. B. Expansão agrícola: Elaboração de indicadores de sustentabilidade nas cadeias produtivas de Mato Grosso do Sul. *Interações*, v.18, p.119-128, 2017.

BRASIL. Novo Código Florestal. Lei 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Planalto, Brasília, DF, 28 de mai. 2012.

COYLE, H. M. *Forensic botany: principles and applications to criminal casework*. CRC Press, 2004.

DIAS-FILHO, M. B. *Vamos falar sobre pastagens: fatos, dicas e recomendações*. 15. ed. Belém, PA: Ed. do Autor, 2022.

FREITAS, A. G.; CARVALHO, L. M. S.; LEÔNICIO, Y. B. S.; MARTINS, P. E. D.; CHAVES, S. A. M. Estudos em Palinologia Arqueológica no Nordeste do Brasil: Abordagem Teórico-Metodológica e Estudos de Caso. *Revista de Arqueologia*, v.35, n.2, 2022.

IBGE. Aquidauana. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ms/aquidauana/pesquisa/18/16459?tipo=ranking&indicador=16533>>. Acesso em: 02 jul. 2022.

IRIGARAY, C. T. J. H. *Compensação de reserva legal: limites à sua implementação*, 2007. 53p.

JANSONIUS, J.; MCGREGOR, D. C. *Palynology: principles and applications*. American Association of Stratigraphic Palynologists Foundation, 1996.

JONES, G. D.; BRYANT, V. M. *Melissopalynology*. In: JANSONIUS, J.; MCGREGOR, D. C. (Eds). *Palynology, principles and applications*. p.933–938. Salt Lake City: AASP Found, 1996.

KAPP, R. O.; DAVIS, O. K.; KING, J. E. *Pollen and Spores*, The American Association of Stratigraphic Palynologists. Inc. (AASP), College Station, Texas, 2000.

MILDENHALL D. C.; WILTSHIRE P. E. J.; BRYANT V. M. *Forensic palynology: Why do it and How it Works*. *Forensic Science International*, v. 163, p.163-172, 2006.

PARRA, M. A. T. *Regiões bioclimáticas do estado de mato grosso do sul*. 231f. Tese. Insituto de Geociências. Universidade Estadual Paulista. Rio Claro, 2007.

RITZ, K.; DAWSON, L.; MILLER, D. *Criminal and environmental soil forensics*. Springer Science & Business Media, 2008.



SILVA, J. A. A. et al. O Código Florestal e a Ciência: contribuições para o diálogo. São Paulo: Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência, SBPC, Academia Brasileira de Ciências, 2011. 124p.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. Biota Neotropica, v.10, n.4, p.67-76, 2010.



DISPOSIÇÃO FINAL DE EFLUENTES LIGADOS A INDÚSTRIAS DE LATICÍNIOS

Mariana Aparecida de Freitas Abreu¹

Thaís Caroline da Cruz²

Josina Aparecida de Carvalho³

Ana Raquel Da Silva⁴

Júlia de Souza Murari⁵

Emerson Ludgero da Costa⁶

¹Mestranda em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Lavras, Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária, marianafreitasbio@gmail.com

²Graduanda em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Lavras, Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária, thaiscarolinee18@gmail.com

³Coordenadora de Projetos - ARPA Rio Grande, josinacarvalho@arpariogrande.org.br

⁴Analista Ambiental - ARPA Rio Grande, anaraqueldasilva@gmail.com

⁵Graduanda em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Lavras, Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária, julia.murari@estudante.ufla.br

⁶Presidente - ARPA Rio Grande, ludgeroadm@gmail.com

41

INTRODUÇÃO

O Brasil é um dos maiores produtores de leite do mundo. A indústria de laticínios gera efluentes líquidos, emissões atmosféricas e resíduos sólidos provenientes do seu processo industrial (FAGUNDES et al., 2020).

O desenvolvimento econômico, muitas das vezes de forma insustentável, faz com que o uso inapropriado dos recursos hídricos atrelado ao crescimento populacional, ocupação desordenada das atividades agrícolas e industriais contribuam com a poluição de mananciais superficiais, resultando na degradação da qualidade da água (MONTEIRO, 2022).

Segundo Marcelino e Assis (2022), o lançamento de efluentes oriundos de diferentes tipos de atividades nos corpos receptores se caracteriza como lançamento ilegal, por contribuir com a redução da disponibilidade hídrica, aumento do custo de tratamento, danos à flora e à fauna e à saúde da população.

Nesse sentido, os efluentes industriais de laticínios são capazes de causar impactos significativos em termos de poluição hídrica, devido às elevadas cargas orgânicas presentes



nesses despejos (FEAM, 2015), o que permite o desenvolvimento de microrganismos consumidores de oxigênio, podendo acarretar a anaerobiose, alterações do pH, devido à fermentação e presença de detergentes a base de hipocloritos, além de turvar as águas, devido aos sólidos em suspensão (DO PRADO & CABANELLAS, 2008).

Sendo assim, o lançamento inadequado desses efluentes nos corpos hídricos e no solo resulta em impactos ao meio ambiente, como a alta demanda bioquímica de oxigênio, eutrofização e toxicidade (FAGUNDES et al., 2020). Portanto, esse tipo efluente não deve ser lançado diretamente em um corpo d'água (DUAN et al., 2015).

A Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT estabelece, na NBR 9800/1987, critérios para o lançamento de efluentes líquidos industriais no sistema coletor público do esgoto sanitário. Vale destacar que os efluentes industriais são oriundos de áreas de processamento industrial, incluindo os originados nos processos de produção, as águas de lavagem de operação de limpeza e outras fontes, que apresentem poluição por produtos utilizados ou pelos produtos fabricados no estabelecimento industrial. Portanto, o efluente industrial se difere de esgoto doméstico que é resultante do uso da água pelo homem em seus hábitos higiênicos e atividades fisiológicas.

No Brasil, a ABNT estabelece que o sumidouro é um tipo de poço seco escavado no chão e não impermeabilizado, que orienta a infiltração de água residuária (líquido que contém resíduo de atividade humana) no solo. Assim, o próprio solo atua como meio filtrante (NBR, 1992).

O presente estudo teve como objetivo realizar uma revisão bibliográfica dos diferentes tipos de tratamento de efluentes industriais, mais especificamente a disposição dos efluentes de laticínios diretamente no solo, bem como o risco de causar poluição do solo.

METODOLOGIA

A abordagem metodológica utilizada para a elaboração do presente estudo consistiu na pesquisa bibliográfica e documental, com ênfase na suposta degradação ambiental proveniente de lançamento de efluentes industriais de laticínios diretamente no solo, por meio de busca na literatura de artigos científicos indexados nas seguintes bases de dados: Web of Science, Science Direct e SciELO. Foram analisados documentos, relatórios de pesquisa, artigos científicos, teses, dissertações e legislação ambiental vigentes no Brasil. Os dados obtidos foram levantados por meio de pesquisas em bancos de dados de órgãos oficiais, instituições de ensino e de pesquisa. A pesquisa foi concluída em maio de 2022. A forma de



apresentação dos resultados foi por meio da análise interpretativa dos dados obtidos, com colocação textual dos relatos e discussão.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O lançamento de efluentes de laticínios sem um prévio tratamento se caracteriza como um grande potencial poluidor devido aos seus elevados níveis de matéria orgânica, sólidos em suspensão, óleos e graxas, detergentes, entre outros contaminantes. Desta maneira, é imprescindível que esses efluentes sejam tratados antes de serem lançados nos corpos hídricos (FEAM, 2015).

Segundo a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008, e a Resolução CONAMA nº 430/2011 os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água, após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos nesta Deliberação Normativa e em outras normas aplicáveis. Segundo os dispostos na legislação pertinente, os efluentes poderão ser lançados diretamente no solo, porém não são estabelecidos os parâmetros e padrões de lançamento para este meio, não podendo, todavia, causar poluição ou contaminação das águas superficiais e subterrâneas.

Nesse sentido, é de suma importância que os efluentes industriais passem por um processo de tratamento antes de serem lançados na natureza, seja diretamente no solo, em sumidouros ou em corpos d'água. O sistema de tratamento de efluentes pode se dar por diferentes métodos, normalmente em Estações de Tratamento de Efluentes, as comumente denominadas ETE.

Existem diferentes níveis de tratamento dos efluentes que podem ser considerados conforme a capacidade de instalação/operação de cada empreendimento. Entre os tratamentos mais conhecidos no Brasil, pode-se citar o tratamento preliminar, que tem como objetivo a remoção de sólidos grosseiros, e é responsável por remover parte da carga poluidora do efluente industrial, contribuindo para melhorar o desempenho das unidades subsequentes da estação de tratamento. Neste tratamento é comum o uso de grades ou desarenadores (VON SPERLING, 2005; MACHADO et al., 2002).

O tratamento primário tem o objetivo de remover os sólidos sedimentáveis da parte da matéria orgânica. Logo, espera-se que ocorra a remoção de gorduras, as quais estão presentes em abundância nos efluentes de laticínios. Neste tratamento podem ser utilizadas as caixas de



gorduras que permitem a separação dos resíduos oleosos para futura retirada manual das mesmas por meio de raspadores de superfície (von SPERLING, 2005).

Para Machado e colaboradores (2002), no tratamento secundário, espera-se que ocorra a remoção da matéria orgânica, principal constituinte dos efluentes das indústrias de laticínios efetuado por meio de reações bioquímicas mediadas por microrganismos. Lodos ativados, lagoas de estabilização, sistemas com biofilmes, reatores anaeróbios e sistemas de disposição no solo são os principais sistemas listados de tratamento biológico utilizados para o tratamento de efluentes de laticínios.

Já o tratamento terciário é pouco utilizado nas indústrias de laticínios, principalmente no Brasil (MACHADO et al., 2002). Porém, o mesmo contribuiu para minimizar a eutrofização dos efluentes e conseqüentemente dos corpos d'água. De forma geral, os efluentes de laticínios possuem, elevados níveis de nitrogênio, devido ao alto teor de proteínas no leite e elevadas concentrações de fósforo, uma vez que são utilizados detergentes que contêm esse elemento químico em sua constituição para a limpeza de pisos e equipamentos (FEAM, 2015).

De Souza et al. (2020) relataram que a interação entre os solutos presentes na água residuária de laticínios com o solo, se lançados de forma inadequada, pode tornar o solo salino, devido excesso de potássio nas camadas superiores do solo, e de sódio nas camadas inferiores, resultando em salinização do lençol freático devido a lixiviação do sódio.

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) está relacionada a presença de matéria orgânica biodegradável e seus altos teores podem ser prejudiciais aos corpos hídricos, uma vez que podem favorecer o esgotamento de oxigênio dissolvido na água, acarretando no extermínio de diversas formas de vida aquática no local de lançamento (VALENTE; PADILHA; SILVA, 1997).

Já a Demanda Química de Oxigênio (DQO) é um dos parâmetros que pode determinar o grau de poluição da água. A DQO engloba a necessidade de oxigênio para degradar tanto a matéria orgânica biodegradável quanto a matéria orgânica formada por processos químicos. Valores altos de DQO podem acarretar em diversos prejuízos ao ambiente, portanto deve-se atentar para valores muito acima dos permitidos para lançamento (VALENTE; PADILHA; SILVA, 1997). No entanto, os teores altos para DBO e DQO são comuns em efluentes brutos de laticínios devido à grande quantidade de matéria orgânica do processo produtivo.

Os óleos e graxas apresentam altos valores neste tipo de efluente bruto, por apresentar valores acima do estabelecido na legislação para lançamento nos corpos hídricos, favorecendo



a inibição no crescimento e desenvolvimento de microrganismos (BORGES; COSTA; GONTIJO, 2019), que são importantes no processo de decomposição e tratamento do efluente.

O Potencial Hidrogeniônico (pH) e a temperatura são fatores que influenciam diretamente no crescimento microbiológico, sendo recomendado que o pH esteja dentro de uma faixa de 06 a 09 para que não seja tóxico aos microrganismos (BORGES; COSTA; GONTIJO, 2019). Os autores expõem ainda sobre a legislação atual que não apresenta limite para lançamento para Sólidos Dissolvidos (SD) e Sólidos Totais (ST). Os SD que se associam a cor do efluente, sua presença tende a dificultar a passagem de luz necessária para vários processos metabólicos dos microrganismos e os (ST) em altas concentrações também são prejudiciais devido ao aumento de matéria orgânica. Com isso, os Sólidos Suspensos são aqueles que ficam em suspensão na superfície dos corpos hídricos, podendo também diminuir a penetração de luz e aumentando a temperatura da água, bem como demais atividades de grupos de microrganismos ali presentes.

Silva et al. (2018) afirmam que, o lançamento de efluentes dos estabelecimentos laticínios depende da quantidade de leite processada diariamente, dos tipos de produtos fabricados, do coeficiente de consumo de água e do reaproveitamento de soro. Desta maneira, é possível uma variação na composição dos efluentes entre os estabelecimentos e até mesmo dentro do mesmo estabelecimento principalmente, se o empreendimento não realiza o devido tratamento de seus efluentes.

Muitos empreendimentos realizam o lançamento de seus efluentes sem tratamento diretamente nos cursos d'água, e aquelas indústrias que têm tratamento de efluentes nem sempre o realizam de forma adequada a garantir sua eficiência. Cabe destacar que é de responsabilidade do empreendedor garantir a contratação de serviços, recursos, equipamentos e profissionais que atestem o monitoramento e a regularidade ambiental do empreendimento minimizando os possíveis danos ambientais.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Foram encontrados poucos registros na literatura sobre a disposição final dos efluentes de atividades de laticínios. No entanto, apesar da legislação ambiental não estabelecer os parâmetros e padrões de lançamento de efluentes diretamente no solo, a mesma expõe que estes não podem causar poluição ou contaminação das águas superficiais e subterrâneas.



Sendo assim, percebe-se a vulnerabilidade da legislação brasileira quanto os possíveis passivos ambientais, uma vez que não há diretrizes com os valores de referência mínimos para que as indústrias coloquem em prática nas suas atividades diárias, bem como, os órgãos licenciadores, que ficam sem embasamento legal para possíveis cobranças e fiscalizações.

AGRADECIMENTOS

Nossos agradecimentos especiais à ARPA Rio Grande, pela disponibilização de dados, apoio financeiro e suporte técnico na supervisão deste trabalho. À UFLA pela parceria e participação, por meio da orientação das alunas responsáveis pelo desenvolvimento desta pesquisa.

REFERÊNCIAS

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR. 9800: Critérios para lançamento de efluentes líquidos industriais no sistema coletor público de esgoto sanitário-Procedimento. Rio de Janeiro, 1987.

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 7229: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro: ABNT-Associação Brasileira de Normas Técnicas, 1993.

BORGES, T. N.; COSTA, R. M.; GONTIJO, H. M. Caracterização do efluente de uma indústria de laticínios: proposta de tratamento. *Research, Society and Development*, v.8, n.1, e5081742, 2019.

BRASIL. Resolução CONAMA Nº 430 DE 13/05/2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA.

DA CONCEIÇÃO MARCELINO, G.; DE ASSIS MORAIS, A. Análise de um protótipo de wetlands construídos no tratamento de efluentes industriais de laticínios. *Research, Society and Development*, v.11, n.8, e12811830520, 2022.

DE SOUZA, J. A. R. et al. Riscos de contaminação e os impactos pela disposição de efluente de laticínios em latossolo vermelho amarelo. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, v.11, n.1, p.54-62, 2020.

DO PRADO, M. C.; CABANELLAS, C. F. G. Eficiência do sistema alagado construído no tratamento de efluentes de laticínios em relação a ultrafiltração e filtro biológico.



DUAN, J. et al. The treatment performance and nutrient removal of a garden land infiltration system receiving dairy farm wastewater. *Agricultural Water Management*, v.150, p.103-110, 2015.

FAGUNDES, C. M. C.; VEIGA, L. B. E.; DE SOUZA, S. L. Q. Produção mais limpa em uma indústria de laticínios: boas práticas de gestão ambiental. *Alimentos: Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente*, v.1, n.2, p.45-63, 2020.

FEMA. Fundação Estadual do Meio Ambiente. IAQML – Índice de Avaliação da Qualidade do Monitoramento dos Efluentes Líquidos Industriais de Laticínios: Relatório Final. Belo Horizonte: FEAM 2015.

MACHADO, R. M. G.; FREIRE, V. H.; SILVA, P. C.; FIGUERÊDO, D. V.; FERREIRA, P. E. Minas Ambiente – Controle Ambiental nas Pequenas e Médias Indústrias de Laticínios, Belo Horizonte, 2002.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa conjunta COPAM/ CERH nº 1 de 5 de maio de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Belo Horizonte: Conselho Estadual de Política Ambiental – COPAM e Conselho Estadual de Recursos hídricos – CERH, 2008.

MONTEIRO, M. J. de O. Proposta de ações para se conviver com a escassez de recursos hídricos: abordagem ao município de Santa Cruz do Capibaribe, em Pernambuco. Trabalho de Conclusão de Curso. 2022.

SILVA, R. R. da; SIQUEIRA, E. Q. de; NOGUEIRA, I. de S. Impactos ambientais de efluentes de laticínios em curso d'água na Bacia do Rio Pomba. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.23, p.217-228, 2018.

VALENTE, J. P. S.; PADILHA, P. M.; SILVA, A. M. M. Oxigênio dissolvido (OD) demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no ribeirão Lavapés/Botucatu-SP. *Eclética Química*, v.22, p.49-66, 1997.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: UFMG, 2005. 452p.



AVALIAÇÃO DA PRESENÇA DE LÍQUENS EM ÁREAS IMPACTADAS PELO CARVÃO NO SUL DE SANTA CATARINA

Aline Schardosim Klein¹

Charloti Miguel Lima Inocêncio²

Paulo Sérgio da Silva³

Pedro Rosso⁴

Fernando Bueno Ferreira Fonseca de Fraga⁵

¹Aluna do Curso Técnico em Meio Ambiente, Instituto Federal de Santa Catarina, campus Criciúma, aline.sk12@aluno.ifsc.edu.br

²Aluna do Curso Técnico em Meio Ambiente, Instituto Federal de Santa Catarina, campus Criciúma, charloti.lima@hotmail.com

³Prof. Dr. Instituto Federal de Santa Catarina, campus Criciúma, paulo.silva@ifsc.edu.br

⁴Prof. Dr. Instituto Federal de Santa Catarina, campus Criciúma, pedro.rosso@ifsc.edu.br

⁵Prof. Me. Instituto Federal de Santa Catarina, campus Criciúma, fernando.bueno@ifsc.edu.br

48

INTRODUÇÃO

As atividades humanas no mundo contemporâneo, com seus rápidos avanços tecnológicos, globalização, consumismo e o uso indiscriminado dos recursos naturais, resultaram em impactos negativos para os ecossistemas globais. Neste cenário, o setor industrial e a oferta de bens e serviços cresceram consideravelmente, porém as preocupações com o meio ambiente não se fizeram presentes durante anos e os resultados são os inúmeros problemas ambientais existentes (LEAL; FARIAS; ARAUJO, 2008).

Conforme ressaltam Cidreira-Neto e Rodrigues (2017, p.143) “O homem utiliza os recursos da natureza de forma exploratória, sem a projeção dos problemas que essa atitude pode ocasionar, gerando problemas de caráter social e/ou ambiental, podendo apresentar seus efeitos rapidamente ou em grande escala de tempo”.



Em todo o planeta é raro um ecossistema que não tenha sofrido influência direta ou indireta das atividades antrópicas. Como consequências temos a contaminação dos ambientes aquáticos, desmatamentos, introdução de espécies exóticas resultando na diminuição da diversidade de habitats e perda da biodiversidade natural do local (PRESTES & VINCENCI, 2019). Um dos principais vilões da degradação ambiental é o uso de combustíveis fósseis. Eles fornecem energia e proporcionam o desenvolvimento industrial e urbano, porém são fonte de energia não renovável e os processos de extração das matérias primas como petróleo e carvão se mostraram ao longo dos anos altamente poluidores, podendo causar impactos irreversíveis ao meio ambiente (BIZERRA; QUEIROZ; COUTINHO, 2018).

No Brasil, as principais fontes de carvão mineral estão localizadas no Sul do País, nas regiões de São Paulo, indo em direção ao estado de Paraná e Santa Catarina até o Rio Grande do Sul. A exploração do carvão catarinense localiza-se em importantes cidades de minério como os municípios de Lauro Muller, Urussanga, Siderópolis, Treviso, Criciúma, Forquilha, Içara, Morro da Fumaça e Maracajá (BELOLLI et al., 2002).

As primeiras pessoas a encontrar o carvão de pedra em Santa Catarina foram os tropeiros, reconhecendo o seu valor econômico e o levando até a corte. A mineração do carvão em Santa Catarina, no seu período inicial, foi de 1895 a 1945. Desde o início da mineração, a exploração das minas de carvão carece de técnicas e planejamento de controle ambiental, pois ocorre retirada de camada do solo da mineração a céu aberto e disposição inadequada dos rejeitos em contato com o solo, água e ar (RAVAZZOLI, 2013).

Esse contexto gera um cenário de desequilíbrio na relação homem/natureza e aumento dos níveis de poluição nos compartimentos ambientais, que demanda a busca por novos conhecimentos voltados ao monitoramento e à redução dos poluentes, a fim de compreender e amenizar os impactos no ambiente. Uma das possibilidades para investigar os impactos da poluição sobre o ambiente é o uso de bioindicadores.

Os bioindicadores de qualidade ambiental são grupos de seres vivos cuja presença, ausência, quantidade e distribuição podem indicar impactos ambientais em um ecossistema. Segundo Prestes e Vicenci (2019) sua utilização permite a avaliação dos efeitos da poluição e eles são utilizados tanto em ambientes aquáticos quanto terrestres e permitem avaliar a qualidade da água, a poluição atmosférica e a qualidade do solo, entre outros impactos. Os estudos com bioindicadores servem, em geral, para mostrar se determinada perturbação tem ou não um impacto biótico, além de fornecerem informações críticas para a conservação da



espécie ou grupo indicador, principalmente quando se sabe que a mesma é rara ou ameaçada (BUTTERFIELD et al., 1995 *apud* BRAZ & LONGO, 2019).

Entre os diversos organismos reconhecidos como indicadores de qualidade ambiental estão os líquens, que são organismos vivos formados por determinadas espécies de fungos (micobionte) que realizam associações simbióticas com algas ou cianobactérias (fotobionte) em um processo denominado liquenização. (XAVIER-FILHO et al., 2006). Os líquens estão amplamente distribuídos na natureza e podem ser encontrados em diversos substratos, tais como tronco de árvores (forófitos), rochas e solos. Segundo Xavier Filho et al (2006) esses organismos possuem capacidade para se desenvolver em vários ambientes, são encontrados em desertos, altas montanhas e zonas polares o que demonstra grande resistência dessa associação simbiótica a permanecer em situações extremas.

Os líquens demonstram grande sensibilidade aos poluentes, que pode ser percebida através da sua diminuição em determinado ambiente ou por sintomas externos característicos. Segundo Martins, Käffer e Lemos (2008, p.425) essa sensibilidade está relacionada com sua biologia pois “Anatomicamente, os líquens não possuem estomas nem cutícula, o que significa que os gases e aerossóis podem ser absorvidos pelo talo e difundir-se rapidamente pelo tecido onde está o fotobionte” e as alterações podem ser evidenciadas com rapidez através da ruptura da associação simbiótica.

Nos talos liquênicos, elevadas concentrações de metais podem afetar o crescimento, a morfologia, a estrutura, a fotossíntese, a respiração e ocorrer degradação dos pigmentos (NASH, 1996 *apud* XAVIER-FILHO et al., 2006). Segundo Xavier-Filho et al. (2006, p.132) “dados da literatura comprovam a eficácia desta associação na indicação de contaminantes no ambiente sejam com gases ou metais pesados, elementos salinos e até radionuclídeos.”

Nesse sentido, o objetivo deste trabalho foi avaliar a presença de líquens em forófitos de áreas com diferentes graus de impacto ambiental relacionado à mineração de carvão na região de Urussanga, no sul de Santa Catarina.

METODOLOGIA

O estudo foi realizado no município de Urussanga, localizado no Sul de Santa Catarina, onde foram estabelecidas três áreas para amostragem dos líquens (Figura 1).

Essas áreas apresentam características diferentes quanto aos impactos causados pela exploração do carvão: a área Parque Urbano (PU) - corresponde à área de vegetação no Parque Municipal Ado Cassetari Vieira, no perímetro urbano do município; a área Rio Carvão



(RC) - corresponde à área de vegetação com impactos da mineração de carvão e situada na comunidade de Rio Carvão; e a área Rio Maior (RM), corresponde à área de vegetação inserida na Área de Proteção Ambiental (APA) do Rio Maior, situado na comunidade de mesmo nome.

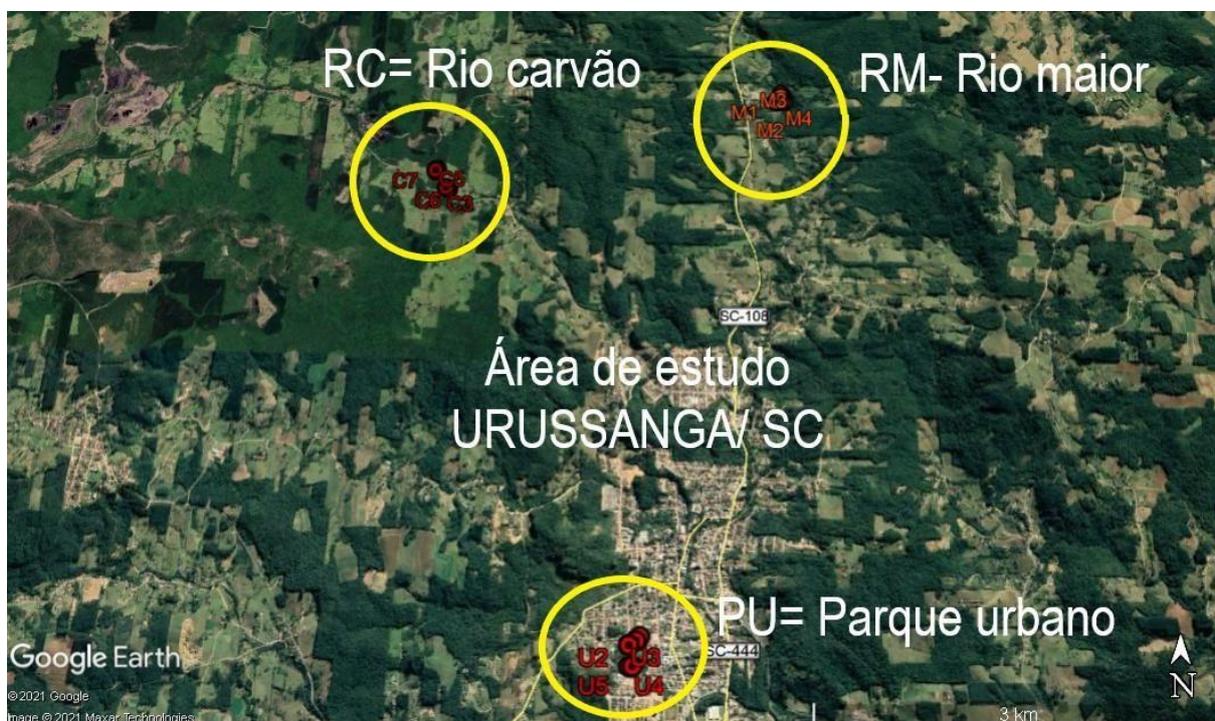


Figura 1. áreas de amostragem de líquens na região de Urussanga (SC). Fonte: autores (2022).

51

Para a amostragem dos líquens, em cada uma das áreas de estudo foram selecionados seis forófitos com diâmetro à altura do peito (DAP) de no mínimo 20 cm e distantes não menos que 10 metros um dos outros. Em campo foi obtida para cada forófito a medida da circunferência à altura do peito (CAP) utilizando-se de uma fita métrica e as coordenadas geográficas utilizando-se aplicativo de localização geográfica para smartphone. As características dos forófitos amostrados são apresentadas na Tabela 1. O DAP foi calculado conforme definido pelo Instituto Brasileiro de Florestas (IBF) a partir da equação abaixo (IBF, 2020).

$$DAP = CAP / \pi$$

Tabela 1. Relação dos forófitos amostrados em cada uma das áreas de estudo com indicação do diâmetro à altura do peito (DAP) e coordenadas de localização geográfica

Área de vegetação em um parque na área urbana, Centro, Urussanga (SC)			Área em região impactada pela mineração de carvão, Rio Carvão, Urussanga (SC)			Área rural, Rio Maior, Urussanga (SC)		
Forófito	DAP (cm)	Coordenada	Forófito	DAP (cm)	Coordenada	Forófito	DAP (cm)	Coordenada
PU1	39,5	28°31'33S,	RC1	27,4	28°29'28.5S,	RM1	28	28°29'00S,
		49°19'27W			49°20'26W			49°18'40W
PU2	29,6	28°31'34S,	RC2	24,5	28°29'28.8S,	RM2	55,4	28°29'00S,
		49°19'29W			49°20'26.2W			49°18'39W
PU3	29,6	28°31'34S,	RC3	45,8	28°29'28S,	RM3	22,6	28°29'00S,
		49°19'28.9W			49°20'27W			49°18'38W
PU4	39,2	28°31'39S,	RC5	27,7	28°29'22S,	RM4	29,9	28°29'00S,
		49°19'28W			49°20'30W			49°18'37W
PU5	25,8	28°31'39S,	RC6	22,6	28°29'23S,	RM5	39,8	28°28'58S,
		49°19'29W			49°20'30.5W			49°18'38W
PU6	33,7	28°31'32S,	RC7	22,9	28°29'22.5S,	RM7	25,1	28°28'57S,
		49°19'26W			49°20'31W			49°18'38W
Média	32,9	-	-	28,5	-	-	33,5	-
Desvio Padrão	5,57	-	-	8,77	-	-	12,25	-

Legenda: PU - Parque em área urbana; RC - Área em Rio Carvão; RM - Área em Rio Maior; DAP - Diâmetro à altura do peito.

52

Para cada um dos forófitos escolhidos foi realizada a amostragem de uma área do caule equivalente a 2500 cm² (50 x 50 cm) situada entre 1,0 e 1,5 m acima do nível do solo. A área amostrada foi dividida com auxílio de um gradil de cordões em subáreas de 100 cm² (10 x 10 cm), as quais foram fotografadas individualmente. Posteriormente, as 25 imagens obtidas em campo foram montadas com auxílio dos softwares PhotoScape® e Adobe Illustrator®, resultando em uma única imagem com 2500 cm² composta de 25 quadrantes que representa a área de amostragem (Figura 2).



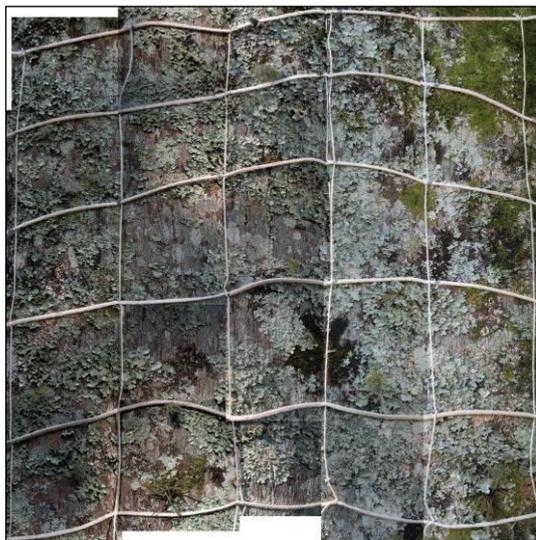


Figura 2. Exemplo de imagem da área amostrada obtida após o tratamento com a metodologia adotada. Fonte: os autores (2022).

Para análise do percentual de recobrimento por líquens foi desenvolvida a seguinte metodologia: primeiro foi realizada a observação de cada quadrante das imagens obtidas e classificação conforme os seguintes intervalos: A - líquens ausentes; B - líquens cobrindo até 25%; C - líquens cobrindo entre 26 e 50%; D - líquens cobrindo entre 51 e 75%; e E - líquens cobrindo entre 76 e 100% do quadrante.

53

Para estimar taxa de recobrimento da área amostrada em cada forófito, foi primeiramente estimado o Número de Quadrantes Equivalentes (NQE) recobertos com líquens utilizando a seguinte equação.

$$NQE = (NQA * 0) + (NQB * 25) + (NQC * 0,5) + (NQD * 0,75) + (NQE * 1)$$

Onde: NQ é o número de quadrantes identificados para cada uma das classes.

Posteriormente o (NQE) foi utilizado para calcular a Taxa de Recobrimento por Líquens (TRL) em cada forófito, de acordo com a seguinte equação:

$$TRL = (NQE/25) * 100$$

A partir do cálculo da TRL em cada forófito foi possível estimar a taxa média de recobrimento por líquens nos forófitos nos pontos PU, RC e RM, bem como a taxa média de recobrimento de todas as áreas analisadas.



RESULTADOS E DISCUSSÃO

A seguir serão apresentados os dados obtidos juntamente com a análise e discussão dos resultados.

Com relação à taxa de recobrimento por líquens na amostragem da área PU (Figura 4), foi possível observar que 5 forófitos tiveram recobrimento acima de 50%, sendo que 3 destes tiveram recobrimento superior à 75% e apenas 1 forófito apresentou menos de 50% da área analisada recoberta por líquens.

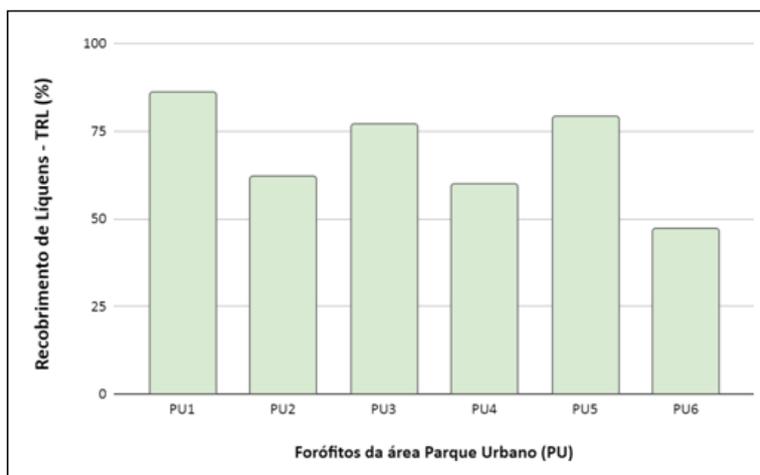


Figura 4. Taxas de recobrimento por líquens na área Parque Urbano (PU). Legenda: TRL - Taxa de Recobrimento de Líquens; PU - Área de vegetação em um parque na área urbana, Centro, Urussanga (SC).

Considerando que os forófitos desta amostragem estão localizados em um parque urbano no centro do município de Urussanga (SC), a área trata-se de um local menos antropizado, com abundância de vegetação urbana e relativamente menos impactado pelo minério. Essa condição pode estar relacionada com o fato dos líquens estarem ocorrendo com mais abundância na área, visto que 3 forófitos apresentaram mais de 75% de recobrimento. Além disso, por não se tratar de uma região de mata fechada pode também haver influência positiva da luminosidade, que favorece o desenvolvimento dos membros fotossintetizantes da associação liquênica.

Já na amostragem da área RC (Figura 5), foi possível observar que apenas 3 forófitos apresentaram cobertura acima de 50%, sendo que apenas 1 desses atingiu recobrimento superior a 75%. Os outros 3 forófitos analisados tiveram recobrimento abaixo de 50%, sendo um deles com menos de 25% da área analisada recoberta por líquens.



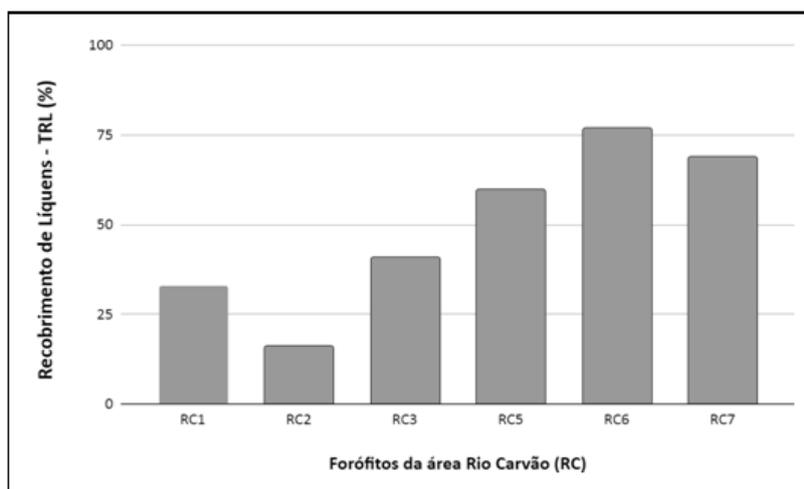


Figura 5. Taxas de recobrimento por líquens na área Rio Carvão (RC). Legenda: TRL - Taxa de Recobrimento de Líquens; RC - Área em região impactada pela mineração de carvão, Rio Carvão, Urussanga (SC).

Os dados acima apresentados indicam que os forófitos da área de amostragem do Rio Carvão (RC) foram aqueles que apresentaram as menores taxas de recobrimento por líquens. Além de ter 3 forófitos com taxas inferiores a 50%, essa área foi a única a apresentar um forófito com menos de 25% da área analisada recoberta por líquens. Esses dados provavelmente refletem a história de impactos ambientais na área analisada, pois o entorno do Rio Carvão sofreu grande influência da extração de minério e conforme citado anteriormente, essa prática gera grandes impactos e poluição do meio ambiente. Além disso, conforme referido por Gries (1996 *apud* XAVIER-FILHO et al., 2006), uma das possibilidades da utilização dos líquens como bioindicadores é o desaparecimento de espécies em determinadas zonas, o que pode ser um indício de níveis de contaminações elevadas e pode estar relacionada ao histórico de impactos na área de estudos do Rio Carvão (RC).

Por último são apresentados os dados de recobrimento da área RM (Figura 6).



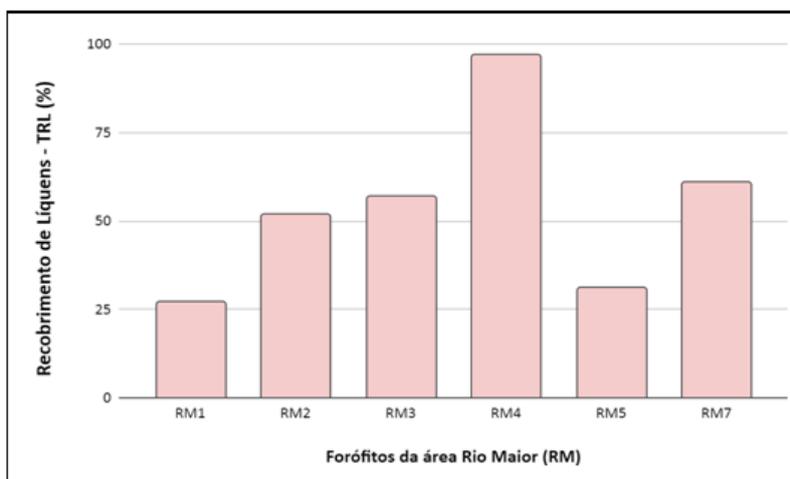


Figura 6. Taxas de recobrimento por líquens na área Rio Maior (RM). Legenda: TRL - Taxa de Recobrimento de Líquens; RM - Área em região rural, localidade Rio Maior, Urussanga (SC).

Nesta área foi possível observar que 4 forófitos apresentaram recobrimento acima de 50%, sendo que 1 desses atingiu recobrimento superior a 75%. Os outros 2 forófitos analisados ficaram abaixo de 50% de recobrimento, porém nenhum apresentou cobertura inferior a 25%. Essa área trata-se de uma região rural inserida na Área de Proteção Ambiental (APA) do Rio Maior o que pode estar relacionado com o fato de 4 forófitos apresentarem recobrimento por líquens da área analisada acima de 50% e um desses atingir quase a totalidade (100%) de sua área analisada recoberta por líquens, indicando elevada qualidade ambiental da área.

A partir da determinação da Taxa de Recobrimento por Líquens dos forófitos foi possível calcular a uma taxa média de recobrimentos por líquens para cada área (Quadro 1).

Quadro 1. Médias das taxas de recobrimento para cada uma das áreas amostradas

Área	Parque Urbano (PU)	Rio Maior (RM)	Rio Carvão (RC)
Média das taxas de recobrimento por área	68,5%	54,2%	49,3%

É possível observar que a área Parque Urbano (PU) apresentou a maior média de recobrimento de líquens, com 68,5%, seguida pela área do Rio Maior (RM), com 54,2%, e pela área com menor média de taxa de recobrimento, a área do Rio Carvão (RC), com 49,3%. Esses dados estão de acordo com a literatura, a qual apresenta a ausência de líquens como um possível indicador de perda da qualidade ambiental em áreas impactadas por poluição



decorrente de atividades antrópicas (MARTINS; KÄFFER; LEMOS, 2008; SANTOS; SANTOS; SANTOS, 2017).

CONCLUSÕES

O presente trabalho avaliou a presença de líquens em 3 áreas que foram influenciadas de formas diferentes pela exploração do carvão mineral no município de Urussanga (SC). A partir da amostragem de líquens presentes em forófitos localizados no Parque Urbano Ado Cassetari Vieira e nas localidades do Rio Carvão e também no Rio Maior, foi possível obter uma estimativa da taxa de recobrimento por líquens dos forófitos destas áreas.

A partir dos resultados obtidos foi possível concluir que a região do Rio Carvão, a qual historicamente sofreu maior impacto ambiental pela mineração, é aquela que apresenta forófitos com a menor taxa de recobrimento por líquens. Nesse sentido, o presente estudo evidencia uma possível relação entre a ausência de líquens no local com as ações antrópicas que durante anos exploraram o ambiente em questão para extração de carvão mineral. Além disso, o presente estudo reforça o papel dos líquens como organismos bioindicadores de grande potencial para monitoramento e avaliação de áreas impactadas por ações antrópicas.

57

AGRADECIMENTOS

Ao Instituto Federal de Ciência e Tecnologia de Santa Catarina pelo apoio concedido ao trabalho por meio do Edital 37/2019/ PROPPi- GP- Criciúma.

REFERÊNCIAS

- BELOLLI, M.; QUADROS, J.; GUIDI, A. História do Carvão de Santa Catarina. Criciúma: Imprensa Oficial do Estado de Santa Catarina, 2002. 300p.
- BRAZ, S. N.; LONGO, R. M. Bioindicadores de Poluição Ambiental: um estudo bibliométrico. Revista Científica Anap Brasil, v.12, n.27, p.42-53, 2021.
- BIZERRA, A. M. C.; QUEIROZ, J. L. A. de; COUTINHO, D. A. M. O impacto ambiental dos combustíveis fósseis e dos biocombustíveis: as concepções de estudantes do ensino médio sobre o tema. Revista Brasileira de Educação Ambiental, v.13, n.3, p.299-315, 2018.
- CIDREIRA-NETO, I. R. G.; RODRIGUES, G. G. Relação homem- natureza e os limites para o desenvolvimento sustentável. Revista Movimentos Sociais e Dinâmicas Espaciais, v.6, n.2, p.142-156, 2017.



HEIDEMANN, E. E. O carvão em Santa Catarina 1918-1954. 127f. Dissertação (Mestrado). Curso de História. Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 1981.

LEAL, G. C. S. de G.; FARIAS, M. S. S. de; ARAUJO, A. de F. O processo de industrialização e seus impactos no meio ambiente urbano. *Qualitas Revista Eletrônica*, v.1, n.7, p.1-11, 2008.

MARTINS, S. M. de A.; KÄFFER, M. I.; LEMOS, A. Líquens como bioindicadores da qualidade do ar numa área de termoeletrica, Rio Grande do Sul, Brasil. *Hoehnea*, v.35, n.3, p.425-433, 2008.

Instituto Brasileiro de Florestas. O que é DAP de uma árvore? 2020. Disponível em: <<https://www.ibflorestas.org.br/conteudo/o-que-e-dap-de-uma-arvore>>. Acesso em: 06 de abril. de 2021.

PRESTES, R. M.; VINCENCI, K. L. Bioindicadores como avaliação de impacto ambiental. *Brazilian Journal of Animal and Environmental Research*, v.2, n.4, p.1473-1493, 2019.

RAVAZZOLI, C. A problemática ambiental do carvão em Santa Catarina: sua evolução até os termos de ajustamento de conduta vigente entre os anos de 2005 e 2010. *Geografia em Questão*, v.6, n.1, 2013.

SANTOS, E. M. dos; SANTOS, R. S.; SANTOS, C. A. Utilização de líquens como bioindicadores da qualidade do ar em Itabaiana-SE. *Os Desafios da Geografia Física na Fronteira do Conhecimento*, p.1275-1279, 2017.

XAVIER-FILHO et al. *Biologia de líquens*. 4. ed. Rio de Janeiro: Âmbito Cultural, 2006. 624p.



ANÁLISE DE MATERIAL PARTICULADO FINO NO INTERIOR DO ESTADO DE SÃO PAULO POR AGRUPAMENTO DE DADOS

*Angela Rosa Locateli de Godoy¹
Ana Estela Antunes da Silva²*

¹Aluna de Doutorado em Tecnologia e Inovação, Faculdade de Tecnologia (FT), Universidade Estadual de Campinas (Unicamp), angelarl@unicamp.br

²Profa. Dra. Faculdade de Tecnologia (FT), Universidade Estadual de Campinas (Unicamp), aeasilva@unicamp.br

59

INTRODUÇÃO

A poluição do ar é uma ameaça à saúde global e conforme relatado pela OMS, pesquisas comprovaram os efeitos da poluição na saúde. A exposição de curto prazo inclui o agravamento de doenças respiratórias e doença cardiovascular pré-existente, aumento de internações e atendimentos de emergências. A exposição em longo prazo está associada a problemas respiratórios crônicos, câncer e até mesmo mortes prematuras (POLEZER et al., 2018; MACHIN, 2018; SEINFELD & PANDIS, 2016; GONÇALVES et al., 2022). De acordo com a Organização Pan-Americana da Saúde (OPAS, 2018) a poluição do ar ainda é um grande desafio para cidades e estados em todo o Brasil, sendo responsável por elevados índices de óbitos anualmente.

No Estado de São Paulo, a CETESB emite, diariamente, um boletim da qualidade do ar das estações de monitoramento de várias cidades, com as condições da poluição atmosférica. Apesar do governo implantar iniciativas e definir metas para conter episódios críticos de poluição, os níveis de concentração ainda excedem frequentemente os limites nacionais (CONAMA, 2018; SÃO PAULO, 2013) e constantemente os internacionais (WHO, 2021). Em setembro de 2021, a OMS divulgou novas diretrizes e recomenda valores de concentração de



poluentes ainda menores, um marco importante, considerando que a atualização anterior ocorreu em 2005 (WHO, 2021; POLEZER & POTGIETER-VERMAAK, 2022).

Segundo o Instituto de Energia e Meio Ambiente (IEMA), São Paulo tem poluição do ar acima do recomendado pela OMS nos últimos 22 anos, principalmente os particulados (MP_{2,5} e MP₁₀), O₃ e NO₂ (IEMA, 2022). A literatura relata que 92% das estações de monitoramento indicam concentrações acima das médias anuais para as partículas de MP_{2,5} (CETESB, 2020; CORÁ; LEIRIÃO; MIRAGLIA, 2020). Andrade et al. (2017) apresentaram a evolução dos poluentes na RMSP nos últimos trinta anos e indicou que houve uma pequena redução dos poluentes primários, como CO, NO, SO₂ e MP₁₀, porém aumento dos poluentes secundários O₃ e MP_{2,5}.

Embora seja de conhecimento que a qualidade do ar na RMSP apresenta altos índices de poluição, influenciada não apenas, mas principalmente pelas emissões veiculares, a CETESB tem destacado que o interior busca medidas urgentes de contenção dos níveis de poluição. Um exemplo é o Polo Cerâmico de Santa Gertrudes que se destaca pela concentração da atividade ceramista a partir da argila, sendo responsável por uma parcela considerável da produção nacional de piso cerâmico. Os municípios de Santa Gertrudes, Cordeirópolis, Rio Claro e Ipeúna, incluindo empresas nos municípios de Limeira e Piracicaba, tem atuado no setor. A extração, beneficiamento e transporte de matéria prima constituem-se nas principais fontes de emissão de material particulado da região (CETESB, 2020; SOUZA; SCUR; HILSDORF, 2018).

Portanto, o estudo do poluente MP_{2,5} ainda é indispensável, com partículas menores ou iguais a 2,5µm, penetram profundamente no sistema respiratório, podendo atingir os alvéolos pulmonares. São capazes de permanecer em suspensão por longos períodos e por isto podem ser transportadas para longe do seu ponto de origem, propriedade que garante sua rápida propagação e resistência, expondo a população que estiver mais distante da fonte de emissão (WANG et al., 2013; CETESB, 2020; POLEZER & POTGIETER-VERMAAK, 2022).

Para este fim, técnicas de mineração tem explorado dados na descoberta de padrões e comportamentos dos poluentes, que compreende a utilização de um ou mais algoritmos aplicados a uma massa de dados, são capazes de apontar informações até então desconhecidas. A tarefa de agrupamento de dados (cluster) é um método de mineração exploratório e não supervisionado, quando não há modelos ou hipóteses pré-definidos, mas busca entender as características gerais ou estrutura dos dados. É amplamente utilizada para



descobrir semelhanças entre amostras e identificar padrões (HAN; KAMBER; PEI, 2011; AGGARWAL & REDDY, 2013; KWEDLO, 2011).

No Brasil e em outros países a técnica de agrupamento já é utilizada. Austin et al. (2013) agrupou nos EUA locais de acordo com níveis de MP_{2,5} e obteve grupos por regiões com atividade industrial semelhantes. Huang et al. (2015) realizou agrupamento de 13 regiões na China por similaridade de dados de concentração de MP_{2,5} que resultou na descoberta de dois grupos industriais e outro agrícola. No Brasil, Souza e Rabelo (2016) estudaram por agrupamento, a relação entre dados climáticos, poluição do ar, morbidade total e internações por doenças respiratórias.

Pretende-se com este estudo, obter grupos de estações do estado de São Paulo a partir das concentrações de MP_{2,5} no ano de 2020, proveniente do monitoramento da qualidade do ar e conhecer a sazonalidade do poluente e sua geolocalização em todo o estado.

METODOLOGIA

O estudo foi realizado para estações com monitoramento automático de MP_{2,5} no estado de São Paulo, com dados disponíveis para o ano de 2020. Ao todo foram 25 estações selecionadas das 31 disponíveis e a escolha priorizou as estações com menos dados faltantes, que não ultrapassou a média de 3% de valores ausentes na base total.

Distribuídas na RMSP, interior e litoral do estado, as estações selecionadas foram: Campinas, Guarulhos-Paço, Guarulhos-Pimentas, Itaim Paulista, Jundiaí, Mooca, Marg. Tietê-Pte, Osasco, Perus, Piracicaba, Rio Claro – Jd. Guanabara, Santa Gertrudes, São Paulo – Santana, São Paulo – Parque D. Pedro II, São Paulo – Congonhas, São Paulo- Grajaú-Parelheiros, São Paulo – Cid. Universitária – USP, São Paulo – Ibirapuera, São Paulo – Pico do Jaraguá, São Bernardo-Centro, São Caetano do Sul, São José do Rio Preto, São José dos Campos, Santos-Ponta da Praia e Taubaté.

Os dados das concentrações mensais de MP_{2,5} referentes ao período de 01/01/2020 a 31/12/2020 foram coletados no sistema QUALAR (QUALAR, 2021), disponíveis no site da CETESB. Para o agrupamento foi utilizado o algoritmo de agrupamento particional K-medoids que usa objetos da base como centro dos grupos, os quais têm a menor dissimilaridade média a todos os outros objetos do grupo (HAN; KAMBER; PEI, 2011). A implementação foi na linguagem Python, com uso das bibliotecas “Scikit-learn” e “Pyclustering”, de código aberto, específicas para o aprendizado de máquina.



RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foi utilizado o coeficiente de silhueta (KAUFMAN & ROUSSEUW, 2005) para auxiliar na decisão do número ideal de grupos e avaliar a qualidade do agrupamento, representado pelo maior valor de silhueta entre -1 e 1. Para isso, foram testados 24 diferentes grupos relacionados ao número de estações, envolvendo todos os elementos da amostra (25 estações selecionadas). Com o algoritmo k-medoids aplicado à base de dados, o melhor coeficiente de silhueta foi 0,34 para formação de dois grupos. Sendo assim, as estações foram divididas nos grupos 1 e 2, que considerou a similaridade da variação de concentração do MP2,5, entre as estações (Tabela 1).

Tabela 1. Estações de monitoramento por grupos 1 e 2 (mais e menos poluídos) e suas respectivas médias anuais de concentração de MP2,5 por grupos e desvio padrão

Grupo 1 (+ Poluído)	Grupo 2 (- Poluído)
Campinas	São José dos Campos - Jd.
Jundiaí	São Paulo - Ibirapuera
Piracicaba	São Paulo - Pico do Jaraguá
Santa Gertrudes	Taubaté
Rio Claro-Jd. Guanabara	
São Paulo - Santana	
São Paulo - Parque D. Pedro II	
São Paulo - Congonhas	
São Paulo - Grajaú-Parelheiros	
São Caetano do Sul	
São Paulo - Cid.Universitária-USP	
Mooca	
Osasco	
Guarulhos-Paço	
Itaim Paulista	
Marg.Tietê-Pte	
S. Bernardo-Centro	
Guarulhos-Pimentas	
Perus	
Santos-Ponta da Praia	
São José do Rio Preto	
Média de Concentração / Desvio Padrão	
15,56 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ / 4,87 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	11,86 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ / 3,61 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

De um modo geral, é possível notar que das 25 estações selecionadas com monitoramento para MP2,5 para este estudo, 84% apresentaram um comportamento semelhante, com altos níveis de concentração em todo estado, tanto na RMSP, litoral e interior (CIRQUEIRA et al., 2022). Com as novas diretrizes da OMS, a Média Anual de concentração recomendada para o MP2,5 foi reduzida de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, bastante inferior às médias anuais obtidas em ambos os grupos (WHO, 2021; POLEZER & POTGIETER-VERMAAK, 2022).



Cesar et al. (2016) e Machin (2018) afirmam que os níveis de concentração elevada de material particulado podem aumentar em até 15% riscos de mortalidade associados às partículas na atmosfera, muitas vezes em decorrência de pequenas variações.

Os grupos foram bastante característicos, sendo o grupo 1 mais poluído, com uma média anual global de $15,56\mu\text{g}/\text{m}^3$ e desvio padrão $4,87\mu\text{g}/\text{m}^3$, formado em sua maioria por estações da RMSP e do interior, como Santa Gertrudes, Rio Claro, Piracicaba, Jundiaí, Campinas e São José do Rio Preto que apresentaram o mesmo padrão para as concentrações de MP_{2,5}. Fato que também ocorreu no litoral paulista, para a cidade de Santos. O grupo 2, considerado mesmo poluído, apresentou um média anual global de $11,86\mu\text{g}/\text{m}^3$ e desvio padrão $3,61\mu\text{g}/\text{m}^3$ representado pelas estações de São Paulo – Ibirapuera, São Paulo – Pico do Jaraguá, São José dos Campos e Taubaté.

A geolocalização dos grupos na Figura 1, demonstra que há focos de poluição no interior, representado por estações demarcadas em vermelho (grupo 1) e em azul (grupo 2). A RMSP é conhecida pela intensa indústria automotiva e polo industrial, porém o destaque foi o interior. Nas estações de Campinas e Jundiaí, a principal fonte é de queimadas, focos de incêndios florestais e emissões industriais em torno, que contribuem para poluição da região (BAINY et al., 2022) e o Polo Cerâmico de Santa Gertrudes, responsável por 92% da produção cerâmica do estado de São Paulo, que abrange os municípios de Santa Gertrudes, Rio Claro, Piracicaba, Limeira e outras cidades próximas, como Ipeúna, Cordeirópolis. A extração e manuseio de matérias-primas são as principais fontes de emissão de material particulado (SOUZA; SCUR; HILSDORF, 2018).



Figura 1. Geolocalização do grupo 1 (+ poluído) em vermelho e grupo 2 (- menos poluído) em azul, gerados pelo algoritmo K-medoids, para o MP_{2,5} no ano de 2020.



Na China, Itália, Espanha e Estados Unidos houve relatos da queda nos níveis de poluição durante a pandemia (BERMAN & EBISU, 2020), com destaque à redução de emissão de poluentes pelo setor industrial e de transportes, associados à queima de combustíveis fósseis e biocombustíveis. No Brasil, foi constatada uma pequena redução de poluentes, entre eles MP10 e MP2,5 (BAINY et al., 2022; GONÇALVES et al., 2022; CIRQUEIRA et al., 2022).

De acordo com o relatório anual da CETESB, no ano de 2020 houve um ligeiro decréscimo na média anual da RMSP, quando comparada a 2019, associado à redução de circulação de veículos, principalmente nos primeiros meses da quarentena. Já no interior, houve aumento na maioria das estações, associado ao período de estiagem em setembro e início de outubro (CETESB, 2020). Portanto, podemos considerar pelo histórico de concentrações do poluente, que a média anual obtida no ano de 2020 possivelmente foi inferior ao que se obtém em períodos sem restrições.

Na Figura 2 é possível notar a variação do MP2,5 durante o ano de 2020. Há uma sazonalidade comum entre os grupos (1 e 2), iniciando os primeiros meses com valores menores de concentração e uma elevação que inicia no inverno, mais evidente a partir de maio e um pico no mês de setembro, seguido de baixa até dezembro.

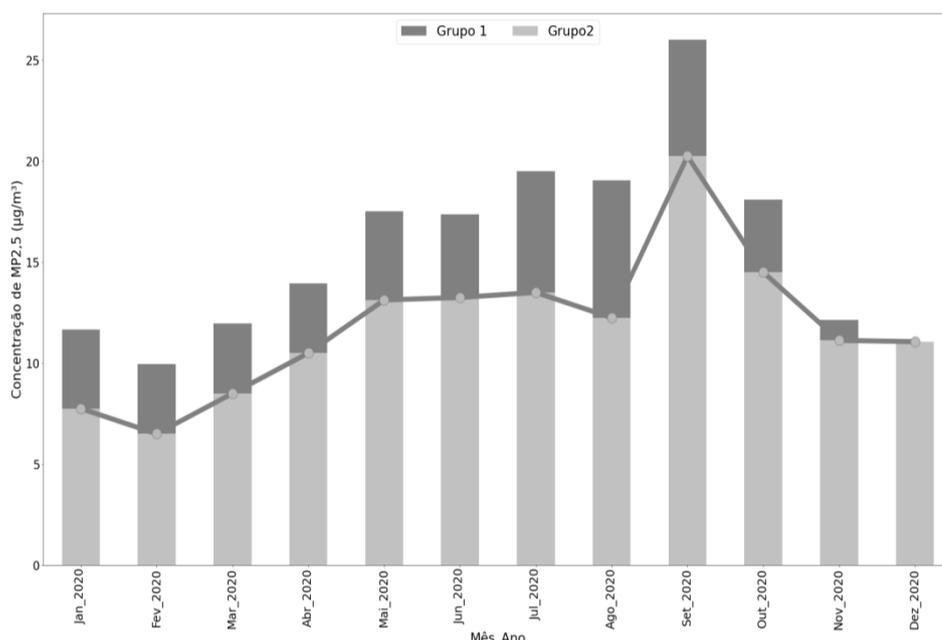


Figura 2. Sazonalidade mensal do poluente MP2,5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) durante o ano de 2020, para o grupo 1 (mais escuro) e grupo 2 (mais claro), formado por 25 estações.

A análise de concentração do MP2,5 por agrupamento gerou grupos com padrões distintos, que constatou alta poluição no interior do estado de São Paulo por material

particulado relacionado a possíveis fontes locais predominantes nas regiões, representados por geolocalização e identificação dos meses críticos de altas concentrações.

CONCLUSÕES

A análise dos dados por agrupamento formou dois grupos bastante representativos e os resultados foram úteis na análise por geolocalização, para reconhecer padrões entre estações. O estudo aponta um nível alto de poluição por material particulado fino em cidades do interior do estado de São Paulo e litoral paulista, que apresentaram comportamento semelhante às estações da RMSP, compondo o grupo das estações mais poluídas. As estações alocadas no grupo menos poluído, que possuem condições favoráveis estão localizadas na RMSP e interior, formado por apenas 4 estações.

Outro resultado foi a sazonalidade do poluente nos grupos. Por ser em grande parte de origem veicular ou processos de combustão industrial e veículos automotores, em decorrência das restrições na pandemia, houve uma pequena redução de concentração de MP_{2,5} durante o ano de 2020. Porém, ambos os grupos apresentaram variação temporal similar, com elevação da poluição no início do inverno, a partir de maio e pico no mês de setembro que reduz até dezembro.

Apesar de ações de mitigação, a população desconhece o nível de poluição a que está sujeita diariamente. Ainda é necessária uma solução sustentável e constante, mesmo que gradativamente, para redução dos impactos à saúde e meio ambiente.

65

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à CETESB pela disponibilização dos dados neste estudo, por meio da base de dados QUALAR (2021).

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

REFERÊNCIAS

AGGARWAL, C.; REDDY, C. Data Clustering: algorithms and applications. CRC Press. Chapman & Hall/CRC Data Mining and Knowledge Discovery Series. 2013.

ANDRADE, M. F.; KUMAR, P.; FREITAS, E.D.; YNOUE, R. Y.; MARTINS, J.; MARTINS, L.; NOGUEIRA, T.; MARTINEZ, P. P.; MIRANDA, R. M.; ALBUQUERQUE, T.; GONÇALVES, F. L. T.;



OYAMA, B.; ZHANG, Y. Air quality in the megacity of São Paulo: Evolution over the last 30 years and future perspectives. *Atmospheric Environment*, v.159, p.66–82, 2017.

AUSTIN, E.; COULL, B. A.; ZANOBETTI, A.; KOUTRAKIS, P. A framework to spatially cluster air pollution monitoring sites in US based on the PM2.5 composition. *Environment International*, v.59, p.244-254, 2013.

BAINY, B. K. et al. Air quality assessment in Southeast Brazil during COVID-19 pandemic and lockdown: report of increased air pollution *Cadernos de Saúde Pública*, v.37, n.9, e00242320, 2022.

BERMAN, J. D.; EBISU, K. Changes in U.S. air pollution during the COVID-19 pandemic. *Science of The Total Environment*, v.739, 2020.

CÉSAR, A. C. G.; NASCIMENTO, L. F. C.; MANTOVANI, K. C. C.; VIEIRA, L. C. P. Fine particulate matter estimated by mathematical model and hospitalizations for pneumonia and asthma in children. *Revista Paulista de Pediatria*, v.34, n.1, p.18–23, 2016.

CIRQUEIRA, S. S. R.; RODRIGUES, P. F.; BRANCO, P.; VORMITTAG, E.; NUNES, R.; ANASTACIO, A.V. B.; VERAS, M.; SOUSA, S.; HILÁRIO, SALDIVA, P. H. N. Heterogeneous impacts of mobility restrictions on air quality in the State of Sao Paulo during the COVID-19 pandemic. *Environmental Pollution*, v.300, e118984, 2022.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Relatório de Qualidade do Ar no estado de São Paulo. São Paulo: Governo do Estado de São Paulo/Secretaria do Meio Ambiente/Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. 2020. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/ar/wp-content/uploads/sites/28/2021/05/Relatorio-de-Qualidade-do-Ar-no-Estado-de-Sao-Paulo-2020.pdf>. Acesso em: 08 maio 2021.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. 2018. Resolução CONAMA no 491, de 19 de novembro de 2018. Dispõe sobre qualidade do ar. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*, Poder Executivo, Brasília, DF, 21 nov. 2018. Seção 1, 155-156. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=740> Acesso em: 10 Dez. 2019.

CORÁ, B.; LEIRIÃO, L.; MIRAGLIA, S. Impacto da poluição do ar na saúde pública em municípios com elevada industrialização no estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, p.1-12, 2020.

GONÇALVES, P.; NOGAROTTO, D.; CANTERAS, F.; POZZA, S. The relationship between the number of COVID-19 cases, meteorological variables, and particulate matter concentration in a medium-sized Brazilian city. *Brazilian Journal of Environmental Sciences*, v.57, n.2, p.167-178, 2022.



- HAN, J.; KAMBER, M.; PEI, J. Data Mining: Concepts and Techniques. 3ª ed. Burlington: Morgan Kaufmann. 2011.
- HUANG, P.; ZHANG, J.; TANG, Y.; LIU, L. Spatial and temporal distribution of PM2.5 pollution in Xi'an city, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v.12, n.6, p.6608-6625, 2015.
- IEMA. Instituto de Energia e Meio Ambiente. Qualidade do Ar. Disponível em: http://energiaeambiente.org.br/wpcontent/uploads/2022/06/RelatorioAnual_IEMA_2022.pdf. Acesso em: 27 Mai., 2022
- KAUFMAN, L.; ROUSSEEUW, P. J. Finding Groups in Data: An Introduction to Cluster Analysis. New York: Wiley Series in Probability and Statistics. 2005.
- KWEDLO, W. A clustering method combining differential evolution with the K-means algorithm. *Pattern Recognition Letters*, v.32, n.12, p.1613-1621, 2011.
- MACHIN, A. B.; NASCIMENTO, L. F. C. Efeitos da exposição a poluentes do ar na saúde das crianças de Cuiabá, Mato Grosso, Brasil. *Cadernos de Saúde Pública*, v.34, n.3, p.1-9, 2018.
- ORGANIZAÇÃO PAN-AMERICANA DE SAÚDE. Não polua o meu futuro! O impacto do ambiente na saúde das crianças. 2018. Disponível em: <https://iris.paho.org/handle/10665.2/49123>. Acesso em: 08 Abr. 2019.
- POLEZER, G.; TADANO, Y. S.; SIQUEIRA, H. V.; GODOI, A. F. L.; YAMAMOTO, C. I.; ANDRÉ, P. A.; PAULIQUEVIS, T.; ANDRADE, M. F.; OLIVEIRA, A.; SALDIVA, P. H. N.; TAYLOR, P. E.; GODOI, R. H. M. Assessing the impact of PM2.5 on respiratory disease using artificial neural networks. *Environmental Pollution*, v.235, p.394-403, 2018.
- POLEZER, G.; POTGIETER-VERMAAK, S.; OLIVEIRA, A. et al. As novas diretrizes de qualidade do ar da OMS para PM 2.5: situação para cidades pequenas/médias. *Environ Geochem Health*, 2022.
- QUALAR. 2021. Qualidade do Ar. Dados de poluentes. CETESB. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/ar/qualar>. Acesso em: 08 Mai., 2021
- SÃO PAULO. Decreto nº 59.113, de 23 de abril de 2013. Estabelece novos padrões de qualidade do ar e dá providências correlatas. Com retificações posteriores. São Paulo, 2013. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2013/decreto-59113-23.04.2013.html>. Acesso em: 02 Dez. 2019.
- SEINFELD, J. H.; PANDIS, S. N. Atmospheric Chemistry and Physics from Air Pollution to Climate Change. 3rd ed. New York: Wiley, 2016.



SOUZA, F. T.; RABELO, W. S. A data mining approach to study the air pollution induced by urban phenomena and the association with respiratory diseases. In: International Conference On Natural Computation, 2016. Anais... 2016.

SOUZA, W. J. V.; SCUR, G.; HILSDORF, W. D. C. Eco-innovation practices in the brazilian ceramic tile industry: The case of the Santa Gertrudes and Criciúma clusters. Journal of Cleaner Production, v.199, p.1007-1019, 2018.

WANG, L.; MENG, J.; XU, P.; PENG, K. Mining temporal association rules with frequent itemsets tree. Applied Soft Computing Journal, v.62, p.817-829, 2018.

WHO. World Health Organization WHO global air quality guidelines. World Health Organization. 2021.



AVALIAÇÃO DA COBERTURA VEGETAL POR MEIO DE ÍNDICES DE VEGETAÇÃO (NDVI, SAVI) NO MUNICÍPIO DE SETE LAGOAS-MG

Max Paulo Rocha Pereira¹
Erika Ferreira da Silva²
Ricardo Alexandrino Garcia³

¹Doutorando em Geografia. Laboratório de Estudos Territoriais, LESTE/UFMG – Departamento de Geografia, mqualidadeambiental@gmail.com

²Mestra, Pesquisadora associada ao Laboratório de Estudos Territoriais – LESTE/UFMG – Departamento de Geografia, erikafesilva@hotmail.com

³Professor Associado ao departamento de Geografia da UFMG, Coordenador do Laboratório de Estudos Territoriais – LESTE, alexandrinogarcia@gmail.com

69

INTRODUÇÃO

A identificação e o monitoramento de elementos da terra utilizando sensores orbitais tem se mostrado como uma importante ferramenta de controle ambiental. As técnicas de aquisição de informação vem evoluindo ao longo dos anos, sem necessariamente ocorrer contato direto com o alvo, permitindo a realização de análises mais robustas, não invasivas e muitas vezes em escala de maior detalhe (GAMEIRO et al., 2016).

Técnicas de sensoriamento remoto e Sistema de Informação Geográfica (SIG) correspondem a um conjunto de ferramentas seguras que favorecem estudos voltados para a análise ambiental, dentre os quais pode-se destacar a determinação da densidade da cobertura vegetal que pode ser calculada por meio de índices de vegetação. Tais índices são utilizados em estudos de avaliação ambiental, correlacionando a variação da densidade vegetativa em um determinado período à degradação existente no local de interesse, ou a sazonalidade, urbanização, dentre outros processos que influenciam na cobertura vegetal,



indicando a quantidade e qualidade da vegetação da área imageada (GAMEIRO et al., 2016; LEITE; SANTOS; SANTOS, 2017; SILVA & SILVA, 2021).

Os autores Silva e Silva (2021), por exemplo, analisaram a variação da densidade da vegetação ao longo de uma série temporal, correlacionando-a com os impactos ambientais causados pela mineração em Paracatu - MG. Os resultados forneceram informações importantes que permitiram acompanhar a variação da densidade vegetativa ao longo do tempo, em que foi constatada a supressão de uma parcela considerável da vegetação local, afetando o ecossistema local, assim como a população residente no entorno.

Gameiro et al. (2016) avaliaram a cobertura vegetal em Jaguaribe - CE utilizando índices de vegetação. O resultado trouxe imagens de períodos secos e úmidos da área de estudo que detectaram diferenças relevantes, incluindo perdas de vegetação natural para a agricultura.

Leite, Santos e Santos (2017) analisaram temporalmente a dinâmica de uso do solo em Itatinga - SP, utilizando os índices de vegetação Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) e Soil-Adjusted Vegetation Index (SAVI), que apresentaram bons resultados, em que poucas alterações antrópicas foram identificadas, devido a área de estudo se tratar de um local com fins experimentais, contudo, o NDVI se mostrou mais adequado pelo alto adensamento vegetal da área de estudo.

Estudos com essa característica possuem diversas finalidades, como as destacadas acima, podendo ser utilizados também para monitoramento de stress hídrico em áreas de cultivo (CRUSIOL et al., 2017), na análise de monitoramento de ocorrência de impactos de queimadas (SILVA & BELTRÃO, 2021) e como já citado, em análises da cobertura vegetal. O NDVI é muito utilizado por reduzir o efeito topográfico e é sensível aos pigmentos que captam a radiação solar, como a clorofila, se relacionando com a condição e a quantidade da vegetação. Entretanto, a análise é influenciada pelo brilho e efeito espectral do solo, que pode comprometer o diagnóstico da vegetação. Dessa forma, o SAVI que ameniza os efeitos da coloração dos solos, por utilizar um fator de ajuste adaptado em relação ao NDVI também é altamente utilizado (LEITE; SANTOS; SANTOS, 2017).

A urbanização e o desenvolvimento industrial são processos que impactam e transformam diretamente a estrutura física dos ambientes, sendo que o conjunto de infraestruturas advindas desses processos estão relacionados a fragmentação de habitats e do próprio desmatamento. No entanto, nas últimas décadas muito se tem estudado sobre a relação entre a qualidade ambiental e a qualidade de vida das populações e os elementos



naturais intraurbanos, com destaque para a vegetação, dessa forma, as análises exercem fundamental papel nesse monitoramento (DE ARRUDA et al., 2013).

Nessa perspectiva, o objetivo deste trabalho, foi utilizar os índices de vegetação NDVI proposto por e (ROUSE, 1973) e o SAVI proposto por (HUETE, 1988), que são similares e ou complementares, como possibilidades metodológica de monitoramento da cobertura vegetal no município de Sete Lagoas em Minas Gerais. A partir dos resultados, discutir o papel do sensoriamento remoto para a análise ambiental e sua utilização como subsídio para o planejamento urbano orientado a sustentabilidade ambiental.

METODOLOGIA

O município de Sete Lagoas está localizado na porção central do estado de Minas Gerais (Figura 1), inserido no Colar Metropolitano da capital Belo Horizonte, distante a proximamente 72 km dela. Com uma população de estimada de 243.950 habitantes (IBGE, 2021), possui como principais acessos as rodovias BR-040 e MG-424.

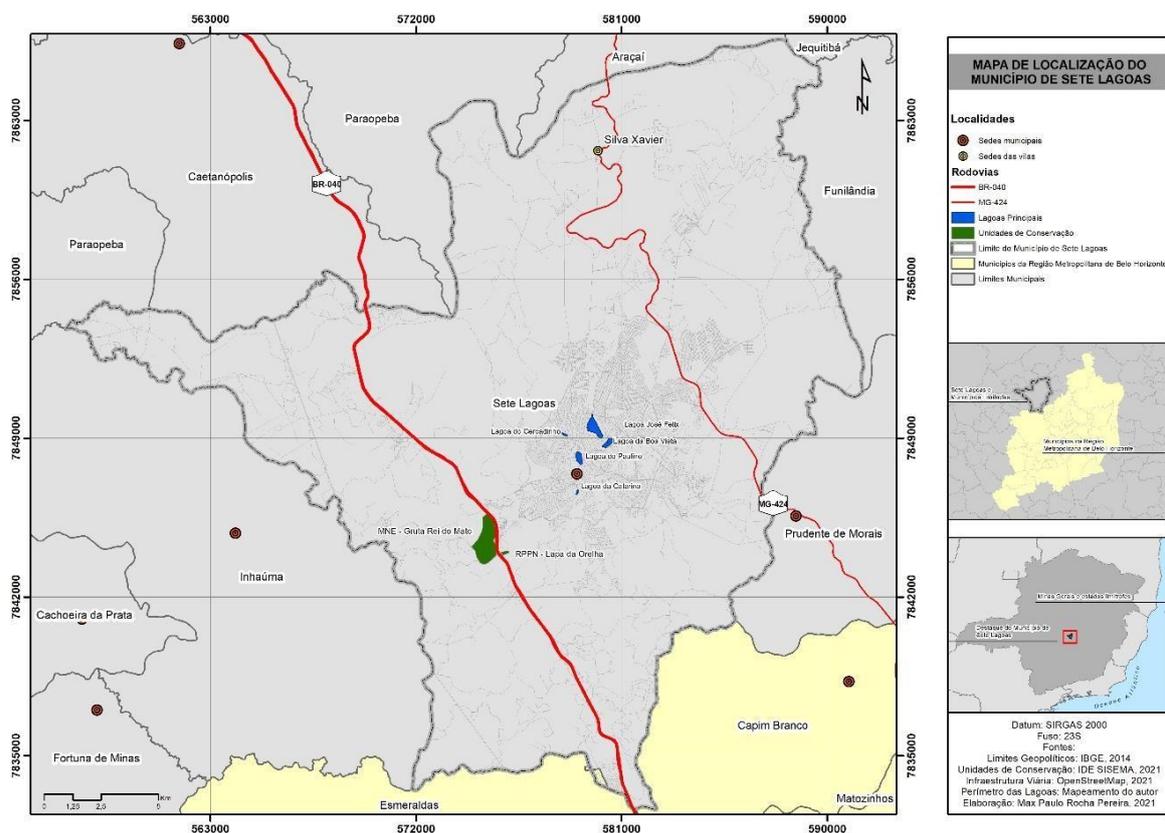


Figura 1. Localização da área de estudo.

Localizada em uma região predominantemente cárstica sua base física está sob o embasamento do Complexo Belo Horizonte e os sedimentos marinhos da formação basal

correspondem a Formação Sete Lagoas e Formação Serra de Santa Helena pertencentes ao Grupo Bambuí. São produto de transgressões marinhas que ocorreram no Proterozóico Superior e cobriam extensas áreas do Cráton São Francisco (ANDRADE et al., 2019; PIZANI et al., 2021).

O município possui remanescentes florestais do bioma Cerrado e Mata Atlântica (ARAÚJO et al., 2017), mas também como consequência direta da urbanização e industrialização da região. Devido a esses fatores, o município vem sendo objeto de estudo constante acerca das consequências ambientais desses fenômenos.

As áreas verdes urbanas possuem papel fundamental na qualidade de vida das populações, com destaque para o potencial de estabilização de superfícies por meio da fixação de suas raízes. Consequentemente auxilia na infiltração e recarga hídrica principalmente em áreas cársticas como no município em estudo, influencia na umidade do ar, na regulação da temperatura em microescala, dentre outros papéis fundamentais exercidos no âmbito de suas três funções principais: estética, ecológica e lazer (DE ARRUDA et al., 2013).

Para a construção do cenário multitemporal da área de estudo foram utilizadas as imagens do Sentinel 2A (sensor multiespectral MSI), com resolução espacial de 10 metros para as bandas do visível, 20 metros para o infravermelho e 60 metros para as bandas de correção atmosférica. As imagens são disponibilizadas por meio do portal Copernicos (<https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>) e incluíram o ano de 2021 em período sazonal úmido (31/01/2021) e seco (08/09/2021). Foram adquiridas imagens com condições meteorológicas semelhantes, sem cobertura de nuvens e correspondentes. O Quadro 01 traz maiores informações sobre as imagens Sentinel 2A utilizadas na análise.

72

Quadro 1. Especificações técnicas das imagens Sentinel 2A utilizadas na avaliação da cobertura vegetal em Sete Lagoas

Data de aquisição das imagens	Nome da Banda	Número	Resolução espectral (nm)	Resolução espacial (m)
06/06/2022	Blue	B02	490	10
	Green	B03	560	
	Red	B04	665	
	NIR	B08	842	
	Red Edge 1	B05	705	20
	Red Edge 2	B06	740	
	Red Edge 3	B07	783	
	Red Edge 4	B08A	865	



Para a realização da análise, utilizou-se 3 etapas a saber: (1) pré-processamento (2) processamento e (3) tabulação e análise do resultado. Na etapa de pré-processamento as cenas foram adquiridas e recortadas para a área de estudo, as imagens Sentinel 2A são disponibilizadas ortorretificadas e com valores em reflectância no topo da atmosfera (TOA).

Na etapa (2) para o processamento dos dados realizou-se o cálculo dos índices através da ferramenta de análise espacial raster calculator do software Arcgis versão 10.8 (ESRI, 2020), utilizando-se as bandas B04 - Red e B08 - NIR, submetendo-as as seguintes fórmulas:

$$(a) \text{NDVI} = (NIR - Red)$$

Onde: NIR corresponde ao infravermelho próximo e

$$NIR + Red$$

Red ao vermelho no espectro do visível.

$$(b) \text{SAVI} = \left(\frac{NIR - Red}{NIR + Red + L} \right) * (1 + L)$$

Onde: NIR corresponde ao infravermelho próximo e Red ao vermelho no espectro do visível e L é a constante de fator ajuste do índice, em que utilizou-se L igual 0,5 que corresponde a constante de vegetação de porte médio proposto por (HUETE, 1988).

Na etapa (3) foram elaborados os mapas contendo os resultados dos índices que foram cruzados com dados secundários obtidos no arquivo do plano diretor do município como Unidades de Conservação (UCs) e o recorte do perímetro urbano que subsidiaram as discussões aqui realizadas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O resultado do NDVI pode ser observado na Figura 2, em que o índice da imagem do mês de janeiro variou de -1 a 1, enquanto que para o mês de setembro variou de -1 a valores mais altos próximos de 1 indicam elevado vigor da vegetação e os valores próximo de -1 indicam de menor vigor a ausência da vegetação como aponta (LEITE; SANTOS; SANTOS, 2017).



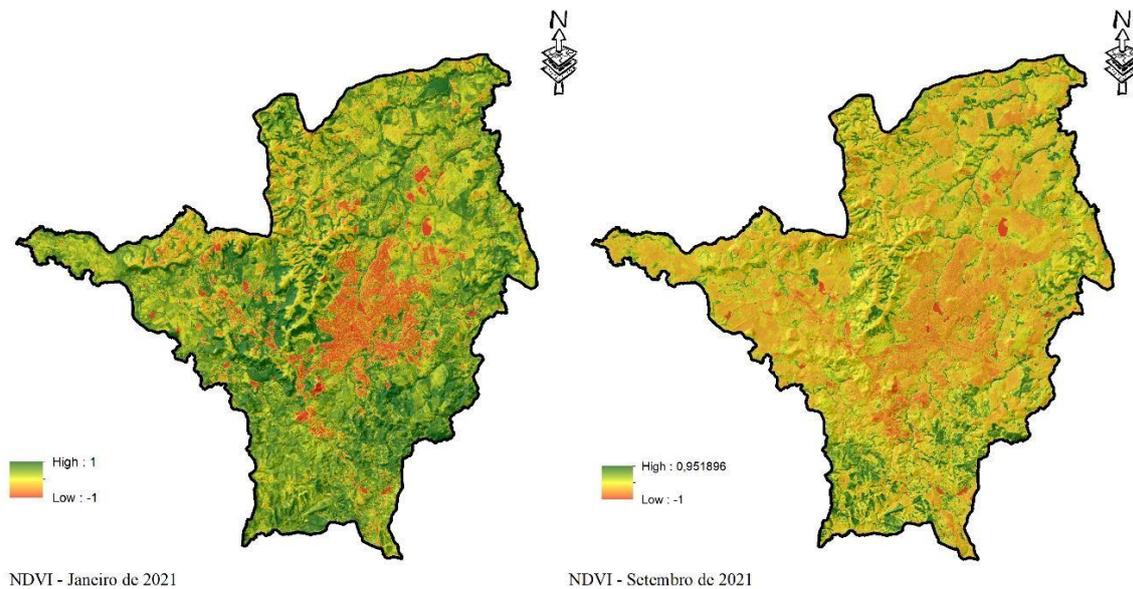


Figura 2. NDVI do município de Sete Lagoas para período úmido e seco.

O fator sazonalidade pode ser confirmado ao se observar o balanço hídrico do município entre os anos de 2004 e 2014 (Figura 3) demonstrando um excesso de umidade no sistema até o mês de abril e uma deficiência nos meses subsequentes até o início de outubro o que influencia diretamente no vigor da vegetação e na reposta espectral da clorofila.

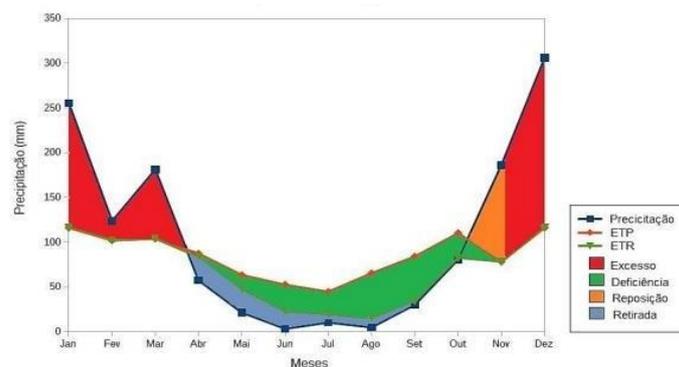


Figura 3. Balanço hídrico de Sete Lagoas no período de 2002-2004. Fonte: Guimaraes (2015), INMET.

Importante observar que mesmo no período úmido que favorece o maior vigor vegetativo e conseqüentemente resposta espectral da vegetação, às áreas que concentram maior volume de manchas de vegetação estão localizadas majoritariamente em UCs (Figura 4), com destaque para o conjunto de Áreas de Proteção Ambiental (APAs) que circundam a mancha urbana.



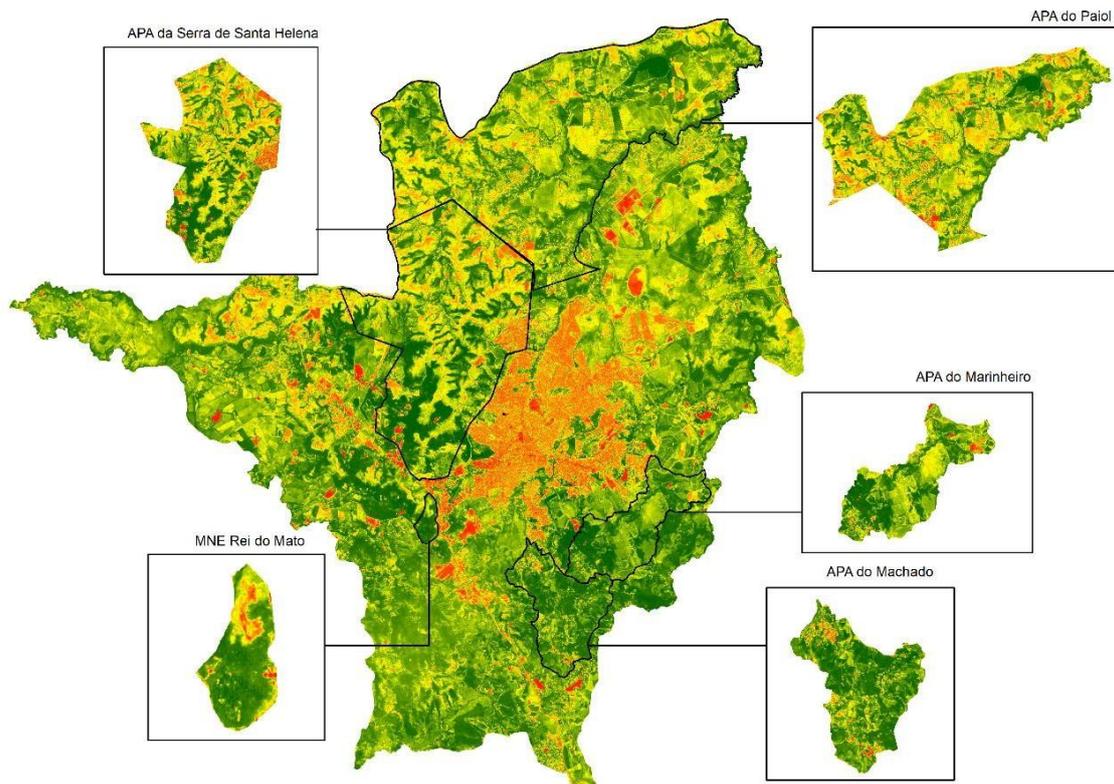


Figura 4. NDVI no período úmido com destaque para as unidades de conservação presentes no município.

As unidades de conservação são instituídas pelo poder público com o objetivo de garantir a estabilidade ambiental de determinadas regiões, criando um conjunto de normas de uso que disciplinam a antropização desses espaços. Ressalta-se, no entanto, que as APAs possuem caráter restritivo estabelecido em seu plano de manejo, cabendo aos órgãos responsáveis por sua proteção conduzir e ou acompanhar a execução dos estudos que determinarão as normas de uso no seu interior, sendo que a sociedade civil também é papel importante nesse acompanhamento.

Já para o SAVI (Figura 5) os resultados variaram entre -0,30 e 0,79 no período úmido e -0,37 e 0,72 no período seco, assim como o NDVI os valores próximos de negativos representam ausência de vegetação enquanto o valor 1 representa cobertura vegetal densa. Comparando-se os dois resultados o NDVI se mostrou mais conservador enquanto o SAVI ao considerar o fator de correção do uso evidencia de forma mais intensa a resposta principalmente do solo exposto e das áreas construídas.

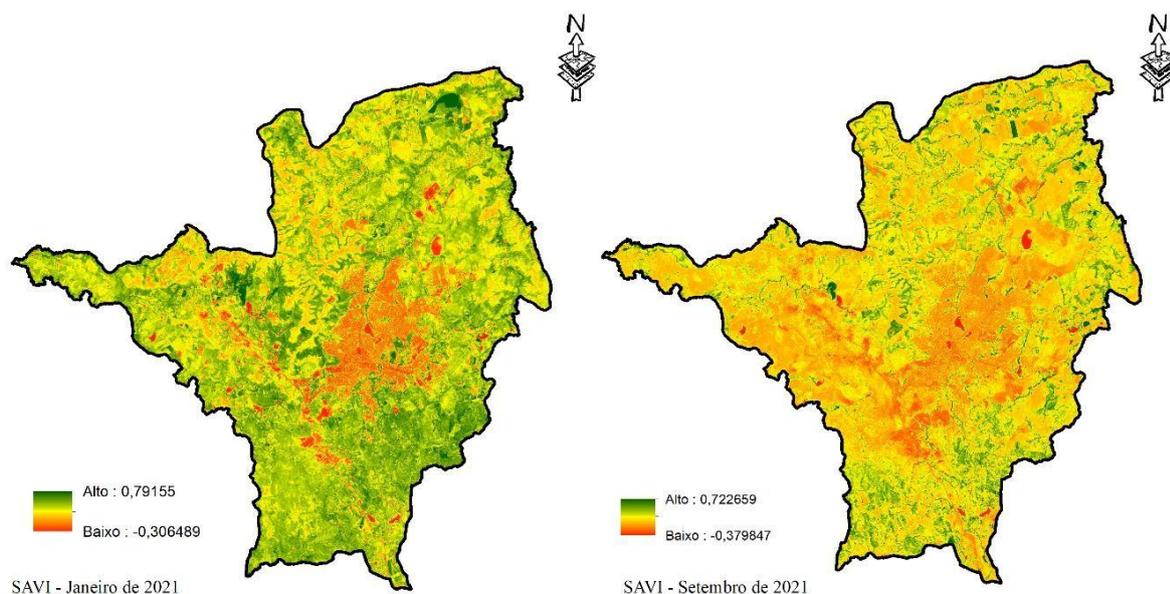


Figura 5. SAVI do município de Sete Lagoas para período úmido e seco.

Tratando-se do município de Sete Lagoas que como já citado anteriormente, tem seu território situado principalmente em área cárstica, a vegetação cumpre relevante papel na contribuição para recarga hídrica. O município vem lidando historicamente com problemas de abastecimento, tendo seu abastecimento público majoritariamente concentrado na extração subsuperficial e subterrânea, o que vem ao longo do tempo provocando o esgotamento de poços, sendo apontado por alguns autores inclusive os riscos de subsidência cárstica por superexploração desse aquífero (DE SALIS et al., 2019).

Sendo, portanto, relevante que o tema áreas verdes sejam inseridas no contexto do planejamento urbano e regional considerando tanto como já citado seu papel em áreas urbanas, mas também no caso específico do município citado, sua relação com a infiltração e função estoque dos aquíferos cársticos fundamentais para manutenção das atividades desenvolvidas na região.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os índices de área verde (NDVI e SAVI) mostraram-se sensíveis o suficiente para captar diferenças sazonais no vigor da vegetação presente no município de Sete Lagoas. Evidencia, ainda, que as áreas com maior concentração de manchas de área verde estão localizadas em UCs, o que indica o potencial dessas áreas em garantir a manutenção da vegetação. Ao mesmo tempo expõe uma fragilidade da produção do espaço urbano em se estabelecer uma maior integração entre o ambiente construído e as áreas verdes sem necessariamente recorrer a instrumentos legais de proteção.



O município apresenta um grande desafio de equacionar sua expansão urbana com a manutenção das áreas verdes, importante componente da qualidade ambiental e fundamental para manutenção de sua recarga hídrica. Cabe, portanto, aos gestores e a sociedade civil através da interpretação de resultados como os aqui apresentados priorizar áreas de baixo adensamento e incorporar estratégias de manutenção da vegetação nas diretrizes de parcelamento e uso do solo.

REFERÊNCIAS

- ANDRADE, I. B.; BARBOSA, J. A.; RIBEIRO, C. G.; PAULA, R. S.; VELASQUEZ, L. N. M. Relação hidráulica entre o Complexo Belo Horizonte e o Grupo Bambuí na porção sul da APA Carste de Lagoa Santa, MG. *Geonomos*, v.27, n.1, p.38-45, 2019.
- ARAÚJO, S. N.; SILVA, A. F.; COSTA, T. C. C. DA; PEREIRA, M. P. R.; RABELO, M. F. R. Preference of tree species for tropical forest environments. *Applied Ecology And Environmental Research*, v.15, n.1, p 717-742, 2017.
- CRUSIOL, L. G. T.; NANNI, M. R.; FURLANETTO, R. H.; SILVA, G. F. C.; SILVA, M. C.; SIBALDELLI, R. N. R.; MERTZ-HENNING, L. M.; NEPOMUCENO, A. L.; NEUMAIER, N.; FARIAS, J. R. B. Sensoriamento remoto aplicado ao monitoramento do déficit hídrico na cultura da soja. In: *Jornada Acadêmica da Embrapa Soja*, 12, 2017, Londrina. Anais...Londrina, 2017.
- DE SALIS, H. H. C.; COSTA, A. M.; KÜNNE, A.; FERNANDES, L. F. S.; PACHECO, F. A. L. Conjunctive Water Resources Management in Densely Urbanized Karst Areas: A Study in the Sete Lagoas Region, State of Minas Gerais, Brazil. *Sustainability*, v.11, p.3944, 2019.
- GAMEIRO, S.; TEIXEIRA, C. P. B.; NETO, T. A.; LOPES, M. F. L.; DUARTE, C. R.; SOUTO, M. V. S.; ZIMBACK, C. R. L. Avaliação da cobertura vegetal por meio de índices de vegetação (NDVI, SAVI e IAF) na Sub-Bacia Hidrográfica do Baixo Jaguaribe, CE. *Terræ*, v.13, n.1-2, p.15-22, 2016.
- GUIMARÃES, V. M. B. Estudo acerca das possíveis causas para o decréscimo do volume hídrico na lagoa Grande no município de Sete Lagoas-MG. 62f. Monografia. Departamento de Geografia. Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 2015.
- HUETE, A. R. A Soil-Adjusted Vegetation Index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*, v.25, n.3, p.205-309, 1988.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. População estimada: IBGE, Diretoria de Pesquisas, Coordenação de População e Indicadores Sociais, Estimativas da população residente com data de referência 1º de julho de 2021. Disponível em:



<<https://cidades.ibge.gov.br/>> Acesso em: fev. 2022.

LEITE, A. P.; SANTOS, G. R.; SANTOS, J. E. O. Análise temporal dos Índices de Vegetação NDVI e SAVI na estação experimental de Itatinga utilizando imagens Landsat 8. *Revista Brasileira de Energias Renováveis*, v.6, n.4, p.606-623, 2017.

PIZANI, F. M. C.; PEREIRA, M. P. R.; SILVA, M. M. Técnicas de sensoriamento remoto para análise temporal do espelho d'água da Lagoa Grande na cidade de Sete Lagoas–MG. *Revista GEOgrafias*, v.17, n.1, p.81-102, 2021.

ROUSE, J. W.; HAAS, R. H.; SCHELL, J. A.; DEERING, D. W. Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. In: *Earth Resources Technology Satellite Symposium*, 3, 1973, Washington. Anais... Washington: NASA, 1973.

SILVA, A. B. N.; BELTRÃO, N. E. S. Metodologias de sensoriamento remoto para análise de queimadas com base em índices espectrais e diagnóstico de severidade. *Ciência Geográfica*, v.25, n.3, p.968-982, 2021.

SILVA, B. H. R.; SILVA, R. N. F. Avaliação de impactos ambientais em áreas de mineração com o uso do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI): estudo de caso para a região de Paracatu (Minas Gerais). *Revista Brasileira de Sensoriamento Remoto*, v.2, n.3, p.02-17, 2021.



CARACTERIZAÇÃO DOS INVENTÁRIOS MUNICIPAIS DE GASES DE EFEITO ESTUFA BRASILEIRO

Isabela Ulhoa de Oliveira¹
Bruno Cordeiro Rocha Barroso²
Leonora Pio Fassy³
Daniel Brianezi⁴

¹Aluna do curso de graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária, Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais - Departamento de Ciência e Tecnologia Ambiental, isabelaudeoliveira@hotmail.com

²Aluno do curso de graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária, Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais - Departamento de Ciência e Tecnologia Ambiental, brunocrb2.0@gmail.com

³Aluna do curso de graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária, Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais - Departamento de Ciência e Tecnologia Ambiental, leonorafassy@gmail.com

⁴Prof. Dr. do Centro Federal de Educação Tecnológica – Departamento de Ciência e Tecnologia Ambiental, brianezi@cefetmg.br

79

INTRODUÇÃO

Mudanças climáticas consistem nas alterações dos padrões climáticos do planeta, durante um tempo, o que representa um desafio quanto aos problemas globais. Estas mudanças são naturais, porém tem seus efeitos potencializados pelas atividades antrópicas, como a mudança do sistema produtivo, os avanços tecnológicos, o novo estilo de vida e consumo humano. Tudo isto impacta de forma direta os recursos naturais, nos meios de subsistência, na saúde, segurança e nos ciclos naturais (CAMPELLO & LIMA, 2018).

O Brasil apresenta grande relevância frente a temas como as mudanças climáticas, uma vez que é um dos dez maiores emissores de GEE, e destaca-se com ações voltadas para a redução das alterações climáticas. Tendo como foco a definição de metas voltadas a esse fim, e forma de acompanhamento, têm sido elaborados inventários de gases de efeito estufa como atividade inicial para a promoção de ações de mitigação das alterações climáticas. O que pode ser observado nos compromissos firmados pelo país na 26^a Conferência das Partes (COP - em inglês) ocorrida no ano de 2021 no qual ficou assegurado o tratado de erradicar e reverter o desmatamento até 2030, pela Declaração dos Líderes sobre Florestas, em adição ao corte de



emissões globais de metano em 30% dos níveis de 2020 até 2030 por meio da assinatura do Compromisso Global de Metano (AGÊNCIA BRASIL, 2021). Adicionalmente, foi formalizada a meta de zerar as emissões líquidas do país até 2050.

A fim de criar um banco de dados para a definição de metas e estratégias de ação, tem-se instituído a adoção de inventários de gases de efeito estufa como ferramenta de diagnóstico de fontes poluidoras em conjunto com ações de mitigação por parte de cada país envolvido no acordo. Os inventários são instrumentos que mapeiam e caracterizam as emissões e remoções de gases de efeito estufa de organizações, municípios, estados ou países por meio de publicação de documentos. Logo, é necessário avaliar se são retratadas de forma válida as particularidades de cada localidade a qual houve a elaboração de um inventário.

Este documento demanda um estudo criterioso sobre a região a ser retratada. De forma inicial, para melhor caracterização, devem ser definidos os limites e escopos que contemplem as atividades de emissão e remoção de GEE em todos os setores a serem contabilizados. Em seguida, é necessário delimitar o período de referência, isto é, a definição do recorte temporal relativo às emissões realizadas, que de maneira geral se dão em um ano. A partir do período de referência é possível instituir um ano-base, de forma a viabilizar a comparabilidade da evolução entre os anos, para a observação de aumento ou diminuição de emissões.

80

A partir dessas definições deve ser feito o mapeamento das fontes de emissão de GEE, assim como a identificação de sumidouros. Por sumidouros são referidos os processos e atividades de retirada de gases de efeito estufa da atmosfera. Também se faz necessário a determinação de quais os GEE emitidos nas fontes poluidoras.

Com base nas informações obtidas, e a identificação dos gases, devem ser feitas as estimativas das emissões e remoções de GEE, seguindo a metodologia adotada no inventário. A partir dos resultados, o proponente do inventário deve apresentar propostas de mitigação das emissões alinhados a planos de ação climática. Assim, se faz necessário o levantamento dos municípios brasileiros que elaboram e divulgam seus inventários de gases de efeito estufa e que seja feita a caracterização do perfil de emissões e remoções de gases de efeito estufa reportados.

METODOLOGIA

Visando uma maior compreensão sobre o tema, inicialmente, foi feito o levantamento bibliográfico em documentos e artigos, além de, buscas em páginas eletrônicas de órgãos



oficiais, que contemplavam o assunto com os seguintes buscadores: inventários de gases de efeito estufa, mudanças climáticas, políticas municipais de mitigação dos efeitos da mudança climática, e redução de emissão de gases de efeito estufa. Ademais, foram lidos documentos do SEEG, Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa, rede de entidades da sociedade civil que discute mudanças climáticas no cenário nacional, a fim de ter uma visão geral do panorama que os inventários retratam.

A partir das informações encontradas foi possível o entendimento quanto à atuação em âmbito nacional, com relação às políticas climáticas e iniciativas de elaboração de inventários de gases de efeito estufa. Em sequência, foi feita a pesquisa com o objetivo de localizar os governos locais que adotam os inventários como ferramenta inicial para compilação de informações de emissões de GEE e que, posteriormente, realizam a publicação destes documentos.

Para os municípios que foram identificados nas pesquisas que possuem atividades vinculadas à mitigação dos efeitos das mudanças climáticas, porém não foram encontrados inventários publicados, foi feito o contato com o ICLEI, via email, para que fosse possível obter esses documentos. Ao final das buscas foram encontrados 36 inventários de gases de efeito estufa municipais publicados no período de 2005 a 2022. Os dados obtidos de cada documento (perfil e características das emissões e remoções de GEE, escopo e limites adotados, abordagem metodológica etc) foram tabulados e analisados utilizando o software Excel®.

81

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O levantamento realizado apontou que a quantidade de municípios brasileiros que possuem inventários municipais de emissão de GEE ainda é reduzido e limitado a algumas regiões no Brasil. Foram identificados e coletados 36 documentos, de 18 municípios brasileiros e 2 Regiões Metropolitanas, pertencentes a 11 estados brasileiros, de quatro regiões geográficas diferentes. Observa-se que todas as capitais das regiões Sul e Sudeste possuem pelo menos uma edição de seus inventários municipais, menos o estado do Espírito Santo, totalizando 69,4% dos dados. A região Nordeste, que possui o maior número de unidades federativas, possui 10 inventários identificados e coletados, entretanto, os inventários de GEE levantados referem-se a apenas cinco cidades: Fortaleza (CE), João Pessoa (PB), Recife (PE), Salvador (BA) e Serra Talhada (PE). A região Norte possui apenas um



relatório, do município de Rio Branco, Acre, e não foram encontrados inventários de GEE das capitais da região Centro-Oeste (Figura 1).

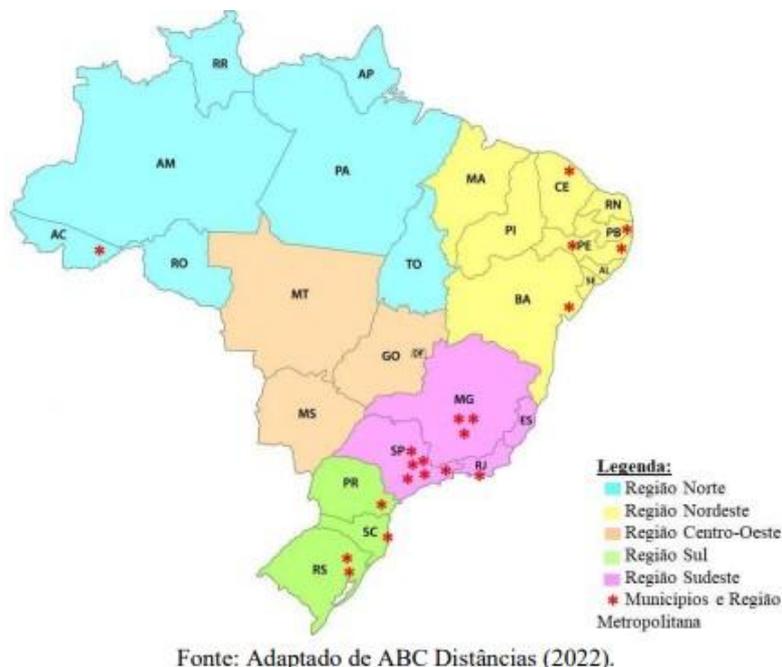


Figura 1. Municípios brasileiros e Regiões Metropolitanas que possuem Inventários Municipais de Emissão de GEE publicados e disponibilizados.

Fonte: Adaptado de ABC Distâncias (2022).

82

O estado de São Paulo é aquele com maior número de municípios com inventários de GEE publicados (33%), seguido por Minas Gerais, 17%. Além disso, São Paulo possui 9 documentos publicados, que representam 25% do total coletado.

A partir da coleta de dados, foi observado que o município com maior número de publicações de inventários municipais é Belo Horizonte, com cinco edições. Desde 2009, Belo Horizonte tem conduzido diferentes ações de planejamento, controle e mitigação de emissões de GEE, a partir de sua Política Climática, que instituiu a Política Municipal de Mitigação dos Efeitos da Mudança Climática, o Comitê Municipal de Mudanças Climáticas e Ecoeficiência, a elaboração de inventários de GEE e proposição de ações de mitigação por meio do Plano de Redução de Gases de Efeito Estufa (PREGEE) (BELO HORIZONTE, 2021). Outro município que se destacou foi Fortaleza, com quatro edições de seus inventários municipais de GEE. A capital cearense, desde 2013, tem intensificado seus esforços frente às adaptações e mitigação às mudanças climáticas, tendo como primeiro marco sua escolha como cidade modelo do Urban LEDES I, iniciativa do ICLEI.



Outro ponto a ser destacado também é a publicação de inventários municipais que compõem regiões metropolitanas, como por exemplo, Betim (MG), Campinas (SP), Canoas (RS), Contagem (MG), Piracicaba (SP) e Sorocaba (SP). Além disso, observou-se que os anos de 2015 e 2020 foram marcados por maior número de elaborações e publicações de inventários no país, totalizando 8 documentos, referentes aos seguintes municípios: Belo Horizonte (MG), Betim (MG), Canoas (RS), Contagem (MG), Curitiba (PR), Fortaleza (CE), Guaratinguetá (SP), Recife (PE), Rio de Janeiro (RJ), Salvador (BA), Serra Talhada (PE) e Sorocaba (SP). O maior apoio na elaboração de inventários de GEE e divulgação de instituições como o ICLEI, conjuntamente com a primeira etapa do projeto Urban LEDS, bem como o Acordo de Paris em 2015, podem ter contribuído para esse crescimento, no ano de 2015. E em 2020, a atmosfera pré 26ª COP, pode ter contribuído para tal aumento (Figura 2).

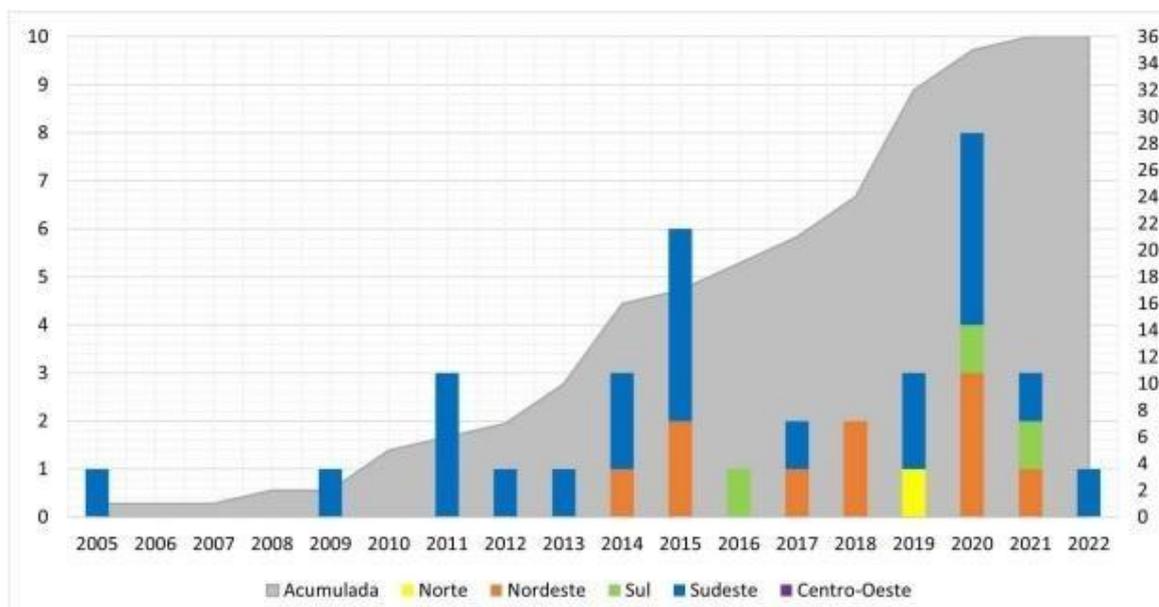


Figura 2. Projeção histórica da elaboração de Inventários Municipais de Emissão de GEE no Brasil, entre os anos de 2005 e 2022. Fonte: Autores (2022).

O perfil brasileiro de emissão de GEE pode ser contemplado por meio das Comunicações Nacionais publicadas pelo Brasil até o presente momento e pelo SEEG. As Comunicações Nacionais seguem as diretrizes básicas do IPCC, dividido em setores de atividades: a) Setor de Energia; b) Setor de Processos Industriais e Uso de Produtos (IPPU); c) Setor de Agropecuária; d) Setor de Uso da Terra, Mudança do Uso da Terra e Florestas (LULUCF); e) Setor de Resíduos.

As emissões totais brasileiras são majoritariamente oriundas dos setores de Uso da Terra, Mudança do Uso da Terra e Florestas, e Agropecuária. Juntas, as fontes emissoras foram



responsáveis por mais de 60% das emissões de GEE em 2016, e 72% em 2019, demonstrando a representatividade da atividade rural no Brasil (BRASIL, 2020b; SEEG, 2020) (Figura 3).

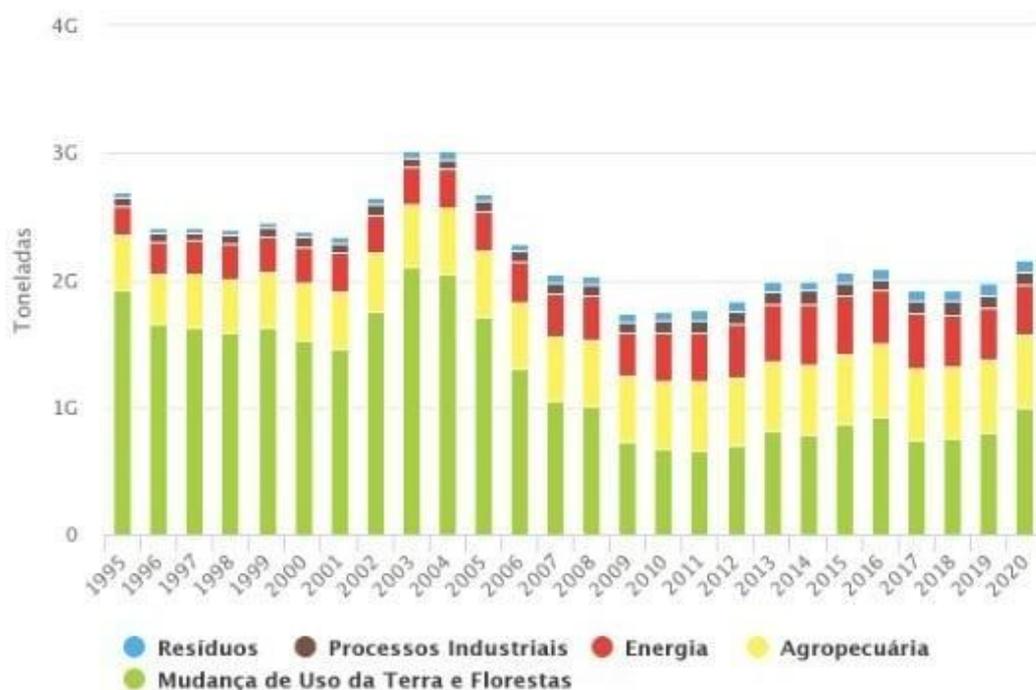


Figura 3. Perfil de emissões de CO2e do Brasil entre 1995 e 2020, dividido por setores.

Fonte: SEEG (2019).

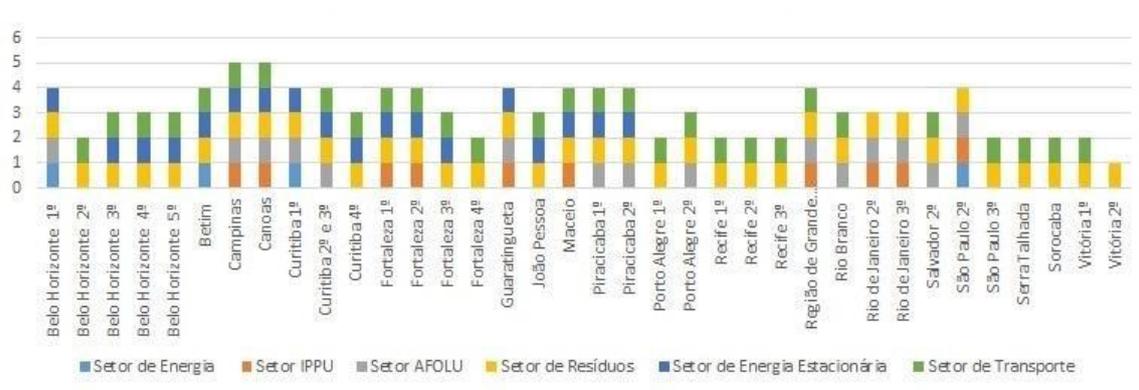


Figura 4. Setores analisados nos inventários municipais coletados para estudo.

Pela síntese dos inventários coletados, nota-se que os setores de transportes e resíduos foram majoritariamente abordados nos inventários estudados (Figura 4). É relevante que os setores inventariados sejam alinhados com as atividades geradoras de GEE do município, entretanto, percebe-se uma dificuldade perante os órgãos emissores em relatar, na totalidade, todas as fontes emissoras. Diante da realidade de que os municípios deste estudo encontram-se em áreas urbanas, os setores relativos a florestas e áreas rurais têm pouca presença nos documentos, apesar de sua relevância em âmbito nacional, por ser um dos maiores setores de



emissão do país. Os relatórios dependem de informações externas e revalidações dos dados anuais, o que pode resultar nessa dificuldade e também na demora para a elaboração dos inventários.

São atribuídas ao setor de energia todas as emissões antrópicas resultantes da queima de combustíveis e de fugas na cadeia produtiva, transformação, distribuição e consumo de energia. As atividades do setor podem ser divididas em: transportes, geração de eletricidade, consumo energético industrial, comercial, doméstico, comercial e público, pela agropecuária, e produção de combustíveis (SEEG, 2020).

O setor pode ser subdividido em queima de combustíveis e emissões fugitivas. No subsetor de queima de combustíveis estão inclusas emissões de CO₂ (dióxido de carbono), CH₄ (gás metano), N₂O (óxido nitroso), CO (monóxido de carbono), NOX (óxidos de nitrogênio) e COVNM (compostos orgânicos voláteis não metano), relacionadas à oxidação do carbono durante a queima, seja para geração de energia ou no consumo final. Este subsetor apresenta 90% das emissões do setor de Energia (BRASIL, 2000b). No subsetor de emissões fugitivas estão inclusas emissões relacionadas aos GEE pelo processo de mineração, estocagem, processamento e transporte de carvão mineral, e durante o processo de extração, transporte e processamento de petróleo e gás natural. Estas emissões são contabilizadas como fugitivas pois não estão diretamente associadas ao consumo útil do combustível (BRASIL, 2000b). Desse modo, pode-se observar que as emissões deste subsetor são extremamente menores se comparadas às emissões pela queima de combustíveis.

O setor de Processos Industriais e Uso de Produtos (IPPU) possui emissões oriundas dos processos produtivos das indústrias, e que não são resultado da queima de combustíveis. As atividades do setor podem ser divididas em: indústria mineral, indústria química, indústria metalúrgica, produtos não energéticos de combustíveis e solventes, indústria eletrônica, usos de produtos como substitutos para substâncias destruidoras da camada de ozônio, fabricação e uso de outros produtos e outros (BRASIL, 2020b). O perfil de emissões deste setor foi marcado por uma grande redução das emissões no ano de 2009, sendo influenciada diretamente pela crise financeira internacional. No ano de 2000, este setor emitiu cerca de 63 TgCO₂, 20 GgN₂O e 8,9 GgCH₄, que se devem, respectivamente, à produção de ferro-gusa, aço, cimento e cal; produção de ácido adípico; e a indústria química.

O setor de Agropecuária brasileiro é de extrema importância para a economia do país, devido às extensões territoriais agricultáveis e disponíveis para pastagem, ocupando a posição de destaque no mundo. Desse modo, é um dos setores de maior porcentagem total de



emissões ao longo dos anos (BRASIL, 2000b; 2020b). O setor pode ser subdividido em cultivo de arroz, fermentação entérica, manejo de dejetos animais, queima de resíduos agrícolas e solos manejados. O subsetor de fermentação entérica é caracterizado pelos processos digestivos naturais de animais ruminantes, e é responsável por cerca de 60% das emissões totais de CO₂e do setor de Agropecuária. Isso se dá, devido à grande atuação da atividade pecuária no Brasil, alcançando em 2020 os maiores índices de emissão, sendo o subsetor que mais contribuiu com as emissões totais (SEEG, 2019e).

Em 2020, os subsetores de solos manejados e manejo de dejetos animais, representaram 32,2 e 24,8% das emissões totais do setor. Ao longo dos anos, ambos os subsetores demonstraram um expressivo crescimento, sendo 2020 o de maior pico (SEEG, 2020; 2019e). Já o subsetor de cultivo do arroz apresentou entre os anos de 1990 e 2020 uma certa variação de suas emissões, relacionada às variações de produção deste insumo no país. Por fim, o subsetor de queima de resíduos agrícolas foi o que apresentou expressivas reduções de emissões, que estão diretamente relacionadas com as práticas de corte mecânico da cana-de-açúcar e aproveitamento energético da biomassa, reduzindo assim o desperdício de matéria vegetal e energia (BRASIL, 2021d).

O setor de Uso da Terra, Mudança do Uso da Terra e Florestas, representado pela sigla LULUCF em inglês, compreende as atividades que podem ser divididas em florestas, agricultura, campo e pastagem, área alagada, assentamento, outras terras e produtos florestais madeireiros. Esse é o setor com mais emissões de GEE no país, sendo responsável, em 2019, por 72% das emissões nacionais. Conforme análise do SEEG, pode-se relacionar essa alta taxa ao aumento de 23% do desmatamento na Amazônia, o aumento da população total de bovinos, o uso de fertilizantes sintéticos, além de ações públicas como a extinção da Secretaria de Mudança do Clima e Florestas do Ministério do Meio Ambiente e o engavetamento dos planos de prevenção e controle do desmatamento (SEEG, 2020).

O setor de Resíduos contempla a disposição e tratamento de resíduos sólidos e líquidos, dividido em: disposição de resíduos sólidos, tratamento biológico de resíduos, incineração e queima a céu aberto de resíduos e tratamento e despejo de águas residuárias. Esse setor apresentou crescimento, tendo um aumento de 16,4% em 2020 com relação ao ano 2000, principalmente relacionado aos resíduos sólidos, possibilitando a associação à mudança dos hábitos de consumo (BRASIL, 2020b; SEEG, 2020).



CONCLUSÕES

Os inventários, ao serem elaborados, tornam-se grandes mecanismos de gestão ao enfrentamento às mudanças climáticas, subsidiando a tomada de decisões mais efetivas à redução de emissões de GEE e seus impactos. Muitas interpretações e atitudes dos poderes públicos só são possíveis a partir desses documentos, e o compilado de informações neles presentes. Este estudo permitiu verificar que ainda são elaborados poucos inventários de gases de efeito estufa no país. Considerando os relatórios produzidos, é percebido uma dificuldade de acesso a estes documentos. Nota-se também que não há uma coordenação quanto à elaboração desses documentos, compreendendo diferentes realidades, metodologias, e periodicidades.

Para um maior aprofundamento nesse assunto, sugere-se a criação de um banco de dados reunindo os inventários municipais e estaduais publicados. Ademais, faz-se necessário um órgão que possa coordenar as prefeituras e demais setores com relação ao desenvolvimento dos inventários, a fim de melhorar e padronizar os relatórios produzidos. Além de uma correlação maior com as estimativas feitas pelo SEEG, com o intuito de comparar e visualizar a representatividade dos valores encontrados.

87

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais (CEFET/MG) pelo apoio à pesquisa e aos auxílios financeiros concedidos.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA BRASIL. COP 26: Brasil apóia declaração internacional para proteger florestas. Brasília. 2021a. Disponível em: <https://agenciabrasil.ebc.com.br/geral/noticia/2021-11/cop26-brasil-apoia-declaracao-internacional-para-protoger-florestas#>. Acesso em: 29 nov. 2021.

BELO HORIZONTE. Prefeitura de Belo Horizonte. Meio Ambiente. 5º inventário de emissões de gases de efeito estufa de Belo Horizonte. Relatório técnico e análise de resultados. 2009 - 2020. 2021.

BRASIL. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações. Mecanização na colheita da cana-de-açúcar é a principal responsável pela queda nas emissões de GEE por queima de resíduos agrícolas. 2021d. Disponível em: <https://www.gov.br/mcti/pt-br/acompanhe-o-mcti/noticias/2021/02/mecanizacao-nacolheita-da-cana-de-acucar-e-a-principal->



responsavel-pela-queda-nas-emissoes-de-geepor-queima-de-residuos-agricolas. Acesso em: 20 jan. 2022.

BRASIL. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações. Clima. Comunicações Nacionais do Brasil à UNFCCC. 2022b. Disponível em: https://antigo.mctic.gov.br/mctic/opencms/ciencia/SEPED/clima/Comunicacao_Nacional/Comunicacoes_Nacionais.html. Acesso em: 20 jan. 2022.

BRASIL. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações. Comunicação Nacional do Brasil À Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima. 2000b. Disponível em: https://antigo.mctic.gov.br/mctic/export/sites/institucional/arquivos/SIRENE/Comunicacoes-Nacionais-do-Brasil-a-UNFCCC/1_Comunicacao_Nacional_Portugues-1.pdf. Acesso em: 10 jan. 2022.

CAMPELLO, L. G. B.; LIMA, R. D. O regime internacional de mudanças climáticas: uma análise da cooperação internacional solidária. 3 ed. p.659-689. 2018. Acesso em: 05 jan. 2022.

FORTALEZA. Prefeitura de Fortaleza. Secretaria Municipal de Urbanismo e Meio Ambiente. 4º Inventário de Emissão de Gases do Efeito Estufa GEE. 2021.

RATES, B. O que é um Inventário de Gases de Efeito Estufa?. WAY CARBON. 2016. Disponível em: <https://blog.waycarbon.com/2016/07/inventario-de-gases-deefeitoestufa/#:~:text=Um%20Invent%C3%A1rio%20de%20Emiss%C3%B5es%20de,monitoramento%20e%20registro%20dessas%20emiss%C3%B5es>. Acesso em: 13 mai. 2022.

SEEG. Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa. Análise das emissões brasileiras de gases de efeito estufa e suas implicações para as metas de clima do Brasil. 1970 – 2019. 2020. Disponível em: http://energiaeambiente.org.br/wpcontent/uploads/2020/11/SEEG8_DOC_ANALITICO_SINTES E_1990-2019.pdf. Acesso em: 03 jan. 2022.

SEEG. Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa. Emissões por setor. Agropecuária. 2019e. Disponível em: <https://plataforma.seeg.eco.br/sectors/agropecuaria>. Acesso em: 19 jan. 2022.

SEEG. Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa. Emissões totais. 2019b. Disponível em: https://plataforma.seeg.eco.br/total_emission#. Acesso em: 19 jan. 2022.



CARACTERÍSTICAS FISIAGRÁFICAS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO VERDE-BA

Nathan Matos Soares¹
Ramon Batista dos Santos²
Daniilo Paulúcio da Silva³

¹Graduando em Engenharia Ambiental, Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia - Campus Itapetinga, nathan.matos_@hotmail.com

²Graduando em Engenharia Ambiental, Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia - Campus Itapetinga, rmbatistasantos@gmail.com

³Professor Doutor, Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia - Campus Itapetinga, Departamento de Ciências Exatas e Naturais - DCEN, dpaulucio@uesb.edu.br

89

INTRODUÇÃO

A história do desenvolvimento da civilização poderia ser escrita em termos da relação do homem para com a água. Diversos aspectos do ciclo hidrológico influenciam na vida humana, tais como: atividades domésticas e industriais; geração de energia; transporte de cargas; produção agrícola, dentre outras. A má distribuição dos recursos hídricos associada a falta de planejamento e gestão das políticas públicas pode comprometer a disponibilidade dos recursos hídricos para diferentes usos trazendo malefícios para a sociedade em todo o mundo. Para auxiliar na manutenção da disponibilidade dos recursos hídricos, o estudo das bacias hidrográficas é fundamental, uma vez que fornece informações para adequada gestão e permite diagnosticar, dimensionar e controlar problemas socioambientais. Segundo Tucci (2009) bacia hidrográfica é uma área de captação natural de água precipitada delimitada topograficamente. A Política Nacional de Recursos Hídricos, instituída pela Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, discorre sobre os princípios e normas para a gestão de recursos hídricos adotando bacias hidrográficas como unidade de estudo e gestão.

O comportamento da água em bacias hidrográficas é função de suas características morfológicas como a área, forma, topografia, geologia, uso e tipo de solo, cobertura vegetal, dentre outros. Por consequente essas características possuem influência nos processos do



ciclo hidrológico, na infiltração, na quantidade de água produzida como deflúvio, na evapotranspiração e nos escoamentos dentro da bacia. Desta forma para entender as relações entre fatores morfológicos e os processos hidrológicos de bacias hidrográficas, é necessário dispor de informações acerca das características da bacia em termos quantitativos (LIMA, 2008).

Segundo Tonello (2005), análises morfométricas abordam diversos parâmetros que quantificam a bacia e podem ser divididas em: características geométricas, características do relevo e características da rede de drenagem. A combinação desses dados diversificados permite a diferenciação de áreas homogêneas e mostra indicadores físicos específicos para determinados locais, determinando as potencialidades e limitações da bacia, favorecendo assim subsídios para o planejamento adequado das atividades a serem desenvolvidas na região (ALVES & CASTRO, 2016).

Deste modo esse trabalho teve como objetivo a caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Rio Verde com a finalidade de se obter dados para auxiliar no melhor entendimento do comportamento hidrológico da área, auxiliando a gestão das políticas públicas voltadas para recursos hídricos e naturais da região.

METODOLOGIA

O estudo de vazões foi realizado para a bacia hidrográfica do Rio Verde Ottocodificação 67194, localizado no estado da Bahia. Está compreendida entre os paralelos $10^{\circ}17'32''S$ e $12^{\circ}5'4''S$ e os meridianos $41^{\circ}39'28''W$ e $42^{\circ}36'28,5''W$, abrangendo os municípios baianos de Xíque-Xíque, Itaguaçu da Bahia, Gentio do Ouro, Ibipeba, Ipujiara e Brotas de Macaúbas. O rio nasce em Brotas de Macaúbas e tem sua foz no município de Xíque-Xíque onde deságua no Rio São Francisco (Figura 1).



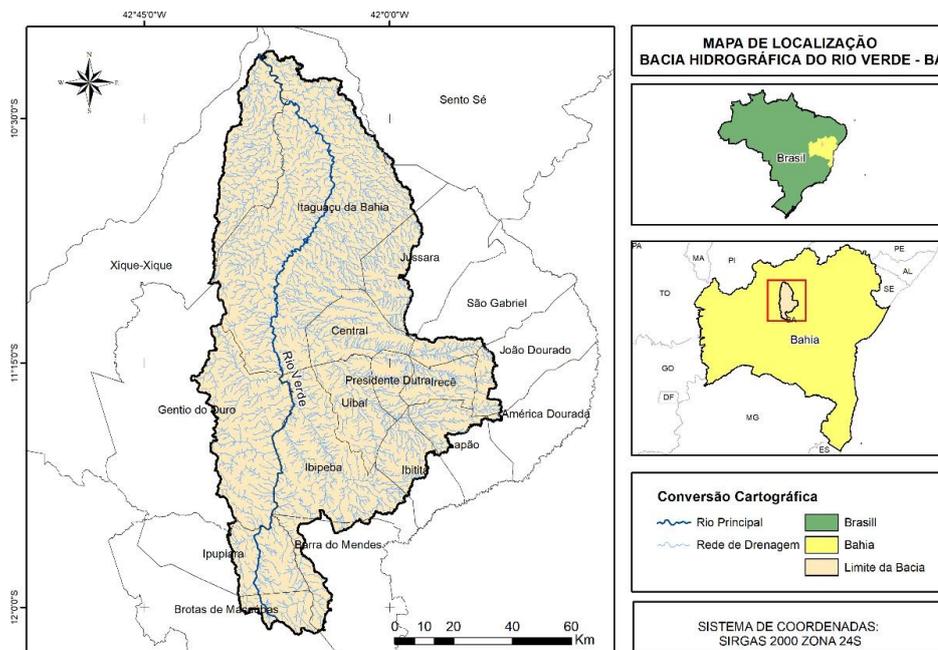


Figura 1. Mapa de localização da bacia hidrográfica do Rio Verde.

Para a delimitação e determinação das características morfométricas da bacia em estudo foi utilizado o Modelo de Elevação Digital (MDE) da Missão Topográfica Radar Shuttle (SRTM). Foram necessárias as cartas 10S42ZN, 10S435ZN, 11S42ZN, 11S435ZN e 12S435ZN com resolução espacial de 30 metros, disponibilizadas pelo projeto TOPODATA do Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil. Para o processamento e manipulação das imagens SRTM foi utilizado o software ArcGIS 10.8/ArcMap® do ESRI. Para obtenção do MDEHC em ambiente de SIG, primeiramente foram preenchidas as depressões espúrias do MDE, em seguida determinou-se a direção de fluxo e do fluxo acumulado e então, gerou-se a rede de drenagem numérica, para essa bacia considerou-se o acúmulo de 8 mil células ou mais. Segundo Esri (1997), MDEHC é a melhor representação digital do relevo capaz de reproduzir, o caminho preferencial de escoamento da água superficial observado no mundo real. Para garantir melhor qualidade dos dados alguns procedimentos são imprescindíveis, como: afinar a hidrografia para caracterizar o caminho preferencial do escoamento superficial, que suavizam a rede de drenagem, visando às verificações topológicas e à orientação da hidrografia no sentido nascente-foz, realizados por procedimentos automáticos e computacionais operados a partir da aplicação do software de geoprocessamento.

A parti do MDEHC da bacia do Rio Verde foram determinadas as características morfométricas: Área de drenagem (A); Perímetro da bacia (P); Coeficiente de compacidade (Kc); Fator de forma (Kf); Índice de circularidade (Ic); Densidade de drenagem (Dd);



Coeficiente de rugosidade (Rn); Coeficiente de manutenção (Cm); Índice de sinuosidade (Is); Gradientes dos Canais(G); Declividade do rio principal(S); Extensão do percurso superficial (Epe); Ordem dos cursos d'água e ainda altitude e declividade da bacia. Na Tabela 1 são apresentadas as definições e equações para a determinação de cada parâmetro.

Tabela 1. Equações e definições dos parâmetros morfométricos

Característica	Equação	Definição
Fator de Forma	$Kf = \frac{A}{La^2}$	Relaciona a forma da bacia com a de um retângulo
Coeficiente de compacidade	$Kc = 0,28 \frac{P}{\sqrt{A}}$	Relaciona a forma da bacia com um círculo.
Índice de circularidade	$Ic = 12,57 \times \frac{A}{P^2}$	Assim como o coeficiente de compacidade relaciona a forma da bacia com círculo de área igual
Densidade de drenagem	$Dd = \frac{Ct}{A}$	Indica o grau de desenvolvimento de um sistema de drenagem e está relacionado com o tempo para a saída do escoamento superficial da bacia
Coeficiente de rugosidade	$Rn = Hdm \times Dd$	O coeficiente de rugosidade indica a resistência escoamento na rede de drenagem

Onde: P = Perímetro da bacia, km; A = Área da bacia, km²; La = Comprimento axial, km; L = Comprimento do rio principal, km; Hdm = declividade média, m; Ct = Comprimento total dos canais, km; ΔH = amplitude altimétrica, m; Amax = altitude máxima, m.

92

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Bacia Hidrográfica do Rio Verde está ocupando áreas da Depressão Sanfranciscana, Platô de Irecê e da Chapada Diamantina, e apresenta uma elevação que varia de 1766 m a 382 m com média de 660 m (Figura 2). O curso do rio principal nasce em uma região serrana, tendo sua nascente em altitude de 1100 m, segue margeando os povoados de Nanique, Macaco, Mirorós, Rio Verde e Lagoa da Palha, correndo no sentido Sul-Norte, tendo altitudes menores ao sul com valores inferiores a 500 m, apresentando um regime intermitente, principalmente em sua porção central.



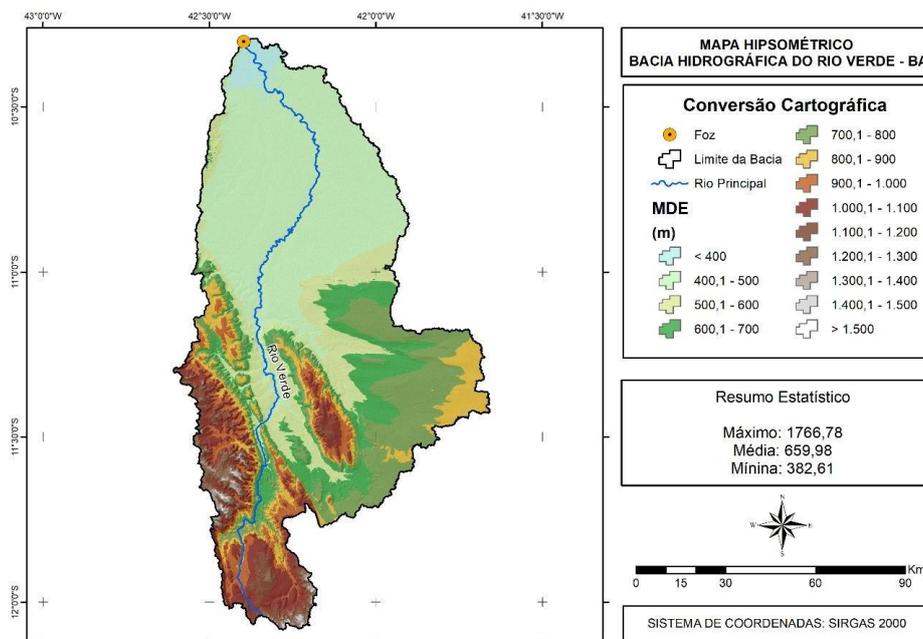


Figura 2. Mapa hipsométrico da bacia hidrográfica do Rio Verde-BA.

A bacia do Rio Verde apresenta uma área de 11105,9 km² e perímetro de 791,239 km. A área de drenagem da bacia é a variável básica para mensurar a potencialidade hídrica e resposta hidrológica para a região, já que a maioria das características da bacia está, de alguma forma, correlacionada com ela. O rio principal tem o comprimento de 288,766 km, e tem uma drenagem endorreica, que ocorre quando um rio não deságua no mar, mas em outro rio ou lago, no interior do continente. Neste caso o deságue é feito no rio São Francisco.

O perfil longitudinal é a representação visual da relação entre a altimetria e o comprimento de determinado curso de água para as diversas localidades situadas entre a nascente e a foz do um rio, expressando a sua declividade, ou gradiente. Para o perfil longitudinal do rio verde temos que da foz até os primeiros 150 km de percurso a altitudes são inferiores a 450 m, no qual começa se elevar de forma acentuada, onde após 280 km a atitude chega a 1100 m, onde se encontra a nascente do rio principal. Vale ressaltar que o perfil longitudinal de um rio é um elemento importante da geomorfologia da bacia de drenagem em que, juntamente com a rede de canais, fixam as condições de contorno para os processos de inclinação (KNIGHTON, 1984).



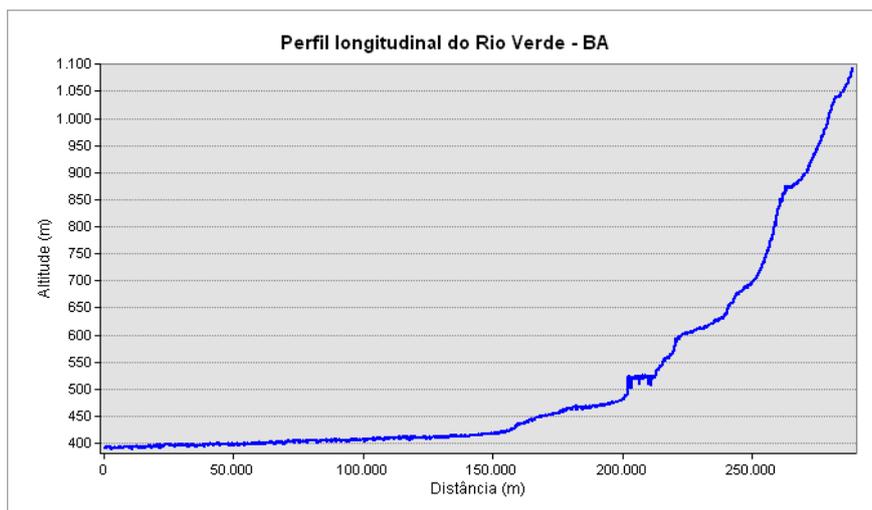


Figura 3. Perfil Longitudinal da foz a nascente do Rio Verde-BA.

As características morfométricas da bacia hidrográfica do Rio Verde estão apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2. Características morfométricas da bacia hidrográfica do Rio Verde

Características Geométricas	
Área de drenagem	11.105,9 km ²
Perímetro	791,239 km
Comprimento axial da bacia	191,91 km
Fator de forma	0,3
Coefficiente de compactidade	2,1
Índice de circularidade (IC)	0,22
Características do Relevo	
Declividade	Máxima: 178,9%
	Média: 6,3%
	Mínima: 0%
Altitude	Máxima: 1766,78 m
	Média: 659,98 m
	Mínima: 382,61 m
Coeficiente de rugosidade	5,386
Características da Rede de Drenagem	
Comprimento total de todos os canais	9446,42 km
Comprimento do rio principal	288,766 km
Densidade de drenagem	0,851 km/km ²
Coeficiente de manutenção	1175,08 m ²
Declividade do rio principal	<u>4,79 m/km</u>
	3,68%
Gradientes dos Canais	0,60%
Extensão do percurso superficial	0,587 km
Índice de sinuosidade	50,40%

Em relação a geometria da bacia o fator de forma (Kf), razão entre área e talvegue, de 0,30 mostra que temos uma bacia comprida menos sujeita a picos de enchente, pois o tempo



de concentração da água precipitada é maior, além disso, o alongamento da área diminui a probabilidade de uma mesma chuva intensa atingir toda a bacia. O Índice de circularidade (Ic) de 0,22 e o Coeficiente de compacidade (Kc) de 2,10 mostra que a bacia estudada não está próxima da forma circular, sendo uma bacia cumprida, tendo tendência a conservação pois o escoamento direto de uma dada chuva não se concentra tão rapidamente como em bacias de formato mais circulares (VILLELA & MATTOS, 1975).

Quanto a rede de drenagem o rio principal apresenta uma sinuosidade de 50,4% este índice expressa a velocidade de escoamento superficial no canal principal, segundo a classificação de Mansikkaniemi (1970) o rio é muito sinuoso e quanto maior a sinuosidade, maior será a dificuldade de se atingir o exutório do canal, portanto, a velocidade de escoamento será menor.

A densidade de drenagem (Dd) na bacia é de 0,851 km/km² que reflete em uma área com drenagem regular conforme classificado por Beltrame (1994), valores baixos de Dd indicam áreas com alta infiltração e pior estruturação dos canais.

A Extensão do percurso superficial (Eps) é um importante indicador da distância média percorrida pela água precipitada e permite inferir se a bacia hidrográfica apresenta ou não risco de inundação. No atual trabalho foi obtido o valor de 0,587km, para o Eps, isso significa que água precipitada nessa bacia percorre um pequeno trajeto até chegar ao leito do rio, isso aumenta a probabilidade de ocorrer picos de cheias. A área mínima necessária para a manutenção de um metro de canal de escoamento, Coeficiente de manutenção (Cm), para a bacia do Rio Verde é de 1175,08 m².

A declividade média de uma bacia hidrográfica é característica determinante na taxa e velocidade do fluxo de água ao longo do canal, assim como no tempo de residência da água na bacia (LIMA, 2008). A bacia do Rio Verde apresentou valores de declividade que variam de 0% a 178,9 %, com uma média de 6,3%. Na Figura 4 está apresentada a distribuição de classes de declividade. 56% da área da bacia apresenta uma declividade plana, enquanto 22,5% apresenta classe de declividade suavemente ondulada. A declividade ondulada e fortemente ondulada soma 20,3% da área com 13,3 e 7% respectivamente. As baixas declividade da bacia influenciam em vários processos hidrológicos, tais como a infiltração, o escoamento superficial, a umidade do solo, entre outros. O rio principal por sua vez, apresentou uma declividade média de 3,68%, com valores máximos de 24,5%.



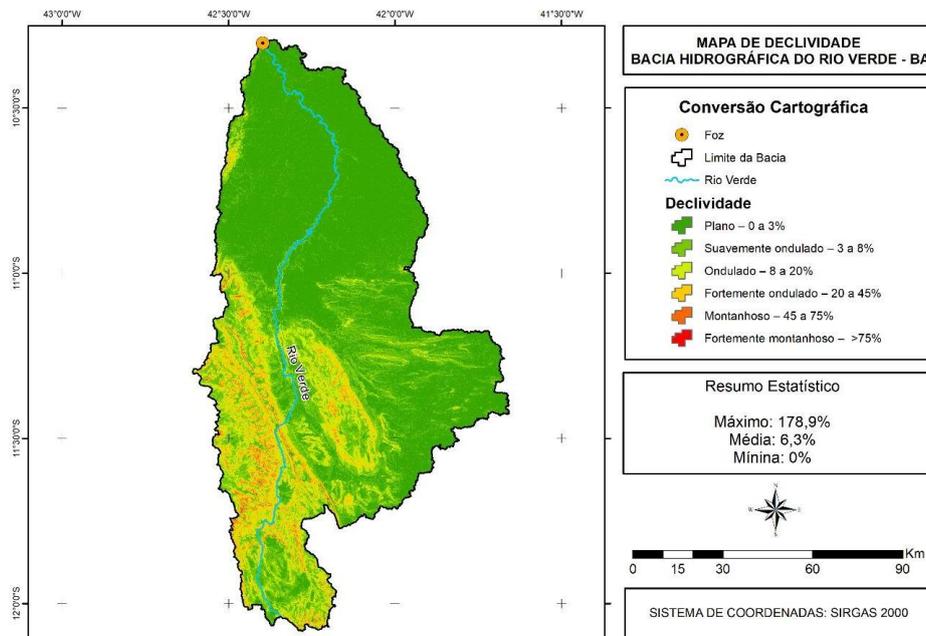


Figura 4. Classes de declividade da bacia hidrográfica do Rio Verde - BA.

O sistema de codificação de bacias desenvolvido por Otto Pfafstetter conhecido como “Otto-codificação”, associa um número de identificação único para cada bacia, que são organizadas em uma estrutura hierárquica. A bacia do Rio Verde é uma bacia de 5^o posição e suas sub-bacias são de 6^o posição. As sub-bacias que drenam para o Rio Verde foram as bacias do Riacho Lajedo, com 1275 km² de área; a bacia do riacho Conceição com 524,9 km²; a bacia do Baixão do Gabriel com uma área de drenagem de 2438,5 km², sendo a maior sub-bacia do Rio Verde; e a bacia do riacho Bandeira com 891 km² de área. De posse do código de Otto Pfafstetter foi possível identificar a posição relativa das bacias e interbacias com relação às demais, sejam estas subdivisões ou localizadas a montante ou a jusante como apresentado na Figura 5.



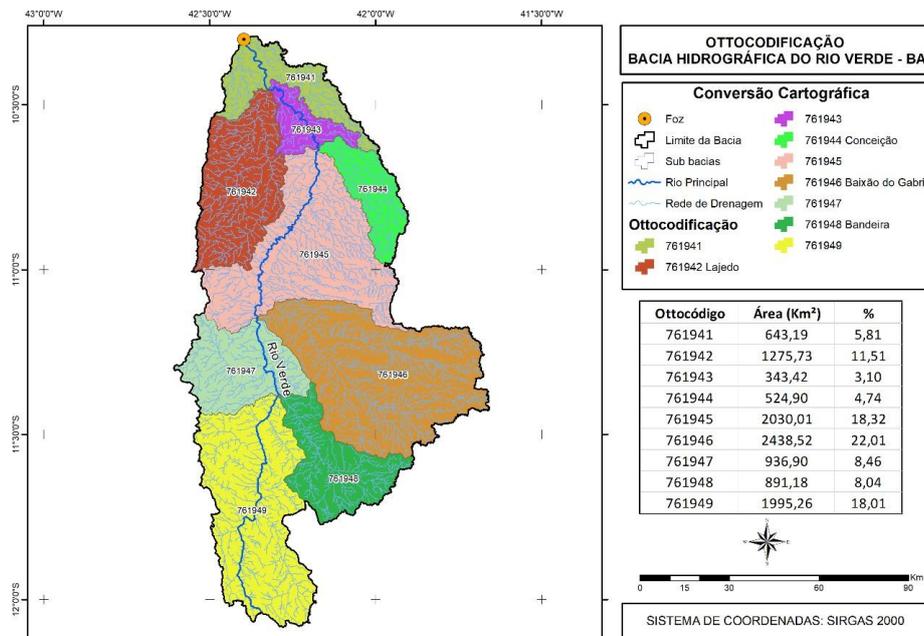


Figura 5. Ottocodificação e sub-bacias da bacia hidrográfica do Rio Verde - BA.

A hierarquia fluvial estabelece ordem e grau de diversos cursos d'água dentro da mesma bacia hidrográfica. No que diz respeito a rede de drenagem do Rio Verde a hierarquia entre os canais fluviais encontra-se apresentados na Figura 6. De acordo com a classificação proposta por Strahler (1954), os canais sem tributários são denominados de primeira ordem, os de segunda ordem são originados no encontro de canais de primeira ordem, os de terceira surgem da confluência de dois canais de segunda ordem e assim sucessivamente. Dessa forma, quanto maior a ordem da bacia, maior será a ramificação do sistema de drenagem. A distribuição dos canais fluviais na bacia soma 9446,42 km de rios, sendo 4890,64 km de canais de primeira ordem, 2384,7 km de segunda ordem, 1054,06 km de terceira ordem, 610,44 de quarta ordem, 199,14 km de quinta, três rios de sexta ordem somando 117,79 km e um de sétima ordem 189,64 km.



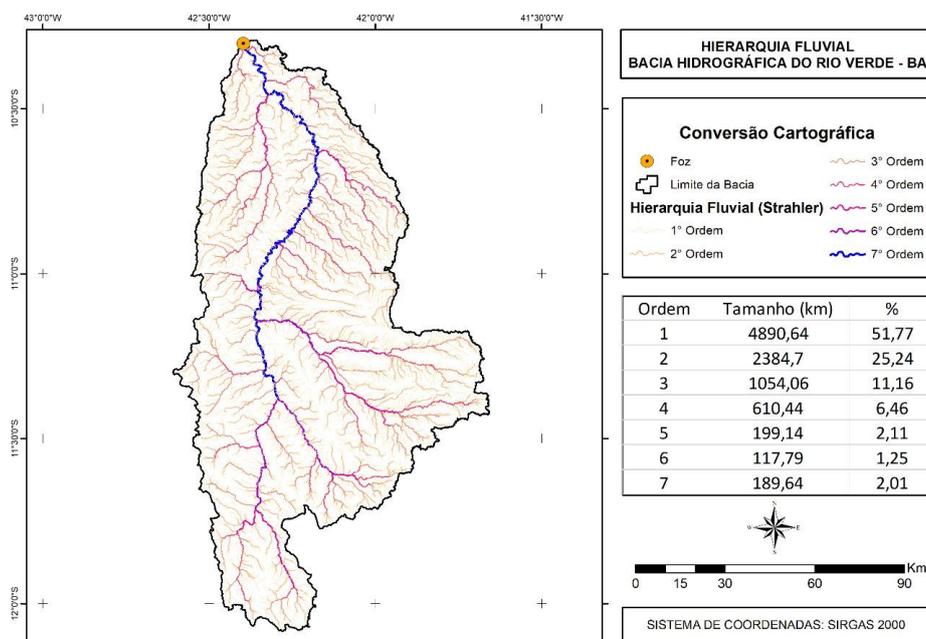


Figura 6. Hierarquia dos cursos d'água da bacia hidrográfica do Rio Verde–BA.

CONCLUSÕES

Com os dados morfológicos obtidos conclui-se que o processamento de dados espaciais pode gerar informações para auxílio na gestão e planejamento dos recursos hídricos para pequenas bacias hidrográficas. A bacia do Rio Verde demonstrou-se ser uma bacia de forma cumprida, não sujeita a inundações e com baixa probabilidade de picos de enchente como comprovado pelo Fator de forma, Índice de circularidade e coeficiente de compacidade. Sendo uma bacia com drenagem regular como mostra a Densidade de drenagem. Tendo a maior parte do território da bacia uma declividade plana. Uma Hierarquia fluvial de 7º ordem com mais de 9446,42 km de cursos d'água.

98

REFERÊNCIAS

- ALVES, J. M. de P.; CASTRO, P. de T. A. Influência de feições geológicas na morfologia da bacia do rio do Tanque (MG) baseada no estudo de parâmetros morfométricos e análise de padrões de lineamentos. *Revista Brasileira de Geociências*, v.33, n.2, p.117-124, 2016.
- BELTRAME, A. V. Diagnóstico do meio ambiente físico de bacias hidrográficas: modelo de aplicação. Florianópolis: UFSC, 1994. 112p.
- EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos. Rio de Janeiro, 1999. 412p.
- ESRI. Environmental Systems Research Institute. ARC/INFO v.7.1.1. Help on Line. Redlands, Califórnia: ESRI, 1997.



- KNIGHTON, D. Fluvial forms and processes. London: Edward-Arnold Publishers Ltda, 1984. 218p.
- LIMA, W. de P. Hidrologia florestal aplicada ao manejo de bacias hidrográficas. 2008.
- MANSIKKANIEMI, H. Deposits of sorted material in the Inarijoki-Tana river valley in Lapland. Turku Univ (Finland). Institutum Geographicum, 1970.
- MMA. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Recursos Hídricos. Política Nacional de Recursos Hídricos – Lei Nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Brasília-DF. 1997. 33p.
- STRAHLER, A. N. Statistical analysis in geomorphic research. The Journal of Geology, v.62, n.1, p.1-25, 1954.
- TONELLO, K. C. Análise hidroambiental da bacia hidrográfica da cachoeira das Pombas, Guanhães, MG. 69f. Tese (Doutorado em Ciências Florestal). Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 2005.
- TUCCI, C. E. M. Hidrologia: Ciência e Aplicação. 4. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 2009.
- VILLELA, S. M.; MATTOS, A. Hidrologia aplicada. São Paulo: Mc Graw-Hill do Brasil, 1975.



ANÁLISE DAS CONCENTRAÇÕES DE NITROGÊNIO E FÓSFORO TOTAL PRESENTES NA ÁGUA DA MICROBACIA HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO PIRAPOZINHO-SP

Henzo Henrique Simionatto¹
Arthur Pereira dos Santos²
Sérgio Luís de Carvalho³
Elson Mendonça Felici⁴

¹Aluno do Curso de Mestrado em Engenharia Civil, Universidade Estadual Paulista – UNESP/ Ilha Solteira – SP, Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira – FEIS, henzo.h.simionatto@unesp.br

²Aluno do Curso de Doutorado em Ciências Ambientais, Universidade Estadual Paulista – UNESP/ Sorocaba – SP, Instituto de Ciência e Tecnologia de Sorocaba – ICTS, arthur.p.santos@unesp.br

³Prof. Dr. da Universidade Estadual Paulista – UNESP/ Ilha Solteira – SP, Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira – FEIS, sl.carvalho@unesp.br

⁴Prof. Me. da Universidade do Oeste Paulista – UNOESTE/ Presidente Prudente – SP, Faculdade de Engenharia de Presidente Prudente – FEPP, elson@unoeste.br

100

INTRODUÇÃO

A água é um recurso essencial para manutenção da vida no planeta Terra, sendo o constituinte inorgânico mais encontrado na matéria viva (VON SPERLING, 2005; NOORI et al., 2019) e fonte de abastecimento para diversas atividades, como a doméstica, industrial, agropecuária, irrigação, geração de energia e não menos importante a preservação da fauna e flora (RIBEIRO et al., 2022).

Embora a água seja primordial para a sobrevivência e desenvolvimento econômico, esse recurso passa por grandes pressões ocasionadas por ações antrópicas (TUNDISI, 2003), sendo o processo negativo resultante mais recorrente, a poluição proveniente de efluentes sanitários, que é caracterizado por esgotos domésticos e industriais (MORAES et al., 2021). O lançamento desses efluentes não tratados em corpo hídrico resulta em impactos na vida aquática, proliferação de bactérias aeróbicas, transmissão de doenças, desequilíbrio ecológico,



eutrofização do curso d'água, além de problemas socioambientais (PIMENTA et al., 2002; SIMIONATTO & CARVALHO, 2022).

Para evitar e controlar a liberação desses efluentes in natura no meio ambiente, criaram-se Estações de Tratamento de Esgoto (ETE), onde se busca reduzir ou remover as cargas poluidoras do esgoto, por meio de tratamentos físicos, biológicos ou químicos, e, posteriormente, lançá-los em um corpo receptor - corpo hídrico -, conforme os padrões de lançamento dispostos na legislação (SILVA & PERONDE, 2019).

Os padrões de lançamentos vigentes são determinados pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA -, pela Resolução n.º 357 de 2005, que dispõe sobre a classificação e as diretrizes ambientais para o enquadramento do corpo hídrico, bem como estabelece os padrões de lançamentos de efluentes (BRASIL, 2005).

Embora haja legislações, decretos e sistemas que dispõem sobre a preservação e controle de poluição da água, a mesma, ainda fica sujeita a contaminação e degradação. Isso ocorre em função do lançamento de esgotos sanitários não tratados nos corpos receptores localizados, principalmente, em bacias hidrográficas urbanas (SANTOS et al., 2018). Nesse sentido, é fundamental que ocorra o monitoramento das características físicas, químicas e biológicas dos canais receptores de efluentes tratados (SOUZA et al., 2020), sendo esse, uma importante ferramenta para acompanhar a evolução e condições da qualidade da água ao longo do tempo (HESPANHOL, 2009; SOUZA et al., 2020).

Mediante esse contexto, o Córrego Pirapozinho e seu afluente estão localizados nas proximidades da cidade de Pirapozinho - SP, onde recebem o lançamento de esgoto doméstico tratado oriundo da ETE gerenciada pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) e mais dois lançamentos de efluente industrial, provenientes de duas empresas frigoríficas. Nesse sentido, o objetivo desse trabalho foi realizar uma avaliação das concentrações de NT e PT presentes na água da Microbacia Hidrográfica do Córrego Pirapozinho - SP.

METODOLOGIA

O município de Pirapozinho - SP está localizado no extremo oeste do estado de São Paulo, na microrregião de Presidente Prudente - SP. Esse município está localizado a uma latitude 22º16'31" Sul e a uma longitude 51º30'00" Oeste, estando a uma altitude de cerca de 460 metros.



Para o presente estudo, a avaliação das concentrações de NT e PT presentes na água da Microbacia Hidrográfica do Córrego Pirapozinho foi realizada na divisa da zona rural com a zona urbana da cidade de Pirapozinho – SP indicada na Figura 1.

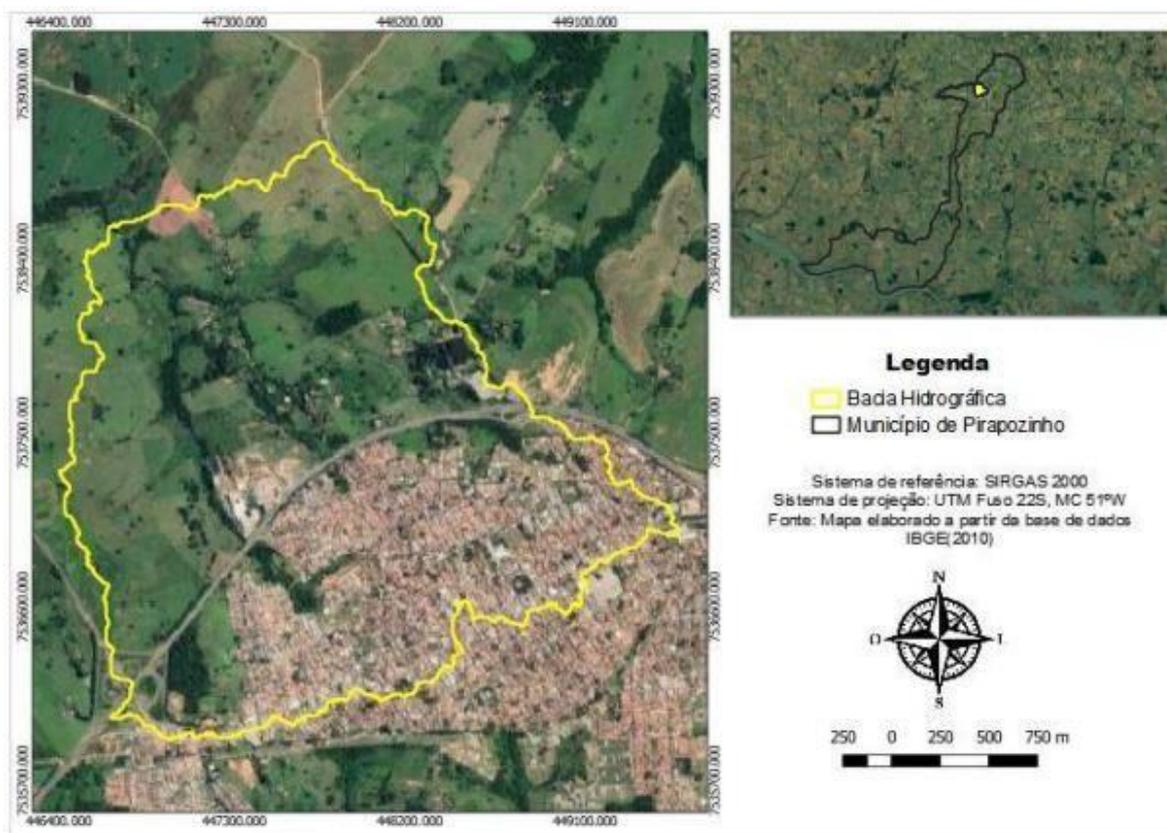


Figura 1. Localização da Microbacia Hidrográfica do Córrego Pirapozinho.

A definição dos pontos de coleta foi feita por meio da avaliação da influência dos lançamentos de esgoto doméstico e industrial na qualidade da água do Córrego Pirapozinho e seu afluente. Tendo em vista atingir o objetivo desse trabalho, foram determinados seis pontos distintos indicados na Figura 2, conforme descrição a seguir: a) ponto um: situado no afluente do Córrego Pirapozinho, está à montante do lançamento de efluente industrial realizado pelo frigorífico B; b) ponto dois: localizado à jusante do efluente em questão, com a distância aproximada de 350 metros; ponto três: localizado no Córrego Pirapozinho, encontra-se à montante do lançamento de efluente com característica industrial, lançado pelo frigorífico C; d) ponto quatro: está à jusante desse mesmo lançamento, a uma distância de aproximadamente 160 metros; ponto cinco: também situado no Córrego Pirapozinho, está à jusante do lançamento do esgoto tratado pela Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) da cidade e; ponto seis: localizado nos efluentes.

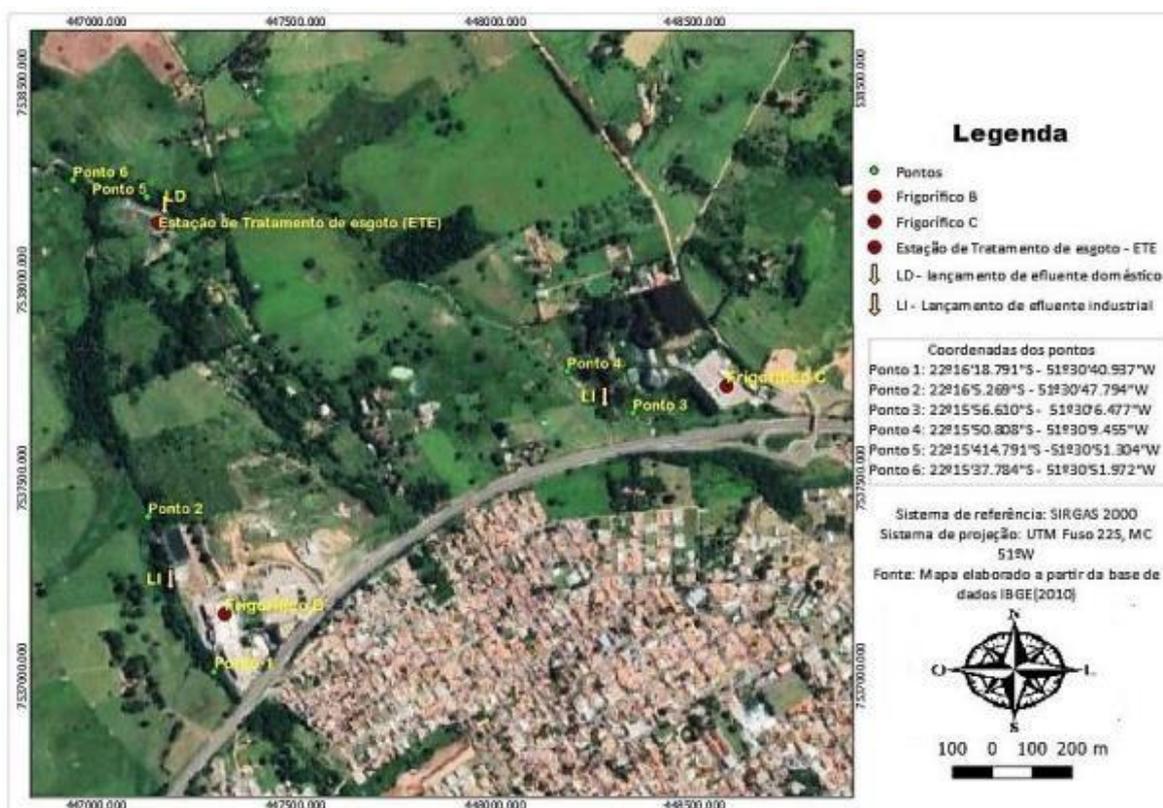


Figura 2. Localização dos pontos de coleta.

O método de coleta das amostras foi baseado no guia nacional de coleta e preservação de amostras de água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos, disponibilizado pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico – ANA (ANA, 2011), sendo essas, analisadas no Laboratório de Química da Universidade do Oeste Paulista – UNOESTE, seguindo a metodologia de análise e procedimento do Standard Methods for The Examination of Water & Wastewater – 21st Edition (APHA, 2005). O Quadro 01 apresenta as variáveis, métodos e referências utilizadas para a análise.

Quadro 1. Procedimentos metodológicos empregados para a análise da água

Variáveis	Métodos	Referências
Nitrogênio Total (NT)	Método do Indofenol	SMWW, 21ª Edição, Método 4500 – F
Fósforo Total (PT)	Redução com Ácido	SMWW, 21ª Edição,

As análises de NT e PT foram feitas em duplicata, e a leitura de cada amostra foi realizada no espectrofotômetro com faixa espectral de 640 nm para NT e 882 nm para PT. Por fim, calculou-se a média dos valores obtidos e se comparou os resultados de cada variável com a legislação vigente.



RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para facilitar a compreensão dos resultados obtidos nas análises laboratoriais, as variáveis analisadas nesse trabalho estão apresentadas nas Tabelas 1 e 2.

Tabela 1. Concentrações de NT em mg.L^{-1} obtidas das amostras de água do Córrego Pirapozinho – SP

NT (mg.L^{-1})							Valor de Referência
Período	Pontos de Coleta						
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	Resolução CONAMA 357/05
18/04/2021	6,11*	0,32	0,17	10,15*	10,34*	8,58*	3,7 mg.L^{-1}
02/05/2021	1,98	0,14	0,06	0,82	8,39*	8,15*	
15/05/2021	2,76	0,16	ND	0,46	7,87*	6,77*	

Sendo: ND: Não Detectado; *: concentrações acima do permitido pela legislação.

Tabela 2. Concentrações de PT em mg.L^{-1} obtidas das amostras de água do Córrego

PT (mg.L^{-1})							Valor de Referência
Período	Pontos de Coleta						
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	Resolução CONAMA 357/05
18/04/2021	1,25*	0,71*	ND	3,07*	3,51*	3,31*	0,03 mg.L^{-1}
02/05/2021	0,87*	0,59*	ND	0,67*	2,23*	2,24*	
15/05/2021	1,07*	0,48*	ND	0,19*	2,01*	1,54*	

ND: Não Detectado; *: concentrações acima do permitido pela legislação.

As análises de NT apontaram, em alguns pontos, concentrações acima do limite de 3,7 mg.L^{-1} , para a água com pH até 7,5 (BRASIL, 2005).

Com relação às concentrações de NT nos pontos cinco e seis, os valores variaram entre 6,77 mg.L^{-1} à 10,34 mg.L^{-1} . Essas alterações ocorreram após o lançamento do efluente tratado da ETE e no encontro do Córrego Pirapozinho com seu afluente. Pode-se dizer que no ponto seis há o comprometimento da eficiência do tratamento da ETE do município de Pirapozinho. Além disso, foi observado uma alteração de NT na primeira semana de coleta, no ponto um, que resultou em 6,11 mg.L^{-1} , nesse caso, essa alteração pode estar relacionada com o fato da nascente do Córrego estar localizada na área urbana do município. Nessas áreas, a drenagem das águas pluviais, associada às deficiências do sistema de limpeza pública,



constitui fonte difusa de difícil caracterização, desta forma, potencializando a presença de nitrogênio em suas diferentes fases (CETESB, 2018).

Na primeira coleta, houve também uma alteração significativa no ponto 4, localizado a jusante do lançamento do efluente industrial tratado, onde resultou em $10,15 \text{ mg.L}^{-1}$. Essa alteração pode ser associada ao lançamento do efluente tratado no corpo receptor com uma alta carga orgânica, potencializando os valores de NT para os pontos cinco e seis no mesmo dia.

Rodrigues Júnior (2008), em seu diagnóstico da influência de atividades antrópicas na qualidade da água do Córrego Gavanhery, no município de Getulina – SP, encontrou como valor máximo para o nitrogênio $17,20 \text{ mg.L}^{-1}$. Essa alta concentração de nitrogênio foi justificada pela presença de lançamento do efluente doméstico da ETE do município em questão.

Almeida, Mareco e Favareto (2020) observaram que em um determinado ponto no Córrego Pirapozinho, onde se encontra uma área com atividades antrópicas, apresentou alterações de nitrogênio ($11,25 \text{ mg.L}^{-1}$). Nesse mesmo estudo, os autores evidenciaram a ausência de vida aquática, pontuando a degradação do recurso hídrico estudado.

As fontes de nitrogênio são variadas, principalmente em lançamento de esgotos sanitários e efluentes industriais. O seu lançamento em excesso no corpo receptor junto com outros nutrientes, como o fósforo, pode ocasionar um crescimento excessivo das algas, caracterizando o processo de eutrofização, o que pode prejudicar o abastecimento público, a recreação e a preservação da vida aquática (ANA, 2005).

Foi observado, no primeiro dia de coleta das amostras de água, lançamento de efluente tratado do frigorífico, o que pode ter influenciado no aumento do nitrogênio entre o ponto três e quatro e, conseqüentemente, nos pontos cinco e seis, devido à alta carga orgânica que o Córrego Pirapozinho estava recebendo. Portanto, observou-se que enquanto a montante do lançamento do efluente do frigorífico C as concentrações de nitrogênio eram baixas, após o lançamento, conforme foi observado nas análises, essas concentrações apresentaram resultados acima do previsto na legislação, o que permite afirmar que o efluente, mesmo tratado, influencia na qualidade da água tanto do Córrego Pirapozinho quanto de seu afluente. Vale ressaltar que as concentrações elevadas na zona de mistura são aceitas pela legislação, por isso, estas não podem comprometer os usos previstos para o corpo receptor para sua classificação (CONAMA, 2011).



Com relação as análises de PT, a Resolução do CONAMA 357/05 estabelece que valores de concentração para ambientes lóticos e tributários de ambientes intermediários pertencentes à classe 2, devem ser iguais ou inferiores 0,03 mg/L (BRASIL, 2005).

Na análise de fósforo, exceto no ponto três, todos os pontos excederam o limite determinado pela legislação. No ponto um, situado a montante, as concentrações de PT foram superiores aos valores obtidos à jusante, caracterizada pelo ponto dois, onde as águas residuais industriais são dispostas pelo frigorífico B. As altas concentrações de PT obtidas no ponto um podem estar relacionadas a possíveis ligações clandestinas de esgoto e a drenagem das áreas agrícolas e urbanas próximas ao ponto de coleta, que podem provocar a presença excessiva de PT nas águas naturais (CETESB, 2018).

Foi observado no ponto três que, valores de PT à montante, estavam abaixo do nível detectável, mas que no ponto quatro, à jusante do lançamento industrial, a concentração de PT aumentou significativamente. Outro aumento considerável ocorreu no ponto cinco, situado à jusante do despejo doméstico, e no ponto seis, localizado na zona de mistura dos efluentes doméstico e industrial no Córrego Pirapozinho.

Segundo Piveli (2006), as altas concentrações à jusante do lançamento podem estar relacionadas a quantidade expressiva de detergentes superfosfatados, além da própria matéria fecal, que é rica em proteína, presente no esgoto sanitário. O mesmo autor menciona que o fato pode estar associado também aos efluentes industriais, como os abatedouros e frigoríficos, que contém quantidades excessivas de PT. Sendo assim, é possível afirmar que o Córrego Pirapozinho e seu afluente recebem cargas de PT de origem natural e/ou artificial (ESTEVEZ, 1998).

Válio et al. (2013) observaram que ocorreu um aumento na concentração de PT, após o lançamento do efluente final da ETE do distrito de turvo, nas águas do Córrego Turvo em relação ao ponto à montante do lançamento. Os autores relatam outro aumento significativo na concentração de PT, provavelmente, devido ao lançamento de efluente final pela ETE do município de Pilar do Sul, também no Córrego Turvo. Os valores de PT foram 61% acima do limite determinado pela lei. Os valores médios obtidos pelos autores foram semelhantes aos registrados nessa pesquisa.

Na pesquisa realizada por Rodrigues et al. (2019), no Córrego Pirapozinho, os valores de PT demonstraram que aproximadamente 70% dos pontos de análise ultrapassam o limite aceitável pela legislação.



Almeida et al. (2020) observaram, na avaliação da qualidade da água do Córrego Pirapozinho, maiores alterações da variável PT no ponto próximo a zona urbana, relatando que neste mesmo ponto não havia vida aquática, evidenciando a degradação do local.

Os valores analíticos obtidos para PT apontam que sua presença para o corpo hídrico estudado é considerada elevada. Apesar do PT ser elemento essencial para o crescimento de algas, cianobactérias e plantas aquáticas, sua presença excessiva em esgotos sanitários e efluentes industriais conduz a processos de eutrofização das águas naturais (CETESB, 2018). Portanto, as altas concentrações de PT obtido, tanto à montante quanto à jusante, influenciam na qualidade de água do Córrego Pirapozinho e de seu afluente, visto que o PT em excesso no corpo hídrico influi na autodepuração e na eutrofização do curso d'água.

CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos é possível concluir que, por meio das variáveis NT e PT, a disposição de efluentes industriais de frigoríficos e da ETE, pode influenciar na qualidade do Córrego Pirapozinho e seu afluente.

Um fato importante a ser exposto é a necessidade de tomadas de decisões por meio dos órgãos responsáveis em relação à qualidade, quantidade e a influência desses efluentes domésticos e industriais lançados no nos Córregos analisados.

Por fim, sugere-se que pesquisas futuras avaliem outros aspectos no entorno dos Córregos, e não somente no efluente lançado, mas também rochas, atividades agropastoris e agropecuárias, drenagem urbana e lançamentos de resíduos sólidos, entre outros aspectos que também podem vir a impactar o Córrego Pirapozinho e seu afluente.

REFERÊNCIAS

ANA. Agência Nacional de Águas. Resolução 219, de 6 de Junho de 2005. Diretrizes para análise e emissão de outorga de direito de uso de recursos hídricos para fins de lançamento. Brasília. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/resolucoes/2005/219-2005.pdf>. Acesso em: 29 jul. 2021.

ANA. Agência Nacional de Águas. Guia nacional de coleta e preservação e amostras água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidas. Brasília 2011. 327p.

ALMEIDA, T. P.; MARECO, E. A.; FAVARETO, A. P. Avaliação de indicadores de qualidade da água e teste de micronúcleo em peixes na bacia hidrográfica do rio Pirapozinho–SP. In: Fórum Ambiental, 16, 2020, Alta Paulista. Anais...Alta Paulista, 2020.



APHA. American Public Health Association. Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater – 21st Edition. Washington: APHA, 2005.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Alterada pelas resoluções CONAMA nº 393/2007, nº 397/2008, nº 410/2009 e nº 430/2011. Diário Oficial da União, Brasília, DF, Seção 1, p. 34. 18 mar. 2005.

CETESB. Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade das águas e dos Sedimentos e Metodologias Analíticas de Amostragem, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. São Paulo, 2018. 58p.

CETESB (SÃO PAULO). Enquadramento dos Corpos Hídricos – mapas temáticos. 2022. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/enquadramento-dos-corpos-hidricos-mapas-tematicos/>>. Acesso em: 26 mai. 2022.

ESTEVES, F. A. Fósforo, importância e formas presente. Fundamentos de Limnologia. 2º ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1988.

HESPANHOL, K. M. H. Monitoramento e diagnóstico da água do ribeirão Morangueiro, 138f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana). Universidade Estadual de Maringá. Maringá, 2009.

MORAES, R. X. L.; YABUKI, L. N. M.; QUELUZ, J. G. T.; GARCIA, M. L. Avaliação da qualidade das águas superficiais e do sistema de tratamento do esgoto sanitário do município de Rio Claro/SP. *Holos Environment*, v.21, n.1, p.83-104, 2021.

NOORI, R.; BERNDTSSON, R.; HOSSEINZADEH, M.; ADAMOWSKI, J. F.; ABYANEH, M. R. A critical review on the application on the National Sanitation Foundation Water Quality Index. *Environmental Pollution*, v.244, p.575-587, 2019.

PIMENTA, H. C.; TORRES, F. R.; RODRIGUES, B. S.; JÚNIOR, J. M. O esgoto: a importância do tratamento e as opções tecnológicas. In: Encontro Nacional de Engenharia de Produção, 22, 2002, Curitiba. Anais...Curitiba, 2002.

PIVELI, R. P.; KATO, M. T. Qualidade das águas e poluição: Aspectos Físico Químicos. 1ª ed. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, São Paulo, 2006. cap. 11 e 12.

RIBEIRO, N. U. F.; BEGA, J. M. M.; ZAMBRANO, K. T.; AMÉRICO-PINHEIRO, J. H. P.; CARVALHO, S. L. Qualidade da água do rio Paraná em região de balneabilidade: discussão sobre os impactos potenciais do lançamento de efluentes provenientes de tratamento secundário. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.27, n.3, p.1-11, 2022.



RODRIGUES JUNIOR, F. Diagnóstico da influência de atividades antrópicas na qualidade da água do córrego Gavanhery no município de Getulina–SP. Dissertação (Mestrado). Faculdade de Engenharia. UNESP. Ilha Solteira, 2008.

RODRIGUES, B. M.; OSCO, L. P.; ANTUNES, P. A.; RAMOS, A. P. M. Avaliação da influência do uso e cobertura da terra na qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do rio Pirapozinho (SP). *Revista Brasileira de Geografia Física*, v.12, n.3, p.738-753, 2019.

SANTOS, R. C. L.; LIMA, A. S.; CAVALCANTI, E. B.; DE MELO, C. M.; MARQUES, M. N. Aplicação de índices para avaliação da qualidade da água da Bacia Costeira do Sapucaí em Sergipe. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.23, n.1, p. 33-46, 2018.

SILVA, C. H.; PERONDE, J. V. Avaliação da influência do despejo de efluente tratado na qualidade da água do Córrego do Limoeiro em Presidente Prudente – SP. 73f. Trabalho de Conclusão do Curso (Graduação). Curso de Engenharia Ambiental. Faculdade de Engenharia Conselheiro Algacyr Munhoz Maéder. Universidade do Oeste Paulista. Presidente Prudente, 2019.

SIMIONATTO, H. H.; CARVALHO, S. L DE. Análise das concentrações de nitrogênio, fósforo e sólidos totais presentes na água do Córrego do Galante–SP. *Revista de Tecnologia & Gestão Sustentável*, v.1, n.2, p.65-73, 2022.

SOUZA, A. T.; CARNEIRO, L. A. T. X.; SILVA JUNIOR, O. P.; CARVALHO, S. L.; AMÉRICO-PINHEIRO, J. H. P. Assessment of water quality using principal component analysis: a case study of Marrecas stream basin in Brazil. *Environmental Technology*, v.1, p.1-10, 2020.

TUNDISI, J. Água no século XXI, Enfrentando a Escassez. São Carlos. RIMA, 2003.

VÁLIO, V. M.; TAUK-TORNISIELO, S. M.; MALAGUTTI, E. N.; MORAIS, E. B.; GONÇALVES, A. M.; ALCANTARA, A. L. Impacto do efluente tratado da estação de tratamento de esgoto na qualidade de água do rio de Itapetininga-SP. *HOLOS Environment*, v.13, n.2, p.224-242, 2013.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3ª Edição. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Editora da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2005.



APRENDIZAGEM MÁQUINA NA PREVISÃO DA CERCOSPORIOSE DO CAFÉ

Pedro Antonio Lorençone¹
João Antonio Lorençone²
Rafael Fausto de Lima³
Guilherme Botega Torsoni⁴
Lucas Eduardo de Oliveira Aparecido⁵

¹Aluno do Curso de graduação em Agronomia, IFMS – Campus Naviraí, agrometeorologia, pedro.lorencone@estudante.ifms.edu.br

²Aluno do Curso de graduação em Agronomia, IFMS – Campus Naviraí, agrometeorologia, joao.lorencone@estudante.ifms.edu.br

³Aluno do Curso de graduação em Agronomia, IFMS – Campus Naviraí, agrometeorologia, rafael.lima@estudante.ifms.edu.br

⁴Prof. Dr. Guilherme Botega Torsoni do IFMS – Campus Naviraí, Departamento agrometeorologia, guilherme.torsoni@ifms.edu.br

⁵Prof. Dr. Lucas Eduardo de Oliveira Aparecido, do IFSULDEMINAS – Campus Muzambinho, Departamento agrometeorologia, lucas.aparecido@muz.ifsuldeminas.edu.br

110

INTRODUÇÃO

A Cercosporiose do cafeeiro, também conhecida como mancha-de-olho pardo é uma doença causada pelo fungo *Cercospora coffeicola*. O patógeno ataca as folhas, penetrando entre aberturas naturais em sua face superior ou em cutícula dos frutos do cafeeiro (SOUZA; MAFFIA; MIZUBUTI, 2012), atingindo todas as fases de desenvolvimento da lavoura, desde o viveiro até o campo (ACEVES-NAVARRO et al., 2020).

O clima interfere no desenvolvimento da doença, sendo esta favorecida pela luminosidade, temperatura do ar (10 a 25°C), umidade relativa do ar (>90%) (BOTELHO et al., 2017) e período de água livre sobre o tecido vegetal (>9h dia⁻¹) (BOTELHO et al., 2017; SILVA et al., 2018). O fungo se dissemina principalmente pela água, por meio da precipitação pluviométrica ou irrigação por aspersão e vento (EDET et al., 2022).

Segundo Xu (2003) sistemas de previsão de incidência de doenças com base nas condições ambientais ajudam na tomada de decisões para a aplicação de defensivos agrícolas.



Esses sistemas mostram os períodos mais favoráveis para o seu desenvolvimento do patógeno.

Aprendizagem de máquinas é um campo da ciência da computação que trabalha com reconhecimento de padrões utilizando a teoria da aprendizagem computacional em inteligência artificial (SAHOO et al., 2019). Sendo estes, muito eficazes para análises de grande escala em um curto período de tempo, com grande precisão e eficácia (LI et al., 2019).

Gradient Boosting Regression é uma técnica analítica projetada para explorar a relação entre duas ou mais variáveis (X e Y) (FRIEDMAN, 2001). Sua saída analítica identifica fatores importantes (Xi) que impactam a variável dependente (y) e a natureza da relação entre cada um desses fatores e a variável dependente. A regressão de aumento de gradiente é limitada a prever a saída numérica, de modo que a variável dependente deve ser de natureza numérica (ZHANG & HAGHANI, 2015). O tamanho mínimo da amostra é de 20 casos por variável independente. É uma técnica popular entre os cientistas de dados devido à sua precisão e velocidade, particularmente dados complexos e de grande dimensão (NATEKIN & KNOLL, 2013). Para evitar a manifestação e proliferação das doenças, ferramentas computacionais e modelos matemáticos vêm sendo adotados para prever a incidência delas, de maneira prática, precisa e rápida (CHEN et al., 2022).

Algoritmos de Inteligência Artificial se demonstram eficientes para simular as interações bióticas e abióticas nos cultivos agrícolas (LIANG et al., 2018). Modelos calibrados com dados climáticos também apresentam resultados satisfatórios para previsão de doenças (FENU & MALLOCI, 2021). Entretanto, não foram encontrados na literatura trabalhos que utilizem diferentes algoritmos de inteligência artificial para prever o desenvolvimento da Cercosporiose do Cafeeiro, no Brasil, maior produtor da cultura. Dessa forma, o presente trabalho tem como objetivo prever a Cercosporiose do cafeeiro através do uso de diferentes algoritmos, alimentados com dados agrometeorológicos.

METODOLOGIA

O trabalho foi executado em duas etapas. Primeiramente, foram utilizados dados meteorológicos e da doença do café obtidos em 8 localidades do estado de São Paulo e Minas Gerais, compreendendo regiões do sul e do cerrado mineiro. Nesta etapa foram calibrado o modelo Gradient Boosting Regression (GBR) para previsão da cercosporiose, com uma antecipadamente possível para uma tomada de decisão. A segunda etapa do trabalho, foi a



previsão e espacialização da severidade de cercosporiose para todos os municípios relevantes para a produção de café no Brasil.

Dados Meteorológicos e de cercosporiose do café

Os dados meteorológicos foram coletados do sistema Prediction Of Worldwide Energy Resources – NASA POWER do período de 2002 a 2022. O grid do sistema NASA-POWER é de 0,5° x 0,5° (aproximadamente 56 x 56 km) e os dados são provenientes de vários sistemas globais de medidas de superfície e de sensoriamento remoto, como também de modelagem meteorológica. Para mais detalhes, verificar em Stackhouse et al. (2015).

Para cada ponto de coleta foi calculada a evapotranspiração de referência (ET_o) pelo método padrão da FAO, proposto por Penman-Monteith (ALLEN et al., 1998), considerando o fluxo de calor sensível no solo igual a 5% da radiação líquida. Foi calculado também o balanço hídrico (BH) conforme Thornthwaite e Mather (1955).

Dos dados de campo foram analisadas 198 epidemias de cercosporiose de 2010 a 2022 de 8 cidades, Boa Esperança (21°03'59" S, 45°34'37" W, 830 m), Carmo de Minas (22°10'31" S, 45°09'03" W, 1080 m), Muzambinho (21°20'47" S, 46°32'04" W, 1033m), Varginha (21°34'00" S, 45°24'22" W, 940 m), Araxá (19° 33' 21" S, 46° 58' 08" W, 960 m), Araguari (18° 59' 35" S, 46° 59' 01" W, 961 m), Patrocínio (18° 33' 21" S, 48° 12' 25" W, 933 m), e Franca (20° 28' 19" S, 47° 24' 33" W, 1025 m).

As incidências foram medidas através de um procedimento não destrutivo. As plantas foram escolhidas aleatoriamente num padrão de marcha em zigue zague na área, tal como recomendado por Chalfoun (1997). As pontuações de incidência foram determinadas em folhas a partir do terceiro ou quarto nó de ramos no terço médio das plantas. A metodologia para avaliar o desenvolvimento do café, doenças e pragas utilizadas foi de acordo com a Tabela 1.



Tabela 1. Metodologia de avaliação do desenvolvimento do café, doenças e pragas utilizada pela Fundação Procafé do Brasil

Problema fitossanitário	Metodologia
	Doenças
Índice de Cercosporiose (<i>Cercospora coffeicola</i>)	<ul style="list-style-type: none"> - Amostra de 20 plantas por campo - Recolher as folhas no terço médio da planta escolhida - Escolher ao acaso cinco ramos laterais de cada lado da planta - Retirar uma folha completamente desenvolvida, do 3º ou 4º par de folhas, de cada ramo <ul style="list-style-type: none"> - Total de 10 folhas/planta (cinco de cada lado) - Total de 200 folhas/campo - Quantificar a percentagem de doença nas amostras

A quantificação da taxa de manchas oculares castanhas no café em % foi obtida através da Equação 1.

$$\text{Índice Cercospora (\%)} = \left(\frac{\text{Número de folhas com Cercospora}}{\text{Número de folhas total}} \right) \times 100 \quad (1)$$

A taxa de manchas castanhas nos olhos foi avaliada em duas situações de "alta" e "baixa" produtividade, que ocorrem devido à natureza bienal natural da planta do café. A "alta" representa mais de 30 sacos de 60 kg ha⁻¹, enquanto que a "baixa" é inferior a 10 sacos de 60 kg ha⁻¹.

113

1º Etapa – Calibração Gradient Boosting

Foram utilizados dados meteorológicos diários de Temperatura mínima - minT, Temperatura média - avgT, Temperatura máxima - maxT, temperatura do ponto de orvalho - dewT, radiação solar global diária - QG, Umidade relativa mínima - minRH, Umidade relativa média - avgRH, Umidade relativa máxima - maxRH, Duração do período de molhamento das folhas - LLW, Chuva - R, Evapotranspiração potencial - Eto, Evapotranspiração atual - ETR, Armazenamento da água do solo - SWS, Excedente hídrico - Sur, Déficit hídrico - Def, Velocidade mínima do vento - minWS, Velocidade média do vento - avgWS e Velocidade máxima do vento - maxWS.

2º Etapa- Aplicação do modelo calibrado no Brasil

O mesmo procedimento de coleta de dados meteorológicos pelo sistema da NASA-POWER e cálculo de ETo e BH foi feito nesta etapa do trabalho, entretanto os dados foram



obtidos para as maiores localidades produtoras de *coffea arábica* (Figura 1), referente ao período de 1981 a 2022. Esse processo foi feito em linguagem de programação Python (<https://www.python.org/>, versão 3.7.3 ou superior) que permite o trabalho com grandes conjuntos de dados.

Modelagem dos algoritmos

A taxa de infecção foi a variável dependente e os elementos meteorológicas (Tabela 2) as variáveis independentes usados na calibração dos algoritmos. Para todas as metodologias foram separados de maneira aleatória 30% dos dados para o treinamento e os demais 70% para a calibração utilizando a biblioteca (`sklearn.model_selection.train_test_split`) do python. Os parâmetros calibrados, os valores testados em cada parâmetro e os valores definidos para o algoritmo buscando a maior acurácia pode ser observado na Tabela 2.

Tabela 2. Parâmetros calibrados, os valores testados em cada parâmetro e os valores definidos na previsão da cercosporiose do cafeeiro para todo Brasil

Modelo	Parameter	Values tested	Defined values
GradBOOSTING	n_estimators	10; 1000; 3000; 10000	1000

114

Definindo features de entrada

Foi considerado o período de latência da cercosporiose para a definição das variáveis de entrada. As análises foram feitas utilizando dados de 7º a 30º dia antes da ocorrência da doença, o que permite uma antecipação de 1 semana, tempo hábil para uma tomada de decisão na lavoura. Esses períodos foram escolhidos analisando o período de latência (tempo entre a infecção do patógeno na planta e a manifestação dos sintomas das doenças). Por exemplo, o período de latência da Cercosporiose é de 9 a 15 dias (KUSHALAPPA; AKUTSU; LUDWIG, 1983).

As FEATURES foram organizadas da seguinte forma: Tmin-30 correspondendo a temperatura mínima do ar no 30º dia antes do período de incubação da cercosporiose, seguindo da mesma forma Tmin-29, Tmin-28... Tmin7. O mesmo foi feito para os demais elementos climáticos, correspondendo inicialmente a camada de entrada dos modelos, totalizando inicialmente 378 FEATURES (18 variáveis x 21 dias antes do período de incubação da doença) para cada localidade.



Métricas de avaliação dos modelos

A comparação entre os dados reais (observados nas lavouras em campo) e os resultados de todas as metodologias foi realizada por meio de diversos índices estatísticos:

1) acurácia e 2) precisão. A acurácia ou exatidão ou bias, consiste no quanto a estimativa está próxima do valor observado, e foi avaliada pelo RMSE (raiz do erro ao quadrado médio), MSE (média quadrada do erro) e MAE (erro médio absoluto). A precisão é a capacidade do modelo repetir a estimativa e foi avaliada pelo coeficiente de determinação (R^2) ajustado segundo Cornell e Berger (1987).

Espacialização dos dados

Com todos os algoritmos calibrados para a previsão da doença foi especializado as previsões do modelo mais acurado para as regiões com maior produção de café do Brasil. O método de interpolação utilizado foi a krigagem (KRIGE, 1951), com o modelo esférico, um vizinho e resolução de $0,25^\circ$ (25 km).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Em relação ao modelo para previsão da cercosporiose Gradient Boosting Regression (GBR) houve uma variação entre anos de carga alta e anos de carga baixa. Para carga alta o modelo apresentou R^2 de 0,63, RMSE de 15,76, MSE de 248,45 e MAE de 9,98 (Tabela 2). Já para carga baixa o modelo demonstrou um R^2 de 0,61, RMSE de 17,01, MSE de 289,35 e MAE de 9,64, demonstrando que o modelo consegue prever com maior precisão em anos de alta produções dos cafeeiros (Tabela 2). A partir desses resultados pode se concluir que o modelo GBR é capaz de prever a Cercosporiose do cafeeiro (MORETO & ROLIM, 2015). Os gráficos de performances da previsão da cercosporiose para cafeeiro em carga alta e em carga baixa podem ser vistos na Figura 1.

Tabela 2. Desempenho do modelo Gradient Boosting Regression para estimativa da incidência de cercospora para cafeeiros em carga alta e baixa

Modelo	Índice	Treino		Teste	
		Alta	Baixa	Alta	Baixa
GBR	R_correlação	0,9999	0,9999	0,6302	0,6141
	RMSE	0,0247	0,0002	15,7622	17,0101
	MSE	0,0006	4,2678	248,448	289,357
	MAE	0,0198	0,0001	9,9846	9,6461



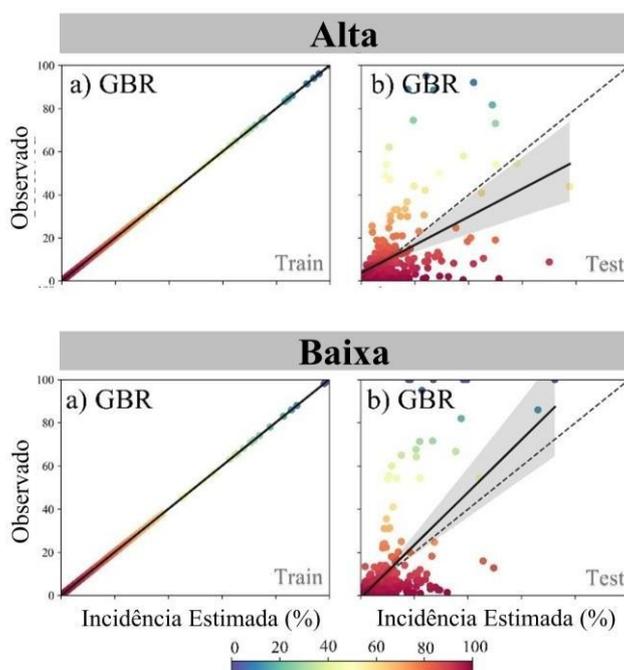


Figura 1. Performance dos algoritmos na calibração e teste para a previsão da cercosporiose do cafeeiro em carga alta.

Foi perceptível diferença entre os cafeeiros em carga alta e carga baixa, sendo durante a primeira maior a severidade de cercosporiose na cultura (Figuras 2 e 3). Quando o cafeeiro se encontra em carga alta ele direciona grande parte de seus foto assimilados para produção de frutos e enchimento de grãos, dificultando a manutenção de mecanismo de defesa, tornando-o mais suscetível (CAMARGO & CAMARGO, 2001).

Em carga alta para a região as classes mais predominantes foram de 0-10, 20-30 e 10-20%, médias anuais de 15.55, 36.11 e 52.63%, respectivamente. A classe mais grave de infestação (40-50%) concentrou em apenas 8.59% nos meses de maio, junho e julho. Durante junho 55.70% da área apresentou as duas classes mais graves, 33.48% para 30-40 e 13.58% em 40-50% (Figura 2 F G). Por outro lado, outubro e novembro demonstraram maior concentração de áreas com severidade abaixo de 20%, média de 24.51 e 55.39% para 0-10 e 10-20% (Figure 2 J K).

A ocorrência de cercosporiose variou conforme o estado dentro da região de estudo, com menores ocorrências nas localidades com maiores produções de café. Os únicos estados que apresentaram incidência dentre 40-50% foram BA (12.36%) e GO (12.52%), apresentaram a maior área com 20-30 também, 19.99 e 25.08%. Tanto na BA como em GO, junho e julho são os períodos mais críticos, em junho a média foi de 19.10% da área dos estados com cerca de 40 a 50% da lavoura contaminada. Ambos os estados demonstraram



suscetibilidade ao ataque de *Cercospora coffeicola*, sendo necessário adotar medidas preventivas ao ataque do patógeno, métodos culturais como consórcio com árvores frutíferas, no qual o cafeeiro cresce sombreado, impossibilitando a ativação da toxina do fungo, não prejudicando as folhas (MOUEN BEDIMO et al., 2007). Para carga baixa as classes de incidência de cercosporiose as que apresentaram valores na região estuda foram, 0-10 com 36.13%, 10-20 com 50.22% e 20-30 com 14.07% (Figura 3). Para a classe 0-10 o estado de Minas Gerais é o que apresentou a maior porcentagem 44.11% de seu território. Em relação a classe de 10-20 o estado que apresentou maior área foi a Bahia com 84.13% de seu território durante todo ano, já o estado com a menor porcentagem foi Goiás com 43.67%. Já para a classe 20-30 apenas alguns estados apresentaram porcentagem durante, sendo o Goiás o maior, com 47.23% (Figura 3). Os meses com maior probabilidade de ocorrência de cercosporiose em anos de baixa produção, forma de julho a outubro (Figura 3).

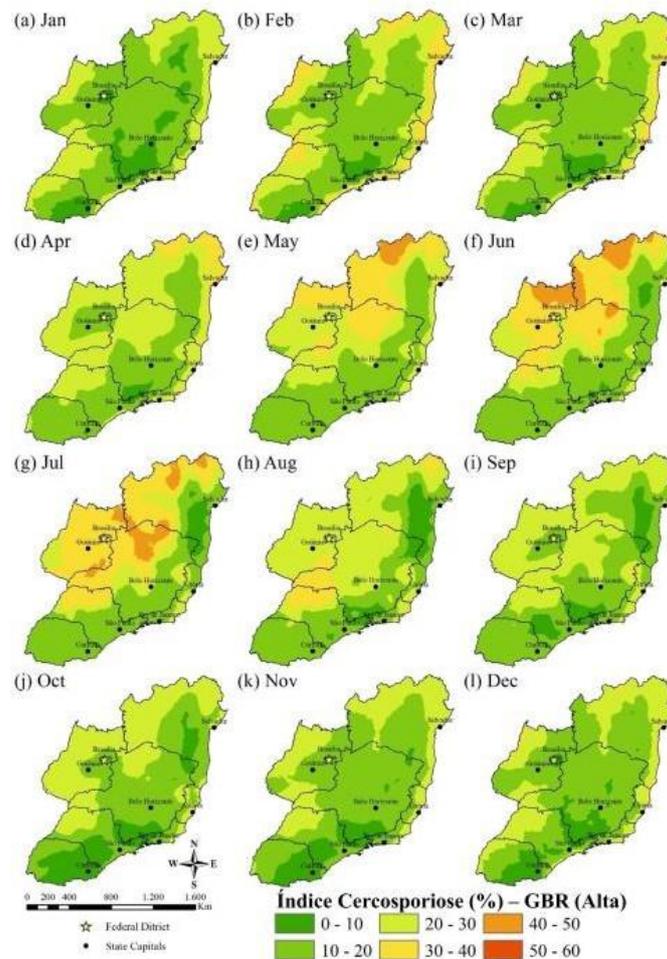


Figura 2. Incidência mensal de cercosporiose do café em carga alta previsto pelo algoritmo GBR para todas as regiões produtoras do Brasil.

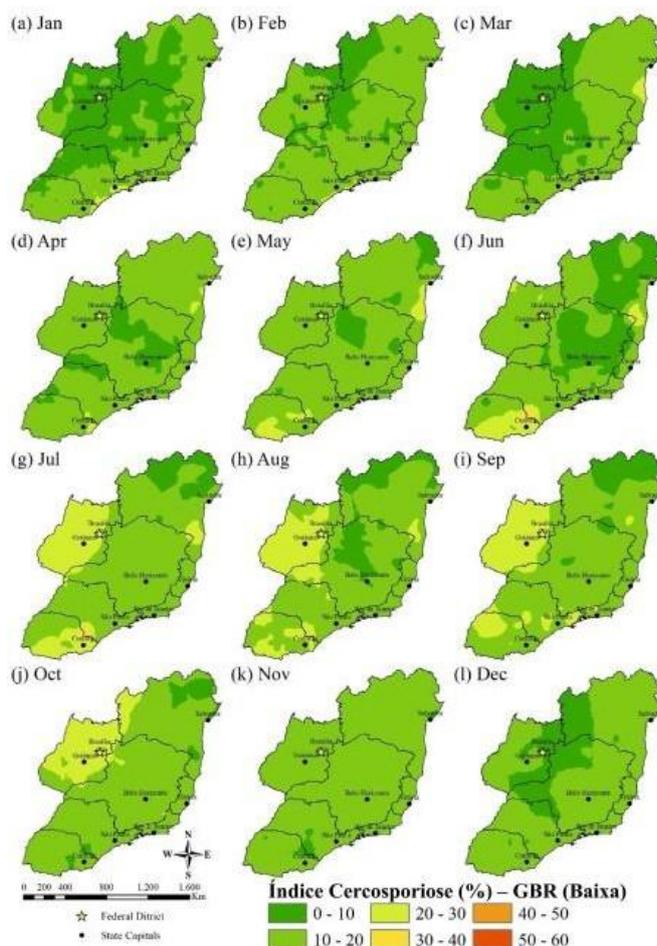


Figura 3. Incidência mensal de cercosporiose do café em carga baixa previsto pelo algoritmo GBR para todas as regiões produtoras do Brasil.

CONCLUSÕES

Com o auxílio de variáveis agrometeorológicas e o modelo Gradient Boosting Regression é possível estimar a incidência da cercosporiose do cafeeiro nas lavouras de café.

O desempenho do modelo para estimativa da severidade de cercosporiose é diferente em função da bienalidade do cafeeiro. Para carga alta o modelo demonstra precisão e acurácia ($R^2 = 0.63$) após o teste e acurácia, (RMSE = 15,76). Para estimar em carga baixa, a precisão foi de 0.61 (R^2) e acurácia 17,01 (RMSE).

Utilizando o modelo Gradient Boosting Regression é possível estimar a incidência de cercosporiose em todas as localidades da região com maior produção de café arábica do país com 7 dias de antecedência.

As localidades com maiores produções de café apresentam baixa incidência de cercosporiose durante o ano todo, tanto para carga alta e baixa. Em carga alta o norte de

Minas Gerais, da Bahia e Nordeste de Goiás demonstram alta ocorrência da doença durante maio a julho, alcançando 50% da lavoura contaminada em junho.

O clima é fator essencial na relação patógeno hospedeiros e ao mesmo tempo as doenças fúngicas reduzem expressivamente produção dos cafeeiros.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao CNPq pelo apoio e financiamento dessa pesquisa

REFERÊNCIAS

ACEVES-NAVARRO, L. A. et al. Impact of climatic change on the adaptation of coffee (*Coffea arabica* L.) crops in Tabasco, Mexico. *Agroproductividad*, v.13, n.4, p.53–58, 2020.

ALLEN, R. G. et al. Crop evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and drainage paper 56. Fao, Rome, v.300, n.9, p.05109, 1998.

BOTELHO, D. M. DOS S. et al. Cercosporiosis resistance in coffee germplasm collection. *Euphytica*, v.213, n.6, p.117, 2017.

CAMARGO, Â. P. D.; CAMARGO, M. B. P. D. Definição e esquematização das fases fenológicas do cafeeiro arábica nas condições tropicais do Brasil. *Bragantia*, v.60, n.1, p.65–68, 2001.

CHALFOUN, N. Design and application of natural down-draft evaporative cooling devices. American Solar Energy Society Inc, 1997.

CHEN, Z. et al. Plant Disease Recognition Model Based on Improved YOLOv5. *Agronomy*, v.12, n.2, p.365, 2022.

CORNELL, J.; BERGER, R. Factors that influence the value of the coefficient of determination in simple linear and nonlinear regression models. *Phytopathology*, v.77, n.1, p.63–70, 1987.

EDET, I. A. et al. Identification and molecular characterisation of cercospora leaf spot disease pathogen on cowpea (*Vigna unguiculata* L. Walp). *Archives of Phytopathology and Plant Protection*, v.55, n.1, p.109–120, 2022.

FENU, G.; MALLOCI, F. M. Forecasting Plant and Crop Disease: An Explorative Study on Current Algorithms. *Big Data and Cognitive Computing*, v.5, n.1, p.2, 2021.

FRIEDMAN, J. H. Greedy function approximation: a gradient boosting machine. *Annals of statistics*, p.1189–1232, 2001.

KRIGE, D. G. A statistical approach to some basic mine valuation problems on the Witwatersrand. *Journal of the Southern African Institute of Mining and Metallurgy*, v.52, n.6, p.119–139, 1951.



KUSHALAPPA, A.; AKUTSU, M.; LUDWIG, A. Application of survival ratio for monocyclic process of *Hemileia vastatrix* in predicting coffee rust infection rates. *Phytopathology*, v.73, n.1, p.96–103, 1983.

LI, J. et al. Diversifying crop rotation improves system robustness. *Agronomy for Sustainable Development*, v.39, n.4, p.1–13, 2019.

LIANG, Y. et al. How disturbance, competition, and dispersal interact to prevent tree range boundaries from keeping pace with climate change. *Global Change Biology*, v.24, n.1, e335–e351, 2018.

MORETO, V. B. M.; ROLIM, G. DE S. Estimation of annual yield and quality of Valencia orange related to monthly water deficiencies. *African Journal of Agricultural Research*, v.10, n.6, p.543–553, 2015.

MOUEN BEDIMO, J. A. et al. Effect of cultural practices on the development of arabica coffee berry disease, caused by *Colletotrichum kahawae*. *European Journal of Plant Pathology*, v.119, n.4, p.391–400, 2007.

NATEKIN, A.; KNOLL, A. Gradient boosting machines, a tutorial. *Frontiers in Neurorobotics*, v.7, p.21, 2013.

SAHOO, B. B. et al. Long short-term memory (LSTM) recurrent neural network for low-flow hydrological time series forecasting. *Acta Geophysica*, v.67, n.5, p.1471–1481, 2019.

SILVA, H. R. et al. *Cercospora* leaf spot in *Toona ciliata*: Epidemiology and infection process of *Cercospora* cf. *alchemillicola*. *Forest Pathology*, v.48, n.6, e12451, 2018.

SOUZA, A. G. C.; MAFFIA, L. A.; MIZUBUTI, E. S. G. Cultural and Aggressiveness Variability of *Cercospora coffeicola*: Variability of *Cercospora coffeicola*? *Journal of Phytopathology*, v.160, n.10, p.540–546, 2012.

THORNTHWAITTE, C. W.; MATHER, J. R. The water balance climatology. *Laboratory of Climatology*, 1955.

XU, X. Effects of environmental conditions on the development of *Fusarium* ear blight. Em: XU, X.; BAILEY, J. A.; COOKE, B. M. (Eds.). *Epidemiology of Mycotoxin Producing Fungi*. Dordrecht: Springer Netherlands, 2003. p.683–689.

ZHANG, Y.; HAGHANI, A. A gradient boosting method to improve travel time prediction. *Transportation Research Part C: Emerging Technologies*, v.58, p.308–324, 2015.



DESENVOLVIMENTO DO TOMATEIRO EM DIFERENTES DOSES DO HIDROGEL

Gabriel Longuinhos Queiroz¹
Gabriel Gomes Mendes¹
Katianne Assunção Silva e Silva¹
Jhansley Ferreira da Mata²
Vanesca Korasaki²
Heytor Lemos Martins³

¹Aluno do Programa de Mestrado em Ciências Ambientais, Universidade do Estado de Minas Gerais – Unidade Frutal, Departamento de Ciências Agrárias e Biológicas, gabriel_longuinhos@hotmail.com;

gabriel_gomes96@live.com, katiannesinhana@hotmail.com

²Professor(a) da Universidade do Estado de Minas Gerais – Unidade Frutal, Departamento de Ciências Agrárias e Biológicas, jhansley.mata@uemg.br; vanesca.korasaki@uemg.br

³Aluno do Programa de Doutorado em Agronomia (Produção Vegetal) da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho - Campus Jaboticabal, Departamento de Biologia, heytor.lemos18@gmail.com

121

INTRODUÇÃO

O tomate *Solanun lycopersicum L.* é uma das principais hortaliças cultivada no Brasil (CONAB, 2019). Em 2019 o país possuía uma área de 54,53 mil ha com um rendimento de 71,84 t.ha⁻¹ e produção total de 3,9 milhões de toneladas de tomates (IBGE, 2019). É bastante utilizado para indústria e consumo in natura, portanto, o seu cultivo é uma ótima fonte de renda para produtores rurais (DEMUNER et al., 2017). Em Minas Gerais a produção de tomate foi de 572.273 toneladas com área de 7.556 ha e rendimento de 75,74 t.ha⁻¹ (CONAB, 2019).

A cultura do tomateiro é importante para a dieta alimentar do brasileiro, pois produz frutos, composto de ácidos orgânicos, açúcares (glicose e frutose), carotenoides como a provitamina A (β -caroteno), minerais, licopeno, ácido fólico, vitamina C e traços de potássio, ferro, fósforo, além de outros compostos (PEIXOTO et al., 2017).

O tomateiro é a hortaliça mais cultivada e a mais consumida no Brasil e está entre as mais exigentes no consumo de água, apresentando sensibilidade à sua falta, em longo período de estiagem. Quando em quantidade insuficiente e intervalos não regulares, a falta d'água



pode favorecer o surgimento de pragas e doenças. O manejo eficiente da irrigação se faz necessário para favorecer o crescimento da cultura e evitar perdas na produtividade (MENDONÇA et al., 2019). Por isso diversas técnicas são utilizadas na conservação de água no solo, entre elas destaca-se a cobertura do solo, que tem como objetivo diminuir a desagregação de partículas do mesmo pelo impacto da água da chuva e da irrigação, redução da ocorrência de pragas, controle de plantas daninhas, manutenção da temperatura e da umidade, que promove o melhor desenvolvimento das culturas (ARAUJO et al., 2019).

O uso de tecnologias para uma boa produção de tomate é de grande importância e dentre elas o uso eficiente da água se destaca por ser uma cultura exigente. Com isso surgem os hidrogéis agrícolas, que proporcionam benefícios às plantas pela sua capacidade de retenção de água e nutrientes, conseqüentemente, promovem melhorias nas características físicas do solo e está ganhando espaço na agricultura brasileira (KLEIN & KLEIN, 2015).

O hidrogel é um gel atóxico e totalmente livre de impactos para meio o ambiente por ser biodegradável e uma solução plausível para economia hídrica (MAIA et al., 2017). Este polímero hidrorretentor é capaz de absorver centenas de vezes o seu peso em água, proveniente tanto da chuva, quanto da irrigação e liberá-lo aos poucos no solo para a planta, reduzindo assim a frequência de irrigação (MENDONÇA et al., 2015).

Ele é um produto tecnológico, que tem como objetivo manter por maior tempo a planta sem estresse hídrico e aumentar a viabilidade das sementes, garantindo que a cultura possa ter maior tolerância em condições de baixa precipitação pluvial. O seu uso é uma alternativa para melhorar a deficiência hídrica associada com boas técnicas de manejo do solo, como o uso de cobertura vegetal na superfície do solo em canteiros sob cultivo de hortaliças, pois um dos grandes desafios da agricultura moderna é diminuir o consumo de água no campo sem perder a produtividade.

O objetivo desse trabalho foi avaliar características agrônômicas da cultura do tomate com doses de polímero na presença e ausência de cobertura vegetal para a obtenção de cultivos produtivos e economicamente viáveis.

METODOLOGIA

O experimento foi realizado em casa de vegetação na área experimental da Universidade do Estado de Minas Gerais, Unidade Frutal. O clima da região é definido como Aw segundo a classificação Köppen-Geiger, tropical com a estação seca e fria ocorrendo no inverno, e o verão apresenta a estação com maiores índices pluviométricos (ALVARES et al.,



2014), apresentando temperatura e precipitação média anual de 23,9°C e 1429mm, respectivamente.

Os vasos de plantio utilizados foram de 14 litros, onde receberam Latossolo de barranco, este solo foi encaminhado para análise química e física de rotina. Por meio dos resultados foram feitas, conforme recomendação de Ribeiro, Guimarães e Alvarez (1999) a adubação e correção de acidez do solo para a cultura do tomate.

A semeadura do tomate foi realizada em setembro de 2021, em casa de vegetação com lona translúcida na parte superior para evitar interferência por precipitação. Foram semeadas cinco sementes por vaso, após 14 dias foi realizado o desbaste, conduzindo somente uma planta por vaso. A cultivar utilizada foi o Santa Adélia da Topseed®, que apresenta hábito de crescimento determinado.

O delineamento experimental utilizado foi inteiramente casualizado, em esquema fatorial 5x2, com quatro repetições, sendo os tratamentos feitos a partir da combinação de: cinco doses do hidrogel (0; 0,5; 1; 2; 4 gramas.L⁻¹), sendo zero o controle; e dois tipos de cobertura do solo (com e sem palha).

O polímero hidroretentor (hidrogel) AGROGEL® foi administrado em forma de pó diluído em suas respectivas doses para 1 L de água. Foi adicionado 300 mL de cada diluição (0; 0,5; 1; 2; 4 gramas.L⁻¹) por vaso, em seguida, os vasos foram molhados a cada 24 horas utilizando uma proveta, onde foi ministrado o volume de 75 mL de água por planta.

Os vasos foram desmontados aos 60 dias após a semeadura, apresentando uma média de temperatura durante o período em que estiveram em estufa de 31,3°C onde foram avaliadas as seguintes variáveis: Comprimento da raiz: medição do comprimento com uma régua graduada; Altura de planta: medição da altura das plantas a partir do solo até a curvatura da última folha com uma régua graduada; Diâmetro do caule: medição a dois cm do solo com um paquímetro digital; Número de folhas: contagem de todas as folhas da planta.

Os resultados obtidos dos atributos avaliados foram submetidos à análise de covariância (ANCOVA), os dados qualitativos foram avaliados através do teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade, utilizando o programa estatístico SISVAR (FERREIRA, 2011).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Ao analisar a temperatura da casa de vegetação, verificou-se que entre o período de 60 dias de cultivo do tomateiro, a temperatura média foi de 31,3°C, sendo elevada em relação a temperatura recomendada para esta cultura que está entre 21 e 24°C, de acordo com Peixoto



et al. (2017), podendo assim, ter interferido no crescimento e desenvolvimento, prejudicando seu potencial produtivo e tornando suscetível a doenças por estar em condições adversas. Contudo, a espécie escolhida para o plantio foi a Santa Adélia, que de acordo Agristar (2022), é uma espécie propícia a clima quente, apresentando melhor índice de velocidade de germinação (IVG) com temperaturas entre 25 e 30°C em pesquisa realizada por Andrade, Fontenele e Góes (2019).

Para o comprimento de raiz (CR), foi observada diferença significativa quando aplicada palha em cobertura do solo (CP) e utilizada as doses de 0,5 e 4 g de hidrogel por vaso, o que nos mostra que a menor dose testada de hidrogel, 0,5 g. no experimento, já foi suficiente para o bom desenvolvimento radicular da planta, porém, de acordo com Hafle et al. (2008), maiores concentrações de hidrogel já foram relacionadas com baixa formação de raízes em pesquisa realizada na produção de mudas do maracujazeiro-doce utilizando hidrogel. Logo, os resultados apresentados para o comprimento de raiz (CR), infere-se que a dosagem maior do hidrogel nem sempre é mais eficaz. Resultados similares foram obtidos por Mendonça et al. (2013), ao pesquisar diferentes doses de hidrogel em diferentes tipos de solo, como alternativa do aumento de armazenamento de água no solo.

Conforme apresentado na Tabela 1, o cultivo do tomate com o uso de diferentes doses do hidrogel, com e sem cobertura no solo, não afetou significativamente as variáveis altura de planta (AP), diâmetro do caule (DC) e número de folhas (NF). Contudo, observou-se uma variação positiva quanto à altura de planta (AP) em uso de cobertura (CP) e 0,5 g de hidrogel, já para o número de folhas (NF), a dose de 2 g de hidrogel sem palha (SP) influenciaram em melhores resultados.

Em sua pesquisa, Santos et al. (2015) observou que as maiores médias para a variável número de folhas para a alface, foram obtidas na ausência de hidrogel, fato este não observado nos resultados desse estudo, já que com dose de 2 g sem cobertura (SP) o número de folhas foi mais expressivo.

Para cada vaso foi aplicada diariamente 75 mL da quantidade hídrica recomendada para a quantidade de 2 g de hidrogel hidratado por vaso (300 mL), logo não foi verificado estresse hídrico ao receberem molhamento diário abaixo do indicado. Santos et al. (2017), reforçam que o diâmetro do caule (DC) é uma variável pouco sensível ao estresse hídrico, fato este verificado ao não obtermos resultados significativos nas diferentes doses e coberturas do solo para esta variável. Melhores resultados foram observados sem adição de hidrogel e sem uso de cobertura do solo.



Tabela 1. Análise do comprimento da raiz (CR), altura de planta (AP), diâmetro do caule (DC) e número de folhas (NF) do tomate cultivado em solo em diferentes doses de hidrogel com palha (CP) e sem palha (SP)

Doses de hidrogel (gramas.L ⁻¹)	CR ¹		AP ¹		DC ¹		NF ¹	
	CP	SP	CP	SP	CP	SP	CP	SP
0	31,53 aA	30,53 aA	40,93 aA	43,23 aA	6,38 aA	7,38 aA	36,00 aA	57,50 aA
0,5	34,18 aA	22,43 aB	47,90 aA	41,75 aA	6,85 aA	6,03 aA	58,25 aA	49,25 aA
1	25,13 aA	27,15 aA	43,70 aA	39,30 aA	6,53 aA	5,73 aA	45,00 aA	40,00 aA
2	32,33 aA	36,75 aA	39,75 aA	43,83 aA	6,03 aA	6,35 aA	51,00 aA	62,25 aA
4	40,88 aA	27,38 aB	41,50 aA	37,18 aA	6,05 aA	6,35 aA	57,25 aA	44,25 aA
CV%	24,85		19,08		17,69		70,9	
Fontes de variação	Fc							
Dose	1,81 ^{ns}		0,61 ^{ns}		0,60 ^{ns}		2,03 ^{ns}	
Cobertura	2,67*		0,44 ^{ns}		0,01 ^{ns}		1,40 ^{ns}	
DoseXCobertura	2,27 ^{ns}		0,90 ^{ns}		0,93 ^{ns}		0,28 ^{ns}	

¹Médias comparadas com letras minúsculas na coluna e maiúscula na linha não diferem entre si, pelo teste Tukey, ao nível de 5% de probabilidade. * significativo a 5% de probabilidade. ns – não significativo.

CONSIDERAÇÃO FINAL

A utilização de palha em cobertura e utilização de 0,5 g do polímero hidrorretentor influenciaram positivamente no crescimento e desenvolvimento da cultura do tomate. Para trabalhos futuros é importante o teste com menores doses de hidrogel, para verificar se doses menores continuam acarretando em maior tamanho de raiz.

AGRADECIMENTOS

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG, pelo auxílio.

REFERÊNCIAS

- AGRISTAR. Semente tomate Santa Adélia. 2022. Disponível em: <https://agristar.com.br/topseed-garden/tradicional-hortalicas/tomate-santa-adelia/552097>. Acesso em: 10 jul. 2022.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorologische Zeitschrift, n.22, 711-728, 2014.
- ANDRADE, A. G. M.; FONTENELE, R. M.; GÓES, G. B. Influência da temperatura sobre o índice de velocidade de germinação de diferentes cultivares de tomate e alface. In: SILVA-MATOS, R. R. S.; ANDRADE, H. A. F.; MACHADO, N. A. F (org.). A Face Multidisciplinar das Ciências Agrárias 3. Ponta Grossa, PR: Atena Editora, 2019. p.152-155.



ARAÚJO, F. M. L.; RODRIGUES, A. M. G.; FERNANDES, C. N. V.; SOBREIRA, A. E. A.; SOUZA ALVES, J. L.; SILVA, A. R. A. Cultivo de rabanete sob diferentes lâminas de irrigação e cobertura do solo. *Revista Brasileira de Agricultura Irrigada*, v.13, n.2, p.3327-3335, 2019.

CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. Tomate: Análise dos Indicadores da Produção e Comercialização no Mercado Mundial, Brasileiro e Catarinense. *Compêndio de estudos Conab*, v.21, p.1-22, 2019.

DEMUNER, A. P. V.; MEIRELES, R. C.; REIS, L. S.; VIEIRA, H. S.; GARCIA, W. A.; ZINGER, L.; PIRES, A. A. Emergência de plântulas de tomate (*Solanum lycopersicum L.*) em diferentes tensões de retenção de água no solo. *Revista Thema*, v.14, n.4, p.14-24, 2017.

FERREIRA, D. F. Sisvar: a computer statistical analysis system. *Ciência e Agrotecnologia*, v.35, n.6, p.1039-1042, 2011.

HAFLE, O. M.; CRUZ, M. C. M.; RAMOS, J. D.; RAMOS, P. S.; SANTOS, V. A. Produção de mudas de maracujazeiro-doce através da estaquia utilizando polímero hidrorretentor. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, v.3, n.3, p.232-236, 2008.

KLEIN, C.; KLEIN, V. A. Estratégias para potencializar a retenção e disponibilidade de água no solo. *Revista do Centro de Ciências Naturais e Exatas*, v.19, n.1, p.21-29, 2015.

MAIA, A.; MAIA, A. F.; VIANNA, N.; BERGER, T.; SOARES, M.; AGUILA, J. S. Manejo em casa de vegetação do porta-enxerto de videira so4 com polímeros hidrorretentores. *Anais do Salão Internacional de Ensino, Pesquisa e Extensão*, v.9, n.2, 2017.

MENDONÇA, T. G.; BERÇA, A. S.; SOUZA, C. F. Uso da água em tomateiro cultivado com cobertura morta em casa de vegetação. *Revista Brasileira de Agricultura Irrigada*, v.13, n.1, p.3236-3246, 2019.

MENDONÇA, T. G.; QUERIDO, D. C. M.; SOUZA, C. F. Eficiência do polímero hidroabsorvente na manutenção da umidade do solo no cultivo de alface. *Revista Brasileira de Agricultura Irrigada*, v.9, n.4, p 239-245, 2015.

MENDONÇA, T. G.; URBANO, V. R.; PERES, J. G.; SOUZA, C. F. Hidrogel como alternativa no aumento da capacidade de armazenamento de água no solo. *Water Resources and Irrigation Management*, v.2, n.2, p.87-92, 2013.

PEIXOTO, J. V. M.; MORAES, E. R.; PEIXOTO, J. L. M.; NASCIMENTO, A. R.; NEVES, J. G. Tomaticultura: Aspectos morfológicos e propriedades físico-químicas do fruto. *Revista Científica Rural*, v.19, n.1, p.96-117, 2017.



RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ, V. V. H. Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em minas gerais: 5ª aproximação. Viçosa, MG: Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais, 1999.

SANTOS, A.; COSTA, A.; SILVA, P.; MELO, M. C.; ARAÚJO, H. Influência de lâminas de irrigação e fontes de nitrogênio no crescimento vegetativo do tomate cereja cultivado em ambiente protegido. Enciclopédia Biosfera, v.14, n.25, 2017.

SANTOS, H. T. D.; CARVALHO, D. F. D.; SOUZA, C. F.; MEDICI, L. O. Cultivo de alface em solos com hidrogel utilizando irrigação automatizada. Engenharia Agrícola, v.35, p.852-862, 2015.



APROVEITAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS COM MINICISTERNA NO IFBA CAMPUS PAULO AFONSO

Evandro Ailson Nunes de Freitas¹
Fernando Carlos Ferreira de Oliveira²
Letícia Silva Oliveira Matos³

¹Prof. Dr. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Bahia – Campus Paulo Afonso, Direção de Ensino, evandro.nunes@ifba.edu.br

²Técnico de Laboratório de Eletromecânica, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Bahia – Campus Paulo Afonso, Direção de Ensino, fernando.oliveira@ifba.edu.br

³Aluna do curso técnico integrado em eletromecânica Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Bahia – Campus Paulo Afonso, leticia.silva.o.m@gmail.com

128

INTRODUÇÃO

Os primórdios da história humana e a vigente sociedade, apesar da diferença temporal, compartilham características em comum, sendo a principal delas o desenvolvimento associado a novos modos de interação e modificação do meio ambiente, com aprendizado de novas técnicas e criação de ferramentas.

Sob essa ótica, um dos recursos finitos utilizados pela humanidade é a água, que pode ser definida como uma substância vital para a humanidade e que está presente na natureza ao constituir parte importante de todas as matérias do ambiente natural ou antrópico. Ou seja, ela é de suma importância para o desenvolvimento dos ecossistemas, e por consequência, um fator fundamental para toda a população terrestre (TELLES & COSTA, 2010, p.09)

Nesse contexto, o consumo insustentável e a poluição de água configuram o mais grave de todos atos antrópicos que afetam diretamente a perpetuação da vida no planeta Terra. Além disso, a disponibilidade do recurso hídrico é distribuída, geograficamente, de modo desigual, o que torna essa situação ainda mais preocupante.

Segundo o Atlas do Abastecimento Urbano de Água de 2011, 55% dos municípios brasileiros estarão sujeitos à falta de água no terceiro decênio do século. Portanto, a ameaça



da escassez hídrica não é mais exclusividade da região Nordeste do país, cuja população sofre secas históricas e uma aridez crescente, com áreas sempre maiores de desertificação (ANA, 2011).

Nesse panorama, parte da comunidade acadêmica elabora trabalhos que buscam a redução desses impactos socioambientais, como o de Santos et al. (2015), intitulado: Reuso da Água dos Bebedouros como Medida Sustentável, com o objetivo de quantificar e reutilizar a água desperdiçada nos bebedouros da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho para a irrigação de jardim. Como resultado, foi economizado o montante de cerca de 1.000 litros de água por mês. Assim, o trabalho em questão possui relevância significativa e corrobora a sustentabilidade no ambiente universitário.

Já o trabalho realizado por Moura et al. (2020), o foco é na busca por um arcabouço jurídico que endosse as ações de reúso da água e seja útil à comunidade. Em suas ponderações, os autores afirmam que não há uma legislação que regule o uso e determine os padrões de qualidade da água de reúso, mas que legislações internacionais apresentam uma relação abrangente de parâmetros que podem ser utilizados no debate para a legislação brasileira. Esse trabalho conclui que publicações científicas sobre água de reúso devem ser estimuladas, assim como legislações mais detalhadas para os diversos tipos de água de reúso devem ser debatidas (MOURA et al., 2020).

Já no Projeto Técnico de Captação e Reuso da Água, realizado na UFRRJ, os autores elaboram uma proposta para captar água das chuvas e direcioná-la para as torneiras das pias dos banheiros dos alojamentos no Campus Seropédica e, posteriormente, captar e reusar as águas dessas pias para reaproveitamento nas bacias sanitárias. O estudo constitui uma proposta para mitigar o problema da falta de água na instituição, o que corresponde a uma importante medida capaz de provocar mudanças positivas, promovendo a sustentabilidade como o caminho para resolução de problemas que envolvem a disponibilidade de água. (AUGUSTO et al., 2014).

Em seu trabalho de conclusão de curso, Rocha (2017) analisou a viabilidade econômica e construtiva do aproveitamento da água de aparelhos de ar condicionados aplicado ao Centro de Tecnologia da UFRN. No decorrer das ações do trabalho, foram realizadas análises da qualidade da água, eficiência do sistema e os respectivos custos de implantação de um protótipo. Dentre os resultados obtidos, foi identificado que a água produzida pelos aparelhos é equivalente a 89,50% da demanda por irrigação no local, considerando o tempo de funcionamento de 8 horas diárias. Nesse sentido, a implantação do sistema de aproveitamento



da água dos aparelhos de ar condicionado é uma alternativa sustentável na busca pela conservação dos recursos hídricos (ROCHA, 2017).

Desse modo, o presente trabalho objetiva ampliar as ações de sustentabilidade realizadas por instituições públicas de ensino, com foco no reaproveitamento do recurso hídrico disponível no IFBA - campus Paulo Afonso, a fim de possibilitar a redução do uso de água tratada em aplicações que podem ser supridas com água não-potável, promovendo a conscientização sobre a importância da água no campus.

METODOLOGIA

O campus Paulo Afonso-BA ocupa uma área superior a 23.000 m², com instalações interconectadas que consiste em edificações, estacionamento, áreas de jardins, campo de futebol, ginásio de esportes e refeitório, conforme destacado, em vermelho, na Figura 1. A edificação pode ser dividida em duas construções principais, dentre as quais uma é mais antiga e engloba os setores administrativos, laboratórios didáticos, biblioteca e salas de aula (representada pelas letras A e C) e outra mais recente, que consiste em um anexo de dois andares de salas de aulas, laboratórios técnicos e um centro de convivência (representada pelas letras B1 e B2).

A região representada pela letra H consiste numa área de plantação criada pelos servidores terceirizados do campus e consiste numa associação de frutíferas, tais como pés de: acerola, limão, manga, melancia, umbu e milho. Espera-se que essa variedade de alimentos, livres de agrotóxicos, seja aproveitada no próprio refeitório da instituição.

130



Figura 1. Vista aérea do IFBA Campus Paulo Afonso.

Fonte: Adaptado de Google Earth Pro (2022).



A norma NBR 15.527 fornece os requisitos para o aproveitamento de água de chuva de coberturas em áreas urbanas para fins não potáveis (NBR 15527, 2008) e é adotada como ferramenta norteadora das ações realizadas por este trabalho. Essa norma também se aplica a usos não potáveis em que as águas de chuva podem ser utilizadas após tratamento adequado como, por exemplo, descargas em bacias sanitárias, irrigação de gramados e plantas ornamentais, lavagem de veículos, limpeza de calçadas e ruas, limpeza de pátios, espelhos d'água, usos industriais entre outros.

Do ponto de vista de aproveitamento hídrico pluvial, as instalações mais antigas do IFBA carecem de calhas e condutores a serem instalados nos telhados para uma melhor condução da água pluvial que, atualmente, cai ao solo e é direcionada para as galerias de águas pluviais, na via pública. Já o bloco anexo possui captação individualizada de água das chuvas em seu telhado dividido em dois setores: B1 e B2. Essas duas captações se encontram sob o nível do solo e deságuam no campo de futebol para serem totalmente filtradas, sem nenhuma utilização.

A NBR 15527 (2008) fornece diversos métodos para a estimativa do volume aproveitável de acordo com a cobertura disponível na instalação. Dentre as proposições da norma, este trabalho adota o método Azevedo Neto, que define o volume de chuva aproveitável por meio da equação 1.

$$V = 0,042 \cdot P \cdot A \cdot T(1)$$

Em que: P é o valor numérico da precipitação média anual, expresso em milímetros (mm), T é o valor numérico do número de meses de pouca chuva ou seca, A é o valor numérico da área de coleta em projeção, expresso em metros quadrados (m²) e V é o valor numérico do volume de água aproveitável e o volume de água do reservatório, expresso em litros (L).

Para os propósitos iniciais deste trabalho, a captação de água descartada por quatro condensadoras dos ares-condicionados da biblioteca e do refugio do processo de destilação de água, realizado frequentemente pelo laboratório de química se fez viável, devido à proximidade desses pontos da área de instalação do reservatório.

Ainda que seja possível estimar a capacidade do reservatório, o campus não dispõe de recurso financeiro para garantir sua devida construção e, por isso, são utilizados 04 (quatro) tonéis de óleo para motor, que estavam em condições de sucata para realizar a função de



armazenamento da água captada. O referido armazenamento é localizado no ponto P, da Figura 1, que é uma região com um desnível de quase 5,0 metros em relação ao laboratório de química. Baseada nesse cenário, uma ilustração do sistema de aproveitamento de recursos hídricos pode ser observada na Figura 2, em que a água captada é utilizada para irrigar hortas frutíferas e conduzidas com auxílio da gravidade.

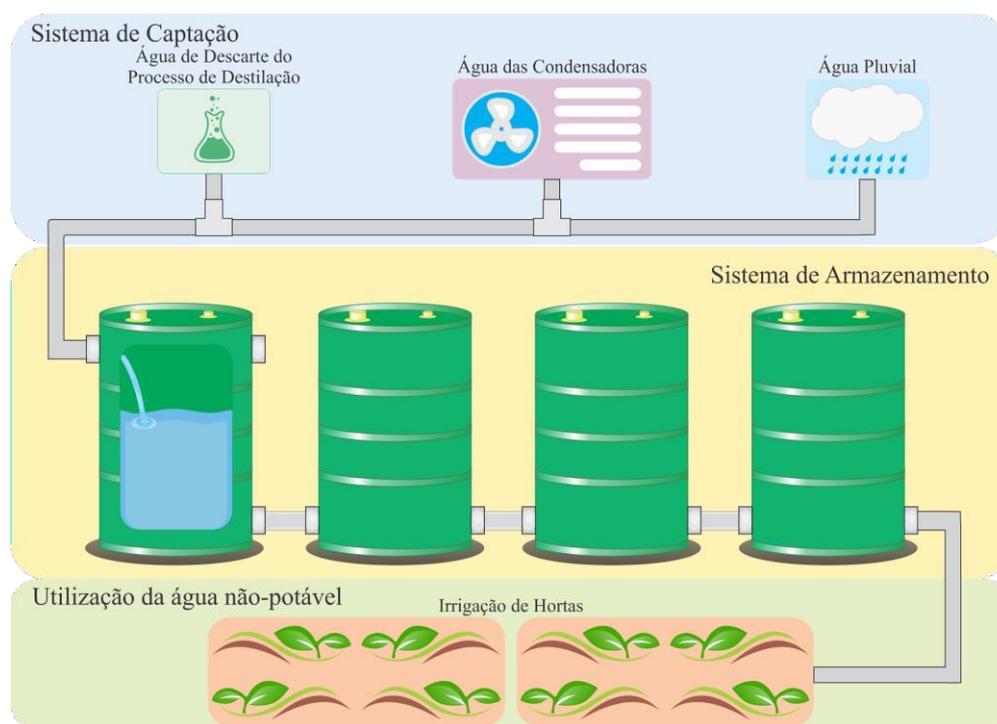


Figura 2. Sistema de aproveitamento hídrico no IFBA campus Paulo Afonso.

Fonte: autoria própria (2022).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir da ferramenta de cálculo de área do Google (Google Earth Pro, 2022) são obtidas as áreas de captação para dois cenários. O primeiro considera todas as coberturas da instalação e se configura num cenário ideal em que a instituição reaproveita todo recurso hídrico pluvial ao longo do ano. Já o segundo cenário representa retrata o panorama atual do projeto, em que só é possível aproveitar a captação pluvial do setor B2, ilustrado na Figura 1. Assim, juntamente com os dados pluviométricos (CLIMATE-DATA.ORG, 2022) e de períodos de seca médios (WEATHERSPARK, 2022) para a cidade de Paulo Afonso, Bahia, os volumes aproveitáveis para o projeto são sumarizados na Tabela 1.

Tabela 1. Resultado do método Azevedo Neto para dois cenários

Cenário	Area (m ²)	Precipitação(mm)	T(mês)	V(m ³)
1		5.415		425,7
		367	5,1	
2		230		18,08

Fonte: autoria própria (2022).

Sendo assim, o reservatório deve ser ainda maior do que os 18 m³ devido à existência de captação da água de descarte das outras instalações. Apesar dessa informação, a interconexão dos quatro tonéis resulta em uma capacidade muito inferior ao valor calculado, pois cada um deles possui capacidade individual de 200 L, resultando em um reservatório de no máximo 800 L. O processo de preparação dos tonéis para o armazenamento de água é ilustrado na Figura 3.



Figura 3. Construção do sistema de armazenamento: (a) recuperação dos tonéis (b) remoção de fluidos residuais, (c) limpeza, (d) perfuração e (e) pintura dos tonéis.

Fonte: autoria própria (2022).

Vale salientar que há uma dupla furação no tonel que recebe a água da captação, conforme a Figura 3.(d). Isso decorre da escolha de manter a captação da água de descarte separada da água pluvial, que requer a instalação de dispositivos para remoção de detritos, tratamento, filtragem e descarte de água das primeiras chuvas, conforme NBR 15527 (2007). A instalação das tubulações que conduzem a água pluvial até o reservatório pode ser observada na Figura 4.

A tubulação utilizada segue o mesmo padrão da captação do prédio com encanamento de 100mm e um joelho de dimensões equivalentes para desviar a água para os tonéis,



conforme Figura 4(a). Entretanto, antes de chegar ao reservatório, é inserido um dispositivo, vide Figura 4.(b), para descartar as primeiras chuvas, que geralmente transportam toda a sujeira acumulada na cobertura do prédio durante longos períodos de estiagem.

O descarte é feito com um cano de 50 mm, responsável por armazenar a água mais suja. Na parte inferior do cano, é inserido um cap com um pequeno furo, que dá vazão a água mais suja evitando que esses resíduos passem para a etapa de filtragem. O elemento filtrante adotado consiste em uma tela mosquiteiro de janelas dentro de uma redução de 100 para 50 mm, que pode ser observada na Figura 4(c).

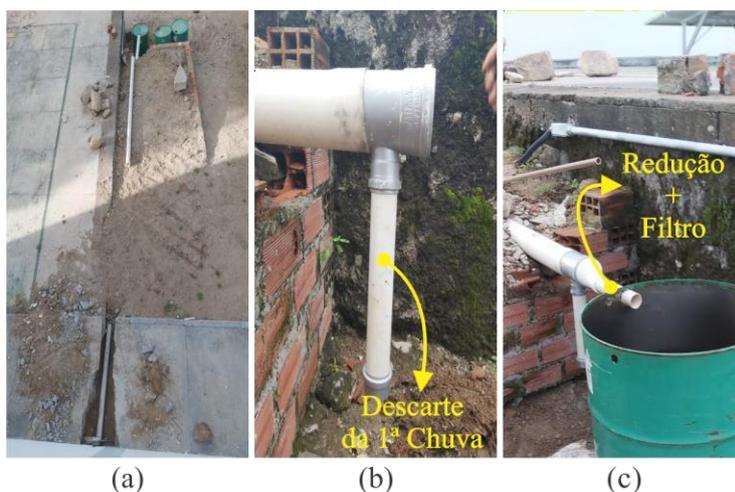


Figura 4. Instalação das tubulações para condução de água pluvial: (a) lançamento subterrâneo, (b) descarte da 1ª chuva e (c) redução e filtragem. Fonte: autoria própria (2022).

A água descartada pelo laboratório de química e das condensadoras da biblioteca segue o caminho ilustrado na Figura 5. Para esse setor de captação é utilizado uma tubulação com encanamento de $\frac{1}{2}$ polegada, pois o fluxo não é intenso. Para a captação de água do laboratório de química, vide Figura 5(a), foi necessário adaptar os canos que ainda estavam disponíveis, conforme observado na Figura 5(b). Já na Figura 5(c) é ilustrada a passagem subterrânea dos canos, pois ela atravessa uma área de passagem de transeuntes.





Figura 5. Instalação das tubulações para condução de água descartada: (a) ponto de descarte, (b) tubulação e (c) inserção subterrânea. Fonte: autoria própria (2022).

O procedimento de preparação do local do reservatório pode ser observado na Figura 6. A primeira adaptação consiste em nivelar a altura do tonel com a recepção da tubulação. Além disso, devido à característica argilosa encontrada na região, fez-se necessária a inserção de uma camada de areia média com brita para garantir uma boa absorção de água, evitando o acúmulo de umidade abaixo dos tonéis, ação ilustrada nas Figuras 6(a) e (b).

135

Outra preocupação é garantir que não haja movimento relativo entre os tonéis para que os tubos de conexão não se rompam e, também, que haja um fluxo de ar abaixo dos tonéis para reduzir o acúmulo de umidade. Para isso, foram usados blocos de granito nivelados e calafetados, conforme Figuras 6(c)-(e).

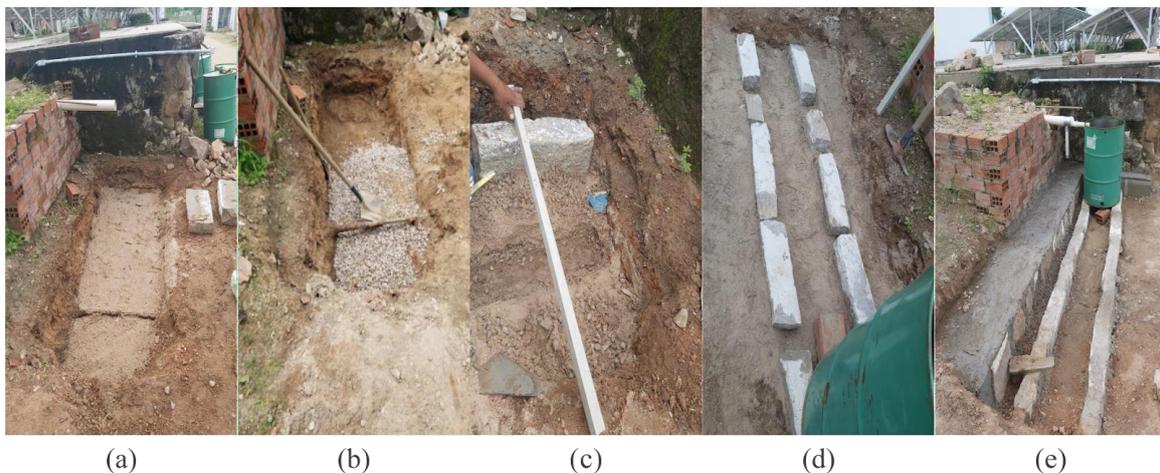


Figura 6. Preparação do solo: (a) - (b) inserção de sistema de filtragem, (c) - (d) nivelamento do suporte das bases dos tonéis e (e) calafetação dos blocos. Fonte: autoria própria (2022).



A validação do sistema em operação é ilustrada na Figura 7. Após a conexão dos tubos entre os tonéis, observada na Figura 7(a), o laboratório de química iniciou um processo de destilação de água que foi suficiente para quase atingir a capacidade máxima do reservatório, conforme Figura 7(b). Em seguida, uma mangueira com vários orifícios ao longo de sua extensão foi conectada aos tonéis para realizar a irrigação da horta frutífera, observada na Figura 7(c).



Figura 7. Sistema em operação: (a) - (b) captação de água de descarte e (c) irrigação da horta frutífera. Fonte: autoria própria (2022).

CONCLUSÕES

O presente trabalho contribui para o início de ações sustentáveis no IFBA, campus Paulo Afonso, com a confecção de uma minicisterna capaz de armazenar água útil para fins não-potáveis. Além disso, o custo de implantação associado à confecção do protótipo é irrisório ao erário, pois são utilizados, majoritariamente, materiais de sucata ou em desuso na instituição. De agora em diante, o ensino e a pesquisa com enfoque sustentável ganham força na comunidade local, com a possibilidade de desenvolvimento de trabalhos que atuam na gestão e controle do recurso acumulado, qualidade da água, expansão do reservatório, dentre diversos outros.

AGRADECIMENTOS

Os autores do presente trabalho agradecem ao apoio de funcionários da empresa Renovar, Milton e Alex, que, em seus horários livres, deram suporte durante a execução das atividades.



REFERÊNCIAS

- ANA. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Atlas do Abastecimento Urbano de Água de 2011. Disponível em: <<https://portal1.snirh.gov.br/ana/apps/storymaps/stories/1d27ae7adb7f4baeb224d5893cc21730>> Acesso em: 16 jul. 2022.
- ABNT. Associação Brasileira De Normas Técnicas. NBR 15527: Água de chuva - Aproveitamento de coberturas em áreas urbanas para fins não potáveis - Requisitos. Rio de Janeiro: ABNT, 2008.
- AUGUSTO, A. et al. Projeto Técnico de Captação e Reúso da Água. UFRRJ, 2014. Disponível em: <https://www.google.com/url?sa=t&source=web&rct=j&url=https://cursos.ufrrj.br/grad/admpublica/files/2014/08/Capta%25C3%25A7%25C3%25A3o-e-Reuso-da-%25C3%2581gua.pdf&ved=2ahUKEwiI67mlvJL5AhUiCb kGHQtOAg8QFnoE CDoQAQ&usg=AOvVaw0_9W3JsLzImxoSEYhIrstn>. Acesso em: 24 jul. 2022.
- CLIMATE-DATA.ORG. Clima: Paulo Afonso. Disponível em: <<https://pt.climate-ata.org/america-do-sul/brasil/bahia/paulo-afonso-880326/>> Acesso em: 20 jul de 2022.
- GOOGLE EARTH PRO. 7.3.4.8642. Google LLC, Ano. Disponível em: <<https://www.google.com/earth/versions/>>. Acesso em: 20 jul. 2022.
- MOURA, P. et al. Água de Reúso: uma Alternativa Sustentável para o Brasil. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, v.25 n.6, 2020.
- ROCHA, D. P. B. de. Sistema de reúso de água proveniente de aparelhos de aparelhos de ar condicionados para fins não potáveis: estudo de caso aplicado ao Centro de Tecnologia da UFRN. 2017. Disponível em: <<https://www.google.com/url?sa=t&source=web&rct=j&url=https://ulbra-to.br/bibliotecadigital/uploads/document5d726f3968773.pdf&ved=2ahUKEwiI67mlvJL5AhUiCb kGHQtOAg8QFnoECE4QAQ&usg=AOvVaw11-un-vxdrld9nSj nWtYST>>. Acesso em: 15 jul. 2022.
- SANTOS, L. T. dos. et al. Reúso da Água dos Bebedouros como Medida Sustentável. Revista FUNEC Científica, v.4 n.6. 2015. Disponível em: <<https://seer.unifunc.edu.br/index.php/rfc/article/view/2164>>. Acesso em: 23 jul. 2022.
- TELLES, D. D. A; COSTA, R. P. C. Reúso da Água: Conceitos, Teorias e Práticas. 2ª edição, revista atualizada e ampliada. Fundação de apoio à tecnologia e Blucher, 2010.



WEATHERSPARK. Clima: Paulo Afonso. Disponível em:
<<https://pt.weatherspark.com/y/31084/Clima-caracter%C3%ADstico-em-Paulo-Afonso-Brasil-durante-o-ano>>. Acesso em: 20 jul de 2022.



MAPEAMENTO DE RISCO DE INCÊNDIOS FLORESTAIS: UMA APLICAÇÃO PARA A REGIÃO DA OPERAÇÃO FUMAÇA ZERO NO ESTADO DO RIO DE JANEIRO

Leonardo Menezes Kaner¹
Yuri Guedes Maia²
Mateus Ribeiro Rodriguez³
Pedro Ferreira Chagas Araújo⁴
Jade Golzio Barqueta Donnini⁵
Fernanda Araújo Menezes⁶

139

¹Consultor ambiental – Fundação Centro Estadual de Estatísticas, Pesquisas e Formação de Servidores Públicos do Rio de Janeiro - CEPERJ, leomkaner@gmail.com

²Gerente e coordenador – Fundação Centro Estadual de Estatísticas, Pesquisas e Formação de Servidores Públicos do Rio de Janeiro - CEPERJ, yuri.maia@ceperj.rj.gov.br

³Consultor de geoprocessamento e sensoriamento remoto – Fundação Centro Estadual de Estatísticas, Pesquisas e Formação de Servidores Públicos do Rio de Janeiro - CEPERJ, mribeirogeo@gmail.com.

⁴Consultor de geoprocessamento e sensoriamento remoto – Fundação Centro Estadual de Estatísticas, Pesquisas e Formação de Servidores Públicos do Rio de Janeiro – CEPERJ, pftchagas@gmail.com

⁵Consultora ambiental – Fundação Centro Estadual de Estatísticas, Pesquisas e Formação de Servidores Públicos do Rio de Janeiro - CEPERJ, jadegolzio@gmail.com

⁶Consultora ambiental – Fundação Centro Estadual de Estatísticas, Pesquisas e Formação de Servidores Públicos do Rio de Janeiro - CEPERJ, fefemenezes93@gmail.com

INTRODUÇÃO

Os incêndios florestais estão entre os desastres ambientais que afetam e transformam, significativamente, o meio ambiente. Os impactos provenientes são diversos, comprometendo o meio físico, biótico e socioeconômico da região onde ocorrem (GUIMARÃES et al., 2014).

Entre os impactos, estão as emissões de gases efeito estufa para atmosfera, que são potenciais agravantes para o aquecimento global e para as mudanças climáticas. Por outro lado, as mudanças climáticas também exercem influência na ocorrência de incêndios



florestais, uma vez que o desenvolvimento destes eventos se relaciona com fatores meteorológicos e climáticos.

Segundo Motta (2008), longos períodos de estiagem, baixa umidade relativa do ar, temperaturas elevadas, ventos fortes, vegetação ressecada, bem como o uso do fogo em diversas atividades, podem provocar queimadas que, quando fogem do controle, resultam em grandes áreas incendiadas. Além destes, outros fatores também influenciam no comportamento do fogo, como a topografia e o material combustível da vegetação existente.

Nestas condições, a devida gestão territorial para a prevenção e controle de incêndios florestais requer o conhecimento das ameaças e vulnerabilidades existentes, uma vez que as mudanças climáticas tendem a tornar estes eventos mais frequentes e mais intensos.

A elaboração de mapas de risco por meio de técnicas de geoprocessamento, que consideram os fatores de influência na ocorrência de incêndios, vêm se mostrando como uma apropriada e oportuna ferramenta de planejamento neste cenário. Através da mineração de dados e do sensoriamento remoto, é possível obter informações espaço-temporais que permitem a caracterização da paisagem e o estudo de fenômenos climáticos, como os incêndios florestais. A sobreposição de mapas temáticos que tratam as variáveis de influência é uma dessas técnicas (BATISTA, 2000).

No estado do Rio de Janeiro, constatou-se um grande aumento de áreas queimadas no ano de 2019 abrangendo áreas com alta densidade de árvores, bem como áreas de unidades de conservação (FUNDAÇÃO CEPERJ, 2020). Por essa justificativa, em maio de 2020 culminou-se a criação de um projeto denominado Operação Fumaça Zero, pelo Instituto Estadual do Ambiente (INEA), objetivando oferecer suporte à gestão territorial contra as queimadas, práticas ambientais ilegais e a favor da prevenção e controle de incêndios florestais na região de atuação do projeto.

Neste contexto, objetiva-se com esse trabalho a apresentação de um mapa de risco de incêndios florestais da região de atuação da Operação Fumaça Zero (OFZ), elaborado por meio de técnicas de geoprocessamento, a fim de identificar e indicar locais de risco de ocorrência para favorecê-los na gestão territorial, bem como contribuir na disseminação de estudos relacionados a redução de risco de desastres pelas mudanças climáticas.

METODOLOGIA

A região de atuação da OFZ abrange municípios da região Serrana e de partes das regiões Centro-Sul e Metropolitana do estado do Rio de Janeiro, sendo eles: Teresópolis,



Petrópolis, Carmo, Sapucaia, São José do Vale do Rio Preto, Areal, Três Rios, Guapimirim, Sumidouro, Nova Friburgo, Duas Barras, Santa Maria Madalena, Cordeiro, Cantagalo, Cachoeiras de Macacu, Bom Jardim, Macuco, São Sebastião do Alto e Trajano de Moraes, totalizando 19 municípios e representando, aproximadamente, 20% do estado, conforme apresenta a Figura 1.



Figura 1. Região de atuação da Operação Fumaça Zero.

O mapeamento do risco de incêndios florestais deste trabalho considerou a metodologia proposta por Sousa, Coura e Fernandes (2010), que procedeu o mapeamento da potencialidade à ocorrência de incêndios florestais, a partir da concomitância de fatores ambientais e antrópicos. Segundo os autores, os fatores ambientais correspondem à ação da paisagem, caracterizando a suscetibilidade à ocorrência de incêndios florestais, enquanto os fatores antrópicos, correspondem ao risco.

No presente trabalho, a potencialidade foi considerada como fator antrópico, para ser combinada com a suscetibilidade e gerar o risco de ocorrência de incêndios florestais. A potencialidade foi definida pela variável de concentração de focos de calor na região, representando o fator antrópico, enquanto a suscetibilidade foi definida através da combinação das variáveis de radiação solar, curvatura das encostas, combustibilidade e pluviosidade da região. Os procedimentos de construção, edição e combinação dos mapas foram realizados como uso do programa QGIS.

A primeira etapa consistiu na obtenção de dados espaciais dos fatores de influência na ocorrência de incêndios florestais, em formatos matricial (pixel) e vetorial, para a elaboração dos mapas temáticos da região de estudo, conforme apresenta o Quadro 1.

Quadro 1. Relação de dados obtidos para o mapeamento

Dado espacial	Formato	Resolução	Fonte
Uso e Cobertura do solo	Matricial	30 metros	Mapbiomas, coleção 6.0
Precipitação	Matricial	1 quilômetro	CHELSA
Radiação	Matricial	10 metros	Modelo Digital de Elevação (IBGE)
Curvatura das encostas	Matricial	10 metros	Modelo Digital de Elevação (IBGE)
Focos de calor	Vetorial	375 metros	BDQueimadas (INPE)

Todos os dados foram reamostrados para a resolução de 10 metros e manuseados em paralelo às bases cartográficas provenientes do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), com a condução do estudo na escala 1:25.000.

A segunda etapa consistiu na classificação das variáveis de influência. De maneira a possibilitar a álgebra de mapas com a combinação dos indicadores, foram definidas classes de influência de deflagração de incêndios para cada variável, com base na literatura.

Primeiramente, a combustibilidade da vegetação considerou a classificação exercida por Sousa, Coura e Fernandes (2010), dividida em seis classes, conforme apresenta o Quadro 2.

Quadro 2. Classes de uso e cobertura do solo de acordo com sua combustibilidade

Classificação de combustibilidade	Uso e Cobertura do solo (Mapbiomas, coleção 6.0)
Muito alta	Pastagem
Alta	Formação savânica; Outras formações não florestais
Média	Silvicultura; Restinga arborizada; Mosaico de agricultura e pastagem
Baixa	Formação florestal; Apicum
Muito baixa	Mangue; campo alagado e área pantanosa
Área não vegetada	Afloramento rochoso; Mineração; Área urbanizada; Outras áreas não vegetadas; Rio, lago e oceano

Com relação a variável curvatura das encostas, as classes foram divididas em côncavo, plano e convexo, e classificadas conforme a característica de dispersão e acúmulo de fluxos, em que a concentração de umidade é maior em áreas de convergência de fluxos (côncavas) e



menor em áreas de divergência de fluxos (convexas), estas apresentando maior risco de incêndios (FERNANDES et al., 2011).

A variável obtida pelo mapa de radiação solar é o total de radiação direta e difusa, sendo os valores de radiação classificados em alta, média e baixa, de acordo com a quebra natural dos valores do histograma de frequência (COURA; SOUSA; FERNANDES, 2009). Da mesma maneira, foi classificada a pluviosidade, considerando dados de precipitação provenientes da série histórica de 34 anos, disponibilizada no banco de dados do CHELSA. Os valores de precipitação utilizados são referentes a estação inverno, período de maior registro de focos de calor e de atuação da OFZ.

Finalmente, a classificação para a concentração de focos de calor utiliza a ferramenta “Estimativa de densidade de Kernel”, do programa QGIS. Essa ferramenta estatística funciona desenhando uma vizinhança circular ao redor de cada ponto da amostra, correspondendo ao raio de influência, e então é aplicada uma função matemática de 1, na posição do ponto, a 0, na fronteira da vizinhança. O valor para a célula é a soma dos valores Kernel sobrepostos, e divididos pela área de cada raio de pesquisa (SILVERMAN, 1986 *apud* SOUZA et al., 2013). Desta forma, os locais com maiores concentrações de focos de calor foram classificados com peso alto. A definição das classes de suscetibilidade e potencialidade para cada variável é ilustrado pela Figura 2.

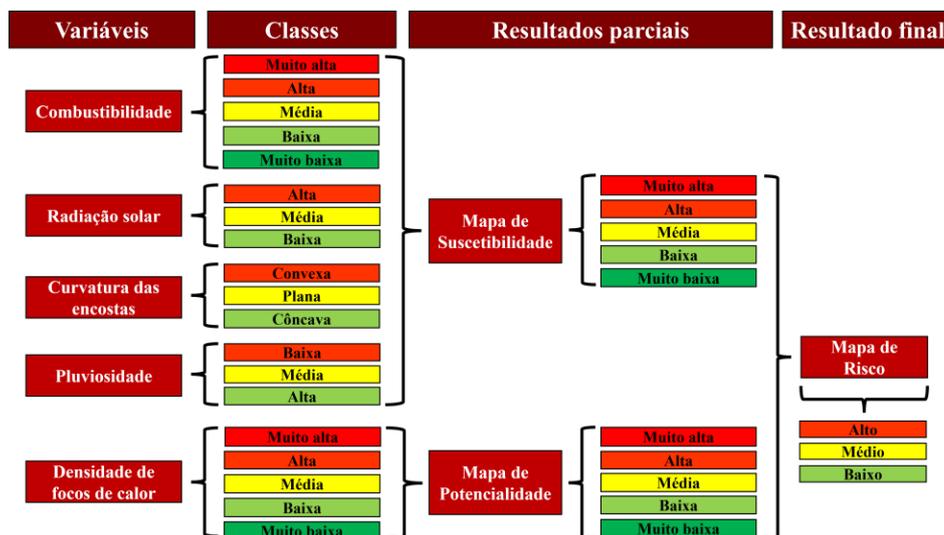


Figura 2. Classificação dos mapas temáticos e resultantes.

A combinação dos mapas e de suas respectivas classes foi realizada através da ferramenta “Calculadora Raster” do QGIS. Para determinação da suscetibilidade foram atribuídas notas a cada uma das variáveis relacionadas, conforme o peso de influência na



ocorrência de incêndios. As notas foram geradas com base na metodologia de análise multicritérios, seguindo orientações do método de Processo de Análise Hierárquica – AHP (SAATY, 1977). O método consiste em determinar os critérios e seus pesos a partir das preferências dos decisores, convertendo-os em valores numéricos para construir um modelo de tomada de decisão.

Neste sentido, as variáveis foram comparadas de acordo com seu nível de importância, sendo atribuídas notas ímpares de 1 a 9, variando, respectivamente, de “igual importância” a “importância absoluta”. A Tabela 1 apresenta o valor atribuído a cada variável pelos decisores.

Tabela 1. Notas atribuídas a cada variável

Variável	Combustibilidade	Precipitação	Radiação	Curvatura
Combustibilidade	1	3	5	5
Precipitação	0,33	1	4	4
Radiação	0,2	0,25	1	4
Curvatura	0,2	0,25	0,25	1

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após todos os processamentos e procedimentos adotados, obteve-se como resultados principais os mapas de suscetibilidade, potencialidade e de risco da região de atuação da OFZ. O mapa de suscetibilidade (Figura 3), resultante da álgebra de mapas de radiação, curvatura das encostas, combustibilidade e pluviosidade, ilustra a resposta da paisagem em relação ao fogo.

144

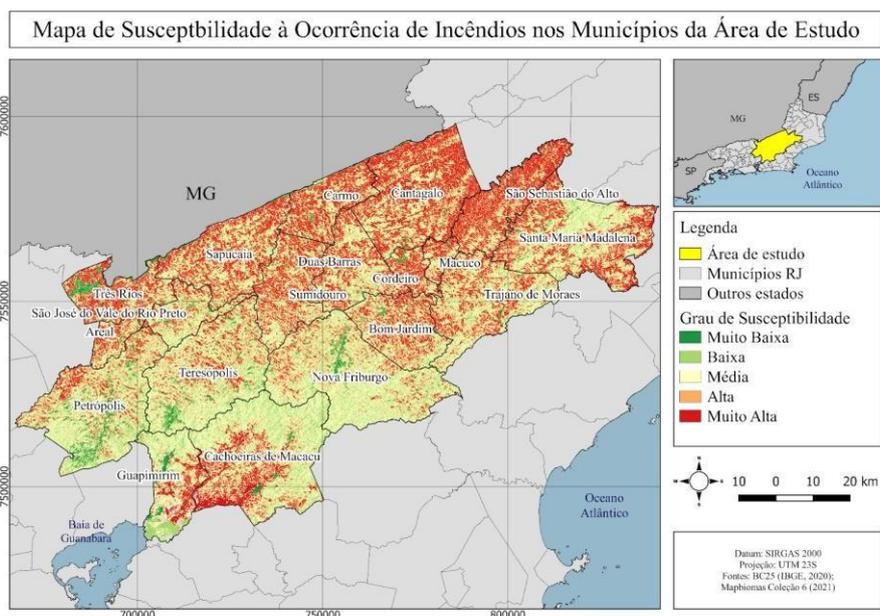


Figura 3. Mapa de suscetibilidade à ocorrência de incêndios florestais.

É possível perceber que a maior abrangência de áreas de suscetibilidade alta se encontra de norte a nordeste da região de estudo, destacando os municípios de Cantagalo, São Sebastião do Alto, Cordeiro e Carmo. Com relação a valores mais elevados, destacam-se porções dos municípios de Guapimirim e Cachoeiras de Macacu, devido a predominância de pastagem, classificada como alta combustibilidade. Os valores mais baixos correspondem a porções dos municípios Petrópolis, Teresópolis e Nova Friburgo, proveniente de vegetação menos combustível e maior pluviosidade.

O mapa de potencialidade (Figura 4), apresenta a concentração de focos de calor, elaborada por meio da ferramenta “Estimativa de densidade de Kernel” no QGIS, a partir da série histórica de focos de 2010 a 2020 da região de estudo. Os dados foram originados pelo satélite AQUA, que tem passagem durante a tarde e é usado como referência para as análises do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE.

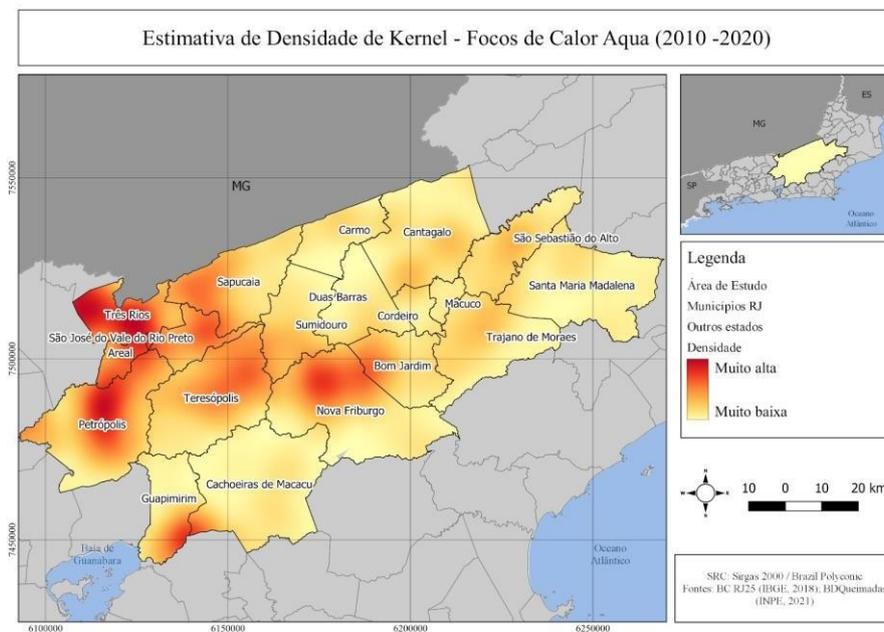


Figura 4. Mapa de potencialidade à ocorrência de incêndios florestais.

Os registros foram utilizados para estimar a densidade de presença de focos, nos quais foram estabelecidos raios de 10 quilômetros a partir de cada foco. As manchas de densidade “muito alta”, representam uma propensão de concentração que tende a 78 focos em uma área de 10 quilômetros, enquanto as de densidade “muito baixa”, representam uma maior dispersão de focos, tendendo a 0.

A partir desses estudos, é possível ter uma noção sobre o comportamento do padrão do fogo na região, apresentando uma concentração maior nos municípios da porção oeste da área

(Três Rios, Areal, Petrópolis, Teresópolis), além de uma mancha na região central (Nova Friburgo e Bom Jardim) e ao sul de Guapimirim.

O resultado da equação do risco corresponde à combinação dos mapas anteriores, representando o mapa de risco de incêndios florestais, apresentado pela Figura 5.

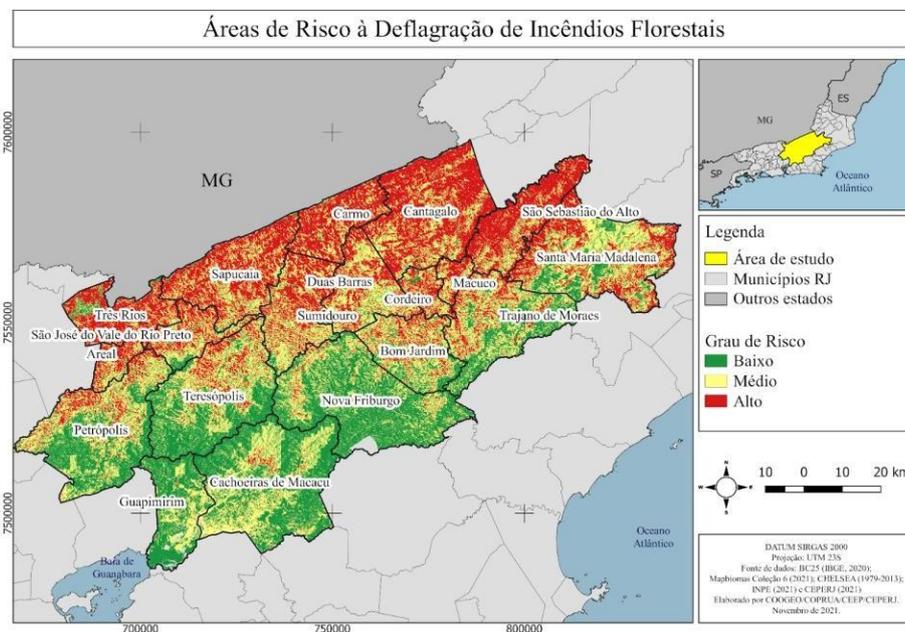


Figura 5. Mapa de risco de incêndios florestais.

146

Observa-se um resultado parecido com o mapa de susceptibilidade. Contudo, a consideração de áreas de maiores registros de focos de calor destacou categoricamente o oeste da região de estudo, principalmente, os municípios de Três Rios, Sapucaia, São José do Vale do Rio Preto e Areal, além de outras regiões específicas de outros municípios.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A combinação de dados de sensoriamento remoto, através de técnicas de geoprocessamento, possibilita a geração de indicadores, que são úteis para o direcionamento de ações operacionais na prevenção de incêndios florestais. A classificação e hierarquização de variáveis de influência, permitem a identificação de locais mais suscetíveis ao fogo, enquanto a espacialização de focos de calor permite a verificação do diagnóstico de comportamento do fogo na região, de maneira a representar a potencialidade de ocorrências.

A combinação destes fatores, representados pelo mapa de risco deste trabalho, atingiu ao objetivo de identificar os locais mais propensos a ocorrência de incêndios, servindo como ferramenta de gestão territorial para os atuantes da Operação Fumaça Zero. Um dos relatos



obtidos dos atuantes do projeto foi a percepção de regiões de risco que não recebiam tanta atenção, como o município de Três Rios e outros da parte oeste da região de estudo.

Espera-se que o presente trabalho fomente estudos relacionados ao mapeamento de riscos de incêndios florestais, considerando adaptações metodológicas, para ser utilizado como uma das alternativas de prevenção e adaptação às mudanças climáticas. Recomenda-se, para trabalhos futuros, a análise de consistência da hierarquização das variáveis de suscetibilidade, para validação e adaptação do método.

AGRADECIMENTOS

Presidente Gabriel Lopes – Fundação Centro Estadual de Estatísticas, Pesquisas e Formação de Servidores Públicos do Rio de Janeiro – CEPERJ.

REFERÊNCIAS

BATISTA, A. C. Mapas de risco: uma alternativa para o planejamento de controle de incêndios florestais. *Revista Floresta*, v.30, n.1/2, p.45-54, 2000.

CHELSEA. Daily climate data at 1 km resolution. Disponível em: <https://chelsea-climate.org/daily-precipitation/>. Acesso em: 04 nov. 2021.

COURA, P. H. F.; SOUSA, G. M.; FERNANDES, M. C. Mapeamento geocológico da susceptibilidade à ocorrência de incêndios no maciço da Pedra Branca. *Anuário do Instituto de Geociências*, v.32, n.2, p.14-25, 2009.

FERNANDES, M. C. et al. Avaliação Geoecológica de Susceptibilidade à Ocorrência de Incêndios no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Floresta e Ambiente*, v.18, n.3, p.299- 309, 2011.

FUNDAÇÃO CEPERJ. Aspectos da Qualidade de Vida. Rio de Janeiro, RJ, 2020. 118 p. Disponível em: <https://www.ceperj.rj.gov.br/wp-content/uploads/2022/01/Aspectos-da-Qualidade-de-Vida-2020.pdf>. Acesso em: 22 ago. 2022.

GUIMARÃES, P. P. et al. Análise dos Impactos Ambientais de um Incêndio Florestal. *Agrarian Academy*, v.1, n.1, p.38-60, 2014.

IBGE. Bases Cartográficas Contínuas. Disponível em: ftp://geofp.ibge.gov.br/cartas_e_mapas/bases_cartograficas_continuas/bc25/rj/. Acesso em: 04 nov. 2021.

INPE. BDQueimadas. Disponível em: <https://queimadas.dgi.inpe.br/queimadas/bdqueimadas>. Acesso em: 07 set. 2021.



MAPBIOMAS. Mapbiomas Brasil. Coleção 6.0. Disponível em: https://mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas-1?cama_set_language=pt-BR. Acesso em: 09 ago. 2021.

MOTTA, D. S. Identificação dos fatores que influenciam no comportamento do fogo em incêndios florestais. 32f. Monografia (Especialização). Curso de Engenharia Florestal. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Seropédica, 2008.

SAATY, T. L. A scaling method for priorities in hierarchical structures. *Journal of Mathematical Psychology*, v.15, n.3, p.234-281, 1977.

SOUSA, G. M.; COURA, P. H. F.; FERNANDES, M. C. Cartografia geoecológica da potencialidade à ocorrência de incêndios: Uma proposta metodológica. *Revista Brasileira de Cartografia*, v.62, p.277-289, 2010.

SOUZA, N. P. et al. Aplicação do Estimador de Densidade kernel em Unidades de Conservação na Bacia do Rio São Francisco para análise de focos de desmatamento e focos de calor. In: *Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, 16, 2013, Foz do Iguaçu. Anais...Foz do iguaçu, 2013.



IMPACTO DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS NA FAVORABILIDADE DA PHOMA DO CAFEIRO NO BRASIL

Lucas Eduardo de Oliveira Aparecido¹
João Antonio Lorençone²
Pedro Antonio Lorençone³
Rafael Fausto de Lima⁴
Guilherme Botega Torsoni⁵
Felipe César Padilha⁶

¹Prof. Dr. IFSULDEMINAS do Campus Muzambinho – lucas.aparecido@ifsuldeminas.edu.br

²Aluno do Curso de Agronomia do IFMS Naviraí – MS

³Aluno do Curso de Agronomia do IFMS Naviraí – MS

⁴Aluno do Curso de Agronomia do IFMS Naviraí – MS

⁵Prof. Dr. IFMS Naviraí – MS

⁶Aluno do Curso de Agronomia do IFSULDEMINAS do Campus Muzambinho – MG

149

INTRODUÇÃO

Coffea arabica e *Coffea canephora* são as duas principais espécies do café comercializados no mundo. Ambas são originárias do continente africano, sendo *Coffea arabica* da Etiópia e *Coffea canephora* do Congo. Atualmente são cultivadas em todo o mundo, em especial no Brasil, maior produtor do mundo. Com uma produção de 49 milhões de sacas de café em 2021, sendo grande parte (76,47%) de café arábica (CONAB, 2022). A estimativa da produção brasileira de café, para 2022, considerando-se as duas espécies será de 56,1 milhões de sacas crescimento de 14,4% em relação a 2021, sendo em 2022 a safra do café será de bialidade positiva, o que deve resultar em um aumento expressivo da produção. Esse aumento também se dá pelo clima seco e excessivamente frio do inverno de 2021, inclusive com a ocorrência de geadas em algumas regiões produtores, possa ter reduzido o potencial de produção esperado (PEREIRA et al., 2011; PICINI et al., 1999).



O ataque de *Phoma spp.* nas plantas causa lesões necróticas de coloração castanho escuro. A incidência em ramos ocorre inicialmente em brotações novas, proporcionando a seca do tecido (BOEREMA, 2004). Dessa forma, praga das folhas reduz a produção atual dos cafeeiros e pode alterar as próximas safras, devido impactar negativamente na fotossíntese e a acarretar a queda dos ramos (RODRIGUES et al., 2019).

Um dos principais fatores na produtividade do café está associada a variabilidade climática, pois a cultura requer condições favoráveis ao longo de seu ciclo vegetativo e reprodutivo, para crescer e produzir. A região que cumpra às exigências climáticas da planta, principalmente as variáveis de temperatura do ar e à demanda hídrica, é considerada adequada para o cultivo da planta. Ao contrário não realizam os processos como fotossíntese, respiração ou transpiração, com efetividade (KOH et al., 2020). Para um ótimo desenvolvimento do cafeeiro são necessárias temperaturas do ar entre 18 e 22,5°C e déficit hídrico abaixo de 150mm (CAMARGO, 1977). Segundo Thomaziello et al. (2000), déficits hídricos acima de 150 mm/ano interferem diretamente na longevidade da cultura.

Em situações climáticas adversas o cafeeiro pode se tornar mais suscetível ao ataque de patógenos, como a *Phoma spp* (Figura 1). Doença essa que se destacam por causar perdas significativas de produtividade e qualidade. Embora tais doenças estejam limitadas a determinadas regiões com condições climáticas específicas, a incidência da mancha foliar de phoma tem aumentado significativamente nas lavouras de café nos últimos anos em áreas onde nunca havia ocorrido antes (POZZA; CARVALHO; CHALFOUN, 2010).

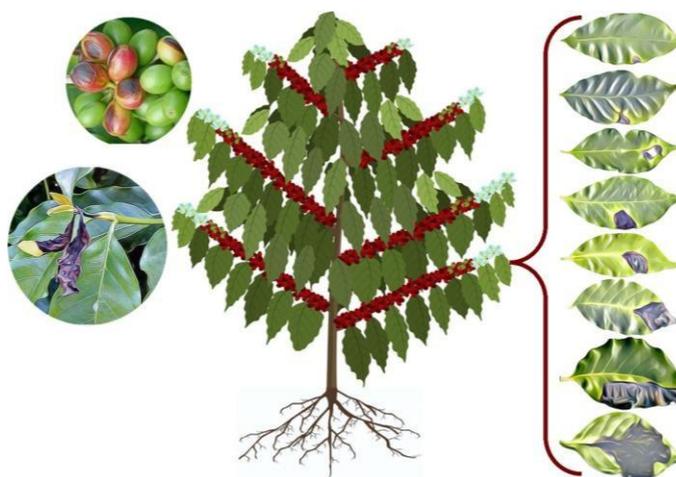


Figura 1. Sintomas da doença *Phoma spp* do cafeeiro.

Para ocorrência de uma doença é necessário que três critérios: 1) Patógeno virulento; 2) Hospedeiro suscetível e 3) ambiente favorável, sendo o clima o principal fator do ambiente. A temperatura do ar (T_{air}) é fator crítico da relação patógeno- hospedeiro, durante a infecção



a temperatura do ar impacta na taxa de germinação de esporos (ECHANDI, 1957; FIRMAN, 1965). Para o desenvolvimento da *Phoma spp.* em regiões onde tem incidência de períodos de frio, com temperaturas de 16 a 20°C e precipitação acima de 4 mm/dia, vento frio e altitude acima de 900m são condições climáticas altamente favoráveis para esta infecção fúngica (POZZA; CARVALHO; CHALFOUN, 2010).

Por meio de ferramentas como o Zoneamento climático é possível identificar regiões com maior probabilidade de ocorrência de doenças do cafeeiro. Assim, contribuindo na tomada de decisão dos produtores que necessitam encontrar métodos de combater a doença (BOA SORTE et al., 2019).

Poucos estudos sobre a aptidão climática para phoma foram encontrados na literatura. Essas informações são de grande importância para o entendimento do cenário futuro da produção de café no Brasil. Assim, objetivou-se elaborar o zoneamento climático para identificar regiões favoráveis ao desenvolvimento da *Phoma spp.* do café no clima atual e no cenário de 2080-2100 do IPCC.

METODOLOGIA

Este trabalho foi desenvolvido nas principais regiões produtoras de café do Brasil, contemplando os estados: Paraná (PR), São Paulo (SP), Rio de Janeiro (RJ), Espírito Santo (ES), Minas Gerais (MG), Goiás (GO) e Bahia (BA) (Figura 2).

151

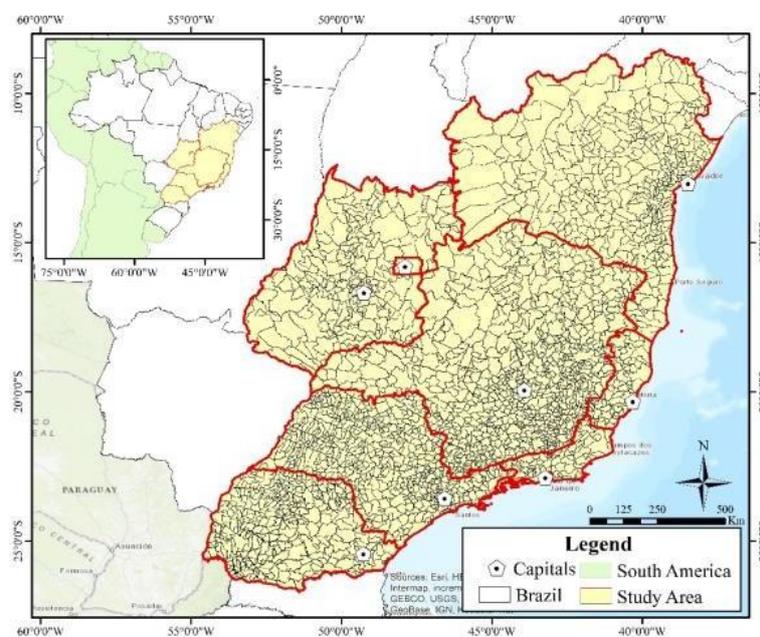


Figura 2. Localização das áreas de maior produção de café do Brasil.



Para determinar o desenvolvimento da *Phoma spp* foram utilizadas variáveis meteorológicas temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$) e chuva (mm) do período de 1970 a 2000, oriundos da plataforma WorldClim (worldclim.org). Combinando essas variáveis necessárias determinou-se as classes aptas e inaptas ao desenvolvimento da *Phoma spp.* do cafeeiro (Tabela 1).

Tabela 1. Características climáticas ótimas a incidência de *Phoma spp.*

Temperatura do Ar ($^{\circ}\text{C}$)	Precipitação (mm d $^{-1}$)	Classes
15 a 20	> 4	
12 a 15 e 20 a 25	> 4	
12 a 15 e 20 a 25	<4	
15 a 20	< 4	
<12 ou > 25	> 4	
<12 ou > 25	< 4	Não favorável

Fonte: Síntese de vários autores.

O modelo climático global utilizado foi o IPSL-CM6A-L desenvolvido no Centro de Modelagem Climática do Institut Pierre-Simon Laplace (IPSL), uma nova versão de seu modelo climático para a Fase 6 do Projeto de Intercomparação de Modelo Acoplado (EYRING et al., 2016). Neste trabalho foi utilizado o cenário SSP-5 8.5, para análise das projeções do século XXI. Os dados climáticos dos cenários SSP's foram coletados através da plataforma WorldClim (worldclim.org), em formato GEOTiff (.tif) (FICK & HIJMANS, 2017).

Para verificar a variação sazonal dos elementos climáticos no clima atual e nos cenários foram utilizados de gráficos de boxplot para cada um dos estados produtores de café do Brasil. Foi utilizado um software de sistemas de informações geográficas para elaboração do zoneamento de favorabilidade climática para a *Phoma spp.* Os raster de temperatura do ar e precipitação diária foram as estradas da ferramenta representada pela Figura 3. A chave de favorabilidade para temperatura do ar e precipitação diária foi aplicada sobre as variáveis climáticas. O resultado de ambas as variáveis foi sobreposto, identificando assim as regiões mais favorável a doença. Foram gerados mapas para cada mês do ano do cenário atual e futuro (24 mapas). Para facilitar o desenvolvimento desses mapas, foi utilizada a linguagem de programação Python 3.8.



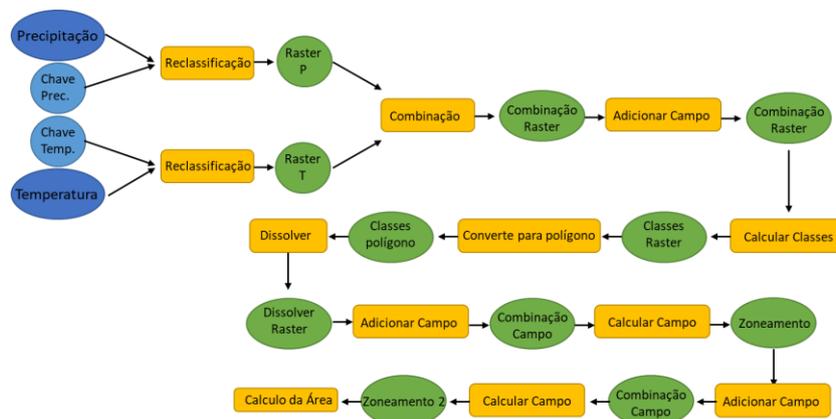


Figura 3. Fluxograma com as etapas para elaboração do zoneamento de favorabilidade climática de *Phoma spp.*

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A temperatura do ar média da região estudada apresentou uma variação entre os estados e os meses do ano (Figura 4). A média anual para a região foi de 21,59 ($\pm 1,41$)°C, sendo fevereiro o mês mais quente com uma média de 23,62 ($\pm 1,05$) e julho o mês mais frio com 18,53 ($\pm 1,97$) °C. O estado da Bahia foi o que apresentou a maior média anual com 23,38 ($\pm 1,23$) °C (Figura 4 A). Por outro lado, o estado do Paraná demonstrou as menores médias anuais com 18,81 ($\pm 2,97$). (Figura 4 G). Resultados semelhantes foram encontrados em Lorençone et al. (2022).

153

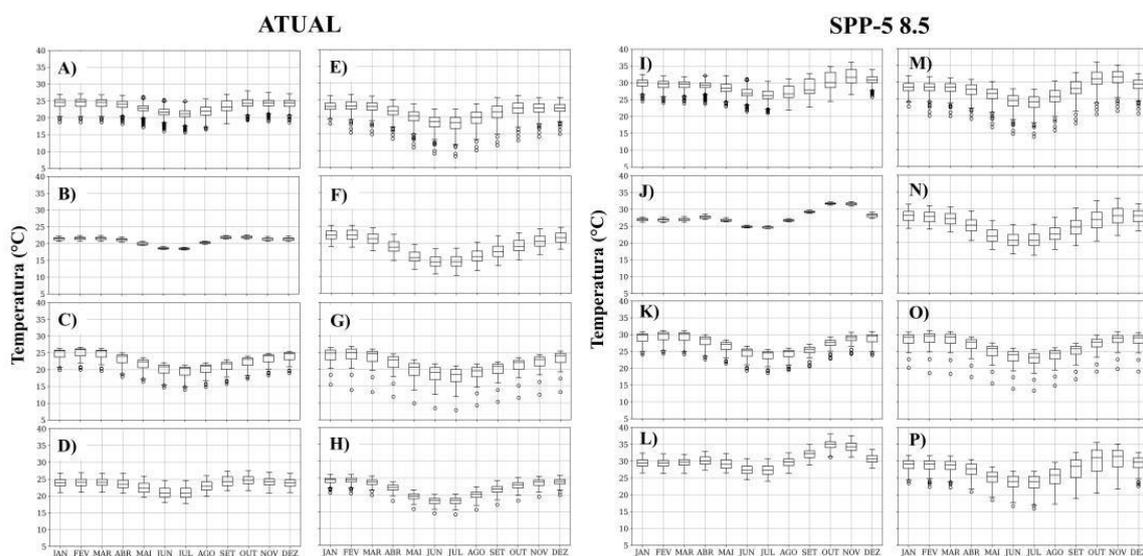


Figura 4. Distribuição temporal da temperatura do ar média diária das principais regiões produtoras de café do Brasil no cenário atual: A) Bahia, B) Distrito Federal, C) Espírito Santo, D) Goiás, E) Minas Gerais, F) Paraná, G) Rio de Janeiro, H) São Paulo e Futuro: I) Bahia, J) Distrito Federal, K) Espírito Santo, L) Goiás, M) Minas Gerais, N) Paraná, O) Rio de Janeiro e P) São Paulo.



A temperatura do ar no possível cenário futuro SSP-5 8.5 entre o período de 2081 a 2100, apresentou um aumento de $6,07^{\circ}\text{C}$ (28,15 %) em relação ao cenário atual, com uma média anual de $27,67^{\circ}\text{C}$ (Figura 4). Um aumento dessa magnitude é considerado alto por grande parte dos cientistas que estudam mudanças climáticas, como por exemplo Anandhi et al. (2009); Jiang et al. (2012); Alexander (2016). O mês mais quente nesse cenário foi novembro com $30,36^{\circ}\text{C}$, havendo uma alteração em relação ao cenário atual, que o mês mais quente é fevereiro. O mês mais frio continua sendo julho, com $24,20 (\pm 1,41)^{\circ}\text{C}$, havendo um aumento de $5,66^{\circ}\text{C}$. Em relação à distribuição espacial, Goiás foi o estado com maior média anual, $30,36 (\pm 1,78)^{\circ}\text{C}$. Por outro lado, o estado do Paraná foi o que apresentou a menor média anual $25,11 (\pm 2,43)$ (Figura 4N).

A média diária da precipitação na região estudada foi de $3,47 (\pm 1,83)$ mm (Figura 5). Sendo dezembro o mês com a maior média diária com $6,81 (\pm 1,32)$ mm e agosto o mês com a menor média, $0,87 (\pm 0,54)$. O estado da Bahia apresentou a menor média diária de precipitação dentre todos os estados estudados, $2,43 (\pm 1,16)$ mm (Figura 5A). Em contrapartida o estado de Goiás demonstrou a maior média diária $4,32 (\pm 2,86)$ mm (Figura 5 D). Valores semelhantes foram encontrados no trabalho de Robertson et al. (2004).

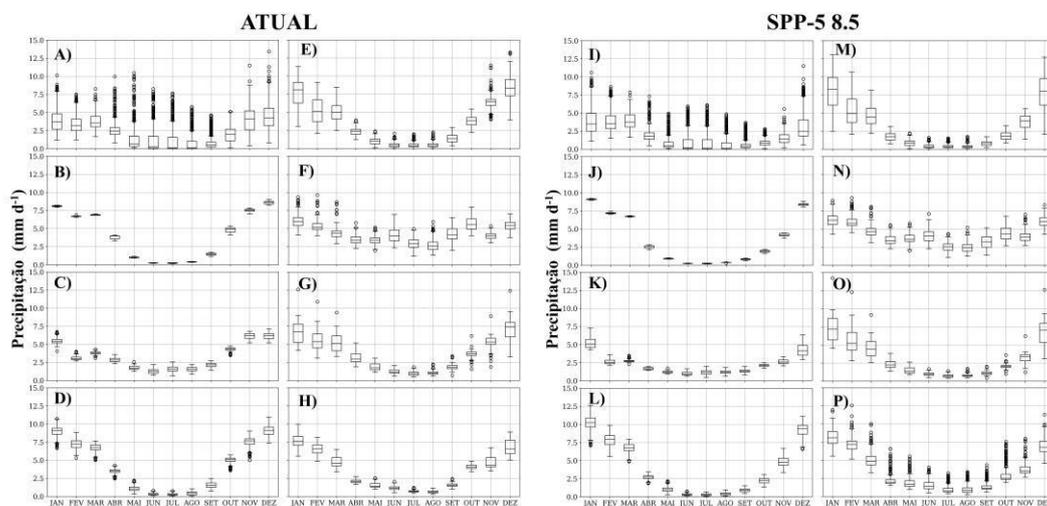


Figura 5. Distribuição temporal da precipitação média diária das principais regiões produtoras de café do Brasil no cenário atual: A) Bahia, B) Distrito Federal, C) Espírito Santo, D) Goiás, E) Minas Gerais, F) Paraná, G) Rio de Janeiro, H) São Paulo e Futuro: I) Bahia, J) Distrito Federal, K) Espírito Santo, L) Goiás, M) Minas Gerais, N) Paraná, O) Rio de Janeiro e P) São Paulo.

Em relação a precipitação diária no cenário de mudanças climática houve uma pequena diferença em relação ao cenário atual, com uma redução de 0,43 mm d⁻¹ (Figura 5). A média do cenário foi de 3,03 ($\pm 1,96$) mm diário, sendo janeiro o mês com a maior média, 7,02 ($\pm 1,59$) mm. Diferente do cenário atual que o mês com maior média de precipitação foi dezembro, podendo assim haver uma alteração na distribuição temporal da precipitação em cenários futuros (RAJAH et al., 2014). Agosto foi o mês com a menor média diária, 0,76 ($\pm 0,47$) mm. Entre os estados estudados, Bahia apresentou a menor média diária com 1,91 ($\pm 1,20$) mm, já o estado do Paraná demonstrou a maior média 4,23 ($\pm 1,04$) mm (Figura 5M).

O zoneamento das áreas favoráveis para o desenvolvimento da Phoma spp. variou de maneira sazonal e espacial (Figura 6). Em média a classe mais predominante na região foi relativamente favorável, seguida pela classe Favorável, concentraram 59,54 e 30,53% da área da região, respectivamente. A classe relativamente favorável predominou durante os meses de abril a setembro, em média 91,16% de toda a região (Tabela 1). Por outro lado, a partir de outubro a março a classe predominante foi favorável (58,42%) e relativamente favorável (27,42%). O mês de outubro destacou por apresentar 11,69% da área da região altamente favorável e corresponde a um período importante que é o florescimento do café. Durante o mês de janeiro cerca de 78,63% de toda a região estudada foi classificada como Favorável e Altamente favorável.

Os estados apresentaram diferentes condições para o desenvolvimento de mancha de phoma. Minas Gerais (MG) concentrou maior porcentagem de áreas Favoráveis para a doenças, principalmente durante outubro a março, média de 69,63%, alcançando 94,35% de todo o estado em dezembro. Por outro lado, o São Paulo apresentou média de 97,54% para a classe relativamente favorável (Figura 6). Espírito Santo foi o estado que alcançou mais área para a classe não favorável, 65,89% durante outubro e 59,39% em novembro. A Bahia também apresentou grandes áreas não favoráveis a doença, média de 24,53% de fevereiro a abril. Porém, a maior parte dessas regiões se localiza no norte da Bahia, região que não apresenta aptidão climática para o cultivo do cafeeiro (ASSAD et al., 2001).

Minas Gerais é o maior produtor de café brasileiro (CONAB, 2022), concentrando a maior parte dos cafeeiros do país. O estado apresentou média de 2,14; 58,81; 37,17 e 1,88% para as classes, não favorável, Relativamente favorável, Favorável e Altamente favorável ao desenvolvimento de phoma, respectivamente. O estado apresentou em novembro 5,49% da área altamente favorável e 94,35 favorável a doença (Tabela 2). Da mesma forma, o estado apresentou mais de 90% de aptidão a doença em dezembro e janeiro.



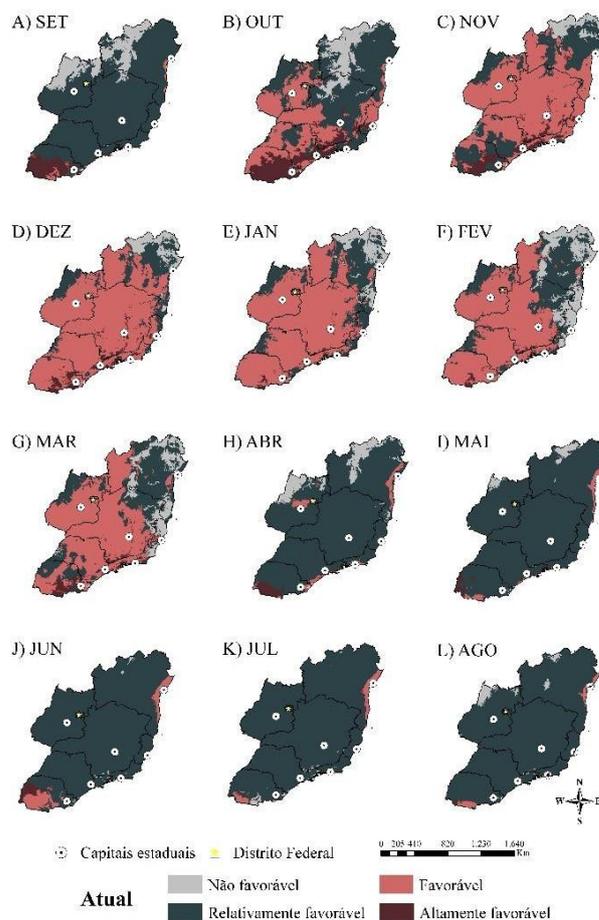


Figura 6. Distribuição temporal/espacial das áreas favoráveis para o desenvolvimento da doença Mancha de phoma no cenário atual, para a região produtora de café no Brasil.

As mudanças climáticas impactaram nas áreas aptas a mancha de phoma (Figura 7). As áreas Favoráveis e Altamente favoráveis diminuíram em todos os meses. A média da região para as classes Não favorável, Relativamente favorável, favorável e altamente favorável foi de 84,99; 12,88; 1,85 e 0,28%, respectivamente. A classe não favorável predominou na região em todos os meses. Durante outubro a março 97,29% da região foi relativamente favorável à doença. Vale ressaltar que em janeiro 98,76% da área não apresentou favorabilidade. Durante esses meses o manejo da cultura é mais simples, reduzindo os custos da produção (ZISKA et al., 2018).

No futuro ocorreu uma inversão dos períodos mais favoráveis para desenvolvimento da Phoma spp. As classes altamente favoráveis se limitaram durante os meses de maio e junho. Abril a setembro apresentaram maiores médias para as classes relativamente favorável (27,28%). Junho foi o mês com maior favorabilidade a doença (2,65%), uma redução de 2,11% em relação ao cenário atual.



Os estados localizados mais ao sul demonstraram maior favorabilidade a mancha de phoma (Figura 7). Em julho 100% do Paraná foi classificado como relativamente favorável. Da mesma forma, a maior parte do estado apresentou condições relativamente favoráveis junho (48,95%). Ainda, em junho 26,60% do território foi favorável à doença. O Paraná também apresentou 23,60% das áreas altamente favoráveis ao patógeno. Um aumento de 9,42% da classe em relação cenário atual (Tabela 2). Porém, essas áreas se localizam no Sul do estado, que não apresentam alta produção de café arábica (IBGE, 2022).

Minas Gerais apresentou somente as classes não favorável (83,24%) e relativamente favorável (16,23%). O estado demonstrou uma redução de aptidão à doença em relação ao cenário atual (Figuras 6 e 7). Municípios como Campos Gerais, Três Pontas e Muzambinho possuem alta produção de café e se localizam na região Sul de Minas. Essas localidades apresentaram condições relativamente favoráveis em maio a agosto. Durante a maior parte do ano as localidades não apresentaram condições climáticas favoráveis à mancha de Phoma. Principalmente no início do ano fenológico produtivo do cafeeiro (setembro/outubro), momento do florescimento, crucial para produção. Dessa forma, em mudanças climáticas o clima não favoreceu *Phoma spp.* nas regiões produtoras.

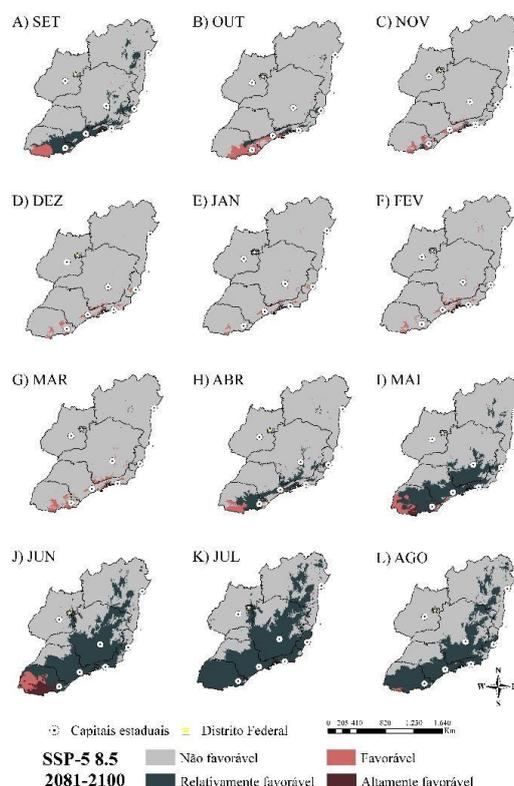


Figura 7 Distribuição temporal/espacial das áreas favoráveis para o desenvolvimento da doença Mancha de phoma no cenário SSP-5 8.5 em 2081-2100, para a região produtora de café no Brasil.

CONCLUSÕES

A modelagem geoespacial aplicada nesse trabalho proporcionou identificar de maneira inédita as áreas com alta e baixa favorabilidade para a doenças mancha de phoma na região mais produtora do Brasil. As classes não favoráveis, relativamente favorável, favorável e altamente favorável foram quantificadas para o cenário atual e futuro.

O clima das regiões estudadas apresenta verão quente e chuvoso, com média anual de temperatura do ar de 21,59°C e precipitações diárias de 3,47mm. A Bahia demonstra maior média de temperatura do ar e menor precipitações diárias dentre os estados da região. Por outro lado, no futuro (2081-2100, SSP-5 8.5) a média de temperatura do ar aumenta 6,07°C e a precipitação diária uma redução de 0,43 mm dia⁻¹. Goiás passa a ser o estado mais quente e chuvoso, já a Bahia continua com um baixo índice pluviométrico.

Em média a classe mais predominante no cenário atual é relativamente favorável, seguida pela classe Favorável, concentraram 59,54 e 30,53% da área, respectivamente. A partir de outubro a março a classe predominante é favorável (58,42%) e relativamente favorável (27,42%). O mês de outubro destaca por apresentar 11,69% da área da região altamente favorável e corresponde a um período importante que é o florescimento do café. Abril a setembro a classe mais predominante é relativamente favorável, dificultando o ataque da doença.

No cenário futuro a condições se tornam menos favoráveis ao patógeno, além de inverter os períodos mais propícios. A média da região para as classes Não favorável, Relativamente favorável, favorável e altamente favorável é de 84,99; 12,88; 1,85 e 0,28%, respectivamente. A partir de abril a setembro ocorrem as maiores área favoráveis a doença, em maior parte relativamente favoráveis. Entre outubro a março grande parte da região é classificada como não favorável. O estado de Goiás apresenta em maior parte do ano 100% não favorável ao desenvolvimento da doença.

As localidades como Patrocínio, Campos Gerais, Três Pontas e Muzambinho possuem áreas favoráveis a phoma entre outubro e março, o restante do ano é classificado como relativamente favorável, no cenário atual. Nas projeções futuras essas localidades serão classificadas no máximo como relativamente favoráveis e maior parte do ano não apresentando condições climáticas ideais para o desenvolvimento de Phoma spp.



AGRADECIMENTOS

Este estudo foi financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa de Minas Gerais (FAPEMIG) - Processo: APQ-00065-21.

REFERÊNCIAS

ALEXANDER, L. V. Global observed long-term changes in temperature and precipitation extremes: A review of progress and limitations in IPCC assessments and beyond. *Weather and Climate Extremes*, v.11, p.4–16, 2016.

ANANDHI, A. et al. Role of predictors in downscaling surface temperature to river basin in India for IPCC SRES scenarios using support vector machine: role of predictors in downscaling temperature for IPCC scenarios using SVM. *International Journal of Climatology*, v.29, n.4, p.583–603, 2009.

ASSAD, E. et al. Agroclimatic zoning for Coffee (*Coffea arabica* L.) in the state of Goiás and southeastern state of Bahia, Brazil. *Rev. Bras. Agrometeorol.*, v.9, n.3, p.510–518, 2001.

BOA SORTE, L. X. et al. Coffee Leaf Disease Recognition Based on Deep Learning and Texture Attributes. *Procedia Computer Science*, v.159, p.135–144, 2019.

BOEREMA, G. H. Phoma identification manual: differentiation of specific and infra-specific taxa in culture. CABI, 2004.

CAMARGO, A. DE. Zoneamento de aptidão climática para a cafeicultura de arábica e robusta no Brasil. Fundação IBGE, Recursos, meio ambiente e poluição, p.68–76, 1977.

CONAB, C. N. D. A. C. Acompanhamento da safra brasileira: café. Conab, 2022. Disponível em: <<http://www.conab.gov.br//infoagro/safra>>. Acesso em: 1 jul. 2021.

DUTHIE, J. A. Models of the response of foliar parasites to the combined effects of temperature and duration of wetness. *Phytopathology*, v.87, n.11, p.1088–1095, 1997.

ECHANDI, E. La Quema de los cafetos causada por Phoma costarricensis n. sp. *Revista de Biología Tropical*, v.5, n.1, p.81–102, 1957.

EYRING, V. et al. Overview of the Coupled Model Intercomparison Project Phase 6 (CMIP6) experimental design and organization. *Geoscientific Model Development*, v.9, n.5, p.1937–1958, 2016.

FICK, S. E.; HIJMANS, R. J. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, v.37, n.12, p.4302–4315, 2017.

FIRMAN, I. D. Some investigations on a disease of *Coffea arabica* caused by *Ascochyta tarda*. *Transactions of the British Mycological Society*, v.48, n.2, p.161-1, 1965.



- JIANG, Z. et al. Extreme climate events in China: IPCC-AR4 model evaluation and projection. *Climatic Change*, v.110, n.1-2, p.385-401, 2012.
- KOH, I. et al. Climate risks to Brazilian coffee production. *Environmental Research Letters*, v.15, n.10, e104015, 2020.
- LORENÇONE, P. A. et al. Estimation of air temperature using climate factors in Brazilian sugarcane regions. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v.37, n.1, p.121-140, 2022.
- PECL, G. T. et al. Biodiversity redistribution under climate change: Impacts on ecosystems and human well-being. *Science*, v.355, n.6332, e9214, 2017.
- PEREIRA, S. P. et al. Crescimento, produtividade e bialidade do cafeeiro em função do espaçamento de cultivo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.46, p.152-160, 2011.
- PICINI, A. G. et al. Desenvolvimento e teste de modelos agrometeorológicos para a estimativa de produtividade do cafeeiro. *Bragantia*, v.58, p.157-170, 1999.
- POZZA, E. A.; CARVALHO, V. L.; CHALFOUN, S. M. Sintomas de injúrias causadas por doenças em cafeeiro. *Semiologia do cafeeiro: sintomas de desordens nutricionais, fitossanitárias e fisiológicas*. p.68-106, 2010.
- RAJAH, K. et al. Changes to the temporal distribution of daily precipitation: Changing precipitation temporal patterns. *Geophysical Research Letters*, v.41, n.24, p.8887-8894, 2014.
- ROBERTSON, A. W.; KIRSHNER, S.; SMYTH, P. Downscaling of daily rainfall occurrence over northeast Brazil using a hidden Markov model. *Journal of Climate*, v.17, n.22, p.4407-4424, 2004.
- RODRIGUES, L. M. R. et al. Multiple resistance to bacterial halo blight and bacterial leaf spot in *Coffea* spp. *Arquivos do Instituto Biológico*, v.86, 2019.
- THOMAZIELLO, R. A. et al. *Café arábica: cultura e técnicas de produção*. 2000.
- ZISKA, L. et al. *Climate Change, Carbon Dioxide, and Pest Biology, Managing the Future: Coffee as a Case Study*. *Agronomy*, v.8, n.8, p.152, 2018.



IMPACTOS DA MINERAÇÃO DE AREIA E OUTROS USOS SOBRE A QUALIDADE DO RIO ITAPETININGA: ANÁLISES FÍSICAS, QUÍMICAS E DISCUSSÃO PRELIMINAR

*João Vitor Ferriello Alves¹
Danilo Rodrigues Villalba de Almeida²
Frederico Guilherme de Souza Beghelli³*

¹Aluno do Curso Tecnólogo em Gestão Ambiental, Faculdade de Tecnologia - jaoferriello1.0@gmail.com

²Aluno do Curso Tecnólogo em Gestão Ambiental, Faculdade de Tecnologia - danilo.almeida2@gmail.com

³Prof. Dr. Faculdade de Tecnologia – frederico@fatecitapetininga.edu.br

161

INTRODUÇÃO

A água é um valioso recurso para todos os seres vivos e está presente em inúmeros processos humanos como, abastecimento, agricultura e processos industriais. O Rio Itapetininga, está inserido na bacia do Alto Paranapanema, sendo um rio extenso, que passa por seis municípios sendo Itapetininga o maior centro econômico. No município há diferentes pressões antrópicas que incluem tanto atividades da agropecuária quanto de mineração de areia (MONTEIRO, 2022) Todavia, há somente um ponto de monitoramento de qualidade das águas no rio em Angatuba além de um ponto no Ribeirão Ponte Alta (afluente, classe 4) (CETESB, 2019). O rio tem tanto importância local quanto regional e suas águas são utilizadas para diferentes fins que incluem a pesca esportiva, recreação, abastecimento público e irrigação (PESSOTTI; LEME; FERREIRA, 2019). Além dos poucos pontos de monitoramento, quase não há estudos no rio e os que têm, apontam qualidade boa, mas com ameaças já perceptíveis (VÁLIO et al., 2013; SOARES, 2020).



Ambientes aquáticos são ecossistemas delicados compostos por uma grande variedade de organismos e microrganismos. Por conta dos impactos ambientais causados por ações antrópicas estes ecossistemas têm sofrido deteriorações severas. O monitoramento da qualidade dos corpos hídricos é fundamental para evitar-se que cheguem em estado de colapso, havendo assim uma desestabilização e então requerendo gastos que poderiam ter sido evitados com o gerenciamento adequado dos recursos (TEIXEIRA & SOUZA, 2017).

No Brasil, os corpos hídricos são classificados por meio da Resolução CONAMA 357 de 2005 (BRASIL, 2012) onde são estabelecidos os parâmetros de qualidade da água para seus usos específicos. O rio Itapetininga é definido como classe II (SIGRH, 2004). Os usos recomendados das águas classe II são “abastecimento para consumo humano, proteção das comunidades aquáticas, recreação de contato primário, irrigação de hortaliças, parques, jardins, campos de esporte e lazer, à aquicultura e à atividade de pesca” (BRASIL, 2012).

Com relação às atividades de mineração, estas se constituem em uma das principais fontes geradoras para o PIB brasileiro. Em 2015 os valores estimados foram de US\$ 38 bilhões. Embora a atividade não seja permanente, ela resulta em impactos profundos na paisagem (SILVA & ANDRADE, 2017).

As principais atividades de extração são: agregados para construção, carvão e outros minérios que possuem valor comercial (SILVA & ANDRADE, 2017). Dentre os agregados destaca-se a extração de areia amplamente utilizada na construção civil (REZENDE, 2017).

Os principais impactos da extração de areia são: remoção da vegetação local, geração de resíduos sólidos, emissão de gases, poluição sonora, geração de poeira, aumento e aceleração nos processos erosivos, deslocamento de fauna e alteração na qualidade hídrica (OLIVEIRA, 2020).

A contaminação por metais é um impacto comum ocasionado por atividades de mineração, mesmo quando não há exploração direta do elemento. Assim sendo, a presença de material particulado, conforme sua composição pode implicar na liberação imediata ou potencial íons metálicos a partir do desgaste dos minérios contidos nas rochas (MENDOÇA, 2016). Segundo Mendonça (2016), alguns metais podem alterar o potencial hidrogeniônico (pH) das águas. Por outro lado, alterações de pH e potencial redox podem também favorecer a liberação de íons nas águas (MAGALHÃES et al., 2015).

No dia 05 de fevereiro de 2022, a equipe de trabalho esteve presente no rio, no exato momento em que foi verificada a mistura violenta de águas da lagoa da mineradora no rio, com queda de vegetação nas margens, presença de espuma e alterações na cor aparente da

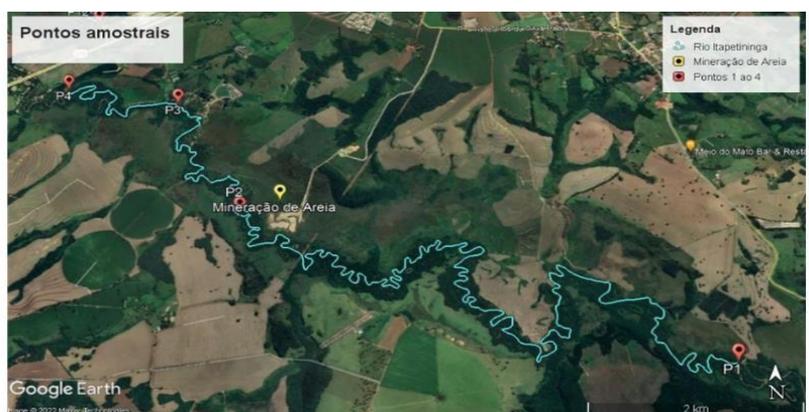


água. Em campo, já não era possível distinguir com clareza o curso do rio das águas da lagoa. Apesar de o barco estar em área onde deveria haver vegetação nativa, o mesmo chegava às margens de onde era extraída a areia. Este é o primeiro trabalho a avaliar, ainda que de forma preliminar, alguns impactos da atividade de mineração de areia no rio.

O objetivo deste estudo foi verificar a qualidade do rio Itapetininga determinada por meio de análises físicas e químicas sobre os possíveis impactos que a extração de areia pode acarretar à qualidade ambiental de um manancial considerando-se ainda efeitos da chuva e outros usos.

METODOLOGIA

As coletas foram realizadas em 05/02/2022 (chuvosa) e em 14/05/2022 (seca) e foram analisados quatro pontos amostrais (Figura 1).



Ponto 1 (48° 01' 38.13" W - 23° 40' 91.00" S); Ponto 2 (48° 05' 04" W 23° - 39' 11.66" S);
Ponto 3 (48° 05' 34.69" W - 23° 38' 19.83" S) e Ponto 4 (48° 6' 20.75" W - 23° 38' 12.50" S)

Figura 1. Pontos amostrais e coordenadas (P1, P2, P3 e P4).

Foram realizadas as seguintes análises químicas: pH, nitrito, nitrato, amônia, fosfato, oxigênio dissolvido e DBO por comparação colorimétrica com o uso de kit de reagentes para análise de água Ecolit II da Alfacit.

Para determinar a DBO, as amostras ficaram incubadas por 5 dias a, aproximadamente 20 (± 2 oC). A transparência e a turbidez foram determinadas por leitura do disco de Secchi. A leitura de turbidez a partir da regressão entre as duas variáveis, seguindo-se o padrão fornecido pela Alfacit com base na seguinte equação.

$$Turb = 3670,74958 \times S^{-1,4819}$$

Onde: Turb é a turbidez em UTN e S a leitura do disco de Secchi em cm ($R^2 = 0,9997$).

O fluxo laminar com uso de flutuador e cronômetro, em tréplica. Para cálculo da vazão aproximada local no momento da coleta, foi utilizada a profundidade no meio do curso do rio e a largura com o uso de trena e corda considerando-se como aproximação um leito regular do rio (CARVALHO, 2008). Também foi determinada a temperatura da água com termômetro digital para cálculo da porcentagem de saturação de oxigênio (TUNDISI & MATSUMURA, 2016). As amostras de água foram coletadas na subsuperfície.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante a estação chuvosa, pouco antes do ponto 2 presenciou-se alta turbulência no rio e poucos metros à frente estava uma mineradora de areia. Neste local, foi registrada a intrusão das águas de uma lagoa de rejeito da mineradora no curso do rio e sobre área que deveria constituir vegetação terrestre (Figura 2). Já em estação seca, deparou-se com a barreira reestruturada no local e águas mais calmas nos pontos amostrais próximos a mineração (Figura 3).



Figura 2. Atividade de mineração de areia em 05/02/2022.



Figura 3. Barragem reestruturada, em 14/05/2022.

Os resultados indicam efeitos dos diferentes usos do solo e parte dos impactos provocados pela mineração de areia. Há ainda um forte componente sazonal com efeito aparente sobre a altura da coluna e largura do espelho d'água; transparência e turbidez; níveis de oxigênio, DBO, pH, amônia e ortofosfato. Foram registrados valores em desacordo com os parâmetros estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 para rios classe 2 em relação às variáveis turbidez, DBO e pH. As piores condições observadas ocorreram durante a estação chuvosa indicando efeito das chuvas e de supressão das áreas de vegetação ripária com pelo

menos uma das margens em largura inferior a 30m em todos os pontos amostrados (margem esquerda $32,6 \text{ m} \pm 16,59$; margem direita $56,25 \pm 27,31 \text{ m}$).

Sabe-se que o regime de chuvas constitui-se importante elemento na variação de características dos ambientes aquáticos. Conforme usos do solo, largura da faixa de vegetação ripária e intensidade das chuvas, esta pode atuar como meio de transporte de poluentes orgânicos e inorgânicos, material particulado e dissolvido. Em situações onde há supressão da vegetação ripária, as chuvas em geral desempenham maior efeito erosivo, carregando material particulado e aumentando a turbidez (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2008; AGERA et al., 2019; GEBREHIWOT et al., 2020).

Com relação aos efeitos da atividade de extração de areia,, observou-se evidente alteração de características físicas dos trechos do rio mais próximos à lagoa de rejeitos (P2 e P3). Foram registrados aumento significativo da turbidez, redução da transparência (Figura 4).

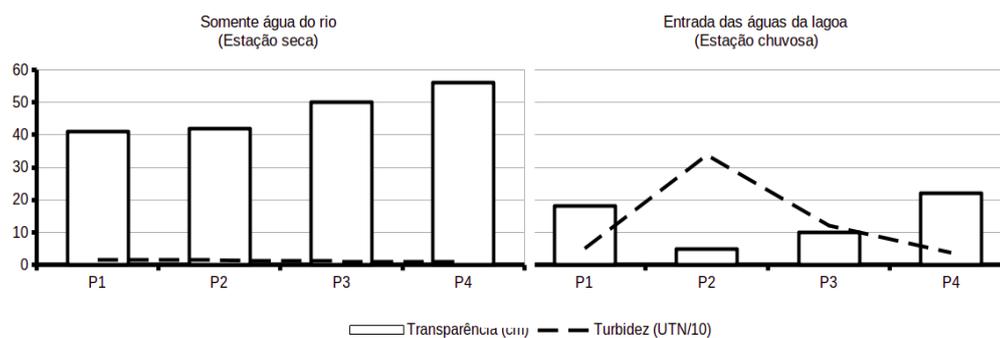


Figura 4. Valores de transparência e turbidez evidenciando efeitos da sazonalidade e da entrada das águas da lagoa (comparar padrão e intensidade das alterações nos pontos mais próximos à mineração (P2 e P3) e mais distantes).

Por análise de regressão evidenciou-se a relação causa-efeito sobre a vazão local como consequência direta do acidente ($R^2 = 0,998$) indicando efeito mais intenso da entrada de águas da lagoa (relação com a distância da mineradora) do que do movimento natural do rio (padrão divergente daquele da estação seca) e, portanto, entrada em grande magnitude de material particulado no sentido da lagoa para o rio com consequente mais próximos à mineradora (P2 e P3) com subsequente redução no P4 em um padrão significativamente diferente da redução mais suave na estação seca, corroboram esta linha de pensamento (Figura 5).

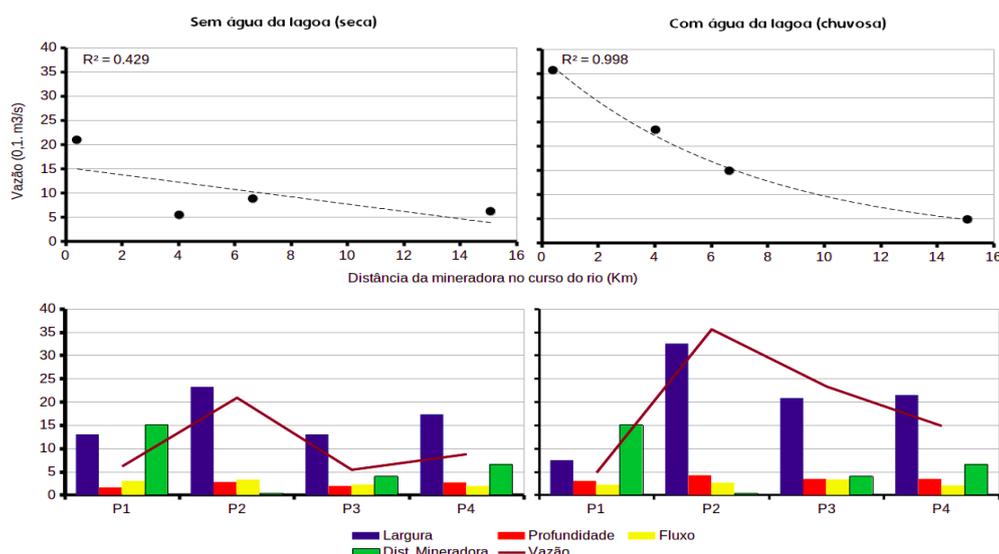


Figura 5. Comparação das relações entre vazão e distância da mineradora antes e após entrada das águas da lagoa da mineradora no rio (gráficos superiores) e variações nos diferentes elementos que compõem a vazão: profundidade (m), largura (m) e fluxo (m/s).

Valores elevados de turbidez, podem resultar em alterações drásticas nos ecossistemas aquáticos, uma vez que alteram a base de produção, pela redução da penetração da luz na água com consequente redução da fotossíntese pelo fitoplâncton e macrófitas submersas afetando a de energia no componente biológico do sistema, podendo afetar toda a rede de interações tróficas bem como distribuição dos organismos e atividade reprodutiva de diferentes espécies (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Além disso, a elevação da turbidez pode afetar os usos da água, sejam para fins de abastecimento, industriais ou até de lazer (CETESB, 2019).

De acordo com Raposo (2011) a mineração é um usos antrópicos do solo que pode acarretar aumento da erosão, revolvimento do solo, remoção de vegetação. Com isso, se causa também os aumentos em turbidez causados pelo assoreamento e alterações do relevo do ambiente onde se localiza, o que, além desta desconformidade, pode ocasionar contaminação por metais ou outros materiais que estejam presentes na atividade vazão aumenta (FRITZSONS et al., 2003; BARRETO et al., 2012) (Figura 4).

Foram ainda registrados valores impróprios para rios classe 2 somente no ponto 4 em relação à concentração de oxigênio dissolvido, (1,0 mg/L). Neste local, foi verificada uma mancha escura entrando no leito do rio, de origem desconhecida (Figura 6). Nos demais pontos, os valores variaram de 5 a 6 mg/L, o que provavelmente indica efeito desta mancha escura, possivelmente rica em matéria orgânica. Durante a estação seca, os quatro pontos



amostrais tiveram registradas concentrações de 6,0 mg/L, estando em conformidade com o estabelecido para corpos d'água classe 2 (BRASIL, 2005).



Figura 6. Mancha presente no ponto 4.

Com relação à DBO, na estação chuvosa, apenas o ponto 3 não se manteve dentro do limite. Porém, na estação seca, em todos os pontos, constou-se 1,0 mg/L. Valores elevados de DBO, geralmente estão associados à poluição orgânica como entrada de esgoto ou fezes de animais. A presença de material orgânico em excesso faz com que ocorra a redução dos níveis de oxigênio na água, o que além de diminuir os índices de oxigenação na água, pode causar mortalidade de formas de vida aquáticas (CETESB, 2017; POERSCH et al., 2019).

Outra variável que esteve em níveis em desacordo com o estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005, foi a concentração ortofosfato. Os valores estiveram abaixo do limite de quantificação na estação seca, mas elevados em todos os pontos amostrais, durante a estação chuvosa, variando de 0,75 a 1,00 mg/L, o que indica entrada de material carregado pelas águas das chuvas a partir do ambiente terrestre. Neste caso, é provável que haja efeito da entrada de fertilizantes de atividades agrícolas, observados nas proximidades. O fósforo, que é um dos mais usados para cultivos agrícolas como fertilizante tal elemento é facilmente carregados pelas chuvas (SILVA, 2019). Além disso, nos demais pontos a presença de chácaras que lançam esgoto diretamente no rio ou usam fossas negras, contribuindo para a entrada do nutriente (IDE, 2013).

Com relação ao pH, foram registradas condições ácidas do meio durante o período de chuvas (4,0 a 5,0). O menor valor foi registrado no P4. Durante a estação seca, os valores variaram de 5,5 (P1) a 6,0. O registro de alterações sazonais da qualidade do rio, indicam forte efeito da redução da vegetação ripária e usos do solo sobre a qualidade deste ecossistema (CHEN et al., 2009; LI et al., 2009; RODRIGUES et al., 2018).

CONCLUSÕES

Por meio dos resultados, pode-se observar como possíveis impacto da entrada de águas da mineração, com evidentes e graves alterações sobre a turbidez, transparência, vazão



local bem como inundação de ambiente terrestre. Foram ainda registradas condições preocupantes em relação aos níveis de pH, ortofosfato, DBO e OD com situações agravadas no período chuvoso, indicando efeitos de atividades agropecuárias e redução de vegetação ripária.

Recomenda-se o monitoramento das variáveis deste estudo e a investigação da poluição das águas, biota e sedimentos por metais bem como eventos de mortandade de organismos que poderão vir a ser futuras consequências do acidente aqui registrado. A adequação das faixas de vegetação ripária ao longo do rio e ações de saneamento nos sítios marginais também são importantes para a manutenção da qualidade ambiental do Rio Itapetininga.

AGRADECIMENTOS

FAPESP (nº 2021/08937-8) pelo apoio, à Secretaria de Meio Ambiente de Itapetininga, ao Sr. Célio Rolle e demais membros do Instituto Viva o Rio pelo auxílio prestado durante as saídas a campo.

REFERÊNCIAS

- AGERA, S. I. N.; OGWUCHE, J. A.; ODO, J. I. Estimation of Secchi depth and total suspended solids in water bodies adjoining brick production sites in Benue State, Nigeria. *Global Journal of Earth and Environmental Science*, v.4, n.2, p.14-22, 2019.
- AKANKALI J. A.; IDONGESITI, A. S.; AKPAN, P. E. Effects of sand mining activities on water quality of Okoro Nsit stream, Nsit Atai local government area, Akwa Ibom state, Nigeria. *International Journal of Development and Sustainability*, v.6, n.7, p.451-462, 2017.
- BARRETO, E. P.; SILVA, C. M.; OLIVEIRA, P. F. Análise da mineração em áreas urbanas no contexto do ordenamento territorial: estudo de caso do município de Jaboaão dos Guararapes, Nordeste do Brasil. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v.5, n.5, p.1002-1018, 2012.
- BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resoluções do Conama. Brasília, 2012. 375-400 p. Disponível em: <<http://conama.mma.gov.br/>> Acesso em: Dez de 2021.
- CHEN, D. et al. Seasonal variations of nitrogen and phosphorus retention in an agricultural drainage river in East China. *Environmental Science and Pollution Research*, v.17, n.2, p.312-320, 2010.



DE PAIVA MAGALHÃES, Danielly et al. Metal bioavailability and toxicity in freshwaters. *Environmental Chemistry Letters*, v.13, n.1, p.69-87, 2015.

FRITZSONS, E. et al. Conseqüências da alteração da vazão sobre alguns parâmetros de qualidade de água fluvial. *Floresta*, v.33, n.2, 2003.

GEBREHIWOT, M.; KIFLE, D.; TRIEST, L. Partitioning the influence of hydrodynamics-induced physical variables and nutrients on phytoplankton assemblages in a shallow tropical reservoir (Koka, Ethiopia). *Limnology*, v.21, n.3, p.269-274, 2020.

IDE, A. H. et al. Utilização da cafeína como indicador de contaminação por esgotos domésticos na bacia do Alto Iguaçu. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.18, n.2, p.201-211, 2013.

MENDONÇA, G. G. Determinação de metais pesados em solo do entorno de área de mineração no município de Muritiba - BA. RI-FAMAM, Bahia, 2016. Disponível em: <<http://131.0.244.66:8082/jspui/handle/123456789/376>>. Acesso em: 08 mar. 2022.

MONTEIRO, C. Cetesb investiga possível rompimento de barragem ao lado do Rio Itapetininga. *Correio de Itapetininga*. Itapetininga, 2022, 12 de fevereiro de 2022, Cidade. Disponível em: <<https://correiodeitapetininga.com.br/cidade/cetesb-investiga-possivel-rompimento-de-barragem-ao-lado-do-rio-itapetininga/>> Acesso em: jun. 2022.

OLIVEIRA, J. F. Monitoramento dos impactos ambientais causados pela extração de areia na região metropolitana de Manaus. UFA, Manaus, 2020. Disponível em: <<https://tede.ufam.edu.br/handle/tede/7831>>. Acesso em: fev. 2022.

PESSOTTI, E. R.; LEME, E.; FERREIRA, S. R. Potencial toxicológico das águas do rio Itapetininga sobre crescimento radicular de *allium cepa*. *Brazilian Journals*, v.2, n.3, p.1109-1119, 2019.

POERSCH, A. C. C. et al. A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e possíveis fatores de influência nos processos em águas superficiais do Rio São Francisco Verdadeiro-Paraná. *Acta Iguazu*, v.8, n.5, p.45-51, 2019.

RAPOSO, A. A.; DE PAULA BARROS, L. F.; JÚNIOR, A. P. M. O uso de taxas de turbidez da bacia do alto rio das Velhas-Quadrilátero Ferrífero/MG-como indicador de pressões humanas e erosão acelerada. *Revista de Geografia (Recife)*, v.27, n.3, p.34-50, 2011.

REZENDE, M. M. Análise e subsídio ao ordenamento territorial da mineração de agregados para a construção civil na região integrada de desenvolvimento do Distrito Federal e Entorno. UnB. Brasília, 2017.

RODRIGUES, V. et al. Effects of land use and seasonality on stream water quality in a small tropical catchment: The headwater of Córrego Água Limpa, São Paulo (Brazil). *Science of the Total Environment*, v.622, p.1553-1561, 2018.



SÃO PAULO. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo. São Paulo, 2019. 336 p. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2020/09/Relatorio-da-Qualidade-das-Aguas-Interiores-no-Estado-de-Sao-Paulo-2019.pdf>> Acesso em: 16 abr 2021.

SÃO PAULO. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo. Apêndice E - Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade. São Paulo, 2017. 57 p. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2018/06/Ap%C3%AAndice-E-Significado-Ambiental-das-Vari%C3%A1veis-de-Qualidade.pdf>> Acesso em: Mar 2021.

SÃO PAULO. Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo (SigRH). Qualidade das Águas Superficiais Interiores. São Paulo. 2004. Disponível: <<https://sigrh.sp.gov.br/>> Acesso em: Dez de 2021.

SILVA, A. R. da. avaliação do processo de eutrofização das águas superficiais, do cenário nacional ao local: estudo de caso nas bacias hidrográficas costeiras dos rios Ratonas, Itacorubi e Tavares (Ilha de Santa Catarina, Brasil). 309f. Tese (Doutorado em Geografia). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2019.

SILVA, M. L. Andrade M. C. K. Os impactos ambientais da atividade mineradora. UNINTER, Mato Grosso, 2017.

SILVEIRA, M. G.; CEOLIN, A. C.; CARDOSO, A. M. Análise prévia de parâmetros físico-químicos da água da barragem de Águas Claras no assentamento Filhos de Sepé-Viamão/RS. In: Seminário de Iniciação Científica e Tecnológica, 6, 2018. Anais..2018.

SOARES, M. H. contribuição para o estabelecimento de parâmetros para o biomonitoramento da qualidade das águas do Ribeirão do Chá. Itapetininga. 42f. Trabalho de Graduação (Especialização). Faculdade de Tecnologia De Itapetininga. Centro Paula Souza. Itapetininga, 2020.

TEIXEIRA, K. Q.; SOUZA, L. L. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade da água do lago de Tefé, Amazonas. 12f. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade do Estado do Amazonas, Amazonas. 2017.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA, T. Composição química da água. Limnologia. Capítulo 5. Oficina de textos, 2016.



VÁLIO, V. M. et al. Impacto do efluente tratado da estação de tratamento de esgoto na qualidade de água do rio de Itapetininga, SP. São Paulo, HOLOS Environment, v.13, n.2, p. 224, out 2013.



O LICENCIAMENTO AMBIENTAL NA INDÚSTRIA PETROLÍFERA OFFSHORE NO BRASIL E A PROTEÇÃO AO MEIO AMBIENTE

*Caroline Soares de Sousa Figueiredo¹
Tacio Mauro Pereira de Campos²*

¹Aluna do curso de mestrado profissional em Engenharia Urbana e Ambiental, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, departamento de Engenharia Civil e Ambiental, carolfloripa@gmail.com

²Prof. Dr. Tacio Mauro Pereira de Campos, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro – Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, tacio@puc-rio.br

INTRODUÇÃO

A discussão sobre o meio ambiente exerce, na conjuntura geopolítica mundial, determinações de várias questões, especialmente quando nos referimos ao petróleo e gás. Se por um lado é um assunto com disputas político-econômicas intermináveis, por outro trata-se de matéria-prima diretamente originada da natureza e, com isso, a discussão se amplia e se complexifica. Além de se circunstanciar à própria característica “natural”, adentra ao mundo social, pois atinge consequências na vida humana, bem como na vida econômica de uma sociedade. Ou seja, no caso do petróleo e gás, foco deste estudo, ultrapassam a própria questão da natureza em si, ao criar um conjunto de relações advindas das necessidades do uso desses produtos em variados campos da vida, principalmente se tratando de energia não renovável. Atrela-se a isso toda uma polêmica sobre a necessidade do seu uso sem agredir a natureza, sobretudo a partir da década de 60, quando as preocupações em torno dos limites da natureza se consolidam como questão pública.

O marco histórico fundamental dessa discussão iniciou-se no século passado, na Conferência de Estocolmo em 1972. Nessa época os problemas eram tratados pontualmente e a poluição das cidades também já se mostrava como uma preocupação social presente em muitas localidades. Nesse sentido, para a exploração do meio-ambiente com consequente



impacto ambiental, em diversas regiões do mundo, faz-se imprescindível pleitear um licenciamento ambiental. Esse mecanismo se supõe necessário como forma de criar barreiras a degradação do meio-ambiente e impor regras de uma exploração que garantam o respeito à natureza. De certa forma, trata-se de algo complexo, pois ainda se procura respostas sobre o uso (o da energia não renovável) e a exploração da matéria-prima como por exemplo a objeto deste estudo, petróleo e gás, sem criar problemas ambientais.

Assim, os licenciamentos devem supor a proteção em seu mais alto grau da natureza, e de se obter as condições da mínima destruição possível. Mas isso se torna um problema por conta de ser uma questão ainda em processo de consolidação de soluções, traduzidas em medidas usuais e aceitas como eficientes na produção do petróleo e gás, ao se levar em consideração o menor prejuízo ao meio ambiente. Para as nações produtoras de petróleo no mundo, a questão do licenciamento ambiental para a indústria de petróleo e gás é de suma importância, e também problemática. As possibilidades de se evitar, ao máximo, adversidades que possam criar consequências nefastas ao meio ambiente têm motivado uma disputa entre interesses econômicos, sociais e ambientais.

A questão se coloca, a natureza produz o petróleo e gás, mas como usufruí-los sem criar problemas para a própria natureza que os produz? A regulamentação brasileira supõe essa questão, a da preservação da natureza, por consequência, do meio ambiente? Como está estabelecido o regramento dessa questão em nossas leis? O licenciamento ambiental no Brasil garante a diminuição dos impactos à natureza e promove segurança ecológica ao meio ambiente por meio dessa legislação?

Sabe-se que a indústria do petróleo, em toda a sua cadeia produtiva, tem potencial para causar uma grande gama de impactos sobre o meio ambiente, tais como o incremento antropogênico do efeito estufa (que, em si, é um fenômeno natural) e o consequente aquecimento do planeta; as chuvas ácidas, a poluição atmosférica, a degradação da qualidade das águas, a contaminação de lençóis freáticos, entre outros. Pode também contribuir para a perda de biodiversidade e para a destruição de ecossistemas, que, em alguns casos, podem ser únicos (MARIANO, 2007).

A construção, a instalação, a ampliação e o funcionamento de plataformas de petróleo, que são atividades utilizadoras de recursos ambientais potencialmente poluidores e capazes de causar degradação ambiental dependerá de prévio licenciamento ambiental. Assim, foi no contexto dessa problemática que se origina o objetivo desta pesquisa. Objetiva-se abordar a regulamentação sobre o licenciamento ambiental na indústria petrolífera offshore no Brasil e



as possibilidades de se evitar, ao máximo, adversidades que possam degradar o meio ambiente. Neste sentido apresenta-se, a seguir, uma síntese analítica do que foi pesquisado sobre a regulamentação oficial no Brasil.

METODOLOGIA

O tipo dessa pesquisa foi exploratória com um caráter qualitativo, a delimitação foram as regras que configuram as nossas leis. As que tratam do licenciamento ambiental offshore no Brasil. Promover maior familiaridade com o problema/assunto estudado/pesquisado, e conseguir uma maior aproximação foi a intenção ao usar esta metodologia.

A pesquisa exploratória tem uma característica muito importante ao tratar de assuntos que ainda estão em processo de acúmulo científico. Segundo Triviños (1987), esse tipo de pesquisa admite investigar e aumentar a experiência em torno de um determinado problema, ele explica que o pesquisador parte de uma hipótese e/ou questão de pesquisa, e aprofunda seus estudos perante uma realidade específica; busca-se assim maior conhecimento e o acesso às questões formuladas sistematizando-as teoricamente. De tal modo, realizou-se o levantamento de dados ao buscar informações em variados tipos de publicações, revistas acadêmicas, livros, sites, artigos apresentados em congressos, trabalhos acadêmicos (monografias, teses, dissertações) e publicações, em geral, que tratam deste assunto.

174

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O petróleo, embora seja conhecido desde os primórdios da civilização humana, somente passou a ser explorado em meados do século XIX (segunda Revolução Industrial). E assim ganhou grande importância no mercado internacional após a invenção dos motores a gasolina e o óleo diesel (derivados do petróleo). Não à toa que as modificações notadamente sentidas ao longo da terceira Revolução Industrial foram acompanhadas de uma maior demanda por energia, de forma mais efetiva no velho mundo. Essa energia pode ser classificada em energia renovável e não renovável. O conjunto de fontes de energia disponíveis é representado pela matriz energética. O mundo possui uma matriz energética composta em sua maior parte por fontes não renováveis: carvão, petróleo, gás natural e energia nuclear (IEA, 2020).

Na década de 1970, o petróleo foi o grande propulsor da economia internacional, chegando a compor quase 45% do consumo mundial de energia. Todavia, foi declinando ao longo dos anos, mas a sua participação nesse consumo ainda representa cerca de 31,5%,



segundo a Agência Internacional de Energia (IEA, 2020). É certo que deverá se manter expressiva por várias décadas ainda, como vemos no exemplo na Figura 1 na distribuição da demanda energética mundial entre 1971 e 2018 vemos um processo de declínio em seu uso, porém, ainda com substancial participação.

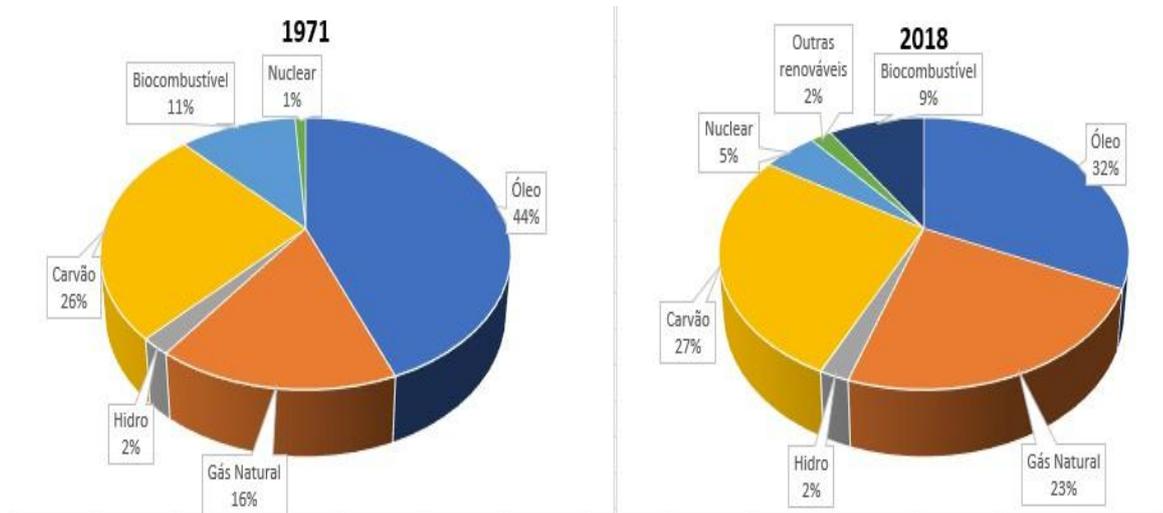


Figura 1. Demanda energética mundial de 1971 a 2018. Fonte: Elaboração própria com base em IEA (2020).

Já a matriz energética brasileira, exposta em porcentagens, na Figura 2, apresenta um número maior de fontes renováveis, porém, em sua maioria ainda é composta por energia não-renovável (53,8%).

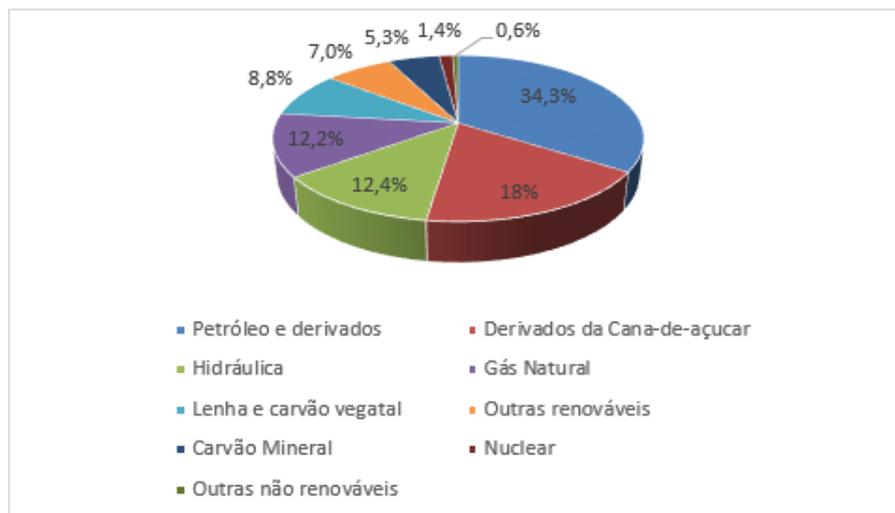


Figura 2. Matriz Energética Brasileira. Fonte: Elaboração Própria com base em BEN (2020).

Por outro lado, pode-se ver também acima na Figura 2, o petróleo e seus derivados correspondendo a 34,3% da matriz energética brasileira (BEN, 2020), ou seja, tem suma importância no mercado nacional de energia não renovável.



Já em nível mundial vemos na Figura 3 que 86,2% da matriz energética mundial é composta de fontes não renováveis, sendo 31,5% de petróleo e derivados

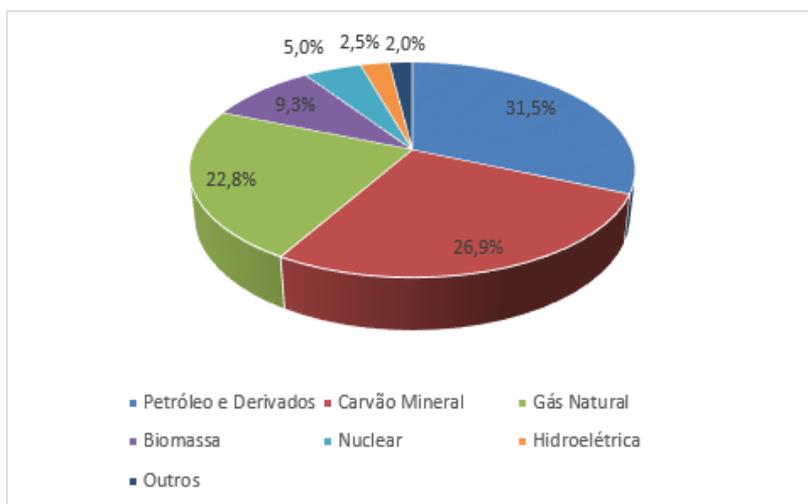


Figura 3. Matriz Energética Mundial. Fonte: Elaboração Própria com base em IEA (2020).

Vê-se que a importância e o significado da produção energética mundial usando o petróleo ainda está longe de ser relegada a segundo plano. A produção de petróleo ainda é uma opção frequente e necessária. A produção de petróleo no país atingiu a média recorde de 2,94 milhões de barris por dia (BPD) em 2020, enquanto a de gás natural atingiu 127 milhões de metros cúbicos por dia (ANP, 2021c). De acordo com a Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP), a produção de petróleo offshore no Brasil atualmente corresponde a 94,8% do total nacional para o ano de 2020. Assim, ao pontuarmos a importância do petróleo e gás como fonte energética fundamental tanto para o Brasil quanto para o mundo, constata-se a necessidade de se examinar o licenciamento ambiental em sua legislação no tocante à proteção ao meio ambiente ao se observar o nível potencialmente poluidor de sua extração.

A licença ambiental é um dos instrumentos da Política Nacional de Meio Ambiente e seu objetivo é viabilizar o desenvolvimento socioeconômico a um meio ambiente ecologicamente equilibrado. Porém, vê-se que este processo de licenciamento ambiental no Brasil, na cadeia petrolífera, além de não seguir uma padronização, vem se alterando ao longo dos anos (CARMO, 2015).

Desde sua descoberta em território nacional, o petróleo transformou profundamente a economia, a sociedade e o espaço do Brasil, principalmente nas últimas quatro décadas, fornecendo divisas, energia e matérias-primas para o processo de industrialização, gerando além de crescimento econômico, muitos problemas ambientais. O termo “meio ambiente” foi



usado pela primeira vez na década de 1960 na reunião do Clube Roma. Já o primeiro país a manifestar uma política relacionada ao tema foi os Estados Unidos da América, com a criação do NEPA (National Environmental Policy Act), em 1969, e oficializando um ano após, o processo de Avaliação de Impacto Ambiental como parte da sua política ambiental.

Assim, todos os projetos que tinham um potencial impactante deveriam avaliar os seguintes itens: impactos ambientais identificados (negativos ou não), alternativas para implementação, relação de recursos ambientais utilizados no curto e longo prazo, definição de comprometimento de recursos ambientais com a implementação do projeto. Posteriormente Canadá, Países Baixos, Grã-Bretanha, Alemanha e França também o adotaram, mas somente em 1972, após a I Conferência Mundial de Meio Ambiente realizada em Estocolmo (Suécia) que o mundo se viu preocupado com as questões ambientais e este tópico começou a ser inserido nas políticas de desenvolvimento de cada país, este evento marcou a criação do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) e posteriormente no Brasil foi criada a Secretaria Especial de Meio Ambiente (SEMA) em 1973.

No Brasil, a exigência de avaliação de impacto ambiental veio de organizações financeiras estrangeiras para a aprovação de empréstimos aos projetos do governo, tais como usinas hidrelétricas e terminais, portos ferroviários, e assim foi criado a SEMA (Secretaria Especial de Meio Ambiente), primeiro órgão federal com especificidade para tratar de questões ambientais, porém, pertencente ao Ministério do Interior, e, junto a este Ministério havia também a entidade conhecida como FUNAI, existente até hoje e atualmente pertencente ao Ministério da Justiça e Segurança Pública. A atuação da SEMA nessa época começou pequena e tratava de temas ligados somente ao combate à poluição. Houve dificuldades de integração desta secretaria com outros setores do governo, permanecendo ali como um movimento ambientalista dentro do próprio governo, porém, sem acesso a políticas setoriais, tais como: agricultura, energia e infraestrutura (CARMO & SILVA, 2013).

Em 1981 foi promulgada a Lei nº 6.938, que estabelecia a Política Nacional do Meio Ambiente, o Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA) e o CONAMA. Esta lei continha fundamentos para a proteção ambiental no país, porém era regulamentada por decretos, resoluções, normas e portarias de conselhos Nacionais, Estaduais e Municipais, todas em conjunto. Para dar início a sua prática, foi definida a necessidade de abertura do processo de “Licenciamento Ambiental”, este instrumento promoveria o controle dos projetos nacionais relativos à construção, instalação, ampliação e funcionamento de atividades que utilizassem



de recursos naturais ou que pudessem poluir e degradar o meio ambiente e inseria o conceito de Avaliação de Impactos Ambientais (AIA), que datava da década de 70 nos Estados Unidos. O CONAMA foi criado em 1981, pela Lei da Política Nacional do Meio Ambiente, suas atividades se iniciaram com a regulamentação dada pelo decreto nº 88.351 de 1983, mas somente em 1992, o CONAMA passa a ser vinculado ao MMA. O CONAMA tem a finalidade de assessorar, estudar e propor ao Conselho de Governo e demais órgãos ambientais diretrizes e políticas governamentais para o meio ambiente e deliberar, no âmbito de suas competências, sobre normas e padrões para o meio ambiente. A Resolução CONAMA nº 01 de 1986 definiu uma Política Nacional do Meio- Ambiente.

Já o IBAMA criado em 1989, foi uma junção da SEMA (Secretaria do Meio Ambiente), IBDF (Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal), SUDEPE (Superintendência da Pesca) e SUDHEVEA (Superintendência da Borracha). O IBAMA foi posteriormente vinculado ao MMA (Ministério do Meio Ambiente), com a criação deste em outubro de 1992. Até o ano de 2000, o IBAMA era a única autarquia vinculada ao MMA, quando foi criada a Agência Nacional de Águas (ANA), expressando o trato das questões ambientais no Brasil, especialmente os recursos hídricos. Em 2006, foi criado o Serviço Florestal Brasileiro (SFB) como estrutura do MMA para fazer a gestão das florestas públicas brasileiras, competência esta retirada do IBAMA. Em 2007 tivemos o ápice da desestruturação do IBAMA, pela criação do ICMBIO (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade). Chama-se assim a atenção para o processo de descentralização das gestões ambientais.

Os principais instrumentos legais que regem o licenciamento ambiental no Brasil são a Lei Federal nº 6.938/1981, a Resolução CONAMA nº 1/1986, a Resolução CONAMA nº 237/1997 e a Lei Complementar Federal nº 140/2011. A Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA) em 1986, com a publicação da Resolução CONAMA nº 1/1986, estabeleceu os critérios básicos e diretrizes gerais para a Avaliação de Impacto Ambiental (AIA). A AIA é um instrumento da Política Nacional do Meio Ambiente, fundamental no processo de licenciamento ambiental, que tem por finalidade identificar, prever e interpretar os efeitos ambientais, econômicos e sociais que podem advir da implantação de atividades antrópicas, e propor ações de monitoramento e controle desses efeitos pelo Poder Público e pela sociedade (SÁNCHEZ, 2017).

A Lei Federal nº 6.938/1981, consolidou no Brasil a necessidade de realização de licenciamento ambiental para atividades potencialmente poluidoras e instituiu o Sistema Nacional de Meio Ambiente (SISNAMA), composto por órgãos e entidades ambientais da



União, dos estados, do Distrito Federal e dos municípios, com o intuito de assegurar a implementação nacional da PNMA. A fim de melhor esclarecer as competências para o licenciamento ambiental atribuídas à União, aos estados, Distrito Federal e municípios, foi publicada no Brasil a Lei Complementar Federal nº 140/2011. Segundo essa lei, cabe aos municípios o licenciamento de atividades e empreendimentos de impacto local, sendo comprovados os critérios mínimos, elencados pela referida lei, da estrutura dos órgãos ambientais municipais para a realização do licenciamento. Os processos de licenciamento atribuídos aos estados figuram entre os que extrapolam a Procedimentos de Licenciamento Ambiental do Brasil, mas não são cabíveis à União, que adota o critério da competência licenciatória residual. Os empreendimentos e atividades de competência da União obedecem às situações específicas dispostas no art. 6º da referida Lei Federal. Com a descentralização dos processos de licenciamento proposto pela Lei Complementar Federal nº 140/2011, houve a expectativa de diminuição da morosidade nos processos de licenciamento no País e da minimização dos conflitos de competência entre os órgãos ambientais.

Já a Lei Geral do Licenciamento Ambiental (PL 3729/2004 -> PL 2159/2021) foi aprovada na Câmara dos Deputados em maio/2021 e enviada para a apreciação no Senado Federal em junho/2021, o Projeto de Lei (PL) nº 3729/2004 (agora tramitando sob o nº 2159 de 2021), continua sem consenso. O texto aprovado no Congresso Nacional traz uma gama de mudanças no contexto de licenciamento ambiental no Brasil. O PL estabelece, além das etapas já conhecidas de Licença Prévia, de Instalação e Operação, as modalidades de: Licenciamento Ambiental por Adesão e Compromisso- LAC; Licença Ambiental Única - LAU e Licença Ambiental Corretiva - LOC. E a renovação automática e dispensa de licenciamento ambiental.

179

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Pode-se afirmar, ao apresentar esta síntese analítica sobre a regulamentação básica para o licenciamento ambiental no Brasil na indústria petrolífera offshore, que existe um processo de construção de uma regulamentação em curso. Porém, viu-se até o momento que ainda é incipiente o amadurecimento legal; isso porque percebe-se várias leis, decretos, instruções normativas, resoluções, diferentes notas técnicas, portarias, enfim, praticamente todo tipo de meios que definem uma regulamentação, mas, sem um caminho claro. Se por um lado vê-se a existência dessas regulamentações em geral, que implicam, necessariamente, no atendimento aos requisitos para se obter a licença ambiental, por outro, a particularidade do impacto ambiental está pouco presente nas regulamentações expostas. Vê-se assim que a



licença ambiental se insere no escopo das mais complexas condições para a produção de petróleo e gás.

Vê-se o envolvimento de várias instituições no processo do licenciamento, do IBAMA ao Ministério do Meio Ambiente; com etapas variadas e procedimentos meio independentes de uma instituição para outra. Vale dizer, procedimentos pouco esclarecedores e desalinhados. Constatou-se também diversos problemas que já perduram há muito tempo e não são resolvidos, tais como: excesso de procedimentos burocráticos, falta de clareza e definição em seus procedimentos e até mesmo insegurança jurídica pois, mesmo após a obtenção da tão esperada licença, há diversos passos a serem dados para se completar um licenciamento ambiental e atender a todas as exigências em seu conjunto. Portanto, a defesa ao meio ambiente e ao mesmo tempo a exploração de uma riqueza natural como petróleo e gás no mar, impõe diferentes soluções para problemas pontuais. Por exemplo, como não propiciar o incremento antropogênico do efeito estufa? Dentre outras questões. Tudo indica que os problemas surgem e vão se criando um emaranhado de soluções, mas, sem respostas duráveis e claras.

Dessa maneira o licenciamento ambiental na conexão entre o meio ambiente e indústria petrolífera offshore exige, na prática, uma regulamentação que amplie e assegure, com nitidez, o respeito as particularidades dessa produção em sua problemática ambiental. Apresente um balizamento do que tem de ser feito para a efetivação dessa exploração, com o mínimo de degradação ao meio ambiente. Seria a definição de um caminho, por meio da regulamentação, que se traduza num roteiro descomplicado à aquisição desse licenciamento, prevendo à preservação e proteção ao meio ambiente. Importante também frisar a necessidade de um compromisso coletivo a nível global de preservação do meio-ambiente.

180

REFERÊNCIAS

ANP. Agência Nacional do Petróleo, Gás e Natural e Biocombustíveis. Boletim da Produção de Petróleo e Gás Natural. n. 125. 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/anp/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/boletins-anp/bmp/2021/2021-01-boletim.pdf>. Acesso em: 12/março 2021.

ANP. Agência Nacional do Petróleo, Gás e Natural e Biocombustíveis. Os regimes de concessão e de partilha. 2020. Disponível em: <http://rodadas.anp.gov.br/pt/entenda-as-rodadas/os-regimes-de-concessao-e-de-partilha> Acesso em: 15/março 2021.



API. American Petroleum Institute. <https://www.api.org/oil-and-natural-gas> Acesso: 20/junho/2021

ANP. Agência Nacional do Petróleo, Gás e Natural e Biocombustíveis. A abordagem ambiental nas Rodadas de Licitações de blocos exploratórios da ANP. 2021a. Disponível em: <https://www.gov.br/anp/pt-br/assuntos/exploracao-e-producao-de-oleo-e-gas/seguranca-operacional-e-meio-ambiente/a-abordagem-ambiental-nas-rodadas-de-licitacoes-de-blocos-exploratorios-da-anp> . Acesso em: 14 jan. 2021.

BEM. Balanço Energético Nacional 2020: Ano base 2019. Empresa de Pesquisa Energética. Rio de Janeiro: EPE, 2020.

CARMO, A. B.; SILVA, A. S. Licenciamento ambiental federal no Brasil: perspectiva histórica, poder e tomada de decisão em um campo em tensão. *Confins: Revista Franco-Brasileira de Geografia*, n.19, 2013.

CARMO, W. José E. Licenciamento ambiental no Brasil a partir da edição da Lei Complementar nº 140/2011. *Revista Jus Navigandi*, v. 20, n.4383, 2015.

IEA. International Energy Agency. World Energy Balances: Overview 2020. Acesso em: 16 jun. 2021. Disponível em: <https://iea.blob.core.windows.net/assets/23f096ab-5872-4eb0-91c4-418625c2c9d7/World_Energy_Balances_Overview_2020_edition.pdf>. Acesso em: 15 jun. 2021.

MARIANO, J. B. Proposta de metodologia de avaliação integrada de riscos e impactos ambientais para estudos de avaliação ambiental estratégica do setor de petróleo e gás natural em áreas offshore. Tese (Doutorado). Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2007.

SÁNCHEZ, L. H. Por que não avança a avaliação ambiental estratégica no Brasil? *Estudos Avançados*, v.31, n.89, p.167-183, 2017.

TRIVIÑOS, A. N. S. Introdução à pesquisa em ciências sociais: a pesquisa qualitativa em educação. São Paulo: Atlas, 1987.



ANÁLISE DA VARIABILIDADE TEMPORAL DA PRECIPITAÇÃO NA ESTAÇÃO CHUVOSA DE PALMAS-TO (1995-2020)

Vinicius Cirqueira dos Santos¹
Roberta Araújo e Silva²
Girlene Figueiredo Maciel³
Pedro Henrique da Conceição Silva⁴

¹Aluno do curso de graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Tocantins, Laboratório de Meteorologia e Climatologia, vinicius.cirqueira@mail.uft.edu.br

²Meteorologista, Doutora em Meteorologia, Universidade Federal do Tocantins, Laboratório de Meteorologia e Climatologia, roberta.as@uft.edu.br

³Professor, Doutor em Recursos Naturais, Universidade Federal do Tocantins, Laboratório de Meteorologia e Climatologia, maciel@mail.uft.edu.br

⁴Professor, Mestre em Ciências, Inovação e Tecnologia para o Amazonas, Instituto Federal Goiano, pedro.conceicao@ifgoiano.edu.br

182

INTRODUÇÃO

A precipitação é reconhecida por muitos pesquisadores como a variável climatológica mais importante na região tropical (MORAES et al., 2005). Seu entendimento permite a definição da potencialidade hídrica superficial e subterrânea, recaindo sobre a disponibilidade de água disponível para a sociedade (SILVA & FERREIRA, 2011).

Em âmbito social, Júnior et al. (2021), apontaram em seu estudo que o aumento do acumulado de precipitação pode intensificar condições de vulnerabilidade socioambiental na sociedade, principalmente em regiões periféricas sujeitas ao regime de cheias como de rios e lagunas, ou áreas localizadas em depressões e encostas, enquanto a escassez de precipitação pode culminar no aumento de incêndios urbanos e queimadas.

Quanto à qualidade da água e a vazão hídrica, o regime de precipitação pode proporcionar uma mudança substancial, posto que dependendo do total precipitado causa o



carreamento de material alóctone para corpos hídricos, diminuição ou aumento do tempo de retenção hidráulico, alteração nas concentrações de compostos químicos na coluna d'água, entre outros, possibilitando o assoreamento de corpos hídricos (MARQUES, 2011). O atual cenário climático do país segue a mesma tendência de aquecimento global, onde se verificam as mudanças mais significativas no aumento de temperatura, alterações nos padrões de chuvas e modificações na distribuição e frequência de eventos extremos, que vem crescendo nos últimos anos e acabam favorecendo desastres naturais, como secas severas ou inundações (SILVA et al., 2016; COSTA et al., 2015).

Concomitantemente, é observável uma tendência de aumento do interesse da comunidade científica, da sociedade em geral e dos gestores por assuntos relacionados ao clima, bem como possíveis variabilidades e mudanças, devido à crescente onda de eventos extremos e seus impactos sobre o meio biótico (SENA & LUCENA, 2013).

O conhecimento sobre a variabilidade espacial e temporal da precipitação é crucial, com vista a delimitação de ações que intencionem a minimização da escassez hídrica, uma vez que há influência direta da precipitação sobre as plantas, animais, solos, entre outros. Tal conhecimento pode ser obtido pela análise de séries temporais, avaliando comportamentos passados para estabelecer tendências futuras (SILVA & FERREIRA, 2011; COSTA et al., 2015).

A cidade de Palmas – TO, localizada no centro do país, e desde o ano de 2001 margeada pelo reservatório da Usina Hidrelétrica Luís Eduardo Magalhães (UHE Lajeado), está inteiramente inserida no bioma Cerrado. Esse bioma é conhecido como berço das águas do Brasil e como a caixa-de-água do Brasil, tanto por ser divisor de águas das maiores redes hidrográficas do país tanto pela sua fundamental importância na contribuição para a recarga das águas subterrâneas (MARQUES, 2011; ROCHA & NASCIMENTO, 2021). Tendo em vista o bioma na qual está inserido o município de Palmas, a compreensão sobre o comportamento da precipitação é de considerável importância, pois recai na disponibilidade hídrica não somente em nível local ou regional, mas a nível nacional.

Perante o exposto, o presente trabalho tem por objetivo analisar a variabilidade anual e mensal da precipitação da estação chuvosa de Palmas – TO, da série histórica de 1995 a 2020, através da análise estatística descritiva e identificação de tendências e magnitude, bem como suas influências sobre a disponibilidade e vulnerabilidade hídrica. Auxiliando a gestão e planejamento dos recursos hídricos.



METODOLOGIA

Caracterização da área de estudo e dados utilizados

O município de Palmas, capital do Estado do Tocantins, abrange uma área de 2.227,329 km² e possui uma população estimada de 313.349 habitantes (IBGE, 2021). Apresenta Plano Diretor bem definido, situando-se entre o lago formado pelo reservatório da Usina Hidrelétrica Luís Eduardo Magalhães e a Serra do Lajeado. Possui uma altitude média de 260 metros acima do nível do mar e apresenta todo o seu território inserido no Domínio Cerrado, apresentando clima tropical úmido com dois períodos bem definidos: a estação chuvosa e a estação seca (PIRES & VELOSO, 2019).

Para a realização desse estudo foram utilizados dados de precipitação diários, compreendendo uma série histórica de 1995 a 2020, da estação convencional pertencente ao Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) código 8303, estando localizada nas coordenadas geográficas 10°11'27,23" de latitude sul e 48°18'6,56" de longitude oeste de Greenwich (Figura 1), possuindo uma altitude de 290,7 metros acima do nível do mar.

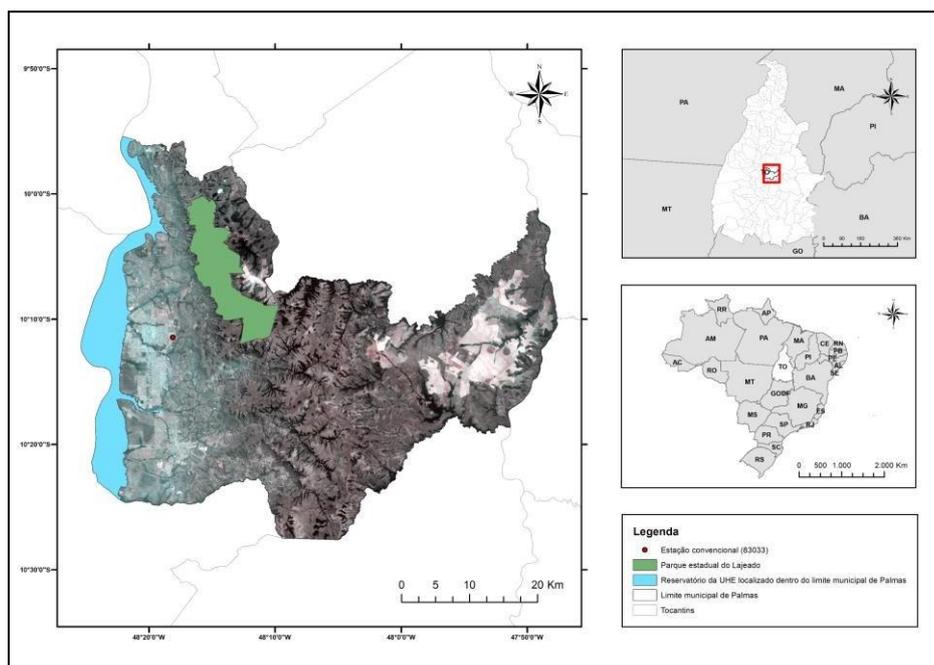


Figura 1. Área de estudo e localização da estação convencional.

Caracterização da estação chuvosa e testes estatísticos utilizados

Por estar inteiramente inserida dentro do bioma de cerrado, Palmas - TO tem como característica a concentração das chuvas no verão do hemisfério Sul. De acordo com Marcuzzo e Goularte (2013) e Penereiro, Martins e Beretta (2016) a estação chuvosa do município



inicia-se em outubro se encerrando em abril, sendo esse intervalo o objeto de estudo do presente trabalho.

Nessa pesquisa foram utilizados dois métodos não-paramétricos para análise de tendência da precipitação total da estação chuvosa e dos meses que a compreendem: o teste de Mann-Kendall (MANN, 1945; KENDALL, 1975) e o estimador de declive de Sen (SEN, 1968). A comparação entre os resultados desses dois métodos estatísticos permitirá a obtenção de resultados mais robustos.

Teste de Mann-Kendall

O teste de Mann-Kendall (MK) é uma ferramenta estatística recomendada para séries temporais de dados ambientais, no intuito de analisar possíveis mudanças climáticas (COSTA et al., 2015). O teste de Mann-Kendall é calculado pelas Equações 1 e 2.

$$S = \sum_{i < j} a_{ij} \quad (1)$$

De modo que:

$$a_{ij} = \text{sin}(x_j - x_i) = \begin{cases} +1 & \text{se } x_i < x_j \\ 0 & \text{se } x_i = x_j \\ -1 & \text{se } x_i > x_j \end{cases} \quad (2)$$

185

Em que: considerando a estatística S, é o somatório dos sinais (sin) da diferença, par a par, de todos os valores da série (xi) em relação aos valores em que a ele são futuros (xj).

Quando $n \geq 10$, a variável S pode ser comparada com uma distribuição normal, na qual a sua variância (Var(S)), pode ser obtida através da Equação 3.

$$\text{Var}(S) = \frac{n(n-1)(2n+5) - \sum_{i=1}^q t_p(t_p-1)(2t_p+5)}{18} \quad (3)$$

Em que: em que t_p representa a quantidade de repetições de uma extensão i e q é o número de grupos contendo valores iguais na série de dados em um grupo p. O segundo termo representa um ajuste para dados censurados.

O teste estatístico parametrizado (ZMK) é computado pela Equação 4. A presença de uma tendência estatisticamente significativa é avaliada usando o valor de ZMK. Um valor



positivo de ZMK indica um aumento da tendência, quando negativa indica uma tendência decrescente. Para testar a significância da tendência crescente ou decrescente no nível de significância de p , a hipótese nula é rejeitada se o valor absoluto de Z for maior que $Z(1-p/2)$, obtida da tabela da distribuição normal cumulativa padrão. Será adotado o nível de significância de $\alpha = 0,05$, que corresponde respectivamente a 5%, quando a hipótese nula de não tendência é rejeitada se $|Z| > 1,96$.

$$Z_{MK} = \begin{cases} \frac{S-1}{\sqrt{\text{Var}(s)}} & ; \text{ se } S > 0 \\ 0 & ; \text{ se } S = 0 \\ \frac{S+1}{\sqrt{\text{Var}(s)}} & ; \text{ se } S < 0 \end{cases} \quad (4)$$

Estimador de declive de sen

De acordo com Silva et al. (2010), para estimar a magnitude da inclinação da tendência, através de uma estatística não paramétrica, utiliza-se o estimador de inclinação de Sen (SEN, 1968), obtido como Hirsch et al. (1993) através da estatística β (Equação 5). O estimador de tendência de Sen seleciona entre todas as linhas de inclinação formadas por cada par de pontos da amostra, aquela correspondente à inclinação mediana, assim possibilita identificar se houve, ou não, mudança de tendência e a magnitude na série.

186

$$\beta = \text{mediana} \left[\frac{x_j - x_i}{j - i} \right], \text{ para } i < j \quad (5)$$

Em que: x_i e x_j representam os valores da variável em estudo nos anos i e j . O valor de β positivo indica tendência crescente e o valor negativo indica tendência decrescente, respectivamente.

O número de pares ordenados da série N , sendo o número de estimativas de inclinação, é dado pela equação 6, conforme apresentado por Tao et al. (2014).

$$N = \left\lfloor \frac{n(n-1)}{2} \right\rfloor \quad (6)$$

Para determinar se a inclinação média é estatisticamente diferente de zero, deve-se calcular o intervalo de confiança de Q_{med} , sendo calculado pela equação 7, conforme utilizado por Lira et al. (2020) e Tao et al. (2014).



$$C_{\alpha} = Z_{1-\alpha/2}\sqrt{Var(S)} \quad (7)$$

Onde: $Z_{1-\alpha/2}$ é obtido através da tabela de distribuição normal padrão. O intervalo de confiança será, como mencionado anteriormente, para o nível de significância $\alpha=0,05$.

Os limites, inferior e superior, do intervalo de confiança Q_{min} (M_1) e Q_{max} (M_2) são dados pelas equações 8 e 9.

$$M_1 = \frac{(N-C_{\alpha})}{2} \quad (8)$$

$$M_2 = \frac{(N+C_{\alpha})}{2} \quad (9)$$

Desta forma, a inclinação Q_{med} é dita como estatisticamente diferente de zero se os dois limites (Q_{min} e Q_{max}) apresentarem o mesmo sinal.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A estação chuvosa (outubro a abril) de Palmas – TO, da série histórica de 1995- 2020, apresenta precipitação média de 1.703,6mm. Nos anos de 1999 e 2001 registrou-se, respectivamente, 2.424,8mm e 2.100,0mm, os maiores acumulados de precipitação da estação chuvosa para essa série histórica. Em 1999 choveu 42,3% acima da média (721,2mm) e no ano de 2001 choveu 23,3% acima da média (396,4 mm). Por outro lado, nos anos de 2008 e 2015 os acumulados de precipitação ficaram abaixo do que é esperado para a estação chuvosa, 80,9% (1.378,9mm) e 62,3% (1.061,5mm), respectivamente, como mostra a Figura 2. Em acordo com Penereiro, Martins e Beretta (2016), constatou-se que cerca de 96% da precipitação total anual se concentra no período chuvoso, compreendendo os meses de outubro a abril.



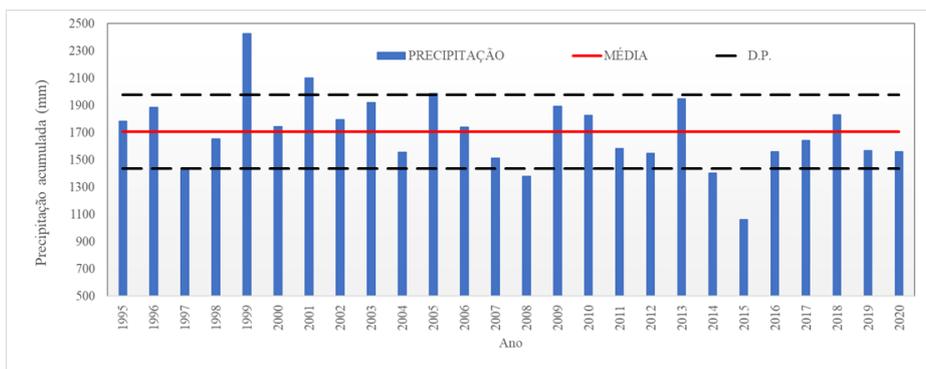


Figura 2. Acumulados de precipitação da estação chuvosa de Palmas – TO, no período de 1995 - 2020. Fonte: Elaborada pelos autores (2022).

Na Tabela 1 apresenta-se a análise descritiva da precipitação anual da estação chuvosa e os resultados dos testes de Mann-Kendall e inclinação de Sen, no período de 1995 a 2020, e correspondem à análise da tendência e magnitude. O desvio padrão de 270,6mm, indica que a precipitação anual da estação chuvosa está concentrada próximo a média. O coeficiente de variação observado foi de apenas 15,9% indicando baixa variabilidade anual de precipitação e, comportamento homogêneo. A análise da variação interanual da precipitação pelo método Mann-Kendall indicou presença de tendência negativa e não significativa na série temporal de precipitação da estação chuvosa de Palmas-TO. O método de inclinação de Sen mostra taxa decrescente de aproximadamente 13,0 mm/ano na precipitação anual. Assim, pode-se estimar que no período de 26 anos houve uma diminuição de 337,1mm.

Tabela 1. Estatística descritiva, tendência e inclinação de Sen da precipitação anual da estação chuvosa de Palmas–TO, para o período 1995-2020

Série histórica	Média (mm)	Desvio padrão (mm)	Coeficiente de variação (%)	Z _{MK}	Magnitude de Sen	
					mm.ano ⁻¹	mm.26anos ⁻¹
1995-2020	1.703,60	270,6	15,9	-1,6	-13,0**	-337,1

* tendência estatisticamente significativa para $\alpha = 0,05$. ** inclinação da tendência estatisticamente diferente de zero. Fonte: Elaborada pelos autores (2022).

Na Tabela 2 apresenta-se a análise descritiva da precipitação mensal da estação chuvosa, no período de 1995 a 2020. As séries mensais de precipitação apresentaram maior variação dos dados em relação à média, sendo os meses de janeiro e março aqueles que apresentaram os menores CV, de 38 e 35%, e desvio padrão de 117,4 e 94,2mm,



respectivamente. Enquanto os meses de outubro e abril tiveram os maiores CV, de 51 e 50%, e 75,1 e 90,9mm de desvio padrão, respectivamente.

Os resultados dos testes de Mann-Kendall e inclinação de Sen, aplicados a série mensal de precipitação da estação chuvosa de Palmas – TO, são apresentados na Tabela 2. Os resultados do teste de Mann-Kendall indicam tendências positivas de precipitação e não significativas, para os meses de janeiro, fevereiro e abril. Nos demais meses da estação chuvosa (outubro, novembro, dezembro e março) observa-se tendências negativas da precipitação, com significância estatística ao nível de significância de 95% apenas para o mês de novembro.

Tabela 2. Estatística descritiva, tendência e inclinação de Sen da precipitação mensal da estação chuvosa de Palmas – TO, para o período 1995-2020

Meses (1995-2020)	Média (mm)	Desvio padrão (mm)	Coeficiente de variação (%)	Z_{MK}	Inclinação de Sen	
					(mm.ano ⁻¹)	(mm.26anos ⁻¹)
Outubro	146,6	75,1	51	-1,3	-2,8**	-72,1
Novembro	236,7	98,7	42	-1,9*	-5,5**	-144,4
Dezembro	266,2	109,6	41	-0,2	-0,9**	-24,5
Janeiro	306,8	117,4	38	0,6	3,1**	81,5
Fevereiro	260	117,1	45	0,5	1,2**	40
Março	271,6	94,2	35	-1,3	-3,5**	-91,2
Abril	181,5	90,9	50	0,8	2,2**	58,1

*tendência estatisticamente significativa para $\alpha = 0,05$. **inclinação da tendência estatisticamente diferente de zero. Fonte: Elaborada pelos autores (2022).

Verifica-se pelo método da inclinação de Sen (Tabela 2), tendência estatisticamente significativa em todos os meses, com uma taxa crescente na precipitação nos meses janeiro (3,1 mm/ano), fevereiro (1,2 mm/ano) e abril (2,2 mm/ano). Nos demais meses observa-se taxa decrescente de 0,9 mm/ano (dezembro) a 5,5 mm/ano (novembro). Na série de 26 anos (1995 a 2020) houve um aumento de até 81,5mm no mês de janeiro, e diminuição de 144,4mm no mês de novembro. Observa-se que os meses de dezembro a março detém a maior parte da precipitação acumulada, cerca de 66%, corroborando os resultados obtidos por Neto et al. (2021).

Cerrado estão decrescendo. Silva et al. (2010) identificaram que entre 1977 e 2006 está aumentando a irregularidade na distribuição da precipitação da estação chuvosa de Palmas– TO. Vários pesquisadores (DEBORTOLI et al., 2012; CAMPOS & CHAVES, 2019; FERIJAL; BATELAAN; SHANAFIELD, 2021), apontam como uma das possíveis causas da



redução do volume de precipitação - além do aumento da Temperatura da Superfície do Mar (TSM) - seja o aumento do desmatamento, uma vez que esse propicia a diminuição da taxa de evapotranspiração, recaindo diretamente sobre o ciclo hidrológico. Segundo Rocha e Nascimento (2021) cerca de 41,3% da cobertura natural do bioma Cerrado já se encontra convertida para uso antrópico.

Debortoli et al. (2012) sugere que a diminuição da precipitação pode estender a estação seca, aumentando a emissão de partículas no ar oriundas da queima de biomassa pela atividade agropecuária, uma vez que ocorrem majoritariamente nesse período, reduzindo o total de radiação recebida pelas superfícies terrestres, recaindo na diminuição da intensidade do ciclo hidrológico, uma vez que as nuvens propícias a chuvas serão impactadas. Tais processos de queimada favorecerem, ainda, o aparecimento de doenças respiratórias na população local (SANTIAGO & LOPES, 2021).

Os resultados encontrados nesse trabalho indicam que o município de Palmas já sofre interferências no ciclo hidrológico, os acumulados de precipitação durante a estação chuvosa respondem por mais de 95,6 % da precipitação anual. Essa variável meteorológica interfere diretamente nas atividades humanas - como serviços de saneamento e atividades agrícolas - mas também sobre toda a biota em geral. Essas mudanças no regime hidrológico de Palmas - TO são, possivelmente, decorrentes do desmatamento, bem como da dinâmica climática global, que causa agravantes na gestão de recursos hídricos, o que pode estar causando impactos sobre o Parque Estadual no Lajeado, sendo esse o detentor dos mananciais que abastecem o município (GOVERNO DO TOCANTINS, s. d.).

Acompanhando os resultados observados, Palmas segue a mesma tendência observadas para grande parte dos municípios que se encontram inseridos no Cerrado. Observa-se uma diminuição da precipitação anual, estando relacionada, como apontado por Campos e Chaves (2020), com o desmatamento fortemente induzido na região por atividades agropecuárias.

CONCLUSÕES

Por meio dos resultados, foi possível inferir que a precipitação apresenta baixa variabilidade anual, mas alta variabilidade mensal. Conjuntamente, o teste de Mann- Kendall e a inclinação de Sen indicam diminuição anual dos acumulados de precipitação na estação chuvosa de Palmas - TO. Tendência de diminuição mensal da precipitação é observada apenas no início e fim da estação chuvosa. Nos meses mais chuvosos da estação verifica-se tendência



de aumento da precipitação. O que pode ser indício de redução do tamanho da estação chuvosa e aumento da ocorrência de eventos severos.

Os resultados observados são coerentes com outros estudos e demonstram mudanças no regime de precipitação não somente do município de Palmas, mas em todo o bioma Cerrado, considerado o berço de águas do país. Como adendo, sugere-se como trabalho futuro um estudo da identificação da tendência de ocorrências de chuvas torrenciais durante a estação chuvosa de Palmas, tendo em vista a influência dessas sobre a qualidade das águas superficiais e o aumento do acumulado nos meses mais chuvosos da estação chuvosa.

REFERÊNCIAS

CAMPOS, J. O.; CHAVES, H. M. L. Tendências e variabilidades nas séries históricas de precipitação mensal e anual no bioma cerrado no período 1977-2010. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v.35, n.1, p.157-169, 2020.

COSTA, M. S. et al. Tendências observadas em extremos de precipitação sobre a região Semiárida do Nordeste do Brasil. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v.8, n.5, p.1321-1334, 2015.

DEBORTOLI, N. et al. Análise temporal do período chuvoso na Amazônia Meridional Brasileira (1971-2010). *Revista Geonorte*, v.1, n.5, p.382-394, 2012.

FERIJAL, T.; BATELAAN, O.; SHANAFIELD, M. Spatial and temporal variation in rainy season droughts in the Indonesian Maritime Continent. *Journal of Hydrology*, v.604, 2021.

JÚNIOR, J. F. O. et al. Climatologia da chuva em Maceió: aspectos climáticos e ambientais. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v.14, n.4, p.2253-2264, 2021.

MARQUES, A. K. Avaliação da qualidade da água da sub-bacia do Ribeirão Taquaruçu Grande e da área de sua influência no reservatório da Usina Hidroelétrica Luis Eduardo Magalhães, TO. 229f. Tese (Doutorado em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear – Materiais). Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares. São Paulo, 2011.

MORAES, B. C. et al. Variação espacial e temporal da precipitação no estado do Pará. *Acta Amazonica*, v.35, n.2, p.207-214, 2005.

NETO, V. L. S. et al. Variabilidade espacial e temporal da precipitação no Estado do Tocantins, Brasil. *Research, Society and Development*, v.10, n.3, p.1-20, 2021.



PENEREIRO, J. C.; MARTINS, L. L. S.; BERETTA, V. Z. Identificação de variabilidades e tendências interanuais em medidas hidro-climáticas na Região Hidrográfica do Tocantins-Araguaia, Brasil. *Revista Brasileira de Climatologia*, v.18, p.219-241, 2016.

PIRES, É. G.; VELOSO, G. A. Variação da temperatura de superfície diurna e noturna no município de Palmas – TO. In: *Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, 19, Santos. Anais... Santos: INPE, 2019.

ROCHA, M. I. S.; NASCIMENTO, D. T. F. Distribuição espaço-temporal das queimadas no bioma Cerrado (1999/2018) e sua ocorrência conforme os diferentes tipos de cobertura e uso do solo. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v.14, n.3, p.1220-1235, 2021.

SANTIAGGO, L. A. N.; LOPES, R. S. Impactos na saúde humana devido à emissão de aerossóis causada por queimadas. *Brazilian Journal of Development*, v.7, n.1, p.9069- 9075, 2021.

SENA, J. P. O.; LUCENA, D. B. Identificação de tendência da precipitação na microrregião do Cariri Paraibano. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v.6, n.5, p.1400-1416, 2013.

SILVA, F. B., et al. Evidências de mudanças climáticas na região de transição Amazônia-Cerrado no Estado do Maranhão. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v.31, n.3, p.330-336, 2016.

SILVA, M. M.; FERREIRA, V. O. Estação chuvosa e ocorrência de veranicos em Araçuaí, Itamarandiba e Pedra Azul, na Porção Mineira da Bacia do Rio Jequitinhonha. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v.5, p.1068-1081, 2011.

SILVA, R. A.; JÚNIOR, J. L. S.; BATISTA, D. L. Variabilidade da precipitação no município de Palmas – TO. In: *Congresso Brasileiro de Meteorologia*, 16, 2010, Belém. Anais... Belém: 2010.



DIAPAUSA EM CLADÓCEROS TROPICAIS: BANCO DE OVOS EM HIDROSSISTEMAS SAVÂNICOS

Karen Dayana de Souza Andrade Fontes¹

Eliana Aparecida Panarelli²

Rodrigo Ney Millan²

Vanesca Korasaki²

¹Mestranda em Ciências Ambientais da Universidade do Estado de Minas Gerais – Unidade Frutal, Departamento de Ciências Agrárias e Biológicas, karen.anndrade@gmail.com

²Prof. Dr (a). Universidade do Estado de Minas Gerais – Unidade Frutal, Departamento de Ciências Agrárias e Biológicas, eliana.panarelli@uemg.br, rodrigo.millan@uemg.br, vanesca.korasaki@uemg.br

INTRODUÇÃO

193

A produção de indivíduos em estágios de repouso, a diapausa, é uma estratégia comum e particularmente relevante em cladóceros, que permite a recuperação das populações e a resistência da espécie após períodos de condições desfavoráveis (FREY, 1960; SARMA; NANDINI; GULATI, 2005). Os bancos de ovos em repouso têm variadas funções ecológicas e evolutivas para o zooplâncton, incluindo dispersão temporal, manutenção da diversidade genética e colonização de novos habitats, além de ser uma ferramenta de valor imensurável para a biodiversidade, biogeografia, ecologia evolutiva, paleolimnologia, mudanças climáticas, estudos de ecologia de população e de ecossistema, o que resulta em uma potencial aplicação para monitoramento e recuperação ambiental (BILTON; FREELAND; OKAMURA, 2001; BRENDONCK; DE MEESTER, 2003; GYLLSTROM & HANSSON, 2004; NIELSEN & BROCK, 2009).

Embora haja consenso sobre a importância dos bancos de ovos dormentes nas comunidades zooplanctônicas, muito do conhecimento existente deriva de espécies e comunidades das regiões temperadas da América do Norte e Europa (IGLESIAS et al., 2016), e poucos esforços foram dedicados à tal caracterização em lagos tropicais (SANTANGELO et al., 2015). Em regiões de clima quente, a produção de estágios dormentes tem sido estudada



principalmente em ambientes aquáticos temporários, nos quais as diferenças sazonais entre os períodos seco e úmido induzem fortemente o início do processo de diapausa (CRISPIM; PAZ; WATANABE, 2003).

Entretanto, a diapausa não é determinada somente pela sazonalidade do hidroperíodo, podendo ser induzida por fatores específicos de cada espécie (ARAUJO et al., 2013). Logo, é pertinente associar os padrões dos ventos, características da fauna, vegetação e macroclima aos padrões de desenvolvimento e aos sinais de dormência e ressurreição. Isso nos leva a hipotetizar que o tipo de bioma tem um importante papel na composição da comunidade e que as peculiaridades do clima regional, características do solo e a cobertura vegetal são possíveis fatores a serem considerados na dinâmica de comunidades zooplantônicas.

Tendo em vista os aspectos observados e em razão da insuficiência de pesquisas relacionadas aos ecossistemas brasileiros, este estudo objetivou caracterizar o conhecimento disponível sobre dormência de cladóceros tropicais, catalogando as espécies estudadas dessas regiões, bem como especificar o conhecimento produzido para biomas savânicos, além de apresentar uma revisão taxonômica com base nas novas denominações. Dessa forma, será possível fornecer subsídios para novos estudos que busquem conhecimento nesta área de investigação.

METODOLOGIA

Foi realizado um levantamento bibliográfico por meio de pesquisa inicialmente no banco de dados do Google Scholar, realizando uma pré-seleção de trabalhos através de leitura dos resumos, que tratam especificamente de ovos de resistência de Cladocera em regiões tropicais (incluindo ou não sistemas savânicos). Posteriormente, foi utilizado o portal do Periódicos Capes para uma pesquisa genérica de todos os artigos disponíveis, até o mês de agosto do ano 2021; finalmente foi feita uma busca específica no Web of Science e Scopus.

A pesquisa foi realizada de forma seccionada para que o refino da busca não excluísse possíveis estudos relacionados a somente um determinado tema, portanto as palavras foram divididas em três grupos especificamente combinados e sem limitação de ano de publicação, sendo: grupo 1: cladocera "resting eggs" savanna; grupo 2: "resting eggs" tropical cladocera dormancy hatching; e grupo 3: "resting eggs" tropical Cladocera dormancy induction.

Foram selecionados artigos científicos indexados, dissertações e teses. A próxima etapa consistiu em selecionar somente aqueles que continham "resting eggs" ou "dormancy" no título e/ou resumo do trabalho. Adicionalmente, foram incluídos os artigos citados na revisão



de Iglesias et al. (2016), referentes a ambientes tropicais. Após criar uma biblioteca de obras científicas, foram desconsiderados os artigos que não realizaram estudo voltados para a indução e quebra de dormência em região tropical e, adicionalmente, foram especificadas as pesquisas que tratavam de cladóceros tropicais em regiões savânicas.

A análise de Cluster multivariada foi utilizada para caracterizar similaridades entre locais de amostragem, agrupando dados de presença e ausência das espécies estudadas na pesquisa bibliográfica, por índice binário de Jaccard, com intuito de explorar similaridades (LANDIM, 2003; HAMMER & HARPER, 2006). Essa análise foi realizada com o programa PAST v. 4.03 (HAMMER; HARPER; PYAN, 2001).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Um total de 50 manuscritos, incluindo sete dissertações, uma tese e 42 artigos publicados em periódicos, foram revisados. Dentre as pesquisas que informaram o tipo de clima do ambiente estudado, 34 são tropicais, enquanto cinco são ambientes áridos ou semiáridos. Em se tratando dos biomas, conforme as categorias descritas por Coutinho (2006), das 40 pesquisas que detalharam a área de estudo foram: 27 realizadas em Floresta tropical, incluindo dois biomas azonais altimontanos (região Andina) e um halo-helobioma (Mangue); 16 Savanas (com diversificadas fitofisionomias que não foram categorizadas na maioria dos estudos) e um Deserto.

A América do Sul é o continente com maior número de trabalhos publicados sobre cladóceros tropicais ou hidrossistemas savânicos, com maior concentração no Brasil. O continente africano tem apenas dois trabalhos com amostragens concentradas na região do Rift Valley e nas savanas do Zimbábue. Já o continente asiático tem um número pequeno de trabalhos, mas com a distribuição espalhada, incluindo os países China, Malásia e Tailândia. A Figura 1 ilustra a distribuição geográfica dos locais estudados, indicando os trabalhos inseridos em áreas savânicas.



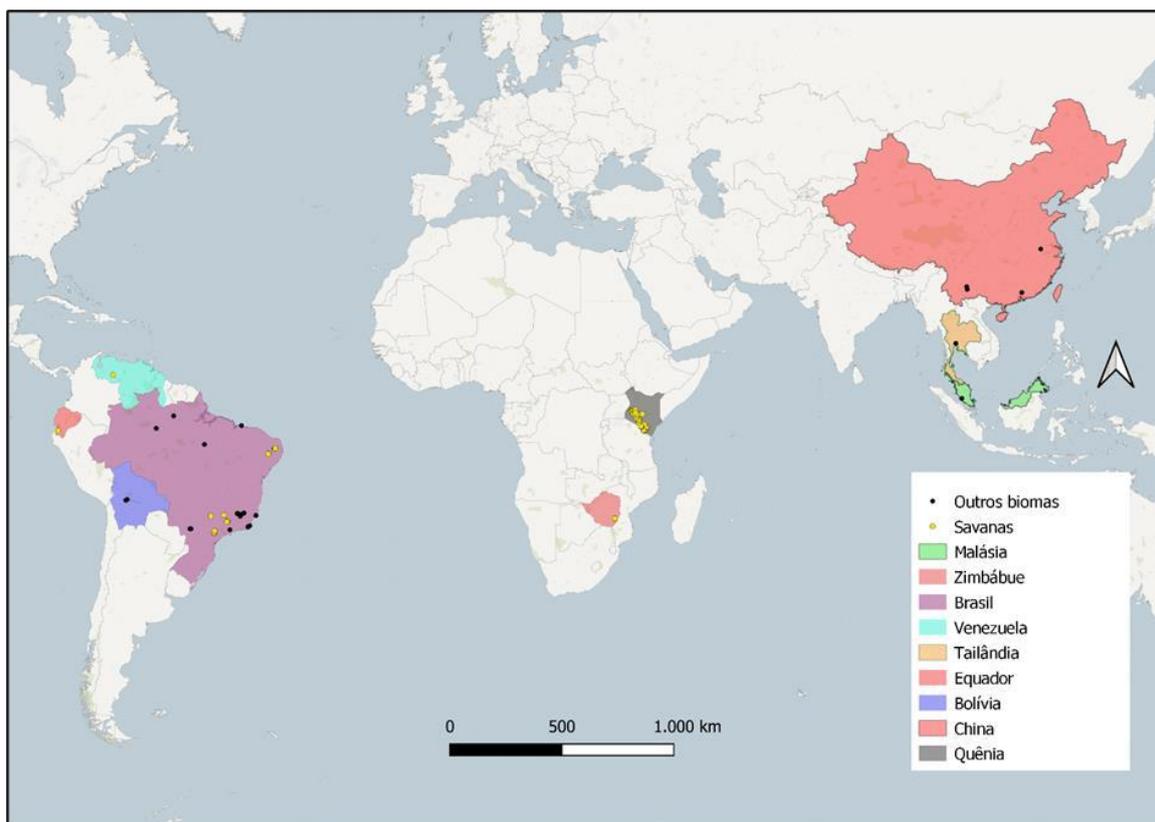


Figura 1. Distribuição geográfica de sistemas tropicais/savanas para espécies registradas em estudos sobre dormência de cladóceros de ambientes tropicais.

Vale ressaltar que o conhecimento taxonômico de cladóceros tropicais tem apresentado grandes reformulações, após a rejeição do conceito de cosmopolitismo para espécies de Cladocera proposto por Frey (1982). Deste modo, os Quadros 1 e 2 apresentam a denominação revisada de acordo com Orlova-Bienkowskaia (2001), Elmmor-Loureiro, Galvão e Fonseca (2004), Elmoor-Loureiro (2007), Sousa e Elmoor-Loureiro (2019) e Elmoor-Loureiro (Cladóceros do Brasil: famílias Chydoridae e Eurycercidae, s.d.), possibilitando uma quantificação mais real, na busca de eliminar sinonímias existentes em trabalhos mais antigos. Enfatiza-se ainda que as dificuldades taxonômicas são ainda maiores nas análises de ovos de resistência, uma vez que, para as identificações tem sido usual realizar eclosões a fim de certificar quais espécies estão de fato presentes no sedimento (VANDEKERKHOVE et al., 2004). Grandes esforços são necessários para a investigação, em termos de alcançar melhorias na taxonomia dos ovos, objetivando facilitar os estudos relacionado aos ovos de resistência.

A revisão dos grupos taxonômicos para os estudos que investigam formas dormentes em ambientes tropicais resultou em 163 espécies (incluindo duas subespécies) e 44 espécies não identificadas de Cladocera registradas nos 50 trabalhos (incluindo indivíduos

encontrados na fase ativa durante as investigações), inseridos em variados biomas de regiões tropicais. A família Chydoridae foi a mais representativa, apresentando diversidade de 78 espécies, correspondendo a mais de 47% da ocorrência de taxa, também foi a que apresentou maiores confusões taxonômicas com 22 sinonímias e 27 taxa sem identificação das espécies. O Brasil é o país com maior diversidade registrada no presente estudo, indicando 129 taxa, sendo Leptodoridae a única família sem ocorrência no território nacional.

Quadro 1. Lista de espécies da Família Chydoridae registradas em estudos sobre dormência em ambientes tropicais (continua)

Subfamília Aloninae	Família Chydoridae Continuação Aloninae	Continuação Aloninae
<i>Acroperus tupinamba</i> *	<i>Coronatella rectangula</i>	<i>Leydigia ornata</i>
<i>Alona affinis</i> group	<i>Euryalona orientalis</i> *	<i>Magnospina dentifera</i> *
<i>Alona boliviana</i>	<i>Euryalona brasiliensis</i>	<i>Monospilus dispar</i>
<i>Alona cf. guttata</i> *	<i>Euryalona tridentatus</i>	<i>Nicsmirnovius</i> sp.
<i>Alona intermedia</i> * - group	<i>Flavalona asymmetrica</i> *	<i>Notoalona sculpta</i> *
<i>Alona isabellae</i> ou <i>A. elisae</i> *	<i>Flavalona iheringula</i> *	<i>Notoalona cf. sculpta</i>
<i>Biapertura karua</i>	<i>Graptoleberis occidentalis</i>	<i>Ovalona alti plana</i> ou <i>Ovalona nigra</i>
<i>Alona quadrangularis</i>	<i>Graptoleberis testudinaria</i>	<i>Ovalona glabra</i> *
<i>Alona yara</i> *	<i>Karualona muelleri</i> *	<i>Ovalona kaingang</i> *
<i>Anthalona brandorffi</i> *	<i>Kurzia longirostris</i> *	<i>Oxyurella longicaudis</i> *
<i>Anthalona verrucosa</i> *	<i>Kurzia polyspina</i> *	<i>Oxyurella singalensis</i>
<i>Bergamina lineolata</i> *	<i>Leberis davidi</i> *	<i>Oxyurella tenuicaudis</i>
<i>Biapertura ossiani</i> *	<i>Leydigia cf. striata</i>	<i>Paralona piagra</i>
<i>Camptocercus aloniceps</i>	<i>Leydigia ipojucae</i> *	<i>Parvalona parva</i> *
<i>Camptocercus australis</i>	<i>Leydigia macrodonta</i> *	<i>Rhynchotalona falcate</i>
<i>Camptocercus rectirostris</i> *	<i>Leydigia striata</i> *	
<i>Celsinotum candango</i> *	<i>Leydigiaopsis brevirostris</i> *	
<i>Coronatella monocantha</i> *	<i>Leydigiaopsis curvirostris</i>	
<i>Coronatella poppei</i> *	<i>Leydigiaopsis megalops</i> *	

* presença em ambientes de savanas .

Quadro 1. Lista de espécies da Família Chydoridae registradas em estudos sobre dormência em ambientes tropicais (continuação)

Subfamília Chydorinae	Continuação Chydorinae
<i>Alonella clathratula</i>	<i>Disparalona leptorhyncha</i> *
<i>Alonella dadayi</i> *	<i>Disparalona luciana</i> ou <i>D. hamata</i>
<i>Chydorus brevilabris</i>	<i>Dunhevedia odontoplax</i>
<i>Chydorus cf. sphaericus</i> *	<i>Ephemeroporus acanthodes</i>
<i>Chydorus dentifer</i>	<i>Ephemeroporus barroisi</i> *
<i>Chydorus eurynotus</i> *	<i>Ephemeroporus cf. acanthodes</i>
<i>Chydorus nitidilus</i> *	<i>Ephemeroporus hybridus</i> *
<i>Chydorus parvireticulatus</i>	<i>Ephemeroporus tridentatus</i>
<i>Chydorus pubescens</i> *	<i>Pleuroxus caca</i>
<i>Dadaya macrops</i> *	<i>Pleuroxus cf. aduncus</i>
<i>Disparalona cf. hamata</i> *	<i>Pleuroxus hardingi</i>
<i>Disparalona daday</i>	<i>Pseudochydorus globosus</i>
<i>Disparalona hamata</i>	

* presença em ambientes de savanas .



Quadro 2. Lista de espécies de famílias de Cladocera não Chydoridae registradas em estudos

Família Daphniidae	Continuação Daphniidae	Família Macrothricidae
<i>Ceriodaphnia pulchella</i>	<i>Daphnia hyalina</i>	<i>Drepanothrix cf. dentata</i>
<i>Ceriodaphnia cf. dubia</i>	<i>Daphnia laevis*</i>	<i>Echinisca triserialis*</i>
<i>Ceriodaphnia cf. laticaudata</i>	<i>Daphnia longispina*</i>	<i>Grimaldina brazzai*</i>
<i>Ceriodaphnia cornuta*</i>	<i>Daphnia lumholtzi*</i>	<i>Guernella raphalis</i>
<i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>	<i>Daphnia magna*</i>	<i>Macrothrix atahualpa</i>
<i>Ceriodaphnia cornuta rigaudi</i>	<i>Daphnia parvula</i>	<i>Macrothrix cf. spinosa</i>
<i>Ceriodaphnia laticaudata</i>	<i>Daphnia peruviana</i>	<i>Macrothrix elegans*</i>
<i>Ceriodaphnia quadrangular*</i>	<i>Daphnia pulex*</i>	<i>Macrothrix laticornis</i>
<i>Ceriodaphnia reticulata*</i>	<i>Daphnia rosea</i>	<i>Macrothrix paulensis</i>
<i>Ceriodaphnia silvestrii*</i>	<i>Scapholeberis armata*</i>	<i>Macrothrix sioli</i>
<i>Ceriodaphnia richardi*</i>	<i>Scapholeberis freyi</i>	<i>Macrothrix spinosa</i>
<i>Daphnia ambigua*</i>	<i>Scapholeberis kingi</i>	<i>Macrothrix squamosa*</i>
<i>Daphnia barbata*</i>	<i>Scapholeberis spinifera</i>	<i>Streblocerus serricaudatus</i>
<i>Daphnia cf. similis*</i>	<i>Simocephalus cf. brehmi</i>	<i>Streblocerus pygmaeus*</i>
<i>Daphnia cucullata</i>	<i>Simocephalus cf. vetulus*</i>	
<i>Daphnia curvirostris</i>	<i>Simocephalus daphnoides*</i>	Família Holopedidae
<i>Daphnia dolichocephala*</i>	<i>Simocephalus latirostris*</i>	<i>Holopedium amazonicum</i>
<i>Daphnia galeata</i>	<i>Simocephalus mixtus</i>	
<i>Daphnia gessneri*</i>	<i>Simocephalus serrulatus*</i>	

* presença em ambientes de savanas .

Quadro 2. Lista de espécies de famílias de Cladocera não Chydoridae registradas em estudos sobre dormência em ambientes tropicais (continuação)

Família Moinidae	Família Sididae	Família Bosminidae
<i>Moina belli*</i>	<i>Diaphanosoma birgei*</i>	<i>Bosmina coregoni</i>
<i>Moina macrocopa</i>	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	<i>Bosmina fatalis</i>
<i>Moina micrura*</i>	<i>Diaphanosoma brevireme*</i>	<i>Bosmina freyi*</i>
<i>Moina minuta*</i>	<i>Diaphanosoma dubium</i>	<i>Bosmina hagmanni*</i>
<i>Moina reticulata*</i>	<i>Diaphanosoma fluviatile*</i>	<i>Bosmina huaronensis</i>
<i>Moinodaphnia</i>	<i>Diaphanosoma orghidani</i>	<i>Bosmina longirostris</i>
<i>macleayi*</i>	<i>transamurensis</i>	<i>Bosmina tubicen*</i>
Família Ilyocryptidae	<i>Diaphanosoma spinulosum*</i>	<i>Bosminopsis brandorff</i>
<i>Ilyocryptus agilis</i>	<i>Pseudosida bidentata*</i>	<i>Bosminopsis deiteri*</i>
<i>Ilyocryptus sarsi</i>	<i>Pseudosida ramosa</i>	
<i>Ilyocryptus cf. spinifer</i>	<i>Sarsilatona serricauda*</i>	Família
<i>Ilyocryptus spinifer*</i>	<i>Sida crystallina</i>	Leptodoridae
		<i>Leptodora richardi</i>
	Família Ctenopoda	
	<i>Latanopsis australis*</i>	

* presença em ambientes de savanas.

Observou-se que mais de 61% das ocorrências taxonômicas estavam presentes nos estudos que investigaram formas dormentes em biomas savânicos, distribuídos nos países: Brasil, Equador, Quênia, Venezuela e Zimbábue. Representantes das famílias Lepitodoridae e Holopedidae não foram registradas em hidrossistemas savânicos. A relação para espécies presentes por família de Cladocera é demonstrada na Tabela 1.



Tabela 1. Relação de espécies por família em sistemas tropicais com destaque para porcentagem registrada em savanas para espécies registradas em estudos sobre dormência de cladóceros de ambientes tropicais.

Família	Savânicas	Não-savânicas	(%)
Bosminidae	4	12	33,34
Chydoridae	52	105	49,52
Ctenopoda	1	1	100
Daphniidae	23	47	48,93
Ilyocryptidae	1	4	25
Macrothricidae	6	15	40
Moinidae	6	7	85,71
Sididae	7	14	50

A análise de similaridade (Figura 2) não revelou possibilidade de agrupamentos por tipo de bioma e nem por proximidade das regiões, o que dificulta interpretações ecológicas e biogeográficas da distribuição das espécies. Esse resultado pode indicar número insuficientes de estudos sobre dormência de Cladocera realizados em sistemas tropicais e especialmente em biomas savânicos, somado a possíveis problemas de identificação taxonômica, principalmente dos estudos mais antigos.

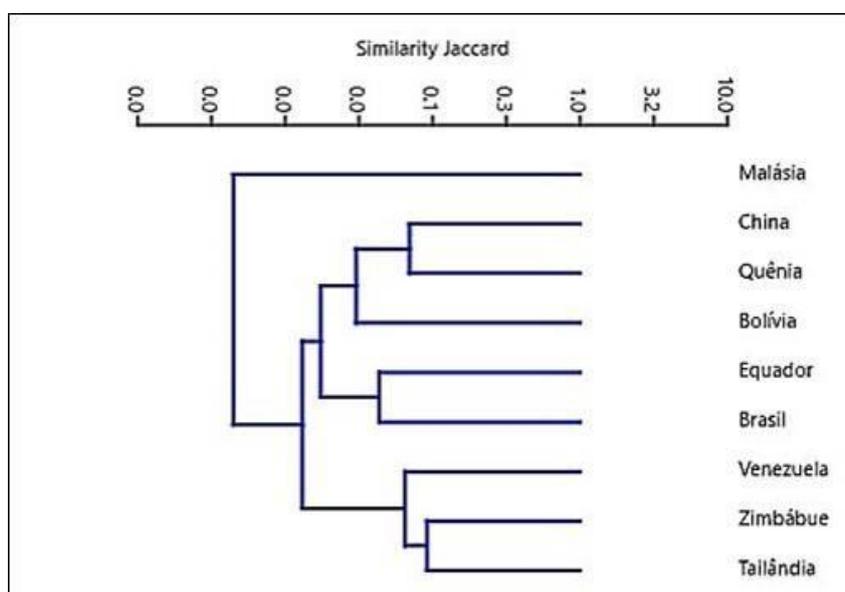


Figura 2. Dendrograma baseado no índice de Jaccard para espécies registradas em estudos sobre dormência de cladóceros de ambientes tropicais.

A atualização das espécies identificadas em trabalhos mais antigos se faz necessária para padronização dos conhecimentos produzidos sobre os cladóceros, pois existem muitas confusões taxonômicas que estão sendo resolvidas nos últimos anos, principalmente para a

família Chydoridae (VAN DAMME; ELÍAS-GUTIÉRREZ; DUMONT, 2011). Além disso, estudos sobre formas dormentes, que permitem analisar e reconstruir as mudanças históricas sofridas em ecossistemas aquáticos devem ser incentivados, devido à sua forte contribuição no conhecimento sobre os impactos antrópicos e naturais sofridos pelos sistemas hídricos, fornecendo uma importante ferramenta de gestão para os formuladores de políticas públicas ambientais.

CONCLUSÕES

A presente pesquisa verificou escassez de estudos que tratam a dormência de Cladocera em ambientes tropicais, principalmente fora do continente sul-americano. Isso indica a necessidade de ampliação das investigações, especialmente em sistemas savânicos, onde a sazonalidade intercalando períodos de déficit hídrico e chuvosos podem apoiar o entendimento dos processos de dormência em comunidades aquáticas. Além da ampliação dos estudos, o aprimoramento na identificação taxonômica das espécies é necessário para melhor compreensão da distribuição biogeográfica e aspectos ecológicos de Cladocera.

REFERÊNCIAS

- ARAÚJO, L. R.; LOPES, P. M.; SANTANGELO, J. M.; PETRY, A. C.; BOZELLI, R. L. Zooplankton resting egg banks in permanent and temporary tropical aquatic systems. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.25, n.3, p.235-245, 2013.
- BILTON, D. T.; FREELAND, J. R.; OKAMURA, B. Dispersal in Freshwater Invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v.32, p.159-181, 2001.
- BRENDONCK, L.; DE MEESTER, L. Egg banks in freshwater zooplankton: evolutionary and ecological archives in the sediment. *Hydrobiologia*, v.491, p.65-84, 2003.
- COUTINHO, L. M. O conceito de bioma. *Acta Botanica Brasílica*, v.20, n.1, p.13-23, 2006.
- CRISPIM, M. C.; PAZ, R. J. da; WATANABE, T. Comparison of different *Moina minuta* populations dynamics eclosed from resting eggs in a semi-arid region in Brazil. *Brazilian Journal of Ecology*, v.2, p.33-38, 2003.
- ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A.; GALVÃO, L. M.; FONSECA, C. Pi. New cladoceran records from lake Paranoá, central Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v.64, n.3A, p.415-422, 2004.
- ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. *Phytophilous cladocerans* (Crustacea, Anomopoda and Ctenopoda) from Paranã River Valley, Goiás, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v.24 n.2, p.344-352, 2007.



- ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. Cladóceros do Brasil: famílias Chydoridae e Eurycercidae. s.d. Disponível em: <https://cladocera.wordpress.com/>. Acesso em 24 de fevereiro de 2022.
- FREY, D. G. The Ecological Significance of Cladoceran Remains in Lake Sediments. *Ecology*, v.41, n.4, p.684-699, 1960.
- FREY, D. G. Relocation of *Chydorus barroisi* and related species (Cladocera, Chydoridae) to a new genus and description of two new species. *Hydrobiologia*, v.86, p.231-269, 1982.
- GYLLSTROM, M.; HANSSON, L. Dormancy in freshwater zooplankton: Induction, termination and the importance of benthic-pelagic coupling. *Aquatic Sciences*, v.66, p.274-295, 2004.
- HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, v.4, p.1-9, 2001.
- HARPER D. A. T. Paleontological data analysis. Oxford: Blackwell, 2006.
- IGLESIAS, C.; BONECKER, C.; BRANDÃO, L.; CRISPIM, M. C.; ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M.; GERHARD, M.; PORTINHO, J. L.; MAIA-BARBOSA, P.; PANARELLI, E.; SANTANGELO, J. M. Current knowledge of South American cladoceran diapause: A brief review. *International Review of Hydrobiology*, v.101, p.1-14, 2016.
- LANDIM, P. M. B. Análise estatística de dados geológicos multivariados. São Paulo: Unesp, 2003.
- NIELSEN, D. L.; BROCK, M. A. Modified water regime and salinity as a consequence of climate change: Prospects for wetlands of Southern Australia. *Climatic Change*, v.95, p.523-533, 2009.
- ORLOVA-BIENKOSWSKAJA, M. Y. Cladocera: Anomopoda - *Daphniidae: genus Simocephalus*. Guides to the identification of the Microinvertebrates of Continental waters of the world. Leidein: Backhuys Publishers, 2001.
- SANTANGELO, J. M.; LOPES, P. M.; NASCIMENTO, M. O.; FERNANDES, A. P. C.; BARTOLE, S.; BARROS, M. P. F.; LEAL, J. J. F.; ESTEVES, F. A.; FARJALLA, V. F.; BONECKER, C. C.; BOZELLI, R. L. Community structure of resting egg banks and concordance patterns between dormant and active zooplankters in tropical lakes. *Hydrobiologia*, v.758, p.183-195, 2015.
- SARMA, S. S. S.; NANDINI, S.; GULATI, R. D. Life history strategies of cladocerans: comparisons of tropical and temperate taxa. *Hydrobiologia*, v.542, p.315-333, 2005.
- SOUSA, F. D. R.; ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. Identification key for the Brazilian genera and species of Aloninae (Crustacea, Branchiopoda, Anomopoda, Chydoridae). *Papéis Avulsos de Zoologia*, v.59, e20195924, 2019.



VAN DAMME, K.; ELÍAS-GUTIÉRREZ, M.; DUMONT, H. J. Three rare European “Alona” taxa (Branchiopoda: Cladocera: Chydoridae), with notes on distribution and taxonomy. *International Journal of Limnology*, v.47, p.45-63, 2011.

VANDEKERKHOVE, J.; DECLERCK, S.; VANHOVE, M.; BRENDONCK, L.; JEPPESEN, E.; CONDE PORCUNA, J. M.; DE MEESTER, L. Use of ephippial morphology to assess richness of anomopods: potentials and pitfalls. *Journal of Limnology*, v.63, p.75-84, 2004.



QUALIDADE DE ÁGUA PARA IRRIGAÇÃO EM ÁREAS PRODUTIVAS DO BREJO PARAIBANO: DESAFIOS E IMPORTÂNCIA DA SUA AVALIAÇÃO

Silvânia Maria de Souza Gomes Nascimento¹

Halyson Ruan dos Santos Epitácio Silva²

Almir Fernandes da Silva³

Elliseu Alves De Macêdo⁴

Tiago Marques de Araújo⁵

¹Prof. Dra. Universidade Federal da Paraíba – Campus III Departamento de Agricultura, silvania.ufpb@yahoo.com.br

²Aluno de graduação em bacharelado de agronomia. Universidade Federal da Paraíba – Campus II, halyson_ruan@hotmail.com

³Aluno de graduação em bacharelado de agronomia. Universidade Federal da Paraíba – Campus II, almirfernandes2230@gmail.com

⁴Aluno do Curso Técnico em Agropecuária Universidade Federal da Paraíba – Campus III, elliseualves07@gmail.com

⁵Aluno do Curso Técnico em Agropecuária Universidade Federal da Paraíba – Campus III, tiago.marques2024@gmail.com

203

INTRODUÇÃO

A agricultura sustentável é um desafio para a sociedade contemporânea, tendo em vista o grande consumo de água doce no processo produtivo, problemas de contaminação de mananciais hídricos e do solo, dificultando conciliar a atividade produtiva com a conservação ambiental. Assim, o monitoramento não apenas da quantidade de água utilizada nos sistemas produtivos como também a sua qualidade são de acordo com Paz et al. (2000) um procedimento justo e equilibrado.

Os desequilíbrios regionais relacionados com a qualidade da água para a irrigação devido à incorporação de diversas substâncias químicas oriundas desde o intemperismo das rochas e, principalmente, por ações humanas, geram danos ao meio ambiente e na saúde humana. A qualidade da água é, portanto, as características resultantes de fenômenos naturais



e de ações antrópicas, sendo que para fins de irrigação, dá-se destaque à composição química da água, embora as características físicas e a carga de sedimentos devem ser consideradas importantes (BARROSO, 2010; PARRON et al., 2011).

No Brasil os parâmetros de qualidade das águas são regidos pela Resolução nº 357 do Conselho Nacional do Meio-Ambiente – CONAMA (BRASIL, 2005) a qual estabelece as classes de águas e os teores máximos permitidos de substâncias químicas prejudiciais como também valores relativos a parâmetros físico-químicos e biológicos.

Um dos fatores que afetam a produção das culturas é a salinidade da água utilizada na irrigação, visto que o estresse salino provoca alterações na germinação das sementes, no crescimento e na morfofisiologia das culturas pelo aumento da pressão osmótica de cultivo ocasionando, por conseguinte, redução na absorção de água pelas raízes (AYERS & WESTCOT, 1999; GUPTA & HUANG, 2014).

Desta forma, há um conjunto de características físicas, químicas e biológicas que são bastante importantes na classificação da qualidade da água. Dias e Gazzinelli (2014) e Vasconcelos et al. (2013) destacam aspectos físico-químicos, como potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE), total de sais dissolvidos (TSD), íons de sódio (Na⁺), potássio (K⁺), cálcio (Ca⁺), magnésio (Mg⁺⁺), cloretos (Cl⁻), sulfatos (SO₄⁺⁺), carbonatos (CO₃⁻⁻) e bicarbonatos (HCO₃⁻). A qualidade das águas utilizadas na irrigação, entretanto, não depende somente de sua análise química, mas da estrutura físico-química do solo, da susceptibilidade e resistência das culturas que irão ser irrigadas. No Semiárido nordestino as águas utilizadas para fins de irrigação apresentam naturalmente níveis elevados de sais uma vez que, 85% da área se encontram sobre rochas cristalinas impermeáveis, onde água subterrânea de má qualidade fica nas fraturas das mesmas (BARROSO et al., 2011). Essa condição aliada às altas taxa de evaporação favorecem o processo de salinização e, ou, sodificação, o que prejudica as plantas em razão do decréscimo da disponibilidade de água daquele solo.

O brejo paraibano apesar de historicamente apresentar um maior índice pluviométrico, quando comparado com as demais microrregiões que compõem o Estado da Paraíba, nos últimos anos vem apresentando estações chuvosas irregulares, com baixa precipitação média anual resultando em diminuição dos reservatórios hídricos que disponibilizam água para a região (COSTA et al., 2015). Por essa razão, o uso de água de qualidade inferior vem sendo adotado como alternativa pelos produtores rurais, prejudicando tanto o desenvolvimento das culturas como também ocasionando obstruções dos sistemas de irrigação.



Como não é exigido dos agricultores a análise e avaliação da qualidade da água utilizada na irrigação, de acordo com Mesquita et al. (2015) este fato pode comprometer a qualidade do alimento produzido. Assim, torna-se imperativo o conhecimento e estudos com relação ao estado qualitativo das águas utilizadas em qualquer sistema de irrigação como forma de prevenir sua inviabilidade econômica.

De acordo Cordeiro (2001) a classificação de água quanto o perigo a salinização e, ou, sodificação para fins de irrigação é um recurso que fornece uma base para predizer com razoável confiança o efeito geral da sua utilização sobre o solo e a planta e sob o sistema de irrigação. Nesse aspecto, Richards (1954) combina a Relação de Adsorção de Sódio (RAS) e a concentração total de sais, formando 16 classes de água, variando assim de C1 a C4 e de S1 a S4 em todas as combinações possíveis.

Assim, objetivou-se com esse trabalho, avaliar e classificar as águas, quanto ao perigo à salinização, utilizadas para fins de irrigação em áreas da região do brejo de produção agroecológica e do Centro de Ciências Humanas, Sociais e Agrárias – CCHSA, da Universidade Federal da Paraíba.

METODOLOGIA

O trabalho foi realizado na região do brejo paraibano situada próximo ao litoral, apresentando clima que varia de tropical a úmido e semiúmido, com chuvas mais frequentes de março a julho as quais variam de 2000 a 800mm, sendo as cidades de Areia, Alagoa Nova, Alagoa Grande, Bananeiras, Solânea e Serraria, as representantes dessa área geográfica que apresentam comportamento pluviométrico semelhante (COSTA et al., 2015).

Foram envolvidas no trabalho áreas produtivas da região de base agroecológica dos municípios de Solânea e Serraria como também áreas de produção do Centro de Ciências Humanas, Sociais e Agrárias – CCHSA da Universidade Federal da Paraíba - UFPB que utilizam diversos tipos de fonte de água para fins de irrigação.

Nas áreas pertencentes ao CCHSA/UFPB as coletas foram realizadas mensalmente, de outubro a dezembro e nas propriedades dos agricultores de base agroecológica de novembro a dezembro de 2019. Nesse período as demandas evapotranspiratórias das culturas são maiores e se observam uma precipitação quantitativamente menor e irregular gerando um aumento da necessidade de irrigações como também uma queda qualitativa das águas, devido ao menor volume nos reservatórios com conseqüente aumento na concentração de sais nas águas.



Os agricultores foram escolhidos aleatoriamente entre os que participavam da feira agroecológica organizada em Serraria pela FAF'S (Feira da Agricultura Familiar de Serraria), e em Solânea organizada pelo Eco Borborema (Associação dos Agricultores e Agricultoras Agroecológica do Compartimento da Borborema).

Para as coletas foram utilizados frascos de polietileno com capacidade de 1000 ml, previamente lavados com água destilada e secados conforme Silva et al. (2011). Foi feita a tríplice lavagem do recipiente com água da fonte de coleta. Foram seis pontos (P1, P2, P3, P4, P5 e P6) de coleta nas áreas de produção do CCHSA/UFPB, sendo três de água subterrânea - poço tubular (P1, P2 e P5) e três de água superficial - açude (P3, P4 e P6). Já nas áreas de produção agroecológica, foram cinco agroecossistemas (AGS01, AGS02, AGS03, AGS04 e AGS05) com coletas das águas utilizadas na irrigação, quatro de água superficial (Figura 1) - barragem e açude (AGS01, AGS02, AGS03 e AGS05) e um de água subterrânea - cacimbão (AGS04) para o município de Solânea e no município de Serraria em todos os agroecossistemas as coletas foram de água superficial (Figura 2) - barragem e açude (AGSE1, AGSE2, AGSE3, AGSE4 e AGSE5). Todas as coletas tiveram quatro repetições.



Figura 1. Reservatório no AGS05, Solânea-PB.



Figura 2, Reservatório no AGSE1, Serraria-PB.

No ato da coleta houve a identificação do frasco, sendo armazenados em caixas de isopor com gelo e posterior encaminhamento ao Laboratório Físico-Químico na Universidade Federal da Paraíba campos III, Bananeira. As características analisadas metodologias desenvolvidas por APHA-AWWA-WEF (2017), Oliveira e Silva (2001) e Macêdo (2001). Para a classificação das fontes de água com relação ao risco de salinidade utilizou-se os limites apresentados por Richards (1954) e Ayers e Westcot (1999).

Os procedimentos eletrônicos para análise estatística dos dados foram executados com o emprego do software SISVAR® (FERREIRA, 2011).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os parâmetros analisados das águas utilizadas na irrigação das áreas do CCHSA da UFPB monitoradas por três meses e dos agroecossistemas de base agroecológica dos municípios de Solânea e Serraria, nos dois períodos de monitoramento, têm seus valores dispostos nas Tabelas 1, 2 e 3, respectivamente.

Tabela 1. Estatísticas descritivas dos resultados analíticos de parâmetros físico-químicos das águas utilizadas para irrigação em áreas do CCHSA da UFPB

Amostras	Parâmetros					
	Alcalinidade	Cloretos	Dureza Total mg/L	STD	CE ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	pH
P1	58,81	138,06	36,94	188,13	293,95	6,22
P2	151,12	200,81	99,82	504,31	803,35	7
P3	41,06	141,33	48,41	199,73	312,07	6,52
P4	8,73	155,34	43,92	253,18	395,6	4,53
P5	5,55	111,76	40,03	121,3	189,53	3,97
P6	16,62	154,49	35,22	187,85	293,52	6,19
Média	46,98	150,3	50,72	242,42	382,31	5,71
CV (%)	106,85	17,83	44,14	50,84	52,4	19,46
Máximo	151,12	200,81	99,82	504,31	856,9	6,97
Mínimo	5,55	111,76	35,22	121,3	173,3	3,74

A alcalinidade indica a quantidade de íons presentes na água, com a capacidade de neutralizar os íons de hidrogênio, sendo seus constituintes, carbonatos (CO_3^{2-}), bicarbonatos (HCO_3^-) ou hidróxidos (OH^-). Neste aspecto, dentre os pontos monitorados nas áreas produtivas do CCHSA, o P2 (poço da ranicultura) foi o que apresentou o valor médio de 151,12 mg/L (Tabela 1), semelhante ao obtido no agroecossistema agroecológico (AGSE4) do município de Serraria (Tabela 3). Águas utilizadas na irrigação que contenha altos níveis de alcalinidade tem grande efeito sobre o pH do substrato, fazendo com que o potencial



hidrogeniônico exceda os limites aceitáveis para o desenvolvimento das culturas, além de proporcionar problemas na disponibilidade dos micronutrientes (ROSAS-PATINO et al., 2017).

Tabela 2. Estatísticas descritivas dos resultados analíticos de parâmetros físico-químicos das águas utilizadas para irrigação em áreas de produção agroecológica do município de Solânea, PB

Agroecossistemas	Parâmetros					
	Alcalinidade mg/L	Cloretos	Dureza Total	STD	CE ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	pH
AGSO1	89,16	519,36	120,3	947,6	1.480,63	8,78
AGSO2	118,51	302,77	114,03	619,66	968,2	7,44
AGSO3	100,94	214,13	62,79	427,98	668,73	8,04
AGSO4	89,51	137,24	29,62	254,01	396,89	6,26
AGSO5	17,26	203,12	49,85	260,75	407,43	6,69
Média	83,1	275,32	75,32	502	784,37	7,44
CV (%)	15,11	4,56	52,36	53,13	53,13	12,5
Máximo	96,8	290,77	143	1029,76	1.609,00	8,98
Mínimo	70,62	258,89	22,66	238,27	372,3	6,15

208

Com relação aos cloretos a resolução nº 357/05 do CONAMA, estabelece um valor máximo permitido de 250 mg/L, proporcionando um indicador na qualidade de águas subterrâneas. Observa-se que todos os valores dos pontos nas áreas do CCHSA analisados (Tabela 1) estão inferiores ao limite estabelecido por este normativo, o mesmo observado para os agroecossistemas do município de Serraria (Tabela 3). Já para o de município de Solânea (Tabela 2) os agroecossistemas AGSO1 e AGSO2 ultrapassaram o limite.

Os resultados obtidos para a dureza total variaram entre 35,22 a 99,82 mg/L nas áreas do CCHSA e nos agroecossistemas agroecológicos de 29,62 a 120,30 mg/L e 60,04 a 114,08 mg/L, para os municípios de Solânea e Serraria, respectivamente. De acordo Ferreira et al. (2015) e Silva et al. (2011) água com dureza abaixo de 50 mg/L é caracterizada como mole ou branda; entre 50 e 150 mg/L, é uma água com dureza moderada; entre 150 e 300 mg/L, é uma água dura e teores maiores do que 300 mg/L, é classificada como uma água muito dura. É importante destacar que uma dureza total a partir de 45 mg/L pode causar danos ao sistema de irrigação através de entupimentos. Almeida (2010) não recomenda a utilização de águas muito duras em solos densos e compactados e seu uso em sistemas de irrigação por gotejamento por reduzir o fluxo de emissão de água provocada pelas incrustações causadas pela mesma.



Tabela 3. Estatísticas descritivas dos resultados analíticos de parâmetros físico-químicos das águas utilizadas para irrigação em áreas de produção agroecológica do município de Serraria, PB

Agroecossistemas	Parâmetros					
	Alcalinidade	Cloretos	Dureza Total	STD	CE ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	pH
	mg/L					
AGSE1	102,53	120,58	72,7	178,43	278,79	8,47
AGSE2	69,83	148,95	73,59	215,64	336,94	7,35
AGSE3	71,03	187,13	76,27	297,03	464,11	8,18
AGSE4	151,02	193,93	114,08	398,67	622,93	8,89
AGSE5	82,85	134,18	60,04	231,99	362,49	8,42
Média	95,45	156,95	79,34	264,35	413,05	8,26
CV (%)	17,38	6,23	11,24	7,91	30,6	7,14
Máximo	112,41	171,91	90,2	294,37	666	9,22
Mínimo	77,98	144,25	65,92	235,21	210,7	7,21

Para os Sólidos Totais Dissolvidos (STD) nas áreas do CCHSA o ponto P2 ultrapassou o valor estimado pela resolução nº 357/05 do CONAMA com 504,31 mg/L e nos agroecossistemas agroecológicos apenas foi observado para os agroecossistemas AGS01 (947,60 mg/L) e AGS02 (619,66 mg/L) do município de Solânea (Tabelas 1 e 2). Os demais valores permaneceram dentro do limite recomendado pelo normativo.

Quanto ao pH, pode-se observar que todos os agroecossistemas dos municípios de Solânea e Serraria (Tabelas 2 e 3) estão dentro da média determinada pelo CONAMA, o que significa dizer que as águas não contêm íons tóxicos que acarretam danos as culturas. Por outro lado, em razão dos elevados valores de pH (chegando a se registrar valores superiores a 8,0) podem ocorrer problemas para os equipamentos usados na irrigação (corrosão) ou precipitação de adubo na tubulação, adsorção de nitratos (OLIVEIRA & MAIA, 1998; VIALLE et AL., 2011). Da mesma forma, a utilização de águas na irrigação com pH menor do que 6,0, podem ser prejudiciais a nutrição das culturas pela acidificação do solo, afetando a disponibilização dos nutrientes para absorção das plantas. Neste aspecto, observamos nas áreas do CCHSA que as águas dos pontos P4 e P5 apresentarem pH muito abaixo do recomendado (Tabela 1). Segundo Silva et al. (2011) um pH adverso pode ser corrigido mediante a aplicação de corretivos na água, porém isto raras vezes se torna prático, pelo que se prefere o tratamento direto do pH do solo.

Provavelmente o critério mais importante com respeito à qualidade da água para irrigação seja a concentração total de sais determinado pelos valores de condutividade elétrica da água (CE). Tomando como base este critério de CE, as águas se dividem em quatro



classes: salinidade baixa, salinidade média, salinidade alta e salinidade muito alta, sendo os pontos divisórios entre classes 250, 750 e 2.250 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (RICHARDS, 1954; CORDEIRO, 2001). Assim, pelos resultados analisados embora a grande maioria das águas utilizadas na irrigação das áreas do CCHSA e dos agroecossistemas de base agroecológica, dos dois municípios, sejam água de salinidade média a baixa (CE inferior a 0,75 dS/m ou 750 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) houve registro de água com salinidade superior em P2 (803,35 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), AGS01 (1480,63 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) e AGS02 (968,20 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)(Tabelas 1 e 2), com grau de restrição da salinidade alta (RICHARDS, 1954).

É importante destacar que existem diferentes enquadramentos de restrição da água com relação a sua salinidade, dependendo da classificação empregada e do critério adotado. Assim, elaborou-se a Tabela 4, para elucidar as diferentes classes de qualidade de água para fins de irrigação, levando-se em consideração os valores de salinidade (estimados pela CE).

Tabela 4. Classificação da água para irrigação, dependendo dos critérios sugeridos por diferentes autores, empregando-se classes de condutividade elétrica (CE)

Classificação	CCHSA				
	P1	P2	P3	P4	P5
Richards (1954)	C2	C3	C2	C2	C1
Ayers e Westcot (1999)	C1	C2	C1	C1	C1
Agroecossistemas/Solânea					
	AGS01	AGS02	AGS03	AGS04	AGS05
Richards (1954)	C3	C3	C2	C2	C2
Ayers e Westcot (1999)	C2	C2	C1	C1	C1
Agroecossistemas/Serraria					
	AGSE1	AGSE2	AGSE3	AGSE4	AGSE5
Richards (1954)	C2	C2	C2	C2	C2
Ayers e Westcot (1999)	C1	C1	C1	C1	C1

210

Deduz-se, do exposto, que as águas das três áreas estudadas apresentam uma grande variabilidade quanto seu grau de restrição pela salinidade conforme critérios adotados para sua classificação, sendo que para Richards (1954) apenas 6,25% das águas analisadas são classificadas com uma água C1 e para Ayes e Westcot (1999) 81,25%. De maneira geral, os maiores percentuais classificam as águas do presente estudo como de salinidade média (C2) a baixa (C1), apresentando 18,75% de registro de água de salinidade alta (C3) o que pode ocasionar injúrias às plantas cultivadas pelo aumento da pressão osmótica de cultivo ocasionando, por conseguinte, inibição da germinação, crescimento e produção das culturas (GUPTA & HUANG, 2014).



As águas classificadas como C3 (Tabela 4) apresentam alto risco de salinidade sendo indicadas na irrigação de espécies vegetais de alta tolerância aos sais (SILVA et al., 2011) devendo observar também o sistema de irrigação, pois água com alto teor de sais pode provocar a queima da folhagem das plantas, principalmente se o sistema adotado for a aspersão.

O índice elevado de águas classificadas com algum problema de salinidade (C2 e C3) utilizadas na irrigação nesses agroecossistemas é um fator preocupante, principalmente, por se tratar de áreas produtoras de hortaliças, que uma vez fora dos padrões compromete o alimento produzido (MESQUITA et al., 2015), danifica o sistema de irrigação (VASCONCELOS et al., 2013), além de impactar negativamente o ambiente (DAHAN et al., 2014).

CONCLUSÕES

A maioria das águas utilizadas para fins de irrigação das áreas analisadas apresentam os parâmetros de alcalinidade, cloretos e STD dentro dos limites definidos no normativo vigente.

Embora se tratem de águas de salinidade média a baixa, ocorre registro de águas com alta salinidade nas áreas do CCHSA e agroecossistemas agroecológicos do município de Solânea, PB.

Dependendo do critério empregado para classificação da água quanto à salinidade pelos valores de CE para fins de irrigação, ocorreram alterações no seu enquadramento em classes específicas, sendo as maiores proporções das águas analisadas foram para as classes C1 e C2.

Há também, o risco de redução na eficiência das adubações, principalmente, nos agroecossistemas agroecológicos quando a água é empregada para aplicação simultânea de fertilizantes e/ou defensivos em função dos altos valores de pH e dureza total.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, O. Á. de. Qualidade da água de irrigação. Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura - Livro Científico (alice), 2010. 234p. Disponível em: <<http://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/875385>>. Acesso em: 30 maio 2022.
- AYRES, R. S.; WESTCOT, D. W. A qualidade da água na agricultura. 2^o. ed. Campina Grande: UFPB, 1999. 153p. (Estudos FAO, irrigação e Drenagem 29, revisado 1).



APHA-AWWA-WEF. Standard Methods for Examination of Water and Wasterwater. 23rd edition. Washington D. C.: American Public Health Association, 2017.

BARROSO, A. A. F.; NESS, R. L. L.; GOMES FILHO, R. R.; SILVA, F. L.; CHAVES, M. J. L.; LIMA, C. A. Avaliação qualitativa das águas subterrâneas para irrigação na região do Baixo Jaguaribe – Ceará. Revista Brasileira de Agricultura Irrigada, v.4, n.3, p.150-155, 2010.

BARROSO, A. A. F.; GOMES, G. E.; LIMA, A. E. O.; PALÁCIO, H. A. Q.; LIMA, C. A. Avaliação da qualidade da água para irrigação na região Centro Sul no Estado do Ceará, Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.15, n.6, p.588–593, 2011.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente, CONAMA. Resolução CONAMA nº 357/2005, de 4 de maio de 2009. In: Resoluções, 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br>>. Acesso em: 18 jun. 2022.

CORDEIRO, G. G. Qualidade de água para fins de irrigação (conceitos básicos e práticas). Petrolina, PE: Embrapa Semiárido, 2001. 32p.

COSTA, A. de S.; OLIVEIRA, V. G.; PEREIRA, A. R.; BORGES, P. F.; ARAÚJO, L. S. Estudo do clima na região do brejo paraibano utilizando técnicas de séries temporais para previsão com o modelo Sarima. Gaia Scientia, v. 9, n.1, p.127-133, 2015.

DAHAN, O.; BABAD, A.; LAZAROVITCH, N.; RUSSAK, E. E.; KURTZMAN, D. Nitrate leaching from intensive organic farms to groundwater. Hydrology Earth System Sciences, v.18, n.7, p.333-341, 2014.

DIAS, B. C. O.; GAZZINELLI, S. E. P. Verificação e identificação de formas parasitárias em culturas de alface (*Lactuca sativa*) na Estância turística de São Roque. Scientia Vitae, v.1, n.3, p.27–34, 2014.

FERREIRA, D. F. SisVar® (Software estatístico): Sistema de análise de variância para dados balanceados, versão 5.6, Lavras: DEX/UFLA, 2011.

FERREIRA, A. C.; ROCHA, L. C.; FIGUEIREDO, M. A. Análise do índice de qualidade de água na bacia do córrego do rio acima, São João Del-Rei/MG. Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades, v.3, n.15, p.94-105. 2015.

GUPTA, B.; HUANG, B. Mechanism of salinity tolerance in plants: Physiological, biochemical, and molecular characterization. International Journal of Genomics, p.1-18, 2014.

MACÊDO, J. A. B. Águas e Águas. Métodos laboratoriais de análises. 1º Ed. Juiz de Fora: 2001.

MESQUITA, D. R.; SILVA, J. P.; MONTE, N. D. P.; SOUSA, R. L. T.; SILVA, R. V. S.; OLIVEIRA, S. S.; LEAL, A. R. S.; FREIRE, S. M. Ocorrência de parasitos em alface crespa (*Lactuca sativa L.*) em



hortas comunitárias de Teresina, Piauí, Brasil. *Revista Patologia Tropical*, v.44, n.1, p.67-76, 2015.

OLIVEIRA, R.; SILVA, S. A. Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias. EXTRABES. Campina Grande: 2001.

OLIVEIRA, M.; MAIA, C. E. Qualidade Físico-química da água em diferentes aquíferos na área sedimentar do Estado do Rio Grande do Norte. *R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental*, v.2, p.17-2, 1998.

PARROM, L. M.; MUINIZ, D. H. de F.; PEREIRA, C. M. Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água. Colombo: Embrapa Florestas - Documentos (infoteca-e), 2011. 67p. (Embrapa Florestas. Documentos, 232). Disponível em: <<http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/921050>>. Acesso em: 30 maio 2022.

PAZ, V. P. S, TEODORO, R. E. F.; MENDONCA, F. C. Recursos hídricos, agricultura irrigada e meio ambiente. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.3, p.465-473, 2000.

ROSAS-PATINO, G.; PUENTES-PARANO, Y. J.; MENJIVAR-FLORES, J. C. Relação entre pH e a disponibilidade de nutrientes para Cacau num entissol da Amazônia Colombiana. *Corpoica Cienc. Tecnol. Agropecu.*, v.18, n.3, p.529-541, 2017.

RICHARDS, L. A. (ed). *Diagnosis and improviment of saline and alkali soils*. Washington DC, US Department of Agriculture, 1954.160p. (USDA Agricultural Handook, 60).

SILVA, Í. N.; FONTES, L. O.; TAVELLA, L. B.; OLIVEIRA, J. B.; OLIVEIRA, A. C. Qualidade de água na irrigação. *Agropecuária Científica no Semiárido*, v.7, n.3, p.1-15, 2011.

VASCONCELOS, R. S.; LEITE, K. N.; CARVALHO, C. M.; ELOI, W. M.; SILVA, L. M. F.; FEITOSA, H. O. Qualidade da água utilizada para irrigação na extensão da microbacia do Baixo Acaraú. *Revista Brasileira de Agricultura Irrigada*, v.3, n.1, p.30-38, 2013.

VIALLE, C.; SABLAYROLLES, C.; LOVERA, M.; JACOB, S.; HUAU, M. C.; MONTREJAUD-VIGNOLES, M. Monitoring of water quality from roof runoff: Interpretation using multivariate analysis. *Water Research*, v.45, n.12, p.3765-3775, 2011.



INFLUÊNCIAS DO TRATAMENTO DE DADOS NA OTIMIZAÇÃO DO PMF

Lethicia Nicioli¹
Julia Marly Pinheiro Americo²
Daniela Montanari Migliavacca Osorio³
Danilo Covaes Nogarotto⁴
Simone Andréa Pozza⁵

¹Aluna de Tecnologia em Saneamento Ambiental, Faculdade de Tecnologia (FT), Universidade Estadual de Campinas (Unicamp), l252835@dac.unicamp.br

²Aluna de Engenharia Ambiental, Faculdade de Tecnologia (FT), Universidade Estadual de Campinas (Unicamp), j238253@dac.unicamp.br

³Pesquisadora Colaboradora, Faculdade de Tecnologia (FT), Universidade Estadual de Campinas (Unicamp), migliava@unicamp.br

⁴Pesquisador Colaborador, Faculdade de Tecnologia (FT), Universidade Estadual de Campinas (Unicamp), danilocn@unicamp.br

⁵Profa. Associada, Faculdade de Tecnologia (FT), Universidade Estadual de Campinas (Unicamp), spozza@unicamp.br

214

INTRODUÇÃO

O material particulado (MP) é um poluente atmosférico oriundo de diferentes fontes antrópicas e naturais, e pode apresentar metais em sua composição. É definido em frações a partir do tamanho aerodinâmico das partículas, que varia em escala micrométrica. A fração grossa (MP10) compreende partículas de diâmetro entre 2,5 e 10 μm , enquanto a fração inalável fina (MP2,5) abrange as partículas menores ou iguais a 2,5 μm (SEINFELD & PANDIS, 2016). O MP2,5 apresenta maior risco potencial para a saúde humana, uma vez que sua inalação atinge o trato respiratório e deposita-se nos alvéolos pulmonares, incidindo e agravando problemas respiratórios, cardiovasculares, câncer de pulmão, entre outros (ALVES et al., 2015). Além do tamanho da fração, a composição do MP também pode influenciar no impacto deste poluente sob a saúde humana e do meio ambiente. Identificar a fonte emissora é uma ferramenta do monitoramento ambiental que permite traçar estratégias de mitigação e controle, visando melhorias na qualidade do ar e na saúde da população.



A origem de fontes do MP pode ser realizada por modelos receptores. Estes se utilizam de linguagem matemática e estatística para identificar as contribuições individuais das fontes, por meio de um banco de amostras de composição elementar variada. A análise combina os compostos para indicar as possíveis fontes de emissão (USEPA, 2014).

O modelo EPA Positive Matrix Factorization 5.0 (PMF), desenvolvido pela United States Environmental Protection Agency (USEPA) é uma ferramenta de análise multivariada que tem sido amplamente utilizada em estudos científicos para determinar as fontes de MP (MIRANDA et al., 2018; PARK et al., 2022; CHATOUTSIDOU & LAZARIDIS, 2022), e destaca-se por possibilitar a atribuição de valores de incerteza aos dados ausentes ou abaixo do limite de detecção do método (LDM), o que permite que essas informações sejam mantidas na modelagem (ALVES et al., 2020).

O presente estudo objetiva otimizar as modelagens realizadas no PMF com uma base de dados tratados de MP fino e grosso identificados em cinco municípios gaúchos entre os anos 2013 e 2019.

METODOLOGIA

Amostragem

As amostras de MP foram coletadas por três diferentes estudos (ALVES et al., 2016; PLETSCHE, 2019; ALVES et al., 2020) em municípios gaúchos: Campo Bom, Canela, Canoas, Gramado e São Leopoldo. De acordo com o levantamento do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2022), em 2021 estes municípios estimavam a população de 69.981, 45.957, 349.728, 36.864 e 240.378 habitantes, e apresentavam o número de veículos em frota de 46.283, 32.467, 223.580, 31.528 e 137.600, respectivamente.

A escolha dos pontos de amostragem considerou diferentes influências. Em Gramado, o equipamento de coleta foi disposto em uma região de grande tráfego veicular, próximo a pontos de congestionamento e de indústrias. Em Canela, a amostragem foi realizada em uma zona rural com ampla área vegetativa no entorno. São Leopoldo e Canoas, consideraram a alta urbanização, e a circulação de veículos leves e pesados na BR 116, a qual está próxima dos pontos de coleta de ambas as cidades. Em Campo Bom a amostragem foi realizada em uma área semiurbana próxima de indústrias de diferentes segmentos.

As frações MP10 e MP2,5 foram obtidas com Amostrador do tipo Suporte de Filtros Empilhados (SFE). A análise elementar foi realizada por espectrometria de absorção atômica de chama (SpectrAA 110, Varian) e por espectrometria de absorção atômica em forno de



grafite (ZEEnit 600, Analytik Jena AG), e identificou a presença de Al, Ba, Cd, Pb, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Zn e Hg nas concentrações de MP.

A Tabela 1 descreve as localizações dos pontos de amostragem (UTM) e os metais detectados no MP para os três estudos.

Tabela 1. Informações gerais dos pontos de amostragem e número de amostras coletadas

Referência/Metais detectados		Município	Nº de amostras	Coordenadas geográficas (UTM)
Al, Ba, Cd, Pb, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni e Zn		Campo Bom	11	29°40'39,48" 51°2'25,43
Alves et al. (2016)	Alves et al. (2020) Al, Ba, Cd, Pb, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Zn e Hg	Canoas	62	29°55'19,79" 51°10'43,05"
		São Leopoldo	58	29°46'19,01" 51°9'7,17"
Pletsch (2019)	Cd, Pb, Cu, Cr, Fe, Mn e Ni	Canela	3	29°18'26,52" 50°50'49,96"
		Gramado	7	29°22'45,14" 50°52'19,11"
				29°21'34,87" 50°50'55,55"

216

Tratamento de dados

Para realizar as modelagens no modelo PMF, organizou-se um banco de dados brutos com as informações de amostragem de MP disponibilizadas pelos três estudos, reunindo data e local de coleta, fração e massa coletada ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), e concentração metálica (ng/m^3) quantificada em cada amostra.

Realizou-se uma análise minuciosa na base de dados para identificar a presença de dados ausentes e abaixo do LDM. Após a identificação, substituiu-se os valores abaixo do LDM por zero, para representá-los como dados ausentes, e calculou-se o percentual de dados faltantes, o que indiretamente evidenciou a concentração de cada elemento emitido no MP. Os valores ausentes não são agregados na modelagem. A ferramenta oferece ao usuário a opção de vincular o valor -999 aos dados nulos. Esta opção se subdivide em duas possibilidades: a exclusão da amostra na modelagem e a substituição das células nulas pela mediana da variável. Excluir os dados ausentes prejudicaria a simulação, visto que a ferramenta sugere um número mínimo de 100 dados para operar, e que o banco de dados utilizado não possui



um número significativo de amostras. Substituir os dados nulos pela mediana das variáveis poderia promover tendências na modelagem. Portanto, substituiu-se todos os valores nulos da base de dados pelo LDM correspondente de cada variável (USEPA, 2014).

O PMF incorpora na modelagem a incerteza de cada variável, oferecendo maior confiabilidade aos resultados. Para dados abaixo do LDM, a atribuição de incertezas reduz suas influências em relação aos dados acima do LDM. As incertezas de dados abaixo do LDM foram calculadas a partir da Equação 1, enquanto as incertezas acima do LDM consideraram a Equação 2, as quais são disponibilizadas no manual EPA PMF (USEPA, 2014).

$$Unc = (5/6) \times MDL \text{ (Eq. 1)}$$

$$Unc = \sqrt{(\text{Fração de erro} \times \text{concentração})^2 + (0,5 \times LDM)^2} \text{ (Eq. 2)}$$

Gráficos do tipo bloxpot foram gerados para observar a dispersão dos elementos, e apontaram a presença de outliers para Al, Ba, Cu e Fe. Substituiu-se estes valores pela média da variável, cujo cálculo considerou o tamanho da fração e a cidade em que a detectou. Além disso, para definir os valores médios das variáveis, utilizou-se apenas os dados contemplados no estudo que identificou o MP registrado como outlier.

217

Por fim, a última alteração realizada na base foi a exclusão do Hg do banco de dados, pois o Hg foi quantificado em apenas um dos estudos, com dados abaixo do LDM para todas as amostras. Os valores quantificados de Hg foram considerados desprezíveis, o que justifica sua exclusão da análise.

Diferentes modelagens foram realizadas no PMF com base de dados previamente tratados. Entre elas, escolheu-se duas modelagens para representar as informações de saída da ferramenta, cuja principal diferença entre as duas é a exclusão do Hg.

Foram escolhidas duas modelagens do PMF para representar os dados quatro fatores, os quais consideraram variáveis de ocorrência maior ou igual a 40% na distribuição das fontes, e sugerem que as concentrações metálicas derivam de emissões veiculares, industriais e ressuspensão de poeira da crosta. Em ambas as modelagens, os elementos apresentaram percentual acima de 20% do LDM foram classificados como fraco. Classificar um elemento como fraco triplica a incerteza da variável na modelagem (USEPA, 2014).



RESULTADOS E DISCUSSÃO

De acordo com a Tabela 2, Al, Fe e Cu correspondem as maiores concentrações metálicas identificadas. O Hg foi detectado com valores não significativos nos municípios Canoas e São Leopoldo. As concentrações de média, mediana, e desvio padrão dos elementos metálicos quantificados estão expressas em $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Tabela 2. Ponderações estatísticas das variáveis por município em $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Município	Metal	Al	Ba	Cd	Pb	Cu	Cr Total	Fe	Mn	Ni	Zn	Hg
Campo Bom	Média	50,5	5,55	0,06	3,51	916	1,295	54,6	1,46	3,39	3,6	0
	Mediana	2,42	5,55	0,01	0,38	541	0,214	0,32	0,07	2,33	1,5	0
	Desv. Pad.	112	0	0,14	7,97	1069	1,637	112	2,51	4,02	5,4	0
	Nº casos	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11
Canela	Média	2,42	5,55	1,91	43	80,7	78,495	2387	331	20,7	1,5	0
	Mediana	2,42	5,55	2	16,3	60	82,561	1736	254	21,6	1,5	0
	Desv. Pad.	0	0	0,7	47,7	73,6	27,534	1092	119	16,1	0	0
	Nº casos	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Canoas	Média	689	76,2	2,21	8,96	642	12,901	316	10,5	9,2	37	0,02
	Mediana	322	21,4	0,04	2,18	19,6	0,85	50,5	4,9	1,91	6	0,02
	Desv. Pad.	1176	287	10,4	13,6	2796	56,503	494	18,1	23	96	0,02
	Nº casos	62	62	62	62	62	62	62	62	62	62	62
Gramado	Média	2,42	5,55	1,5	52,5	540	80,573	4601	280	23	1,5	0
	Mediana	2,42	5,55	2	65,7	401	80	3970	221	30	1,5	0
	Desv. Pad.	0	0	1,08	32,7	356	32,492	2900	178	15,6	0	0
	Nº casos	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
São Leopoldo	Média	1926	137	0,97	11,6	742	3,078	1541	13,6	11,5	85	0,03
	Mediana	232	21,4	0,04	1,58	23,3	0,85	24,1	3,92	1,91	12	0,01
	Desv. Pad.	6177	703	2,49	32,9	1891	4,784	9984	25,7	28,7	289	0,06
	Nº casos	58	58	58	58	58	58	58	58	58	58	58

218

A modelagem do PMF consiste na decomposição de uma matriz de dados em duas matrizes, as quais representam as contribuições de fatores e os perfis de fatores. Cabe aos usuários interpretar os dados de saída da ferramenta definir os perfis de fatores e identificar as possíveis fontes que colaboram com as concentrações detectadas. O princípio de identificação das fontes é dado pela distribuição das variáveis em fatores, os quais expressam a origem dos poluentes.



As Figuras 1 e 2 expressam os resultados obtidos nas modelagens do PMF. A ordem dos elementos é dada por Al, Ba, Cd, Pb, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Zn e Hg, sendo que na Figura 2 a coluna de Hg não existe, pois este foi excluído da análise.

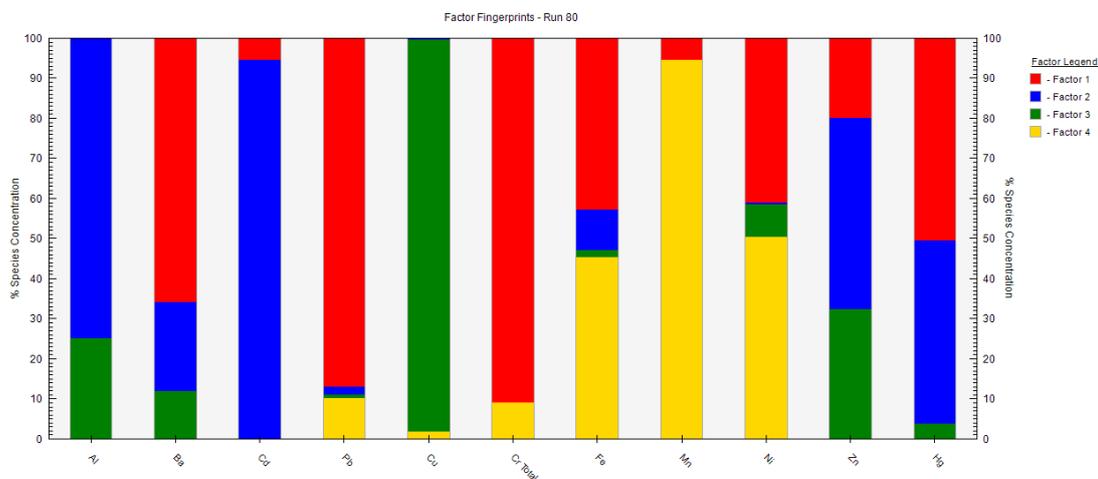


Figura 1. Distribuição de fontes na primeira modelagem do PMF.

Em ambas as modelagens os elementos Fe, Mn e Ni mantiveram-se correlacionados, e representam partículas veiculares e crustais. Fe e Mn são os principais componentes da litosfera, e podem ser naturalmente emitidos por meio da ressuspensão de poeira da crosta, gerando frações inaláveis grossas de MP (COSTA et al., 2018). Apesar de originarem majoritariamente por fontes naturais, estes elementos também se associam a emissões veiculares (MIRANDA et al., 2018). O Fe é emitido no desgaste da pastilha de freio de veículos automotores (SHAHNE, 2022), o Mn pode estar presente na composição da gasolina como um aditivo orgânico, com finalidade de elevar os níveis de octanagem da gasolina e substituir a utilização de Pb (COSTA et al., 2018), e o Ni ocorre principalmente por meio da combustão de derivados de petróleo (PARK et al., 2022).

219

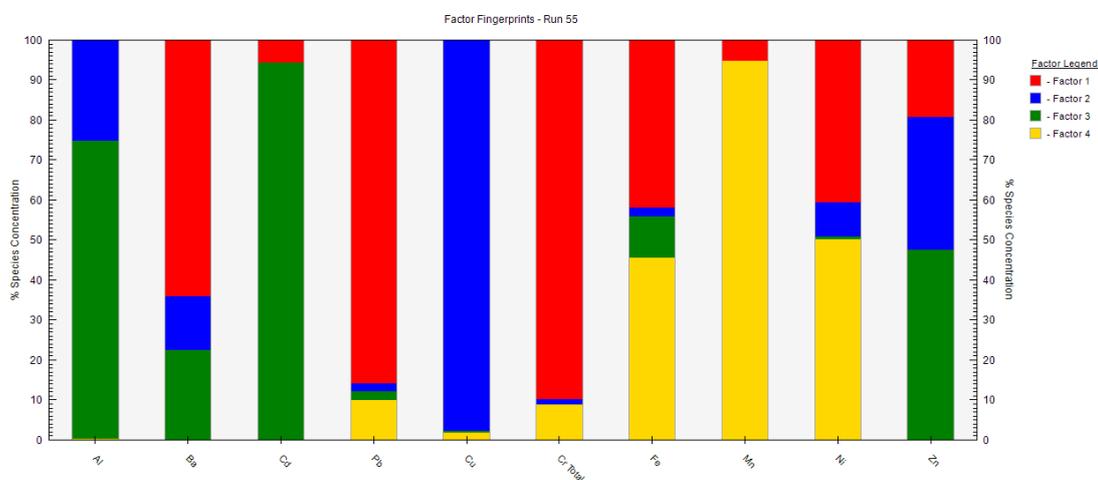


Figura 2. Distribuição de fontes na segunda modelagem do PMF.



A correlação dos elementos Ba, Pb, Cr, Fe, e Ni pode indicar que as concentrações de MP são oriundas de fontes veiculares. De acordo com Alves et al. (2015) Ba e Cr são emitidos pelo desgaste dos freios, uma vez que compõem as pastilhas de freio. O Cr também participa da composição de pneus e pode ser emitido pela queima de combustíveis derivados do petróleo. Chatoutsidou e Lazaridis (2022) apontam que Ba, Cr, Pb e Ni são utilizados como aditivos em óleos e combustíveis veiculares, sendo que Cr e Pb também podem se associar a ressuspensão de poeira rodoviária. O Hg também pode relacionar-se com fontes veiculares. Costa et al. (2018) indicam que o Hg deriva de combustíveis fósseis.

Al, Cd, Zn e Hg associados podem indicar emissões industriais. Pabroa et al. (2022) associam as emissões de Zn com atividades de galvanização. Alves et al. (2020) apontam que o processo de vulcanização de pneus realizados por indústrias de borracha é feito com óxido de zinco, e caracterizam a correlação entre Al e Zn como fonte industrial. Soni et al. (2020) indicam que partículas atmosféricas contendo Cd podem ser produzidas na incineração de resíduos agrícolas e urbanos. Cd também pode ser emitido na fabricação de pneus, uma vez que esteja presente na composição da borracha, e Hg pode ser gerado na queima de resíduos hospitalares e na produção de lâmpadas fluorescentes (ALVES et al., 2015).

O Cu foi o único elemento que não se associou em nenhuma das modelagens. Miranda et al. (2018) indicam que o cobre é utilizado como antioxidante e que pode estar presente na composição de pastilhas de freios. Illi et al. (2016) correlacionam as emissões de cobre com o desgaste de peças veiculares. O estudo de Alves et al. (2020) identificou em um fator a contribuição individual do cobre de 81% para a fração fina de MP emitida em São Leopoldo, e caracterizou que sua fonte é de origem veicular. Entre os municípios estudados, São Leopoldo representa o segundo município de maior número de habitantes e de veículos, e localiza-se em uma área altamente urbanizada, na região metropolitana de Porto Alegre. Portanto, as concentrações identificadas podem ter sofrido influências de emissões trazidas pelas massas de ar, principalmente de cidades vizinhas.

220

CONCLUSÕES

Canoas e São Leopoldo apresentam as maiores concentrações de MP em relação aos demais municípios. Isso se deve ao fato de ambas as cidades estarem localizadas na região metropolitana de Porto Alegre, a qual apresenta alto índice demográfico e fortes influências industriais. Alumínio e cobre representam a maior contribuição elementar para as



concentrações de MP identificadas em Canoas, enquanto São Leopoldo ressalta a presença de Al, Fe e Cu nas partículas atmosféricas.

As modificações realizadas no banco de dados não apresentam fortes distinções nas modelagens do PMF, o que atribui maior confiabilidade a . No entanto, a manipulação do banco de dados pode otimizar a distribuição de fontes, uma vez que permite eliminar possíveis tendências geradas por dados outliers ou por elementos de concentrações insignificativas para a análise.

AGRADECIMENTOS

À FAPESP (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo), pela bolsa de Iniciação Científica da aluna Lethicia Nicioli.

REFERÊNCIAS

ALVES, D. D.; MIGLIAVACCA, D. M.; RODRIGUES, M. A. S.; ILLI, J. C.; BIANCHIN, L.; BENVENUTI, T. Concentrations of PM_{2.5-10} and PM_{2.5} and metallic elements around the Schmidt Stream area, in the Sinos River Basin, Southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v.75, n.4, p.43-52, 2015.

ALVES, D. D.; MIGLIAVACCA, D. M.; RODRIGUES, M. A. S. Quantificação de Metais em Material Particulado Atmosférico da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos In:Rio dos Sinos e Qualidade Ambiental. 1 ed. v.1. Porto Alegre: Evangraf, 2016, p.195-214.

ALVES, D. D.; RIEGEL, R. P.; KLAUCK, C. R.; CERATTI, A. M.; HANSEN, J.; CANSI, L. M.; POZZA, S. A.; DE QUEVEDO, D. M.; OSÓRIO, D. M. M. Source apportionment of metallic elements in urban atmospheric particulate matter and assessment of its water-soluble fraction toxicity. *Environmental Science and Pollution Research*, v.27, p.12202–12214, 2020.

CHATOUTSIDOU, S. E.; LAZARIDIS, M. Mass concentrations and elemental analysis of PM_{2.5} and PM₁₀ in a coastal Mediterranean site: a holistic approach to identify contributing sources and varying factors. *Science Of The Total Environment*, v.838, p.155980, 2022.

COSTA, G. M.; DROSTE, A.; ALVES, D. D.; MIGLIAVACCA, D. M. Integrated Evaluation of Quantitative Factors to the Environmental Quality Scenario. In: HUSSAIN, C. M. Handbook of Environmental Materials Management. Springer: Cham, 2018. Cap.1. p.1-21.

DE MIRANDA, R. M.; ANDRADE, M. F.; RIBEIRO, F. N. D.; MENDONÇA FRANCISCO, K. J.; PÉREZ-MARTÍNEZ, P. J. Source apportionment of fine particulate matter by positive matrix



factorization in the metropolitan area of São Paulo, Brazil. *Journal of Cleaner Production*, v.202, p.253–263, 2018.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2021. Cidades. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 09 jun. 2022.

ILLI, J. C.; VANCETTA, T.; ALVES, D. D.; OSÓRIO, D. M. M; BIANCHIN, L.; QUEVEDO, D. M.; JUCHEM, F. Integrated assessment of air pollution by metals and source apportionment using ryegrass (*Lolium multiflorum Lam.*) in southern Brazil. *Environmental Science And Pollution Research*, v.24, n.3, p. 790-2803, 2016.

PABROA, P. C. B.; RACHO, J. M. D.; JAGONOY, A. M.; VALDEZ, J. D. G.; VII, A. T. B.; YEE, J. R.; PINEDA, R.; MANLAPAZ, J.; ATANACIO, A. J.; CORONEL, I. C. V. Characterization, source apportionment and associated health risk assessment of respirable air particulates in Metro Manila, Philippines. *Atmospheric Pollution Research*, v.13, n.4, p.101379, 2022.

PARK, J.; KIM, H.; KIM, Y.; HEO, J.; KIM, S.W.; JEON, K.; YI, S.M.; HOPKE, P.K. Source apportionment of PM_{2.5} in Seoul, South Korea and Beijing, China using dispersion normalized PMF. *Science of the Total Environment*, v.833, p.155056, 2022.

PLETSCH, P. N. Determinação de partículas atmosféricas inaláveis e taxa de sulfatação na região das hortênsias – RS. 80f. TCC (Graduação). Curso de Engenharia Química. Universidade Feevale. Novo Hamburgo, 2019.

SEINFELD, J. H.; PANDIS, S. N. *Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change*. 3 rd Ed. John Wiley & Sons, New York, 2016.

SHAHNE, M.Z; ARHAMI, M.; HOSSEINI, V.; HADDAD, I. E. Particulate emissions of real- world light-duty gasoline vehicle fleet in Iran. *Environmental Pollution*, v.292, p.118303, 2022.

SONI, A.; KUMAR, U.; PRABHU, V.; SHRIDHAR, V. Characterization, Source Apportionment and Carcinogenic Risk Assessment of Atmospheric Particulate Matter at Dehradun, situated in the Foothills of Himalayas. *Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics*, v.199, p.1-32, 2020.

US-EPA. United States Environmental Protection Agency. EPA positive matrix factorization (PMF) 5.0: fundamentals and user guide. Research and Development, 2014. Disponível em: <<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockkey=P100IW74.txt>>. Acesso em: 03 jun. 2022.



CLIMATOLOGIA DO NÚMERO DE HORAS FRIO PARA TRÊS CIDADES DO SUDOESTE DE MINAS GERAIS

Flávia Fernanda Azevedo Fagundes¹
Iara Stéfani Carneiro da Silva²
Isis da Rocha Plum Ferreira²
Marília Freitas de Oliveira²
Mirian Ribeiro da Silva²
Fabrina Bolzan Martins³

¹Mestranda do Programa de Pós-graduação em Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Itajubá, Instituto de Recursos Naturais, flaviaffag@gmail.com

²Alunas de Ciências Atmosféricas, Universidade Federal de Itajubá, Instituto de Recursos Naturais, iarascsilva91@gmail.com, isisferreira85@gmail.com, d2019012402@unifei.edu.br, mirianrsilva21@gmail.com

³Profa. Associada. Dra. Universidade Federal de Itajubá, Instituto de Recursos Naturais, fabrinabm@gmail.com

223

INTRODUÇÃO

A temperatura do ar é a variável chave na distribuição das frutíferas de clima temperado (FCT) (SANTOS et al., 2017; FRAGA et al., 2019; MARTINS et al., 2020). Tais frutíferas necessitam acumular quantidade suficiente de temperaturas abaixo da temperatura base (T_b) para saírem do repouso invernal e iniciem um novo ciclo vegetativo/reprodutivo (EGEA et al., 2003; MATZENAUER et al., 2007; SANTOS et al., 2017; FRAGA et al., 2019; MARTINS et al., 2020). Ou seja, durante o repouso invernal ocorre redução das atividades metabólicas e fisiológicas e ausência de crescimento vegetativo visível (MATZENAUER et al., 2007; SANTOS et al., 2017), o que é benéfico das FCT em condições adversas de frio durante o inverno (FADÓN et al., 2020).

O acúmulo de frio é quantificado pelo número de horas de frio (NHF), que se refere ao número de horas em que a temperatura do ar se encontra abaixo da T_b, a qual é variável entre as espécies e cultivares. Em geral, utilizam-se os valores de T_b de 7 e 13°C, para superação do repouso invernal em culturas mais exigentes, e menos exigentes em frio, respectivamente (SANTOS et al., 2017; MARTINS et al., 2020). O cômputo do NHF pode ser realizado por vários métodos, desde os mais simples aos mais complexos (RICHARDSON et al., 1974; PEDRO JR. et



al., 1979; HELDWEIN et al., 1989; BURIOL et al., 2000; HELDWEIN et al., 2000; ALVARENGA et al., 2002; LUEDELING et al., 2009). Dentre eles, o método analítico de Pola e Angelocci (1993) é capaz de refazer a curva diária de temperatura para qualquer local e T_b , desde que se tenha dados diários de temperatura mínima e máxima do ar (SANTOS et al., 2017). Por essa habilidade, é um método vantajoso.

O acúmulo insuficiente de NHF pode gerar anomalias fisiológicas, como queda de gemas floríferas/frutíferas, atraso na brotação e floração, e se persistentes no tempo causa redução da produção, queda de qualidade dos frutos e diminuição da longevidade das FCT (EGEA et al., 2003; SANTOS et al., 2017; FRAGA et al., 2019; MARTINS et al., 2020). Devido às limitações fisiológicas dessas FCT ao acúmulo insuficiente de NHF é fundamental quantificar a quantidade e também a climatologia do NHF de cada região, a fim de determinar as áreas aptas ao cultivo dessas culturas e de garantir o manejo adequado (MATZENAUER et al., 2007; SANTOS et al., 2017).

Dessa forma, os objetivos desse trabalho foram: i) quantificar a quantidade NHF para o clima presente (1985-2014) e ii) determinar a climatologia de NHF para as cidades de Passos, São Sebastião e Varginha, localizadas no sudoeste de Minas Gerais entre 1985 a 2014, considerando os dois valores de T_b (7 e 13°C).

METODOLOGIA

Foram utilizados dados diários de temperatura máxima (T_{max} , °C) e mínima (T_{min} , °C) do ar para as cidades de Passos (20°43'13"S, 46°36'36"W, 745 m de altitude), São Sebastião do Paraíso (20°55'2"S, 46°59'29"W, 820 m de altitude) e Varginha (21°32'47"S, 45°25'51"W, 980 m de altitude), todas localizadas no sudoeste de Minas Gerais. Os dados foram obtidos do banco de dados especializados por ponto de grade (0,25° X 0,25°) disponibilizados por Xavier et al. (2016), que derivam de dados de observações com rigoroso controle de qualidade (MONTEIRO et al., 2021). O período utilizado foi de 15 de maio a 15 de setembro, que corresponde ao período de acúmulo de frio invernal para a região de estudo (GARCIA et al., 2018; MARTINS et al., 2020).

Para o cômputo do NHF foi utilizado o método analítico de Pola e Angelocci (1993) que se baseia em duas etapas: i) reconstrução da curva diária da temperatura horária através de funções senoidais de resfriamento (equação 1) e aquecimento (equação 2), e ii) obtenção do NHF diário (equação 3).

$$Tr(t) = TM1 + (Tm - TM1) \cdot \sin \left[\frac{\pi}{2} \cdot \frac{(t - tm1)}{(tm2 - tm1)} \right] \quad (1)$$



Em que: $Tr(t)$ = temperatura estimada no tempo t durante o resfriamento diário; $TM1$ = temperatura máxima do dia anterior; Tm = temperatura mínima do dia; t = tempo que varia de 0 a 16; $tm1$ = tempo inicial ($tm1=0$); tm = tempo decorrido das 15h do dia anterior até as 7h do dia ($tm=16h$).

$$Ta(t) = Tm + (TM2 - Tm) \cdot \sin \left[\frac{\pi}{2} \cdot \frac{(t-tm)}{(tm2-tm)} \right] \quad (2)$$

Em que: $Ta(t)$ = temperatura estimada no tempo t durante o aquecimento diário; t = tempo que varia de 16 a 24; $TM2$ = temperatura máxima do dia; Tm = temperatura mínima; $tm2$ = tempo final ($tm2=24h$); tm = tempo decorrido das 15h do dia anterior até as 7h do dia ($tm=16h$).

$$NHFd = \begin{cases} 0; & TM1 \geq Tb; TM2 \geq Tb; Tm \geq Tb \\ 24; & TM1 < Tb; TM2 < Tb \\ tz - ta; & TM1 > Tb; TM2 > Tb; Tm < Tb \\ tz - tm1; & TM1 \leq Tb; TM2 > Tb; Tm < Tb \\ tm2 - ta; & TM1 > Tb; TM2 \leq Tb \end{cases} \quad (3)$$

Em que: $NHFd$ = número de horas frio acumulada diariamente; ta = horário em que a temperatura em decréscimo se iguala à Tb ; tz = horário em que a temperatura em elevação se iguala à Tb .

225

Por fim, o $NHFd$ foi acumulado anualmente para todo o período (1985 - 2014) e, posteriormente, foi obtida a climatologia do NHF anual, dada pela média climatológica do NHF de todo o período (SANTOS et al., 2017; MARTINS et al., 2020).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Mesmo com a variabilidade anual do NHF , Passos e São Sebastião do Paraíso apresentaram o menor acúmulo NHF para ambos valores de Tb (7 e 13°C) (Figura 1). Em contrapartida, Varginha apresentou maior NHF para a $Tb = 7^\circ C$ (~109,6 horas), e $Tb=13^\circ C$ (~834,7 horas). Essa variabilidade interanual pode ser prejudicial para o desenvolvimento de FCT, pois em anos de menores acúmulos de NHF a brotação e floração podem ser comprometidas, reduzindo a produtividade (SANTOS et al., 2017). Além disso, locais com acúmulo insuficiente de NHF .

Segundo a classificação climática de Köppen, Passos e São Sebastião do Paraíso possuem clima tropical com seca de inverno - Aw (MARTINS et al., 2018), sendo comum temperaturas maiores que 18°C em todos os meses do ano, e menor acúmulo de NHF . No entanto, Varginha possui clima subtropical com verões quentes - Cwa - e invernos com



temperaturas $< 17^{\circ}\text{C}$ sendo factível acumular frio, principalmente abaixo da $T_b = 13^{\circ}\text{C}$. Além disso, a diferença de altitude entre as três cidades pode justificar os registros de menores valores de temperatura do ar, o que por sua vez favorece o acúmulo de frio (MARTINS et al., 2018). Como Varginha possui 980m de altitude, ocorre maior frequência de registros de menores valores de temperatura, contribuindo para o maior acúmulo de NHF, enquanto Passos (745m de altitude) e São Sebastião do Paraíso (820m de altitude) possuem menores acúmulos de NHF.

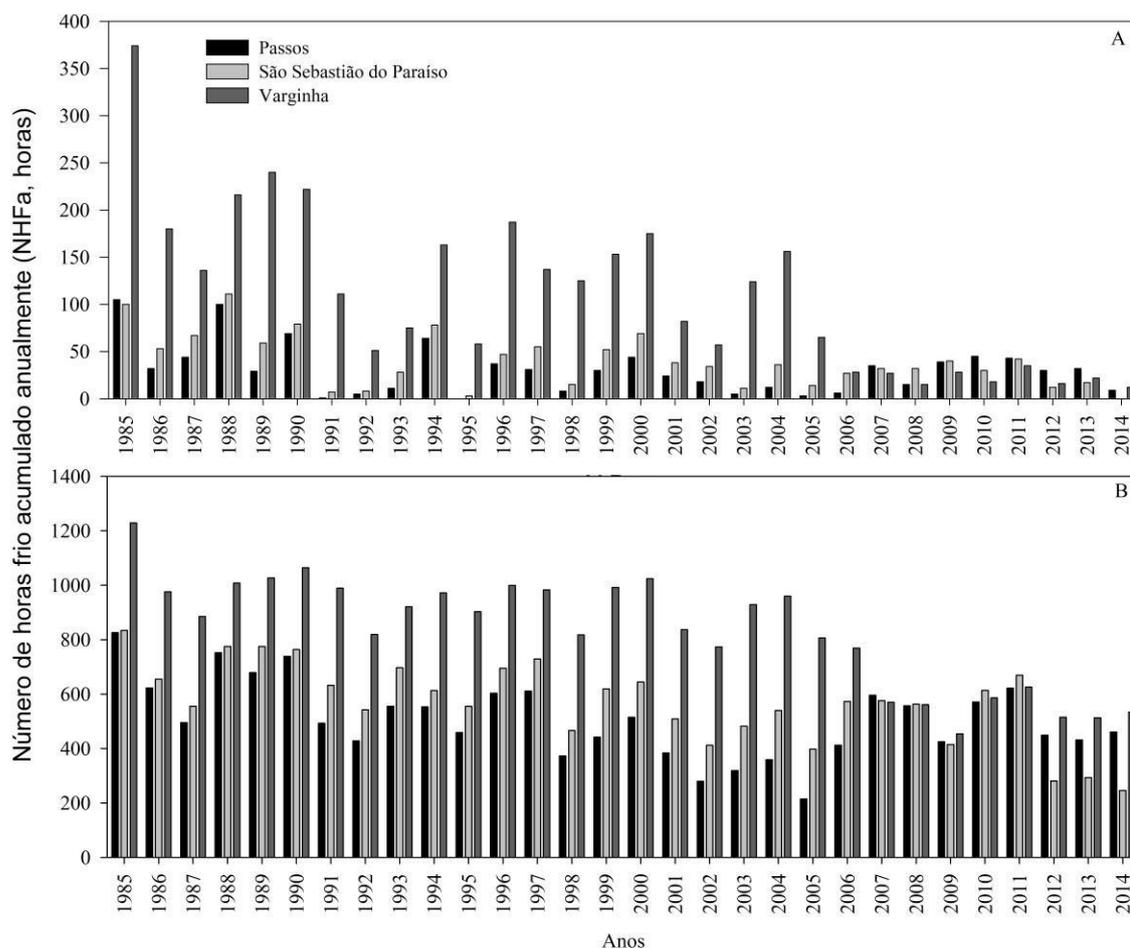


Figura 1. Variabilidade anual do número de horas de frio para $T_b=7^{\circ}\text{C}$ (painel A) e $T_b=13^{\circ}\text{C}$ (painel B) para a cidade de Passos, São Sebastião do Paraíso e Varginha (1985 – 2014).

A climatologia de NHF considerando a T_b de 7°C é de 31 horas para Passos, 40 horas para São Sebastião do Paraíso e 110 horas para Varginha. Já para a T_b de 13°C , a climatologia do NHF é de 508 horas para Passos, 571 horas para São Sebastião do Paraíso e 835 horas para Varginha (Tabela 1). Sendo assim, apenas as FCT como o pêssego, figo, caqui, oliveira, marmelo e uva (cultivares Bordô, Concord e Isabel) são indicadas para serem cultivadas em Varginha. Nas demais cidades, somente as FCT com cultivares menos exigentes em frio, como

o caqui e figo podem ser cultivadas. Isso ocorre devido aos acúmulos suficientes de NHF somente para a $T_b=13^{\circ}\text{C}$, que se refere ao limiar de menor exigência em frio, e que exigem entre ~50 a 450 horas de frio (SANTOS, 2018; PATHAK et al., 2018). Já FCT mais exigentes em frio como: ameixa, maçã, cereja doce, pera e noqueira pecã não podem ser cultivadas em nenhuma das três cidades devido as condições de NHF não serem satisfeita, tanto para 7°C quanto para 13°C (NHF > 1200 horas) (BOTELHO et al., 2006; SANTOS, 2018).

Tabela 1. Acúmulo anual e climatologia do número de horas frio para temperatura base de 7 e 13°C para as cidades de Passos, São Sebastião do Paraíso e Varginha, localizadas no sudoeste de Minas Gerais durante o período de 1985 a 2014

Ano	NHFa para T_b de 7°C			NHFa para T_b de 13°C		
	Passos	São Sebastião do Paraíso	Varginha	Passos	São Sebastião do Paraíso	Varginha
1985	105	100	374	826	834	1229
1986	32	53	180	623	655	976
1987	44	67	136	495	555	885
1988	100	111	216	752	775	1008
1989	29	59	240	679	775	1027
1990	69	79	222	739	764	1064
1991	1	7	111	493	632	989
1992	5	8	51	428	542	819
1993	11	28	75	555	697	921
1994	64	78	163	553	613	972
1995	0	3	58	459	555	903
1996	37	47	187	603	695	999
1997	31	55	137	611	729	983
1998	8	15	125	373	466	818
1999	30	52	153	442	619	992
2000	44	69	175	515	644	1024
2001	24	38	82	384	509	837
2002	18	34	57	280	412	773
2003	5	11	124	319	482	929
2004	12	36	156	359	540	960
2005	3	14	65	215	398	806
2006	6	27	28	412	573	769
2007	35	32	27	596	576	570
2008	15	32	15	557	563	561
2009	39	40	28	425	415	454
2010	45	30	18	571	614	586
2011	43	42	35	622	669	626
2012	30	12	16	449	281	515
2013	32	17	22	432	293	513
2014	9	0	12	461	246	534
Média	31	40	110	508	571	835

227

Quantificar o NHF e a identificar as regiões com maior potencial ao cultivo de FCT possibilitam identificação de novas áreas, o aperfeiçoamento de pesquisas referentes aos zoneamentos agroclimáticos de diversas espécies de FCT, e o melhor aproveitamento das áreas favoráveis ao cultivo dessas FCT (MATZENUER et al., 2007; SANTOS et al., 2017).



É importante salientar que as projeções de aumentos de temperatura projetados para ocorrerem no estado de Minas Gerais podem reduzir o acúmulo de NHF (MARTINS et al., 2020), o que já vem sendo observado ao longo dos anos estudados (1985 – 2014). Ou seja, com o aumento da temperatura do ar o número de horas frio abaixo das Tb's (7 e 13°C) fica menor e, conseqüentemente o cultivo das FCT poderá ser afetado. Outros autores também observaram essa diminuição do acúmulo de frio ao longo dos anos na Califórnia (BALDOCHI e WONG, 2008), na Península Arábica (LUEDELING et al., 2008) e no Rio Grande do Sul – Brasil (ROCHA JÚNIOR et al., 2020).

CONCLUSÕES

A climatologia do NHF para a Tb = 7°C foi de 31 horas para Passos, 40 horas para São Sebastião do Paraíso e 110 horas para Varginha. Para a Tb = 13°C foi de 508 horas para Passos, 571 horas para São Sebastião do Paraíso e 835 horas para Varginha. As frutíferas de clima temperado que podem ser cultivadas na região são restritas aquelas de menor exigência em frio, como o figo, pêssego, oliveira, caqui, marmelo e uva (cultivares Bordô, Concord e Isabel).

228

AGRADECIMENTOS

A Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), referente ao Projeto APQ 01258-17, pelo apoio financeiro. E a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES, processo número 88887.613734/2021-00). Os autores também agradecem ao Dr. Alexandre Cândido Xavier por disponibilizar os dados especializados observados no território brasileiro.

REFERÊNCIAS

- ALVARENGA, A. A.; ABRAHÃO, E.; RAMOS, J. D.; CHALFUN, N. N. J. Levantamento climático das quantidades de unidades de frio na região de Lavras MG. *Ciência e Agrotecnologia*, v.26, n.6, p.1344-1347, 2002.
- BALDOCCHI, D.; WONG, S. Accumulated winter chill is decreasing in the fruit growing regions of California. *Climatic Change*, v.87, p.53-166, 2008.
- BOTELHO, R. V.; AYUB, R. A.; MULLER, M. M. L. Somatória de horas de frio e de unidades de frio em diferentes regiões do Estado do Paraná. *Scientia Agraria*, v.7, p.89-96, 2006.



BURIOL, G. A.; ESTENFANEL, V.; HELDWEIN, A. B.; PRESTES, S. D.; OLIVEIRA, H. T. de; DIDONÉ, M. A. Disponibilidade de horas de frio na região central do Rio Grande do Sul: 2 – Distribuição Geográfica. *Ciência Rural*, v.30, n.5, p.755-759, 2000.

EGEA, J.; ORTEGA, E.; MARTINEZ-GOMEZ, P.; DICENTA, F. Chilling and heat requirements of almond cultivars for flowering. *Environmental and Experimental Botany*, v.50, p.79-85, 2003.

FADÓN, E.; HERRERA, S.; GUERRERO, B. I.; GUERRA, M. E.; RODRIGO, J. Chilling and Heat Requirements of Temperate Stone Fruit Trees (*Prunus sp.*). *Agronomy*, v.10, n.3, p.1-32, 2020.

FRAGA, H.; PINTO, J. G.; SANTOS, J. A. Climate change projections for chilling and heat forcing conditions in European vineyards and olive orchards: a multi-model assessment. *Climatic Change*, v.152, n.1, p.179–193, 2019.

GARCIA, S. R.; SANTOS, D. F.; MARTINS, F. B.; TORRES, R. R. Aspectos climatológicos associados ao cultivo da oliveira (*Olea europaea L.*) em Minas Gerais. *Revista Brasileira de Climatologia*, v.22, p.188-209, 2018.

HELDWEIN, A. B.; ANGELOCCI, L. R.; ESTEFANEL, V.; SCHNEIDER, F. M.; BURIOL, G. A. Avaliação de modelos de estimativa de horas de frio para Santa Maria, RS. *Revista Centro de Ciências Rurais*, v.19, p.45-92, 1989.

HELDWEIN, A. B.; SCHNEIDER, F. M.; BURIOL, G. A.; ESTEFANEL, V.; PRESTES, S. D. Disponibilidade de horas de frio na região central do Rio Grande do Sul: 1– Ocorrência de valores acumulados para diferentes níveis de probabilidade. *Ciência Rural*, v.30, n.5, p.747-754, 2000.

LUEDLING, E.; ZHANG, M.; LUEDLING, V.; GIRVETZ, E. H. Sensitivity of winter chill models for fruit and nut trees to climatic changes expected in California's Central Valley. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v.133, p.23-31, 2009.

LUEDLING, E.; GEBAUER, J.; BUERKERT, A. Climate change effects on winter chill for tree crops with chilling requirements on the Arabian Peninsula. *Climatic Change*, v.96, p.219–237, 2008.

MARTINS, F. B.; GONZAGA, G.; SANTOS, D. F. dos; REBOITA, M. S. Classificação climática de Köppen e de Thornthwaite para minas gerais: cenário atual e projeções futuras. *Revista Brasileira de Climatologia*, v.1, p.129-156, 2018.

MARTINS, F. B.; PEREIRA, R. A. A.; TORRES, R. R.; SANTOS, D. F. Climate projections of chill hours and implications for olive cultivation in Minas Gerais, Brazil. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.55, e01852, 2020.



MATZENUER, R.; BUENO, A. C.; MALUF, J. R. T.; WREGE, M. S.; VIANA, D. R.; MÁRCIA DOS SANTOS, M. dos; CUNHA, L. F. Regime anual e estacional de horas de frio no Estado do Rio Grande do Sul. *Pesquisa Agropecuária Gaúcha*, v.13, n.1-2, p.11-16, 2007.

MONTEIRO, A. F. M.; MARTINS, F. B.; RODRIGUES, R. T.; MARRAFON, V. H. A.; ABREU, M. C.; MATTOS, E. V. Intercomparison and uncertainty assessment of methods for estimating evapotranspiration using a high-resolution gridded weather dataset over Brazil. *Theoretical and Applied Climatology*, v.46, p.583–597, 2021.

PATHAK, T., MASKEY, M., DAHLBERG, J., KEARNS, F., BALI, K., ZACCARIA, D. Climate change trends and impacts on California agriculture: a detailed review. *Agronomy*, v.8, n.25, p.1-27, 2018.

PEDRO JR., M. J.; ORTOLANI, A. A.; RIGITANO O.; ALFONSI, R. R.; PINTO, H. S.; BRUNINI, O. Estimativa de Horas de Frio abaixo de 7°C e de 13°C para regionalização da fruticultura de clima temperado no estado do São Paulo. *Bragantia*, v.38, n.13, p.123-130, 1979.

POLA, A. C.; ANGELOCCI, L. R. Avaliação de modelos de estimativa do número diário de "horas de frio" para o estado de Santa Catarina. *Revista Brasileira de Agrometeorologia*, v.1, p.105-116, 1993.

RICHARDSON, E. A.; SEELEY, S. D.; WALKER, D. R. A model for estimating the completion of rest for Redhaven and Elberta peach trees. *HortScience*, v.9, p.331–332, 1974.

ROCHA JÚNIOR, R. L. da; SILVA, F. D. S.; COSTA, R. L.; GOMES, H. B.; ROMÃO, W. M. O. Análise de tendência das componentes do saldo de radiação e número de horas de frio em Cruz Alta-RS. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v.13, n.1, p.256-270, 2020.

SANTOS, D. F. dos; LEITE, R. R. M.; MARTINS, F. B. Avaliação dos métodos de estimativa de número de horas frio para o sul e sudoeste do Paraná. *Revista Brasileira de Climatologia*, v.21, p.401-416, 2017.

SANTOS, D. F. dos. Impacto das mudanças climáticas no zoneamento de aptidão climática das principais frutíferas de clima temperado nas Regiões Sul e Sudeste do Brasil. 116f. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Itajubá. Itajubá, 2018.

XAVIER, A. C.; KING, C. W.; SCANLON, B. R. Daily gridded meteorological variables in Brazil (1980-2013). *International Journal of Climatology*, v.36, n.6, p.2644-2659, 2016.



IMPACTOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS NO CICLO DE DESENVOLVIMENTO DA BATATA CULTIVAR ASTERIX EM MARIA DA FÉ – MINAS GERAIS

Flávia Fernanda Azevedo Fagundes¹
Ivana Riêra Pereira Bastos¹
Iara Stéfani Carneiro da Silva²
Isis da Rocha Plum Ferreira²
Marília Freitas de Oliveira²
Fabrina Bolzan Martins³

¹Mestrandas do programa de pós-graduação em Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Itajubá, Instituto de Recursos Naturais, flaviaffag@gmail.com, ivanariera@unifei.edu.br

²Alunas de Ciências Atmosféricas, Universidade Federal de Itajubá, Instituto de Recursos Naturais, iarascsilva91@gmail.com, isisferreira85@gmail.com, d2019012402@unifei.edu.br

³Profª. Associada. Dra. Universidade Federal de Itajubá, Instituto de Recursos Naturais, fabrina@unifei.edu.br

231

INTRODUÇÃO

A batata (*Solanum tuberosum* L.) é considerada a terceira cultura mais consumida no mundo (STRECK et al., 2006; BISOGNIN & STRECK, 2009; RAYMUNDO et al., 2018), atrás apenas do arroz e trigo (EMBRAPA, 2021). É nativa da região da Cordilheira dos Andes (BISOGNIN & STRECK, 2009; ALVES et al., 2021) e possuem tubérculos ricos em calorias, sendo utilizada como rápida fonte de energia (ALVES et al., 2021). No Brasil, os estados de Minas Gerais e São Paulo são os maiores produtores (SEAPA, 2022).

Dentre as cultivares de batata, a cv. Asterix possui ciclo médio (STRECK et al., 2006) (~80 dias), necessita de fotoperíodo curtos para desenvolvimento vegetativo, e longos (>10,7 horas) para o desenvolvimento reprodutivo, e temperaturas diurnas amenas (entre 15 a 20°C) (FAGUNDES et al., 2010a; DAHAL et al., 2019). Portanto, os aumentos projetados de temperatura ao longo do século XXI em torno de +5°C para Minas Gerais (SANTOS et al., 2017; FLORENCIO et al., 2019; MARTINS et al., 2020; FAGUNDES et al., 2021; REIS et al., 2021) podem trazer ameaças ao desenvolvimento da batata, uma vez que pode haver a redução da



fotossíntese e aumento da fotorrespiração (FAGUNDES et al., 2010ab; DAHAL et al., 2019; FLORENCIO et al., 2019; REIS et al., 2021; FAGUNDES et al., 2021).

Para avaliar os impactos das mudanças climáticas na batata saídas dos modelos do sistema terrestre (ESMs) são aplicados em modelos de desenvolvimento. Os ESMs do conjunto Coupled Model Intercomparison Project Phase 6 (CMIP6) constituem a nova geração de Modelos Climáticos Globais (MCG) combinando os cenários socioeconômicos, do inglês Shared Socioeconomic Pathways (SSPs), com os cenários de forçantes radiativas, do inglês Representative Concentration Pathways (RCPs). A nova geração dos ESMs do CMIP6 compreende melhor as respostas do sistema terrestre em relação aos forçamentos antropogênicos (RIAHI et al., 2017). Ou seja, as saídas dos ESMs do CMIP6, quando aplicadas nos modelos de desenvolvimentos, projetam a dinâmica do desenvolvimento e fornecem a taxa diária de desenvolvimento e a duração das fases de desenvolvimento (RAYMUNDO et al., 2018; REIS et al., 2021; FAGUNDES et al., 2021).

Estudos dessa natureza foram realizados para culturas agrícolas como: arroz (STRECK et al., 2013), mandioca (TIRONI et al., 2017), milho (MARTINS et al., 2019), soja (SOUZA et al., 2018), café (TAVARES et al., 2017), oliveira (SANTOS et al., 2017; FLORENCIO et al., 2019). No caso da batata, os estudos realizados possuem desvantagens, pois utilizam aumentos sintéticos da temperatura do ar (STRECK et al., 2006; FAGUNDES et al., 2010b), ao invés de utilizar dados provenientes de ESMs. Tal desvantagem gera informações viesadas e não realísticas do ponto de vista biológico. Além disso, este tipo de estudo é escasso para Minas Gerais, especialmente para Maria da Fé, que apresenta destaque na produção do tubérculo, com rendimento médio de 23556 kg/ha (IBGE, 2020). Com isso, o objetivo desse trabalho é identificar os possíveis impactos do aumento projetados da temperatura na duração das fases de desenvolvimento da batata cv. Asterix para Maria da Fé, localizada no sul de Minas Gerais.

232

METODOLOGIA

O estudo foi realizado para Maria da Fé, Minas Gerais, localizada no sul de Minas Gerais (22° 18' 29"S, 45° 22' 31"W, 1.276m de altitude). O clima da região, de acordo com a classificação de Koppen, é a Cwb, caracterizado por invernos frios e secos e verões chuvoso (FLORENCIO et al., 2019).

O modelo desenvolvimento utilizado foi o de Wang e Engel (1998) (WE) que simula o ciclo de desenvolvimento da batata por funções multiplicativas que incluem: taxa de desenvolvimento (r), função de temperatura ($f(T)$) e função de fotoperíodo ($f(P)$), que são



diferenciadas para cada fase de desenvolvimento. A batata possui três fases, sendo: fase vegetativa (primeira fase) que engloba os estágios de emergência (EM) e início da tuberização (IT); a fase de tuberização (segunda fase) que engloba o IT e o início da senescência (IS); e a fase de senescência (terceira fase) que engloba IS à colheita (CO) (STRECK et al., 2006) (Figura 1).

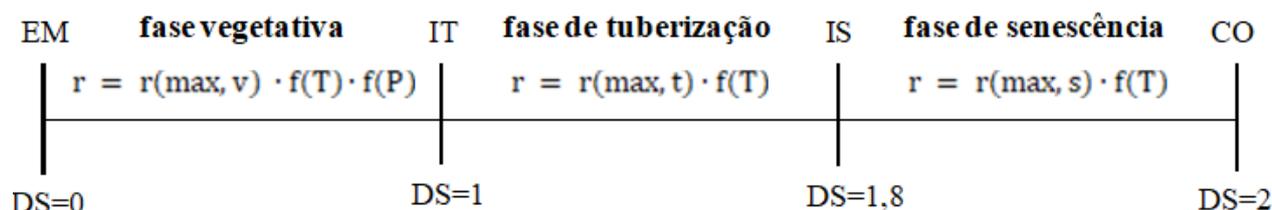


Figura 1. Representação esquemática do ciclo de desenvolvimento da batata e do modelo de desenvolvimento. Estágios: EM= emergência, IT= início da tuberização, IS= início da senescência e CO= colheita.

O modelo de WE calcula a taxa diária de desenvolvimento para cada fase (vegetativa, tuberização e senescência) da planta (r), que integrada no tempo, fornece a o estágio de desenvolvimento (DS) em que a planta se encontra, ou seja, $DS = \sum r$. O $DS = 0$ na EM, $DS = 1$ no IT, $DS = 1,8$ no IS, e $DS = 2$ na CO (Figura 1). As funções utilizadas em cada fase são (WANG & ENGEL, 1998; STRECK et al., 2006; FAGUNDES et al., 2010a):

Fase vegetativa (EM – IT):

$$r = r(\max, v) \cdot f(T) \cdot f(P) \quad (1)$$

Fase de tuberização (IT - IS):

$$r = r(\max, t) \cdot f(T) \quad (2)$$

Fase de senescência (IS – CO):

$$r = r(\max, s) \cdot f(T) \quad (3)$$

Em que: r = taxa diária de desenvolvimento (dia^{-1}); $r(\max, v)$ = taxa máxima diária de desenvolvimento para a fase vegetativa; $r(\max, t)$ = taxa máxima diária de desenvolvimento para a fase de tuberização; $r(\max, s)$ = taxa máxima diária de desenvolvimento para a fase de senescência; $f(T)$ = função resposta à temperatura (equações 4 e 5); $f(P)$ = função resposta ao fotoperíodo (equação 6).



A função resposta à temperatura $f(T)$ é dada pela função beta (FAGUNDES et al., 2021):

$$f(t) = \begin{cases} 0, & \text{se } T < T_b \text{ ou } T > T_B \\ \frac{[2(T-T_b)^\alpha \cdot (T_{ot}-T_b)^\alpha - (T-T_b)^{2\alpha}]}{(T_{ot}-T_b)^{2\alpha}}, & \text{se } T_b \leq T \leq T_B \end{cases} \quad (4)$$

$$\alpha = \frac{\ln 2}{\ln \left[\frac{(T_B - T_b)}{(T_{ot} - T_b)} \right]} \quad (5)$$

Em que: T = temperatura média do ar ($^{\circ}\text{C}$), T_b = temperatura basal inferior, T_{ot} = temperatura ótima, T_B = temperatura basal superior, que assumem valores diferentes para cada fase, sendo $T_b = 4^{\circ}\text{C}$, $T_{ot} = 15^{\circ}\text{C}$ e $T_B = 28^{\circ}\text{C}$ para a fase vegetativa e senescência, e $T_b = 7^{\circ}\text{C}$, $T_{ot} = 21^{\circ}\text{C}$ e $T_B = 30^{\circ}\text{C}$ para a fase de tuberização (PAULA, 2005; STRECK et al., 2006). Já a função de resposta ao fotoperíodo $f(P)$ é dada por (STRECK et al., 2006).

$$f(P) = \exp[-\omega(P - P_c)] \quad (6)$$

Em que: ω = coeficiente de sensibilidade ao fotoperíodo (h^{-1}); P = o fotoperíodo (h); P_c = fotoperíodo crítico (h). O $\omega = 0,0645\text{h}^{-1}$ e $P_c = 10,7\text{h}$ (PAULA, 2005; STRECK et al., 2006).

O fotoperíodo (P) é dado por (FREITAS & MARTINS, 2019).

$$P = 0,1333 \cdot \arccos[-1 \cdot (\text{tg}\phi \cdot \text{tg}\delta) \quad (7)$$

Em que: ϕ = latitude (radianos); δ = declinação, sendo dada por $\delta = 23,45^{\circ} \cdot \text{sen}[360^{\circ} (284 + \text{NDA})/365]$, em que NDA = número do dia do ano (1 a 365).

O ciclo de desenvolvimento da batata foi simulado para o clima presente (CP=1995-2014) e projetado para o futuro distante (FD=2071-2100) desde i =EM (DS=0) até n =CO (DS=2). A data de início (i =EM) das simulações e projeções foi considerado o dia 15 de outubro, que se refere a data média da melhor época de plantio da batata em Maria da Fé.

Foram utilizados dados diários de temperatura média do ar (T) do ESM - EC- Earth3 (resolução $5,1^{\circ} \times 2,5^{\circ}$ latitude/longitude) – provenientes do CMIP6, disponibilizados por Earth System Grid Federation (ESGF) (<https://esgf-node.llnl.gov/search/cmip6>). Os dados de T foram extraídos para o ponto de grade mais próximo à Maria da Fé. Foram utilizados dois cenários socioeconômicos (SSPs): o SSP2- 4.5, que apresenta desafios de adaptação e mitigação intermediários, e o SSP5-8.5, que apresenta grandes desafios à mitigação combinados com baixos desafios à adaptação (RIAHI et al., 2017).

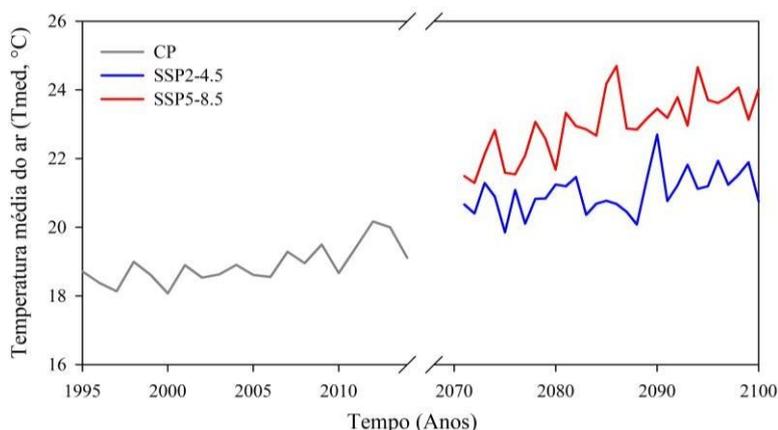


Os dados de T foram inseridos nas $f(T)$ do modelo de WE em cada uma das três fases de desenvolvimento (equações 1, 2 e 3).

Para avaliar o impacto das projeções de T foi contabilizada a duração, em dias, das fases vegetativa (EM-IT), tuberização (IT-IS), senescência (IS-CO) e duração total do ciclo no CP (1995-2014) e FD (2071-2100) nos SSP2-4.5 e SSP5-8.5.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As projeções indicam um aumento gradual e contínuo da T para Maria da Fé ao longo do século XXI (Figura 2), sendo mais intenso no SSP5.8-5 (4,1°C) comparado ao SSP2.4-5 (2,1°C). Aumentos entre 3 a 4°C foram encontrados por Florêncio et al. (2019) com projeções de múltiplos modelos globais do CMIP5 para Maria da Fé. Isso demonstra que o modelo utilizado neste estudo (EC-Earth3) proveniente da nova geração de modelos climáticos do CMIP6 captou adequadamente a variação temporal de T gerada por múltiplos ESMs do CMIP5. Além disso, se assemelha aos valores encontrados por Alves et al. (2020), Fagundes et al. (2021) e Reis et al. (2021) para a região sul de Minas Gerais.



235

Figura 2. Variação temporal simulada (CP=1980-2004) e projetada (FD=2071-2100) da temperatura média do ar para Maria da Fé obtidas pelo modelo EC-Earth3 do CMIP6 em dois cenários socioeconômicos (SSP2.4-5 e SSP5.8-5).

Os aumentos projetados da T refletiram em redução na taxa de desenvolvimento nas três fases: vegetativa, tuberização e senescência (Figura 3), repercutindo no aumento da duração (em dias) de cada fase, assim como na duração total do ciclo (entre EM e CO) (Tabela 1). Isso demonstra que a $f(T)$ do modelo Wang e Engel conseguiu captar as variações do desenvolvimento com a inserção das projeções de T do ESM - EC-Earth3, o que é ideal para esse tipo de estudo (FAGUNDES et al., 2021; REIS et al., 2021).



Tabela 1. Duração (em dias) das fases de desenvolvimento emergência (EM-IT), tuberização (IT-IS), senescência (IS-CO) e duração total do ciclo (EM-CO) da batata em Maria da Fé simulada para o clima presente (1995-2014) e projetada para o futuro distante (2071-2100) nos dois cenários socioeconômicos (SSP2-4.5 e SSP5-8.5)

Ciclo da Batata	Duração (dias)		Diferença (dias)	Duração (dias)		Diferença (dias)
	CP	SSP2-4.5	SSP2-4.5 - CP	SSP5-8.5	SSP5-8.5 - CP	
Fase Vegetativa	18	27	9	44	26	
Fase de Tuberização	32	32	0	36	4	
Fase de Senescência	20	26	6	33	13	
Ciclo total	70	84	14	112	42	

A fase mais impactada pelas projeções de aumento da T entre $\sim 2,1^{\circ}\text{C}$ e $\sim 4,1^{\circ}\text{C}$ foi a emergência, com o aumento entre 9 (SSP2-4.5) a 26 dias (SSP5-8.5) entre EM-IT (Figura 3A) (Tabela 1). A fase de tuberização (IT-IS) (Figura 3B) foi a menos impactada pelas projeções de T, com nenhum aumento na duração no cenário mais brando (SSP2-4.5) e de 4 dias no cenário mais intenso (SSP5-8.5) (Tabela 1). A fase de senescência (IS-CO) foi moderadamente impactada, com um aumento de 6 dias (SSP2-4.5) e 13 dias (SSP5-8.5) (Tabela 1). Um aumento na duração de todas as fases, sendo mais intenso (brando) em EM-IT (IT-IS), acarretou no aumento na duração total do ciclo (EM-CO) de desenvolvimento da batata (Figura 3D) entre 14 dias no cenário mais brando (SSP2-4.5) e 42 dias no cenário mais intenso (SSP5-8.5). Esse aumento refere-se ao FD e ocorre principalmente devido aos aumentos mais intensos projetados para a fase EM-IT (Tabela 1).

236

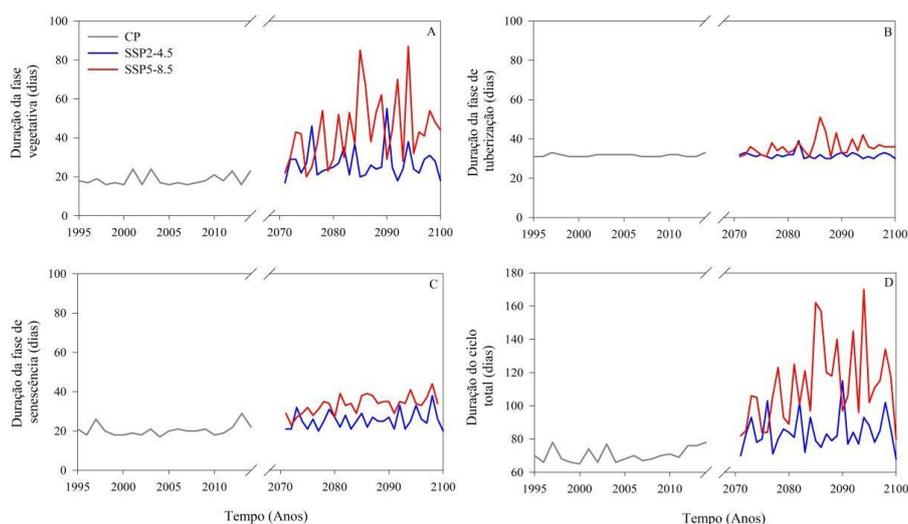


Figura 3. Variação temporal da duração, em dias, simulada para o clima presente (1995-2014) e projetadas para o futuro distante (2071-2100) nos dois cenários socioeconômicos (SSP2-4.5 e SSP5-8.5) para as fases de desenvolvimento da batata: vegetativa (painel A), tuberização (painel B), (C) e ciclo total (painel D).



O maior alongamento da fase EM-IT (entre 9 e 26 dias) pode ser explicado pelo aumento da ocorrência de valores diários de T acima da Tot (15°C). Justamente na fase vegetativa, que ocorre entre 15 de outubro a 02 de novembro, são projetados os maiores aumentos de temperatura do ar (de até 6°C) (FLORENCIO et al., 2019; ALVES et al., 2020), fazendo com que a batata se desenvolva em temperaturas supra-ótimas (STRECK et al., 2006; FAGUNDES et al., 2021). Tais modificações no ciclo da batata devido as projeções de T podem trazer consequências para o processo fisiológico e para o manejo da cultura (FAGUNDES et al., 2010).

O aumento da duração da fase EM-IT poderá impactar em maior transpiração (e evapotranspiração), devido a maior emissão de folhas, e aumento do déficit hídrico (STRECK et al., 2006). Ou seja, o aumento da duração de EM-IT é prejudicial à batata, que sofrerá ainda mais com o déficit hídrico. Com relação ao manejo, o alongamento da fase EM-IT poderá alterar a data ideal para aplicação de nitrogênio de cobertura, qual é recomendado para ser aplicado no IT (STRECK et al., 2006).

Na fase de tuberização (IT-IS) os compostos resultantes da fotossíntese são utilizados para o crescimento dos tubérculos, que ocorre nas extremidades dos estolões, assim, quanto maior a fase IT-IS, maior é o rendimento dos tubérculos (STRECK et al., 2006). Entretanto, o atraso no início da tuberização pode causar redução na partição de fotoassimilados para os tubérculos, além de reduzir a qualidade dos tubérculos, sendo causadas por deformações nos tubérculos, como embonecamento, coração oco, rachaduras, crescimento secundário, malformações e necroses (BISOGIN & STRECK, 2009; FAGUNDES et al., 2010a; DAHAL et al., 2019).

O aumento da duração da fase de senescência (IS-CO) possivelmente reduzirá o rendimento dos tubérculos (BISOGIN & STRECK, 2009; FAGUNDES et al., 2010a; ALVES et al., 2020). Mesmo que haja um aumento no tempo em que os compostos resultantes da fotossíntese sejam transportados para os tubérculos (STRECK et al., 2006), o maior tempo em que os tubérculos permanecem abaixo do solo (devido ao alongamento entre IS-CO), pode gerar apodrecimento dos tubérculos, e conseqüentemente redução do rendimento (FAGUNDES et al., 2010).

Por fim, o aumento do ciclo total (EM-CO) no FD, especialmente no cenário SSP5-8.5, poderá alterar a data de colheita da batata em Maria da Fé. No CP, a data de colheita é entre os dias 20 e 30 de dezembro, no FD será entre os dias 9 de janeiro a 25 de fevereiro. Com essa alteração nos meses de colheita, devido a maior frequência de dias chuvosos em janeiro e



fevereiro, ocorre saturação do solo, que, aliada a menor demanda evaporativa, pode reduzir a transpiração e, conseqüentemente, a entrada de CO₂ para a realização da fotossíntese, diminuindo a produção de fotoassimilados (BISOGIN & STRECK, 2009; ALVES et al., 2020). Com isso, os tubérculos poderão apresentar menores tamanhos e não atingir tamanho ideal para comercialização (BISOGIN & STRECK, 2009; ALVES et al., 2020).

No futuro distante, algumas medidas adaptativas deverão ser tomadas para manter a produção de batata em Maria da Fé. Entre elas estão: a antecipação da data de plantio (FAGUNDES et al., 2010ab), uso de cultivares mais resistentes ao aumento da temperatura do ar, como cv. Atlantic (FAGUNDES et al., 2010a; RAYMUNDO et al., 2018), alteradas as práticas de manejo da cultura e aplicação de fungicidas e inseticidas.

CONCLUSÕES

O aumento projetado da temperatura do ar ao longo do século XXI (~2,1°C a ~4,1°C) irá modificar a taxa de desenvolvimento e a duração das fases de desenvolvimento da batata cv. Asterix em Maria da Fé.

Será necessário adiantar a data de plantio, para que a batata atinja o período de colheita antes dos meses de janeiro e fevereiro. Além disso, o uso de cultivares mais resistentes ao aumento de temperatura do ar e a aplicação de fungicidas e inseticidas deverão ser estratégias adotadas para a batata.

238

AGRADECIMENTOS

A Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), referente ao Projeto APQ 01258-17, pelo apoio financeiro, e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES, processo número 88887.613734/2021-00 e 88887.613722/2021-00) pelas bolsas concedidas ao primeiro e segundo autores.

REFERÊNCIAS

ALVES, A. M. M. R.; MARTINS, F. B.; REBOITA, M. S. Balanço Hídrico Climatológico Para Itajubá-Mg: Cenário Atual e Projeções Climáticas. Revista Brasileira de Climatologia, v.26, p.712-732, 2020.

ALVES, F.; FERREIRA, M.; NICK, C. A cultura. Disponível em: <<https://design.jet.com.br/editoraufv/documentos/Batata%20do%20plantio%20%C3%A0%20colheita.pdf>> Acesso em: 08 de junho de 2021.



BAHUGUNA, R. N.; JAGADISH, K. S. V. Temperature regulation of plant phenological development. *Environmental and Experimental Botany*, v.111, p.83-90, 2015.

BISOGNIN, D. A.; STRECK, N. A. Desenvolvimento e manejo das plantas para alta produtividade e qualidade da batata. Itapetininga: Associação Brasileira da Batata. 2009, 30p. Disponível em: <<http://w3.ufsm.br/fitotecnia/images/Batata.pdf>> Acesso em: 08 de junho de 2022.

DAHAL, K.; LI, X. Q.; TAI, H.; CREELMAN, A.; BIZIMUNGU, B. Improving Potato Stress Tolerance and Tuber Yield Under a Climate Change Scenario – A Current Overview. *Frontiers in Plant Science*, v.10, n.563, p.1-16, 2019.

EMBRAPA Hortaliças. Batata. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/hortalica-nao-e-so-salada/batata>> Acesso em: 17 de junho de 2021.

FAGUNDES, F. F. A.; REIS, F. Y. Da S.; MARTINS, F. B. A model for predicting the initial development of two native forest species under current and future climates. *Environmental and Experimental Botany*, v.192, e104662, 2021.

FAGUNDES, J. D.; De PAULA, G. M.; LAGO, I.; STRECK, N. A.; BISOGNIN, D. A. Aquecimento global: efeitos no crescimento, no desenvolvimento e na produtividade da batata. *Ciência Rural*, v.40, p.1464-1472, 2010a.

FAGUNDES, J. D.; STRECK, N. A.; BISOGNIN, D. A.; SCHWANTES, A. P.; ALBERTO, C. M. Produtividade simulada de tubérculos de batata em cenários de mudanças climáticas. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.45, n.4, p.351-360, 2010b.

FREITAS, C. H.; MARTINS, F. B. Thermal requirements and photoperiod influence in the leaf development of two forest species. *Floresta e Ambiente*, v.26, n.4, e20190013, 2019.

FLORENCIO, G. W. L.; MARTINS, F. B.; FERREIRA, M. C.; PEREIRA, R. A. A. Impacts of climatic changes on the vegetative development of olive crops in Minas Gerais. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.23, n.9, p.641-647, 2019.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Produção Agrícola Municipal - 2020. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9117-producao-agricola-municipal-culturas-temporarias-e-permanentes.html?=&t=o-que-e> Acesso em: 13 de junho de 2022.

MARTINS, F. B.; PEREIRA, R. A. A.; TORRES, R. R.; SANTOS, D. F. Climate projections of chill hours and implications for olive cultivation in Minas Gerais, Brazil. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.55, p.e01852, 2020.



MARTINS, M. A.; TOMASELLA, J.; DIAS, C. G. Maize yield under a changing climate in the Brazilian Northeast: Impacts and adaptation. *Agricultural Water Management*, v.216, p.339-350, 2019.

PAULA, F. L. M. Modelagem do desenvolvimento da batata (*Solanum tuberosum L.*) a campo. Santa Maria, 42p. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Programa de Pós-graduação em Agronomia, Universidade Federal de Santa Maria.

RAYMUNDO, R.; ASSENG, S.; ROBERTSON, R.; PETSAKOS, A.; HOOGENBOOM, G.; QUIROZ, R.; HAREAU, G.; WOLF, J. Climate change impact on global potato production. *European Journal of Agronomy*, v.100, p.87-98, 2018.

REIS, F. Y. S.; MARTINS, F. B.; TORRES, R. R.; FLORENCO, G. W. L.; CASSEMIRO, J. M.; MONTEIRO, V. F. C.; FERREIRA, M. C. Climate change impact on the initial development of tropical forest species: a multi-model assessment. *Theoretical and Applied Climatology*, v.1, p.1-15, 2021.

RIAH, K.; VUUREN, D. P. V.; KRIEGLER, E.; EDMONDS, J.; O'NEILL, B. C.; FUJIMORI, S.; BAUER, N.; CALVIN, K.; DELLINK, R.; FRICKO, O.; LUTZ, W.; POPP, A.; CAURESMA, J. C.; EMMERLING, J.; EBI, K.; HASEGAWA, T.; HAVLIK, P.; HUMPENODER, F.; DA SILVA, L. A.; SMITH, S.; STEHFEST, E.; BOSETTI, V.; EOM, J.; GERNAAT, D.; MASUI, T.; ROGELJ, J.; STREFLER, J.; DROUETI, L.; KREY, V.; LUDERER, G.; HARMSSEN, M.; TAKAHASHI, K.; BAUMSTARK, L.; DOELMAN, J. C.; KAINUMA, M.; KLIMONT, Z.; MARANGONI, G.; LOTZE-CAMPEN, H.; OBERSTEINER, M.; TABEAU, A.; TAYONI, M. The Shared Socioeconomic Pathways and their energy, land use, and greenhouse gas emissions implications: An overview. *Global Environmental Change*, v.42, p.153-168, 2017.

SANTOS, D. F.; MARTINS, F. B.; TORRES, R. R. Impacts of climate projections on water balance and implications on olive crop in Minas Gerais. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.21, n.2, p.77-82, 2017.

SEAPA. Secretaria de Estado de Agricultura, Pecuária e Abastecimento de Minas Gerais. Batata - Maio de 2022. Disponível em: <[http://www.reformaagraria.mg.gov.br/images/documentos/Perfil_batata_abril_2022\[1\].pdf](http://www.reformaagraria.mg.gov.br/images/documentos/Perfil_batata_abril_2022[1].pdf)>. Acessado em: 16 de junho de 2022.

SOUZA, P. J. O.; SANTOS, C. D. M.; SOUZA, E. B.; OLIVEIRA, E. C.; SANTOS, J. T. S. Impactos das mudanças climáticas na cultura da soja no nordeste do estado do Pará. *Revista Brasileira de Agricultura Irrigada*, v.12, n.2, p.2454-2467, 2018.



STRECK, N. A.; LAGO, I.; ALBERTO, C. M.; BISOGNIN, D. B. Simulação do desenvolvimento da batata cultivar Asterix em cinco cenários de mudanças climáticas em Santa Maria, RS. *Bragantia*, v.65, n.4, p.693-702, 2006.

STRECK, N. A.; UHLMANN, L. O.; GABRIEL, L. F. Leaf development of cultivated rice and weedy red rice under elevated temperature scenarios. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.17, p.190-199, 2013.

TAVARES, P. S.; GIAROLLA, A.; CHOU, S. C.; SILVA, A. J. P.; LYRA, A. A. Climate change impact on the potential yield of Arabica coffee in southeast Brazil. *Regional Environmental Change*, v.18, n.3, p.873-883, 2018.

TIRONI, L. F.; STRECK, N. A.; SANTOS, A. T. L.; FREITAS, C. P. O. de; UHLMANN, L. O.; OLIVEIRA JÚNIOR, W. C. de; FERRAZ, S. E. T. Estimating cassava yield in future IPCC scenarios for the Rio Grande do Sul State, Brazil. *Ciência Rural*, v.47, n.2, p.1-10, 2017.

WANG, E.; ENGEL, T. Simulation of phenological development of wheat crops. *Agricultural Systems*, v.58, n.1, p.1-24, 1998.



ESTUDOS DE VAZÕES NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO ITAPICURU, BAHIA

*Joice de Jesus Santos¹
Danilo Paulúcio da Silva²*

*¹Graduanda de Engenharia Ambiental da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia – Campus Itapetinga,
santosjoice1999@gmail.com*

*²Prof. Dr. da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia – Campus Itapetinga, Departamento de Ciências Exatas e
Naturais, dpaulucio@uesb.edu.br*

INTRODUÇÃO

Nos dias de hoje, o planejamento da ocupação da bacia hidrográfica é necessidade fundamental em uma sociedade que passa por crescente demanda por água. A tendência atual envolve a busca pelo desenvolvimento sustentável na bacia hidrográfica, que implica no aproveitamento racional dos recursos naturais com o mínimo dano ambiental (TUCCI, 2001).

Dentre os recursos naturais, um dos que apresenta os mais variados, legítimos e correntes usos é a água. Pode-se relacionar, dentre outros, os seguintes usos múltiplos para a água: abastecimento público; consumo e/ou matéria prima para a indústria; irrigação; recreação; dessedentação de animais; geração de energia elétrica; navegação; diluição de efluentes e preservação da biodiversidade (BENETTI & BIDONE, 2001).

A quantificação da vazão afluente nos rios de bacias hidrográficas consiste em importante ferramenta para gestão de recursos hídricos, pois através de seu conhecimento se pode quantificar o consumo, avaliar a disponibilidade dos recursos hídricos. A partir destas informações, viabiliza-se a utilização de instrumentos de gestão como a outorga e cobrança pelo uso da água, principalmente em grandes bacias, como é o caso da bacia hidrográfica do rio Itapicuru.

Por meio disso a regionalização hidrológica vem caracterizar-se por uma variedade de métodos que utilizam informações regionais para especializar dados de vazão. Segundo Tucci (2002), o termo regionalização tem sido utilizado em hidrologia para denominar a

242



transferência de informações de um local para outro dentro de uma área com comportamento hidrológico semelhante. Esta informação pode ocorrer na forma de uma variável, função ou parâmetro. O princípio da regionalização se baseia na similaridade espacial destas informações que permitem essa transferência. Estas informações podem ser características fisiográficas de bacias hidrográficas, informações hidrometeorológica e parâmetros estatísticos calculados a partir das séries de vazões de postos da região (SILVEIRA; TUCCI; SILVEIRA, 1998).

Nessa perspectiva, com o objetivo de viabilizar estudos e projetos, os produtos de geoprocessamento são importantes ferramentas na detecção de danos ambientais, monitoramento de impactos e planejamento da exploração de recursos naturais (ORTIZ & FREITAS, 2005).

Portanto, o uso do geoprocessamento pode integrar dados e contribuir para melhor elaboração e execução de projetos, justificando o estudo, no qual objetiva regionalizar vazões da bacia hidrográfica do rio Itapicuru, através de análises das séries históricas das estações fluviométricas, de maneira a produzir informações para otimizar a gestão dos recursos hídricos e o planejamento ambiental da bacia hidrográfica.

METODOLOGIA

A bacia hidrográfica do Rio Itapicuru encontra-se situada na porção nordeste do Estado, entre as coordenadas 10° 00' e 12° 00' de latitude sul e 37° 30' e 40° 45' de longitude oeste. A bacia do Itapicuru limita-se ao norte com as bacias dos rios Real, Vaza Barris, Curaçá e Poção, sendo estes dois últimos afluentes do rio São Francisco; a oeste, com a bacia do rio Salitre, também, afluente da margem direita do São Francisco; ao sul com as bacias dos rios Inhambupe e Jacuípe, e a leste com o Oceano Atlântico.



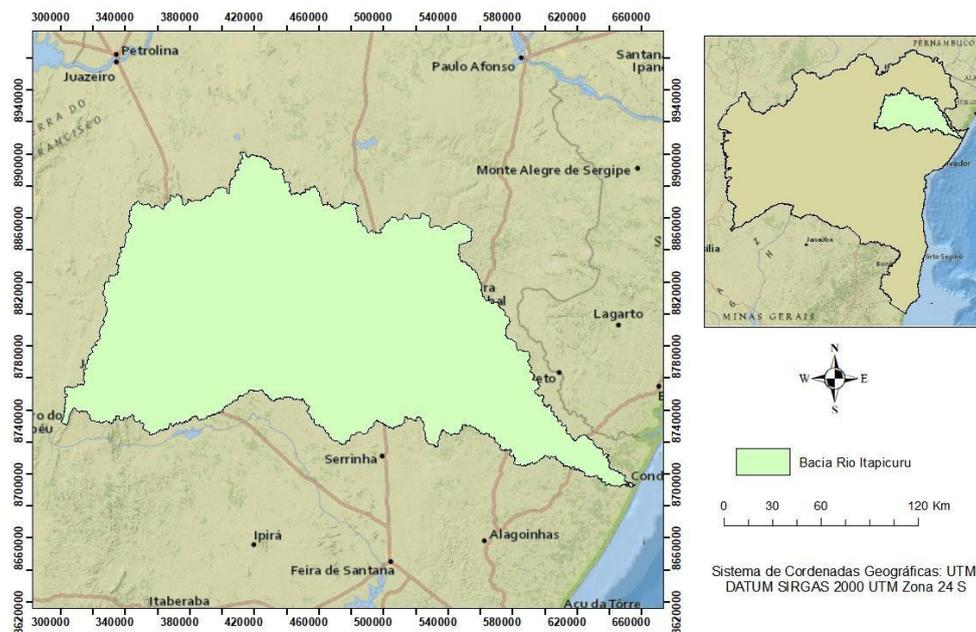


Figura 1. Localização da bacia hidrográfica do Rio Itapicuru.

As características morfométricas da bacia consideradas foram área de drenagem (A), perímetro (P) e comprimento total dos cursos d'água (Lt), outra variável considerada neste estudo foi a média da precipitação (Mp). Estas foram obtidas a partir de imagens SRTM (Shuttle Radar Topography Mission), com resolução de 90 x 90 m (MIRANDA, 2005), tratadas utilizando ferramentas disponíveis no software ArcGIS 10.3/ArcMap® da ESRI.

O levantamento de dados das séries históricas foi realizado através de consulta ao portal Hidro Web oriundo da Agência Nacional de Águas – ANA (2018), através de dados consistidos. As vazões regionalizadas foram as seguintes: Q7,10; Q90; Q95; Qmed e Qmax, sendo estas respectivamente, vazão mínima de 7 dias de duração e 10 anos de tempo de recorrência, vazões máximas com 90 e 95% de permanência nas estações analisadas, vazão média e vazão máxima. Os períodos de retorno utilizados foram de 10, 50, 100, 500 e 1000 anos. Foram utilizadas cinco estações fluviométricas compreendendo ao período de 1967 à 2018.

Para regionalizar as vazões, foi adotado o método tradicional, onde aplica-se análise de regressão múltipla. Foram testados os modelos de distribuição de probabilidade Gumbel, Pearson tipo 3, Log-Pearson tipo 3, Log-Normal tipo 2 e Log-Normal tipo 3 para vazões máximas. Os modelos foram aplicados com o auxílio do software Sistema Computacional para Análise Hidrológica - SisCAH. A regionalização foi realizada no software Sistema Computacional para Regionalização de Vazões - SisCORV.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 1 apresenta as estações fluviométricas utilizadas para a regionalização de vazões e suas respectivas características morfométricas e precipitação média, referentes as sub-bacias que contribui para as estações fluviométricas em questão.

Tabela 1. Características morfométricas e precipitação média das estações fluviométricas

Código	Latitude	Longitude	Área (Km ²)	Perímetro (Km)	Lt (Km)	Precipitação Média (mm)
5E+07	-10,84	-40,11	2748,59	721,59	294,54	663,54
5E+07	-11,21	-40,47	1285,67	357,66	219,86	664,96
5E+07	-11,18	-40,04	2195,19	584,21	334,56	621,11
5E+07	-10,97	-39,63	11795,8	3156,75	661,58	583,7
5E+07	-10,99	-39,22	18220,7	4975,66	809,26	532
5,1E+07	-11,06	-38,83	26009,94	7166,81	1031,8	522,48
5,1E+07	-11,09	-38,51	27944,5	7702,93	1080,86	524,88
5,1E+07	-11,73	-37,8	35080,9	9545,76	1389,18	542,38

Com base na análise dos dados de médias mensais de longa duração, foi considerado o ano hidrológico com início em dezembro.

A importância da vazão máxima, caracteriza-se pela frequência da sua ocorrência, está particularmente associada aos riscos de inundação em bacias hidrográficas e à definição das vazões de projeto de obras hidráulicas de controle de enchentes. Ela é utilizada nos estudos voltados para os projetos dos vertedores de barragens, dos canais de drenagem, dos bueiros e galerias de águas pluviais, dos diques e dos vãos de pontes, entre outros (MONTEIRO et al., 2020).

Na Tabela 2 são apresentadas as equações de regionalização para vazões mínimas, vazões médias de longa duração e vazões máximas para diferentes períodos de retorno e as variáveis que se adequaram a cada equação.

Tabela 2. Equações de regionalização de vazões

Vazão	Equação	R ²	Variáveis
Q _{7,10}	$Q = [-22,46 + (A^* - 0,00351) + (Lt^*0,01132) + (P^*0,01727) + (Mp^*0,0287)]$	0,94	A,Lt,P,Mp
Q ₉₀	$Q = [-30,39 \times 10^{11} + (P^*0,0081) + (Mp^*0,0428)]$	0,96	P,Mp
Q ₉₅	$Q = [8,85 \times 10^{-11} * (A_{-2,65 \times 10^{11}}) * (P_{7,18 \times 10^7})]$	0,99	A,P
Q _{méd}	$Q = [1,3611 \times 10^{-21} * (A_{1,19 \times 10^{10}}) * (M_{p6,20 \times 10^7})]$	0,96	A,Mp

Vazão	Equação	R ²	
Q ₁₀	$Q = [89,57 \times 10^{11} * (A_{2,39 \times 10^{11}}) * (P_{-3,65 \times 10^5}) * (M_{p-3,54 \times 10^6})]$	0,97	A,PM,P
Q ₅₀	$Q = 4,25 \times 10^{21} * (A_{2,37 \times 10^{11}}) * (P_{-4,02 \times 10^7}) * (M_{p-6,20 \times 10^{10}})$	0,97	A,PM,P
Q ₁₀₀	$Q = 2,15 \times 10^{23} * (A_{2,38 \times 10^7}) * (P_{-4,12 \times 10^{11}}) * (M_{p-6,71 \times 10^8})$	0,97	A,PM,P
Q ₅₀₀	$Q = 2,39 \times 10^{26} * (A_{2,40 \times 10^{11}}) * (P_{-4,31 \times 10^{11}}) * (M_{p-7,61 \times 10^{10}})$	0,97	A,PM,P
Q ₁₀₀₀	$Q = 2,66 \times 10^{27} * (A_{2,42 \times 10^{11}}) * (P_{-4,39 \times 10^{10}}) * (M_{p-7,92 \times 10^9})$	0,97	A,PM,P

O modelo de regressão que melhor se adequou ao conjunto de dados, para as regionalizações Q7,10 e Q90 foi o linear e para as demais, foi o potencial. Esses modelos apresentavam melhores valores de R² ajustado e erro padrão. E Os modelos de distribuições de probabilidade Log-Normal 3 Parâmetros e Gumbel apresentaram menor amplitude no intervalo de confiança.

A área de drenagem, precipitação e média da precipitação caracterizaram-se como as variáveis mais expressivas para a representação das diversas variáveis e funções regionalizadas. Estudos realizados em outras bacias hidrográficas, como o elaborado por Castiglioni (2013) ao testar equações de regionalização constatou como resultado a área de drenagem como característica expressiva variável na regionalização de vazões.

CONCLUSÕES

A bacia hidrográfica do rio Itapicuru apresentou homogeneidade nas regiões, os modelos de distribuições de probabilidade Log-Normal 3 Parâmetros e Gumbel apresentaram menor amplitude no intervalo de confiança, isto é, no ajuste das funções referentes a vazões máximas, mínimas e médias. Sendo assim os modelos de regionalização linear e potencial foram aplicados na bacia. A área de drenagem, precipitação e média da precipitação caracterizaram-se como as variáveis mais expressivas para o resultado. Diante disso, conclui-se que os métodos utilizados apresentaram resultados satisfatórios para obtenção das vazões de referência em pontos com dados desconhecidos e para então regionalizar as vazões desta bacia hidrográfica.

REFERÊNCIAS

- ANA. Agência Nacional Das Águas. Hidroweb: Sistema de Informações Hidrológicas. Disponível em: . Acesso em: 10/05/2022.
- BENETTI, A.; BIDONE, F. O meio ambiente e os recursos hídricos. In: TUCCI, C.E.M. Hidrologia. 2ª ed, Porto Alegre, 2001. Cap.22, 850p.



CASTIGLIONI, I. F. Análise regional de vazões para a bacia hidrográfica do rio Itapemirim. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel). Engenharia Ambiental. Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória, 2013.

COLLISCHONN, W.; TASSI, R. Introduzindo hidrologia. Instituto de Pesquisas Hidráulicas-UFRGS, 2008.

MIRANDA, E. E. de. (Coord.). Brasil em Relevo. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2005.

MONTEIRO, R. G.; LEMOS, R. S.; RANGEL, F. L.; SILVA, D. P.: Estudo de Vazões na bacia hidrográfica do rio Corrente, Bahia. Congresso Nacional do Meio Ambiente, 12, 2020, Poços de Caldas. Anais...Poços de Caldas, 2020.

ORTIZ, J. L.; FREITAS, M. I. C. Mapeamento do uso da terra, vegetação e impactos ambientais por meio de sensoriamento remoto e geoprocessamento. Geociências, v.24, n.1, p.91-104, 2005.

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.

SISCORV: software livre. Versão 1.0. Viçosa: UFV. Disponível em: <<http://www.gprh.ufv.br/?area=softwares>>. Acesso em: 01 maio 2022.

TUCCI, C. E. M. Blog do Tucci – Recursos Hídricos e Meio Ambiente. Deficiência do monitoramento de qualidade da água. set. 2009. Disponível em <<http://rhama.net/wordpress/?p=112>>. Acesso em: 08 maio de 2022.

TUCCI, C. E. M. Hidrologia: Ciência e aplicação. In: Hidrologia: Ciência e aplicação. 2ª ed. Porto Alegre, 2001. cap 1, p.25.

TUCCI, C. E. M. 2002. Regionalização de vazões. Editora da Universidade. UFRGS. 1a edição. Porto Alegre.



ANÁLISE DAS CARACTERÍSTICAS MORFOMÉTRICAS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO BURANHÉM

*Joice de Jesus Santos¹
Danilo Paulúcio da Silva²*

*¹Graduanda de Engenharia Ambiental da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia – Campus Itapetinga,
santosjoyce1999@gmail.com*

*²Prof. Dr. da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia – Campus Itapetinga, Departamento de Ciências Exatas e
Naturais, dpaulucio@uesb.edu.br*

INTRODUÇÃO

Bacias hidrográficas possuem susceptibilidade natural à ocorrência de enchentes e inundações. Assim, destaca-se que características como morfologia das vertentes, padrão de drenagem, forma da bacia, declividade, tipologia dos canais fluviais, cobertura pedológica e vegetacional, encontram-se diretamente correlacionadas à velocidade de distribuição das águas pluviais pela superfície da unidade físico-territorial supramencionada (CHARLTON, 2008).

Ademais, de forma multiescalar, cabe ressaltar que sub-bacias hidrográficas podem contribuir de modo diferenciado para maior concentração ou maior escoamento das águas no rio principal. Nesse contexto, faz-se de fundamental importância conhecer os processos que se encontram imbricados a sua caracterização morfométrica, concebida aqui como os aspectos geométricos da morfologia superficial (SUMMERFIELD, 1991). Toda essa conjuntura possibilita estudos de cunho mais aprofundado em questões que regem a dinâmica ambiental e, por conseguinte, o comportamento hidrológico de bacias hidrográficas (LIMA, 2010).

A bacia hidrográfica do rio Buranhém encontra-se em uma região de grande diversidade ecológica, mas que possui muitas áreas intensamente antropizadas. Além disso, devido à sua extensão, apresenta grande heterogeneidade de características fisiográficas. Considerando a perspectiva de compartimentalização, a divisão fisiográfica facilita a sua



gestão ambiental e territorial, pois permite analisar individualmente e determinar cenários futuros (ALMEIDA et al., 2018).

Portanto, a caracterização morfométrica de bacias é de grande importância para estudos hidrológicos e ambientais, principalmente quando o ambiente em questão sofre alterações com grandes repercussões no escoamento superficial dos seus cursos d'água. Diante do exposto, o presente estudo tem como objetivo fazer a caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do rio Buranhém, a partir da estimativa de alguns parâmetros físicos. Através da análise morfométrica serão obtidos índices quantitativos, os quais auxiliarão em estudos hidrológicos e ambientais posteriores.

METODOLOGIA

A bacia do rio Buranhém está localizada entre as coordenadas geográficas 16° 15' e 16° 45' Sul e 39° e 40,5° Oeste, entre o extremo sul do estado da Bahia e o leste de Minas Gerais. O rio Buranhém, também conhecido como rio do Peixe, percorre cerca de 30,5 km no território mineiro e 215,5 km na Bahia, onde é responsável pelo abastecimento de água dos principais municípios na área da bacia. Isso perfaz uma população abastecida superior a 250 mil habitantes (IBGE, 2010). A região está localizada no bioma Mata Atlântica, com fisionomias vegetais de floresta ombrófila densa, próximo ao litoral, e floresta estacional semidecidual em partes do município de Guaratinga e em Santo Antônio do Jacinto (IBGE, 2017).

249

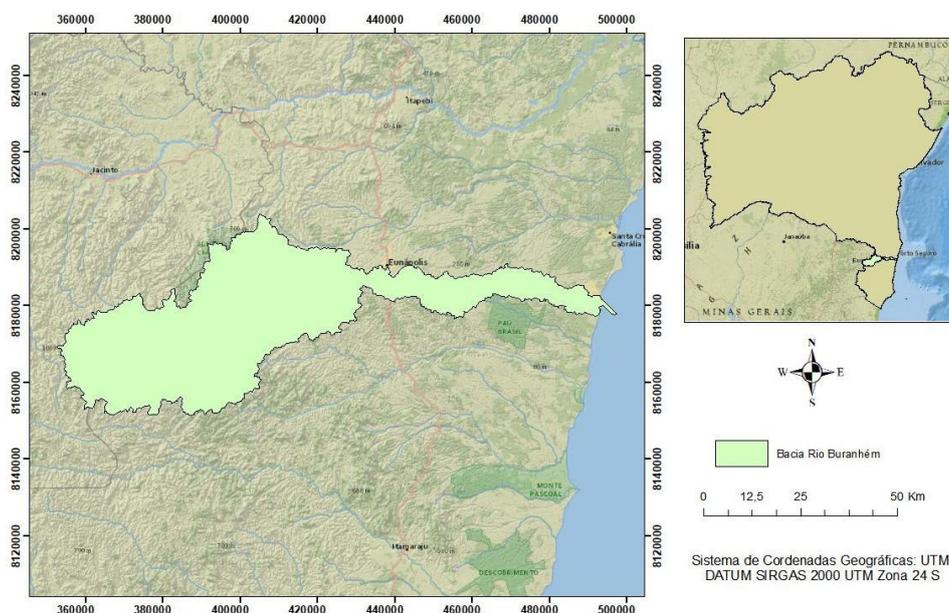


Figura 1. Mapa de Localização da bacia hidrográfica do rio Buranhém.

O MDEHC (Modelo Digital de Elevação Hidrológicamente Consistido) da bacia hidrográfica foi gerado a partir da base cartográfica das SRTM (Shuttler Radar Topography

Mission), com resolução espacial de 90 metros, obtidas do banco de dados da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 2022). Utilizou-se quatro imagens SRTM na escala de 1:250.000 para contemplar toda área da bacia.

Posteriormente foi realizado a reprojeção cartográfica das imagens de WGS 84 para SIRGAS 2000, Zona 24S. Após a reprojeção foi feito o mosaico das imagens, preenchimento das depressões espúrias, delimitação da área de drenagem da bacia hidrográfica, extração da rede de drenagem e obtenção das características morfométricas. O software utilizado para manipulação das imagens foi ArcGIS 10.8.

As características físicas geradas a partir da base de dados foram: a área de drenagem, perímetro, comprimento total dos cursos d'água, comprimento do rio principal, a densidade de drenagem, coeficiente de compacidade, o fator de forma, índice de circularidade, o coeficiente de manutenção e a declividade média da bacia, onde na obtenção da declividade foi usado seis intervalos de classe, como determinado pelo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2009).

Após a delimitação da bacia foram obtidas as características morfométricas. A delimitação da área de drenagem da bacia, o perímetro e os comprimentos foram alcançados utilizando-se rotinas específicas do aplicativo computacional ArcGIS 10.8.

O coeficiente de compacidade (K_c) foi calculado pela Equação 1 e refere-se à relação entre o perímetro da bacia e perímetro da circunferência de um círculo de área igual à da bacia.

$$K_c = 0,28 * \frac{P}{\sqrt{A}} \quad (\text{Equação 1})$$

O fator de forma (K_f) relaciona o formato da bacia com um retângulo, relacionando à razão entre o comprimento axial e a largura média. Ao compararmos duas bacias, quanto menor for o fator de forma, menos sujeita ela será a enchentes, se comparada à outra de mesmo tamanho, porém com fator de forma maior, segundo Villela e Mattos (1975). Portanto o fator de forma é dado pela Equação 2.

$$K_f = \frac{\bar{L}}{L} = \frac{A/L}{L} = \frac{A}{L^2} (\text{Equação 2})$$

A densidade de drenagem (D_d) da bacia foi estimada de acordo a Equação 3, que relaciona o comprimento total de todos os canais (L_t) presentes na bacia com sua área de drenagem (A).



$$Dd = \frac{Lt}{A} \quad (\text{Equação 3})$$

O índice de circularidade (Ic), é a relação existente entre a área da bacia (A) e a área do círculo de mesmo perímetro (P). Para determinar o índice de circularidade utiliza-se a equação 4.

$$Ic = \frac{12.57 * A}{P^2} \quad (\text{Equação 4})$$

E o coeficiente de manutenção (Cm) que representa a área necessária que a bacia deve ter para manter perene cada metro de canal de drenagem. É calculado de acordo com a Equação 5.

$$Cm = \frac{1}{Dd} \quad (\text{Equação 5})$$

Quanto às declividades foram obtidas automaticamente através do MDEHC, utilizando a classificação da EMBRAPA (2009).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 1, apresenta-se os resultados da caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do rio Buranhém. A área de drenagem encontrada na bacia foi de 2.628,06 km² e seu perímetro, de 4.998 km.

251

Tabela 1. Características morfométricas da bacia hidrográfica do rio Buranhém

Parâmetros Morfométricos	Valores	Unidade de Medida
Área de Drenagem (A)	2.628,06	Km ²
Perímetro (P)	4.998	Km
Comprimento total dos cursos d'água (Lt)	698.23	Km
Comprimento total do rio principal (Lp)	205.632	Km
Coeficiente de Compacidade (Kc)	2,73	-
Fator de forma (Kf)	0,13	-
Densidade de drenagem (Dd)	0,26	Km. Km ⁻²
Índice de circularidade (Ic)	0,13	-
Coeficiente de manutenção (Cm)	3,76	-

A forma da bacia pode ser determinada por índices que a relacionam com formas geométrica conhecidas, tal como o fator de forma e o coeficiente de compacidade. A bacia do



rio Buranhém apresenta maior tempo de concentração da água da chuva pelo fato do seu coeficiente de compacidade apresentar um valor de 2,73, o índice de circularidade de 0,13 e seu fator de forma exibir valor baixo de 0,13. Esses valores indicam que a bacia corresponde a uma bacia alongada. Considerando essas características, pode-se inferir que a bacia hidrográfica do rio Buranhém apresenta menor risco de enchentes nas condições normais de precipitação.

A densidade de drenagem encontrada na bacia do rio Buranhém foi de 0,26 km/km². Esse índice varia de 0,5 km/km² em bacias com drenagem pobre a 3,5 km/km², ou mais, em bacias bem drenadas, indicando, assim, que a bacia em estudo possui pobre capacidade de drenagem, onde esse valor baixo da densidade de drenagem pode estar relacionado a características geológicas ou climáticas da região.

O comprimento total dos cursos d'água foi de 698.23 Km e o comprimento do rio principal que é determinado a partir do perfil longitudinal do curso d'água foi de 205.632 km (Figura 2).

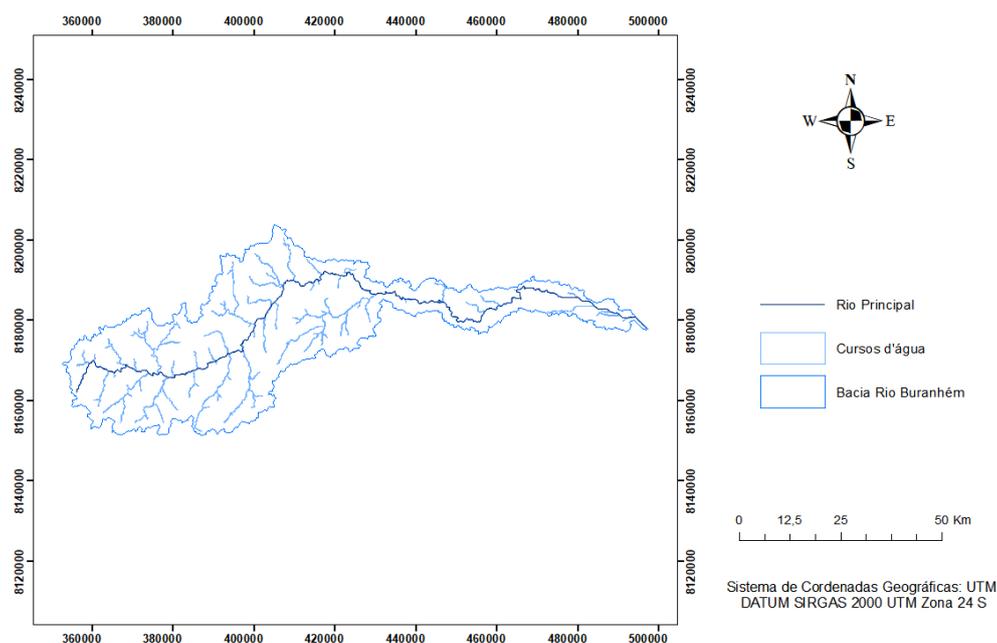


Figura 2. Hidrografia da bacia hidrográfica do rio Buranhém.

A bacia possui coeficiente de manutenção de 3,76 km²/km indicando que são necessários 2,98 km² de área para manter perene cada quilômetro de canal na bacia do rio Buranhém.

A declividade média da bacia é muito importante para a modelagem do escoamento, uma vez que a velocidade de fluxo depende desta variável. Para obtenção da declividade foi

usado seis intervalos de classe (Figura 3), como determinado pelo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2009).

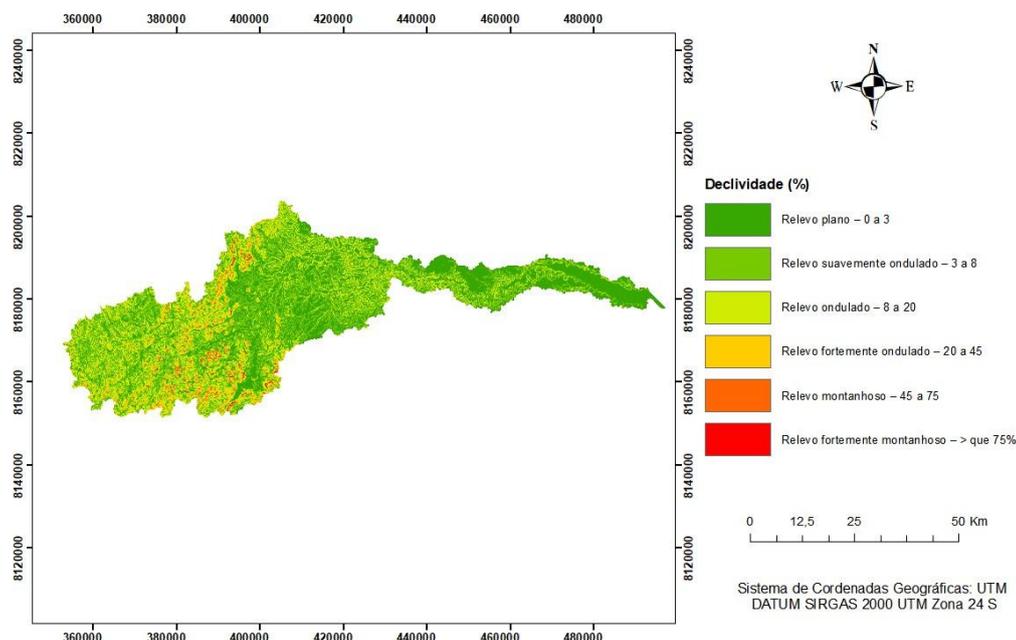


Figura 3. Declividade da bacia hidrográfica do rio Buranhém.

É possível observar que as regiões com declividades mais acentuadas se encontram próximo à área de nascente e o seu relevo pode ser classificado como suavemente ondulado e ondulado. É importante ressaltar que a declividade de bacias hidrográficas possui relevante papel nos processos do ciclo hidrológico, influenciando na infiltração, na quantidade de água produzida como deflúvio, na evaporação e nos escoamentos superficial e subsuperficial.

A análise das características fisiográficas da bacia constitui-se como um procedimento muito importante e tem como finalidade esclarecer as várias questões relacionadas ao entendimento da dinâmica ambiental local e regional, destacando-se ainda sua importância nos futuros estudos sobre vulnerabilidade ambiental da bacia do rio Buranhém.

CONCLUSÕES

Conclui-se que a partir da análise das características morfométricas, que a bacia do rio Buranhém é uma bacia alongada e em condições naturais, constatou-se que a mesma apresenta baixa susceptibilidade a enchentes, conseqüentemente por ter um relevo suavemente ondulado e ondulado. Por fim, as técnicas de geoprocessamento aplicadas mostraram eficazes na obtenção das características morfométricas.



REFERÊNCIAS

ALMEIDA, R. F. B; FERREIRA JÚNIOR, L. G.; BAYER M. Análise da cobertura e uso da terra da bacia hidrográfica do rio do coco e suas implicações sobre as áreas de preservação permanente como instrumento na gestão dos recursos hídricos. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, v.49, n.1, p.60- 83, 2018.

CHARLTON, R. *Fundamentals of fluvialgeomorphology*. New York: Routledge, 2008. 280p.

IBGE. Instituto Brasileiro De Geografia E Estatística. Censo demográfico 2010. Disponível em: . Acesso em: 24 Maio. 2022.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Agropecuário 2017 - Resultados preliminares. Disponível em: < <https://cidades.ibge.gov.br>> Acesso em: 05/2022.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 2022. Disponível em: <https://www.cnpm.embrapa.br/projetos/relevobr/download/ba/ba.htm>. Acesso em: 10, Maio 2022.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos – Rio de Janeiro: Embrapa, 2009. 412p.

SUMMERFIELD, M. A. *Global Geomorphology*. John Wiley & Sons, 1991. 537p.

LIMA, K. C et al. Análise geomorfométrica da bacia hidrográfica do rio bom sucesso (semiárido da Bahia) através da aplicação de parâmetros morfométricos da rede de drenagem. *Revista de Geografia*, v., n.2,p.30-44, 2010.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. *Hidrologia Aplicada*. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975. 245p.



ANÁLISE DE RISCO RELATIVO ASSOCIADO À EXPOSIÇÃO AO MP2.5 EM FLORIANÓPOLIS (SC)

Marina de Souza Eicardi¹
Eduardo Henrique Martins²
Danilo Covaes Nogarotto³
Simone Andréa Pozza⁴

¹Aluna do Curso Tecnologia em Saneamento Ambiental, Faculdade de Tecnologia (FT), Universidade Estadual de Campinas (Unicamp), m241432@dac.unicamp.br

²Me. em Bioenergia pela Universidade do Centro-Oeste do Paraná (UNICENTRO), edu_hmartins@yahoo.com.br

³Pesquisador Colaborador, Faculdade de Tecnologia (FT), Universidade Estadual de Campinas (Unicamp), danilocn@unicamp.br

⁴Profa. Associada, Faculdade de Tecnologia (FT), Universidade Estadual de Campinas (Unicamp), spozza@unicamp.br

255

INTRODUÇÃO

Atualmente, a poluição do ar representa um dos maiores riscos ambientais para a saúde. Esse tipo de poluição pode ser definido como a mistura de diversas substâncias, que em determinadas concentrações, é capaz de produzir efeitos nocivos em humanos, animais, vegetação e materiais (SEINFELD & PANDIS, 2016). Em 2012, uma em cada nove mortes no mundo resultaram de condições relacionadas à poluição do ar, dentre essas mortes, 3 milhões foram atribuídas à poluição do ar em ambiente externo (WHO, 2016).

Entre os principais poluentes que interferem na saúde, destaca-se o Material Particulado (MP), com maior efeito negativo sobre ela. Descreve-se como uma mistura de componentes sólidos e líquidos que variam na composição, tamanho, fonte de emissão e condições meteorológicas. As partículas inaláveis (MP10) possuem diâmetro aerodinâmico (da) menor ou igual a 10 µm e retém na parte superior do sistema respiratório. Por outro lado, as partículas inaláveis finas (MP2,5) possuem diâmetro aerodinâmico menor ou igual a 2,5 µm, sendo essas, capazes de atingirem a parte inferior do sistema respiratório e os alvéolos pulmonares (LEÃO et al., 2021). Sendo assim, o tamanho dessas partículas possui relação inversamente proporcional ao potencial que elas têm de depositarem no trato



respiratório, ou seja, partículas menores o atingem mais profundamente, causando maior dano à saúde.

Dentre as principais causas de efeitos adversos das partículas inaláveis estão irritações nos olhos, nariz e garganta, infecções respiratórias, bronquite e câncer de pulmão. Os impactos devido aos níveis de MP sobre a mortalidade, ocorrem sobretudo em idosos com predisposição a doenças cardiovasculares e respiratórias (OSTRO, 2004). Como medida para reduzir esses impactos da poluição do ar na saúde, a Organização Mundial da Saúde (OMS) definiu como limite de segurança para MP_{2,5}: média anual de 5 µg/m³ e média de 24h de 15 µg/m³ (WHO, 2021).

Verificou-se que haveria reduções da taxa de mortalidade em municípios do sudeste brasileiro se as concentrações de MP_{2,5} fossem reduzidas conforme os padrões da Organização Mundial da Saúde (OMS). Dentre os municípios estudados, observou-se que São Paulo obteria o maior número de mortes evitáveis entre os anos de 2000 e 2017, se as concentrações anuais fossem reduzidas conforme à diretriz da OMS. No entanto, ressalta-se a falta de estudos de coorte a longo prazo para MP_{2,5} no Brasil (ANDREÃO et al., 2018).

A estimativa do risco relativo (RR) é um dos métodos mais utilizados para se avaliar os efeitos que a exposição aos poluentes causa à saúde. O risco relativo, ou Odds Ratio, é a razão entre a probabilidade do risco de adoecer entre grupo de expostos e não expostos por um fator de risco em estudo (OSTRO, 2004), neste caso, a exposição ao MP_{2,5}.

Buchard et al. (2016) avaliaram as concentrações de MP_{2,5} a partir de dados obtidos da plataforma MERRA-2 (Modern-Era Retrospective Analysis for Research and Applications). MERRA-2 foi desenvolvido pelas equipes de instrumentos da NASA e pela comunidade científica e fornece dados on-line de monitoramento de aerossóis (NASA, 2019). Baseia-se sobretudo na assimilação de observações de satélite usando o Earth Observing System (GEOS) de Goddard versão 5.12.4 Data Assimilation System (DAS), permitindo a geração de reanálises em nível global.

Nesse contexto, objetiva-se com esse trabalho estimar o número de mortes de adultos que poderiam ser evitadas, devido à exposição ao MP_{2,5}, em Florianópolis, no estado de Santa Catarina (SC), entre os anos de 2017 e 2020.

METODOLOGIA

O município de Florianópolis, localizado no litoral do estado de Santa Catarina, possui população estimada em 508.826 habitantes e área territorial de 674,844 km². Possui um



Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM) de 0,847 e sua economia baseia-se em atividades de comércio, prestação de serviços públicos, indústrias de transformação e turismo. Seu clima é subtropical úmido, caracterizado pela alternância de verões e invernos, e uma alta distribuição anual de pluviosidade (FLORIANÓPOLIS, 2021; IBGE, 2021; SANTA CATARINA, 2021). É a região que possui a menor área e maior densidade veicular do estado. Conta com frota veicular de 353.676, sendo a maior parte caracterizada por veículos leves. Em 2018, os veículos leves representaram uma taxa de emissão para MP de 19,80 ton/ano, para todo o estado de Santa Catarina. Além disso, devido a sua localização geográfica, o spray salino, oriundo do oceano, também contribui para as emissões de MP do município (LCQAR, 2021; REIF, 2020).

A partir da plataforma MERRA-2, foram coletados os dados de Florianópolis (27°35'50"S, 48°32'58"W), entre os anos 2017 e 2020. As concentrações horárias de MP_{2,5} foram calculadas conforme a Equação 1. E, posteriormente, foram calculadas as médias anuais de MP_{2,5}.

$$MP_{2,5} = 1,375 * SO_4 + 1,6 * OC + BC + Dust_{2,5} + SS_{2,5} \quad (1)$$

Onde: as variáveis representam os seguintes compostos: sulfato (SO₄), carbono orgânico (OC), carbono negro (BC), poeira (Dust_{2,5}) e spray salino (SS_{2,5}).

Seguindo a recomendação de Ostro (2004), utilizou-se a equação de risco relativo (Equação 2), que relaciona os efeitos da concentração de MP_{2,5} com a saúde da população.

$$RR = \exp[\beta * (X - X_0)] \quad (2)$$

Onde: X é a concentração média anual de MP_{2,5} (µg/m³), X₀ é a concentração background de MP_{2,5} e β é o coeficiente de risco para o MP_{2,5}.

A concentração background utilizada foi de 5 µg/m³, valor de limite máximo para a média anual de MP_{2,5}, segundo a OMS (WHO, 2021). Foi utilizado o coeficiente médio de risco recomendado por Ostro (2004), β = 0,008, que associa doenças cardiopulmonares a concentração de MP_{2,5}. Dos resultados obtidos da equação de risco relativo, foi estimada a



fração de impacto ou Impact Fraction (IF) que indica a proporção da mortalidade por complicações cardiorrespiratórias atribuídas à exposição ao MP_{2,5} (Equação 3).

$$IF = (RR-1)/RR \quad (3)$$

Onde: RR é o risco relativo (Equação 2).

Além disso, para avaliar o impacto da poluição atmosférica no número de óbitos por doenças cardiopulmonares, foram obtidos dados de mortalidade por doenças cardiorrespiratórias (Código Internacional de Doenças – CID-10: I, J, U04) em adultos (≥30 anos) de Florianópolis, por meio do site do Departamento de Informática do Sistema Único de Saúde (DATASUS) do Brasil (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2022). Foram selecionados dados anuais para o período de 2017 a 2020.

E assim, foi possível calcular a estimativa do número de casos de mortalidade por MP_{2,5} (Equação 4).

$$Me = IF * Ma \quad (4)$$

258

Onde: Me está relacionado a mortes estimadas que poderiam ser evitadas caso a concentração de MP_{2,5} fosse igual ao background, IF é a fração de impacto e Ma é número anual de mortalidade (CID-10: I, J, U04).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Levando em consideração o MP como indicador ambiental da qualidade do ar, estimaram-se as concentrações médias anuais de MP_{2,5}, entre 2017 e 2020. Obteve-se os seguintes valores estimados: 8,4 µg/m³ (2017), 7,7 µg/m³ (2018), 8,9 µg/m³ (2019), 9,0 µg/m³ (2020) A Tabela 1, representa os valores estimados de RR e IF, utilizando o limite máximo anual determinado pela OMS como concentração background (5 µg/m³).

Observa-se que a maior fração de impacto ocorreu em 2020, com aproximadamente 3,2% de impacto, que representa uma estimativa de 28 casos de mortalidade por exposição ao MP_{2,5}. A menor fração de impacto ocorreu em 2018, com 2,1%, estimando 20 casos de mortalidade por exposição ao MP_{2,5}.



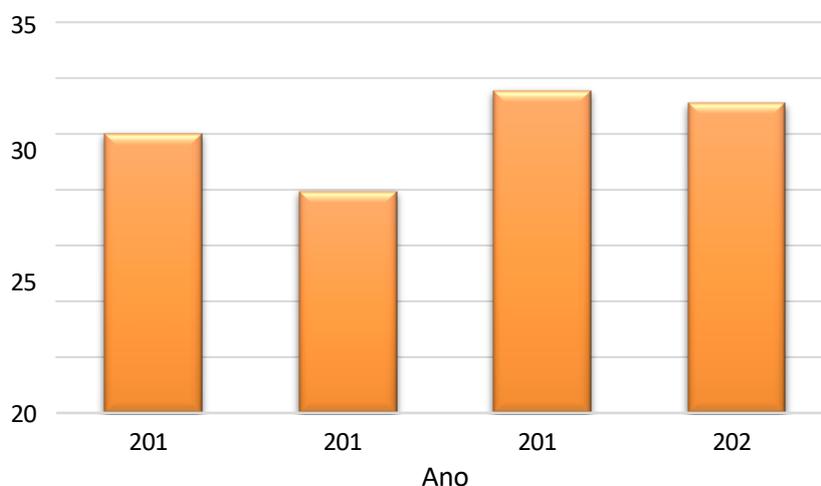
Tabela 1. Risco relativo (RR) e fração de impacto (IF), em Florianópolis (SC), de 2017 a 2020

Ano	RR	IF
2017	1,028	0,027
2018	1,022	0,0211
2019	1,032	0,0308
2020	1,033	0,0317

Houve aumento no número estimado anual de mortes de adultos atribuíveis às exposições ao MP_{2,5} entre 2018 e 2019, e o número se manteve no ano seguinte (Figura 1). Sendo que essas mortes poderiam ser evitadas caso as emissões no município se igualassem ao nível recomendado pela OMS.

Entre 2019 e 2020, morreram mais pessoas, em decorrência das emissões de MP_{2,5}. Das mortes atribuídas, 29 ocorreram em 2019 e 28 em 2020.

Corá et al. (2020) mostraram que o número de óbitos associados à exposição ao MP_{2,5}, entre 2008 e 2016, se correlaciona positivamente com o número de habitantes de cada município estudado. No estudo, São Paulo, um município que concentra uma das maiores populações do mundo, com 6.074.137 habitantes, apresentou uma taxa de óbito de 56 a cada 100.000 habitantes adultos (≥ 30 anos). Nesse caso, considerou-se uma média de 3.428 mortes na capital paulista entre 2008 e 2016. Já no município de Paulínia, obteve-se 17 óbitos, que equivale a uma taxa de mortalidade de 38 habitantes adultos a cada 100.000 habitantes, considerando uma densidade populacional média de 44.291 habitantes. No presente estudo, a média de óbitos no município de Florianópolis, de 2017 a 2020, foi de 26 óbitos, considerando 508.826 habitantes, o que resultou em uma taxa de mortalidade de 5 habitantes adultos por 100.000 habitantes.

Figura 1. Estimativas de mortes por exposição ao MP_{2,5} em Florianópolis.

Comparando os cenários de taxa de mortalidade entre os três municípios, Florianópolis apresentou-se com a menor taxa de mortalidade. Algumas características explicam esse resultado. Dentre elas, o pequeno número de indústrias na capital catarinense, embora seja uma das regiões mais urbanizadas de Santa Catarina. Outro fator é a sua frota, que é predominantemente caracterizada por veículos leves. Além disso, a população possui um poder econômico elevado, o que pode contribuir para a renovação da frota, com veículos que possuam melhores tecnologias para o controle de emissões dos poluentes (LQCAR, 2021).

Paulínia, marcada pelo avanço industrial, é um município que possui um dos maiores polos petroquímicos da América Latina (PAULÍNIA, 2022). A atividade industrial petroquímica, portanto, é uma das responsáveis pela emissão de material particulado no ar naquela região. Essa realidade pode explicar porque esse município apresentou uma taxa de mortalidade devido à exposição ao $MP_{2,5}$ maior que a de Florianópolis.

Por último, São Paulo, que demonstrou uma taxa de mortalidade maior do que os dois municípios anteriores. Esse resultado pode ser reflexo da influência das emissões veicular e industrial, dois dos principais fatores que contribuem para a poluição atmosférica nessa região.

260

CONCLUSÕES

Com os resultados obtidos e analisados para $MP_{2,5}$, em Florianópolis, é possível concluir que, durante os períodos 2017 e 2020, estima-se 101 óbitos de adultos devido à exposição a longo prazo ao $MP_{2,5}$. Os números anuais de óbitos para o município não foram tão relevantes quando comparado a outro estudo feito em municípios com maior e menor densidade populacional. Dessa forma, pode-se dizer que o elevado número de habitantes maximiza o impacto da poluição atmosférica na saúde pública.

Ademais, deve-se reduzir as concentrações de MP em Florianópolis ainda que a taxa de mortalidade seja baixa. Para isso, são cabíveis propostas e iniciativas que visem reduzir os impactos da emissão desse poluente. Sabe-se que no estado de Santa Catarina, não há monitoramento público da concentração de poluentes atmosféricos, apenas os realizados pela comunidade científica, como por exemplo, o projeto de avaliação de impactos na qualidade do ar desenvolvido pelo Laboratório de Qualidade do Ar (LQCAR) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). A existência de estações de monitoramento ambiental e o controle das emissões de MP são fundamentais para o combate à poluição atmosférica.



AGRADECIMENTOS

Ao CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico), pela bolsa de Iniciação Científica da aluna Marina de Souza Eicardi. E à NASA (National Aeronautics and Space Administration) por disponibilizar a base de dados utilizada neste estudo.

REFERÊNCIAS

ANDREÃO, W. L.; ALBUQUERQUE, T. A. T.; KUMAR, P. Excess deaths associated with fine particulate matter in Brazilian cities. *Atmospheric Environment*, v.194, p.71-81, 2018.

BUCHARD, V.; DA SILVA, A. M.; RANGLES, C. A.; COLARCO, P.; FERRARE, R.; HAIR, J.; HOSTETLER, C.; TACKETT, J.; WINKER, D. Evaluation of the surface PM_{2.5} in Version 1 of the NASA MERRA Aerosol Reanalysis over the United States. *Atmospheric Environment*, 125, p.100-111, 2016.

CORÁ B.; LEIRIÃO L. F. L.; MIRAGLIA S. G. E. K. Impacto da poluição do ar na saúde pública em municípios com elevada industrialização no estado de São Paulo. *Brazilian Journal of Environmental Sciences*, v.55, n.4, p.498-509, 2020.

FLORIANÓPOLIS. Prefeitura de Florianópolis: Turismo – História, 2021. Disponível em: <<http://www.pmf.sc.gov.br/entidades/turismo/index.php?cms=historia&menu=6&submenuid=57>>. Acesso em 20 abr. 2021.

GMAO. Global Modeling and Assimilation Office. MERRA-2 tavg1_2d_aer_Nx: 2d,1-Hourly, Timeaveraged, Single-Level, Assimilation, Aerosol Diagnostics V5.12.4, Greenbelt, MD, USA, Goddard Earth Sciences Data and Information Services Center (GES DISC), 10.5067/KLICLTZ8EM9D, 2015.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Cidades: Florianópolis-SC. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sc/florianopolis/panorama>>. Acesso em: 19 abr. 2021.

LCQAR. Laboratório de Controle da Qualidade do Ar. Avaliação do impacto das emissões veiculares, queimadas, industriais e naturais na qualidade do ar em Santa Catarina (Ano base 2020). Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Florianópolis, p.1-150, 2021. Disponível em: <https://lcqar.ufsc.br/novo/wp-content/uploads/2021/06/Avaliação-do-impacto-das-emissões_Santa-Catarina_2020.pdf>. Acesso em: 15 jun. 2022.

LEÃO, M. L. P.; PENTEADO, J. O.; ULGUIM, S. M.; ULGUIM, S. M., GABRIEL, R. R., DOS SANTOS, M.; BRUM, A. N.; ZHANG, L.; DA SILVA JÚNIOR, F. M. R. Health impact assessment of air pollutants during the COVID-19 pandemic in a Brazilian metropolis. *Environmental Science and Pollution Research*, v.28, p.41843-41850, 2021.



LEIRIÃO, L. F. L.; DEOBONE, D.; PAULIQUEVIS, T.; ROSÁRIO, N. M. E.; MIGRAGLIA, S. G. K. Environmental and public health effects of vehicle emissions in a large metropolis: Case study of a truck driver strike in São Paulo, Brazil. *Atmospheric Pollution Research*, v.11, n.6, p.24-31, 2020.

MS. Ministério da Saúde do Brasil. Departamento de Informática do Sistema Único de Saúde. DATASUS. Mortalidade – Santa Catarina. 2022. Disponível em: <<http://tabnet.datasus.gov.br/cgi/tabcgi.exe?sim/cnv/obt10sc.def>>. Acesso em: 14 jun. 2022.

NASA. National Aeronautics and Space Administration. Global Modeling and Assimilation Office – Reanalysis: MERRA-2 Project Page. 2019. Disponível em: <<https://gmao.gsfc.nasa.gov/reanalysis/MERRA-2/>>. Acesso em: 1 fev. 2021.

OSTRO, B. Outdoor air pollution: Assessing the environmental burden of disease at national and local levels. World Health Organization, Protection of the Human Environment, Geneva. Environmental Burden of Disease Series, 5, 2004.

PAULÍNIA. Prefeitura de Paulínia – Cidade: História de Paulínia. 2022. Disponível em: <<http://www.paulinia.sp.gov.br/cidade>>. Acesso em: 24 jun. 2022.

REIF, A. Estimativa dos custos associados às emissões de Material Particulado Inalável (MP10) para o município de Florianópolis/SC. 46f. Trabalho de Conclusão de Curso (TCC). Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2020.

SANTA CATARINA. Governo de Santa Catarina: Municípios - Florianópolis. Disponível em: <<https://www.sc.gov.br/conhecasc/municipios-de-sc/florianopolis>>. Acesso em: 25 abr. 2021.

SEINFELD, J. H.; PANDIS, S. N. Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change. 3. ed. New York: John Wiley and Sons, 2016.

WHO. World Health Organization. Ambient air pollution: A global assessment of exposure and burden of disease. Geneva, 2016. Acesso em: 20 abr. 2021.

WHO. World Health Organization. Ambient (outdoor) air pollution, 2021. Disponível em: <[https://www.who.int/news-room/factsheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/news-room/factsheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health)>. Acesso em: 10 fev. 2022.



PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS COMO ESTRATÉGIA PARA RESTAURAÇÃO AMBIENTAL NO ALTO CURSO DO RIO ALEGRIA – MEDIANEIRA/PARANÁ/BRASIL

Tiago Oliveira dos Santos¹
Eduardo Borges Lied²
Ana Paula Trevisan³
Camilo Freddy Mendoza Morejon⁴

263

¹Eng. Tiago Oliveira dos Santos – Instituto de Águas e Terras (IAT) engenheiro.oliveiras@gmail.com

²Prof. Dr. Eduardo Borges Lied, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campus Medianeira, Departamento de Ciências Biológicas e Ambientais, lied.eduardo@gmail.com

³Dra. Ana Paula Trevisan, Universidade Estadual do Oeste do Paraná – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química (PEQ), anapaulatrevisan@gmail.com

⁴Prof. Dr. Camilo Freddy Mendoza Morejon, Universidade Estadual do Oeste do Paraná – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química (PEQ), camilo_freddy@hotmail.com

INTRODUÇÃO

O crescimento populacional, atrelado ao desenvolvimento e a expansão das cidades, acarreta uma demanda cada vez maior pelo consumo de água, levando, em alguns casos, a completa escassez deste bem precioso e necessário para a existência humana. O relatório do Escritório das Nações Unidas para Redução do Risco de Desastre, publicado recentemente com o título - Special Reports on Drought 2021, adverte sobre os danos que a escassez de água e a seca podem causar para todas as sociedades e economias, tanto urbanas quanto rurais. O “[...] relatório explora a compreensão atual do risco da seca, seus fatores e as formas como as pessoas, economias e ecossistemas estão expostos e vulneráveis” (UNDRR, 2021).

Neste contexto, os mananciais têm uma função importante no que diz respeito ao abastecimento público de água nos grandes e pequenos municípios. Com o avançar dos anos,



sem um planejamento e sem programas específicos para o monitoramento, visando atender as demandas atuais e futuras, a diminuição do volume de água no leito dos rios acaba sendo inevitável.

É necessário ter um ecossistema equilibrado e integrado, como as florestas e os cursos d'água, para que seja fornecido água de qualidade, tanto em períodos normais como em épocas de estiagem, para atender a demanda e suprir as necessidades da população no que tange a água para abastecimento público.

As áreas de preservação permanentes (APPs) assumem papel fundamental “[...] na gestão de bacias hidrográficas, pois contribuem para a estabilidade dos ciclos hidrológicos e biogeoquímicos visando a dar condições de sustentabilidade à agricultura” (BORGES et al., 2011, p.1205).

Pensando nesta problemática, este trabalho se propõe a utilizar o Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) como uma estratégia para incentivar a restauração ambiental das áreas de APPs no alto curso do rio Alegria, município de Medianeira – PR, visando estimular políticas públicas que assegurem o acesso universal a água.

METODOLOGIA

O presente trabalho foi realizado na cidade de Medianeira, localizada na mesorregião oeste paranaense (Brasil), com uma população de 46.574 habitantes, segundo estimativas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) para o ano de 2020. O município tem uma área de 328,732 km², correspondente a 0,2% da área do estado do Paraná (IBGE, 2021).

De acordo com o Plano Municipal de Saneamento Básico (MEDIANEIRA, 2019), o município de Medianeira está inserido em duas bacias hidrográficas: bacia do Rio Iguaçu e bacia do Paraná III. A bacia do Rio Iguaçu cobre uma área de 54.820,4km² e a bacia do Paraná III uma área de 7.979,4 km². “As sub bacias em que o município de Medianeira está inserido são as bacias dos rios Alegria, Dourado, Feijão Verde, Laranjita, Ocoy e Represa Grande” (MEDIANEIRA - PMSB, 2019, p.76).

Para este trabalho foi utilizada como foco de estudo para o Pagamento por Serviços Ambientais a bacia do alto curso do Rio Alegria, por ser este um dos principais rios que abastece o município de Medianeira- PR e terá a sua população como uma das primeiras a se beneficiar por fazer uso da água coletada pela ETA – Estação de Tratamento de Água da empresa concessionária responsável pelo abastecimento público.



Para a delimitação do Alto Curso do Rio Alegria, utilizou-se de dados coletados no campo com o equipamento GPS TRIMBLE PRO XR e o Software Topograf. Os dados foram importados para o Software QGIS. A vazão do Rio Alegria, de acordo com as informações obtidas através da Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR), no início do mês de Julho corresponde a 136 litros de água por segundo.

A estimativa do valor econômico da substituição do uso tradicional do solo pela restauração ambiental visando a manutenção dos serviços ecossistêmicos foi realizada com base no Projeto “Conservador das Águas” – Secretaria de Meio Ambiente do Município de Extrema – Minas Gerais. Ou seja, para o presente trabalho também foi utilizada para a estimativa do PSA o “custo de oportunidade das propriedades” no alto curso do Rio Alegria.

Para o estudo definiu-se identificar as propriedades rurais que circundam a montante da Estação de Tratamento de Água – ETA, sendo elas: o Rio Alegria, Alto Curso do Rio Alegria, Sanga Manduri, Sanga Maguari e Sanga Mangólia.

A partir da Estação de Tratamento de Água - ETA foram identificadas as propriedades rurais e o corpo hídrico que compõe o Rio Alegria. Ao todo são 85 (oitenta e cinco) propriedades rurais, dispostas da seguinte forma: Alto Curso do Rio Alegria – 24; Sanga Manduri – 14; Sanga Maguari – 21; Sanga Magnólia – 26.

265

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O remanescente de vegetação nativa é considerado como uma área que restou desta vegetação após a interferência humana. No caso da região do Alto Curso do Rio Alegria, identificamos, através do CAR, uma área total declarada de remanescente de vegetação nativa de 10,08 hectares.

A primeira medida adotada para a mensuração de áreas de reserva legal no estado do Paraná foi a utilização do SISLEG (Sistema de Manutenção, Recuperação e Proteção da Reserva Florestal Legal e Áreas de Preservação Permanente), o qual tem como função a identificação da área correspondente a vinte por cento da área total de cada propriedade rural que foi averbada (registrada em cartório).

Atualmente o SISLEG foi substituído pelo Cadastro Ambiental Rural (CAR), com a mesma atribuição. Através dos dados obtidos na plataforma do SICAR, as áreas declaradas correspondem a 6,14 ha.

Vale ressaltar que a reserva legal averbada deve corresponder a uma área preservada e/ou uma área que tenha um manejo sustentável. Analisando a área de preservação



permanente existente no alto curso do rio Alegria, constatou-se uma área total de 10,18 hectares.

Após a análise das imagens obtidas no Google Earth Pro, identificou-se que a área de preservação permanente (APP), seguindo as regras do novo Código Florestal, deveria ser de 13,45 hectares. Isso, considerando as seis áreas de nascentes, no qual o raio deve ser de, no mínimo, cinquenta metros de área de preservação.

É de extrema importância conservar a nascente de um rio devido ao afloramento do olho d'água na superfície e que ocorre através de fissuras geológicas. Para que o volume de água percorra o seu caminho natural e seja depositado nos seus afluentes é necessário que no seu entorno haja a Área de Preservação Permanente (APP), preservando a nascente de ações antrópicas.

No alto curso do Rio Alegria foram identificadas seis nascentes. De acordo com as imagens de satélite é possível identificar como deveria ser cada propriedade rural com sua respectiva área de preservação permanente, seguindo o novo Código Florestal (Brasil, 2012). A partir da análise da imagem constatou-se que há áreas que deveriam ser de APP e estão sendo utilizadas para atividade agrícola.

266

Estimativa do Valor Econômico

De modo geral, a maioria das propriedades rurais (70,83%) não possui atividades econômicas em áreas de APP. Contudo, há propriedades (29,17%) que foram identificadas com áreas agricultáveis em cima de áreas de APP, ou seja, plantio de soja e milho.

A estimativa do valor econômico foi feita levando-se em consideração o déficit de 3,27 hectares da área de APP, observado ao comparar a APP implementada (10,18 hectares) e a APP que deveria existir de acordo com a legislação ambiental vigente (13,45 hectares).

Como a área agricultável em todas as propriedades analisadas corresponde ao plantio de soja e milho, a valoração foi feita com base no arrendamento médio por hectare/ano destas atividades. No Paraná, o valor médio de arrendamento para o cultivo de soja é de 27 sacas e para o cultivo de milho é de 20 sacas por hectare/ano.

Desse modo, constatou-se que o valor específico por hectare/ano, caso o agricultor mantivesse a atividade econômica, seria de R\$4.436,36 e R\$1.999,80, para o cultivo da soja e milho respectivamente, tendo como referência o valor unitário para cada cultura.



De acordo com a última atualização encontrada no Diário Eletrônico do Município (Decreto Nº 009/2020, de 21 de janeiro de 2020) o valor da unidade fiscal de Medianeira (UFIME) é de R\$ 4,59 – quatro reais e cinquenta e nove centavos (MEDIANEIRA, 2020).

A Tabela 1 demonstra a valoração do Pagamento por Serviços Ambientais do Alto Curso do Rio Alegria. Fazendo o uso do valor da Unidade Fiscal do Município de Medianeira-PR, realizou-se o cálculo baseado em quanto o agricultor receberia caso mantivesse a sua área com cultivo de soja e/ou milho. Para o valor referente ao Pagamento por Serviços Ambientais, estimou-se um valor maior, caso o agricultor aderisse ao programa. O valor proposto ao agricultor pelo Pagamento por Serviços Ambientais, sempre deve ser maior do que aquele recebido pela utilização agricultável da terra.

Tabela 1. Valoração PSA – Alto Curso do Rio Alegria

Cultura	Valor por Hectare/Ano	Valor por Hectare/Mês
Soja	R\$ 4.436,37	R\$ 369,69
Milho	R\$ 1.999,80	R\$ 166,65
Quantidade de UFIMES/Ano	Valor UFIMES/Ano	Valor UFIMES/Mês
Soja - 1.000 UFIMES	R\$ 4.590,00	R\$ 382,50
Milho - 450 UFIMES	R\$ 2.065,50	R\$ 172,12
Área total a ser restaurada	Valor total a ser pago ano	Valor total a ser pago mês
3,27 ha	R\$ 15.009,30 (soja)	R\$ 1.250,77 (soja)
	R\$ 6.754,18 (milho)	R\$ 562,84 (milho)

267

Vale lembrar que o eixo principal é a conservação/restauração e a harmonia entre agricultura e o meio ambiente.

Tôsto et al. (2015) comentam o quão importante é a conservação e a restauração da APP para a manutenção da biodiversidade, bem como do ciclo hidrológico “[...] evitando, assim, o processo de erosão das margens dos rios e o assoreamento dos seus leitos” (p.325). No que diz respeito ao alto curso do Rio Alegria destaca-se que conservar as áreas de APP significa evitar a escassez hídrica uma vez que o município tem passado por diversos racionamentos de água.

É importante compreender que os serviços ecossistêmicos uma vez comprometidos podem acarretar impactos econômicos. Os autores Piaggio e Siikamäki (2021) exemplificaram isso ao demonstrar a importância da vegetação no suprimento de água com qualidade. O estudo concluiu que ao se evitar 1% da perda de floresta da bacia, seria possível reduzir o uso de produtos químicos em 0,026% no processo de tratamento da água. Hu et al. (2019)



utilizaram abordagem semelhante para demonstrar que o controle da erosão do solo e a produção de água apresentam uma correlação positiva.

Em resumo, a restauração/conservação das APPs através do Pagamento por Serviços Ambientais, é essencial uma vez que contribui para “[...] a) controle de distúrbios; b) controle da água; c) controle de erosão; d) formação de solo; e) ciclagem de nutrientes; f) controle biológico; g) produção de alimento; h) matérias-primas; i) recursos genéticos; j) recreação; k) cultural; l) controle do clima; m) fornecimento de água” (COSTANZA et al., *apud* TÔSTO et al., 2015).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) é um tema relativamente recente e gradativamente vem ganhando destaque no Brasil, principalmente com a criação da Política Nacional de Pagamentos por Serviços Ambientais (PNPSA). Com isso, descentralizando da esfera federal e compartilhando com os estados e os municípios, atribuições e objetivos para que seja, de fato, colocado em prática.

A partir da pesquisa bibliográfica evidenciou-se que o Pagamento por Serviços Ambientais deve se caracterizar por uma política pública de cooperação, envolvendo a sociedade, entre eles os entes diretamente afetados e os não afetados, que estejam inseridos em uma determinada bacia e/ou microbacia.

Adotando os procedimentos metodológicos do projeto “Conservador das Águas” foi possível dimensionar a valoração do Pagamento por Serviços Ambientais no alto curso do Rio Alegria, tendo como referência a UFIME (Unidade Fiscal do Município de Medianeira) e o princípio de “custo de oportunidade das propriedades” (PAGIOLA, CARRASCOSA, TAFFARELLO, 2013). Desta forma, atingimos o objetivo geral desta pesquisa o qual era utilizar o Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) como uma proposta para a restauração ambiental das APPs no alto curso do Rio Alegria.

REFERÊNCIAS

- BORGES, L. A. C.; REZENDE, J. L. P.; PEREIRA, J. A. A.; JÚNIOR, L. M. C.; BARROS, D. A. Áreas de Preservação Permanente na Legislação Brasileira. *Ciência Rural*, v.41, n.7, 2011.
- PAGIOLA, S.; GLEHN, H. C.; TAFFARELLO, D. (orgs.). *Experiências de Pagamento por Serviços Ambientais no Brasil*. São Paulo: SMA/CBRN, 2013.



TÔSTO, S. G. et al. Valor Econômico de Serviços Ecosistêmicos da Mata Ciliar em Mata Atlântica. In: TÔSTO, S. G. et al. (Editores Técnicos). Valoração de Serviços Ecosistêmicos: metodologias e estudos de caso. Brasília: EMBRAPA, 2015.

HU, T. et al. Assessing Relationship of Ecosystem Services on Multi-scale: A case study of soil erosion control and water yield in the Pearl River Delta. Ecological Indicators, Elsevier, 2019.

PIAGGIO, M.; SIIKAMÄKI, J. O Valor dos Serviços Ecosistêmicos de Purificação de Água da Floresta na Costa Rica. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969721030230?via%3Dihub>. Acesso em: 06 de Agosto de 2021.

UNDRR. United Nations Office for Disaster Risk Reduction. Special Report on Drought 2021. UNDRR, 2021.



MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA EM CÓRREGO ADJACENTE À ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO DO MUNICÍPIO DE FRUTAL/MG DURANTE PERÍODO SECO

Rodrigo Ney Millan¹
Adriana Duneya Díaz Carrillo²
Eduardo da Silva Martins³

¹Prof. Dr. Universidade do Estado de Minas Gerais – Unidade Frutal – Departamento de Ciências Agrárias e Biológicas, rodrigo.millan@uemg.br

²Aluna do Mestrado em Ciências Ambientais da Universidade do Estado de Minas Gerais – Unidade Frutal, Departamento de Ciências Agrárias e Biológicas, adriana.1094557@discente.uemg.br

³Prof. Dr. Universidade do Estado de Minas Gerais – Unidade Frutal – Departamento de Ciências Agrárias e Biológicas, eduardo.martins@uemg.br

270

INTRODUÇÃO

A água é o recurso natural renovável que mais limita a ação sobre o desenvolvimento humano e todas as formas de vida, sendo as águas superficiais as mais vulneráveis à contaminação, pois sua qualidade é afetada por uma variedade de estressores naturais e antropogênicos (HAMED et al., 2020). A rápida urbanização associada ao descarte inadequado de esgoto e o conseqüente aumento da demanda de água são problemas enfrentados na atualidade. Os rios urbanos são frequentemente afetados por efluentes domésticos e industriais não tratados ou ainda por meio de sistemas de tratamento de efluentes que carecem de operação e manutenção ideais (ANDRIANOVA et al., 2019; MOURA et al., 2019).

Os efluentes das Estações de Tratamento de Esgotos (ETE) tornaram-se uma fonte primária de água complementar para rios contínuos, tornando-se uma das principais fontes de poluição para esses corpos de água (JÁUREGUI-MEDINA et al., 2007; LU et al., 2018; LYU et



al., 2016). O lançamento de efluentes em corpos receptores resulta em grande interferência no equilíbrio ecológico dos ecossistemas, principalmente pela quantidade de matéria orgânica e coliformes termotolerantes, o que implica no consumo de oxigênio dissolvido por microrganismos na estabilização da matéria orgânica em suspensão e dissolvida (ANDRADE-NETO, 2006; MOREIRA & SANTOS, 2015). Além disso, as variações sazonais durante os períodos de seca e chuva em regiões subtropicais, como temperatura e precipitação, também afetam a qualidade da água do ecossistema lótico (BARAKAT et al., 2016; ISLAM et al., 2018). Na estação seca ocorre diminuição da água disponível no corpo receptor aumentando a contaminação química dos ecossistemas aquáticos, alterando as propriedades químicas, incluindo a dureza, temperatura e concentração de oxigênio dissolvido (CHATURVEDI et al., 2010; TANG et al., 2020).

No Brasil, a Resolução nº 430/2011 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) especifica que os efluentes são despejos líquidos provenientes de diversas atividades ou processos, os quais, após o lançamento em corpos d'água, não deverão conferir ao corpo receptor características de qualidade em desacordo com o seu enquadramento, ademais a referida lei estabelece as condições, parâmetro, padrões e diretrizes para a gestão do lançamento de efluentes (BRASIL, 2011). Apesar de ter uma legislação estabelecida no Brasil, 55% da população possui tratamento considerado adequado; 18% têm um atendimento precário; e 27% não possui coleta nem tratamento, isto é, sem atendimento por serviço de coleta sanitário. Além disso, mais de 110 mil km de trechos de rio estão com a qualidade comprometida devido ao excesso de carga orgânica, sendo que em 83.450 km não é mais permitida a captação para abastecimento público devido à poluição e em 27.040 km a captação pode ser feita, mas requer tratamento avançado. A Agência Nacional de Águas (ANA) criou um indicador que resume a capacidade de diluição dos esgotos em relação à população dos municípios, a fim de subsidiar o planejamento do tratamento dos esgotos. No Estado de Minas Gerais, existem 579 municípios que possuem capacidade de diluição dos esgotos de bom a regular, enquanto 236 municípios são classificados como capacidade de diluição de ruim a péssima e 38 municípios não possuem capacidade de diluição dos esgotos. Dado importante é que 32,12% dos municípios mineiros têm capacidade de diluição de ruim a nula (ANA, 2017).

Nota-se a importância de coletar informações confiáveis sobre a qualidade da água para evitar mais contaminação, principalmente em países em desenvolvimento (YANG; FLOWER; THOMPSON, 2013). Nesse sentido, é fundamental o monitoramento da qualidade da



água por meio de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos pela preocupação com os impactos ambientais decorrentes do descarte de esgoto, atendimento à legislação ambiental e necessidade de divulgação de dados confiáveis sobre o efluente do sistema de tratamento de esgoto municipal (OLSEN; CHAPPELL; LOFTIS, 2012; MEDEIROS et al., 2019).

O presente estudo avalia a qualidade físico-química e microbiológica da água em um sistema lótico na área de influência da estação de tratamento de esgoto do município de Frutal/MG durante o período seco.

METODOLOGIA

O monitoramento foi conduzido no Ribeirão Frutal, município de Frutal–MG, localizado na mesoregião do Triângulo Mineiro, na porção oeste do Estado de Minas Gerais. O município tem clima definido como Aw, segundo a classificação Köppen-Geiger, tropical sazonal com inverno seco (abril a setembro) e verão chuvoso (outubro a março) (ALVARES et al., 2013), apresenta temperatura média anual de 23,6°C e precipitação em torno de 1.433mm (ROLDÃO; ASSUNÇÃO, 2012). O ribeirão apresenta área de influência do efluente da Estação de Tratamento de Esgoto municipal (ETE), o qual foi alvo deste estudo. Amostras para o monitoramento da qualidade da água do córrego no local de influência da ETE foram coletadas em três pontos no Ribeirão Frutal (Figura 1). Os pontos selecionados para monitoramento da qualidade da água foram: P1 = a montante (600 m do lançamento de efluentes da ETE); P2 = saída do efluente final tratado da ETE; P3 = a jusante (625 m do lançamento dos efluentes tratados da ETE).

272



Figura 1. Localização dos pontos de amostragem de águas superficiais no córrego Ribeirão Frutal. Fonte: Google Earth (2019).

As coletas foram realizadas nos meses de Junho, Julho e Agosto de 2021, tomando-se uma amostra de cada ponto de coleta em cada mês de amostragem, totalizando nove amostragens.

As variáveis oxigênio dissolvido (OD), pH, condutividade elétrica (Cond), turbidez (Turb) e sólidos totais dissolvidos (STD) foram mensuradas in loco, com sonda de cada ponto foram coletados em frascos esterilizados e levados ao laboratório de Microbiologia da Universidade do Estado de Minas Gerais, Unidade Frutal. A quantificação dos coliformes totais e termotolerantes ocorreu por meio do método Colilert®, método oficial da AOAC International, aprovado pelo método padrão para análise de água e esgoto pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2017).

Uma análise comparativa entre os dados de qualidade de água foi realizada correlacionando-se os resultados com os limites máximos estabelecidos para os corpos d'água de classe II, pela resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005) e com trabalhos encontrados na literatura. Gráficos boxplots foram construídos com os dados físico-químicos da água, demonstrando 5 posições: média, erro padrão e desvio padrão.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A média dos valores pH da água dos pontos analisados variou de 7,2 no P3 a 7,8 no P1, com o pH mantendo-se alcalino em todos os pontos amostrais. A condutividade elétrica (Cond) aumentou expressivamente de P1 a P2, com discreta diminuição de P2 para P3. No P1, observou-se média de $141 \mu\text{S cm}^{-1}$ passando a 490 e $470 \mu\text{S cm}^{-1}$ em P2 e P3, respectivamente. Comportamento semelhante foi identificado nas variáveis turbidez (Turb) e sólidos totais dissolvidos (STD). A turbidez ficou ao redor de 5 UNT no P1, passando a 73 UNT no P2 e 63 no P3. A variável STD apresentou média de 103 mg L^{-1} no P1, aumentando no P2 (315 mg L^{-1}), com leve diminuição no P3 (301 mg L^{-1}). A variável oxigênio dissolvido (OD) apresentou comportamento semelhante ao pH e inverso as demais variáveis Cond, Turb e STD. O OD apresentou média de $8,5 \text{ mg L}^{-1}$ no P1 e diminui no P2 ($4,8 \text{ mg L}^{-1}$) e no P3 ($3,4 \text{ mg L}^{-1}$) (Figura 1).



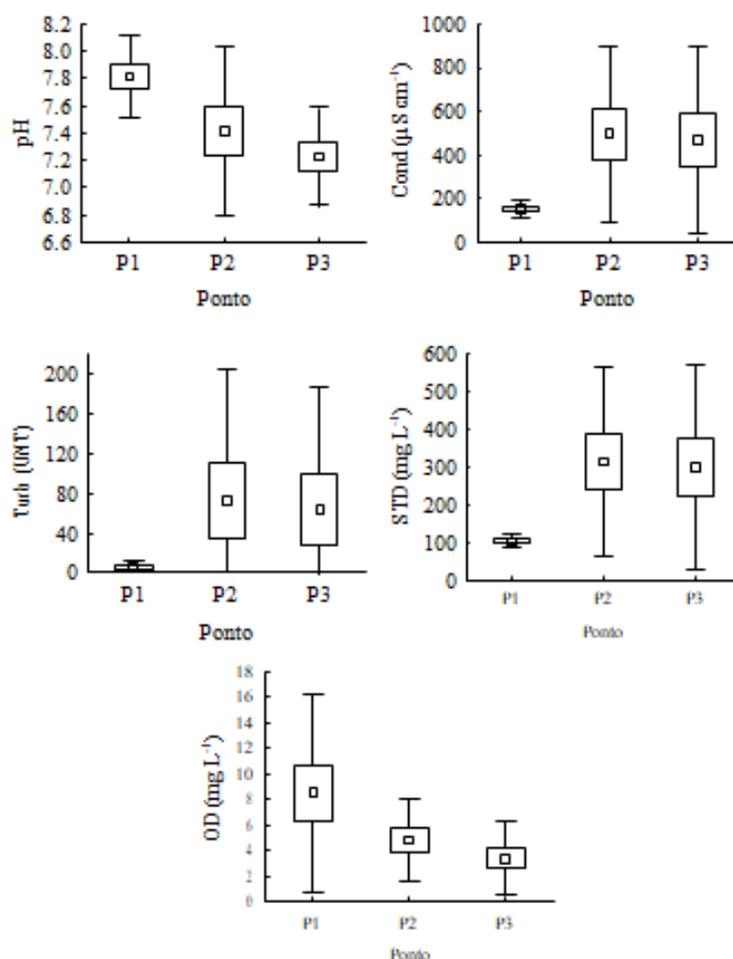


Figura 2. Gráficos boxplot das variáveis físico-químicas da água do Ribeirão Frutal, onde: P1 = a montante da ETE; P2 = saída do efluente final tratado da ETE; P3 = a jusante da ETE; quadrado = média; retângulo = erro padrão; hastes inferiores e superiores = 2x desvio padrão.

O monitoramento realizado neste trabalho durante o período seco no Ribeirão Frutal mostrou que o efluente da ETE ocasionou incremento de matéria orgânica no sistema hídrico, com elevação dos valores das variáveis Cond, Turb e STD influenciando na diminuição do pH e OD. Em estudo realizado para avaliar o impacto do efluente da ETE do município de Araraquara no córrego das Cruzes, Possetti et al. (2017) observaram maiores valores de condutividade elétrica após o descarte do efluente da ETE, chegando a atingir $370 \mu\text{S cm}^{-1}$, identificando elevada carga orgânica sendo depositada no sistema hídrico nos pontos à montante da ETE, fato similar ao encontrado neste trabalho. Em trabalho de monitoramento do oxigênio dissolvido no Córrego das Marrecas -SP, foi observado diminuição de OD no ponto localizado no lançamento do efluente tratado (ETE) do município de Dracena-SP



(RAGASSI; AMÉRICO-PINHEIRO; SILVA-JUNIOR, 2017), assim como observado no presente estudo.

A resolução CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005) estabelece que para águas doces de classe II os valores de pH da água devem-se manter entre 6 e 9, a turbidez deve estar abaixo de 100 UNT e o STD abaixo de 500 mg L⁻¹. Neste monitoramento, estas variáveis estão adequadas, conforme previsto na legislação. Porém os valores de OD são referidos na mesma legislação que estejam acima de 5 mg L⁻¹, assim, nota-se que P2 e P3 estão em desconformidade, o mesmo ocorrendo como a condutividade elétrica (inclusive no P1, antes do descarte dos efluentes), que é referida como problemática quando acima de 100 µS cm⁻¹ (ANA, 2011), indicando ambientes impactados.

As ponderações acima são corroboradas por meio da análise de coliformes totais e termotolerantes. Os valores de coliformes totais variaram de 21200 NMP 100 mL⁻¹ no P1 (agosto/2021) a 6910000 NMP 100 mL⁻¹ também no P1 (junho/2021), demonstrando que além da contaminação por razão do lançamento do efluente final da ETE, existe a presença de alguma outra fonte de contaminação (Figura 3). Todos os pontos amostrados apresentam limite muito superior de coliformes termotolerantes do que o estabelecido para as águas doces de classe II pela resolução CONAMA 357/05 que é 2500 NMP 100 mL⁻¹ para o uso de recreação de contato secundário e até 4000 NMP 100 mL⁻¹ para os demais usos (BRASIL, 2005). Quantidades demasiadas de coliformes totais e termotolerantes aumentam a possibilidade da existência de microrganismos patogênicos na água, podendo ocasionar doenças de veiculação hídrica, tais como febre tifoide, febre paratifoide, disenteria bacilar e cólera (ARAUJO et al., 2018).

275

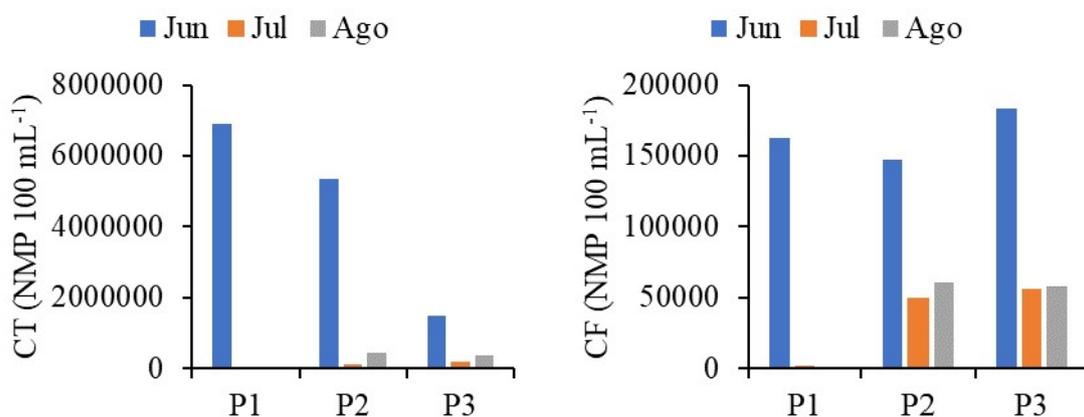


Figura 3. Gráficos coliformes totais (CT) e coliformes termotolerantes (CF) da água do Ribeirão Frutal ao longo dos meses de coleta, onde: P1 = a montante da ETE; P2 = saída do efluente final tratado da ETE; P3 = a jusante da ETE.



CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os efluentes da estação de tratamento de esgoto da cidade de Frutal-MG comprometem as condições de qualidade de água do sistema hídrico receptor no período de seca. Ressalta-se que esta é uma caracterização inicial e outras amostragens em outros períodos devem ser realizadas a fim de que seja estabelecido um diagnóstico ambiental mais preciso.

REFERÊNCIAS

ANA. Agência Nacional De Água. Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Organizadores: BRANDÃO, C. J. et al. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2021/10/Guia-nacional-de-coleta-e-preservacao-de-amostras-2012.pdf>. Acesso em: 09 jun. 2022.

ANA. Agência Nacional De Água. Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas. Brasília, Agência Nacional de águas, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2017. 88p. Disponível em: <http://atlasesgotos.ana.gov.br/>. Acesso em: 17 jun. 2022.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. de M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorologische Zeitschrift, v.22, n.6, p.711-728, 2013.

ANDRADE-NETO, C. O. de. Tratamento de esgotos domésticos. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Engenharia Sanitaria e Ambiental, v.11, n.1, p.6-6, 2006.

ANDRIANOVA, M.; BONDARENKO, E.; REINIKAINEN, S.; CHEREMISIN, A. Study of urban river water chemical and optical parameters using PCA. Iop Conference Series: Earth and Environmental Science, v.390, n.1, p.1-6, 2019.

APHA. American Public Health Association. Standard methods for the examination of water and wastewater. 23 ed. Washington: APHA, 2017.

ARAÚJO, I. C. F. de; PINTO, L. R.; ARGUILERA, W. A.; STIEVEN, A. C. Aspectos físico-químico e microbiológicos de dois córregos municipais de Várzea Grande. Caderno de Publicações Univag, n.8, p.22-39, 2018.

BARAKAT, A.; BAGHDADI, M. El; RAIS, J.; AGHEZZAF, B.; SLASSI, M. Assessment of spatial and seasonal water quality variation of Oum Er Rbia River (Morocco) using multivariate statistical techniques. International Soil and Water Conservation Research, v.4, n.4, p.284-292, 2016.



BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução de Nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>. Acesso em: 10 jun. 2020.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília, DF, Capítulo 1, 13 de maio de 2011, 89p. Disponível em: https://www.saude.mg.gov.br/index.php?option=com_gmg&controller=document&id=7030. Acesso em: 17 jun. 2022.

CHATURVEDI, N. K.; KUMAR, S.; NEGI, S.; TYAGI, R. K. Endocrine disruptors provoke differential modulatory responses on androgen receptor and pregnane and xenobiotic receptor: potential implications in metabolic disorders. *Molecular and Cellular Biochemistry*, v.345, n.1-2, p.291-308, 2010.

HAMED, El S. A. E.; KHALED, A.; AHDY, H.; AHMED, H. O.; RAZEK, F. A. Abdel. Health risk assessment of heavy metals in three invertebrate species collected along Alexandria Coast, Egypt. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, v. 46, n. 4, p.389-395, 2020.

ISLAM, J. B.; AKTER, S.; BHOWMICK, A. C.; UDDIN, M. N.; SARKAR, M. Hydro-environmental pollution of Turag river in Bangladesh. *Bangladesh Journal of Scientific and Industrial Research*, v.53, n.3, p.161-168, 2018.

JÁUREGUI-MEDINA, C.; RAMÍREZ-HERNÁNDEZ, S.; ESPINOSA- RODRÍGUEZ, M. A; TOVAR-RODARTE, R.; QUINTERO-HERNÁNDEZ; B.; RODRÍGUEZ-CASTAÑEDA, I. Impacto de la descarga de aguas residuales en la calidad del río Mololoa (Nayarit, México) y propuestas de solución. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, v.1, n.3, p.65-73,. 2007.

LU, W.; WU, J.; LI, Z.; CUI, N.; CHENG, S. Water quality assessment of an urban river receiving tail water using the single-factor index and principal component analysis. *Water Supply*, v.19, n.2, p.603-609, 2018.

LYU, S.; CHEN, W.; ZHANG, W.; FAN, Y.; JIAO, W. Wastewater reclamation and reuse in China: opportunities and challenges. *Journal of Environmental Sciences*, v.39, p.86-96, 2016.



MEDEIROS, V. S.; SALEH, B. B.; AGUIAR, A. C. R.; FURQUIM FILHO, C. S.; ALVES, W. dos S.; MIRANDA, R. A.; AQUINO, D. S. Verificação da conformidade da qualidade do efluente da estação de tratamento de esgotos de rio verde – GO. *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental*, v.8, n.1, p.814-831, 2019.

MOREIRA, N. M.; SANTOS, N. dos. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. In: *Seminário Interdisciplinar de Produção Científica da Faculdade Alfredo Nasser*, 4, 2015, Aparecida de Goiânia. Anais... Aparecida de Goiânia, 2015.

OLSEN, R. L.; CHAPPELL, R. W.; LOFTIS, J. C. Water quality sample collection, data treatment and results presentation for principal components analysis – literature review and Illinois River watershed case study. *Water Research*, v.46, n.9, p.3110-3122, 2012.

POSSETTI, R. B.; GORNI, G. R.; COLOMBO-CORBI, V.; CORBI, J. J. Avaliação do impacto do efluente da estação de tratamento de esgoto (ETE) do município de Araraquara-SP: macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores. *Revista Brasileira Multidisciplinar*, v.20, n.2, p.6-14, 2017.

RAGASSI, B.; AMÉRICO-PINHEIRO, J. H. P.; SILVA-JUNIOR, O. P. da. Monitoramento do oxigênio dissolvido no Córrego das Marrecas – SP como principal parâmetro de qualidade da água. *Fórum Ambiental da Alta Paulista*, v.13, n.5, p.17-23, 2017.

ROLDÃO, A. de F.; ASSUNÇÃO, W. L. Caracterização e duração das estações seca e chuvosa no triângulo mineiro – MG. *Revista Geonorte*, v.1, n.5, p.428–440, 2012.

TANG, S.; WANG, Z.; YUAN, D.; ZHANG, C.; RAO, Y.; WANG, Z.; YIN, K. Ferrous ion-tartaric acid chelation promoted calcium peroxide fenton-like reactions for simulated organic wastewater treatment. *Journal of Cleaner Production*, v.268, e122253, 2020.

MOURA, A. V.; SILVA, P. G. F.; VIRGES, C. S. das; SOARES, A. P. A.; REGO, E. L. do. Avaliação da qualidade da água no Rio Grande no segmento entre estação de tratamento de esgoto do município de Barreiras – BA. *Revista Águas Subterrâneas*, v.1, n.1. p.1-8, 2019.

YANG, H.; FLOWER, R. J.; THOMPSON, J. R. Sustaining China's Water Resources. *Science*, v.339, n.6116, p.141-141, 2013.



SAMAMBAIAS E LICÓFITAS COMO INDICADORAS DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL

Cesamar Pereira de Moura¹
Rosângela Francisca de Paula Vitor Marques²
Luciano dos Santos Rodrigues³
Alisson Souza de Oliveira⁴
Claudiomir da Silva Santos⁵
André Luís Silva Jerônimo⁶

¹Mestrando em Sustentabilidade em Recursos Hídricos. Universidade Vale do Rio Verde – UninCor, cesamar.biologia@gmail.com

²Prof. Dra. Universidade Vale do Rio Verde – UninCor, roeflorestal@hotmail.com

³Prof. Dr. Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, lsantosrodrigues@gmail.com

⁴Prof. Dr. Universidade Federal de Uberlândia - UFU, Campus Monte Carmelo, alissonso@hotmail.com

⁵Prof. Dr. Instituto Federal Sul de Minas – IFSUL de Minas, Campus Muzambinho, claudiomirsilvasantos@gmail.com

⁶Graduando em odontologia. Universidade Vale do Rio Verde – UninCor, andrejsjeronimo@outlook.com

279

INTRODUÇÃO

O bioma Cerrado está localizado no planalto central do Brasil, constituindo a segunda maior formação vegetal brasileira em extensão, possui uma das mais ricas e diversas floras do mundo (MENDONÇA et al., 2008), além de ampla variação regional na composição florística (RATTER et al., 1997) e de um elevado número de espécies endêmicas. Tais constatações são reflexos, ao menos em parte, da formação de um mosaico vegetacional composto por diferentes fitofisionomias, considerando-se formações florestais, savânicas e campestres (RIBEIRO & WALTER, 2008).

Devido às diversas características supracitadas, tais fitofisionomias são consideradas grandes portadoras de samambaias e licófitas e a forte correlação desses grupos deve-se de maneira geral, ao fato de serem grandemente dependentes de outras plantas e umidade para seu desenvolvimento.

Segundo os dados compilados do site Flora do Brasil 2021, o Brasil registra até o momento 1.303 espécies de samambaias e licófitas. Do total de espécies para o país, 493 são consideradas endêmicas. O Domínio Fitogeográfico brasileiro com o maior número de



espécies é, sem dúvida, a Mata Atlântica, com 897, enquanto o Cerrado encontra-se representado por 255 espécies. Da mesma forma, a região Sudeste é a mais diversa, com 857 espécies, enquanto o Centro-Oeste abriga 411 espécies de samambaias e licófitas.

Estudos de samambaias e licófitas poderá servir como subsídio para implementação de ações futuras, de preservação, manutenção, restauração e educação ambiental. Para este fim foi realizado um levantamento ecoflorístico de ocorrência de espécies.

Neste contexto, objetivou-se realizar um levantamento de espécies de samambaias e licófitas ocorrentes em quatro córregos formadores do complexo Serra do Roncador e os seus hábitos de ocorrência, no município de Nova Xavantina – MT

METODOLOGIA

O estudo foi desenvolvido em quatro córregos formadores do complexo Serra do Roncador, no município de Nova Xavantina - MT, inseridos na mesorregião Nordeste mato-grossense, no bioma Cerrado. O clima caracteriza-se por apresentar períodos bem definidos, período chuvoso, de outubro a abril, e outro seco, de maio a setembro. Segundo a classificação de Köppen, o clima é do tipo Aw, com precipitação média de 1.300 a 1.500mm e uma temperatura média mensal de 25°C (SILVA et al., 2008).

Os córregos estudados foram nomeados como córrego A, córrego B, córrego C e córrego D, sendo que todos nascem a partir do platô. O córrego A está localizado entre as coordenadas aproximadas 14°43'12.2"S e 52°28'56.2"W. A mata de galeria próxima ao leito do córrego mostra-se conservada em toda sua extensão, contudo há grande incidência de luminosidade. Junto à nascente do córrego, observa-se uma vereda e, no entorno de todo córrego, encontra-se cerrado rupestre, estando degradado devido à presença de bovinos.

O córrego B encontra-se entre as coordenadas aproximadas 14°43'13.84"S e 52°28'48.46"W e sua mata de galeria mostra-se conservada e parcialmente sombreada. Junto à nascente do córrego, fica a vereda que é uma área parcialmente aberta com alta umidade no solo. O cerrado rupestre, em ambas as margens do córrego principal encontra-se antropizado. O córrego C situa-se entre as coordenadas 14°45'59.1"S e 52°28'16.6"W. A mata de galeria próxima à foz pertence a um sítio, utilizado para fins agropecuários, consequentemente degradado, por outro lado, próximo a nascente, pertence a outro sítio onde a mata está conservada, com pouca incidência solar. A vereda por estar associada à nascente do córrego encontra-se conservada, quanto ao cerrado rupestre, a parte que está associada a mata do



primeiro sítio, também se encontra antropizada, diferente da área que se estende no segundo sítio, estando conservada.

O córrego D localiza-se entre as coordenadas aproximadas 14°46'3.36"S e 52°28'13.63"W. A mata de galeria encontra-se totalmente conservada com bastante umidade e pouca incidência luminosa. Quanto à vereda associada, mostra-se parcialmente conservada, a área de borda desta unidade, que é menos úmida, se encontra cercada juntamente com o cerrado rupestre para reforma de pastagens.

A amostragem do material botânico foi realizada no período seco de 2021 entre os meses de maio a setembro, coletando-se, preferencialmente, espécimes férteis, e apenas na ausência deles, foi amostrada plantas estéreis ou jovens. Para tanto, foram coletadas plantas nas matas de galeria de cada córrego, nas veredas que formam as nascentes dos córregos e cerrados rupestres que também estão associados as matas de galerias.

A circunscrição dos espécimes de samambaias foi baseada em Smith et al. (2006), e das licófitas, o sistema de Kramer e Green (1990), entre outros. A identificação das espécies foi realizada em campo. O nome das espécies e autores foi conferido de acordo com a Lista de Espécies da Flora do Brasil.

Durante as visitas às áreas de estudo foram registradas informações referentes à preferência por substrato, forma de vida e hábito das espécies de samambaias e licófitas encontradas.

281

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Análise florística

A Tabela 1 apresenta os dados da Análise florística de samambaias e licófitas e os aspectos ecológicos registrados nas matas de galeria, veredas e cerrados rupestres em quatro córregos formadores da microbacia do Rio Sete de Setembro, Água Boa-MT: No levantamento florístico realizado nas matas de galeria, cerrados rupestres e veredas associadas a quatro córregos formadores do complexo Serra do Roncador, Nova Xavantina – MT, foram encontradas 37 espécies de samambaias e quatro espécies de licófitas, distribuídas em 24 gêneros e 13 famílias conforme apresentado na Tabela 1.

A família com maior representatividade de gêneros foi Dryopteridaceae, apresentando cinco gêneros (20,83% do total), seguida por Lycopodiaceae e Pteridaceae, com três gêneros (12,5%) cada, Blechnaceae, Polypodiaceae e Thelypteridaceae com dois gêneros cada



(8,33%), enquanto as outras famílias registradas apresentaram apenas um gênero (4,16%) cada.

Quanto à representatividade específica, Pteridaceae, Dryopteridaceae e Thelypteridaceae se destacaram, com dez (24,39% do total), seis (14,63%) e cinco espécies (12,19%), respectivamente. Lycopodiaceae obteve representatividade de quatro espécies (9,75%), Anemiaceae e Blechnaceae apresentaram três espécies (7,31%) cada, Hymenophyllaceae, Lindsaeaceae e Polypodiaceae contemplaram duas espécies (4,87%) cada, enquanto Aspleniaceae, Lomariopsidaceae, Lygodiaceae e Selaginellaceae apresentaram uma espécie (2,43%) cada.

O gênero mais importante floristicamente, por registrar maior número de espécies foi *Adiantum*, representado por oito espécies (19,51% do total). Seguido por *Thelypteris*, com quatro espécies (9,75%), *Anemia* com três espécies (7,31%), *Blechnum*, *Lindsaea*, *Palhinhaea*, *Polybotryae* *Trichomanes* com duas espécies (4,87%) cada. Os demais gêneros apresentaram apenas uma espécie (2,43%) cada.

Para a mata de galeria do córrego A foram registradas 18 espécies de samambaias e quatro licófitas, distribuídas em 17 gêneros e 13 famílias, com Pteridaceae destacando-se com maior número de espécies, cinco (21,73% do total), enquanto nove famílias estiveram representadas por apenas uma espécie (4,34%) cada. Dryopteridaceae e Pteridaceae destacaram-se com a maior riqueza genérica (dois gêneros), enquanto o gênero mais rico foi *Adiantum*, com quatro espécies (18,18%). Na vereda associada ao córrego A foram registradas nove espécies de samambaias e licófitas, distribuídas em sete famílias e oito gêneros, com destaque para Anemiaceae e Lycopodiaceae com duas espécies (22,22%) cada, as demais famílias registram uma espécie apenas (11,11%). Quanto à riqueza genérica, *Anemia* se destacou com duas espécies (22,22% do total). Já para o cerrado rupestre associado foram amostradas cinco espécies, distribuídas em três gêneros e três famílias, com destaque para Anemiaceae e Pteridaceae com duas espécies (40%) cada; Selaginellaceae registrou uma espécie (20%). Quanto a riqueza genérica *Anemia* e *Adiantum* registraram duas espécies (40%) cada e *Selaginella* apresentou apenas uma espécie (20%).

Na mata de galeria do córrego B foram registradas 27 espécies de samambaias e três espécies de licófitas, distribuídas em 19 gêneros e 13 famílias. Pteridaceae se destacou com nove espécies (30% do total), enquanto seis famílias foram representadas por uma espécie (3,33%). Dryopteridaceae e Pteridaceae apresentaram as maiores riquezas genéricas (três gêneros), enquanto o gênero mais rico foi *Adiantum*, com sete espécies (23,33%). Na vereda



associada ao córrego B foram registradas oito espécies de samambaias e licófitas, distribuídas em seis famílias e sete gêneros, com destaque para Blechnaceae e Lycopodiaceae com duas espécies (25%) cada, as demais famílias registram uma espécie apenas (12,5%). Quanto ao cerrado rupestre foram registradas cinco espécies de samambaias, distribuídas em três gêneros e três famílias, Anemiaceae e Pteridaceae se destacaram com duas espécies (40%) cada, a outra família presente nesse ambiente Selaginellaceae registrou uma espécie (20%), em relação a riqueza genérica os gêneros Anemia e Adiantum registraram duas espécies (40%) cada e o gênero Selaginella com uma espécie (20%).

Ao longo da mata de galeria do córrego C foram registradas 30 espécies de samambaias e duas espécies de licófitas distribuídas em 21 gêneros e 13 famílias. Sendo que Pteridaceae novamente se destacou, com sete espécies (21,87% do total), enquanto seis famílias apresentaram uma espécie (3,12%) cada. Dryopteridaceae apresentou a maior expressividade genericamente, com cinco gêneros (23,80%), enquanto o gênero de maior destaque foi Adiantum, com seis espécies (18,75%). A vereda do entorno do córrego C registrou 10 espécies, pertencentes a nove gêneros e sete famílias, Lycopodiaceae foi a família com maior destaque, com três espécies (30%), seguido por Blechnaceae com duas espécies (20%). As demais famílias registraram uma espécie (10%) cada. Quanto à riqueza genérica destacou-se Blechnum, com duas espécies (20%). Os demais gêneros registraram uma espécie cada. No cerrado rupestre foram registradas cinco espécies, pertencentes a três gêneros e três famílias, as famílias Pteridaceae e Anemiaceae foram as mais expressivas em números de espécie, duas (40%) cada, o gênero Selaginella registrou uma espécie apenas (20%). Em relação a riqueza genérica, os gêneros Anemia e Adiantum registraram duas espécies (40%) cada e o gênero Selaginella com uma espécie (20%).

Na mata de galeria córrego D foram registradas 25 espécies de samambaias e duas espécies de licófitas na mata de galeria, distribuídas em 16 gêneros e 11 famílias, sendo que Pteridaceae apresentou a maior expressividade florística, com nove espécies (33,33% do total), enquanto cinco famílias apresentaram uma espécie (3,70%) cada. Dryopteridaceae destacou-se com quatro gêneros, e Adiantum apresentou o maior número de espécies sete (25,92%). Na vereda associada ao córrego D foram registradas nove espécies, pertencentes a sete gêneros e seis famílias, com destaque para Lycopodiaceae com maior número de espécies, três (33,33% do total), seguido por Thelypteridaceae com duas espécies (22,22%). As demais famílias apresentaram apenas uma espécie (11,11%). Quanto à riqueza genérica Palhinhaea e Thelypteris registraram duas espécies (22,22%) cada. Todos os demais gêneros



apresentaram uma espécie cada (11,11%). Na área de cerrado rupestre foram registradas quatro espécies, pertencentes a dois gêneros e duas famílias, com o domínio de Pteridaceae com três espécies (75% do total) enquanto Selaginellaceae registrou uma espécie apenas (25%). Quanto a riqueza genérica a predominância foi de *Adiantum* com três espécies (75%). Dos ambientes analisados, o córrego C apresentou a maior riqueza específica. Devido à estrutura morfológica, com solo de textura argilosa e em partes pedregosas, sua mata de galeria está incrustada em um vale, apresentando barrancos altos, íngremes e sombreados por uma vegetação arbórea preservada praticamente em toda a extensão, possibilitando uma maior disponibilidade de micro habitats e favorecendo o desenvolvimento de diversas espécies de samambaias e licófitas.

Pteridaceae apresentou a maior riqueza específica nas matas de galeria dos quatro córregos analisados. Vários são os trabalhos realizados no estado de Mato Grosso que comprovam o observado (FERNANDES, 2011; KREUTZ, 2012; FORSTHOFER & ATHAYDE FILHO, 2012; MIGUEZ et al., 2013),

A semelhança constatada em todos esses resultados apresentados, com a enorme predominância de Pteridaceae sobre as outras famílias de samambaias e licófitas, está diretamente relacionado com o apresentado por Tryon e Tryon (1982). Os referidos autores indicam que isso se deve ao fato de Pteridaceae apresentar elevada taxa de diversidade biológica, e assim terem possibilidade de ocupar a máxima quantidade possível de nichos. Esse fator é preponderante no presente estudo, visto que as áreas amostradas são heterogêneas quanto aos aspectos topográficos, pedológicos, climáticos, hídricos e vegetacionais, proporcionando uma grande variedade de micro habitats.

284

Aspectos Ecológicos

Hábito

Em relação ao hábito, 40 espécies (97,56% do total) apresentaram o hábito herbáceo e apenas uma espécie (2,43%) apresentou o hábito herbáceo escandente. Quanto ao entorno dos quatro córregos analisados, tanto a vereda quanto o cerrado rupestre apresentaram apenas espécies com hábito herbáceo (Tabela 1).

A maior riqueza do hábito herbáceo, no presente estudo, foi observada também em outros estudos, como Forsthofer e Athayde Filho (2012) e em mata de galeria Miguez et al., (2013), em matas de galeria; Fernandes et al. (2011), em áreas de cerrado rupestre; e Athayde Filho e Felizardo (2010), analisando a nascente do rio Pindaíba.



Xavier e Barros (2005) relatam que a predominância do hábito herbáceo está associada ao fato das samambaias e licófitas apresentarem uma única região meristemática que limita a arquitetura do esporófito, e a baixa taxa de crescimento. O hábito herbáceo é mais comum entre samambaias e licófitas independentemente do tipo de ambiente que possa ser encontrada

Formas de Vida

Quanto às formas de vida, 14 espécies (34,14% do total) apresentaram-se como hemicriptófitas reptantes, 11 espécies (26,82%) apresentaram a forma de vida hemicriptófitas rosulada, nove espécies se portaram como geófitas rizomatosas (21,95%). As hemiepífitas escandentes estiveram representadas por quatro espécies (9,75%), as epífitas reptantes com duas espécies (4,87%) e apenas uma (2,43%) apresentou a forma epífitas rosulada (Tabela 1). Observando a vegetação do entorno, na vereda foram registradas cinco espécies como hemicriptófitas rosuladas, cinco espécies como hemicriptófitas reptantes e quatro espécies como geófitas rizomatosas; e quanto ao cerrado rupestre, registrou-se três espécies de hemicriptófitas rosuladas e três hemicriptófitas reptantes, enquanto que geófitas rizomatosas esteve representada por uma espécie apenas.

285

A maior predominância de hemicriptófitas reptantes observada no presente estudo, também foi constatada por Athayde Filho e Agostinho (2005), Miguez (2013), Forsthofer e Athayde Filho (2012).

Entre as formas de vida observadas nas espécies de samambaias e licófitas, maior representatividade de hemicriptófitas, reptantes e rosuladas, provavelmente se deve às adaptações necessárias para a sobrevivência, inclusive em ambientes rupestres onde há estresse hídrico em boa parte do ano, e segundo Kornás (1985), espécies com essa forma de vida predominam por possuírem gemas vegetativas protegendo-as contra dessecação, parcialmente enterradas, o que garante condições de sobreviverem em ambientes com maior ou menor grau de umidade.

Preferência por substrato

Considerando as áreas de mata de galeria, a preferência terrícola compreendeu 27 espécies (65,85% do total). Já as rupícolas totalizaram seis espécies (14,63%), hemicorticícolas cinco espécies (12,19%) e corticícolas foram representadas por três espécies (7,31%). Observando a vegetação do entorno, na vereda foi observado que 11 espécies de



samambaias e licófitas apresentaram a preferência terrícola e três espécies se portaram como rupícolas; e na área de cerrado rupestre, quatro espécies apresentaram-se como rupícolas, seguidas por terrícolas com duas e corticícola com uma espécie cada.

Resultados semelhantes aos observados no presente trabalho, com similar predominância das espécies de samambaias e licófitas para a preferência terrícola foram descritos por Forsthofer e Athayde Filho (2012), Iduarte (2012) e Miguez et al. (2013), todos estudos realizados em matas de galeria na região do município de Nova Xavantina - MT. Da mesma forma, Fernandes (2011), em ambientes associados a cachoeiras nos municípios de Mineiros - GO e Nova Xavantina - MT e Kreutz (2012), em matas de galeria do Parque Estadual da Serra Azul em Barra do Garças - MT, registraram preferências semelhantes. E o mesmo foi constatado em outras formações vegetais, como Pietrobom e Barros (2007); Costa et al. (2013), em um remanescente de Floresta Atlântica de terras baixas em Rio Formoso-PE, dentre outros.

A preferência terrícola é registrada em diferentes ambientes e formações vegetais, mostrando que esse substrato é comum para a ocorrência de samambaias e licófitas (FORSTHOFER & ATHAYDE FILHO, 2012). De acordo com Gonzatti et al. (2014), o ambiente terrestre proporciona mais nutrientes e água do que qualquer outro substrato, por isso sempre se destaca em diferentes estudos. Outro fator relevante que pode ter contribuído para o observado está relacionado à maior riqueza florística de Pteridaceae, que, segundo Gonzatti et al. (2014), apresenta preferência por substrato quase que exclusivamente terrícola. Das 10 espécies de samambaias e licófitas registradas nos ambientes analisados, nove foram apontadas com preferência terrícola.



Tabela 1. Samambaias e licófitas registradas nas matas de galeria, veredas e cerrados rupestres em quatro córregos formadores da microbacia do Rio Sete de Setembro, Água Boa-MT. (VER) - vereda; (RUP) - cerrado rupestre

Família/Espécie	Córrego				VER/RUP	Aspectos ecológicos		
	A	B	C	D		FV	HB	PS
Anemiaceae								
<i>Anemia hirta</i> (L.) Sw.	X	X	-	X	RA; RB.	Hc/ro	Her	Rup
<i>Anemia oblongifolia</i> (Cav.) Sw.	X	X	-	-	VA; RA; RB; RC.	Hc/ro	Her	Rup
<i>Anemia phyllitidis</i> (L.) Sw.	X	X	X	X	VA; VB; VC; VD; RA; RC.	Hc/ro	Her	Rup
Aspleniaceae								
<i>Asplenium formosum</i> Willd.	X	X	X	-	VA.	Hc/ro	Her	Ter
Blechnaceae								
<i>Blechnum polypodioides</i> Raddi	-	X	-	-	VB; VC.	Hc/re	Her	Rup
<i>Blechnum serrulatum</i> Rich.	-	X	X	-	VA; VB; VC; VD.	Hc/re	Her	Ter
<i>Salpichlaena volubilis</i> (Kaulf.) J.Sm.	X	X	X	X	-	He/es	Her	Hem
Dryopteridaceae								
<i>Mickelia nicotianifolia</i> (Sw.) R.C. Moran et al.	-	-	X	-	-	Hc/re	Her	Hem
<i>Bolbitis serratifolia</i> Schott	-	X	X	X	-	Hc/re	Her	Ter
<i>Dryopteris patula</i> (Sw.) Underw.	X	-	X	X	-	Hc/ro	Her	Ter
<i>Elaphoglossum língua</i> (C.Presl) Brack.	X	X	X	X	-	Ep/ro	Her	Ter
<i>Polybotrya caudata</i> Kunze	-	-	X	-	-	He/es	Her	Hem
<i>Polybotrya</i> sp.	-	X	X	X	-	He/es	Her	Hem
Hymenophyllaceae								
<i>Trichomane spilosum</i> Raddi	-	-	X	X	-	Hc/ro	Her	Rup
<i>Trichomane spinnatum</i> Hedw.	X	X	X	X	VA; VC.	Hc/re	Her	Ter
Lindsaeaceae								
<i>Lindsaea divaricata</i> Klotzsch.	-	X	X	X	VB; VC; VD	Ge/rz	Her	Ter
<i>Lindsaea lancea</i> (L.) Bedd.	X	X	X	X	-	Ge/rz	Her	Ter
Lomariopsidaceae								
<i>Nephrolepis biserrata</i> (Sw.) Schott	X	X	X	-	-	Ge/rz	Her	Ter
Lycopodiaceae								
<i>Lycopodiella alopecuroides</i> (L.) Cranfill.	X	-	-	-	VB; VC.	Ge/rz	Her	Ter
<i>Palhinhaea camporum</i> (B.Øllg. & P.G.	X	X	-	-	VA; VB; VC; VD.	Ge/rz	Her	Ter
<i>Palhinhaea cernua</i> (L.) Franco & Vasc.	X	-	-	-	VD.	Ge/rz	Her	Ter
<i>Pseudolycopodiella carnosa</i> (Silveira) Holub.	X	X	X	X	VA; VC; VD.	Hc/re	Her	Ter
Lygodiaceae								
<i>Lygodium venustum</i> Sw.	X	X	X	X	-	He/es	Her/es	Hem
Pteridaceae								
<i>Adiantum argutum</i> Splitg.	X	X	X	X	-	Hc/re	Her	Ter
<i>Adiantum dawsonii</i> Lellinger & J.Prado	-	X	X	X	RC; RD.	Hc/re	Her	Ter
<i>Adiantum deflectens</i> Mart.	X	X	X	X	RA; RB; RC; RD.	Hc/re	Her	Rup
<i>Adiantum diogoanum</i> Glaz. ex Baker	-	X	X	X	-	Ge/rz	Her	Ter
<i>Adiantum petiolatum</i> Desv.	X	X	-	X	-	Hc/re	Her	Ter
<i>Adiantum serratodentatum</i> Willd.	X	X	-	X	RA; RB; RD.	Ge/rz	Her	Ter
<i>Adiantum terminatum</i> Kunze ex. Miq.	-	-	X	-	-	Hc/re	Her	Ter
<i>Adiantum tetraphyllum</i> Willd.	-	X	X	X	-	Hc/re	Her	Ter
<i>Pityrogramma calomelanos</i> (L.) Link	X	X	X	X	VA; VB; VC; VD.	Hc/re	Her	Ter
<i>Pteris deflexa</i> Link	-	X	-	X	-	Ge/rz	Her	Ter
Polypodiaceae								
<i>Phlebodium decumanum</i> (Willd.) J.Sm.	X	X	X	X	-	Ep/re	Her	Cor
<i>Pleopeltis polypodioides</i> (L.) Andrews &	-	-	X	-	-	Ep/re	Her	Cor
Selaginellaceae								
<i>Selaginella erythropus</i> (Mart.) Spring	X	X	X	X	RA; RB; RC; RD.	Hc/re	Her	Cor
Thelypteridaceae								
<i>Macrothelypteris torresiana</i> (Gaudich.) Ching	-	-	X	-	-	Hc/ro	Her	Ter
<i>Thelypteris longifolia</i> (Desv.) R.M.Tryon	-	-	X	X	-	Hc/ro	Her	Ter
<i>Thelypteris opposita</i> (Vahl) Ching	-	-	X	X	VA; VB; VD.	Hc/ro	Her	Ter
<i>Thelypteris salzmannii</i> (Fée) C.V.Morton	-	X	X	X	-	Hc/ro	Her	Ter
<i>Thelypteris serrata</i> (Cav.) Alston	X	X	X	-	VC; VD.	Hc/ro	Her	Ter

287

Os aspectos ecológicos: FV - Formas de vida; HB - hábito; PS - preferência por substrato; Hc/ro - hemicriptófita rosulada; Hc/re - hemicriptófita reptante; He/es - hemiepífita escandente; Ep/re - epífita reptante; Ge/rz - geófito rizomatosa; Her - herbáceo; Her/es - herbáceo escandente; Ter - terrícola; Cor - Corticícola; Hem - hemicorticícola; Rup - rupícola.



CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os córregos estudados mostraram diferenças na riqueza e diversidade de samambaias e licófitas, principalmente por apresentarem variações no estado de conservação, indicando que alterações antrópicas, ou mudanças ambientais, relacionadas ao solo, substratos, umidade, incidência luminosa, etc., influenciaram de forma negativa o estabelecimento destas espécies em todas as formações estudadas. Logo, faz-se necessário o desenvolvimento de práticas que conservem ou evitem a degradação destes ambientes.

Ações no sentido de aumentar as áreas de conservação que abranjam as formações fazem-se necessárias, a fim de que sejam implementadas políticas de conservação da vegetação. Assim, deve ser considerada a manutenção integral do bioma Cerrado, e trabalhos como esta pesquisa podem dar sua contribuição, sendo mais bem distribuídos elevando a um maior conhecimento acerca da flora de samambaias e licófitas.

REFERÊNCIAS

- COSTA, L. E. N.; SOUZA, K. R. M. S.; SILVA, I. A. A. et al. Florística e aspectos ecológicos de samambaias em um remanescente de floresta atlântica de terras baixas (rio formoso, Pernambuco, Brasil). *Pesquisas, botânica*, São Leopoldo: Instituto Anchietano de Pesquisas, n.64, p.259-271, 2013.
- FORSTHOFER, M.; ATHAYDE FILHO, F. P. Florística e aspectos ecológicos de samambaias e licófitas ao longo do córrego Cachoeirinha, Nova Xavantina-MT. *Pesquisas, Botânica*, São Leopoldo: Instituto Anchietano de Pesquisas, n.63, p.149-164, 2012.
- GONZATTI, F.; VALDUGA, E.; WASUM, R. A.; SCURI, L. Florística e aspectos ecológicos de samambaias e licófitas em remanescentes de matas estacionais decíduais da serra gaúcha, Rio Grande do Sul, Brasil. *Rev. Bras. Bioci.*, v.12, n.2, p.90-97, 2014.
- IDUARTE, G. P. Flora e ecologia das samambaias e licófitas associadas a três córregos no município de Nova Xavantina-MT. 50f. Monografia (Trabalho de conclusão de curso de graduação em Ciências Biológicas). Departamento de Ciências Biológicas. Universidade do Estado de Mato Grosso. Nova Xavantina, 2012.
- KREUTZ, C. Variação temporal e fatores determinantes da composição e estrutura da assembleia de samambaias e licófitas em matas de galeria do Parque Estadual da Serra Azul, Barra do Garças, MT. 44f. Dissertação (Mestrado). Universidade do Estado de Mato Grosso. Nova Xavantina, 2012.



- MENDONÇA, R. C.; FELFILI, J. M. WALTER, B. M. T.; SILVA JUNIOR, M. C.; FILGUEIRAS, T. S.; NOGUEIRA, P. E. 2008. Flora vascular do cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. Cerrado – ambiente e flora. Planaltina: EMBRAPA – Cerrados. p.289-556.
- MIGUEZ, F. A.; KREUTZ, C.; ATHAYDE FILHO, F. P. Samambaias e licófitas em quatro matas de galeria do município de Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil. Pesquisas, Botânica, São Leopoldo: Instituto Anchieta de Pesquisas, n.64, p.243-258, 2013.
- PIETROBOM, M. R.; BARROS, I. C. L. Pteridoflora do Engenho Água Azul, município de Timbaúba, Pernambuco, Brasil. Rodriguésia, n.58, p.85-94, 2007.
- RATTER, J. A.; RIBEIRO, J. F.; BRIDGEWATER, S. The Brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. Annals of Botany, v.80, p.223-230, 1992.
- RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. Fitofisionomia do bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. (Eds). Cerrado: Ambiente e flora. Planaltina: Embrapa Cerrados. p.89-107, 2008.
- SMITH, A. R.; PRYER, K. M.; SCHUETTPELZ, E.; KORALL, P.; SCHNEIDER, H.; WOLF, P. G. A. Classification for extant ferns. Taxon., v.55, n.3, p.705-731, 2006.
- TRYON, R. M.; TRYON, A. F. Ferns and Allies plants with Special References to Tropical America. New York: Springer-Verlag, 1982.
- WINDISCH, P. G. Pteridófitas da região Norte-ocidental do Estado de São Paulo: Guia para estudo e excursões. 2.ed. São José do Rio Preto: UNESP, 1992. 107p.



DISPOSIÇÃO FINAL AMBIENTALMENTE INADEQUADA DE RESÍDUOS DE SÓLIDOS DE CONSTRUÇÃO CIVIL E IMPACTOS EM UMA NASCENTE URBANA

Millena Dias de Oliveira¹
Rosângela Francisca de Paula Vitor Marques²
Alisson Souza de Oliveira³
Marcelo Henrique Fernandes de Faria Rocha⁴
Bruno Dias Souza⁵
Ágatha Sampaio Galama⁶

290

¹Engenheira ambiental e Sanitarista, Universidade Vale do Rio Verde – UninCor, millenadod@gmail.com

²Prof. Dra. Universidade Vale do Rio Verde – UninCor, roeflorestal@hotmail.com

³Prof. Dr. Universidade Federal de Uberlândia - UFU, Campus Monte Caarmelo, alissonso@hotmail.com

⁴Mestre em Sustentabilidade em Recursos Hídricos. Universidade Vale do Rio Verde – UninCor, mhffr@yahoo.com

⁵Engenheiro ambiental, Universidade Federal de Itajubá – UNIFEI, engbdias@gmail.com

⁶Graduanda em Engenharia ambiental e sanitária, CEFET – MG, agatha23sg@gmail.com

INTRODUÇÃO

A construção civil é um dos setores que possui grande contribuição para o desenvolvimento socioeconômico no Brasil, na qual, gera empregos, renda, favorece moradias e infraestrutura. Contudo, é também responsável por grandes impactos no meio ambiente, os quais estão relacionados ao consumo de matéria-prima e energia além da grande geração de resíduos. O setor da construção civil gera resíduos na produção de materiais e componentes, na atividade do canteiro de obra, durante a manutenção, construção e demolição.

Para Carneiro (2005), todas as atividades desenvolvidas pela sociedade, em especial no meio urbano, são potencialmente geradoras de impactos negativos, que vão desde o consumo



descontrolado de recursos naturais até situações alarmante de poluição, chegando a causar acidentes de proporções catastróficas.

De acordo com Rosado e Penteado (2018) são diversos os fatores que contribuem para a geração de resíduos da construção civil (RCC), desde os problemas relacionados ao projeto, passando pela baixa qualificação da mão de obra, pelo manuseio, transporte ou armazenamento inadequados de materiais, até a falta de reaproveitamento métodos. e reciclagem na Construção.

Os resíduos da construção civil são provenientes de restos de tijolos, pisos, madeiras argamassas, concretos, resinas, colas entre outros. Esses resíduos geralmente são descartados em locais impróprios como aterros, terrenos baldio, córregos causando sérios riscos para saúde humana, modificação da paisagem local podendo ainda contaminar o solo, águas superficiais e subterrâneas. Podem-se destacar ainda as áreas e locais adequados para a destinação final. Como o volume de resíduos da construção civil é muito grande, exige um espaço para fazer o aterramento. Esta área, ao final do fechamento do aterro, se tornará improdutiva. E ainda existem pessoas que jogam os resíduos clandestinamente em fundos de vales para não ter gastos com tratamento e destinação final. No ponto de vista ambiental, o descarte inadequado de resíduos pode agravar a poluição do ar, da água (superfície e solo) e do solo, além de causar poluição visual e desconforto para os moradores do entorno (GÜNTHER, 1999)

Diante dessa polêmica de elevada geração de resíduos, a resolução CONAMA 307 (BRASIL, 2002) estabelece a necessidade de grandes geradores realizarem o Plano de Gerenciamento de Resíduos da Construção Civil (PGRCC). A partir deste plano, o gerador fica responsável pelo acondicionamento desses resíduos e a disposição final adequada, reduzindo desta forma a destinação clandestina já que o gerador terá que prestar contas no final da obra redução no consumo e geração de resíduo, reutilização e, por último, reciclagem, conforme preconizado na Lei 12.305/2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Essa lei define logística reversa como um 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. Neste contexto, objetivou-se realizar um diagnóstico de um bota fora clandestino e avaliar os impactos ambientais em uma nascente localizadas a jusante do local de disposição final, por



meio do Índice de Avaliação Macroscópica – IIAN, em época chuvosa, no município de Três Corações.

METODOLOGIA

Caracterização da área

Para o estudo de caso, foi selecionada a cidade de Três Corações / MG, localizada ao sul de Minas Gerais. O município situa-se na bacia hidrográfica dos rios Verde e Verde, Peixe, Palmela, Lambari, estes sendo os principais cursos de água inseridos na sua área. Segundo o IBGE (2019), a o município tinha uma população aproximada de 79.482 mil. pessoas e área total de 828.038 km².

O município segue uma política de desenvolvimento industrial e possui uma área industrial com operações diversificadas. Tem também uma importante participação na exploração mineral de Pedra São Tomé, com maior aplicação na construção de edifícios e tem uma atividade comercial e de prestação de serviços dinâmica (PMTTC, 2020).

Em relação à gestão ambiental, um dos principais problemas enfrentados por Três Corações/MG é a degradação dos rios Verde e Peixe devido à sedimentação devido ao depósito de entulho em suas margens e à destruição de matas aluviais (IBAM, 2017).

Segundo a Secretaria Municipal de Meio Ambiente, a administração dos serviços de limpeza pública e coleta de lixo da cidade está a cargo da Secretaria Municipal de Obras e Serviços Públicos do SEMOSP. A SEMOSP também é responsável pela coleta e transporte do lixo doméstico, enquanto a operação do aterro sanitário municipal está subordinada à Secretaria Municipal de Meio Ambiente. O município possui aterro sanitário para destinação profissional de resíduos sólidos com vida útil estimada de 54 anos.

Os resíduos de construção bem como resíduos volumosos e inutilizáveis não estão sujeitos a utilização da gestão regulamentada pelo município. Por exemplo, os RCCs gerados pela cidade são frequentemente destinados a terrenos não urbanizados e áreas protegidas permanentes e, na maioria das vezes, esses materiais são misturados (IBAM, 2017).

Diagnostico do RCC

A fim de realizar um diagnóstico ambiental, foi realizado visita in loco para um levantamento de um bota fora clandestino, situado nas coordenadas 21°41'11.14" S E 45°15'57.97" O, no município de Três Corações – MG em época chuvosa, para a identificação dos principais impactos gerados e a situação atual de disposição desses resíduos (Figura 1).



Nessa visita foi avaliado os tipos de resíduos dispostos, conforme a Resolução CONAMA 307/2002, o grau de degradação da nascente em relação a quantidade de resíduos na área de preservação permanente, identificado o tipo de solo objetivando avaliar o processo de contaminação de águas subterrâneas por meio de registros fotográficos e as coordenadas geográficas do local demarcadas suas coordenadas geográficas por meio do aplicativo “C7 GPS dados”.



Figura 1. Localização da nascente estudada.

293

Avaliação do IIAN

Para obter o IIAN da nascente situada à jusante da área de disposição final (bota-fora clandestino) foram realizadas visitas in loco na época chuvosa no dia 19 de outubro de 2021: Assim além de observar os resíduos dispostos de maneira ambientalmente inadequada, avaliou-se as seguintes características: cor da água, odor, lixo ao redor, materiais flutuantes, espumas, óleo, esgoto, vegetação, uso por humanos, uso por animais, proteção do local, tipo de área de inserção e proximidade com residências e estabelecimentos.

Posteriormente utilizou a metodologia de interpretação do Índice de Impacto Ambiental em Nascentes – IIAN, proposta por Gomes et al. (2005) objetivando obter o grau de impacto da nascente, por meio de uma técnica de avaliação visual técnica de observação – macroscópica – e comparativa de alguns elementos-chave na identificação de impactos ambientais e suas consequências sobre a qualidade de nascentes.

Tratamento de dados

Posteriormente à visita in loco procurou-se observar os impactos da disposição final ambientalmente inadequada por meio de relatórios fotográficos e associação com o grau de impacto da nascente. Para o grau de impacto da nascente preencheu-se uma planilha, no qual foi plotada em planilha em Excel para a verificação da pontuação do IIAN. Assim, fez -se o somatório dos parâmetros e classificou-se o grau de conservação em classes da nascente conforme Tabela 1. Buscou-se correlacionar os impactos e a disposição ambientalmente inadequada com o referido índice e caracterizar por meio das legislações ambientais vigentes conforme as diretrizes previstas na Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº12.305/2010) e comparados com valores da Resolução nº 307/2002 do CONAMA (BRASIL, 2002).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A área em estudo trata-se de uma área de preservação municipal, localizada em área urbana, que recebe os resíduos de construção civil clandestinamente, que estão sendo aterrados em direção à nascente que se encontra à jusante, no fundo de vale. Deve-se destacar, porém, que durante a visita foram identificadas algumas ações que já foram desenvolvidas como a implantação de placa de identificação e advertência, bem como um plantio homogêneo de embaúba, do gênero *Cecropia* sp. que possivelmente tem a idade entre 3 e 4 anos (Figura 2).

294



Figura 2. Vista da Área de Preservação permanente com o plantio homogêneo de *Cecropia* sp. e placa de identificação e advertência da área.

A quantidade de resíduos sólidos que foi encontrada em toda a região estudada é considerada grande. De acordo com moradores da região, o descarte frequente de lixo tem sido relacionado ao desejo de aterrar a nascente para fazer um loteamento no local. E com esse descarte ambientalmente inadequado, tem por consequência a influência na quantidade

e qualidade de água na nascente. Os resíduos observados foram solo de área de empréstimo, resíduos sólidos de classe 2 A (resíduos domiciliares), resíduos de podas e jardins, restos de pisos, resíduos de construção e demolição, telhas de amianto restos de concreto (Figura 3).



Figura 3. Disposição de resíduos de construção civil e domiciliares na área de preservação permanente.

295

Dos diversos impactos encontrados, destacam-se a vegetação degradada, a proximidade com moradias e o uso humano da nascente. De fato, pode-se notar que a maior parte dos impactos ambientais está relacionada à falta de proteção das Áreas de Conservação Permanente (APP) em todas as nascentes.

Destaca-se a grande quantidade de resíduos carreados e jogados no interior da área de preservação permanente, e o fluxo de água pequeno além de áreas de deslizamentos, em que foi verificado no momento da visita (Figura 4). Cardoso de Sá et al. (2018) objetivando identificar áreas descarte irregular de resíduos de construção e demolição no município de Espinosa -MG, Minas Gerais, principalmente em áreas próximas a mananciais, observaram que 59% das disposições de RCC é realizada em área urbanizada, geralmente em lotes baldios e que juntos aos RCC há um alto índice de resíduos domésticos, e que 11% são em áreas de Preservação Permanente, sendo ainda 7% próximos a mananciais, corroborando com os dados do presente estudo. Os autores ainda observaram que os pontos de disposição irregular são provenientes das obras de construção e demolição, gerados por pequenos construtores.



296

Figura 4. Nascente impactada com o lançamento de resíduos perigosos, deslizamento de terra e pequeno fluxo de água.

De acordo com Corrêa et al. (1996), essas áreas foram criadas para proteger o ambiente natural, o que significa que não são áreas adequadas para mudança de uso do solo, e devem ser cobertas com a vegetação original. Irregularidades foram constatadas na nascente com relação às APPs em áreas urbanas consolidadas, visto que a proximidade das moradias era inferior a 50 metros, em contradição com dispositivos legais, principalmente no Código Florestal n. 12.651/2012, que em seu art. 9, inciso IV, estabelece raio mínimo de cinquenta metros para nascentes urbanas e rurais.

Assim, o parâmetro proximidade de moradias obteve uma classificação de “péssimo” na avaliação das condições ambientais. O cenário destacado pela falta de APP afeta diretamente a proteção de cursos d'água nas áreas urbanas consolidadas do Município de Ríó Verde, em particular para o bairro estudado, onde não há proteção de nascentes, facilitando seu uso e fácil acesso. Na tentativa de entender esse parâmetro (proteção), conforme relatado por Calixto et al. (2009), a falta de proteção aliada a ações antrópicas é observada como o



principal fator de perturbação das nascentes, o que torna fundamental a conscientização e participação de populações em sua conservação. Simonetti et al. (2021) objetivando analisar locais de disposição irregular de resíduos sólidos em área urbana de Salto de Pirapora (SP) e a relação com a vulnerabilidade social, observaram em amostragem in loco que das áreas analisadas 34,61% consistiam em áreas verdes que, inclusive, apresentaram nascentes, sendo constatada ainda nascente que contribui para a área de captação e abastecimento público. Ainda, de acordo com os estudos de Simonetti, Silva e Rosa (2019) cujo o objetivo era avaliar a ocupação em áreas marginais aos cursos de água das sub-bacias da APA Itupararanga. Assim, constataram reflexos de antropização das áreas ciliares como a disposição de resíduos nas margens dos rios e nas áreas de várzea, sugerindo ações de fiscalização e conscientização da população.

Segundo Cruz (1999), a educação ambiental ou reeducação ambiental são ferramentas essenciais para proteção dos recursos hídricos, assim como o ecossistema. Nesse contexto, a transmissão desse conhecimento de forma contínua e repetitiva irá sensibilizar o ser humano. Em relação ao índice de impacto ambiental nas fontes (IIAN), observou-se alto índice de degradação da nascente. Observou-se que a nascente obteve um índice de 26, sendo classificada em péssimo estado (classe E). Assim, a nascente estudada encontra-se em mal estado de conservação, visto que apresentam ao mesmo tempo: vegetação degradada, proximidade de habitações, fácil acesso e grande quantidade de resíduos.

297

Em estudos conduzidos Pesciotti et al. (2010), foi demonstrado um alto grau de proteção (Excelente - Classe A) estando diretamente relacionado à dificuldade de acesso ao local onde se encontram, demonstrando que o principal parâmetro de atuação é a proteção de molas com cercas e vegetação densa, limitando o acesso do público.

Para Pinto et al. (2005), independentemente do tipo e estado de conservação da nascente, o primeiro passo a ser dado para sua recuperação é o isolamento da área em um raio de 50 metros, para evitar a invasão de animais principalmente evitando a compactação do solo pisado e o compromisso de regenerar áreas.

Utilizando metodologia baseada em Gomes et al. (2005), constatou-se que a identificação de parâmetros macroscópicos é pontual, bem como o estado de conservação (IIAN). Alguns parâmetros podem estar superestimados dependendo do período avaliado, principalmente no período chuvoso podendo ser considerada com o grau de conservação pior devido ao carreamento de substâncias. Entretanto, devido à menor produção de resíduos na época chuvosa menores quantidades são observadas. No entanto, a avaliação macroscópica



realizada através do IIAN é eficaz na classificação do estado de conservação das fontes, conforme observados em diversos trabalhos.

Finalmente, Pesciotti et al. (2010), relatam em seu estudo que as fontes classificadas em classes referentes a baixo grau de proteção (classes D e E), corroborando com os dados do presente estudo, no qual, também apresentaram alto grau de contaminação da água, confirmando a importância do método de avaliação do impacto fatores ambientais, na caracterização de parâmetros qualitativos com respeito a parâmetros quantitativos.

CONCLUSÕES

Quantidade significativa de resíduos foram observadas com resíduos de construção civil de classes A, B e D além de resíduos sólidos urbanos.

O uso e a ocupação da terra em área urbana e fatores de pressão como a construção de casas, aliado à disposição final de Resíduos de construção civil, contribuiu para a piora do grau de preservação da nascente, que apresentou um grau de conservação considerado péssimo, e que pode ter sido agravado durante a época chuvosa devido ao carreamento de substâncias e resíduos para o interior da nascente.

REFERÊNCIAS

BRASIL. Lei nº 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 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da União. Brasília, 02 de ago. 2010.

Brasil. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Brasília: Diário Oficial da União. Brasília, 28 de mai.2012.

CARNEIRO, F. P. Diagnósticos de ações da atual situação dos Resíduos de Construção e demolição na cidade do Recife. Dissertação (Mestrado). CT Engenharia Urbana. Universidade Federal de Paraíba. João Pessoa, 2005.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 307, de 5 de julho de 2002. Publicada no DOU nº 136, de 17 de julho de 2002, Seção 1. p. 95-96.



GOMES, P. M.; MELO, C.; VALE, V. S. Avaliação dos impactos ambientais em nascentes na cidade de Uberlândia - MG: análise macroscópica. *Sociedade & Natureza*, v.17, n.32, p.103-120, 2005.

GÜNTHER, W. M. R. Saúde Ambiental comprometida pelos resíduos sólidos. In: Seminário sobre Resíduos Sólidos, 1999, São Paulo. Anais...São Paulo: Associação Brasileira de Geologia de Engenharia, 1999.

IBAM. Instituto Brasileiro de Administração Municipal. Revisão do Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano Ambiental de Três Corações/MG. Plano Diretor Prefeitura de Três Corações. Três Corações: 2017. Disponível em: <http://www.trescoracoes.mg.gov.br/docs/2017/planodiretor/produto1plano%20de%20trabalho-20.10.17.pdf>.

IBGE. Diretoria de Pesquisas, Coordenação de População e Indicadores Sociais. Produto Interno Bruto dos Municípios de 2017. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pnsb/tabela>
<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/contas-nacionais/9088-produto-internobruto-dos-municipios.html?=&t=o-que-es>.

MMA. Ministério Do Meio Ambiente. Resolução Conama nº 307, de 5 de Julho de 2002. Estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão dos resíduos da construção civil. Diário Oficial da União, Brasília, 17 Jul. 2002.

PESCIOTTI, H.; COELI, L.; LAVARINI, C.; FELIPPE, M.; MAGALHÃES JR, A. Estudo morfológico e ambiental de nascentes em parques urbanos de Belo Horizonte MG. In: Simpósio Nacional de Geomorfologia, 7, 2010. Anais...2010.

PINTO, T. P.; GONZÁLES, J. L. R. (Coord.) Manejo e gestão dos resíduos da construção civil. Volume 1 – Manual de orientação: como implementar um sistema de manejo e gestão nos municípios. Brasília: CAIXA, 2005. Brasília, 2005. 194p.

PMTC. Prefeitura Municipal De Três Corações. Estatísticas. 2020. Disponível em: <https://www.trescoracoes.mg.gov.br/index.php/2014-12-30-11-10-09/5190-estatisticas>.

ROSADO, L. P.; PENTEADO, C. S. G. Uso de metodologia participativa na elaboração de Plano Municipal de Gestão de Resíduos da Construção Civil. *Revista DAE*, v.66, n.211, p.20 –34, 2018.

SIMONETTI, V. C.; SILVA, D. C. C.; ROSA, A. H. Proposta metodológica para identificação de riscos associados ao relevo e antropização em áreas marginais aos recursos hídricos. *Scientia Plena*, v.15, n.2, p.1-19, 2019.



SIMONETTI, V. C.; MALHEIROS, I.; NERY, L. M.; ANDRADE, E. L.; CUNHA E SILVA, D. C. Análise da relação espacial entre o descarte irregular de resíduos sólidos urbanos e a vulnerabilidade social. *Estudos Geográficos: Revista Eletrônica de Geografia*, v.19, n.2, p.61-76, 2021.

TRÊS CORAÇÕES. Lei nº 3831, de 14 de junho de 2013. Institui o Plano Municipal de Saneamento Básico destinado à execução dos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário do município de Três Corações. Câmara Municipal, Três Corações. 14/07/2014. Disponível em:

https://www.trescoracoes.mg.gov.br/docs/geral/Lei_3977_2014_Institui_o_Plano_Municipal_de_Saneamento_Basico_2014.pdf.



AVALIAÇÃO DO ÍNDICE DE ANOMALIA DE CHUVA PARA A REGIÃO CENTRAL DO ESTADO DO ESPÍRITO SANTO

Marcelo Henrique Fernandes de Faria Rocha¹
Alisson Souza de Oliveira²
Gustavo Andrade Moreira³
Karina de Jesus Soares⁴
Rosângela Francisca de Paula Vitor Marques⁵
Antonione Araújo Coelho⁶
Luciano Santos Rodrigues⁷

¹Discente do Mestrado Profissional em Sustentabilidade em Recursos Hídricos. UninCor – Recursos Hídricos, mhffr@yahoo.com

² Prof. Dr. Universidade Federal de Uberlândia, – Campus Monte Araras – Monte Carmelo, Engenharia Civil, alisson.souza@ufu.br

³ Prof. Dr. Universidade FUMEC – Departamento Produção Vegetal, gustavo.moreira@hybrazil.com

⁴ Doutora pela Universidade Estadual Norte Fluminense, kjsouares.agro@gmail.com

⁵Prof. Dra. Universidade Vale do Rio Verde, – Campus Três Corações, Recursos Hídricos, roeflorestal@hotmail.com

⁶Dr pela Universidade Estadual Norte Fluminense, aacoelho@gmail.com

⁷Prof. Dr. Universidade Federal de Minas Gerais, – Departamento de Medicina Veterinária Preventiva, Luciano.rodrigues@vetufmg.edu.br

301

INTRODUÇÃO

O Estado do Espírito Santo localiza-se na Zona Tropical Central, caracterizando-se pela predominância de clima tropical úmido (Am), pela inexistência de estação fria definida e pela ocorrência de secas pelo período máximo de 3 meses ao ano. Na região serrana, prevalece o clima subquente e mesotérmico brando úmido e superúmido (INCAPER, 2021). Dentre os fenômenos atmosféricos que influenciam as características climáticas do Estado, destacam-se a Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS) e a Temperatura Superficial do Mar (TSM). A ZCAS é o principal sistema meteorológico com atuação no Espírito Santo. Entre os meses de outubro e abril (primavera-verão estendida), a ZCAS provoca precipitações elevadas no Centro-Oeste e Sudeste do Brasil. Eventualmente, porém, a ausência de precipitação e



descaracterização deste sistema culmina em extensos períodos de seca ou mesmo na distribuição irregular das chuvas em todo território nacional (INCAPER, 2021). Já a TSM é dividida em duas fases: El Niño (EN) e La Nina (LN). O EN ocorre graças ao aquecimento das águas superficiais e subsuperficiais do Oceano Pacífico Equatorial e pela redução dos ventos alísios na região equatorial. Por sua vez, a LN representa um fenômeno oceânico-atmosférico com dinâmica contrária ao EN, caracterizando-se pelo esfriamento anormal das águas superficiais e subsuperficiais do Oceano Pacífico Equatorial (INCAPER, 2021).

Segundo a Defesa Civil Estadual (ESPÍRITO SANTO, 2020), durante a crise hídrica ocorrida no sudeste do Brasil entre os anos de 2014 e 2016, considerada a pior da história do país, foram decretados 167 casos de estiagem no Estado. Neste período, além das perdas de safras inteiras e consequentes prejuízos impostos ao agronegócio (empregador de 33% da população economicamente ativa do Espírito Santo, responsável por 30% do PIB Estadual e principal atividade econômica em 80% dos municípios capixabas), observou-se a intensificação dos conflitos pelo uso da água na região Central Espírito-Santense, o que representa um grande desafio no campo da segurança hídrica aos sistemas regionais de governança das bacias hidrográficas (AGERH, 2018; ESPÍRITO SANTO, 2020; ESPÍRITO SANTO, 2021).

302

Neste sentido, este trabalho objetivou avaliar o IAC da região central do Estado do Espírito considerando a metodologia proposta por Rooy (1965) e adaptada por Freitas (2005) e Araújo et al. (2009). Assim avaliado, sucessivamente, o IAC das estações adotadas foi comparado com os parâmetros das Zonas Naturais do Espírito Santo (Espírito Santo, 1999). Adicionalmente, visando verificar os impactos que o clima global causa sobre a distribuição pluviométrica regional, foram consideradas as eventuais influências de El Niño (EN) e La Niña (LN) sobre os valores de IAC obtidos.

METODOLOGIA

Localização e caracterização da área de estudo

O Estado do Espírito Santo está localizado na região Sudeste do Brasil e dispõe de território de 46.074,447 km² (IBGE, 2021). Segundo Espírito Santo (1999), o Estado é marcado pela diversidade de temperaturas, topografias e regimes de chuvas, possuindo 9 zonas naturais distintas. Para delimitação da região central do Espírito Santo, considerou-se a divisão das ottobacias nível 4 do Estado. Como demonstrado na Figura 1, foram adotadas 12 estações pluviométricas operadas pela Agência Nacional de Águas (ANA, 2021) localizadas



nas seguintes ottobacias: 7616 (Rio Santa Maria do Rio Doce), 7617 (ITB Rio Santa Joana), 7618 (Rio Guandu), 7711 (ITB Rio Riacho), 7712 (Rio Santa Maria da Vitória) e 7714 (Rio Jucu). Somadas, as áreas destas ottobacias perfazem 12.008,660 km², o que corresponde a 26,06% do território do Estado.

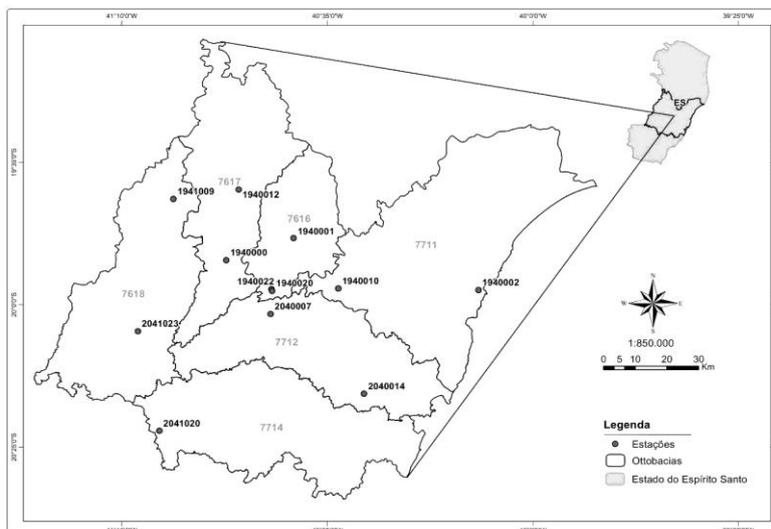


Figura 1. Localização do Estado do Espírito Santo, das ottobacias e estações pluviométricas.

Fonte: Adaptado de Geobases (2021).

303

De acordo com Espírito Santo (1999), a região central do Estado possui 8 diferentes zonas naturais. São predominantes as zonas quentes, acidentadas e secas (21,47% da área de estudo); as zonas quentes, planas e chuvosas secas (18,05% da área de estudo); as zonas frias, acidentadas e chuvosas (17,55% da área de estudo) e as zonas amenas, acidentadas e chuvosas (14,38% da área de estudo). As demais 04 zonas perfazem 28,55 % da área de estudo.

Coleta de dados pluviométricos

Foram utilizadas séries de precipitação total mensal, cujos dados foram extraídos do Sistema de Informações Hidrológicas (HidroWeb v3.1.0) disponível no sítio da ANA (2021). As 12 estações pluviométricas utilizadas, selecionadas em função da oferta de dados na região central do Estado do Espírito Santo foram: SANTA CRUZ – LITORAL (1940002), VALSUGANA VELHA – MONTANTE (1940010), JACUPEMBA (1940022), DUAS BOCAS (DNOS) (2040014), AFONSO CLÁUDIO – MONTANTE (2041023), IBITUBA (1941009), SÃO JOÃO DE PETRÓPOLIS (1940001), ITAIMBÉ (1940012), SANTA MARIA DO JETIBÁ (2040007), ARACE (FAZENDA MODELO) (2041020), ITARANA (1940000), CALDEIRÃO (1940020).



Preenchimento de falhas nas séries históricas

Verificou-se que as estações 1940000, 1941009, 1940010, 1940012 e 2041020 dispunham de séries pluviométricas completas. Entretanto, as estações 1940002, 1940022, 1940001, 1940020, 2041023, 2040007 e 2040014 apresentavam falhas na série histórica entre os anos de 1994 e 2016. Por conseguinte, antes de empreender o cálculo do Índice de Anomalia de Chuva, foi necessário preencher estas falhas adotando-se o método de Ponderação Regional (BERTONI & TUCCI, 2012). Para tanto, foram selecionados 03 postos pluviométricos circunvizinhos a cada uma das estações que apresentavam falhas, admitindo-se postos que dispusessem de séries pluviométricas mínimas de 15 anos e apresentassem a maior similaridade edafoclimática possível com a estação falha.

Índice de Anomalia de Chuvas

Para a classificação dos períodos secos e úmidos foi utilizado o IAC (Índice de Anomalia de Chuvas) proposto por Rooy (1965) e posteriormente adaptado por Freitas (2004), expresso pelas equações 2 e 3.

Para anomalias positivas:

$$IAC = -3 \left[\frac{(N-\bar{N})}{(X-\bar{N})} \right] \quad (\text{Eq. 2})$$

304

Para anomalias negativas:

$$IAC = 3 \left[\frac{(N-\bar{N})}{(X-\bar{N})} \right] \quad (\text{Eq. 3})$$

Onde: N = precipitação mensal atual (mm.mês⁻¹); \bar{N} = precipitação média mensal da série histórica (mm.mês⁻¹); M = média das dez maiores precipitações mensais da série histórica (mm.mês⁻¹); X = média das dez menores precipitações mensais da série histórica (mm.mês⁻¹).

A partir dos resultados obtidos, classificou-se o regime de chuvas de acordo com a metodologia do IAC adaptada por Araújo et al. (2009) detalhada na Tabela 2.



Tabela 2. Classificação da precipitação segundo o IAC

Índice de Anomalia de Chuva (IAC)	Classificação da Precipitação
Maior que 4	Extremamente Chuvoso (EC)
Entre 2 e 4	Muito Chuvoso (MC)
Entre 0 e 2	Chuvoso (C)
0	Nem Chuvoso Nem Seco
Entre 0 e -2	Seco (S)
Entre -2 e -4	Muito Seco (MS)
Menor que -4	Extremamente Seco (ES)

Fonte: Adaptado de Araújo et al. (2009).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Caracterização da precipitação

A área de estudo exibe relevante amplitude pluviométrica. Deu-se na estação 1940010 a maior precipitação média mensal (novembro – 285,12mm). Este posto está localizado em região chuvosa onde o mês de novembro é tipicamente úmido conforme a classificação das Zonas Naturais do Espírito Santo (ESPÍRITO SANTO, 1999). A menor precipitação média mensal ocorreu na estação 1941009 em julho (8,77mm), mês caracteristicamente seco na zona natural em que o aludido posto está instalado (ESPÍRITO SANTO, 1999). Excluindo-se a estação 1940022 (na qual a menor média mensal aconteceu no mês de setembro), nos demais postos as menores médias mensais ocorreram nos meses de julho e agosto. Em todas as estações as maiores médias mensais foram observadas nos meses de dezembro e janeiro.

Levando-se em conta os valores médios mensais de precipitação de cada posto, determinou-se a precipitação média mensal da área de estudo no período observado conforme demonstra a Figura 2. Janeiro, março, novembro e dezembro apresentaram médias mensais superiores à média anual enquanto fevereiro, abril, maio, junho, julho, agosto, setembro e outubro apresentaram médias mensais inferiores à média anual.

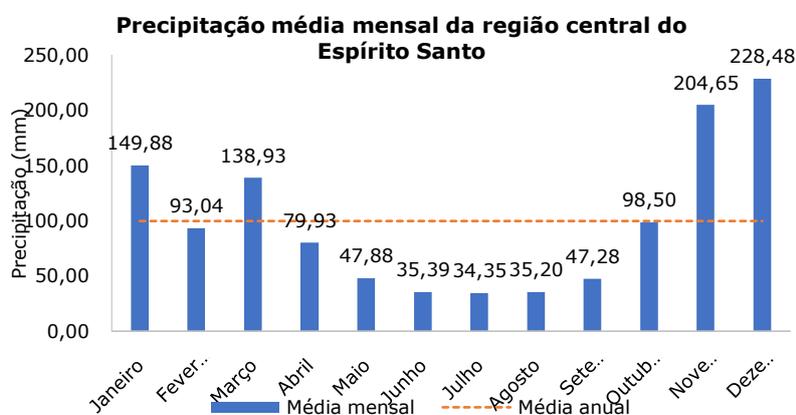


Figura 2. Precipitação média mensal (mm) na área de estudo.



Avaliação do Índice de Anomalia de Chuvas

As estações pluviométricas selecionadas para o presente trabalho são caracterizadas por sequências de anos com ocorrência de anomalias negativas e sequências de anos com ocorrência de anomalias positivas. Conseqüentemente, é plausível inferir que o comportamento pluviométrico na área de estudo é marcado pela linearidade entre anos secos e chuvosos, diferindo do que constatou Maniçoba et al. (2017). Esta constatação é particularmente importante tendo em vista as implicações em setores importantes da cadeia econômica como o setor elétrico e o agronegócio, por exemplo, presentes na região em tela. Anos seguidamente secos, além de comprometer a estabilidade pluviométrica necessária à geração de eletricidade por usinas hidrelétricas, como observado por Vilar et al. (2020) e Silva et al. (2020), reduzem a produtividade agrícola de áreas que não adotam sistemas de irrigação suplementar a exemplo do que demonstrou Santos et al. (2011). Por outro lado, anos seguidamente chuvosos também contribuem para a maior incidência de doenças nas culturas de interesse agrônômico, como demonstrou Ricce et al. (2016).

A Figura 3 demonstra a variação do IAC médio anual entre os anos de 1991 e 2015 (período no qual todas as estações pluviométricas adotadas possuem dados de precipitação disponíveis) na região central do Estado do Espírito Santo. A quantidade de anos com anomalias positivas (15) é superior ao número de anos com anomalias negativas (10). Os anos de 2005 e 2013 afiguram-se como únicos extremamente chuvosos (4,8) enquanto o ano de 2015 foi o único extremamente seco (-4,9). Observa-se uma inflexão em 2003, a partir de quando notou-se a ocorrência de 4 anos muito chuvosos (2004, 2005, 2009 e 2013) e 4 anos muito secos (2003, 2007, 2014 e 2015). Entre 1991 e 2002 foram observados 2 anos muito secos (1993 e 1998) e 1 muito chuvoso (1992). Desta forma, este ponto de inflexão marca o aumento na frequência de eventos severos na área de estudo.

306

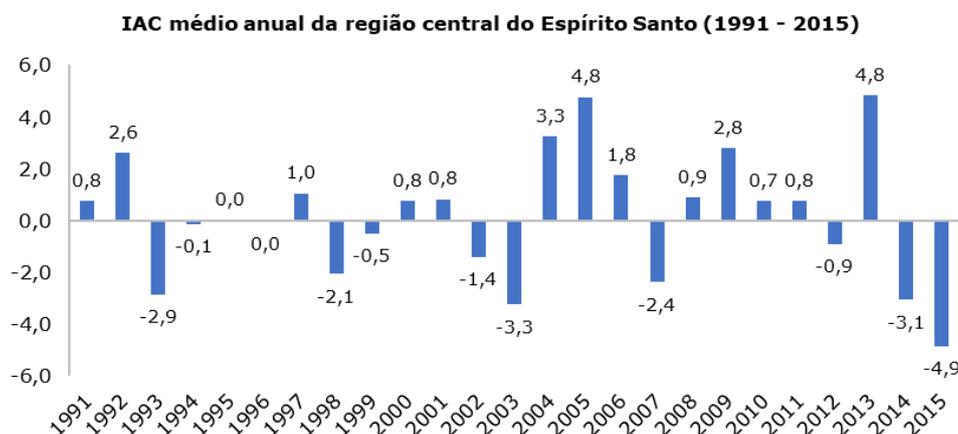


Figura 3. IAC médio anual na área de estudo entre os anos de 1991 e 2015.



As estações pluviométricas 1940012, 2041023, 1940002, 1940010, 1940020 e 2040007 apresentaram mais anos com anomalias negativas de precipitação, corroborando assim as investigações de Marcuzzo e Goularte (2012) e Gross e Cassol (2015). Vale destacar que os três últimos postos supramencionados estão inseridos em regiões chuvosas de acordo com a classificação das zonas naturais do Espírito Santo. Já nas estações 2040014, 1941009 e 1940000 ocorreram mais anos com anomalias positivas de chuvas. Destes, os dois últimos postos citados estão localizados em regiões secas consoante zoneamento natural do Estado. Por fim, nas estações 2041020, 1940022 e 1940001 a quantidade de anos com anomalias positivas e negativas é a mesma. É imperioso frisar que estes postos operam em regiões distintas quanto à pluviosidade segundo a classificação das zonas naturais do Espírito Santo.

A maior severidade negativa (-7,1) do Índice de Anomalia de Chuva (IAC) foi encontrada na estação 1940012 em 2015, ano no qual os postos 1940010, 1940020, 2040014, 1941009, 1940000, 1940022 e 1940001 também apresentaram suas maiores severidades negativas. Em janeiro de 2015 todas as estações pluviométricas objeto deste estudo registraram chuvas abaixo da média histórica, sendo que as estações 1941009 e 1940000 não registraram precipitações no mês epigrafado. Considerando-se dados divulgados pela National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA, 2021), é provável que eventos de El Niño ocorridos em 2015 influenciaram tais severidades negativas em conformidade com o constatado por Silva et al. (2020). Observou-se na estação 2041023 no ano de 2009 a maior extremidade positiva (8,0) do IAC. Possivelmente este resultado está associado aos eventos de La Niña ocorridos no ano de 2009 de acordo com dados da NOAA (2021), corroborando o trabalho de Silva et al. (2020). Salutar mencionar que o ano de 2005 (no qual verificou-se ocorrências de El Niño) apresentou os maiores valores positivos para as estações 1940010, 1940020, 1940002, 2040007 e 2040014. Diante das máximas positivas e negativas assinaladas, depreende-se que a região central do Estado do Espírito Santo é marcada pela elevada amplitude do IAC a exemplo do que Marcuzzo e Goularte (2012) e Gross e Cassol (2015) observaram.

Em 91,6% das estações, os maiores valores positivos se concentraram nos últimos 14 anos da série histórica enquanto os maiores valores negativos se detiveram aos 4 anos finais da série histórica em 75% dos postos. Estes resultados apontam para o aumento da frequência de eventos severos na região central do Estado do Espírito Santo.

Excetuando-se as estações 1940020, 2041023, 2040014, 2041020, todos os postos pluviométricos apresentaram anomalias negativas nos últimos 4 anos do período avaliado.



Este período é notabilizado pela crise hídrica no sudeste do Brasil, considerada a pior da história do país até então. É provável que exista correlação desta sequência de anos secos com episódio da El Niño em 2015 e 2016, sendo que em 2016 adveio El Niño forte (NOAA, 2021), consoante observou Silva et al. (2020).

Em 9 estações a quantidade de anos chuvosos é maior que a quantidade de anos secos nos últimos 15 anos da série histórica avaliada. No mesmo período, contudo, nas estações 1940012, 1941009 e 1940001 houve diminuição no número de anos chuvosos e aumento no número de anos secos, inversão análoga à verificada por Marcuzzo e Goularte (2012).

CONCLUSÕES

Conclui-se, a partir dos valores médios mensais de precipitação e das maiores severidades positivas e negativas do IAC de cada posto, que a área de estudo caracteriza-se pela elevada amplitude de variação pluviométrica. O ano 2015, marcado por episódios de El Niño e no qual aconteceu a maior severidade negativa, foi significativamente crítico porquanto no mês de janeiro todas as estações registraram chuvas inferiores à média histórica, sendo que os postos 1941009 e 1940000 sequer registraram precipitações. Já em 2009, ano em que ocorreram eventos de La Niña, observou-se na estação 2041023 a maior extremidade positiva (8,0).

Os postos 1940010, 1940020 e 2040007 apresentaram mais anos com anomalias negativas de precipitação a despeito de estarem inseridos em regiões definidas como “chuvosas”. Nas estações 1941009 e 1940000, localizadas em regiões definidas como “secas”, observaram-se mais anos com anomalias positivas. Nos últimos 15 anos da série histórica notou-se diminuição no número de anos chuvosos e aumento no número de anos secos nos postos 1940012, 1941009 e 1940001. Estas aparentes contradições e alterações nos padrões das chuvas, respectivamente, evidenciam a necessidade da realização de mais pesquisas climatológicas na região, com ênfase no comportamento da precipitação pluviométrica, visando o aperfeiçoamento do zoneamento natural do estado do Espírito Santo.

O IAC médio anual da área de estudo entre os anos de 1991 e 2015 apresentou uma inflexão em 2003, a partir de quando ocorreram 4 anos muito chuvosos, 4 anos muito secos, 2 anos extremamente chuvosos e 1 ano extremamente seco. A título de comparação, entre os anos de 1991 e 2002, além de não se observar anos extremamente secos ou extremamente chuvosos, verificou-se apenas 1 ano muito seco e 2 anos muito chuvosos. Assim, este ponto de inflexão aponta para o aumento da ocorrência de eventos severos na área de estudo, o que



deve demandar esforços preventivos do poder público tendo em vista os possíveis efeitos deletérios na cadeia socioeconômica da região bem como a miríade de desastres socioambientais potencialmente associados, quais sejam, estiagem, alagamentos e instabilidade geotécnica, dentre outros.

REFERÊNCIAS

AGERH. Agência Estadual De Recursos Hídricos. Diagnóstico e Prognóstico das Condições de Uso da Água na Bacia Hidrográfica do Rio Novo. 2018. Disponível em: <agerh.es.gov.br> Acesso em: 20 mai. de 2021.

ANA. Agência Nacional Das Águas. HidroWeb. 2021. Disponível em: <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas/>. Acesso em: 20 mai. 2021.

ARAÚJO, L. E.; NETO, J. M. M.; SOUSA, F. A. S. Classificação da precipitação anual e da quadra chuvosa da bacia do rio Paraíba utilizando Índice de Anomalia de Chuva (IAC). Revista Ambiente & Água, v.4, n.3, p.93-110, 2009.

BERTONI, J. C.; TUCCI, C. E. M. Precipitação. In.: TUCCI, C. E. M. Hidrologia: ciência e aplicação, 4º ed., Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS: ABRH, 2012. 943p.

ESPÍRITO SANTO. Secretaria de Estado do Planejamento - SEPLAN. Zonas Naturais Do Espírito Santo: uma regionalização do Estado, das microrregiões e dos municípios. Vitória: ES, 1999.

ESPÍRITO SANTO. Secretaria da Segurança Pública e Defesa Social. Plano Estadual de Proteção de Defesa Civil. Vitória: ES, 2020.

ESPÍRITO SANTO. Agronegócio. Disponível em: <https://www.es.gov.br/agronegocio>. Acesso em: 25 mai. 2021.

FREITAS, M. A. S. Um sistema de suporte a decisão para o monitoramento de secas meteorológicas em regiões Semiáridas. Revista Tecnologia, v.19, n.1, p.84-95, 2005.

GEOBASES. 2021. Disponível em: <https://ide.geobases.es.gov.br/layers/geonode:ottobacias_n_4>. Acesso em: 20 mai. 2021.

GROSS, J. A.; CASSOL, R. Índice de anomalia de chuvas do Estado do Rio Grande do Sul. Revista Ambiência, v.11, n.3, p.529-543, 2015.

IBGE. Instituto Brasileiro De Geografia E Estatística. Informações por Cidades e Estados. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/es/>. Acesso em: 20 mai. 2021.

INCAPER. Instituto Capixaba De Pesquisa, Assistência Técnica E Extensão Rural. Meteorologia: Estações do ano. Disponível em: <https://incaper.es.gov.br/>. Acesso em: 20 mai. 2021.



MANIÇOBA, R. M.; SOBRINHO, J. E.; GUIMARÃES, I. T.; JUNIOR, E. G. C.; SILVA, T. T. F.; ZONTA, J. H. Índice de anomalias de chuva para diferentes mesorregiões do Estado do Rio Grande do Norte. *Revista Brasileira de Geografia Física*, n.4, p.1110-1119, 2017.

MARCUZZO, F. F. N.; GOULARTE, E. R. P. Índice de anomalia de chuvas do Estado do Tocantins. *Revista Geo-Ambiente*, n.19, p.55-71, 2012.

NOAA. National Oceanic and Atmospheric Administration. Climate Prediction Center. Disponível em: <<http://www.cpc.ncep.noaa.gov/>>. Acesso em: 10 jun. 2021.

RICCE, W. S.; PADRÃO, G. A.; TRABAQUINI, K.; ALVES, J. G. C.; REITER, J. M. W. Estimativas de perdas na agricultura por chuvas excessivas no Alto Vale do Rio Itajaí em 2015. *Revista Agropecuária Catarinense*, n.2, p.42-45, 2016.

ROOY, M. P. Van. A rainfall anomaly index independent of time and space. *Notos* 14, p.43-48, 1965.

SANTOS, R. S.; COSTA, L. C.; SEDIYAMA, G. C.; LEAL, B. G.; OLIVEIRA, R. A.; JUSTINO, F. B. Avaliação da relação seca/produktividade agrícola em cenário de mudanças climáticas. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v.26, n.2, 313-321, 2011.

SILVA, F. F.; SANTOS, F. A.; SANTOS, J. M. Índice de anomalia de chuva (IAC) aplicado ao estudo das precipitações no município de Caridade, Ceará, Brasil. *Revista Brasileira de Climatologia*, v.27, p.426-442, 2020.

VILAR, R. A.; CORREIA, M. F.; NÓBREGA, R. S.; ARAGÃO, M. R. S.; BARBIERI, L. F. P.; FILHO, M. G. M. Avaliação do Impacto de Secas Severas no Nordeste Brasileiro na Geração de Energia Elétrica Através do Modelo Newave: Projeção das Energias Afluentes e Armazenadas. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v.35, n.1, p.89-98, 2020.



CURRICULUM DOS ORGANIZADORES

Alisson Souza de Oliveira: Graduado em Agronomia (2006), Mestre (2011) e Doutor (2014) em Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Lavras. Pós-Doutorado pela mesma instituição (2014 - 2016) trabalhando com “Análise de Tendências Climáticas na Precipitação e Temperatura do Ar”. Atualmente é professor Visitante na Universidade Federal de Uberlândia, Campus Araras em Monte Carmelo – MG, ministrando as seguintes disciplinas: Topografia I (Curso de Graduação em Engenharia de Agrimensura e Cartografia); Geomática I; Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento e Desenho Técnico (Curso de Graduação em Engenharia de Agrimensura e Cartografia e Engenharia Agrônômica). Foi docente na Universidade Vale do Rio Verde – UNINCOR, Campus Três Corações - MG, onde atuou na Graduação com as disciplinas: Agrometeorologia e Climatologia; Irrigação e Drenagem; Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento; Máquinas e Mecanização Agrícola; Física do Solo e Manejo e Conservação do Solo e da Água; Topografia; Topografia e Georreferenciamento; Topografia Instrumental (Cursos de Graduação em Engenharia Agrônômica; Engenharia Ambiental e Sanitária e Engenharia Civil (EaD) e na Pós-graduação no Mestrado Profissional em Sustentabilidade em Recursos Hídricos nas disciplinas: Hidrologia Aplicada e Meteorologia no Contexto dos Recursos Hídricos. Também atuou como professor na Universidade José do Rosário Vellano – UNIFENAS, Campus Alfenas, nas seguintes disciplinas: Hidrologia Aplicada e Saneamento Básico (Curso de Graduação em Engenharia Civil); Sensoriamento Remoto e Máquinas e Mecanização Agrícola (Curso de Graduação em Engenharia Agrônômica) e Geoprocessamento (Curso de Especialização). Minha atuação profissional tem se baseado no ensino e pesquisa na área de Hidrologia e Impactos de Mudanças Climáticas. Atuei no Monitoramento Hidrológico de Bacias Hidrográficas com ênfase em Recursos Hídricos e Ambientais, realizando Monitoramento Hidrometeorológico em Áreas de Recarga de Nascentes; Dados Climatológicos e Hidrométricos em importantes Bacias Hidrográficas do Alto Rio Grande. Possuo diversos trabalhos científicos e capítulos de livros publicados em periódicos e congressos relacionados às áreas de pesquisas citadas anteriormente. Experiências anteriores durante a graduação (Iniciação Científica) na área de Fitopatologia, com estudos sobre o “Controle Biológico de Fitonematóides com a utilização de Bactéria Endofítica, Rizobactérias e Filtrados Bacterianos”.

alissonso@hotmail.com

Claudiomir da Silva dos Santos: Técnico em Agropecuária pelo IFSULDEMINAS Campus Inconfidentes, graduação em Ciências Agrárias pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Biologia pelo UNICLAR e Pedagogia pela UNINTER, Doutorado em Promoção da Saúde pela Universidade de Franca - UNIFRAN, Mestrado em Agronomia pela Universidade Federal da Paraíba, pós-graduado em Sistema de Gestão Ambiental, Educação para o Campo, Educação Ambiental, Auditoria e Perícia Ambiental, Vigilância em Saúde Ambiental. Foi professor de graduação e pós-graduação na UVA e UECE - CE. Atua nas áreas de Ciências Agrárias e Ciências Ambientais com trabalhos publicados nestas áreas do conhecimento. Foi professor da UNINCOR e FACICA, nos cursos de Agronomia, Gestão ambiental, Biologia e Química. Em 2008 assumiu o cargo de professor do IFSULDEMINAS, Campus Muzambinho em regime DE, atuando nos cursos Técnicos de Agropecuária, Meio Ambiente, Cafeicultura, Curso Superior de Agronomia, Líder do Grupo de Pesquisa Ciências Ambientais do CNPQ. Coordenador do Projeto Rondon IFSULDEMINAS, Campus Muzambinho, atualmente atua como Coordenador do Curso Técnico de Meio Ambiente do IFSULDEMINAS Campus Muzambinho, Membro do Fórum Mineiro de Combate ao Agrotóxico-FMCA, Membro do Comitê de Bacia Hidrográfica Mogi-Pardo CBH GD6, Membro da Comissão Organizadora do Simpósio de Hidrologia Médica, Águas Termiais, Minerais e Naturais de Poços de Caldas, Membro do Comitê Científico da Rede de Pesquisa em Desenvolvimento Resiliente ao Clima RIPEDRC e do



Environmental Resilience Research and Science (IJERRS) e Presidente da Comissão Técnica do Congresso Nacional de Meio Ambiente.

claudiomirsilvasantos@gmail.com

Fabrcio dos Santos Rita: Possui formação Técnica em Enfermagem e em Segurança do Trabalho. Bacharel e Licenciado em Enfermagem. Licenciado em Ciências Biológicas. Licenciado em Pedagogia. Graduando em Jornalismo. Especialista em Enfermagem do Trabalho (UNIUBE), Educação ambiental (UFLA), Gestão Ambiental (CLARENTIANO), Gestão Escolar e Coordenação Pedagógica (UNIFAVENI). Mestre em Biotecnologia aplicada à Saúde (UNAERP). Doutor em Promoção de Saúde pela UNIFRAN (Universidade de Franca). Presidente da Comissão Organizadora do Congresso Nacional de Meio Ambiente de Poços de Caldas e do Membro da Comissão Técnico Científica do Congresso de Educação de Poços de Caldas. Atua como docente no IFSULDEMINAS/Campus de Muzambinho desenvolvendo ações profissionais nas temáticas de saúde, segurança e meio ambiente. Entre as metodologias instituídas em sua prática de ensino implementa a ênfase de atividades relacionadas a prevenção de riscos, minimização de patologias ocupacionais, caracterização entre ambiente de trabalho, ecologia e harmonização entre homem e natureza, bem como o uso racional das tecnologias e da saúde laborativa. Busca identificar e estreitar as inter-relações entre as mudanças climáticas e os efeitos sobre a saúde dos trabalhadores. Leciona nos cursos de Enfermagem, Vigilância em Saúde, Urgência e Emergência, Enfermagem do Trabalho, Segurança do Trabalho e Meio Ambiente. Membro do Comitê Científico da Climate Resilient Research Network (RIPEDRC) e Pesquisa e Ciência em Resiliência Ambiental (IJERRS) e Membro do Fórum Mineiro de Combate aos Agrotóxicos (FMCA).

fabriciosantosrita@gmail.com

Generci Dias Lopes: Formado como Técnico em Agropecuária pela Escola Agrotécnica Federal de Muzambinho-MG no ano de 1994. Possui graduação em Ciências Biológicas pelo Centro Universitário da Fundação Educacional Guaxupé (1999). Atualmente é técnico administrativo do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais desde 1997, onde coordena o setor de pequenos animais como: Aves de Corte e Postura, Cunicultura e Caprinocultura.

generci.lopes@muz.ifsuldeminas.edu.br

Luciano Santos Rodrigues: Possui graduação em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal de Lavras (1999). Doutorado em Ciência Animal com ênfase em saneamento pela Universidade Federal de Minas Gerais (2008). Pós-doutorado em Controle Ambiental e Saneamento pela Universidade Federal de Minas Gerais. Professor Associado da Universidade Federal de Minas Gerais. Tem experiência na área de engenharia agrícola, ambiental e sanitária, com ênfase em controle ambiental e saneamento, atuando principalmente nas seguintes subáreas: impacto ambiental das atividades agroindustriais, tratamento de águas residuárias e de abastecimento, resíduos sólidos, licenciamento e legislação ambiental.

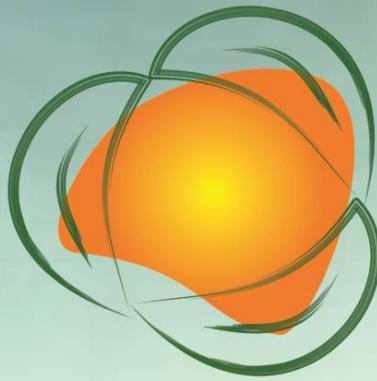
luciano.rodrigues@vetufmg.edu.br

Rosângela Francisca de Paula Vitor Marques: Possui graduação em Engenharia Florestal pela Universidade Federal de Lavras (2007) e mestrado (2011) e doutorado em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas pela Universidade Federal de Lavras (2014). Atua como profissional baseado no ensino e pesquisa na área de recursos hídricos e meio ambiente, saneamento ambiental, qualidade de água, tratamento de efluentes e resíduos sólidos. Projetos em andamento: i) Aspectos Estratégicos da Sustentabilidade; ii) Avaliação da eficiência de banhados naturais e de sistemas construídos no pós - tratamento do chorume; iii) Avaliação e proteção dos recursos hídricos; iv) Fitorremediação; v) Diagnóstico e soluções alternativas de Saneamento e Saúde Ambiental; vi) Tratamento descentralizado de águas residuárias pela associação entre tanque séptico e wetlands; vii) Saúde pública e saneamento ambiental: soluções para o planejamento; viii) Insetos e Bioindicadores de solo e água: levantamento, identificação, flutuação populacional e ambiente SIG; ix) Simulação Hidrológica em pequenas bacias hidrográficas na região do Rio Verde; x) Simulação hidrológica e climática na região sul de Minas Gerais



como função do uso do solo e mudanças climáticas. No contexto de ensino: i) Disciplinas Poluição Ambiental; Tratamento de resíduos sólidos, líquidos, gasosos e industriais, saneamento ambiental, para os cursos de engenharia ambiental, Silvicultura para o curso de agronomia da UninCor; ii) Docente integral no Programa de Pós-graduação em Sustentabilidade em Recursos Hídricos (Saneamento ambiental experimental, Tratamento de efluentes líquidos, Princípios da Modelagem e controle da qualidade da água superficial).
roeflorestal@hotmail.com





19º Congresso Nacional de **MEIO AMBIENTE**

Poços de Caldas

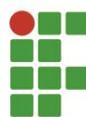
20, 21 e 22 de Setembro de 2022

meioambientepocos.com.br

Realização



INSTITUTO FEDERAL
Sul de Minas Gerais
Campus Muzambinho



INSTITUTO FEDERAL
Sul de Minas Gerais

Apoio



Fundação de Apoio
a Pesquisas do
Estado de
Minas Gerais

Patrocínio



978-65-00-52539-7