



Alterações Antrópicas & Meio Ambiente

Rosângela Francisca de Paula Vitor Marques
Claudiomir da Silva dos Santos
Fabrício dos Santos Rita
Ronei Aparecido Barbosa
Alisson Souza de Oliveira
Gilcean Silva Alves
(Organizadores)



**ALTERAÇÕES
ANTRÓPICAS
&
MEIO AMBIENTE**



Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Al793 Alterações Antrópicas & Meio Ambiente/Marques et al.

— Campina Grande: EPTEC, 2023.
297f.: il. color.

Formato: PDF

Requisitos de sistema: Adobe Acrobat Reader

Modo de acesso: World Wide Web

Inclui bibliografia

ISBN: 978-65-00-84939-4

1. Impactos ambientais. 2. Bacia hidrográfica. 3. Preservação Ambiental. I. Marques, Rosângela Francisca de Paula Vitor. II. Santos, Claudiomir da Silva dos. III. Ritá, Fabrício dos Santos. IV. Barbosa, Ronei Aparecido. V. Oliveira, Alisson Souza de. VI. Alves, Gilcean Silva. VII. Título.

CDU 620

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).

2023 by Eptec

Copyright © Eptec

Copyright do texto © 2023 Os autores

Copyright da edição © 2023 Eptec

Direitos para esta edição cedidos à Eptec pelos autores

Open access publication by Eptec

Créditos das Imagens da capa

Pixabay/Freepick

Editoração e Revisão

Paulo Roberto Megna Francisco

Arte da Capa

Paulo Roberto Megna Francisco

Conselho Editorial

Claudiomir Silva Santos (IFSULMINAS)

Djail Santos (CCA-UFPB)

Dermeval Araújo Furtado (CTRN-UFCG)

Flávio Pereira de Oliveira (CCA-UFPB)

George do Nascimento Ribeiro (CDSA-UFCG)

Gypson Dutra Junqueira Ayres (CTRN-UFCG)

João Miguel de Moraes Neto (CTRN-UFCG)

José Wallace Barbosa do Nascimento (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)

Raimundo Calixto Martins Rodrigues (DEAG-UEMA)

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

Lígia Sanches
Administrativo e Financeiro

Márcia Oliveira
Coordenação de Eventos

Alana Caldas
Coordenação de Eventos

Keila Cornetes
Projeto Gráfico e Rede Sociais



20º 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
Hernani Ciro Santana
Joziana Muniz de Paiva Barçante
Leandro Gustavo da Silva
Luciano dos Santos Rodrigues
Marcelo Simão da Rosa
Paulo Roberto Megna Francisco
Ronei Aparecido Barbosa
Rosângela Francisca de Paula Vitor Marques
Valquíria Mikaela Rabelo
Vera Lucia Navarro

COMISSÃO CIENTÍFICA

Adriana de Oliveira Leite Coelho – UNIVALE
Afonso Peche Filho – IAC
Agda Silva Prado – IFSULDEMINAS
Alisson Souza de Oliveira – UFU
Altieres Paulo Ruela – IFSULDEMINAS
Amanda Tristão Santini – UFV
Anna Lygia de Rezende Maciel – IFSULDEMINAS
Claudiomir da Silva dos Santos – IFSULDEMINAS
Cléber Moterani Tavares – UNIFAL
Dayane Gonçalves Ferreira – UNIVALE
Fabrício dos Santos Rita – IFSULDEMINAS
Fabrício Pelizer de Almeida – UNIUBE
Generci Dias Lopes – IFSULDEMINAS
George do Nascimento Ribeiro – UFCG
Gilcean Silva Alves – IFPB
Giliane Aparecida Vicente da Silva Souza – UFPB
Gustavo Henrique Cepolini Ferreira - UNIMONTES
Gustavo Henrique Gravatim Costa – UEMG
Gypson Dutra Junqueira Ayres – UFCG
Hernani Ciro Santana - UNIVALE
Irene Carniatto Oliveira – UNIOESTE
Israel José da Silva – UFMG
Joziana Muniz de Paiva Barçante – UFLA
Juliano de Paulo dos Santos - UFMT
Katia Sakihama Ventura – UFSCAR
Leandro Gustavo Silva – IFSULDEMINAS
Lilian Vilela Andrade Pinto – IFSULDEMINAS
Lina Bufalino – UFRA
Lissandra Lopes Coelho Rocha – UNIVALE
Lucas Eduardo de Oliveira Aparecido – IFSULDEMINAS



Luciano dos Santos Rodrigues – UFMG
Marcelo Bregagnoli - IFSULDEMINAS
Marcelo Simão da Rosa – IFSULDEMINAS
Marcos Barreto de Mendonca – UFRJ
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
Rosangela Francisca de Paula Vitor Marques – UNINCOR
Shirleyde Alves dos Santos – UEPB
Tais Arthur Correa – UEMG
Valquíria Mikaela Rabelo – UNIFAL
Vênia Camelo de Souza – UFPB
Vera Lucia Navarro - USP
Vilmar Alves Pereira – UNINI
Virgínia Mirtes de Alcântara Silva – UFCG
Viviane Farias Silva – UFCG



Rosângela Francisca de Paula Vitor Marques
Claudimir da Silva dos Santos
Fabício dos Santos Ritá
Ronei Aparecido Barbosa
Alisson Souza de Oliveira
Gilcean Silva Alves
(Organizadores)

ALTERAÇÕES ANTRÓPICAS & MEIO AMBIENTE



1.a Edição
Campina Grande-PB
2023



REALIZAÇÃO



APOIO



SUMÁRIO

PREFÁCIO	10
AVALIAÇÃO DA DIMENSÃO ESPAÇO-TEMPORAL DO USO E COBERTURA DO SOLO EM ANÁPOLIS-GO12	
DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DA COBERTURA E USO DAS TERRAS DE ASSENTAMENTO AGRÁRIO	
EM REGIÃO SEMIÁRIDA	24
INVESTIGAÇÃO DA QUALIDADE DO SOLO SUPERFICIAL VISANDO À REVEGETAÇÃO NO MUNICÍPIO	
DE SOROCABA - SP	34
ESTIMATIVA DA EROÇÃO HÍDRICA NO MUNICÍPIO DE CARMO DO RIO CLARO, MINAS GERAIS,	
BRASIL	45
GERMINAÇÃO DE ESPÉCIES ARBÓREAS NATIVAS E EXÓTICAS EM REJEITO DE MINÉRIO DE FERRO	55
PROGNÓSTICO DAS MATAS CILIARES NAS NASCENTES DO MUNICÍPIO DE INCONFIDENTES - MG ...	64
DINÂMICA TEMPORAL DA COBERTURA E USO DAS TERRAS DA MICROBACIA DO AÇÚDE SAULO	
MAIA UTILIZANDO MAPBIOMAS®	75
AVALIAÇÃO ESPACIAL DE PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA COMO SUPORTE A GESTÃO DE	
RECURSOS HÍDRICOS NO LITORAL SUL DE SÃO PAULO	86
INFLUÊNCIA DA URBANIZAÇÃO SOBRE AS VARIÁVEIS FÍSICO- QUÍMICAS NA ÁGUA DO CÓRREGO	
VERTENTE GRANDE, FRUTAL - MG	96
IDENTIFICAÇÃO DE CONFLITOS NO USO DO SOLO EM ÁREA DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE DE	
UMA SUB-BACIA DO MUNICÍPIO DE PEDRALVA - MG	105
RESÍDUOS FORA DO LUGAR: UMA ANÁLISE DAS ÁREAS DE DESCARTE IRREGULAR DE RESÍDUOS	
SÓLIDOS EM GOVERNADOR VALADARES/MG	116
INFLUÊNCIA DO ÁCIDO GIBERÉLICO NA GERMINAÇÃO DE SEMENTES DE ESPÉCIES FRUTÍFERAS	
TROPICAIS PARA RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS	126
EVIDÊNCIAS DE MOVIMENTOS DE MASSA EM EUNÁPOLIS - BA	134
PERCEPÇÃO SOCIOAMBIENTAL DA QUALIDADE DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS EM SANTA HELENA DE	
MINAS: UM ESTUDO DE CASO	145
NASCENTES NO CERRADO DO TRIÂNGULO MINEIRO: CARACTERÍSTICAS DA PAISAGEM E	
DISPONIBILIDADE DE ÁGUA	155
DIVERSIDADE DA FAUNA EDÁFICA EM UMA ÁREA VERDE URBANA NO MUNICÍPIO DE CRICIÚMA, SC,	
BRASIL	166
USO E COBERTURA DA TERRA NA BACIA DO RIO TAPEROÁ UTILIZANDO O GOOGLE EARTH ENGINE	177
CARACTERÍSTICAS CLIMÁTICAS E ANÁLISE DE TENDÊNCIA PLUVIOMÉTRICA NA BACIA DO RIO	
PARAÍBA DO SUL	187
PRIMEIRO LEVANTAMENTO DE MASTOFAUNA DA RESERVA BIOLÓGICA DE PINDORAMA/SP: UMA	
FERRAMENTA PARA CONSERVAÇÃO	195



AVALIAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA DIVERSIDADE FÚNGICA DE AMBIENTES IMPACTADOS POR RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS.....	206
ARBORIZAÇÃO URBANA DE POÇOS DE CALDAS: UMA ANÁLISE DA SITUAÇÃO DO MUNICÍPIO EM RELAÇÃO AOS DADOS DISPONÍVEIS E AOS ATOS DO PODER PÚBLICO MUNICIPAL.....	216
REPARAÇÃO AMBIENTAL E DESVALORIZAÇÃO DOS DANOS: O IMPACTO DO ACORDO JUDICIAL DE BRUMADINHO, MINAS GERAIS E A ÊNFASE EM OBRAS VIÁRIAS.....	227
PERCEPÇÃO DOS PEQUENOS AGRICULTORES DO SUL DE MINAS GERAIS ACERCA DE PRÁTICAS AGRÍCOLAS SUSTENTÁVEIS E DOS OBJETIVOS DO DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL DA ONU (ODS).....	238
AVALIAÇÃO MICROBIOLÓGICA DO SOLO MARGINAL E SEDIMENTO DE UM LAGO RECREATIVO NO MUNICÍPIO DE FRUTAL - MG.....	249
AVALIAÇÃO DE IMPACTOS SOCIOAMBIENTAIS EM BACIAS HIDROGRÁFICAS URBANAS: O CASO DO RIBEIRÃO DAS PEDRAS - CAMPINAS/SP.....	257
OS CONFLITOS SOCIOAMBIENTAIS ENFRENTADOS PELO PARQUE ESTADUAL DO RIO DOCE E AS ESTRATÉGIAS DE GESTÃO E GOVERNANÇA PREVENTIVA E PRECAUCIONAIS.....	268
IMPACTO DAS AÇÕES HUMANAS E REJEITO DE MINERAÇÃO NA PROLIFERAÇÃO DE MOSQUITOS VETORES DE DOENÇAS: UM ESTUDO DE CAMPO NA BACIA DO RIO DOCE.....	279
RACIONALIZAÇÃO DO USO DE AGROTÓXICOS: EFICIÊNCIA DO CONTROLE FITOSSANITÁRIO E MITIGAÇÃO DO IMPACTO NOS RECURSOS NATURAIS E A SAÚDE HUMANA/ANIMAIS.....	288
CURRÍCULO DOS ORGANIZADORES.....	295



PREFÁCIO

As ações antrópicas alteram o ambiente trazendo como consequência a degradação de um ecossistema e contribui para a piora da qualidade de vida da população. Toda atividade, ações humanas e diferentes usos e ocupação da terra causam impactos, seja pelo uso de água e o lançamento de efluentes causando alteração na quantidade e qualidade, 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 sendo fator determinante para ações e direcionamentos futuros.

Especialmente no ano de 2023, com a observação de eventos extremos como secas na Amazônia, chuvas intensas no Sul e onda de calor no mês de setembro, acima de 40°C, que estão associados ao El Niño por meio do bloqueio atmosférico e, provavelmente, às mudanças climáticas, com onda de calor, devido à queima de combustíveis fósseis. É apontada como causa, a emissão de CO₂, devido às diversas atividades antrópicas (consumo exacerbado, produção agrícola e industrial, desmatamento, energia e transporte).

A Conferência das Partes - COP 28 traz como temas: a Avaliação Global sobre o progresso dos países membros na implementação do Acordo de Paris, a formulação de estratégias de adaptação climática e a elaboração de um Programa de Trabalho voltado à mitigação dos impactos climáticos, devendo-se considerar o uso de tecnologias e recursos financeiros para minimização das emissões pela metade até o ano de 2030. Essa conferência cria expectativas de ações mais concretas em relação à COP 27.

Diante do cenário atual e das preocupações futuras 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. Repensar usos, fazer mudança de paradigmas, utilização de fontes renováveis, preservação e/ou conservação da natureza, e sensibilização ambiental na sociedade torna-se imprescindível na busca de um ambiente mais saudável e sustentável.

O livro Ações Antrópicas sobre o Meio Ambiente aborda assuntos sobre Recursos Hídricos e qualidade de água; mudanças climáticas; poluição atmosférica, ecologia ambiental;



desenvolvimento urbano e rural. Este livro surgiu do eixo temático ações antrópicas sobre o meio ambiente dos trabalhos submetidos ao 20º Congresso Nacional de Meio Ambiente, com o Tema "O futuro da humanidade: sustentabilidade em questão".

Assim, busca-se com o presente livro, a identificação dos impactos, atentar 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



AVALIAÇÃO DA DIMENSÃO ESPAÇO-TEMPORAL DO USO E COBERTURA DO SOLO EM ANÁPOLIS-GO

Renato Welmer Veloso¹
Raylla Caroline Nova de Oliveira Santos²
Maria Tâmara de Moraes Guimarães Silva³
Gustavo Vieira Veloso⁴

¹Prof. Doutor do Ensino Básico, Técnico e Tecnológico do IFG, Campus Águas Lindas – Departamento Áreas Acadêmicas, renato.veloso@ifg.edu.br

²Graduada em Engenharia Civil da Mobilidade, rayllacaroline@hotmail.com

³Prof.^a Doutora do Ensino Básico, Técnico e Tecnológico do IFG, Campus Anápolis – Departamento Áreas Acadêmicas, tamara.moraes@ifg.edu.br

⁴Pós-Doutorando e Pesquisador do Departamento de Solos, Universidade Federal de Viçosa, gustavo.v.veloso@gmail.com

INTRODUÇÃO

Anápolis é uma cidade localizada no estado de Goiás, que passou por várias transformações no uso do solo ao longo do tempo. Durante o período colonial, a região era usada principalmente para a criação de gado e agricultura de subsistência. Com a chegada da Ferrovia, em 1870, a cidade começou a se desenvolver e a atividade econômica passou a ser mais diversificada, incluindo a instalação de indústrias (SILVA & LIMA, 2014; CUNHA, 2018). No entanto, com o crescimento da cidade, houve uma pressão sobre as áreas rurais, que começaram a ser convertidas em áreas urbanas, o que afetou significativamente o meio ambiente, com a perda de áreas verdes e o aumento da impermeabilização do solo. Para lidar com essas questões, a cidade tem implementado políticas de gestão ambiental, incluindo a proteção de áreas verdes e a promoção de práticas sustentáveis (MORAES & SOUSA, 2015; SANTOS, 2018)

O processo de mudança no uso e cobertura do solo ocorre em diferentes escalas de tempo e espaço, impulsionado por diversos fatores, como a pressão populacional, crescimento econômico, aspectos tecnológicos, políticos, institucionais, culturais e biofísicos. Esses fatores, além de influenciarem a quantidade e a taxa de mudanças, também afetam a localização das transformações no uso do solo. As avaliações e medidas das mudanças precisam considerar tanto a extensão quanto a qualidade dos tipos de uso do solo, permitindo avaliar os locais que



sofreram declínio ou intensificação e as mudanças das atividades existentes (BECKER et al., 2004; GEIST & LAMBIN, 2001).

O desmatamento e a expansão agrícola no cerrado brasileiro levantam questões ambientais como emissão de gases de efeito estufa, perda de biodiversidade e degradação do solo (CARVALHO & CUNHA, 2010). Para analisar suas causas e impactos, é importante quantificar o padrão da paisagem e monitorar a extensão, taxa e padrão de mudanças. Para tanto, o uso de tecnologias como o sensoriamento remoto e o geoprocessamento permitem uma análise rápida e com grande volume de dados, gerando informações para o planejamento e gestão do uso do solo (ROGAN & CHEN, 2004). Realizar a análise das mudanças de uso do solo utilizando ferramentas de suporte integradoras oriundas do geoprocessamento e informações fornecidas pelo projeto MapBiomas permite uma nova abordagem científica na avaliação espaço-temporal dessas mudanças.

Nesse contexto, este estudo pretendeu identificar os principais usos e coberturas do solo em Anápolis, GO, no período de 1985 a 2021, bem como analisou as principais dinâmicas de mudança ocorridas entre esses usos, avaliando as conversões de uso e cobertura que ocorreram no período mencionado. Os resultados obtidos serão fundamentais como uma ferramenta para discutir uma melhoria na governança com novas proposições para as políticas públicas voltadas à ocupação do solo no município de Anápolis-GO.

13

METODOLOGIA

Anápolis é uma cidade localizada no estado de Goiás, na região Centro-Oeste do Brasil. Ela está situada a cerca de 48 km a nordeste da capital do estado, Goiânia e a cerca de 150 km a oeste do Distrito Federal, isso torna a cidade um ponto de conexão importante entre essas regiões. Conforme o último levantamento realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) em 2021, a população estimada de Anápolis é de aproximadamente 396.526 habitantes, sendo a terceira cidade mais populosa de Goiás (IBGE, 2022).

Em relação ao clima, Anápolis possui um clima tropical de altitude, com duas estações bem definidas: uma estação seca, que ocorre entre os meses de maio e setembro, e uma estação chuvosa, que ocorre entre os meses de outubro e abril. Conforme o Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), a temperatura média anual na cidade é de cerca de 22,7°C, e a precipitação média anual é de aproximadamente 1.446,3mm. (INMET, 2023).

O estudo utilizou dados do Projeto MapBiomas, que disponibiliza gratuitamente uma série histórica de mapeamento da cobertura e uso do solo do Brasil. O projeto utiliza imagens



de satélite Landsat e algoritmos de classificação para produzir mapas anuais. Além disso, foram realizadas análises de acurácia e comparações com mapas de referência para validar os resultados. (PROJETO MAPBIOMAS, 2023). A classificação adotada pelo MapBiomias é organizada em uma hierarquia de classes que combinam o uso e a cobertura do solo, seguindo os padrões de classificação da Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO) e do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (SOUZA et al., 2020).

Os dados utilizados neste estudo foram provenientes da coleção 7 do MapBiomias, que é composta por informações anuais de uso e cobertura do solo entre 1985 e 2021, totalizando 37 arquivos no formato raster com resolução espacial de 30 m. Os dados foram baixados da plataforma Google Earth Engine (<https://code.earth.google.com/>), utilizou-se a ferramenta <https://mapbiomas.org/>. Os mapas gerados foram padronizados para a mesma projeção cartográfica e sistema de referência de coordenadas, UTM, SIRGAS2000, fuso 22S. Para a análise dos dados, foram utilizados o software QGIS, versão 3.28.5 (QGIS, 2023), R versão 4.2.3 (R CORE TEAM, 2016) e o software Excel.

Tabela 1. Classes de uso e cobertura do solo identificadas pelo MapBiomias em Anápolis entre 1985 e 2021, e sua respectiva classe de agrupamento aplicada

Agrupamento de classes de uso do solo	
Classe original	Classe agrupada
Formação Florestal Silvicultura	Formação Florestal
Formação Savânica Campo Alagado e Área Pantanosa	Formação Savânica
Formação Campestre Área Urbanizada	Área Urbana
Pastagem Mosaico de Usos	
Outras Áreas não Vegetadas Mineração	Solo Exposto
Soja Outras Lavouras Temporárias	
Café	
Rio, Lago e Oceano	Corpos de água

Fonte: adaptado de Mapbiomas (2023).

A identificação das mudanças no uso do solo foi realizada nos arquivos anuais de uso e cobertura do solo das classes agrupadas, entre os anos de 1985 e 2021 (Tabela 1). Para isso, foram determinadas as áreas correspondentes a cada classe de uso em cada ano e avaliadas as mudanças considerando a área total da bacia e a área inicial correspondente a cada classe, observando as perdas ou os ganhos ao longo do tempo.



Foram gerados mapas e tabelas para as mudanças espaciais, que identificaram os locais onde houve diminuição, aumento, manutenção ou ausência de uma classe de uso e cobertura do solo, com a exceção da classe “corpos de água”, em intervalos de tempo durante o período avaliado, foram definidos cinco intervalos: 1985 a 1990, 1990 a 2000, 2000 a 2010 e 2010 a 2021, adaptado de Sousa et al. (2020).

Por fim, foram gerados diagramas de Sankey no ambiente R, que são um tipo específico de fluxograma no qual a largura das barras é proporcional ao volume existente das variáveis de estudo, para o caso estudado, o diagrama representa as conversões entre as classes de uso do solo. As mudanças nessas classes foram avaliadas considerando a área total do município, a área inicial ocupada e as perdas e ganhos ao longo do tempo para cada classe ao longo dos cinco intervalos de tempo, como já citado: 1985 a 1990, 1990 a 2000, 2000 a 2010 e 2010 a 2021.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A distribuição temporal e anual do uso e cobertura do solo no período analisado (1985 a 2021) (Figura 2A e 2B e Tabela 2) permitiu a comparação das proporções das modificações e da manutenção das mudanças espaciais entre os anos avaliados, destacando-se o cenário mais recente.

15

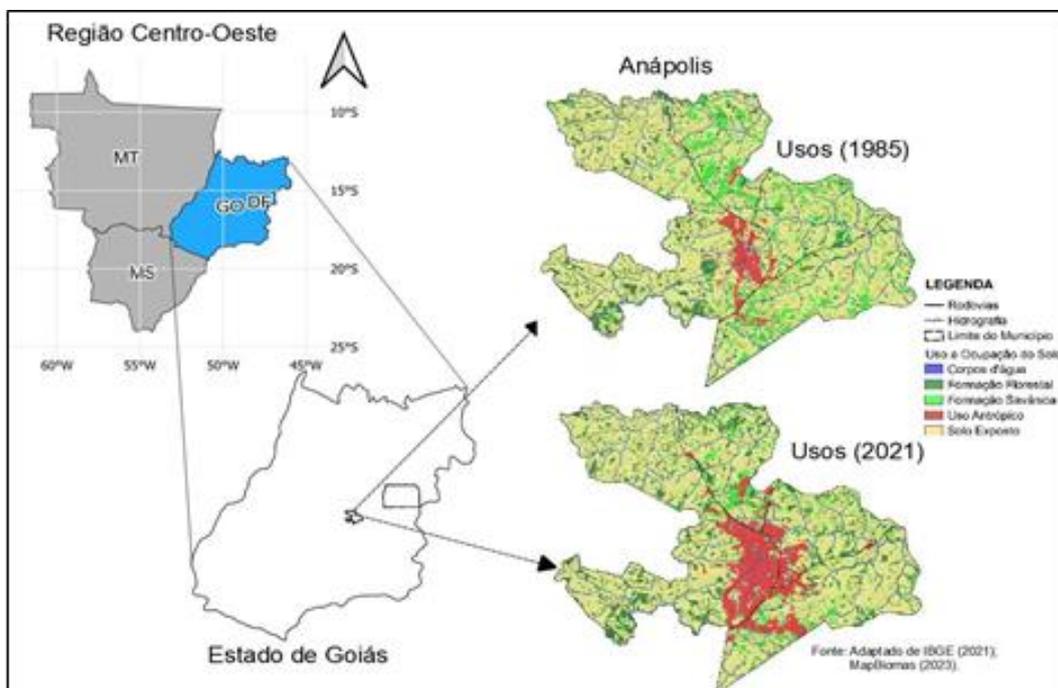


Figura 1. Localização da Anápolis e mapas de uso e ocupação do solo de Anápolis para os anos de 1985 e 2021. Fonte: Adaptado de IBGE (2022); Mapbiomas (2023).



Ao longo do período avaliado, o solo exposto apresentou a maior área, variando entre $71 \pm 2,9\%$ da área total do município (Figura 1 e Tabela 2), mantendo-se como a classe de uso do solo predominante durante todo o período. A classe de formação florestal se apresentou em segundo lugar, com uma área entre 11,9 e 16,6% do total, seguida pela área urbana, representada na Figura 1 como uso antrópico, seguida pela formação savânica, que inverteram suas posições no ano de 1995. A classe de corpos de água representa cerca de média de 0,1% da área total.

A área antropizada (Área Urbana), cresceu cerca de 3,1 vezes comparada ao seu tamanho inicial em 1985 (Tabela 2). Em 1985 a população era de aproximadamente 137 mil habitantes, enquanto em 1995 houve um crescimento populacional de cerca de 70 mil pessoas, chegando próximo a 236 mil habitantes (IBGE, 2023). Em 2021, a população estimada é de aproximadamente 400 mil habitantes, o que representa um crescimento de 2,9 vezes com relação à população de 1985. Esse aumento pode ser explicado pela integração que ocorreu a partir do ano de 1985 nas indústrias das áreas alimentícias, agroindústria, de montagem de veículos e de produtos farmacêuticos (ARRIEL, 2017), que atraiu pessoas em busca de oportunidades de emprego e melhores condições de vida (FURTADO & BARBOSA, 2020).

A cidade de Anápolis teve sua origem no século XVIII em um povoado chamado Cerrado de Sant'Ana, que mais tarde foi chamado de Vila Santana. A região inicialmente servia como ponto de apoio para as tropas e depois se desenvolveu com a chegada de novos moradores e atividades econômicas como a mineração e a agropecuária (ARAÚJO, 1988). Este histórico da cidade explicaria o predomínio de solo exposto (Figura 2 e 3, Tabela 2), como um resultado do passado econômico do município.

Tabela 2. Área e percentual do uso e cobertura do solo do município de Anápolis (GO), e análise descritiva da dinâmica da cobertura e uso do solo entre os anos de 1985 e 2020

Uso e Ocupação do Solo	Área (1985)		Área (2021)		Média	Desvio	Mínimo	Máximo
	ha	%	ha	%				
Corpos de Água	99,8	0,1%	155,9	0,2%	0,2%	0,0%	0,1%	0,2%
Formação Florestal	11662,4	12,4%	15045,0	16,0%	13,5%	1,8%	11,9%	16,6%
Formação Savânica	10719,8	11,4%	4909,1	5,2%	6,7%	1,7%	5,2%	11,4%
Área Urbana	3601,6	3,8%	11150,1	11,8%	8,7%	2,6%	3,8%	11,8%
Solo Exposto	68024,2	72,3%	62848,8	66,8%	71,0%	2,9%	66,3%	74,8%



Além disso, o crescimento da área urbana apresentou quatro picos no período avaliado (Figura 3), e após 1998 o crescimento médio área urbana foi de 2%.

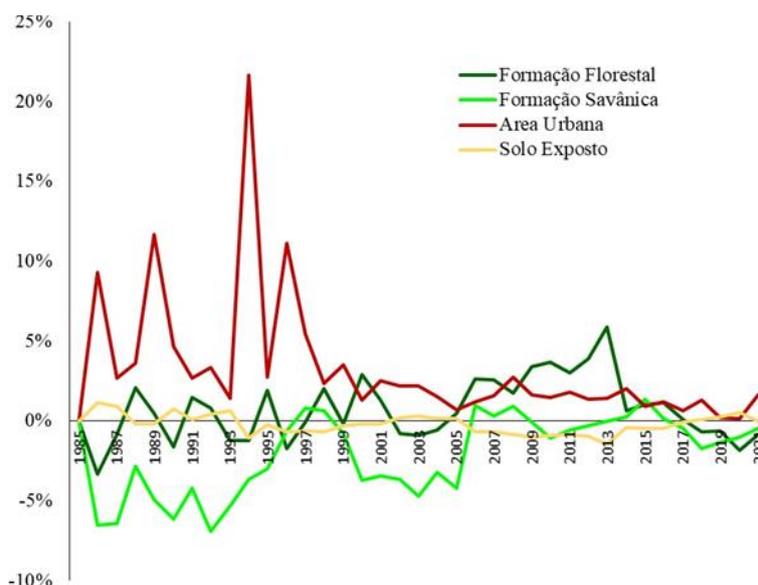


Figura 3. Porcentagens de ganhos e perdas, entre os anos de 1985 e 2021, para cada classe de uso e cobertura do solo de Anápolis. Fonte: adaptado de Mapbiomas (2023).

Em 1986 houve um aumento de cerca de 9%, nos anos de 1989 e 1997 aumentos em torno de 12% e em 1994 um aumento significativo maior que 20%, explicados por diversos fatores que contribuíram para o crescimento significativo da população de Anápolis-GO na década de 90, em especial, neste ano. Alguns desses motivos incluem o aumento da renda da população brasileira, o que impulsionou o consumo e a demanda por bens e serviços. Anápolis, com seu forte setor industrial, foi beneficiada por esse movimento e registrou um crescimento econômico expressivo. Isso atraiu novas empresas e investimentos para a cidade, gerando empregos e atraindo trabalhadores de outras regiões (VEIGA, 2004). Também houveram melhorias na infraestrutura como a construção de novas vias, a implantação de redes de água e esgoto e a expansão do transporte público. Por fim houve a implantação do Distrito Agroindustrial de Anápolis (DAIA), em 1994. Pois trata-se de um parque industrial que atraiu diversas empresas para a região, gerando empregos e atraindo trabalhadores de outras cidades e estados (CARVALHO, 2006).

Por ser uma região com forte influência agroindustrial e estar localizada em uma posição geográfica privilegiada logisticamente. Além disso, o crescimento populacional de Anápolis foi pela presença de uma via ferroviária e rodovias (BRITO & SILVA, 2019). Nesse sentido, faz-se necessário realizar um planejamento estratégico para avaliar este crescimento,



com o objetivo de promover a qualidade de vida dos habitantes sem prejudicar o meio ambiente e minimizar os possíveis impactos sobre as áreas florestais e os corpos d'água.

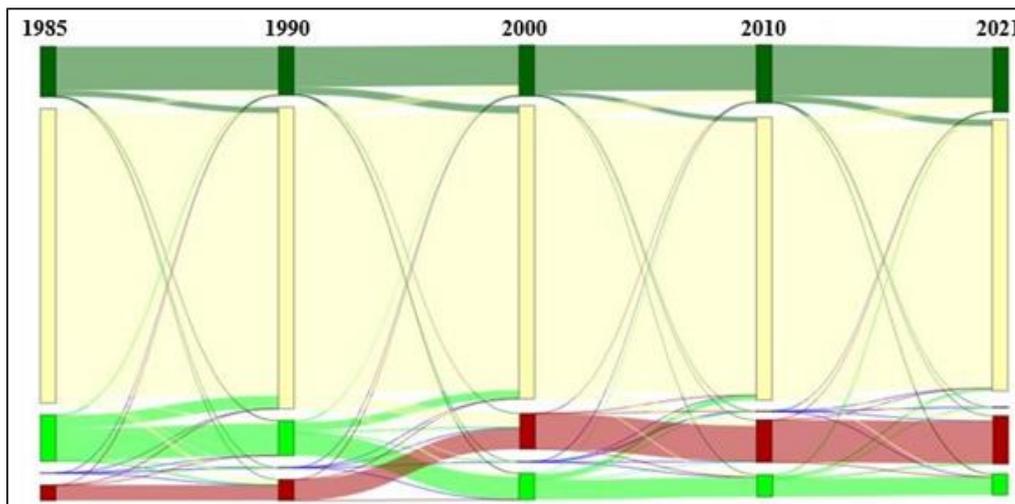


Figura 4. Transições do uso e cobertura do solo entre os anos de 1985, 1990, 2000, 2010, 2021 em Anápolis (GO). As colunas representam a área de cada uso do solo e as linhas a dinâmica temporal da área. Fonte: adaptado de Mapbiomas (2023).

A dinâmica da mudança de uso do solo em Anápolis se caracterizou pela conversão de áreas de formações florestais e savânicas em áreas de solo exposto. Posteriormente, essas áreas foram transformadas em áreas urbanas (Figuras 3 e 4). Também foi observada a conversão e/ou troca de áreas de solo exposto por áreas de formação florestal (Figuras 3 e 4), com as maiores taxas de crescimento ocorridas entre os anos de 2005 e 2013. Isso está relacionado à produção de madeira de eucalipto no município e à presença de áreas de reflorestamento com outras espécies, como pinus e seringueira (RODRIGUES et al., 2014).

A substituição de florestas naturais por plantações no Cerrado pode acarretar impactos ambientais negativos, tais como a perda de biodiversidade, a degradação do solo, as alterações no ciclo hidrológico, a emissão de gases de efeito estufa e os impactos sociais (GRAESSER et al., 2021). Isso implica em uma avaliação cuidadosa dos efeitos dessa substituição, uma vez que as florestas naturais são importantes para a proteção do solo, a regulação do fluxo de água, recargas de aquífero e a mitigação das mudanças climáticas (HOUGHTON, 2007).



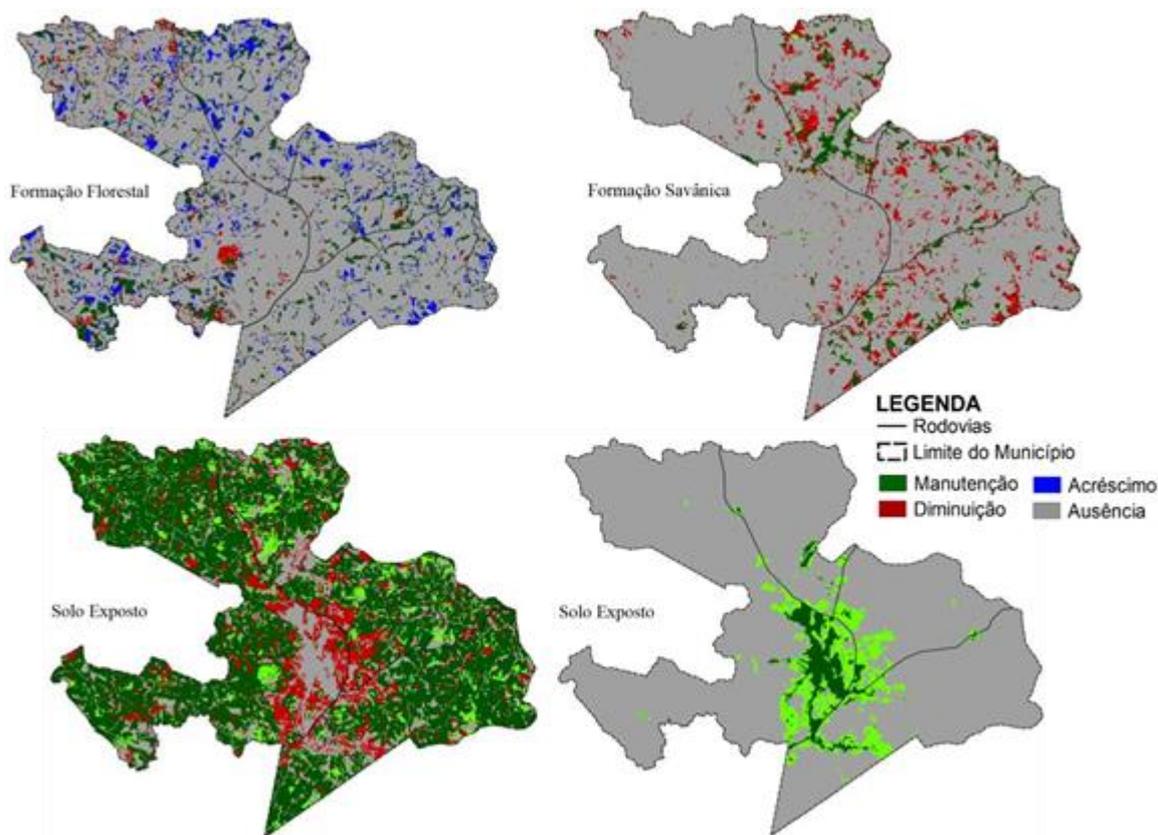


Figura 5. Variação na distribuição espacial dos padrões de aumento, redução, manutenção ou ausência das classes de uso em Anápolis (GO). Fonte: adaptado de Mapbiomas (2023).

19

Como discutido anteriormente, a avaliação das mudanças espaciais também evidenciou a ampla distribuição da classe de solo exposto e sua redução próxima às áreas de expansão urbana (Figuras 4 e 5). A diminuição das áreas de solo exposto foi de 12,34 ha (Tabela 3), sendo substituídas principalmente por áreas florestais e urbanas (Figuras 3 e 4 e Tabela 3). Geralmente, a expansão urbana ocorre com a conversão de áreas rurais em áreas urbanas, especialmente quando a terra tem um valor mais alto para fins imobiliários do que para a agricultura (SETO et al., 2011). A demanda por novas áreas urbanas para construção e valorização da terra aumenta à medida que a população urbana cresce, como ocorre na área de estudo.

As formações florestais de Anápolis apresentam áreas de expansão dispersas por todo o município, totalizando 6395 ha (Tabela 3), destacando-se nesse contexto a presença de florestas plantadas, localizadas principalmente na região sul e sudeste. Essas plantações ocupam uma área significativa da zona rural de Anápolis, abrangendo também outras cidades próximas, como Campo Limpo de Goiás e Pirenópolis (SEMAD, 2017; SEBRAE, 2023). Ainda

que sejam áreas verdes, estas substituições podem aumentar a fragilidade ambiental, fazendo-se necessária uma análise cuidadosa dos potenciais impactos negativos.

Tabela 3. Alterações nas áreas e percentagens das classes de uso, formação florestal e savânica, solo exposto e área urbana entre 1985 a 2021

Tipo de mudança espacial	Classes de Uso e Ocupação do Solo							
	Formação Florestal		Área Urbana		Solo Exposto		Formação Savânica	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Manutenção	8598	9%	3599	4%	55640	59%	4110	4%
Acréscimo	6395	7%	7554	8%	7175	8%	826	1%
Diminuição	3018	3%	0,8	0%	12341	13%	6651	7%
Ausência	76044	81%	82901	88%	18898	20%	82469	88%

CONCLUSÕES

Anápolis acompanhou o crescimento do estado de Goiás devido à sua localização e aos investimentos recebidos na década de 90, resultando em um aumento de 2,9 vezes na área urbana em relação a 1985. A agropecuária e a mineração predominaram, levando a áreas de solo exposto. Algumas dessas áreas foram substituídas por áreas urbanas e florestais, possivelmente plantadas. É necessário estudar os efeitos dessas substituições, pois as florestas naturais são importantes para proteger o solo, regular o fluxo de água, recarregar aquíferos e mitigar as mudanças climáticas. As atividades realizadas na cidade coordenaram a dinâmica de uso e ocupação do solo, potencializando a fragilidade ambiental.

20

AGRADECIMENTOS

Ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás

REFERÊNCIAS

- ARAÚJO, R. S. de. Anápolis: evolução urbana e arquitetônica. Anápolis: Gráfica Brasil Central, 1988.
- ARRIEL, M. F. A dinâmica produtiva e espacial da indústria goiana. Tese (Doutorado). Instituto de Estudos Socioambientais. Universidade Federal de Goiás. Goiânia, 2017.
- BECKER, F. G.; IRGANG, G. V.; HASENACK, H.; VILELLA, F. S.; VERANI, N. F. Land cover and conservation state of a region in the Southern limit of the Atlantic Forest (river Maquiné basin, Rio Grande do Sul, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, v.64, p.569-582, 2004.



BRITO, P. F.; SILVA, A. A. Crescimento urbano e impactos ambientais em Anápolis, Goiás, Brasil. Revista GeoUEG, v.8, n.1, e81198, 2019.

CARVALHO, F. M. V.; CUNHA, T. J. F. Desmatamento no Cerrado brasileiro: tendências e implicações para a biodiversidade e serviços ambientais. Biodiversidade Brasileira, v.1, n.1, p.1-14, 2010.

CARVALHO M. D.; BRUNO-FARIA M. F. Distrito Agroindustrial de Anápolis (DAIA): uma análise do processo de implantação e perspectivas futuras. In: Encontro Nacional de Engenharia de Produção, 26, 2006. Anais...2006.

CUNHA, J. R. B. Mudanças no uso do solo em Anápolis-GO: análise histórica e perspectivas. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Goiás. Goiânia, 2018.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations; United Nations Environment Programme-UNEP. State of the world's forests. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome. 2011.

FURTADO, L. P.; BARBOSA, Y. M. A influência de um polo industrial na geração de empregos em um município: o caso de Anápolis-GO. Revista de Administração da UEG, v.4, n.1, p.1-15, 2020.

GEIST, H. J.; LAMBIN, E. F. What drives tropical deforestation. LUCR Report series, v.4, p.116, 2001.

GRAESSER, J.; SCHONEVELD, G.; XU, J.; LAMBIN, E. F. Environmental impacts of soybean expansion and infrastructure development in Brazil's Cerrado region: challenges and opportunities for sustainable land use. Environmental Research Letters, v.16, n.3, e033005, 2021.

HOUGHTON, R. A. Balancing the global carbon budget. Annual Review of Earth and Planetary Sciences, v.35, n.1, p.313-347, 2007.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Estimativas da população residente no Brasil e unidades da federação com data de referência em 1º de julho de 2021. 2022. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao/9103-estimativas-de-populacao.html?=&t=resultados>. Acesso em: Abr. 2023.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. (s.d.). Normais Climatológicas do Brasil - Anápolis. Disponível em: http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=normaisclimatologicas/normais_1981_2010&Opc=estacoes&TipoTempo=cli&NomeEst=ANAPOLIS. Acesso em: Abr. 2023.



MORAES, A. M.; SOUSA, L. G. A Dinâmica do Uso e Ocupação do Solo no Município de Anápolis (GO): Uma Análise a Partir de Imagens Landsat. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 13, 2015.

PROJETO MAPBIOMAS. Coleção 7 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil. 2023 a. Disponível em: <http://mapbiomas.org>. Acesso em: Abr. 2023.

QGIS DEVELOPMENT TEAM. Geographic Information System QGIS. Open Source Geospatial Foundation Project, 2021. Disponível em: <http://qgis.osgeo.org>. Acesso em: abr. 2023.

R CORE TEAM. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. 2016. Disponível em: <https://www.R-project.org/>.

RODRIGUES, R. R.; FONSECA, S. M.; LEITE, F. P.; NOGUEIRA, J. S.; MARTINS, G. G.; SANTOS, L. A.; OLIVEIRA, M. A. O. Levantamento de árvores plantadas em Anápolis, GO. *Nativa*, v.2, n.2, p.70-76, 2014.

ROGAN, J.; CHEN, D. Remote sensing technology for mapping and monitoring land-cover and land-use change. *Progress in Planning*, v.61, n.4, p.301-325, 2004.

SANTOS, G. S. Sustentabilidade urbana em Anápolis: Um estudo sobre as áreas verdes da cidade. Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual de Goiás. 2018.

SEBRAE GOIÁS. Cenário do Setor de Florestas Plantadas no Estado de Goiás. Disponível em: <https://bit.ly/3LjcYqp>. Acesso em: Abr. 2023.

SEMAD. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. Plano Estadual de Florestas Plantadas de Goiás. Goiânia, 2017. Disponível em: <https://www.semambiente.go.gov.br/plano-estadual-de-florestas-plantadas-de-goias/>.

Acesso em: 16 abr. 2023.

SETO, K. C.; FRAGKIAS, M.; GÜNERALP, B. Urbanization process and urban landscape change: internal structure and external relations. In: ELGREN, T.; ELGREN, R. (Org.). *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities*, 43-54. New York: Springer, 2011.

SILVA, M. L.; LIMA, E. N. Dinâmica do uso e ocupação do solo em Anápolis-GO: uma análise a partir da expansão urbana. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v 7, n.3, p.586- 601, 2014.

SOUZA, C. M.; Z SHIMBO, J.; ROSA, M. R.; PARENTE, L. L.; A ALENCAR, A.; UDORFF, B. F.; AZEVEDO, T. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with LANDSAT archive and earth engine. *Remote Sensing*, v.12, n.17, e2735, 2020.



SOUSA, M. C.; VELOSO, G. V.; GOMES, L. C.; FERNANDES-FILHO, E. I.; OLIVEIRA, T. S. Spatio-temporal dynamics of land use changes of an intense anthropized basin in the Brazilian semi-arid region. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, v.24, e100646, 2021.

VEIGA, J. E.; RODRIGUES JR., L. A. N. Anápolis: Crescimento populacional, desenvolvimento industrial e impactos socioambientais. *Revista USP*, n.60, 2004.



DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DA COBERTURA E USO DAS TERRAS DE ASSENTAMENTO AGRÁRIO EM REGIÃO SEMIÁRIDA

Paulo Roberto Megna Francisco¹

Viviane Farias Silva²

Igo Marinho Serafim Borges³

Dihego de S. Pessoa⁴

¹Doutorando em Engenharia de Recursos Naturais – PPGEGRN, Universidade Federal de Campina Grande, Programa de Pós-graduação em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais, paulomegna@gmail.com

²Prof.^a. Dr.^a. Universidade Federal de Campina Grande – Campus Patos-PB, Unidade Acadêmica de Engenharia Florestal - UAEF, viviane.farias@ufcg.edu.br

³Mestrando em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, UFCG. igomarinho27@gmail.com

⁴Doutorando em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, UFCG. dihegopessoa@gmail.com

24

INTRODUÇÃO

Os problemas ambientais são agravados com a intensificação da desertificação, principalmente na região semiárida brasileira, como relata Girão (2013), algumas ações antrópicas influenciam diretamente o meio ambiente, como o uso excessivo de espécies florestais para lenha, carvão, além do processo erosivo, salinização dos solos e exploração de essências florestais nativas.

Dessa maneira a análise temporal de imagens de Sensoriamento Remoto quando realizada através de técnicas de processamento digital propicia o reconhecimento de mudanças nas atividades agrícolas e pecuárias, principal fonte de renda da população rural, bem como mudanças nas áreas florestais nativas amparadas pela legislação ambiental (FACCO et al., 2017).

Dada a repetitividade com que as imagens de satélite são adquiridas, é possível reconhecer alterações ocorridas na paisagem de uma região, num dado período de tempo, através da análise da extensão e do tipo de mudanças no uso, como o desmatamento, a expansão urbana e as variações sazonais da vegetação (RIDD & LIU, 1998).



Com o crescente desenvolvimento das aplicações Web destinadas à obtenção e visualização dos dados geoespaciais, bem como a disseminação de bases geográficas, o Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil - MapBiomas® têm uma iniciativa que envolve uma rede colaborativa com especialistas nos biomas, usos da terra, sensoriamento remoto, SIG e ciência da computação que utiliza processamento em nuvem e classificadores automatizados desenvolvidos e operados a partir da plataforma Google Earth Engine para gerar uma série histórica de mapas anuais de uso e cobertura da terra do Brasil (MAPBIOMAS, 2021).

Acresce que há quantidade significativa de testes de normalidade disponíveis na literatura. No entanto, os procedimentos mais comuns de normalidade disponíveis em programas de estatística são os testes Shapiro-Wilk, Anderson-Darling, Lilliefors, Jarque-Bera, Cramer-von Mises, D'Agostino Pearson, Kolmogorov-Smirnov, entre outros (RAZALI & WAH, 2011). Assim a estatística descritiva que compreende técnicas que se utiliza para resumir e descrever dados, tem sido prática comum em diversas áreas e com variadas ferramentas.

Nesse contexto, considerando a vegetação, um parâmetro indicador da qualidade ambiental, este trabalho pretende avaliar estatisticamente dados espaço-temporal da cobertura e uso da terra do assentamento Patativa do Assaré localizado no Sertão Paraibano em região semiárida utilizando série do Mapbiomas entre 1985 a 2020.

25

METODOLOGIA

A área de estudo compreende o Assentamento Rural Patativa do Assaré criado no ano de 2003, com uma extensão territorial de 2.620,52 ha, localizado entre os municípios de Patos e São José de Espinharas no Sertão do Estado da Paraíba (Figura 1). Está inserido na bacia hidrográfica do rio Espinharas. O assentamento dispõe dos açudes da Lama, Jacobina, dos Paus, da Linha, do Saquinho e do Contorno.

Conforme Francisco (2010), o Sertão – região que ocupa o terço oeste do Estado, formada pela depressão do rio Piranhas e seus contribuintes, com clima do tipo Bsh Semiárido quente, nas áreas mais baixas (<300 m). De acordo com Francisco et al. (2018) a média total anual é de 721,8mm com temperatura média de 25°C.



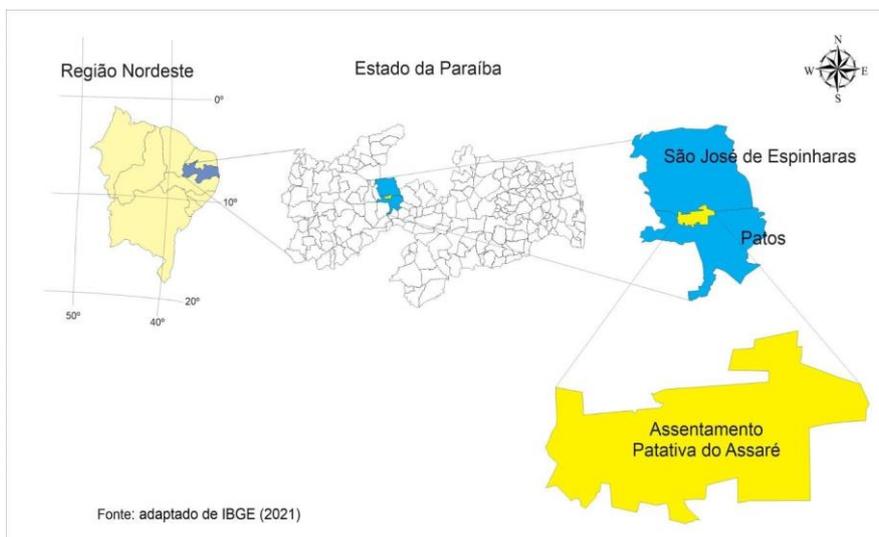


Figura 1. Localização da área de estudo.

Fonte: Adaptado de IBGE (2021); EMBRAPA (2021).

Conforme Francisco et al. (2013), o relevo apresenta-se distribuído em maior abrangência com declividade nula a ligeira em toda a área do assentamento. Francisco (2010) afirma que a região a altitude é inferior a 350 m, onde o solo predominante, conforme o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos é o Neossolo Litólico Eutrófico, fase pedregosa e rochosa relevo ondulado, que são solos jovens com pouco desenvolvimento dos perfis devido a diversas causas (FRANCISCO et al., 2013).

Neste trabalho utilizando o MapBiomias[©] (2022) e o Google Earth Engine, sendo selecionado as áreas oficiais de assentamentos, foi obtido para os anos de 1985 e 2020, as imagens de cobertura e uso da terra da área de estudo com suas respectivas áreas classificadas como Floresta, Formação Natural Não florestal, Agropecuária, Área Não Vegetada, Corpos d'água. Também foi obtido os dados das áreas do uso e cobertura do solo. No tratamento estatístico foi realizada a análise descritiva dos dados e o teste de normalidade utilizando o XLSTAT[©] Trial. Para avaliação temporal das áreas de cobertura e uso do solo foi utilizado a regressão clássica, conforme o modelo de regressão (Equação 1).

$$Y_i = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_n X_n + \varepsilon_i \text{ (Eq.1)}$$

Onde: Y_i é uma observação da variável dependente; X_1, X_2, \dots, X_n são as variáveis independentes; $\beta = (\beta_0, \beta_1, \beta_2, \dots, \beta_n)$ são referidos como coeficientes de regressão correspondentes, e ε_i é o erro associado às observações da variável dependente.



Para verificar se as amostras procediam de uma determinada distribuição de probabilidade, foram usados os testes de hipóteses não paramétricos como Shapiro-Wilk (1965) e Anderson-Darling (1954).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nas Figuras 2 e 3 pode-se observar a distribuição da cobertura e uso do solo da área de estudo para o ano de 1985 e de 2020 respectivamente. Na Tabela 1, observa-se os dados obtidos, os valores em área e percentagem de ocupação das classes de cobertura e uso da terra. Consta-se do total de 2.620,52 ha que ocorre alterações pouco significativas na classe Floresta, com perda de área de 4,78%. Observa-se que, no ano de 2020 ocorre uma maior distribuição da classe Floresta por toda a área de estudo.

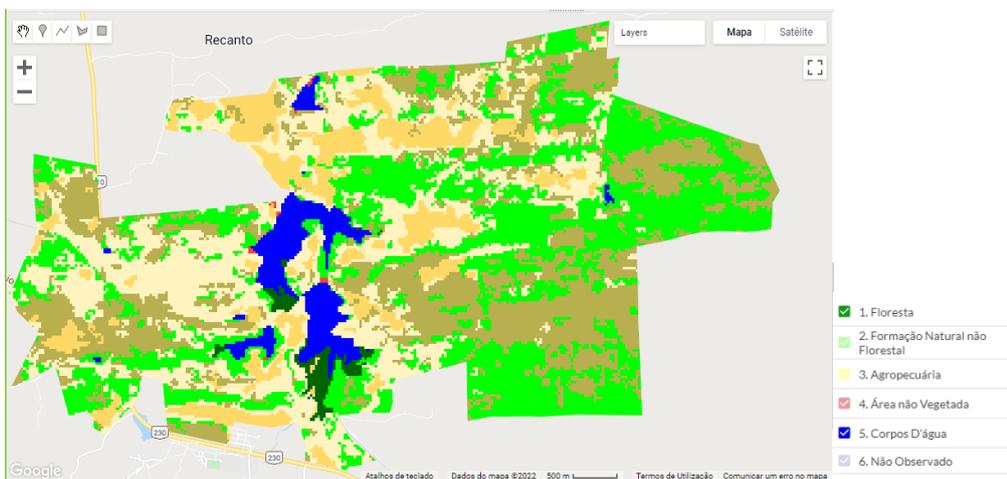


Figura 2. Cobertura e uso do solo do ano de 1985. Fonte: adaptado de Mapbiomas (2022).

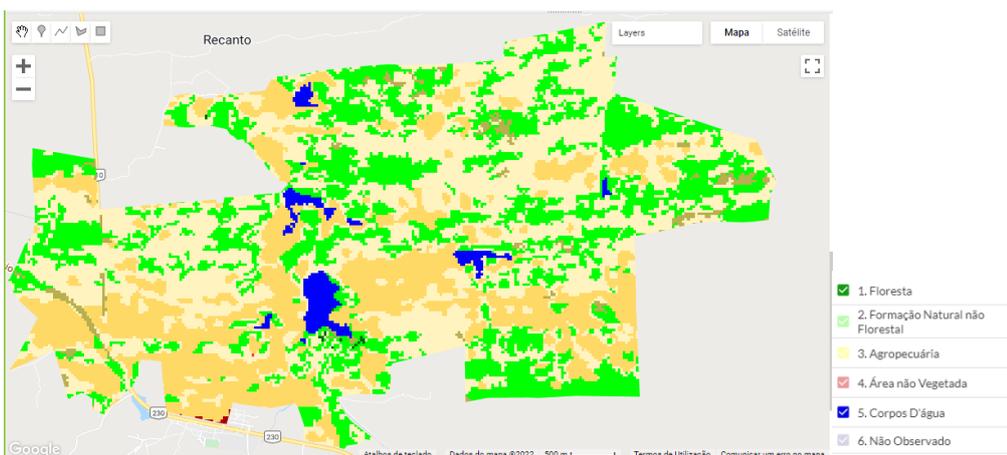


Figura 3. Cobertura e uso do solo do ano de 2020. Fonte: adaptado de Mapbiomas (2022).



Tabela 1. Variação espaço-temporal da cobertura e uso do solo

Classes	1985 (ha)	(%)	2020 (ha)	(%)
1. Floresta	865,60	33,03	740,37	28,25
2. Formação Natural não Florestal	699,44	26,69	41,81	1,60
3. Agropecuária	940,43	35,89	1.785,35	68,13
4. Área não Vegetada	2,49	0,09	1,33	0,05
5. Corpos D'água	112,55	4,29	51,66	1,97
Total	2.620,52	100,00	2.620,52	100,00

Observa-se que ocorrem alterações significativas de mudança de área na classe Formação Natural Não Florestal de 699,44 ha (26,69%) em 1985 para 41,81 ha (1,60%) em 2020. Esta perda está relacionada com o aumento na classe Agropecuária de 940,43 ha para 1.785,35 ha, representando 32,24% de aumento neste período temporal. Aumento este relacionado ao processo de expansão ou conversão para áreas agrícolas.

Para a classe Não Vegetada observa-se que ocorre diminuição de 2,49 ha em 1985 para 1,33 ha em 2020, isto devido à incorporação de áreas produtivas ocorrida durante os 36 anos de avaliação. A classe Corpos d'água apresenta uma variação negativa em 2,32% durante o período de estudo, isto devido a variação pluviométrica nas últimas décadas. Fernandes et al. (2015) onde afirmam que essa classe pode variar de acordo com o volume de chuvas ocorridas a cada ano e, eventualmente, com novos represamentos de rios.

Na Figura 4, representando a mudança espaço-temporal da cobertura do solo, pode-se observar que a maior ocorrência entre os 36 anos de estudo apresenta-se na classe de transição de áreas naturais não florestal para agropecuária, seguida da classe de áreas sem transição. No entanto, não é possível afirmar que tais transições tenham ocorrido de forma direta entre uma classe temática para outra ao longo do tempo, conforme Antunes et al. (2019).



Figura 4. Mudança espaço-temporal da cobertura do solo.

Fonte: adaptado de Mapbiomas (2022).

Observa-se que, em transições de classes de agropecuária ou áreas não vegetadas para cobertura florestal apresenta a menor ocorrência, mas com valor significativo quanto ao ganho florestal e da conservação do solo distribuídas no terço central e a oeste da área do assentamento. De acordo com Francisco (2010) e Francisco et al. (2012), esse comportamento temporal representa a capacidade de recuperação da vegetação de caatinga.

Na Tabela 2, da análise estatística descritiva da dinâmica temporal da cobertura e uso das terras, observam-se os valores mínimos e máximos encontradas na variável Agropecuária entre 555,11 e 1.908,46 com uma média 1.066,10. A variável Floresta é a que apresenta a maior média entre as demais, seguida da variável Formação Natural não Florestal.

O desvio padrão apresenta menores valores para a variável Água e na Área Não Vegetada e os maiores desvios apresentam-se nas variáveis Floresta e Formação Natural Não Florestal. A média apresenta valores não muito próximos para ambos as variáveis, o que levar a deduzir que não se trata de uma distribuição simétrica.

Tabela 2. Análise descritiva da dinâmica da cobertura e uso das terras

Variável	Mínimo	Máximo	Média	Desvio padrão
Floresta	642,19	1.874,83	1.258,60	398,59
Formação Natural Não Florestal	16,68	720,74	209,80	197,91
Agropecuário	555,11	1.908,46	1.066,10	379,73
Área Não Vegetada	0,35	2,48	0,79	0,43
Corpos d'água	24,49	134,65	85,29	36,28

29

Pelos resultados estatísticos, observa-se pela Figura 7 que a maior variação de amplitude se apresenta na variável Formação Natural não Florestal seguida da variável Agropecuária. Com relação à variabilidade entre as classes observadas por meio das caixas interquáliticas do gráfico boxplot para cada classe, observa-se que a classe Floresta apresenta menor variabilidade. Resultado similar encontrado por Francisco et al. (2021).



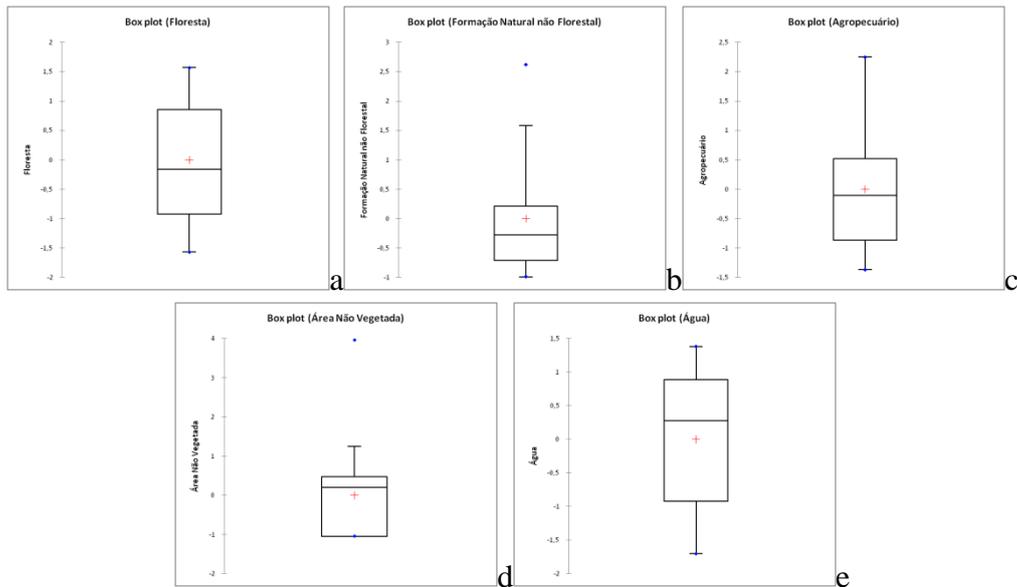


Figura 7. Boxplot das classes de cobertura e uso da terra. a) Floresta, b) Formação não natural, c) Agropecuária, d) Área não vegetada, e) corpos d'água.

No Teste de normalidade observa-se que a distribuição apresenta irregularidades nas classes Formação Natural Não Florestal (Figura 8b), Área Não Vegetada (Figura 8d) e Água (Figura 8e). Observa-se que a maior regularidade apresenta na classe Floresta.

30

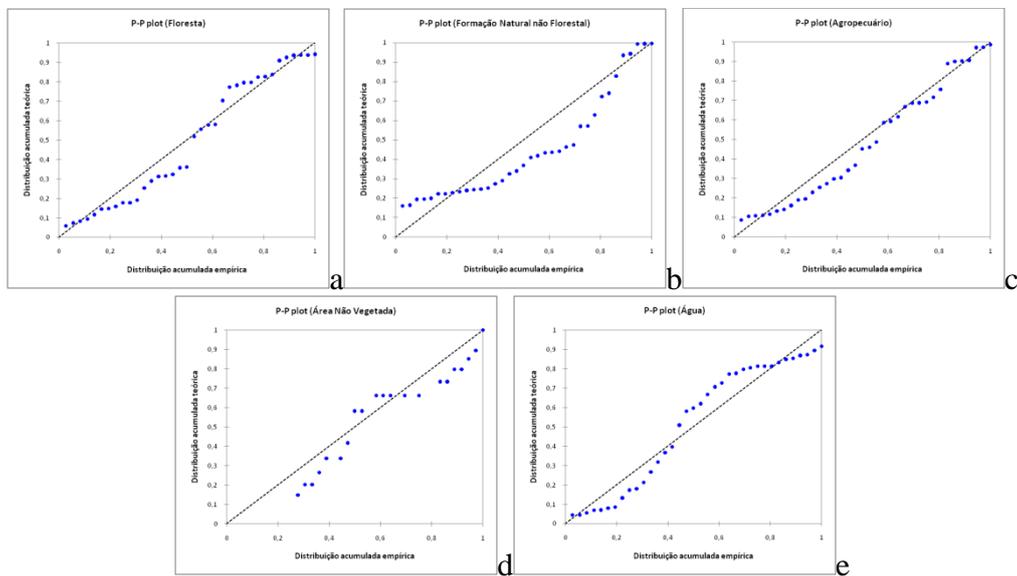


Figura 8. Boxplot das classes de cobertura e uso da terra. a) Floresta, b) Formação não natural, c) Agropecuária, d) Área não vegetada, e) corpos d'água.

Na Tabela 3 pode-se observar que os resultados dos testes de normalidade de Shapiro-Wilk e Anderson-Darling foram semelhantes entre si para as variáveis em estudo o que leva a aceitar a hipótese de normalidade nos dados.

Tabela 3. Testes de normalidade

Variável\Teste	Shapiro-Wilk	Anderson-Darling
Floresta	0,0178	0,0252
Formação Natural Não Florestal	< 0,0001	< 0,0001
Agropecuário	0,0403	0,0826
Área Não Vegetada	< 0,0001	0,0004
Água	0,0025	0,0014

Carradori e Ramos (2014) afirmam que, o teste Shapiro-Wilk apresentou poderosos nas distribuições assimétricas sendo indicado para um número maior de que 30 amostras, caso similar a este estudo com 36 amostras em cada classe. Santos e Ferreira (2003) afirmam que o teste Shapiro-Wilk controla adequadamente o valor do erro para amostras de todos os tamanhos e, ainda, os testes relacionados com assimetria apresentaram melhores resultados para o controle do erro.

A acurácia dos pontos comparados aos mapas na geração da matriz de confusão e o cálculo da acurácia global obtido pelas imagens analisadas pelo MapBiomas (GANEM et al., 2020), apresenta 81,1% de concordância por classe de cobertura e uso da terra, para cada ano estudado (Figura 9). Rosa et al. (2019) avaliando a acurácia de todos os biomas do Brasil pelo Mapbiomas observaram que foram perdidas vegetação nativa em 67% do território do país até 2018, enquanto que a área de agricultura cresceu 250%, situação similar a este estudo em avaliação.

31

CONCLUSÕES

Na utilização da aplicação Web MapBiomas como ferramenta para analisar o comportamento espaço-temporal do uso e cobertura dos solos observou-se que houve alterações significativas de área na classe Formação Natural Não Florestal e Agropecuária onde ocorreram as maiores amplitudes.

Os maiores desvios ocorreram nas variáveis Floresta e Formação Natural Não Florestal, portanto não se tratando de uma distribuição simétrica. A maior regularidade no teste de normalidade ocorreu na classe Floresta.



AGRADECIMENTOS

À Fapesq/CNPq, edital 10/2021, termo 3179/2021.

REFERÊNCIAS

- ANDERSON, T. W.; DARLING, D. A. A test of goodness of t. *Journal of American Statistical Association*, v.49, p.765-769, 1954.
- ANTUNES, J. F. G.; ESQUERDO, J. C. D. M.; COUTINHO, A. C.; SANTOS, J. L. DOS; PARIZZI, T. N. T.; BERTOLO, L. S. Análise das mudanças do uso e cobertura da terra no Estado de Mato Grosso por meio do geoportal TerraClass. In: *Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, 19, 2019, Santos. Anais...Santos, 2019.
- CARRADORI, R. G.; RAMOS, P. DE S. Avaliação de testes de normalidade implementados no programa R por simulação Monte Carlo. *Revista de Estatística UFOP*, v.3, n.2, p.33-41, 2014.
- FACCO, D. S.; BENEDETTI, A. C.; KAISER, E. A.; PEREIRA FILHO, W. Avaliação da dinâmica do uso e cobertura da terra no município de Faxinal do Soturno no Estado do Rio Grande do Sul. In: *Congresso Nacional de Geografia Física*, 1, 2017, Campinas. Anais...Campinas, 2017.
- FERNANDES, M. R. DE M.; MATRICARDI, E. A. T.; ALMEIDA, A. Q. DE; FERNANDES, M. M. Mudanças do uso e de cobertura da terra na região semiárida de Sergipe. *Floresta Ambiental*, v.22, n.4, p.472-482, 2015.
- FRANCISCO, P. R. M. Classificação e mapeamento das terras para mecanização do Estado da Paraíba utilizando sistemas de informações geográficas. 122f. Dissertação (Manejo de Solo e Água). Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Paraíba. Areia, 2010.
- FRANCISCO, P. R. M.; AYRES, G. D. J.; SILVA, V. F.; OLIVEIRA, F. P. DE; SANTOS, D.; PEDROZA, J. P. Dinâmica temporal da cobertura e uso da terra da região do médio curso do rio Paraíba. In: (Org). FRANCISCO, P. R. M.; SILVA, V. F.; SANTOS, D.; RIBEIRO, G. DO N. *Tecnologias aplicadas às pesquisas: GEO 21. EPTEC*, 2021.130p.
- FRANCISCO, P. R. M.; CHAVES, I. DE B.; CHAVES, L. H. G.; LIMA, E. R. V. DE. Detecção de mudança da vegetação de caatinga. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v.6, p.1473-1487, 2012.
- FRANCISCO, P. R. M.; CHAVES, I. DE B.; LIMA, E. R. V. DE. Mapeamento das terras para mecanização agrícola - Estado da Paraíba. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v.5, n.2, p.233-249, 2012.
- FRANCISCO, P. R. M.; PEREIRA, F. C.; SILVEIRA, T. DE A.; SILVA, A. B. M. DA; SILVA, S. L. DA. Uso do geoprocessamento na detecção de mudança da cobertura vegetal do município de



Parari-PB. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Naturais do Semiárido, 1, 2013, Iguatu. Anais...Iguatu, 2013.

FRANCISCO, P. R. M.; MEDEIROS, R. M. DE; SANTOS, D. Balanço Hídrico Climatológico para a Capacidade de Campo de 100mm – Estado da Paraíba. 1.a ed. Campina Grande: EDUFPG, 2018. 257p.

GANEM, K. A.; DUTRA, A. C.; OLIVEIRA, M. T. DE; FREITAS, R. M. DE; GRECCHI, R. C.; VIEIRA, R. M. DA S.P.; ARAI, E.; SILVA, F. B.; SAMPAIO, C. B. V.; DUARTE, V.; SHIMABUKURO, Y. E. Mapeamento da vegetação da caatinga a partir de dados ópticos de observação da terra – oportunidades e desafios. Revista Brasileira de Cartografia, v.72, n.esp, p.829-854, 2020.

GIRÃO, K. T. Biometria de sementes, morfologia de plântulas e crescimento inicial de mudas de quimiotipos de *Myacrodruon urundeuva Allemão*. 78f. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Programa de Pós-Graduação em Agronomia. Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 2013.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2021. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais/15774-malhas.html>. Acesso em: 10 de abril de 2022.

MAPBIOMAS. Projeto MapBiomas – Coleção 2022 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil 2021. Disponível em: <https://mapbiomas.org/visao-geral-da-metodologia>. Acesso em: 10 de agosto de 2021.

RAZALI, N. M.; WAH, Y. B. Power Comparisons of Shapiro-Wilk, Kolmogorov-Smirnov, Lilliefors and Anderson-Darling tests. Journal of Statistical Modeling and Analytics, v.2, n.1, p.21-33, 2011.

RIDD, M. K.; LIU, J. A. Comparison of four algorithms for change detection in an urban environment. Remote Sensing of Environment, v.63, p.95-100, 1998.

ROSA, M.; SHIMBO, J. Z.; AZEVEDO, T. MapBiomas - Mapeando as transformações do território brasileiro nas últimas três décadas. In: BARBOSA, L. M. (org). Restauração Ecológica: Desafio do processo frente à crise ambiental. São Paulo: Instituto de Botânica, 2019. 278p.

SHAPIRO, A. S. S.; WILK, M. B. An analysis of variance test for normality (complete samples). Biometrika, v.52, n.3/4, p.591-611, 1965.



INVESTIGAÇÃO DA QUALIDADE DO SOLO SUPERFICIAL VISANDO À REVEGETAÇÃO NO MUNICÍPIO DE SOROCABA - SP

Lucas Hubacek Tsuchiya¹
Alexandre Marco da Silva²
Sandra Mauren Ell³

¹Doutorando em Engenharia Civil e Ambiental – FEB, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho – Campus Sorocaba-SP, Programa de Pós-graduação em Civil e Ambiental, lucas.hubacek@unesp.br

²Prof. Dr. Universidade Estadual Paulista 'Júlio de Mesquita Filho' – Campus Sorocaba-SP, Departamento de Engenharia Ambiental – alexandre.m.silva@unesp.br

³Doutoranda em Engenharia Civil e Ambiental – FEB, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho – Campus Sorocaba-SP, Programa de Pós-graduação em Civil e Ambiental, mauren.ell@unesp.br

INTRODUÇÃO

As expansões dos centros urbanos têm aumentado a ocupação de novos terrenos e a retirada de vegetação. Diante dessas condições é possível averiguar efeitos negativos para o ecossistema, além de constatar o aumento dos processos de degradação e alterações das características físico-químicas do solo. A retirada de vegetação pode intensificar processos de erosão e acelerar a remoção dos nutrientes do solo, ocasionando problemas como infertilidade e fragilização da estrutura dos agregados (TSUCHIYA, 2017; NOVARA et al., 2018; MA et al., 2023). Em relatório produzido pela Food & Agriculture Organization e Intergovernmental Technical Panel on Soils (FAO, 2015), estima-se que cerca de 33% do solo mundial encontra-se em processo acelerado de degradação, consequência do uso inadequado e dos efeitos de erosão, e contaminação do solo.

Em meio a pandemia do COVID-19, muitas empresas e construtoras faliram, deixando obras inacabadas e terrenos vazios para especulação imobiliária. Esses terrenos por vezes encontram-se com o solo exposto e que poderiam estar vegetados ou ocupados por moradias ou empreendimento com função social. Outro problema constatado nos últimos anos foram os aumentos de focos de incêndio que afetaram principalmente as regiões norte, centro-oeste e sudeste do território brasileiro. O fogo, quando ocasionado pelo homem, pode se espalhar e



prejudicar a flora e fauna local, além de alterar as características da microbiota do solo (SILVA et al., 2022).

Estudos sobre o uso do solo podem fornecer informações importantes para diagnosticar as condições fitossanitárias e estruturais do solo. O tipo de cobertura e as condições do entorno influenciam nas características do solo, principalmente pela forma de ocupação e da presença antrópica (LI et al., 2018). Em uma área agrícola, é natural observar um solo com uma maior quantidade de macronutrientes como nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) devido a utilização de fertilizantes e insumos agrícolas. Em uma área com o solo exposto ou que apresente uma condição de degradação, teremos um solo empobrecido que sofre constantemente com as ações do intemperismo. Por outro lado, em uma área de vegetação densa e, portanto, fechada, deve-se esperar um solo conservado e que tenha altas concentrações de matéria orgânica (DAMANEH et al., 2021).

A realização de um bom diagnóstico pode auxiliar para que tomadores de decisão, governantes ou empresas privadas, possam utilizar medidas de mitigação mais assertivas para a conservação dos solos e do uso sustentável dos recursos naturais. Além de direcionar os municípios para o cumprimento dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável propostos pela Organização das Nações Unidas (ONU) para Agenda 2030 (ONU, 2023). Considerando o exposto, o trabalho visa estabelecer uma investigação da qualidade do solo da região de Sorocaba - SP, fornecendo informações para auxiliar na tomada de decisão em relação as áreas prioritárias para revegetação e destinação sustentável do uso do solo.

35

METODOLOGIA

O estudo foi realizado no município de Sorocaba – SP, localizado a 104 km da capital, considerada a quarta cidade mais populosa do interior paulista. Possui área de 450.4 km², sendo um dos principais polos industriais do estado e do país. O município é cortado pelo rio Sorocaba, cujo comprimento é de 227 km e faz parte da bacia hidrográfica dos rios Sorocaba e Médio Tietê. O relevo é ondulado e a altitude média do município é de 632 m em relação ao nível do mar, sendo a menor altitude 539 m, localizada no vale do rio Sorocaba, e a maior altitude 1028 m na cabeceira do rio Pirajibu. A vegetação passou por diversas alterações ao longo do tempo, e atualmente, é composta por pequenos fragmentos de vegetação nativa (Mata Atlântica e Cerrado) (MACHADO-HESS, 2012).

Neste trabalho foram realizadas coletas de amostra de solo superficial com auxílio do Google Maps, no qual foram escolhidos 65 pontos de amostragem distribuídos aleatoriamente



pelo município. Os pontos foram determinados observando o tipo de cobertura do solo e a disponibilidade de acesso para instalação dos equipamentos de ensaio. As retiradas das amostras de solo foram realizadas nos primeiros 0 – 20 cm da superfície, sendo feita uma limpeza prévia do terreno para evitar a contaminação da amostra. Em cada ponto de amostragem foi anotada a posição no GPS no sistema UTM, bem como o tipo de cobertura ao redor. As coberturas de solo foram definidas em cinco categorias, sendo Gramíneas, Vegetação Natural Remanescente, Reflorestamento, Agricultura e Solo Exposto. Além disso, foi observado o entorno de cada ponto para avaliar a presença de indicadores de erosão, seguindo a classificação estabelecida por Okoba e Sterk (2006) (Quadro 1), atribuindo um valor de 1 até 5 para o grau de degradação de cada indicador.

Quadro 1. Breve descrição dos indicadores de erosão avaliados para o estudo

Indicadores de Erosão	Breve descrição
Lavagem de Camada	Caminho gerado pelo escoamento, deixando a superfície lisa e com marcas do fluxo de sedimentos.
Sedimentação	Deposição ou encobrimento de sedimentos devido ao transporte ocasionado pelo escoamento superficial. A área da qual os sedimentos são retirados torna-se infértil. O material transportado é rico em nutrientes ou apresenta uma grande quantidade de areia/pedregulho.
Solo Vermelho	Esse indicador mostra a transição da cor do solo escuro para vermelho, indicando a remoção da camada fértil ("topsoil") por processos erosivos. A retirada dessa camada, ocasiona na infertilidade do solo.
Raízes Expostas	Devido a remoção de solo em torno da planta, as raízes ficam em condição de vulnerabilidade. O escoamento superficial geralmente é um dos grandes causadores da exposição de raízes, levando o enfraquecimento de plantas.
Pedregosidade	Pequenas pedras soltas depositadas na superfície do solo. Essa condição ocorre após a erosão hídrica levar parte do solo superficial e subsuperficial.
Afloramento Rochoso	Rochas parcialmente expostas. Indica que os solos são rasos e lavados pelo fluxo de escoamento, expondo a rocha-mãe.
Ravinas	Canais contínuos ou descontínuos. Desenvolvimento após intensos episódios e chuva, começando de uma curta distância do cume ou base de uma planta, devido às estruturas da folha que concentram e interceptam nas copas a água da chuva.
Pedestais de Salpicamento	Descreve crateras criadas pelas gotas de chuva e coluna de solos protegidas por rochas, raízes ou resíduos de culturas.
Solos Soltos	Solos propensos à erosão eólica e facilmente levados por água de enxurrada. Eles não são escuros ou vermelhos, mas possuem pouca capacidade de retenção de água. Eles não ocupam grandes áreas uma vez que são intercalados entre solos vermelhos ou escuros.
Rompimento de estruturas ligadas à conservação do solo	Marcado por lacunas em faixas contínuas de estruturas de conservação. Revela escoamento excessivo que pode não ser contido pelas estruturas existentes.

Fonte: Adaptado de Okoba e Sterk (2006).

Em laboratório foi feita a quantificação do carbono orgânico total (COT) através do método de calcinação. As unidades amostrais foram secas em estufa durante um período de



72 horas a aproximadamente 80°C, sendo pesadas aproximadamente 20 g de solo em balança semi-analítica. Após secagem foram condicionadas em cadinhos de porcelana e colocadas em forno mufla em uma temperatura de 440°C durante 3 h (ABNT, 2022). Com a estabilização da temperatura, as amostras foram novamente pesadas obtendo-se a massa calcinada. Os valores foram armazenados em planilhas para realização dos cálculos.

O cálculo do COT (Equação 2) consistiu na determinação de teor de matéria orgânica do solo (MOS) e da aplicação do fator de Van Bemmelen, assumindo o fato da matéria orgânica conter 58% de carbono orgânico (Equação 1).

$$MOS (\%) = \frac{MS - MC}{MS} * 100 \text{ (Eq. 1)}$$

Onde: MOS é o teor de matéria orgânica do solo (%); MS é a massa seca (g); MC é a massa calcinada (g).

$$COT = \frac{MOS}{1.724} \text{ (Eq. 2)}$$

Onde: COT é o carbono orgânico total (g.kg⁻¹); MOS é o teor de matéria orgânica; 1.724 é o fator de conversão de Van Bemmelen (PRIBYL, 2010).

37

Após os cálculos, determinou-se o valor médio referente a cada tipo de classificação de uso do solo, e posteriormente, comparou-se com os valores encontrados na literatura.

Além do COT foram realizados testes para determinação do pH e condutividade elétrica. Na determinação desses parâmetros, utilizou-se um béquer contendo 60 mL de água destilada para 20 g de solo, misturando bem até que a amostra estivesse completamente homogênea e deixando descansar por 30 min. Posteriormente, com auxílio de um equipamento multiparâmetro (Oakton, Modelo WD-35425-10 PCS Test 35) obteve-se os valores de pH (adimensional) e condutividade elétrica (em $\mu S \cdot cm^{-1}$).

Como indicador de qualidade ambiental, mediu-se a hidrofobicidade do solo através do método Water Drop Penetration Time (WDPT), no qual utilizou-se um suporte para o posicionamento de uma pipeta de Pasteur com água destilada em uma altura de aproximadamente 27 cm em relação a bancada do laboratório. A amostra de solo foi peneirada e disposta em uma placa de Petri, posicionada abaixo da pipeta presa no suporte. Ao pressionar a pipeta, o cronômetro do celular era simultaneamente disparado, cronometrando o tempo em que a gota levava para se dissipar na superfície da amostra. A



hidrofobicidade foi classificada de acordo com a classificação proposta por Bisdorn et al. (1984).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Figura 1 mostra o número de pontos com degradação para cada indicador de erosão. No entanto, deve-se considerar que a degradação independentemente do tipo de cobertura tem uma influência direta das ações antrópicas, sendo possível identificar indicadores de erosão mesmo em áreas com vegetação.

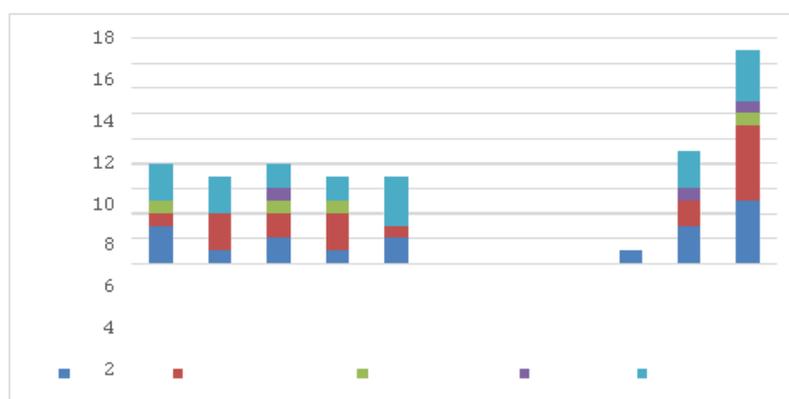


Figura 1. Quantificação de pontos com degradação para cada indicador de erosão (PS – Pedestais de Salpicamento/LC – Lavagem de Camada/RN – Ravinas/RE – Raízes Expostas/SD – Sedimentação/RS – Rompimento de Estruturas ligadas à conservação do solo/PD – Pedregosidade/AR – Afloramento Rochoso/VC – Voçorocas/SV – Solo Vermelho/SS – Solos Soltos).

38

Através dos dados verifica-se que houve a presença de “Ravinas” e “Solos Soltos” em pelo menos um ponto de coleta para cada tipo de cobertura. Entre os indicadores os que foram mais perceptíveis nos pontos de coleta foram os “Solos Soltos”, um indicativo de solos facilmente transportados pelo vento e/ou pela água. Apesar dos pontos com “Vegetação Natural Remanescente” apresentarem maior quantidade de “Solos Soltos”, os indicadores de erosão foram identificados no entorno da vegetação, ou seja, em estradas de terra e em terrenos com declividade.

Outro destaque é que a classe “Solo Exposto” foi a que apresentou a maior quantidade de pontos com grau de degradação superior a 4. Desta forma, indicando a fragilidade do solo na ausência de uma cobertura de proteção. Além do elevado grau de degradação, era comum a presença de mais indicadores de erosão em um mesmo ponto nos locais com “Solo Exposto”.



A Figura 2 mostra o tempo médio de dissipação, em segundos, da gota pipetada em uma altura de 27 cm para cada tipo de classe.

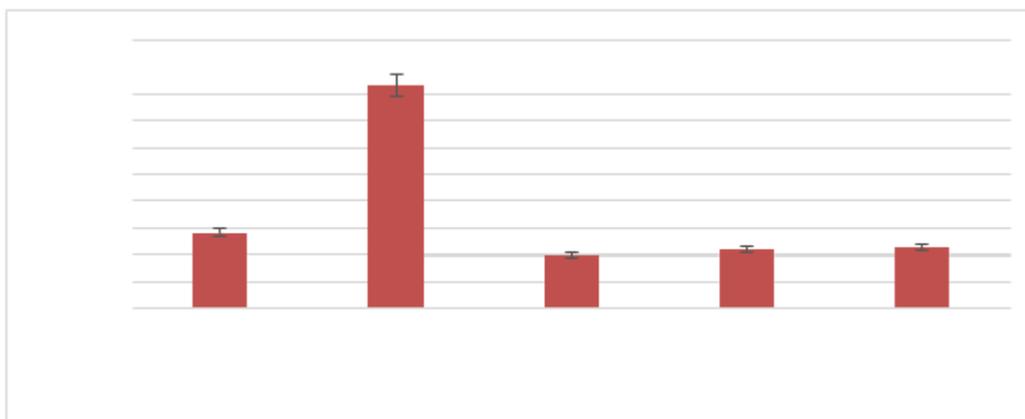


Figura 2. Tempo de dissipação obtido pelo método WDPT para cada tipo de uso de solo.

Segundo a classificação estabelecida por Bisdorn et al. (1984), todos tipos de cobertura de solo tiveram tempo de dissipação menor que 5 segundos, portanto são caracterizados como hidrofílicos. Deve-se considerar que o estudo foi conduzido nos primeiros 0 – 20 cm de profundidade em relação a superfície, sendo alvo de interesse a camada superficial, composta principalmente por matéria orgânica. Nota-se que a classe “Vegetação Natural Remanescente” teve um tempo ligeiramente superior em relação aos demais, podendo estar associado a hidrofobicidade devido à presença de compostos orgânicos hidrofóbicos na composição da matéria orgânica. Moura (2018) relata que a hidrofobicidade diminui com a profundidade e está relacionada principalmente com a quantidade e qualidade do carbono presente na camada orgânica do solo.

39

Outro fator associado ao aumento de repelência da água no solo são as queimadas. Em estudo piloto realizado por Samburova et al. (2021), relatam que após a ocorrência de uma queimada, a biomassa e a presença de fumaça podem alterar significativamente o tempo de dissipação da gota de água na superfície do solo.

A Tabela 1 mostra os valores médios da concentração de Carbono Orgânico Total (COT) para cada tipo de cobertura do solo. A maior concentração analisada foi na classe “Agricultura”, possivelmente devido ao manejo aplicado nessas áreas e pelo uso de fertilizantes. Durante as coletas em campo foi observado nas áreas agrícolas, culturas de milho e sorgo, bem como o uso e aplicação de técnicas de manejo como o enleiramento.



Tabela 1. Estatística descritiva da concentração de Carbono Orgânico Total (COT)(g.kg⁻¹) conforme o tipo de cobertura do solo

Tipo de Cobertura	N	Média COT (g.kg ⁻¹)	Variância	Desvio Padrão	Coef. Variação (%)
Gramíneas	27	304.353	2.366.864	153.846	50.55
VNR*	22	425.370	7.957.149	282.084	66.32
Reflorestamento	3	353.633	116.266	34.098	9.64
Agricultura	4	622.330	5.501.195	234.546	37.69
Solo Exposto	9	263.654	663.500	81.456	30.89

Por outro lado, as áreas com classe “Solo Exposto” observam-se as menores concentrações de COT, destacando a presença de processos de intemperismo que influenciam diretamente no aumento da ocorrência de erosão laminar, podendo ocasionar na perda dos nutrientes e da matéria orgânica na camada superficial. No entanto, ao analisar a estatística descritiva para cada tipo de cobertura, fica visível que as classes com tamanho amostral maior tiveram um coeficiente de variação maior, demonstrando heterogeneidade da amostra. Esse fato, mostra que houve uma variação das características do solo entre os pontos de coleta, devido aos diferentes estados de conservação nas classes com VNR e gramíneas. Na classe “Solo Exposto”, o coeficiente de variação foi menor, devido a maior homogeneidade da amostra, na qual espera-se que o solo apresente uma baixa concentração de COT devido a exposição aos processos erosivos. Na literatura os valores de COT variam de acordo com o tipo de vegetação, cobertura e clima local, sendo que em regiões de floresta as concentrações são superiores a 30 g.kg⁻¹ (LIU et al., 2016; SUN et al., 2019).

A Figura 3, mostra o parâmetro de condutividade elétrica (CE) para cada classe, sendo relevante para a determinação da presença de íons no solo, e atrelado a capacidade de armazenamento de água. No entanto, altos níveis de CE podem estar relacionados a possível presença de contaminantes no solo (YEILAGI et al., 2021). Nesse aspecto a queimada tem o potencial de alterar os valores de CE do solo. Comparativamente, em estudo realizado por Inbar et al. (2014), os autores relatam um aumento na condutividade elétrica após a ocorrência de incêndios em uma região de floresta, sendo também constatado que após a incidência de chuvas, os valores de CE decresceram. Desta forma, a presença de locais de queimada nos pontos de coleta pode ter influenciado no valor médio da classe.



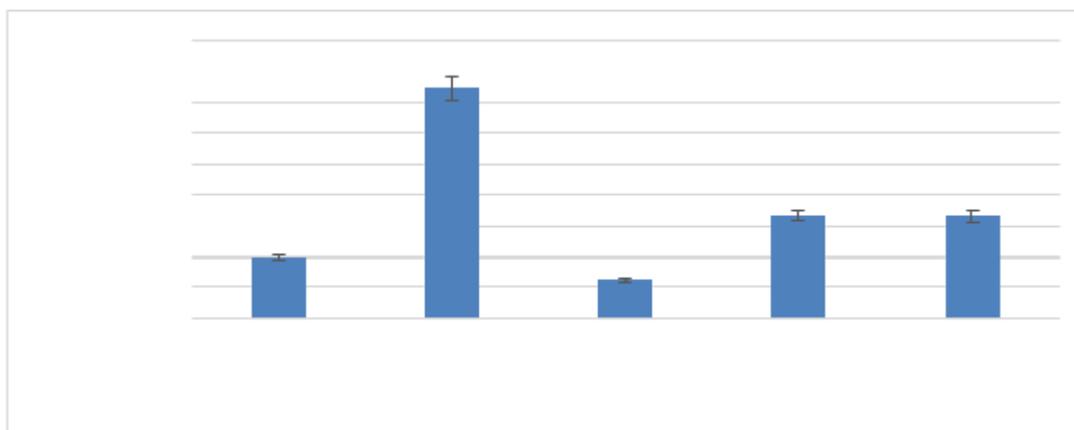


Figura 3. Condutividade Elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) para as classes de cobertura.

Considerando a camada de topsoil, é comum que em solos tropicais tenham valores de CE superiores a $50 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, sendo um indicativo de alta concentração de macronutrientes e micronutrientes no solo. No entanto, deve-se considerar que outros fatores podem influenciar na CE, como o fator de resistividade elétrica e a composição mineralógica dos solos (CHOO et al., 2022).

Os dados da Figura 3 demonstram que as áreas de vegetação tiveram valores mais altos de CE, indicando a influência da vegetação e do teor de matéria orgânica, além de ressaltar a importância da cobertura vegetal na proteção do topsoil. Nas áreas de “Reflorestamento”, foram obtidos os valores mais baixos, devido ao estado de degradação do solo e aos rastros de queimada observados nos pontos de coleta.

Em termos do pH, solos apresentaram condições semelhantes com pH entre 4 e 6, sendo considerados levemente ácidos. Estima-se que para o solo brasileiro, seja ideal um solo levemente ácido com o pH entre 5.5 e 6.0, essa faixa condiz com o desenvolvimento de grande parte das plantas nativas, devido a neutralização do Al^{+3} que pode ser tóxico e prejudicar a fertilidade do solo (JAISWAL et al., 2018; TEIXEIRA et al., 2020).

CONCLUSÕES

Os dados obtidos evidenciaram que em termos pedológicos, o município de Sorocaba – SP, tem um grande potencial para recomposição da vegetação florestal. No entanto, deve-se destacar a importância na preservação dos fragmentos existentes, principalmente, em regiões rurais com estrada de terra, nas quais foram detectados indicadores de erosão devido à falta de conservação e o tráfego de veículos.



Outro ponto a ser considerado são as áreas com solo exposto, que apresentaram elevado grau de degradação nos indicadores de erosão, além de um solo empobrecido com baixos teores de matéria orgânica. Desta forma, resultando em baixas chances de recuperação natural da vegetação para espécies arbóreas. Essas áreas devem ser prioritárias para que sejam devidamente ocupadas ou que ocorra o controle adequado dos processos erosivos para uma futura recomposição da vegetação.

O projeto segue em andamento para a realização do mapeamento de áreas prioritárias para revegetação através de ferramentas de sensoriamento remoto e geoprocessamento.

AGRADECIMENTOS

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

REFERÊNCIAS

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 13600: Solo – Determinação do teor de matéria orgânica por queima a 440°C. Rio de Janeiro, 2022. 6p.

CHOO, H.; PARK, J.; DO, T. T.; LEE, C. Estimating the electrical conductivity of clayey soils with varying mineralogy using the index properties of soils. *Applied Clay Science*, v.217, e106388, 2021.

DAMANEH, H. E.; KHOSRAVI, H.; HABASHI, K.; DAMANEH, H. E.; TIEFENBACHER, J. P. The impact of land use and land cover changes on soil erosion in western Iran. *Natural Hazards*, v.110, p.2185-2205, 2022.

FAO & ITPS. Status of the World's Soil Resources (SWSR) – Main Report. Food Agriculture Organization and Intergovernmental Technical Panel on Soils. 2015. 650p.

INBAR, A.; LADO, M.; STERNBERG, M.; TENAU, H.; BEN-HUR, M. Forest fire effects on soil chemical and physicochemical properties, infiltration, runoff, and erosion in a semiarid Mediterranean region. *Geoderma*, v.221-222, p.131-138, 2014.

JAISWAL, S. K.; NAAMALA, J.; DAKORA, F. D. Nature and mechanisms of aluminium toxicity, tolerance and amelioration in symbiotic legumes and rhizobia. *Biology and Fertility of Soils*, v.54, p.309–318, 2018.

LI, R.; KAN, S.; ZHU, M.; CHEN, J.; AI, X.; CHEN, Z.; ZHANG, J.; AI, Y. Effect of different vegetation restoration types on fundamental parameters, structural characteristics and the soil quality index of artificial soil. *Soil and Tillage Research*, v.184, p.11-23, 2018.



LIU, Y.; LI, S.; SUN, X.; YU, X. Variations of forest soil organic carbon and its influencing factors in east China. *Annals of Forest Science*, v.73, p.501-511, 2016.

MA, S.; WANG, L-J.; WANG, H-Y.; ZHAO, Y-G.; JIANG, J. Impacts of land use/land cover and soil property changes on soil erosion in the black soil region, China. *Journal of Environmental Management*, v.328, p.12, 2023.

MACHADO-HESS, E. S. Uma proposta para a elaboração de Atlas Escolares para os Anos Iniciais do Ensino Fundamental: o exemplo do município de Sorocaba-SP. 136f. Tese (Doutorado em Geografia Humana). Programa de Pós-Graduação em Geografia Humana. Universidade de São Paulo. São Paulo, 2012.

MOURA, A. S. Hidrofobicidade em solos arenosos e argilosos sob diferentes usos na região semiárida de Pernambuco. 55f. Dissertação (Mestrado em Produção Agrícola). Programa de Pós-Graduação em Produção Agrícola. Universidade Federal Rural de Pernambuco. Garanhuns, 2018.

NOVARA, A.; PISCIOTTA, A.; MINACAPILLI, M.; MALTESE, A.; CAPODICI, F.; CERDÀ, A.; GRISTINA, L. The impact of soil erosion on soil fertility and vine vigor. A multidisciplinary approach based on field, laboratory, and remote sensing approaches. *Science of the Total Environment*, v.622-623, p.474-480, 2018.

OKOBA, B. O.; STERK, G. Farmers' identification of erosion indicators and related erosion damage in the Central Highlands of Kenya. *Catena*, v.65, n.3, p.292-301, 2006.

ONU. Organização Das Nações Unidas. Objetivos do Desenvolvimento Sustentável. Nações Unidas Brasil, 2023. Disponível em: <https://brasil.un.org/pt-br/sdgs>. Acesso em: 10 de junho de 2023.

PRIBYL, D. W. A Critical Review of the Conventional SOC to SOM Conversion Factor. *Geoderma*, v.156, n.3-4, p.75-83, 2010.

SAMBUROVA, V.; SHILLITO, R. M.; BERLI, M.; KHLYSTOV, A. Y.; MOOSMÜLLER, H. Effect of Biomass-Burning Emissions on Soil Water Repellency: A Pilot Laboratory Study. *Fire*, v.4, n.2, p.24, 2021.

SILVA, L. J.; DICK, D. P.; NECKEL, D.; NÓBREGA, G. N.; RODRIGUES, R. A. R.; BARBOSA, R. I.; CORDEIRO, R. C. Effects of fire on soil organic matter in northern Amazonian Forest fragments. *ACTA Amazonica*, v.52, n.1, p.13-22, 2022.

SUN, X.; TANG, Z.; RYAN, M. G.; YOU, Y.; SUN, O. J. Changes in soil organic carbon contents and fractionations of forests along a climatic gradient in China. *Forest Ecosystems*, v.6, n.1, p.12, 2019.



TEIXEIRA, W. G.; ALVAREZ, V. H.; NEVES, J. C. L.; PAULUCIO, R. B. Evaluation of traditional methods for estimating lime requirements in Brazillian Soils. Rev. Bras. Ciênc. Solo, v.44, p.20, 2020.

TSUCHIYA, L. H. Eficácia do uso integrado de duas técnicas de conservação e recuperação de solos (mulch e hidrossemeadura): comparação de perdas de solo e da dinâmica da matéria orgânica do solo. 45f. Trabalho de Graduação (Engenharia Ambiental). Instituto de Ciências e Tecnologia de Sorocaba. Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho. Sorocaba-SP, 2017.

YEILAGI, S.; REZAPOUR, S.; ASADZADEH, F. Degradation of soil quality by the waste leachate in a Mediterranean semi-arid ecosystem. Scientific Reports, v.11, n.11390, 2021.



ESTIMATIVA DA EROSIÃO HÍDRICA NO MUNICÍPIO DE CARMO DO RIO CLARO, MINAS GERAIS, BRASIL

Jordana Roberta Silva Martins¹
Samantha Martins Ferreira²
Guilherme Henrique Expedito Lense³
Débora Zumkeller Sabonaro⁴

¹Mestranda em Ciências Ambientais – PPGCA, Universidade Federal de Alfenas/UNIFAL – Campus Poços de Caldas, Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, jordanamrtns@gmail.com

²Mestranda em Ciências Ambientais – PPGCA, Universidade Federal de Alfenas/UNIFAL – Campus Poços de Caldas, Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, samantha.msferreira@gmail.com

³Doutorando em Ciências Ambientais – PPGCA, Universidade Federal de Alfenas/UNIFAL – Campus Alfenas, Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, guilherme.lense@sou.unifal-mg.edu.br

⁴Discente do Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais – PPGCA, Universidade Federal de Alfenas/UNIFAL – Campus Alfenas

INTRODUÇÃO

A erosão hídrica consiste em um grave problema ambiental responsável pelo processo de degradação dos solos tropicais causando impactos negativos, como a redução da fertilidade do solo, perda de matéria orgânica e da microbiota do solo e emissão de gases de efeito estufa (DECHEN et al., 2015; BERTOL, 2007). A perda de solo também gera a deposição de sedimentos em cursos hídricos o que promove o assoreamento e conseqüentemente a diminuição da qualidade da água (HAGHIZADEH et al., 2009).

O processo de erosão acontece em três etapas: desprendimento, arraste e deposição. O desprendimento consiste no início do processo erosivo, uma vez que ocorre a liberação de partículas da superfície do solo provocada pela água. O arraste é o momento em que tais partículas são transportadas pela ação do fluxo de água. E a deposição é a última fase do processo, a qual as partículas são depositadas em outro ambiente. Essa fase acontece após a capacidade de transporte do agente erosivo diminuir, normalmente os sedimentos gerados atingem corpos hídricos resultando em assoreamento (PANACHUKI, 2006).

A Usina Hidrelétrica de Furnas, localizada na bacia hidrográfica do rio Grande, desempenha um papel crucial na produção de energia e possui uma capacidade significativa de geração de energia. Nessa região a erosão hídrica tem provocado impactos ambientais consideráveis. O processo erosivo na área é intensificado por vários fatores, como a



topografia, o clima, a expansão urbana ao uso inadequado do solo das margens dos rios da região que estão ocupadas em sua maioria por cultivos agrícolas e pastagens (IGAM, 2013).

Existem diversos métodos que buscam identificar áreas vulneráveis a erosão, dentre estes modelos destaca-se a Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RENARD et al., 1997), um modelo simples e amplamente utilizado capaz de facilitar a compreensão da dinâmica do ecossistema (TAVARES et al., 2017; ALEWELL et al., 2019). A modelagem é uma forma rápida e precisa de estimar a erosão hídrica (OLIVEIRA et al., 2014).

O presente estudo tem como objetivo estimar a erosão hídrica na região do Município de Carmo do Rio Claro - Minas Gerais, uma cidade localizada em uma área rica em recursos hídricos que fazem parte do Reservatório da Usina Hidrelétrica de Furnas.

METODOLOGIA

A área de estudo corresponde ao Município de Carmo do Rio Claro que apresenta uma extensão de 1.065,7 km², situada no sul de Minas Gerais, região sudeste do Brasil (Figura 1). O município apresenta uma população de cerca de 21.000 pessoas. O clima da área segundo a classificação de Köppen é Tropical Mesotérmico (Cwb), com inverno seco e verão temperado. A precipitação média anual é de cerca de 1.400mm e a temperatura média nos meses de inverno é de 16°C e a média nos meses mais quentes fica em torno de 27°C (ALVARES et al., 2013; IGAM, 2013; INMET, 2023).

46

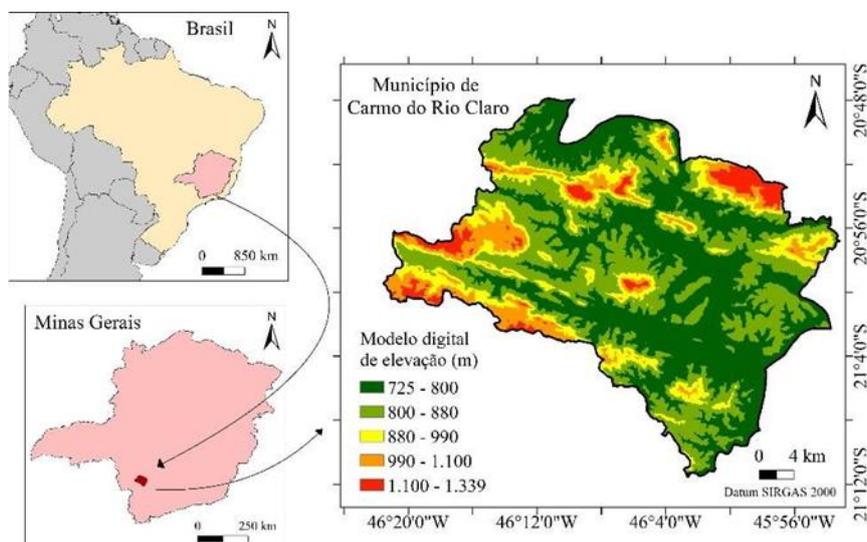


Figura 1. Mapa de localização do Município de Carmo do Rio Claro, Minas Gerais, Brasil.

No município, as altitudes variaram de 725 a 1.339 m (Figura 1). As principais montanhas que compõem o relevo da região são a Serra do Tabuleiro com 1.304 m, Serra da



Tormenta com 1.287 m e o Pico São Gabriel com 1.197 metros. O Modelo Digital de Elevação (MDE) foi extraído das curvas de nível do estado de Minas Gerais (SISEMA, 2019).

Os solos do município são em sua maioria Latossolos (57 %), seguidos por Argissolos (27 %), Neossolos (13,6 %) e Gleissolos (1,9 %). O mapa de solos do município (Figura 2A) foi elaborado com base no mapa de solos do estado de Minas Gerais (UFV et al., 2010).

O mapa de uso e ocupação do solo (Figura 2B) foi elaborado com base na plataforma digital Mapbiomas (MAPBIOMAS, 2022). As classes de uso da terra no Município de Carmo do Rio Claro são: agricultura anual - 355,9 km² (33,4 %), pastagem - 239,8 km² (22,5 %), corpos hídricos - 155,6 km² (14,6 %), formação florestal - 142,8 km² (13,4 %), cafeicultura - 99,1 km² (9,3 %), cerrado - 59,7 km² (5,6 %), eucalipto - 5,3 km² (0,5 %), área urbana - 4,3 km² (0,4 %) e solo exposto - 3,2 km² (0,3 %).

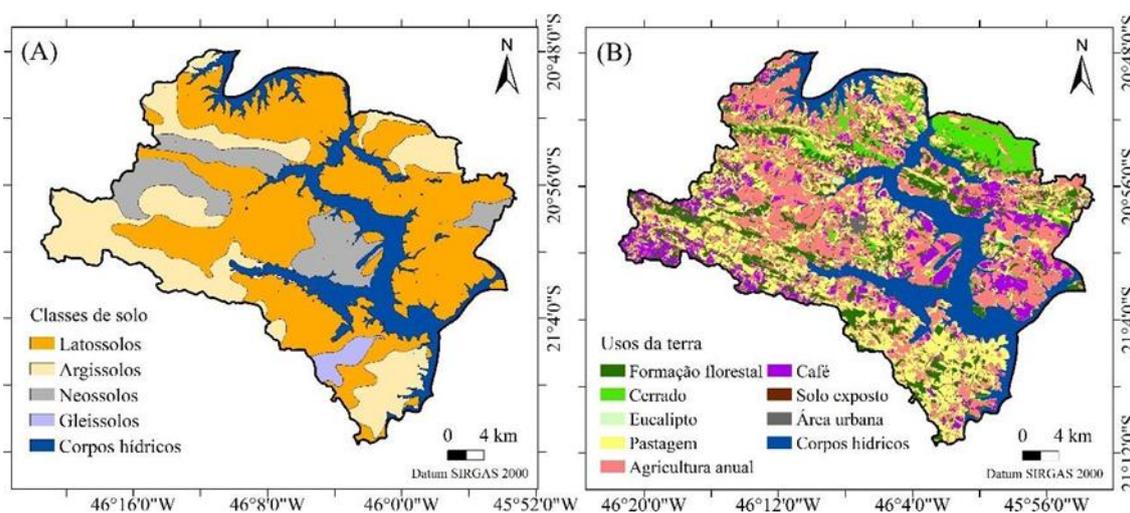


Figura 2. Mapa de solos (A) e mapa de uso da terra (B) do Município de Carmo do Rio Claro, Minas Gerais, Brasil.

Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE)

A Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE) é um modelo de estimativa da erosão hídrica. Por meio da RUSLE é possível estimar a quantidade de solo que é perdido por erosão hídrica em determinada área. Além disso, com o uso de técnicas de geoprocessamento é possível espacializar os resultados e produzir mapas que representam as perdas de solo e permitem localizar as áreas com maiores taxas de erosão hídrica. A RUSLE estima a perda de solo anual de determinada área conforme a Equação 1 (RENARD et al., 1997).

$$A = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P \quad (\text{Eq. 1})$$

Em que: A é a perda de solo média anual, em $\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$; R é o fator erosividade da chuva, em $\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$; K é o fator erodibilidade do solo, em $\text{Mg ha}^{-1} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$; LS é o fator topográfico, pela relação entre o comprimento (L) e a declividade da rampa (S), adimensional; C é o fator uso e manejo do solo, adimensional, e P é o fator práticas conservacionistas, adimensional.

A erosividade (R) representa o potencial das chuvas em causar erosão em um determinado solo desprotegido. O fator R leva em consideração a precipitação total e a energia cinética das gotas de chuva que caem no solo (RENARD et al., 1997; BESKOW et al., 2019). No presente estudo foi considerado um fator R médio para toda área de estudo: $7064 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, obtido com base no trabalho de Souza et al. (2022).

A erodibilidade (K) é a suscetibilidade do solo à erosão hídrica que varia de acordo com as características de cada solo. Os valores desse fator podem ser calculados em campo por parcelas experimentais, no entanto, ensaios de campo para estimar o fator K são caros e demorados (BESKOW et al., 2009). Dessa forma, o fator C foi determinada para cada classe de solo presente no Município do Carmo do Rio Claro com base em valores relatados na literatura especializada, sendo de: 0,016, 0,036, 0,042, 0,051 $\text{Mg ha}^{-1} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ para Latossolos, Gleissolos, Argissolos e Neossolos, respectivamente (SILVA & ALVARES, 2005).

O fator LS representa a influência do relevo na erosão do solo (RENARD et al., 1997). O fator LS foi calculado baseando-se no Modelo Digital de Elevação (Figura 1), utilizando a metodologia de Moore e Burch (1986). O fator LS foi calculado usando o ArcMap 10.5 (ESRI, 2016).

O valor médio de LS para o município foi de 3,5 e os maiores valores deste fator estão associados às áreas de maior declividade. Na região predomina o relevo ondulado, com uma declividade média de 11 %, considerando todo o município.

O fator C relaciona o efeito da cobertura do solo sobre o processo erosivo. O parâmetro varia de 0 a 1, de acordo com a cobertura vegetal, onde valores mais altos representam menor nível de vegetação sobre o solo (OLIVEIRA et al., 2014). Com base na literatura foi determinado um valor de C para cada uso de solo conforme Tabela 1.



Tabela 1. Fator uso e manejo do solo (C).

Uso da terra*	C** adimensional
Formação Florestal	0.0004
Cerrado	0.0020
Eucalipto	0.0470
Café	0.1350
Cultivos anuais	0.2060
Pastagem	0.0500
Áreas não vegetadas	10.000

* Corpos hídricos e urbanização não foram consideradas no cálculo de perda de solo.

**Values obtidos de Silva et al. (2010); Cunha et al. (2017); Nachtigall et al. (2020).

O fator P varia de 0 a 1 e seus valores expressam o efeito das práticas de manejo do solo na redução do processo erosivo (OLIVEIRA et al., 2014). O fator P foi determinado conforme Senanayake et al. (2022). Na classe de uso “áreas sem vegetação”, o valor de P foi 1, nas áreas de cultivo anuais, cultivo de café e pastagens, o valor de P foi de 0,35; para áreas de floresta e cerrado, o valor de P foi de 0,2 e nas áreas de eucalipto foi de 0,56.

Todas as etapas do processamento de dados, obtenção dos parâmetros e modelagem, foram desenvolvidas no software ArcMap 10.5 (ESRI, 2016), utilizando a extensão de análise espacial.

49

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A perda total de solo no município de Carmo do Rio Claro foi estimada em aproximadamente 1.740.000 toneladas, com uma perda média de solo de 16,4 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. O resultado está muito próximo ao de Lense et al. (2020) que, ao avaliar a erosão hídrica na bacia hidrográfica do Entorno do Reservatório de Furnas, obteve uma perda de solo média de 19,00 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. A distribuição espacial das perdas de solo no município de Carmo do Rio Claro está representada na Figura 3.



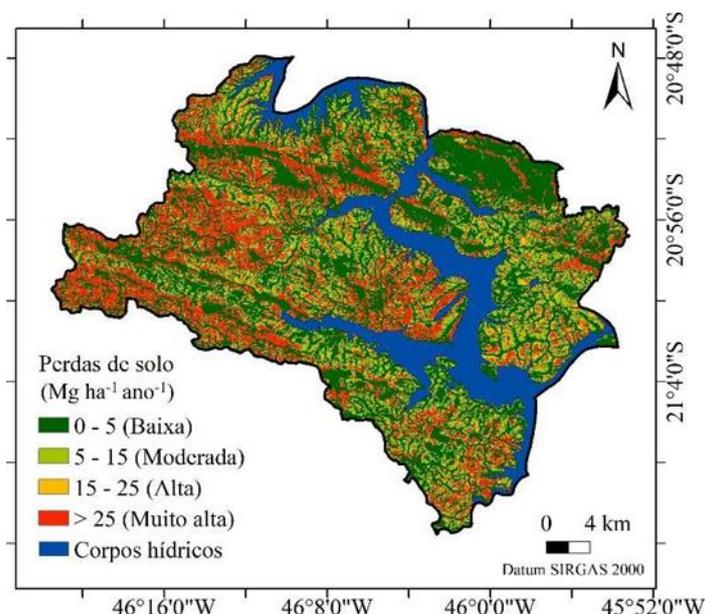


Figura 4. Distribuição espacial das perdas de solo por erosão hídrica no Município de Carmo do Rio Claro, Minas Gerais, Brasil. Classes qualitativas de perda de solo adaptadas de Avanzi et al. (2013).

As perdas de solo foram classificadas qualitativamente conforme a metodologia proposta por Avanzi et al. (2013) (Figura 3). Em 7% do município as perdas de solo são classificadas como altas e em 18% como muito altas. A distribuição espacial indica que as áreas mais vulneráveis à erosão estão distribuídas em todo o município indicando a necessidade de um amplo planejamento de mitigação da erosão hídrica.

Além disso, áreas com altas perdas de solo estão localizadas nas margens do reservatório de Furnas (Figura 3), isso se deve porque estas áreas estão ocupadas por cultivos agrícolas (Figura 2B). O ideal é que ocorresse um reflorestamento dessas áreas visto que de acordo com as diretrizes do Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 2012), é estabelecido que as margens dos cursos hídricos devem ser destinadas a Áreas de Preservação Permanente (APP). Essas áreas, que podem ou não ser cobertas por vegetação nativa, possuem uma função ambiental essencial para a preservação dos recursos hídricos, conservação da biodiversidade e a proteção do solo contra o processo erosivo.

Considerando as classes de uso da terra do município as maiores perdas de solo foram observadas em áreas não vegetadas e nos cultivos anuais (Tabela 2). Nestes locais estratégias como a adoção de práticas agrícolas sustentáveis, o manejo adequado das áreas agrícolas e o reflorestamento de áreas degradadas podem contribuir significativamente para reduzir a erosão hídrica e suas consequências negativas. Em áreas de formação florestal e cerrado



foram estimadas as menores perdas de solo (0,12 e 0,5 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente) em virtude da ação protetora da vegetação sobre o solo.

Tabela 2. Perdas de solo nas classes de uso da terra do Município de Carmo do Rio Claro, Minas Gerais, Brasil

Uso da terra*	Perdas de solos (Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹)
Formação Florestal	0,12
Cerrado	0,5
Eucalipto	13
Café	17,5
Cultivos anuais	35,3
Pastagem	11,3
Áreas não vegetadas	94,5

* Corpos hídricos e urbanização não foram consideradas no cálculo de perda de solo.

É importante ressaltar que para a realização do estudo, utilizamos a técnica de modelagem que nos fornece uma base sólida para a compreensão dos processos erosivos e das perdas de solo. Essas informações são fundamentais para embasar a tomada de decisões em relação ao manejo do solo e à conservação dos recursos hídricos, auxiliando na promoção de práticas sustentáveis e na mitigação dos impactos da erosão hídrica nessa área rica em recursos hídricos provenientes do lago de Furnas.

51

CONCLUSÕES

A perda de solo média estimada para o município de Carmo do Rio Claro foi de 16,4 Mg Mg ha⁻¹ ano⁻¹. As áreas com maiores perdas de solo se encontram em locais de maior declividade associados a cultivos agrícolas e áreas não vegetadas. As áreas com maior cobertura vegetal, como formações florestais e cerrado, apresentam menores taxas de perda de solo.

Esses resultados evidenciam a importância de adotar medidas preventivas e práticas conservacionistas para mitigar os impactos da erosão hídrica. Os resultados do trabalho podem ser usados no planejamento de ações de mitigação da erosão do solo auxiliando produtores, a população e o setor público do município, no manejo do solo e dos recursos naturais no município de Carmo do Rio Claro.



AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pela bolsa oferecida ao último autor.

Este estudo foi parcialmente financiado pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código Financeiro 001.

REFERÊNCIAS

- ALEWELL, C. et al. Using the USLE: Chances, challenges and limitations of soil erosion modelling. *International Soil and Water Conservation Research*, v.7, n.3, p.203-225, 2019.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische zeitschrift*, v.22, n.6, p.711-728, 2013.
- AVANZI, J. C. et al. Spatial distribution of water erosion risk in a watershed with eucalyptus and Atlantic Forest. *Ciência e Agrotecnologia*, v.37, p.427-434, 2013.
- BERTOL, I. et al. Aspectos financeiros relacionados às perdas de nutrientes por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.31, p.133-142, 2007.
- BESKOW, Samuel et al. Soil erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modeling. *Catena*, v.79, n.1, p.49-59, 2009.
- BRASIL. Lei Federal. Código Florestal Brasileiro - Lei nº 12.651, DF: Congresso Federal, 2012. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato20112014/2012/Lei/L12651.htm. Acesso em: 10 de junho de 2023.
- DA CUNHA, E.; BACANI, V. M.; PANACHUKI, E. Modeling soil erosion using RUSLE and GIS in a watershed occupied by rural settlement in the Brazilian Cerrado. *Natural Hazards*, v.85, n.2, p.851-868, 2017.
- DECHEN, S. C. F. et al. Perdas e custos associados à erosão hídrica em função de taxas de cobertura do solo. *Bragantia*, v.74, p.224-233, 2015.
- ESRI.Environmental Systems Research Institute ARCGIS Professional GIS for the Desktop Version 10.5, 2016. Disponível em: <https://desktop.arcgis.com/en/arcmap/10.5/get-started/setup/arcgis-desktop-quick-start-guide.htm>. Acesso em: 10 de junho de 2023.
- HAGHIZADEH, A.; SHUI, L. T.; GODARZI, E. Método de Previsão de Sedimentos com Potencial de Erosão com Ênfase em Mudanças no Uso da Terra na Bacia. *Revista Eletrônica de Engenharia Geotécnica*, v.14, p.1-12, 2009.



IGAM, Instituto Mineiro de Gestão das Águas. Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Entorno do Lago de Furnas. Instituto Mineiro de Gestão das Águas; Alago - Fupai. Belo Horizonte: IGAM, 2013. 305p.

INMET, Instituto Nacional de Meteorologia. Estações pluviométricas convencionais. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), 2023. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/>. Acesso em: 10 de junho de 2023.

LENSE, G. H. E. et al. Simulating the effect of permanent preservation areas on soil erosion rates. *Cerne*, v.26, p.193-201, 2020.

OLIVEIRA, V. A. et al. Soil erosion vulnerability in the Verde river basin, southern Minas Gerais. *Ciência e Agrotecnologia*, v.38, p.262-269, 2014.

MAPBIOMAS. Projeto MapBiomass – Coleção 2022 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil 2021. Disponível em: <https://mapbiomas.org/visao-geral-da-metodologia>. Acesso em: 10 de junho de 2023.

MOORE, I. D.; BURCH, G. J. Physical basis of the length-slope factor in the universal soil loss equation. *Soil Science Society of America Journal*, v.50, n.5, p.1294-1298, 1986.

NACHTIGALL, Stefan Domingues et al. Modelagem espacial da erosão hídrica do solo associada à sazonalidade agroclimática na região sul do Rio Grande do Sul, Brasil. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.25, p.933-946, 2020.

PANACHUKI, E. et al. Parâmetros físicos do solo e erosão hídrica sob chuva simulada, em área de integração agricultura-pecuária. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.10, p.261-268, 2006.

RENARD, K. G.; FOSTER, G. R.; WEESIER, G. A.; MCCOOL, D. K.; YODER, D. C. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). Washington: United States Department of Agriculture, 1997. 384p.

RODRIGUES, J. A. M. et al. Estimativa da vulnerabilidade dos solos à erosão hídrica na bacia hidrográfica do rio Cervo-MG. *Geosciences*, v.36, n.3, p.531-542, 2017.

SENANAYAKE, S. et al. A new application of deep neural network (LSTM) and RUSLE models in soil erosion prediction. *Science of The Total Environment*, v. 845, e157220, 2022.

SILVA, A. M.; ALVARES, C. A. Levantamento de informações e estruturação de um banco dados sobre a erodibilidade de classes de solos no estado de São Paulo. *Geosciences*, v.24, n.1, p.33-41, 2005.

SILVA, F. G. B. et al. Previsão da perda de solo na Fazenda Canchim-SP (EMBRAPA) utilizando geoprocessamento e o USLE 2D. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.15, p.141-148, 2010.



SISTEMA. Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Belo Horizonte: IDE-Sisema, 2019. Disponível em: <http://idesisema.meioambiente.mg.gov.br>. Acesso em: 10 de junho de 2023.

SOUZA, C. M. P. et al. Spatiotemporal prediction of rainfall erosivity by machine learning in southeastern Brazil. Geocarto International, p.1-19, 2022.

TAVARES, A. S. et al. Modelos de erosão hídrica e tolerância das perdas de solo em Latossolos distróficos no sul de Minas Gerais. Os Desafios da Geografia Física na Fronteira do Conhecimento, v.1, p.7221-7232, 2017.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA; FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS; UNIVERSIDADE FEDERAL DE LAVRAS; FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. Mapa de solos do Estado de Minas Gerais. Belo Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente, 2010. Disponível em: <http://www.feam.br/noticias/1/949-mapas-de-solo-do-estado-de-minas-gerais>. Acesso em: 10 de junho de 2023.



GERMINAÇÃO DE ESPÉCIES ARBÓREAS NATIVAS E EXÓTICAS EM REJEITO DE MINÉRIO DE FERRO

Beatriz Helena Pacheco Alves¹
Lilian Vilela Andrade Pinto²

¹Graduanda em Engenharia Ambiental, IFSULDEMINAS – Campus Inconfidentes, beatriz.alves@alunos.ifsuldeminas.edu.br

²Prof^ª. Dr^ª. do IFSULDEMINAS – Campus Inconfidentes, lilian.vilela@ifsuldeminas.edu.br

INTRODUÇÃO

A recuperação das áreas afetadas pelos dois grandes acidentes ambientais resultantes do rompimento de barragens com rejeito de minério de ferro, em Mariana e em Brumadinho, ambos no estado de Minas Gerais, é um processo complexo e de longo prazo.

Estudos relatam que os dois acidentes liberaram juntos mais de 70 milhões de m³ de rejeito de mineração, o que comprometeu diretamente parte do bioma da Mata Atlântica, inclusive o Parque Estadual do Rio Doce. Destaca-se também a perda de biodiversidade, a contaminação da bacia hidrográfica do rio Paraopeba e do Rio Doce, a alteração da qualidade da água e de ecossistemas aquáticos, a perda de terras agricultáveis e consequentemente impactos negativos nas atividades econômicas locais, além das vítimas fatais (ARAUJO et al., 2018; BARCELLOS et al., 2019).

Desde os desastres, têm sido realizados estudos e práticas para reabilitar o ecossistema afetado, dando condições físicas, químicas e biológicas para que o solo possa se reestabelecer, garantindo o fluxo gênico da fauna e flora, e devolvendo a quem se utiliza dele para sobreviver, condições favoráveis para praticar suas atividades.

Uma alternativa é o recobrimento da área com espécies arbóreas para restauração da vegetação, proteção das margens dos rios e entorno das nascentes, conforme Lei 12.651/2012 (BRASIL, 2012), e com espécies com potencial econômico (fora das APPs) com o intuito de agregar novas fontes de renda às famílias atingidas.

Sendo assim, o objetivo deste trabalho consiste em avaliar o potencial de germinação de espécies arbóreas nativas e exóticas em áreas contaminadas por rejeito de minério de



ferro, a fim de estabelecer uma recomendação do uso dessas espécies como plantas com capacidade de se desenvolverem em solos com excesso de ferro.

METODOLOGIA

Amostras de lama e de solo/lama foram coletadas na área de influência do desastre ambiental ocorrido em Mariana/MG, em novembro de 2015. A lama consiste na lama bruta presente na APP e o solo/lama foi proveniente das áreas produtivas, fora da APP dos ribeirões e nascentes.

As sementes foram coletadas na cidade de Inconfidentes/MG, e levados em consideração os seguintes critérios: espécies com alta produção de sementes, possuem características de ambientes ciliares da Mata Atlântica e espécie de interesse econômico. Sendo assim, algumas características das espécies arbóreas utilizadas encontram descritas na tabela 1.

Quadro 1. Espécies arbóreas utilizadas para o desenvolvimento do trabalho

Espécie	Nome Científico	Nome Comum	Origem	Grupo Sucessional	Síndrome de Dispersão
1	<i>Schinus terebinthifolius</i>	aroeira vermelha	Nativa ¹	Pioneira ¹	Zoocórica ¹
2	<i>Magnolia champaca</i>	magnólia amarela	Exótica ⁵	Pioneira ⁵	Ornitocórica ²
3	<i>Eucalyptus spp</i>	eucalipto	Exótica	NC*	NC*
4	<i>Tibouchina granulosa</i>	quaresmeira	Nativa ¹	Pioneira ¹	Anemocórica ¹
5	<i>Caesalpinia pulcherrima</i>	flamboyant- mirim	Exótica ³	Pioneira ³	Autocórica ⁴
6	<i>Schizolobium parahyba</i>	guapuruvu	Nativa ¹	Pioneira ¹	Autocórica ¹

*NC: Não Classificado. Fonte: ¹Barbosa et al. (2015); ²Julio (2016); ³Mitsumori et al. (2017); ⁴Neto (2014); ⁵Rocha (2019).

As sementes de cada espécie foram coletadas de modo a garantir que fossem utilizadas sementes viáveis. Estas foram secas em ambiente sombreado e seco, depois guardadas em embalagens de vidro com tampa e armazenada na geladeira até a realização dos experimentos. As sementes utilizadas no experimento encontram-se ilustradas na figura 1.





Figura 1. Sementes utilizadas no experimento: (A) *Schizolobium parahyba* (guapuruvu); (B) *Caesalpinia pulcherrima* (flamboyant-mirim); (C) *Tibouchina granulosa* (quaresmeira); (D) *Schinus terebinthifolius* (aroeira-vermelha); (E) *Magnolia champaca* (magnólia-amarela) e (F) *Eucalyptus spp* (eucalipto).

Para a desinfecção das sementes de *Schizolobium parahyba*, *Caesalpinia pulcherrima*, *Schinus terebinthifolius* e *Magnolia champaca* foi utilizado o hipoclorito de sódio com 2% de cloro ativado misturado com água na proporção 1:1. As sementes ficaram imersas nessa solução por 20 minutos e em seguida lavadas em água corrente por dois minutos. As espécies de *E. spp* e *T. granulosa* não passaram por esse processo.

As sementes foram semeadas em 4 caixas gerbox, totalizando 100 sementes de cada espécie em cada um dos três tratamentos (i: lama, ii: lama/solo e iii: substrato: usado como testemunha, composto por terra de barranco peneirada e substrato a base de esterco curtido na proporção de 3:1, contendo ainda, 1kg de supersimples, 150g de calcário e 80g de cloreto de potássio para 1 m³ de substrato). Destaca-se que as espécies quaresmeira e eucalipto foram semeadas por peso, 0,3g em cada tratamento. As caixas gerbox foram incubadas em uma câmara de germinação BOD (Biochemical Oxygen Demand), com alternância de luz e temperatura 20/30°C a cada 12 horas, por um período de 90 dias.

A cada 7 dias foi realizada a contagem do número de sementes germinadas.

Aos 90 dias foram avaliados a porcentagem de germinação (% G) e o índice de velocidade de germinação (IVG) utilizando a equação de Maguire (1962): $IVG = G1/N1 + G2/N2 + \dots + Gn/Nn$ onde: G1, G2, Gn = número de plântulas germinadas na primeira, segunda,



até a última contagem e N1, N2, Nn = número de dias da sementeira à primeira, segunda até a última contagem.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As espécies *S. terebinthifolius* (aroeira-vermelha), *M. champaca* (magnólia- amarela), *T. granulosa* (quaresmeira) e *S. parahyba* (guapuruvu) apresentaram melhor tolerância ao tratamento lama/solo (Figura 2), retirado fora da área de preservação permanente. Destacase a quaresmeira, que apresentou maior percentual de germinação e IVG (Figuras 2D e 3A).

Já as espécies *E. spp* (eucalipto) e *C. pulcherrima* (flamboyant-mirim) apresentaram maior tolerância no tratamento lama (Figuras 2C e 2E), retirado das áreas de preservação permanente. Porém, estas espécies também apresentaram boa adaptação no substrato lama/solo, destacando o eucalipto, que apesar de ter apresentado maior percentual de germinação no tratamento lama (78%) se adaptou muito bem no tratamento lama/solo, com percentual de germinação de 76% e maior IVG (Figura 2C). O percentual de germinação da espécie flamboyant-mirim no tratamento lama/solo foi de 55%, um bom valor de germinação considerando a necessidade de recuperação destas áreas degradadas e o fato da espécie ter apresentado 58% de germinação no substrato testemunha (Figura 2 E).

As espécies *S. terebinthifolius* (aroeira-vermelha) e *E. spp* (eucalipto) apresentaram comportamentos similares em resposta aos tratamentos, tendo apresentado diferença do % G entre o tratamento lama e o solo/lama menor que 5%, e valores maiores que o observado no tratamento substrato (Figura 2A e 2C).



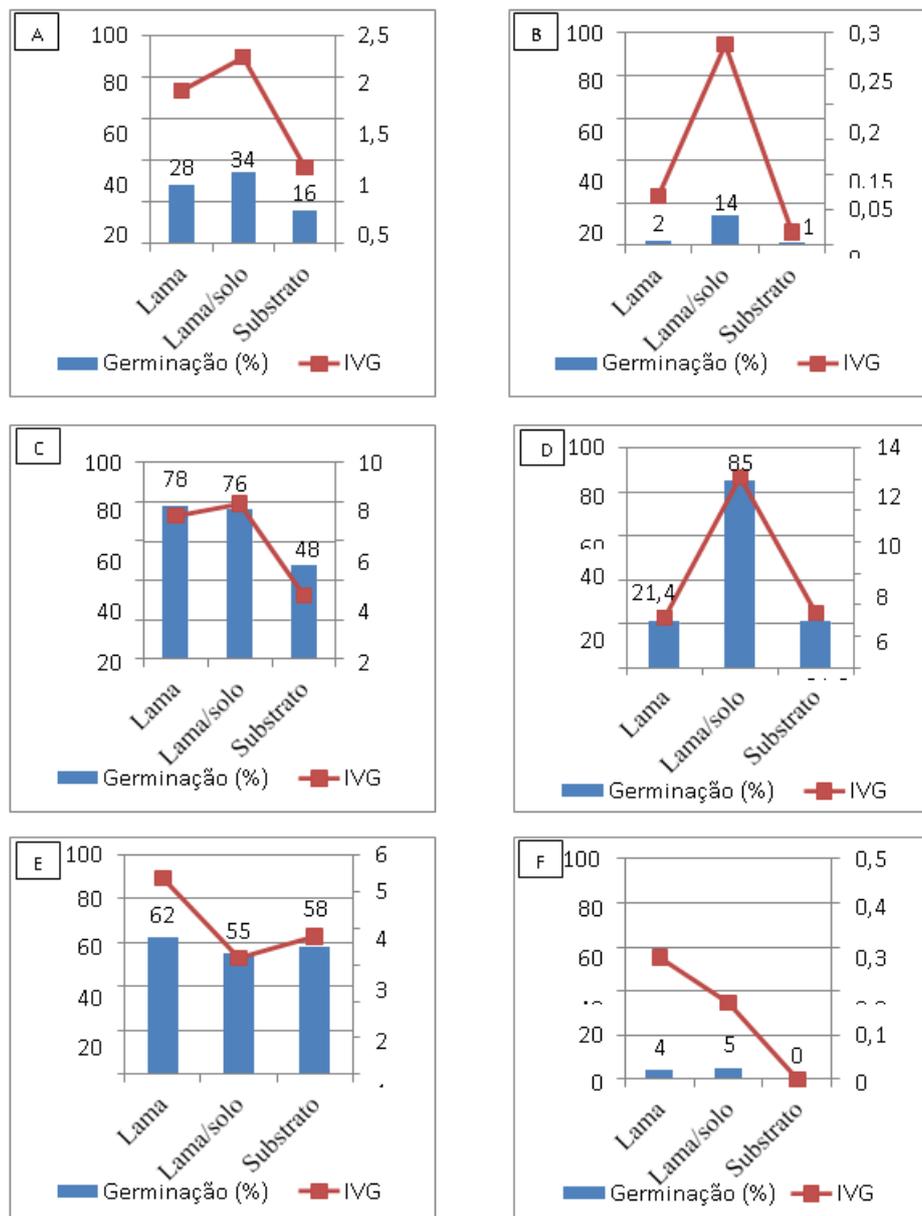


Figura 2. Porcentagem de germinação e IVG das espécies: (A) Aroeira-Vermelha; (B) Magnólia-Amarela; (C) Eucalipto; (D) Quaresmeira; (E) Flamboyant-Mirim e (F) Guapuruvu.

As espécies de *M. champaca* (magnólia-amarela) e *S. parahyba* (guapuruvu) apresentaram maior %G no solo/lama, porém, com valores de % G e de IVG consideravelmente baixos (menores que 15 % de germinação e 0,3 de IVG) (Figuras 2B e 2F), podendo ser devido ao baixo vigor do lote. Segundo BÍANCHETTI et al. (2000), a magnólia-amarela por possuir sementes recalcitrantes, perde a viabilidade rapidamente e em seu estudo consideraram 20% de taxa germinativa como um bom resultado. Já o guapuruvu, conforme Carlos et al. (2017), possui uma taxa de germinação de 5% quando não se faz a quebra de dormência das sementes (foi o caso do presente trabalho), uma vez que esta



espécie possui dormência tegumentar, porém, quando se faz a quebra de dormência utilizando ácido sulfúrico solução 10% a taxa de germinação pode atingir mais de 90%. Recomenda-se que o quapuruvu seja avaliado novamente após submetido ao tratamento pré-germinativo.

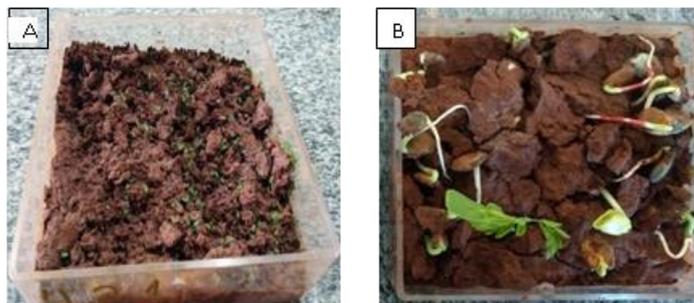


Figura 3. Germinação de Quaresmeira (3A) e Flamboyant-Mirim (3B) em solo/lama, respectivamente.

Os resultados obtidos no desenvolvimento desta pesquisa vão ao encontro com os obtidos por Cruz (2018), que também avaliou a germinação de sementes em solo com minério de ferro e todas as espécies arbóreas avaliadas foram capazes de germinar.

Vale destacar o estudo desenvolvido por Pilocelli (2020), onde relatou que a área atingida pelo rompimento da barragem de minério de ferro no município de Mariana/MG tem potencial para regeneração natural, e sendo assim, para acelerar este processo, pode-se recomendar então a semeadura direta das espécies estudadas, pois por serem do grupo ecológico das pioneiras, sua alta taxa de crescimento a pleno sol é alta, permitindo assim que colonizem a área em um período de tempo menor. Ferreira et al. (2009), avaliou o crescimento de várias espécies nativas plantadas por meio de semeadura direta em APP, e observou que *S. terebinthifolius*, espécie avaliada neste estudo, apresentou resultados significativos de crescimento relativo (altura e diâmetro do colo), sendo uma boa opção para a recuperação das APP das áreas atingidas pelo rompimento das barragens.

Outra proposta de recomendação para a área é intercalar as espécies estudadas com espécies de outros grupos ecológicos, permitindo que a diversidade de sementes forme um mosaico de vegetação, aumentando as chances de estabelecimento e sobrevivência das espécies, além de promover uma maior resiliência ecológica.

Conforme citado por Silveira (2020), áreas restauradas por semeadura direta, apresentam resultados entre 18 a 50% de estabelecimento, porém, acima de 10% já é aceitável por muitos pesquisadores, pois uma das grandes vantagens desta técnica é o seu



baixo custo, uma vez que não requer grandes investimentos em preparação do solo e é muito indicado para locais de difícil acesso.

CONCLUSÕES

Conclui-se que as espécies avaliadas apresentam potencial para serem recomendadas, por meio da semeadura direta, para recuperação das áreas atingidas pela deposição dos rejeitos de minério de ferro oriundos dos rompimentos de barragens.

As espécies *S. terebinthifolius* (aroeira-vermelha) e *S. parahyba* (guapuruvu), por se tratarem de espécies nativas e pelos resultados obtidos, podem ser semeadas tanto nas áreas ocupadas predominantemente por lama de rejeitos de minério de ferro, localizadas nas Áreas de Preservação Permanente (APP's), quanto em áreas mais afastadas das margens dos ribeirões, estando fora das APP's. A semeadura da espécie *T. granulosa* (quaresmeira), mesmo sendo nativa, é recomendada em áreas com a presença de solo/lama, para melhor desempenho da espécie e maior efetividade do reflorestamento.

Já as espécies *M. champaca* (magnólia-amarela), *Eucalyptus spp.* (eucalipto) e *C. pulcherrima* (flamboyant-mirim) são recomendadas para as áreas fora das APP's, predominantemente por lama/solo, por se tratarem de espécies exóticas.

61

AGRADECIMENTOS

Ao NIPE pela bolsa de iniciação científica -PIBIC e ao IFSULDEMINAS – Campus Inconfidentes.

REFERÊNCIAS

- ARAUJO; F. S. M.; SOARES, R. A.; ABREU, de; M. C. Avaliação das reações do mercado de capitais no Brasil e na Austrália após o acidente ambiental da mineradora Samarco. Revista Catarinense da Ciência Contábil, v.17, n.52, p.7-22, 2018.
- BARBOSA, L. M. et al. Lista de Espécies Indicadas para Restauração Ecológica para diversas regiões do Estado de São Paulo. In: Simpósio de Restauração Ecológica, 6, 2015, São Paulo. Anais...São Paulo, 2015.
- BARCELLOS, C.; FREITAS, de; C. M.; ASMUS, C. I. R. F.; XAVIER, D. R. Da Samarco em Mariana à Vale em Brumadinho: desastres em barragens de mineração e Saúde Coletiva. Caderno de Saúde Pública, v.35, n.5, 2019.



BÍANCHETTL, A.; ZANORR, A.; FOWLE, J. A. P. Substratos e temperaturas para a germinação de sementes de Magnólia-Amarela (*Michelia champaca linn*). Amapá: Embrapa, 2000. 2p. (Comunicado Técnico, 42). Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/345883/substratos-e-temperaturas-para-a-germinacao-de-sementes-de-magnolia-amarela-michelia-champaca-linn>. Acesso em: 15/08/20.

BRASIL. Lei nº 12.651 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. 2012.

CARLOS, J.; SILVA, E. D.; SILVEIRA, L. O. Efeito de dois tipos de quebra de dormência na germinação de guapuruvu (*Schizolobium parahyba*). Natural Resources, v.7, n.2, p.43-51, 2017.

CRUZ, F. V. S. Desempenho de sementes e plântulas de espécies arbóreas no rejeito oriundo do rompimento de barragem de Fundão (Mariana, MG). 46f. Dissertação (Mestrado). Curso de Ciências Biológicas. Botânica do Instituto de Ciências Biológicas. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2018.

FERREIRA, R. A. et al. Semeadura direta com espécies florestais na implantação de mata ciliar no Baixo São Francisco em Sergipe. Scientia Forestalis, v.37, n.81, p.37-46, 2009.

JULIO, V. R. Frugivoria por aves em *Michelia champaca*L. (*Magnoliaceae*). 17f. TCC (Graduação). Curso de Ciências Biológicas. Universidade Estadual Paulista. Botucatu, 2016.

MAGUIRE, J. D. Speed of germination aid in selection and evaluation for seedling emergence and vigor. Crop Science, v.2, n.1, p.176-177, 1962.

MITSUMORI, F. Y. et al. Levantamento Florístico das espécies arbóreas da área de reflorestamento do Campus II da Funec - Santa Fé do Sul/SP. Revista Funec Científica: Multidisciplinar, v.6, n.8, p.86-102, 2017.

NETO, J. C. A. et al. Caracterização morfométrica, germinação e conservação de sementes de *Caesalpinia pulcherrima* (L.) SW. (Fabacea: Caesalpinioidea). Semina: Ciências Agrárias, v. 35, n.4, p.2287-2299, 2014.

PILOCELLI, A. Bioindicadores para monitoramento da restauração de áreas impactadas pelo rompimento da barragem de Fundão, Mariana, Minas Gerais. 99f. Dissertação (Mestrado). Curso de Ciência Florestal. Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 2020.



ROCHA, B. B. Avaliação da Restauração da Vegetação Ciliar de uma Área Florestal em Nova Veneza, Santa Catarina. 48f. TCC (Graduação). Curso de Ciências Biológicas. Universidade do Extremo Sul Catarinense. Criciúma, 2019.

SILVEIRA, L. P. Recuperação de uma área de depósito de resíduos sólidos em Diamantina, MG. 58f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal). Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri. Diamantina, 2020.



PROGNÓSTICO DAS MATAS CILIARES NAS NASCENTES DO MUNICÍPIO DE INCONFIDENTES - MG

Daiane de Fátima Rocha¹
Amanda Bueno Santos²
Lilian Vilela Andrade Pinto³
Márcio Luiz da Silva⁴

¹Acadêmica em Tecnologia em Gestão Ambiental – IFSULDEMINAS, Instituto Federal do Sul de Minas Campus Inconfidentes, daiane.rocha@alunos.ifsuldeminas.edu.br

²Acadêmica em Tecnologia em Gestão Ambiental – IFSULDEMINAS, Instituto Federal do Sul de Minas Campus Inconfidentes, amandabueno93@gmail.com

³Prof^a. Dr^a. IFSULDEMINAS, Instituto Federal do Sul de Minas Campus Inconfidentes, lilian.vilela@ifsuldeminas.edu.br

⁴Prof. Dr. IFSULDEMINAS, Instituto Federal do Sul de Minas Campus Inconfidentes, marcio.silva@ifsuldeminas.edu.br

64

INTRODUÇÃO

A atual condição de degradação em que se encontra a Mata Atlântica, propiciou a formação de um sistema de mosaico que apresenta diversos fragmentos de mata nativa, entremeados de campos de cultivo e áreas urbanas. A vegetação nativa presente nas Áreas de Preservação Permanente (APP) é conhecida como mata ciliar. Dentre as várias categorias de APP's tem-se as que se localizam ao redor dos corpos d'água, sendo de grande importância ecológica, pois preservam os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico de fauna e flora, protegem o solo e asseguram o bem-estar das populações, sendo protegidas pela Lei Federal nº 12.651/2012.

As proximidades de rios e córregos são consideradas local ideal para desenvolver a agricultura e pecuária, fundar cidades e, posteriormente desenvolver a economia da região, isso levou a degradação dessas matas, trazendo sérios problemas (RICARDO, 2008).

A redução da cobertura vegetal no entorno das nascentes e mata ciliares, resulta no assoreamento do rio e diminuição da qualidade e quantidade da água, pois a ausência destas matas deixa o solo desprotegido, tornando-o mais sujeito a erosões. As matas ciliares funcionam como barreiras biológicas, retendo defensivos agrícolas, poluentes e sedimentos



que seriam transportados para os cursos d'água, que conseqüentemente prejudica sua fauna aquática e a população humana. Em regiões com topografia acidentada, exercem a proteção do solo contra os processos erosivos. A mata ao redor dos rios pode contribuir com: a estabilidade microclimática, a redução da poluição; a melhoria da qualidade do ar; a melhoria no paisagismo; a captura de carbono da atmosfera (PINTO, 2003).

A preservação e a recuperação das matas ciliares por métodos de regeneração natural e artificial, aliadas às práticas de conservação e ao manejo adequado do solo garantem a proteção das áreas ciliares e através do uso de novas tecnologias como o Sistema de Informação Geográfica – SIG. O SIG pode ser utilizado como ferramenta de inventário além de permitir um melhoramento do gerenciamento desses recursos, da proteção contra o desenvolvimento especulativo e a modelagem da complexa interação entre o fenômeno e a tomada de decisões (SILVA, 2007). A geração de mapas temáticos necessita de outros mapas como base e tem como objetivo básico de fornecer uma representação dos fenômenos existentes sobre a superfície terrestre, fazendo uso de uma simbologia específica (FITZ, 2008).

Assim, o presente estudo tem como objetivo geral propor um programa de recuperação de mata ciliar nas nascentes do município de Inconfidentes, MG. Já os objetivos específicos foram: i) quantificar o número de nascentes do município de Inconfidentes, MG, ii) qualificar as APP' no entorno das nascentes quanto ao seu estágio de conservação em: conservada, perturbada e regeneração natural e artificial.

65

METODOLOGIA

O município de Inconfidentes localiza-se no sul do estado de Minas Gerais, com 869 metros de altitude e seu clima é tropical de altitude, com média anual de 18°C tem uma posição marcada pelas coordenadas geográficas de 22°19'00" latitude e 46°19'40" longitude WRG. O município se assenta numa área de 145 Km². O Rio Mogi-Guaçu é o principal curso d'água. Insere-se macrorregionalmente na região III Sul Minas, enquanto nas Microrregiões de planejamento do Estado encontra-se localizado na de Poços de Caldas. Limita-se com os municípios de Bueno Brandão, Ouro Fino, Borda da Mata e Bom Repouso (PREFEITURA DE INCONFIDENTES, 2013).

A economia de Inconfidentes é basicamente voltada para o turismo de compras, indústria têxtil e para a agropecuária, destacando-se a produção de café, alho, leite, milho, bucha vegetal, banana e feijão, mas desenvolve também atividades industriais de extração de



minérios como, feldspato, o quartzo, o cálcio, apatita e a areia para vidro, segundo a prefeitura do município (2013).

O Município conta com grande número de nascentes, pertencentes à drenagem principal representada pelo Rio Mogi Guaçu e sua vegetação é pertencente ao bioma Mata Atlântica (PREFEITURA DE INCONFIDENTES, 2013). Os dados das nascentes, rede de drenagem e limite do município foram obtidos de cartas topográficas digitais adquiridas do IBGE referente aos municípios de Ouro Fino/MG (Folha SF-23-Y-B-I-3) e de Borda da Mata/MG (Folha SF-23-Y-B-I-4), ambas com escala respectiva de 1:50.000 e do ano de 1972 e o uso e ocupação do solo foi obtido da imagem Google Earth de alta resolução (Res. 4800x2834) adquirida em 23 de setembro de 2013.

Manualmente, através da ferramenta “Georefering” do ArcGIS 9.3, foram extraídos o contorno do município, a rede de drenagem e a localização das nascentes, a partir das folhas digitais de Ouro Fino (Folha SF-23-Y-B-I-3) e de Borda da Mata/MG (Folha SF-23- Y-B-I-4) georreferenciadas e mosaicadas.

As imagens do Google Earth passaram por Realce de Histograma (contraste): desvio padrão. O método de reamostragem de pixels na apresentação da imagem utilizado foi o Nearest Neighbor (vizinho mais próximo). Para o georreferenciamento da imagem do Google Earth foram utilizados 5 pontos de controle (coordenada previamente conhecidas).

As classes de uso e ocupação do solo foram divididas em quatro classes: classe 1 (mata nativa), classe 2 (solo exposto), classe 3 (culturas diversas) e classe 4 (pastagens e/ou vegetação herbácea). Os pixels das diferentes classes foram adquiridos da imagem do Google Earth, sendo 25 amostras da classe 1 (mata nativa), 24 da classe 2 (solo exposto), 15 da classe 3 (culturas diversas) e 21 da classe 4 (pastagens e/ou vegetação herbácea).

O método de classificação utilizado foi baseado na técnica estatística multivariada MAXXVER (máxima verossimilhança ou Maximum Likelihood) através do Spatial Analyst do ArcGIS 9.3, com uma rejeição de frações de 0,9 e probabilidade “EQUAL”. A classificação da imagem passou pelo filtro majoritário do ArcGIS 9.3, através da opção Spatial Analyst Tools, com kernel de 8 vizinhos (criando uma matriz 3x3) e considerando metade das células com o mesmo valor de pixel. As quatro classes de uso e ocupação do solo foram vetorizadas e individualizadas a partir da opção “Convert Tools” do ArcGIS 9.3. Através da ferramenta “buffer” do ArcGIS 9.3 foi definido um círculo com raio de 50 metros a partir do centro em cada uma das nascentes do município de Inconfidentes – MG. Posteriormente, os dados foram analisados e interpretados, considerando quantidade das nascentes, a área do buffer (em



metros quadrados) e o estado de conservação das nascentes (conservadas, perturbadas e degradadas).

As nascentes conservadas são aquelas que apresentaram 100% de sua área de preservação permanente com vegetação nativa. Como nascentes degradadas foram consideradas aquelas que apresentaram na APP a ausência de vegetação nativa e aquelas que apresentaram até 30% com vegetação nativa. Já como nascentes perturbadas foram consideradas aquelas que apresentaram entre 30 e 99% de APP com vegetação nativa.

A partir do mapa temático em que as nascentes foram classificadas em conservadas, perturbadas e degradadas, conforme Pinto (2003), foi definido o método de recuperação a ser utilizado para as nascentes degradadas e perturbadas.

As nascentes consideradas degradadas serão recuperadas pelo método de regeneração artificial fazendo uso da técnica de plantio de mudas. Para as nascentes perturbadas com presença de mata ciliar entre 30 e 50% da APP o método para recuperação será o de regeneração artificial por meio do enriquecimento pelas técnicas de semeadura direta e de nucleação. Já para a vegetação ciliar acima de 50% que possuem capacidade de resiliência o método proposto é a regeneração natural.

67

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O levantamento de uso e ocupação do solo do município de Inconfidentes/MG foi realizado para verificar como se encontra o estado de conservação das APP's das nascentes do município, a fim de avaliar se há o cumprimento da legislação ambiental e propor, junto a EMATER, atividade de extensão para a recuperação das nascentes. Assim como avaliado por Pinto (2003) na sub-bacia do Ribeirão Santa Cruz o uso predominante da terra foi pastagem (quando bem manejada permite a cobertura do solo, além disso, a cobertura vegetal reduz a velocidade do escoamento superficial). Sobre o uso e ocupação do solo foi possível observar (figura 1a) que a vegetação nativa está localizada principalmente próximo aos cursos d'água, sendo de suma importância no controle de erosão e na recarga do lençol freático.

Na Figura 1b encontra-se a distribuição espacial das nascentes e a classificação perante o grau de conservação (conservadas, perturbadas e degradadas). Como resultados obtidos foram identificadas 233 nascentes no município, sendo 9 conservadas (4%), 187 degradadas (79%) e 41 perturbadas (17%). Resende et al. (2009) em um diagnóstico de 70 nascentes encontrou 14 nascentes (20%) preservadas, 44 nascentes (63%) perturbadas e 12 nascentes (17%) como degradadas. Ambos os resultados se devem ao uso e ocupação do solo na área de



estudo que é influenciado principalmente pelas áreas de pastagem comprometendo dessa forma a conservação das matas ciliares.

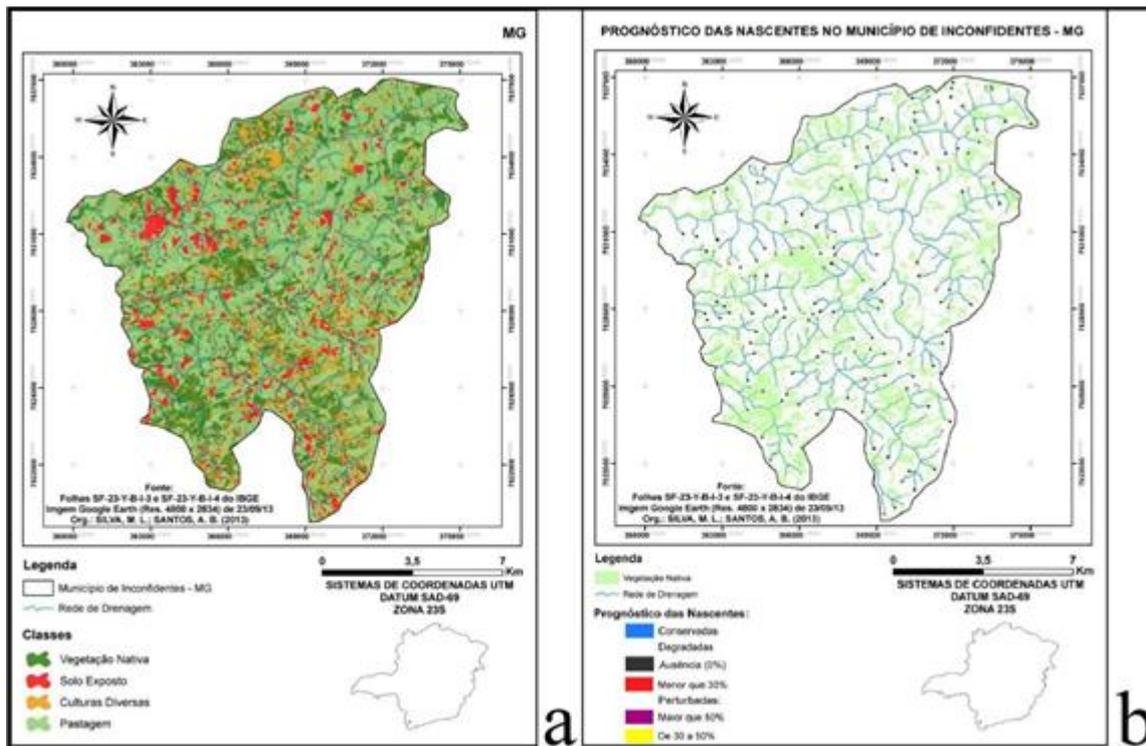


Figura 1. Município de Inconfidentes – MG. a) Uso e ocupação do solo. b) Diagnóstico do grau de conservação das nascentes.

68

As 41 nascentes perturbadas diagnosticadas foram subdivididas em porcentagens (figura 1b) de acordo com sua degradação na área de 7.854 m², que representa o raio de 50m da mata ciliar de uma nascente. Foram encontradas 19 nascentes de 30 a 50% de mata nativa e 22 nascentes com área maior que 50% de mata ciliar. Pode-se notar o não cumprimento da legislação referente ao uso da terra nas matas ciliares de nascentes (Lei 12.651/2012), evidenciando dessa forma a necessidade de recuperação para essas áreas. Para Simões (2001), a recuperação da zona ripária constitui um dos fatores que, conjuntamente com outras práticas conservacionistas, compõem o manejo adequado da bacia hidrográfica, para fins de garantir a quantidade e qualidade da água e a biodiversidade, sendo, portanto, importante para o município de Inconfidentes.

Os métodos de regeneração natural e artificial devem ser utilizados de acordo com o estágio de degradação da área (PINTO et al., 2004). Para as áreas que apresentaram degradação (ausência de mata ciliar ou a presença desta em até 30% da APP) foi proposto o método de regeneração artificial, junto ao isolamento da área através do cercamento e aceiros para prevenir o pisoteio e fogo (ATTANATASIO et al., 2006).



Para implantação é necessário o controle de formigas e de cupins, que deverão ter início antes do preparo do solo, 60 dias após o primeiro combate e nos monitoramentos, uma vez que as perdas ocasionadas por estas pragas podem prejudicar o andamento do projeto (SIXEL & GOMEZ, 2008).

O espaçamento para o plantio das mudas depende das condições do local e dos objetivos do projeto de recuperação, mas por se tratar de nascentes deve-se levar em conta a proximidade do lençol freático. Pinto (2003) sugere para o espaçamento inicial, o uso de densidades menores do que a encontrada em seu estudo (3,0 x 2,6 metros) realizado para o levantamento fitossociológico em matas ciliares de 12 nascentes, independente das condições de degradação. Assim, poderia ser utilizado o espaçamento 3,0 x 3,0 metros, 4,0 x 4,0 metros, 5,0 x 5,0 metros, até o espaçamento 10,0 x 10,0 metros no caso de nascentes difusas.

Segundo Botelho e Faria 2009, para a recuperação ou implantação de matas ciliares devem ser considerados vários fatores que interferem no estabelecimento e crescimento das árvores em plantios mistos, destacando-se o modelo de plantio. Os modelos de plantios existentes tendem a recomposição baseada no conhecimento da estrutura de trechos remanescentes da mesma bacia e na observação dos processos naturais de sucessão, priorizando os plantios com maior heterogeneidade de espécies, semelhante ao que acontece com no processo natural de repovoamento florestal.

Para a recuperação das APPs no entorno das nascentes degradadas, deverá ser utilizado o modelo de diversidade de preenchimento, com espaçamento 3,0 x 3,0 metros e distribuição sistemática irregular alternando na linha de plantio as espécies pioneiras (pioneiras e secundárias iniciais) e não pioneiras (secundárias tardias e climáticas), considerando-se o limite mínimo de 40% para qualquer dos grupos, conforme orientação da resolução SMA 47/03, artigo 1º §2.

Esse modelo é uma adaptação ao sugerido por Chaves (2007) se diferindo apenas no espaçamento sendo que o referido autor recomenda o espaçamento 3,0 x 2,0 em matas ciliares de cursos d'água e o recomendado por este estudo seguirá o preconizado por Pinto (2003) por ter-se baseado em dados de levantamentos fitossociológico em APP's de nascentes com a mesma fisionomia da encontrada predominantemente no município de Inconfidentes, floresta estacional semidecidual. Chaves (2007) salienta que a grande vantagem desse modelo é a distribuição mais uniforme dos dois grupos na área, promovendo um sombreamento mais regular.



O número de espécies a serem plantadas é de pelo menos 30, devendo constar as espécies ameaçadas de extinção, e/ou atrativas da fauna associada, seguindo as orientações da resolução SMA 47/03, artigo 1º §1 e §3, respectivamente. Com relação ao número de indivíduos por espécie, nenhuma espécie poderá ultrapassar o limite máximo de 20% do total do plantio (SMA 47/03, artigo 1º §4).

Pinto et al. (2004) sugere que devido a localização das nascentes serem muitas vezes em área de difícil acesso e para não comprometer o solo a mecanização deve ser evitada, só sendo utilizada em caso de descompactação do solo. Portanto, recomenda-se o coveamento para o plantio das mudas no município de Inconfidentes. Para as 19 nascentes que apresentaram perturbação, foi proposto o método de regeneração artificial por meio do enriquecimento pelas técnicas de semeadura direta e de nucleação.

A semeadura direta deverá ser realizada fazendo uso de sementes de espécies autóctones tidas como de diversidade, seguindo o preconizado pela Resolução SMA 08/2008 que em seu Artigo 5º estabelece que a recuperação florestal exige diversidade elevada, compatível com o tipo de vegetação nativa ocorrente no local. Segundo Rodrigues et al. (2009) o grupo de preenchimento é constituído por espécies que possuem bom crescimento e boa cobertura de copa, proporcionando o rápido fechamento da área plantada, e no grupo de diversidade incluem-se as espécies que não possuem bom crescimento e/ou boa cobertura de copa, mas são fundamentais para garantir a perpetuação da área plantada, já que são as espécies desse grupo que irão gradualmente substituir as do grupo de preenchimento quando estas entrarem em senescência, ocupando definitivamente a área restaurada e garantindo sua condição de forma sustentável.

Recomenda-se que a semeadura direta seja realizada no início do período chuvoso para aproveitar o tempo das águas. Em cada cova espaçada sistematicamente ou aleatoriamente, dependendo da locação dos remanescentes florestais na área de preservação permanente de cada nascente, deve-se semear 10 sementes corroborando com Santos (2010) e Braga et al. (2013).

Deverão ser semeadas pelo menos 30 espécies das quais devem constar as espécies ameaçadas de extinção, e/ou atrativas da fauna associada, seguindo as orientações da resolução SMA 47/03, artigo 1º §1 e §3, respectivamente. Com relação ao número de indivíduos por espécie, nenhuma espécie poderá ultrapassar o limite máximo de 20% do total do plantio (SMA 47/03, artigo 1º §4).



A semeadura de espécies frutíferas com intuito de atrair a fauna possibilitará o aumento da dispersão de propágulos, favorecendo dessa forma a regeneração da área e a volta do fluxo gênico da fauna corroborando com Sant'Anna et al. (2010) recomenda-se o uso de espécies nativas, principalmente as que possuem forte interação com a fauna (espécies com frutos e sementes atrativos à fauna) e com funções nucleadoras (forrageiras, abrigo, fixadoras de nitrogênio, etc.).

Já as técnicas de nucleação, também prevista como técnica de recuperação no Artigo 5º da Resolução SMA 08/2008, a serem utilizadas serão representadas pela transposição de banco de sementes e poleiros artificiais.

A transposição do banco de sementes deverá ser feita conforme metodologia utilizada por Peres et al. (2009). Assim, dentro de fragmentos, em estágio secundário avançado de regeneração e em fragmentos de mata primária localizados próximos a área a ser recupera, deve-se locar de forma aleatória um esquadro de madeira de 70 cm de comprimento por 70 cm de largura por 10 cm de altura e coletar a serrapilheira acima do solo e mais os 5 cm superficiais do solo para compor o banco de sementes. Este deve ser transportado para a área em recuperação e colocados em covas de 70 cm de comprimento por 70 cm de largura por 10 cm de altura. O uso do banco de apresenta como principal vantagem à possibilidade de restabelecer no local degradado um ecossistema que se assemelha, pelas espécies contidas neste, aquelas que existia antes da perturbação.

Quanto ao uso dos poleiros artificiais, Reis et al. (2003) diz que a instalação destes são técnicas para atrair animais voadores como, morcegos e aves, onde estes os utilizam para refúgio, descanso durante o voo entre fragmentos, para residência, para alimentação etc., podendo essa técnica ser utilizada para aumentar a diversidade de vegetação, através da dispersão de frutos, sementes e também das fezes desses animais, no local em que se pretende recuperar. McDonnel e Stiles (1983) citado por Espídola et al. (2003), também observaram resultados promissores com a instalação de poleiros artificiais em campos abandonados tendo as regiões abaixo dos poleiros se tornado núcleos de vegetação diversificada, devido a deposição de sementes pelas aves que os utilizavam. Dessa forma justifica-se a utilização dos poleiros nas áreas a serem recuperadas. Recomenda-se a instalação de 4 poleiros distribuídos esparsamente na APP das nascentes, seguindo as recomendações de Espídola et al. (2003) que sugere este número de poleiros por hectare no sentido de atrair a fauna da vizinhança.



Já as áreas de nascentes perturbadas que apresentam vegetação ciliar acima de 50% podem possuir resiliência, ou seja, capacidade de se manter e de se regenerar, preservando os processos naturais da comunidade, com a regeneração de espécies e as interações bióticas, logo foi proposto o método de regeneração natural, onde a técnica a ser adotada deve ser o cercamento da nascente num raio de 50 m para que a vegetação possa se estabelecer naturalmente sem interferência do homem. Segundo Attanatasio et al. (2006) apenas o cercamento da área para isolar o fragmento permite sua conservação e regeneração. Rodrigues e Leitão Filho (2009) ainda afirmam que o isolamento da área é uma das práticas mais simples para a recuperação de uma determinada área, no qual evita a continuação do processo de degradação.

Já as áreas identificadas com o raio de 50 m ocupados por mata ciliar, ou seja, as nascentes conservadas, não foi proposto nenhum método de recuperação.

É válido lembrar que as nascentes foram extraídas das cartas topográficas do ano de 1972, logo muitas dessas nascentes já podem ter sido extintas. Para melhor caracterização do estado de conservação das nascentes seria necessário visitas a campo.

CONCLUSÕES

Das 233 nascentes identificadas no município de Inconfidentes-MG, 41 (17%) encontraram-se perturbadas, 187 (79%) degradadas e apenas 9 (4%) conservadas.

As nascentes degradadas deverão ser recuperadas pelo método de regeneração artificial fazendo uso da técnica de plantio de mudas. As nascentes perturbadas com mata ciliar entre 30 e 50% da APP deverão ser recuperadas pelo método de regeneração artificial por meio do enriquecimento pelas técnicas de semeadura direta e de nucleação. Já as nascentes perturbadas com vegetação ciliar acima de 50% o método proposto foi a regeneração natural por pousio.

AGRADECIMENTOS

Ao IFSULDEMINAS, Instituto Federal do Sul de Minas Campus Inconfidentes.

REFERÊNCIAS

ATTANATASIO, C.M. RODRIGUES, R.R. GANDOLFI, S. NAVE, A.G. Adequação ambiental de propriedades rurais – Recuperação de áreas degradadas e recuperação de matas ciliares. Departamento de Ciências Biológicas – USP, Piracicaba, 2006. Disponível em:



<http://www.ambiente.sp.gov.br/municipioverdeazul/files/2011/11/AdequacaoAmbientalPropriedadesRurais.pdf>. Acesso em: 06 de outubro de 2013.

BOTELHO, S. A.; FARIA, R. A. V. B. Modelos de plantio para a implantação de mata ciliar. In: Congresso de Ecologia do Brasil, 9, 2009, São Lourenço. Anais...São Lourenço, 2009.

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. Disponível em: Acesso em: 30 de maio de 2013.

BRAGA, M. F. de C.; PINTO, L. V. A.; RESENDE, L. A. Recobrimento do solo por espécies invasoras em diferentes modelos de recuperação da área degradada do aterro controlado de Inconfidentes-MG. In: Congresso Nacional de Meio Ambiente de Poços de Caldas, 10, 2013, Poços de Caldas. Anais...Poços de Caldas, 2013.

CHAVES, N. Técnicas e processos de reflorestamento de mata ciliar. 2007. Disponível em: <http://www.respostatecnica.org.br/dossie-tecnico/downloadsDT/NDU=>. Acesso em: 11 de outubro de 2013.

ESPÍDOLA, M. B.; REIS, A.; SCARIOT, E. C.; TRÊS, D. R. Recuperação de áreas degradadas: a função das técnicas de nucleação, 2003. Disponível em: http://lras.ufsc.br/images/stories/art_marina-ademir.pdf. Acesso em: 14 de outubro de 2013.

FITZ, P. R. Geoprocessamento sem complicação. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 160p.

PINTO, L. V. A. Caracterização física da sub-bacia do Ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG, e propostas de recuperação de suas nascentes. 165f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal). Universidade Federal de Lavras. Lavras, 2003.

PINTO, L. V.A; BOTELHO, A. S; DAVIDE, C. A; FERREIRA, E. Estudo das nascentes da bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Cruz – Lavras – MG. Revista Scientia Forestalis, 2004.

PREFEITURA DE INCONFIDENTES. A cidade. Acesso em: 02 de maio de 2013.

REIS, A.; BECHARA, F. C.; ESPINDOLA, M. B.; VIEIRA, N. K.; SOUZA, L. L. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. Natureza & Conservação, v.1, n.1, p.28-36, 2003.

RESENDE, H.C; MENDES, D. R; MENDES, J. E das G; BERNARDES, W. A. Diagnóstico e ações de conservação e recuperação para as nascentes do Córrego-Feio, Patrocínio, MG. Bioscience Journal, v.25, n.5, p. 112-119, 2009.

RICARDO, V. P. Projeto de recuperação das matas ciliares. Ibitinga- SP, 2008.



RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. Pacto pela restauração da Mata Atlântica. 2. ed. São Paulo: USP/ESALQ/LCB, 2009.

RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. Matas Ciliares: conservação e recuperação. 2. ed. São Paulo: Universidade De São Paulo, 2009.

SANT'ANNA, S. C.; TRES, R. D.; REIS, A. Restauração ecológica: sistemas de nucleação, 2010.

Disponível em:

<http://www.sigam.ambiente.sp.gov.br/sigam2/Repositorio/222/Documentos/Nucleacao.pdf>. Acesso em: 11 de outubro de 2013.

SANTOS, P. L. Semeadura direta com espécies florestais nativas para recuperação de agrossistemas degradados. 124f. Dissertação (Mestrado em ecossistemas). Universidade Federal de Sergipe. 2010.

SÃO PAULO. Secretaria do Meio Ambiente. Resolução SMA - 8, de 31 de janeiro de 2008. Fixa a orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas e dá providências correlatas, 2008.

SÃO PAULO. Secretaria do Meio Ambiente. Resolução SMS – 47, de 26 de novembro de 2003. Fixa orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas e dá providências correlatas.

SILVA, R. M. Introdução ao geoprocessamento: conceitos, técnicas e aplicações. Editora FEEVALE, 2007.

SIMÕES, L. B. Integração entre um modelo de simulação hidrológica e sistema de informação geográfica na delimitação de zonas tampão ripárias. 171f. Tese (Doutorado em Agronomia). Universidade Estadual de São Paulo. Botucatu, 2001.

SIXEL, R. M. de M; GOMEZ, F. M. Produção de florestas com qualidade: técnicas de plantio. 2008. Disponível em: <http://www.ipef.br/silvicultura/plantio.asp>. Acesso em: 07 de outubro de 2013.



DINÂMICA TEMPORAL DA COBERTURA E USO DAS TERRAS DA MICROBACIA DO AÇÚDE SAULO MAIA UTILIZANDO MAPBIOMAS[©]

Michele da Silva Santos¹

Djail Santos²

Paulo Roberto Megna Francisco³

¹Doutoranda em Agronomia, Universidade Federal da Paraíba, Programa de Pós-graduação em Agronomia, michelesantos@unipampa.edu.br

²Prof. Dr. Universidade Federal da Paraíba, Centro de Ciências Agrárias, Campus Areia, djail.santos@academico.ufpb.br

³Doutorando em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, paulomegna@gmail.com

INTRODUÇÃO

A expressão diagnóstico de um determinado ambiente vem sendo empregada por meio de significados distintos através de instituições ambientais, faculdades, técnicos e profissionais diversos, sendo definida como o conhecimento de elementos de um determinado ambiente para descrever a qualidade, podendo ser realizado visando objetivos diferentes (PAULINO, 2010). Nesse sentido, a elaboração de um diagnóstico ambiental está relacionada a interpretação de uma determinada circunstância do local, por meio da interação e da dinâmica de seus elementos, seja relacionado aos componentes físicos e biológicos, seja aos fatores socioculturais (FRANCISCO et al., 2021).

Os fenômenos ambientais estão sendo melhor compreendidos por intermédio de uma abordagem multi e interdisciplinar, através da inclusão de pesquisas em distintas variáveis que estão ligadas ao controle de sistemas naturais, mesmo que alterados quando comparado aos originais, como é o caso dos ecossistemas agrícolas; contudo, que mesmo as alterações antrópicas das paisagens ao longo de todo o globo tenham ocorrido durante a história, de modo prioritário para obtenção de alimentos e objetos importantes, o ritmo e a grandeza das modificações contemporâneas têm acontecido sem precedentes (ANTUNES et al., 2019).



No panorama moderno de gestão, as ações de planejamento ou monitoramento do espaço deve abranger o estudo dos diferentes componentes do ambiente, e como resultância natural, a utilização do geoprocessamento em projetos ambientais exige a aplicação intensa de métodos de integração de dados conciliados com instrumentos de análise espacial, processamento de imagens e geoestatística. Assim sendo, o desenvolvimento das aplicações Web visando obter e visualizar dados geoespaciais e difundir bases geográficas tem-se aumentado de forma significativa, sendo o Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil - MapBiomass[®], uma iniciativa interessante, especialmente por estar ligado a uma rede colaborativa de especialistas em biomas, utilização da terra, sensoriamento remoto e SIG por meio do Google Earth Engine[®], fornecendo um registro histórico de mapas anuais de uso e cobertura da terra de um determinado ambiente (MAPBIOMAS, 2021).

Conforme a repetitividade com que as imagens de satélite são obtidas, torna-se importante o reconhecimento das mudanças que ocorrem na paisagem de um ambiente em um determinado período de tempo, por meio da análise da extensão bem como das alterações no uso, como formações florestal, savânica e campestre, expansão urbana e as mudanças sazonais da vegetação. Diversos estudos utilizando a ferramenta MapBiomass[®] para análise do uso cobertura dos solos já foram elucidados (GOMES et al., 2017; LIMA et al., 2017; ALMEIDA et al., 2018), mostrando que esse tipo de aplicação pode auxiliar na seleção de fonte de dados mais apropriado.

No entanto, trabalhos de análise estatística têm início com a análise descritiva dos dados, com o intuito de conseguir conhecimento sobre tal, sendo interessante que a análise atenda os objetivos da pesquisa, em especial, aos estudos relacionados a levantamentos (ANDRADE & OGLIARI, 2013). Em síntese, é utilizado para resumir e descrever dados, sendo já utilizado em diversas áreas e com ferramentas distintas, como Francisco et al. (2016a) na discriminação de situações pluviométricas; Francisco et al. (2016b) no mapeamento da insolação; Santos et al. (2021) caracterizando morfometricamente o uso e ocupação do solo; e Francisco et al. (2021), investigando a dinâmica temporal da cobertura e uso da terra.

Nesse âmbito, o objetivo deste trabalho foi avaliar os dados temporais de cobertura e uso da terra na microbacia do açude Saulo Maia, Areia - PB, utilizando uma série temporal de 36 anos entre 1985 a 2021.



METODOLOGIA

A área de estudo está localizada no município de Areia, em região de Brejo de Altitude sob o Planalto da Borborema, Estado da Paraíba (Figura 1). A região se caracteriza por apresentar precipitação pluviométrica superior aos municípios do seu entorno, alcançando médias superiores de precipitação próximo a 1.200 mm anuais. Nesse município, de relevo acidentado com vales profundos e estreitos dissecados, o principal corpo d'água é o açude Saulo Maia, que teve sua construção iniciada em 2002 e possui um volume máximo de armazenamento de água de 9.833.615 m³ (SILVA et al., 2016).

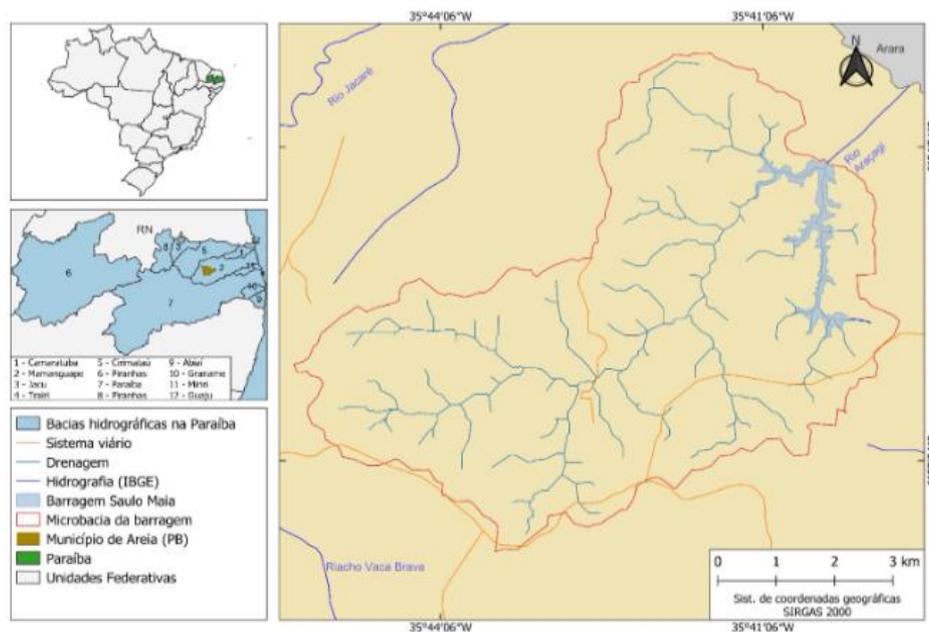


Figura 1. Localização da área de estudo. Fonte: Adaptado de IBGE (2021).

O açude Saulo Maia é um manancial hídrico de alta relevância, não só para o município de Areia, como também para diversos outros como Algodão de Jandaíra, Barra de Santa Rosa, Cuité, Damião, Nova Floresta, Pocinhos, Remígio, Soledade e Sossêgo, no qual estima-se que mais de 90 carros-pipa distribuem água desse manancial para 909 pontos de atendimentos, realizando o abastecimento de uma população total de 35.749 habitantes (FARIAS et al., 2020). Além da elevada extração de água, o açude Saulo Maia também sofre com a especulação imobiliária em suas margens, o que contribui para aumentar as pressões sobre esse corpo hídrico (BARROS, 2022).

Neste trabalho foi obtido no MapBiomas® (2022), para uma série de 36 anos entre 1985 a 2021, um mosaico das imagens de cobertura e uso da terra da área de estudo com suas respectivas áreas classificadas como: 1. Formação florestal, 2. Formação savânica, 3. Formação campestre, 4. Pastagem, 5. Cana, 6. Mosaico de usos, 7. Área urbanizada, 8. Outras

áreas não vegetadas e 9. Rio, lago e oceano. Também foi gerado e obtido os dados estatísticos do uso e cobertura do solo da área em hectares.

No tratamento estatístico realizou-se a análise descritiva dos dados e o teste de normalidade utilizando RStudio® v.2023. Para avaliação temporal das áreas de cobertura e uso do solo, utilizou-se a regressão clássica, conforme o modelo de regressão (Equação 1).

$$Y_i = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_n X_n + \varepsilon_i \text{ (Eq.1)}$$

Onde: Y_i é uma observação da variável dependente; X_1, X_2, \dots, X_n são as variáveis independentes; $\beta = (\beta_0, \beta_1, \beta_2, \dots, \beta_n)$ são referidos como coeficientes de regressão correspondentes, e ε_i é o erro associado às observações da variável dependente.

Para verificar se as amostras procediam de uma determinada distribuição de probabilidade, foram usados os testes de hipóteses não paramétricos como Shapiro-Wilk (1965), Anderson e Darling (1954), Lilliefors (1967), Jarque e Bera (1987), Mann (1945) e Kendall (1967).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 1, observam-se os dados do mapeamento, os valores em área e percentagem de ocupação das classes de cobertura e uso da terra e sua variação espaço-temporal. Para os dados de 1985 e 2021, constata-se do total de 4711,50 ha que ocorre alterações significativas na classe mosaico de usos com 1062,18 ha (22,54%) para 495,72 ha (10,52%) em 2021, representando em torno de 567 ha em perda de área. A diminuição de área também ocorre para a classe formação savânica com 484,38 ha representando 10,28% menor. Observa-se um ligeiro aumento para a classe formação florestal de 2,55% (120,33 ha), formação campestre de 0,56% (26,01 ha), cana de 0,11% (5,49 ha) e área urbanizada de 1,53% (71,91 ha). Por outro lado, a classe pastagem apresenta aumento considerável de área, equivalente em 789,03 ha (16,74%).

Esse aumento pode estar relacionado ao processo de expansão de culturas através da conversão de áreas tradicionais de pastagem (FRANCISCO et al., 2021). Resultado similar foi observado por Esquerdo et al. (2018), ao avaliarem a dinâmica de uso e cobertura da terra em Santo Afonso - MT.



Tabela 1. Variação espaço-temporal da cobertura e uso do solo

Classes	1985	(%)	2021	(%)
Formação florestal	243,72	5,17	364,05	7,72
Formação savânica	2.947,86	62,56	2.463,48	52,28
Formação campestre	375,93	7,97	401,94	8,53
Pastagem	62,73	1,33	851,76	18,07
Cana	7,20	0,15	12,69	0,26
Mosaico de usos	1.062,18	22,54	495,72	10,52
Área urbanizada	8,19	0,17	80,10	1,70
Outras áreas não vegetadas	0	0	0,27	0,005
Rio, lago, oceano	3,69	0,07	41,49	0,88
Total	4.711,50	100,00	4.711,50	100,00

Essa variação espaço-temporal dá uma ideia da capacidade de recuperação da vegetação, com aumento da biomassa em determinadas áreas (FRANCISCO et al., 2010; FRANCISCO et al., 2012). Contudo, não é possível afirmar que tais transições tenham acontecido diretamente entre uma classe temática para outra ao longo do tempo (ANTUNES et al., 2019).

Na Tabela 2, da análise estatística descritiva da dinâmica temporal da cobertura e uso das terras, observam-se os valores mínimos e máximos encontrados na variável formação savânica entre 2.421,54 e 3.766,77 com uma maior média entre as demais variáveis de 3.153,94, seguida da variável pastagem. Ainda, o desvio padrão apresenta menores valores para a variável outras áreas não vegetadas e para cana, e os maiores desvios apresentam-se nas variáveis formação savânica, pastagem e mosaico de usos. Dessa forma, a média apresenta valores não muito próximos para ambos as variáveis analisadas, podendo inferir que não se trata de uma distribuição simétrica (FRANCISCO et al., 2021).

79

Tabela 2. Análise descritiva da dinâmica da cobertura e uso das terras

Variável	Mínimo	Máximo	Média	Desvio Padrão
Formação florestal	193,32	364,05	245,96	46,22
Formação savânica	2.421,54	3.766,77	3.153,94	390,61
Formação campestre	358,29	401,94	374,77	11,68
Pastagem	62,73	1.114,65	614,23	288,53
Cana	6,75	12,69	7,45	1,43
Mosaico de usos	39,33	1.062,18	238,11	276,59
Área urbanizada	8,19	80,10	37,19	17,26
Outras áreas não vegetadas	0	0,99	0,34	0,40
Rio, lago, oceano	0,90	90,09	39,48	39,22



Na Figura 2 observa-se que as maiores variações de amplitude se apresentam nas classes Formação florestal, Área urbanizada e Rio, lago e oceano. Com relação à variabilidade entre as classes observadas por meio das caixas interquartis do gráfico boxplot, observa-se que a classe Cana apresenta menor variabilidade.

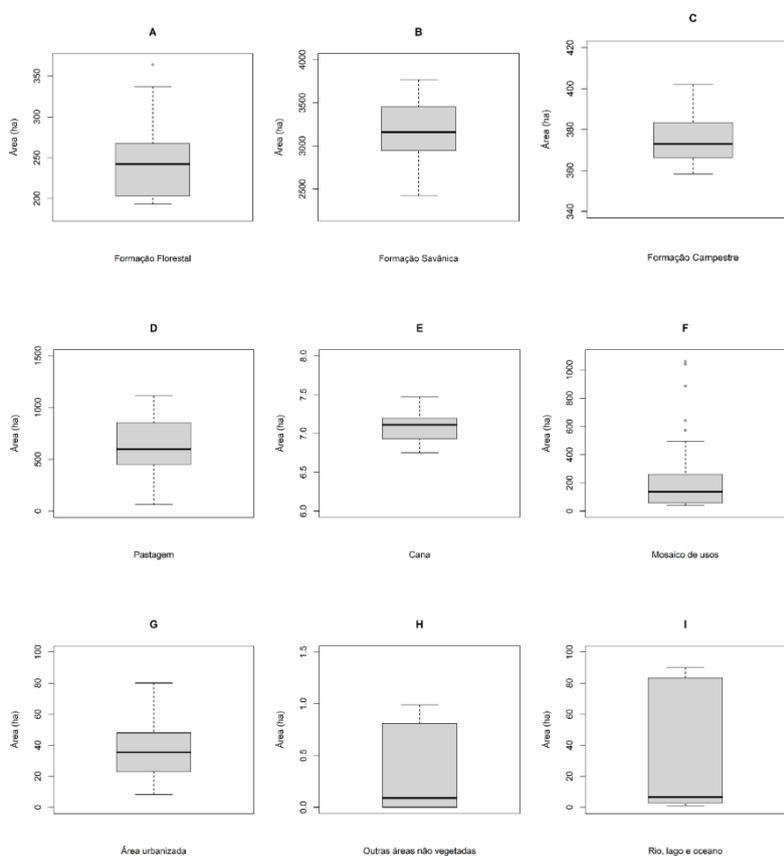


Figura 2. Boxplot das classes de cobertura e uso da terra. a) Formação florestal, b) Formação savânica, c) Formação campestre, d) Pastagem, e) Cana, f) Mosaico de usos, g) Área urbanizada, h) Outras áreas não vegetadas, i) Rio, lago e oceano.

No teste de normalidade observa-se que a distribuição apresenta irregularidades nas classes, com maior irregularidade para a classe Mosaico de usos (Figura 3f), outras áreas não vegetadas (Figura 3h) e Rio, lago e oceano (Figura 3i). Observa-se que a maior regularidade se apresenta na classe Pastagem. Resultados similares foram encontrados por Francisco et al. (2021) ao avaliarem uma bacia hidrográfica em região semiárida, corroborando com este estudo.

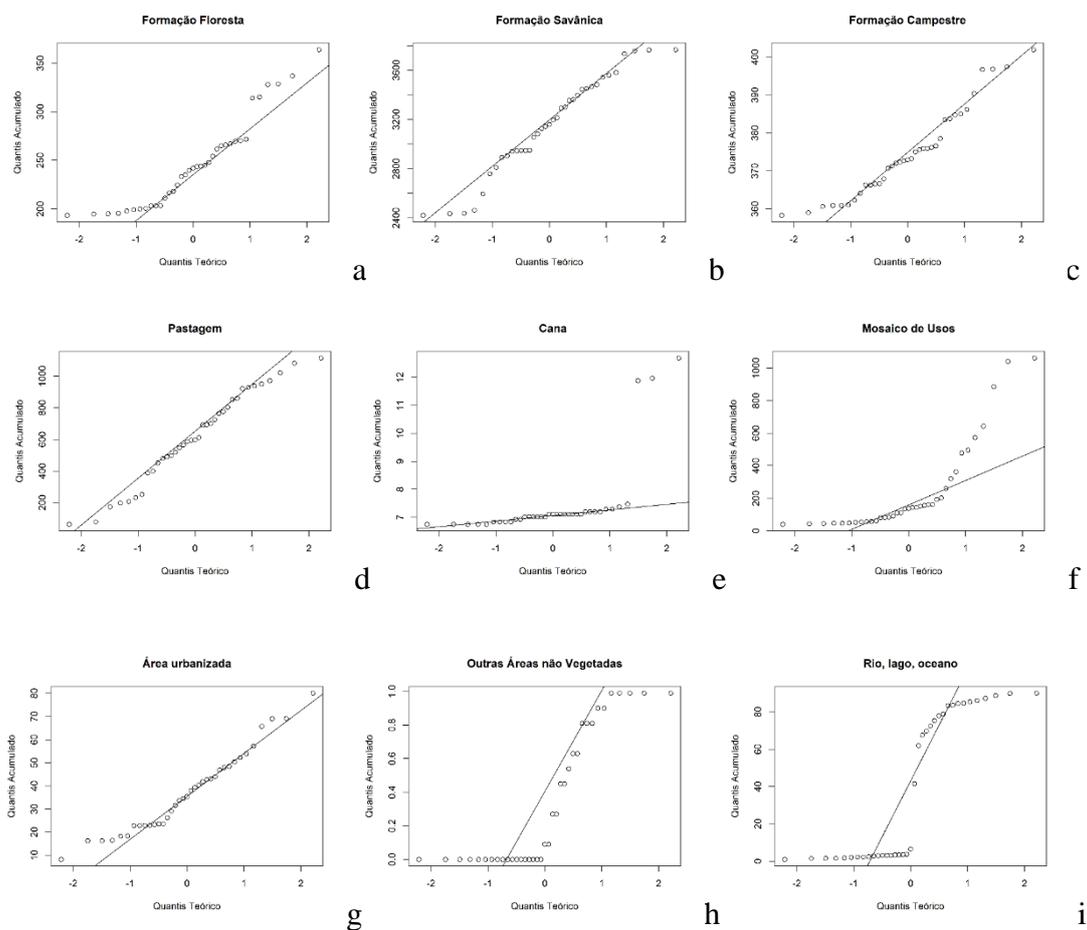


Figura 3. Boxplot das classes de cobertura e uso da terra. a) Formação florestal, b) Formação savânica, c) Formação campestre, d) Pastagem, e) Cana, f) Mosaico de usos, g) Área urbanizada, h) Outras áreas não vegetadas, i) Rio, lago e oceano.

Na Tabela 3 pode-se observar que os resultados dos testes de normalidade de Shapiro-Wilk, Anderson-Darling, Lilliefors e Jarque-Bera foram semelhantes entre si para as variáveis em estudo, o que leva a aceitar a hipótese de normalidade nos dados. Resultados similares foram observados por Francisco et al. (2021) e Francisco et al. (2022) e Francisco et al. (2023).

Tabela 3. Testes de normalidade para os dados de classes de cobertura e uso da terra

Variáveis	Testes			
	Shapiro-Wilk	Anderson-Darling	Lilliefors	Jarque-Bera
Formação Florestal	0,00248	0,0040	0,1350	0,1091
Formação Savânica	0,1575	0,4145	0,8347	0,5201
Formação Campestre	0,0373	0,0643	0,0576	0,2490
Pastagem	0,3972	0,5941	0,7240	0,5084
Cana	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
Mosaico de usos	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
Área urbanizada	0,1457	0,1597	0,0805	0,3457
Áreas não vegetadas	0,0000	0,0000	0,0000	0,0817
Rio, lago, oceano	0,0000	0,0000	0,0000	0,0611

A concordância entre os testes empregados neste trabalho se deve ao fato de que o MapBiomias® (2021) fazer uso de imagens LANDSAT (TM, ETM+ e OLI) com a técnica Random Forest, realizando a análise de acurácia em que os pontos são comparados aos mapas na geração da matriz de confusão e o cálculo da acurácia global por bioma, além de erros de omissão e comissão por classe de cobertura e uso da terra, para cada ano estudado (GANEM et al., 2020).

82

CONCLUSÕES

A utilização dos dados do MapBiomias® para analisar a dinâmica temporal e o uso e cobertura dos solos proporcionou resultados satisfatórios, possibilitando a constatação de mudanças significativas de área nas classes Mosaico de usos e Pastagens havendo distribuição irregular. Além disso, observa-se que a classe Cana apresentou menor variabilidade. As maiores variações de amplitude foram observadas nas classes Formação florestal, Área urbanizada e Rio, lago e oceano.

AGRADECIMENTOS

À Fapesq/CNPq.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, D. N. O.; OLIVEIRA, L. M. M.; CANDEIAS, A. L. B.; BEZERRA, U. A.; LEITE, A. C. S. Uso e cobertura do solo utilizando geoprocessamento em municípios do Agreste de Pernambuco. Revista Brasileira de Meio Ambiente, v.4, n.1, p.58-68, 2018.



- ANDERSON, T. W.; DARLING, D. A. A test of goodness of t. *Journal of American Statistical Association*, v.49, p.765-769, 1954.
- ANDRADE, D. F.; OGLIARI, P. J. *Estatística para as ciências agrárias e biológicas: com noções de experimentação*. 3.a Ed. ver. e amp. Florianópolis, Editora da UFSC, 2013.
- ANTUNES, J. F. G.; ESQUERDO, J. C. D. M.; COUTINHO, A. C.; SANTOS, J. L. DOS; PARIZZI, T. N. T.; BERTOLO, L. S. Análise das mudanças do uso e cobertura da terra no Estado de Mato Grosso por meio do geoportal TerraClass. In: *Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, 19, 2019, Santos. Anais...Santos, 2019.
- BARROS, M. K. L. V. *Barragem Saulo Maia, Areia- PB: arena socioambiental, legislação e contexto histórico (2011- 2020)*. 226f. Tese (Doutorado em Recursos Naturais). Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande, 2022.
- ESQUERDO, J. C. D. M.; ANTUNES, J. F. G.; COUTINHO, A. C.; SANTOS, J. L.; PARIZZI, T. N. T.; BERTOLO, L. S. Avaliação da dinâmica de uso e cobertura da terra em municípios da BAP a partir da plataforma Web dos dados TerraClass Amazônia. In: *Simpósio de Geotecnologias no Pantanal*, 7, 2018, Jardim. Anais...Jardim, 2018.
- FARIAS, T. S.; CARVALHO NETO, J. F.; VIANNA, P. C. G. Políticas públicas de distribuição de água potável: a ação da operação pipa no Curimataú paraibano. *Revista de Geociências do Nordeste*, v.6, n.2, p.166-177, 2020.
- FRANCISCO, P. R. M. *Classificação e mapeamento das terras para mecanização do Estado da Paraíba utilizando sistemas de informações geográficas*. 122f. Dissertação (Manejo de Solo e Água). Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Paraíba. Areia, 2010.
- FRANCISCO, P. R. M.; CHAVES, I. DE B.; LIMA, E. R. V. DE; BANDEIRA, M. M.; SILVA, B. B. DA. Mapeamento da caatinga com uso de geotecnologia e análise da umidade antecedente em bacia hidrográfica. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v.3, p.676-693, 2012.
- FRANCISCO, P. R. M.; AYRES, G. D. J.; SILVA, V. F.; OLIVEIRA, F. P.; SANTOS, D.; PEDROZA, J. P. Dinâmica temporal da cobertura e uso da terra da região do médio curso do rio Paraíba. In: FRANCISCO, P. R. M.; SILVA, V. F.; RIBEIRO, G. N.; SANTOS, D. (Ed.). *Tecnologias Aplicadas às Pesquisas*. 1. ed. Campina Grande: EPTEC, 2021. Cap. 1, p.6-21.
- FRANCISCO, P. R. M.; MELLO, V. DA S.; BANDEIRA, M. M.; MACEDO, F. L. DE; SANTOS, D. Discriminação de cenários pluviométricos do estado da Paraíba utilizando distribuição Gama Incompleta e Teste Kolmogorov-Smirnov. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v.9, n.1, p.47-61, 2016a.



FRANCISCO, P. R. M.; PEDROZA, J. P.; BANDEIRA, M. M.; SILVA, L. L. DA; SANTOS, D. Mapeamento da insolação do estado da Paraíba utilizando krigagem. *Revista de Geografia*, v.33, n.1, p.248-262, 2016b.

FRANCISCO, P. R. M.; MORAES NETO, J. M. DE; SILVA, V. F.; RIBEIRO, G. DO N.; SANTOS, D. Avaliação da dinâmica temporal da cobertura e uso das terras do município de Patos-PB utilizando MAPBIOMAS®. *Geo UERJ*, n.42, e66971, 2023.

FRANCISCO, P. R. M.; SILVA, V. F.; BORGES, I. M. S.; PESSOA, D. DE S. Space-temporal dynamics of coverage and use of agricultural settlement land in semi-arid region. *Journal of Hyperspectral Remote Sensing*, v.12, n.5, 359-368, 2022.

GANEM, K. A.; DUTRA, A. C.; OLIVEIRA, M. T.; FREITAS, R. M.; GRECCHI, R. C.; VIEIRA, R. M. S. P.; ARAI, E.; SILVA, F. B.; SAMPAIO, C. B. V.; DUARTE, V.; SHIMABUKURO, Y. E. Mapeamento da vegetação da caatinga a partir de dados ópticos de observação da terra – oportunidades e desafios. *Revista Brasileira de Cartografia*, v.72, p.829-854, 2020.

GOMES, S. O.; LIMA, V. N.; CANDEIAS, A. L. B.; SILVA, R. R. Uso e cobertura dos solos de Petrolândia utilizando MAPBIOMAS. In: Congresso Brasileiro de Cartografia, 27, 2017, Rio de Janeiro. Anais...Rio de Janeiro, 2017.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2021. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais/15774-malhas.html>. Acesso: 15 de junho de 2023.

JARQUE, C. M.; BERA, A. K. A test for normality of observations and regression residuals. *International Statistical Review*, v.55, p.163-172, 1987.

KENDALL, M. A.; STUART, A. The advanced theory of statistics. 2a ed. Londres: Charles Griffin, 1967.

LILLIEFORS, H. W. On the Kolmogorov-Smirnov test for normality with mean and variance unknown. *Journal of the American Statistical Association*, v.62, n.318, p.399-402, 1967.

LIMA, V. N.; GOMES, S. O.; CANDEIAS, A. L. B.; SILVA, R. R. MAPBIOMAS e uso e cobertura dos solos do município de Brejinho, Pernambuco. In: Congresso Brasileiro de Cartografia, 27, 2017, Rio de Janeiro. Anais...Rio de Janeiro, 2017.

MANN, H. B. Non-parametric tests against trend. *Econometrica*, v.13, n.3, p. 245-259, 1945.

MAPBIOMAS. Projeto MapBiomias – Coleção 2022 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil 2021. Disponível em: <https://mapbiomas.org/visao-geral-da-metodologia>. Acesso em: 03 de maio de 2023.



MAPBIOMAS. Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil. Coleção 7.0. v.1. Plataforma virtual. São Paulo: Observatório do Clima/SEEG, 2022.

PAULINO, J. A. Engenharia no dia a dia. 2010. Disponível em: <http://engharianodiaadia.blogspot.com/2010/05/o-diagnostico-ambiental.html>. Acesso: 23 de junho de 2023.

SANTOS, A. G. B. DOS; BEZERRA, A. C.; NASCIMENTO, A. H. C. DO; SOUZA, L. S. B. DE; SILVA, J. L. B. DA; MOURA, G. B. DE A. Caracterização morfométrica e uso e ocupação do solo em bacia hidrográfica do semiárido Pernambucano. Revista Brasileira de Geografia Física, v.14, n.2, p.1036-1043, 2021.

SHAPIRO, A. S. S.; WILK, M. B. An analysis of variance test for normality (complete samples). Biometrika, v.52, n.3/4, p.591-611, 1965.

SILVA, M. C.; SILVINO, G. S.; SILVA, M. C. Da abundancia hídrica a escassez de água residencial: as particularidades hidroterritoriais no Brejo de Altitude do município de Areia, Paraíba, Brasil. Revista Desenvolvimento Social, v.19, n.1, p.21-37, 2016.



AVALIAÇÃO ESPACIAL DE PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA COMO SUPORTE A GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS NO LITORAL SUL DE SÃO PAULO

Liliane Moreira Nery¹
Gabriela Gomes²
Ana Laura de Paula³
Arthur Pereira dos Santos⁴
Darllan Collins da Cunha e Silva⁵

¹Doutoranda em Ciências Ambientais, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho – Instituto de Ciência e Tecnologia de Sorocaba, Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, liliane.nery@unesp.br

²Mestranda em Ciências Ambientais, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho – Instituto de Ciência e Tecnologia de Sorocaba, Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, gabriela.gomes98@unesp.br

³Mestranda em Ciências Ambientais, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho – Instituto de Ciência e Tecnologia de Sorocaba, Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, al.paula@unesp.br

⁴Doutorando em Ciências Ambientais, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho – Instituto de Ciência e Tecnologia de Sorocaba, Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, arthur.p.santos@unesp.br

⁵Prof. Dr. Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho – Instituto de Ciência e Tecnologia de Sorocaba, Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, darllan.collins@unesp.br

86

INTRODUÇÃO

Regiões litorâneas são naturalmente frágeis do ponto de vista ambiental, em virtude da relação oceano-continente inerentes à localização dessas áreas. A criação de instrumentos regulatórios que auxiliam o gerenciamento das zonas costeiras é recente quando comparado ao histórico de ocupação do litoral brasileiro, de modo que essas regiões já se encontram significativamente modificadas e antropizadas (SOUZA & OLIVEIRA, 2016).

Apesar disso, o litoral sul do Estado de São Paulo encontra-se mais conservado do que as demais regiões litorâneas do Estado, o que de certo modo contribuiu para a preservação do Complexo Estuarino-Lagunar de Iguape-Cananéia (CELIC), considerado Patrimônio Natural da Humanidade pela UNESCO (Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura), sendo protegido por diversas Unidades de Conservação (UCs) (SOUZA & OLIVEIRA, 2016).



Contudo, entre os anos de 1827 e 1852 um canal artificial denominado “Valo Grande” foi construído na região, alterando significativamente as características originais da região (SOUZA & OLIVEIRA, 2016; PRADO et al., 2019; TEIXEIRA & MAZZILLI, 2019). Situação preocupante, principalmente considerando que regiões de mangues estão inclusos no ciclo reprodutivo de diversas espécies e apresentam elevada diversidade estrutural e funcional.

Portanto, compreendendo que a água é um recurso essencial, que a preservação de sua qualidade permite seu uso múltiplo e a conservação dos ecossistemas, o monitoramento ambiental dos recursos hídricos é primordial e indispensável (NIYOYITUNGIYE et al., 2019; SIMONETTI et al., 2021).

Dentro desse contexto, o monitoramento ambiental é uma ferramenta adequada para retratar cenários ambientais e avaliar os impactos ocasionados pelas mudanças antrópicas nos ecossistemas. Dessa forma, o presente estudo avaliou espacialmente parâmetros físico-químicos da água do CELIC, procurando retratar a influência do Valo Grande no complexo estuarino-lagunar.

METODOLOGIA

Área de estudo

O estudo foi em um complexo estuarino-lagunar da planície costeira do Estado de São Paulo, formada pelos municípios de Cananéia, Iguape e Ilha Comprida na bacia hidrográfica do rio ribeira de Iguape (Figura 1). A formação deste estuário só foi possível pela presença da Ilha Comprida, uma faixa estreita de terra, com paisagem predominantemente arenosa, e aproximadamente 70 Km de comprimento, se interpondo entre o continente e o oceano (SALDANHA, 2005).



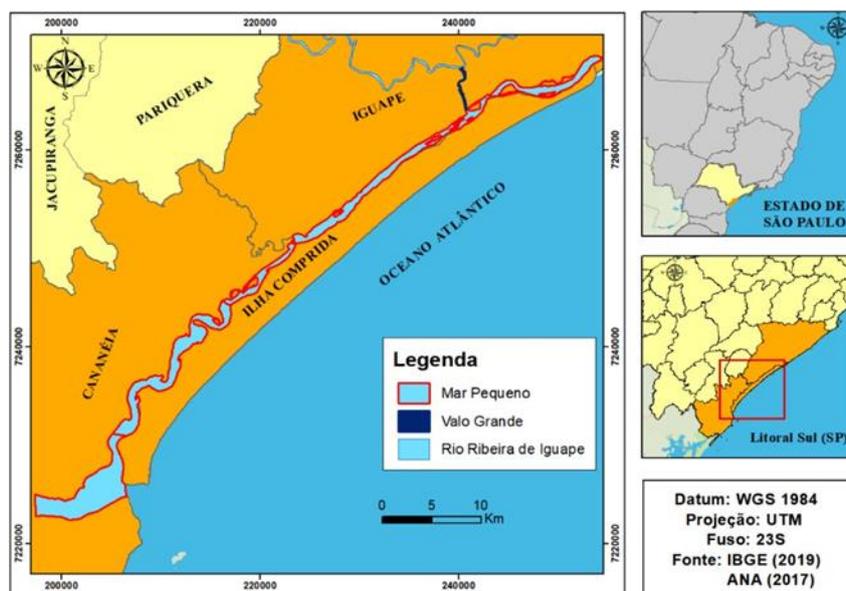


Figura 1. Localização do Complexo Estuarino-Lagunar de Iguape-Cananéia.

Fonte: Autoria própria.

O complexo lagunar recebe água salgada ao norte de Iguape, denominada pelas Barras do Icapara, e ao sul de Cananéia. O CELIC também recebe água doce proveniente do Rio Ribeira de Iguape, encontrando o estuário através do Valo Grande e da Barra do Ribeira (GIULIETTI, 1992; BENAZERA & CAVANAGH, 1994). Segundo Kottek et al., (2006), esta região estuarina possui a classificação de Köppen Cfa, caracterizado por um clima tropical úmido com verões mais quentes e altas precipitações.

88

Procedimento metodológico

A análise da qualidade da água foi realizada em campo no meio da calha do corpo hídrico, a nível subsuperficial da coluna d'água nos dias 14 de janeiro de 2020 e 28 de janeiro de 2020. Os parâmetros analisados foram oxigênio dissolvido (OD), temperatura (T), pH e condutividade elétrica (CE) por meio da sonda multiparâmetro AKSO AK 88 (AKSO – Brasil). A amostragem foi realizada a cada 500 metros ao longo dos 70 km do CELIC, totalizando 142 pontos amostrais.

Os resultados foram planilhados e identificados com as coordenadas coletadas em campo com o auxílio do GPS Garmin Etrex 30. Tais informações foram transferidas para o software QGIS, geocodificando com os pontos amostrados em campo. Já a delimitação vetorial do CELIC, foi realizada com auxílio das imagens disponibilizados pelo software GoogleEarth Pro.



Os arquivos com o limite da área em estudo e com os valores amostrados foram utilizados no processo de interpolação pelo método IDW (Inverse Distance Weighting), conforme a Equação (1). Segundo Silva et al. (2021) e Gardiman Júnior et al. (2012) este interpolador é amplamente utilizado com o expoente igual por apresentar bons resultados, razão pela qual tal expoente também foi utilizado nesse estudo.

$$Z = \frac{\sum_{i=1}^n \left(\frac{1}{D_i^p} \cdot Z_i \right)}{\sum_{i=1}^n \left(\frac{1}{D_i^p} \right)}$$

Onde: Z é a variável a ser interpolada; Zi é o valor da variável da iésima localidade vizinha; Di é a distância euclidiana entre o i-ésimo ponto de vizinhança e o ponto amostrado.

Analisou-se estatisticamente os valores amostrados através do valor médio, desvio padrão e o coeficiente de correlação. Uma regressão linear múltipla (Equação 2) para verificar a correlação entre as variáveis foi aplicada.

$$Y = a + b_1x_1 + b_2x_2 + b_3x_3 \dots + b_nx_n$$

89

Onde: Y é a variável dependente; xn é a variável independente; a é o intercepto; e bn é o coeficiente individual de explicação das variáveis independentes, que definem o aumento (ou diminuição) da influência na variável Y.

Para avaliar a significância do teste foi utilizada a distribuição de probabilidade de F para um nível de decisão $\alpha=0,05$, utilizando o software Bioestat 5.3 (SILVA et al., 2014; SALES et al., 2019).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após planilhar os resultados dos 142 pontos amostrados, foram observados os valores médios (Média), o desvio padrão (DP) e o coeficiente de variação (CV) de cada parâmetro de qualidade de água (Tabela 1).

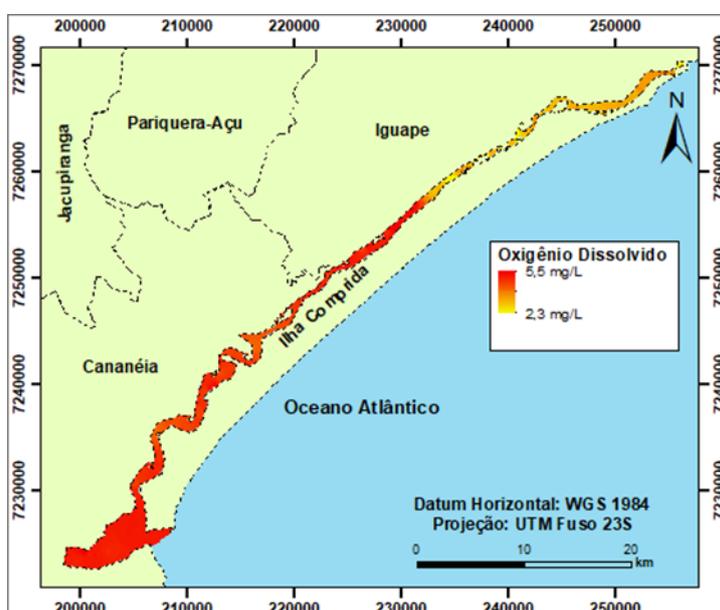
Tabela 1. Parâmetros de qualidade de água coletados no Mar pequeno do Complexo Estuarino

Variáveis	OD	T (°C)	pH	CE
Média	4,2	28,8	7,9	29,3
DP	0,8	0,9	0,3	12,6
CV	0,2	0,03	0,04	0,43



O OD é apresentado resultados homogêneos em virtude de seu baixo CV. Conforme Resolução CONAMA 357/2005, que dispõe sobre parâmetros de qualidade de água e diretrizes ambientais para o enquadramento de recursos hídricos superficiais, o OD não deve ser inferior a 5 mg/L de O₂ em um corpo hídrico salobro (CONAMA, 2005).

Dessa forma, é possível identificar que o CELIC pode estar sofrendo alterações na qualidade e disponibilidade de seus recursos em virtude dos valores de OD observados, pois ao longo do CELIC, o OD apresentou um valor máximo de 5,5 mg/L, ao sul do complexo em Cananéia, e um valor mínimo de 2,3 mg/L, ao norte do complexo nas áreas de influência do Valo Grande (Figura 2).



90

Figura 2. Variação espacial do oxigênio dissolvido da água no Complexo Estuarino- Lagunar de Iguape-Cananéia. Fonte: Autoria própria.

Em virtude do estabelecimento do Valo Grande, a presença de plantas aquáticas na região tem se intensificado (PRADO et al., 2019), sendo possível inferir que a presença destas afetam a disponibilidade de OD. Além disso, a maior presença de sedimentos no CELIC provenientes do rio Ribeira de Iguape (PADRO et al., 2019), é capaz de interferir na passagem de luz para a realização da fotossíntese, que por sua vez também afeta a disponibilidade e OD.

A T também apresentou homogeneidade no conjunto de dados coletados, por possuir uma variabilidade mínima em relação à média. A variação espacial da T (°C) da água para o CELIC foi de 30,4°C (máxima) a 27,7°C (mínima). Pode-se verificar que as temperaturas mais



elevadas foram identificadas na região central e sul do complexo, regiões próximas ao encontro das águas do sistema estuarino com o mar (Figura 3).

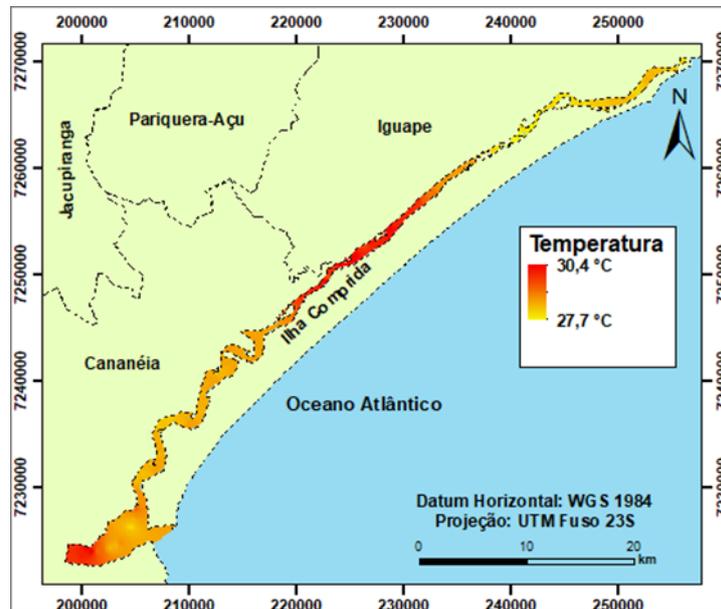


Figura 3. Variação espacial da temperatura da água no Complexo Estuarino-Lagunar de Iguape-Cananéia. Fonte: Autoria própria.

91

Ao longo do dia houve um aumento gradativo da T da água devido ao tempo de coleta da amostra, pois conforme aumentava a T do clima externo e à incidência de luz solar aumentava a T da água amostrada, dessa forma, consideremos que a variação desse parâmetro se ocorreu devido ao horário da coleta dos parâmetros e da presença dos dias ensolarados respectivos aos dias das coletas.

O pH apresentou um conjunto de dados homogêneo e valores dentro dos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 (6,5 a 8,5) (CONAMA, 2005). Contudo, é possível verificar que os valores de pH apresentam alcalinidade na região ao sul de Cananéia próximo ao encontro com a água do mar e vai diminuindo gradativamente conforme se aproxima do Valo Grande em Iguape, com valor mínimo de 6,8 (Figura 4).

Considerando que o pH ácido em corpos hídricos pode ser proveniente da decomposição da vegetação ciliar (COSTA et al., 2021; SILVA et al., 2021) ou do descarte irregular de efluentes domésticos (SILVA et al., 2017; BRAGA et al., 2022), é possível inferir que o fluxo das águas do rio Ribeira de Água alterar as condições do pH natural do CELIC.



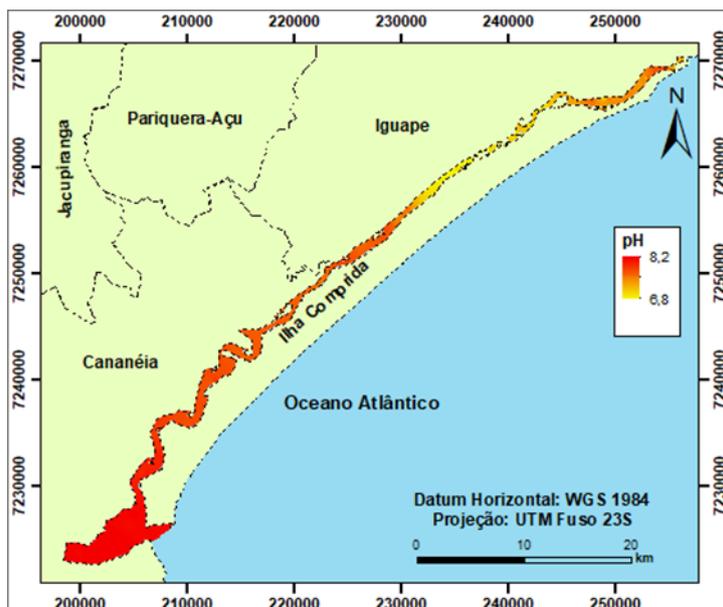


Figura 4. Variação espacial do pH da água no Complexo Estuarino-Lagunar de Iguape-Cananéia. Fonte: Autoria própria.

Além disso, a CE foi o parâmetro que apresentou maior variabilidade nos resultados, caracterizando alterações na qualidade da água desse sistema estuarino, em virtude da possível presença de materiais inorgânicos que aumentam a CE, pois ao se dissolverem na água, contribuem para a condução de eletricidade e o acúmulo de matéria orgânica. Os maiores valores de CE foram observados nas regiões mais próximas do Valo Grande, ao centro e norte do CELIC (Figura 5).

Portanto, o maior aumento de aporte de nutrientes proveniente do Valo Grande (PRADO et al., 2019), principalmente em virtude da intensificação dos processos erosivos como consequência da presença do canal (MAHIQUES et al., 2011) resulta consequentemente no aumento da CE.



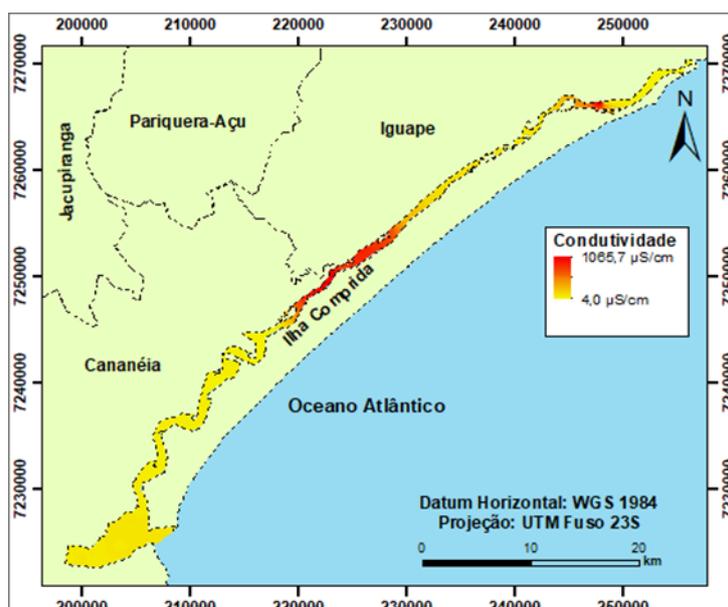


Figura 5. Variação espacial da condutividade elétrica da água no Complexo Estuarino- Lagunar de Iguape-Cananéia. Fonte: Autoria própria.

O OD demonstrou-se como dependente das variáveis de temperatura, pH e CE, com um coeficiente de correlação (r) de 0,7471. Entretanto, de acordo com o coeficiente de determinação (r^2), verificou-se que apenas 55,82 % da variável OD é explicada pelas variáveis citadas anteriormente, sugerindo que outros fatores externos, não avaliados no presente estudo, que possam atuar como preditores da variabilidade de OD, uma vez que o valor de F encontrado foi de 3,138 ($p < 0,001$), rejeitando a hipótese nula.

93

CONCLUSÕES

Pode-se inferir pelos resultados obtidos que análise espacial se mostrou ser satisfatória para análise da qualidade da água do CELIC, pois identificou-se regiões mais influenciadas pela presença do Valo Grande, principalmente pelos altos valores de CE nas regiões centrais e norte do complexo, pelos menores valores de pH e OD em Iguape.

Nesse sentido, conclui-se que a concentração do OD tem sido influenciada por fatores com presença de matéria orgânica proveniente da vegetação e poluição, transportada pelo do rio Ribeira de Iguape para o CELIC através do Valo Grande, assim como a CE. Porém, salientamos que outros estudos devem ser efetuados para que se obtenha mais informações sobre tal influência.



REFERÊNCIAS

BENAZERA, C.; CAVANAGH, J. Antropologia Marítima e Gestão da Pesca Litorânea Brasileira. 3.a ed. Québec, 1994.

BRAGA, F. H. R.; DUTRA, M. L. S.; LIMA, N. S.; SILVA, G. M.; MIRANDA, R. C. M.; FIRMO, W. C. A.; MOURA, A. R. L.; MONTEIRO, A. S.; SILVA, L. C. N.; SILVA, D. F.; SILVA, M. R. C. Study of the influence of physicochemical parameters on the Water Quality Index (WQI) in the Maranhão Amazon Brazil. *Water*, v.14, n.10, p.1546, 2022.

CONAMA. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução CONAMA 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. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_classificacao_corpos_agua_rtfcd_altrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf. Acesso em: 15 de maio de 2023.

COSTA, J. S.; RODRIGUES L. S.; SILVA, A. G. C.; REIS, T. C.; MELO, M. G. G.; LIBERATO, M. A. R. Estado de conservação e qualidade da água em uma bacia hidrográfica periurbana na Amazônia Central. *Scientia Plena*, v.17, n.9, p.1-19, 2021.

GARDIMAN JÚNIOR, B. S.; MAGALHÃES, I. A. L.; FREITAS, C. A. A.; CECÍLIO, R. A. Análise de técnicas de interpolação para espacialização da precipitação pluvial na bacia do rio Itapemirim (ES). *Ambiência*, v.8, n.1, p.61-71, 2012.

GIULIETTI, N. A pesca e a industrialização da manjuba, em Iguape, litoral sul do Estado de São Paulo. Dissertação (Mestrado em Geografia). Programa de Pós-Graduação em Geografia. Universidade de São Paulo. São Paulo, 1992.

KOTTEK, M.; GRIESER, J.; BECK, C.; RUDOLF, B.; RUBEL, F. World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, v.15, n.3, p.259-263, 2006.

MAHIQUES, M. M.; FIGUEIRA, R. C. L.; ALVES, D. V. P.; ITALIANI, D. M.; MARTINS, C. C.; DIAS, J. M. A. Origin and evolution of an intralagoonal anthropogenic delta: the Valo Grande delta (Southeastern Brazil). In: *Simpósio Brasileiro de Oceanografia*, 5, 2011, Santos. Anais...Santos, 2011.

NIYOYITUNGIYE L.; GIRI A.; MISHRA B. Assessment of physico-chemical characteristics of water at selected stations of Lake Tanganyika, Africa with special emphasis on pisciculture purposes. *International Journal of Basic and Applied Biology*, v.6, p.211-217, 2019.



PRADO, H. M.; SCHLINDWEIN, M. N.; MURRIETA, R. S. S.; NASCIMENTO JUNIOR, D. R.; SOUZA, E. P.; CUNHA-LIGNON, M.; MAHIQUES, M. M; GIANNINI, P. C. F.; CONTENTE, R. F. The Valo Grande Channel in the Cananéia-Iguape Estuary-Lagoon Complex (SP Brazil): Environmental history ecology and future perspectives. *Revista Ambiente & Sociedade*, v.22, p.2-22, 2019.

SALDANHA, I. R. R. Espaços, Recursos e Conhecimento Tradicional dos Pescadores de Manjuba em Iguape. Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental. Universidade de São Paulo. São Paulo, 2005.

SILVA, D. C. C.; OLIVEIRA, R. A.; SIMONETTI, V. C.; TERAMOTO, E. T.; SALES, J. C. A. Application of geostatistical and deterministic interpolators applied for analysis of the spatial distribution of soil pH in Sorocaba city (São Paulo state). *Scientia Agraria Paranaensis*, v.20, p.7-14, 2021.

SILVA, D. C. C.; LOURENÇO, R. W.; DONALISIO, M. R.; CORDEIRO, R. Análise da relação entre a distribuição espacial das morbidades por obesidade e hipertensão arterial para o estado de São Paulo, Brasil, de 2000 a 2010. *Ciência e Saúde Coletiva*, v.19, p.1709-1719, 2014.

SILVA, E. C.; GUTJHR, A. L. N.; BRAGA, M. C. E. S. Physical-chemical characterization of water from an Amazon urban river Capanema Pará Brazil. *Research Society and Development*, v.10, e51101622866, 2021.

SIMONETTI, V. C.; FRASCARELI, D.; GONTIJO, E. S. J.; MELO, D. S.; FRIESE, K.; SILVA, D. C. C.; ROSA, A. H. Water quality indices as a tool for evaluating water quality and effects of land use in a tropical catchment. *International Journal of River Basin Management*, v.17, p.1-34, 2019.

SOUZA T. A., OLIVEIRA R. C. Alterações ambientais no complexo estuarino-lagunar de Cananea-Iguape: a influência do canal artificial do “Valo Grande”. *Boletim de Geografia*, v.34, p.30-44, 2016.

TEIXEIRA L. F. L., MAZZILLI B. P. Determination of uranium and thorium in sediments from Cananea-Iguape system Brazil. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, v.320, p.551-560, 2019.



INFLUÊNCIA DA URBANIZAÇÃO SOBRE AS VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS NA ÁGUA DO CÓRREGO VERTENTE GRANDE, FRUTAL – MG

*Hyago Souza Teixeira¹
Rodrigo Ney Millan²*

¹Mestrando em Ciências Ambientais – PPGCIAMB, Universidade do Estado de Minas Gerais, Unidade de Frutal-MG, hyago.1095768@discente.uemg.br

²Prof. Dr. Universidade do Estado de Minas Gerais, Unidade de Frutal. Departamento de Ciências Agrárias e Biológicas, rodrigo.millan@uemg.br

INTRODUÇÃO

Rios urbanos são extremamente importantes para o desenvolvimento da sociedade contemporânea. Na maioria dos países desenvolvidos e boa parte dos subdesenvolvidos grande parte da população vive em áreas urbanas e os rios que atravessam essas áreas servem tanto para recreação quanto para abastecer as residências, os comércios e as indústria.

No Brasil, país com maior quantidade de água doce disponível para consumo do mundo, os rios urbanos vêm sofrendo grande degradação devido ao planejamento urbano ineficiente e falta de investimento do poder público (SANTOS, 2004), provocando crises de abastecimento, especialmente em períodos de seca como na cidade de Frutal, estado de Minas Gerais, cidade do interior mineiro que possui 60.508 habitantes (IBGE, 2023). Frutal possui o Córrego Vertente Grande que nasce fora da sua zona urbana, mas a percorre cortando de nordeste a sudoeste até encontrar o Ribeirão Frutal. O Ribeirão Frutal é a principal fonte de água para a população, possuindo sistema de captação, tratamento e distribuição, mas nas épocas de seca, entre maio e agosto, a demanda é maior do que a oferta de água e outro sistema hídrico precisa ser utilizado, no caso o Córrego Vertente Grande, fazendo-se necessário o monitoramento da qualidade da água de seu leito.

Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2023), menos da metade dos municípios brasileiros possuem esgotamento sanitário adequado, e em Minas



Gerais esse número supera 80%. Frutal por sua vez, tem 87,7% de seu esgoto coletado e tratado, ou seja, o esgoto de 7442 pessoas é descartado inadequadamente nos rios que percorrem a cidade e às áreas rurais.

Para monitorar a qualidade são observadas diversas variáveis físicas, químicas e biológicas, que após mensuração são comparadas aos valores de referência de legislações, que tem diversas origens, como leis e decretos federais, estaduais e municipais, assim como a resoluções e deliberações de órgãos fiscais e consultivos como Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), Conselho Estadual de Meio Ambiente (COPAM) e o Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH), além de estudos científicos.

As normas implantadas por estes órgãos estabelecem padrões e limites para determinados parâmetros nos corpos d'água que são analisados para determinar sua qualidade e classificá-los. Esses indicadores são extremamente importantes e eficazes para se determinar diversas condições e enquadramentos para cursos d'água, inclusive os urbanos, que muitas vezes recebem efluentes sem tratamento adequado e até mesmo resíduos sólidos (ANA, 2023; BRASIL, 2005; MINAS GERAIS, 2022).

As diretrizes estabelecidas pelo CONAMA e pelo COPAM em conjunto com CERH, além de respeitar os objetivos e princípios estabelecidos pelas legislações, utiliza m estudos científicos que, por sua vez, levam em consideração, variáveis biológicas, físicas e químicas, criando assim, normas, classificações e parâmetros para a utilização dos recursos hídricos e dos efluentes que são gerados em decorrência de sua utilização.

A Resolução do CONAMA 357, de 17 de março de 2005, classifica os corpos d'água e é acompanhado pela Deliberação Normativa Conjunta do COPAM-CERH/MG nº 8 (MINAS GERAIS, 2022), onde os corpos de águas doces estaduais do estado de Minas Gerais são classificados e recebem a destinação conforme informações do Quadro 1.

Além da destinação, as águas doces estaduais possuem algumas características que distinguem umas das outras, como a variação do Oxigênio Dissolvido, Solidos Totais Dissolvidos e Turbidez (Quadro 2).

Os 3 parâmetros descritos no quadro 2 foram estabelecidos e destacados da Deliberação Normativa Conjunta COPAM-CERH/MG nº 8 (MINAS GERAIS, 2022) obedecendo fielmente os mesmos contidos na Resolução nº 357 do CONAMA (BRASIL, 2005). Os níveis de oxigênio dissolvido, sólidos totais dissolvidos, turbidez e a condutividade elétrica estão entre os principais indicadores de contaminação antrópica, podendo ser analisados individualmente ou em conjunto. Mesmo não estando relacionada nas normativas da



CONAMA 357 (BRASIL, 2005) e COPAM-CERH/MG nº 8 (MINAS GERAIS, 2022), a condutividade elétrica é um parâmetro importante para se determinar a qualidade da água pois pode indicar diferentes níveis de materiais dissolvidos, o que influencia na variedade de organismo aquáticos, meios e modos utilização e custos de tratamento, além de influenciar nas demais variáveis (ANA, 2017; LUCAS et al., 2010; HYPOLITO et al., 2005).

Quadro 1. Classificação e Destinação de Recursos Hídricos pelo COPAM-CERH

Classe	Destinação
Especial	a) ao abastecimento para consumo humano, com filtração e desinfecção; b) à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; e, c) à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.
I	a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; b) à proteção das comunidades aquáticas, inclusive em Terras Indígenas; c) à recreação de contato primário, conforme Resolução Conama nº 274, de 29 de novembro de 2000, ou norma que a substitua; e, d) à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película.
II	a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; b) à proteção das comunidades aquáticas; c) à recreação de contato primário, conforme Resolução CONAMA nº 274, de 2000, ou norma que a substitua; d) à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e, e) à aquicultura e à atividade de pesca.
III	a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; b) à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; c) à pesca amadora; d) à recreação de contato secundário; e, e) à dessedentação de animais.
IV	a) à navegação; b) à harmonia paisagística; e, c) aos usos menos exigentes.

Fonte: COPAM-CERH/MG nº8 (MINAS GERAIS, 2022).

Quadro 2. Limites para enquadramento de rios urbanos - COPAM-CERH

Variável	Classe I	Classe II	Classe III	Classe IV
OD (mg L ⁻¹)	6 ≥	05/jun	04/mai	02/abr
STD (mg L ⁻¹)	até 500	até 500	até 500	até 500
Turb (UNT)	40	100	100	100 >

Legenda: OD = Oxigênio Dissolvido; STD = Sólidos Totais Dissolvidos. Turb= Turbidez. Fonte: COPAM-CERH/MG nº 8 (MINAS GERAIS, 2022).



O objetivo deste trabalho foi verificar o impacto da urbanização nas variáveis físico-químicas do córrego Vertente Grande, no município de Frutal-MG.

METODOLOGIA

Área de estudo e pontos de coleta

A presente pesquisa foi conduzida no Córrego Vertente Grande pertencente ao município de Frutal-MG, localizado em altitude média de 531 m (Figura 1). O clima da região é definido como Aw segundo a classificação Köppen-Geiger, tropical sazonal com inverno seco e verão chuvoso (ALVARES et al., 2013), apresentando temperatura e precipitação média anual de 23,8°C e 1626,9mm, respectivamente, inserido dentro do domínio morfoclimático do Cerrado (AB'SABER, 1977).

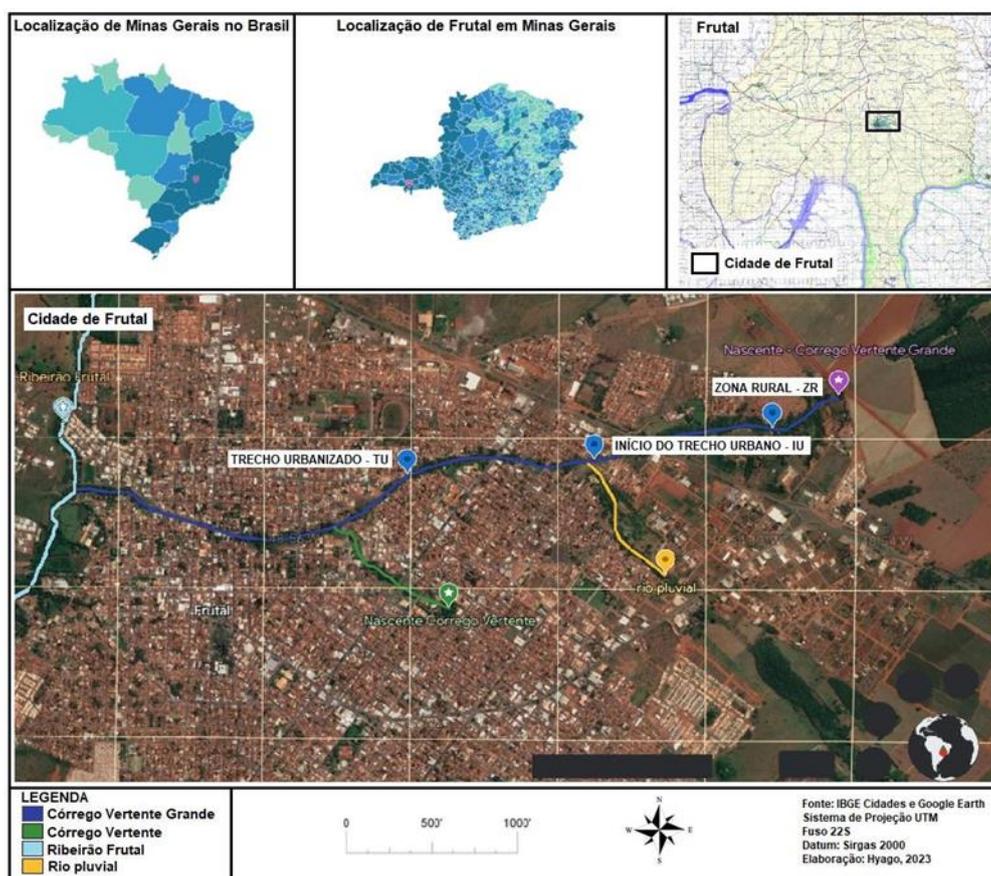


Figura 1. Localização da área de estudo com identificação dos pontos de coleta, onde: ZR = zona rural, IU = início do trecho urbano; TU = trecho urbanizado.

A área objeto de estudo compreende uma parte do curso do Córrego Vertente Grande que se inicia a nordeste do perímetro urbano, em uma área já antropizada, mas não urbanizada, onde se desloca sentido sudoeste, adentrando o perímetro urbano próximo da

confluência do córrego Vertente com o Vertente Grande (Figura 1), percorrendo da nascente até a foz com o Ribeirão Frutal, aproximadamente 4960 metros, sendo 1200 metros em zona rural e 3760 metros dentro da zona urbana da cidade de Frutal. Sendo assim, foram definidos três pontos de coleta: ZR = zona rural, IU = início do trecho urbano e TU = trecho urbanizado.

O ponto ZR está localizado na zona rural, coordenadas 20°00'57" S, 48°54'17" W, a 555 m de altitude (Figuras 1 e 2A). Posiciona-se a 450 m da primeira nascente contínua, dentro da Área de Preservação Permanente de uma propriedade particular de pequeno porte, constituída por pastagens e plantação de seringueiras, cuja principal atividade econômica é a criação de gado de corte. O curso de água encontra-se protegido por uma faixa de mata ciliar, que varia de 15 a 30 m, tendo a lâmina d'água uma aparência transparente sem a presença de odor (Figura 2A).



Figura 2. A - Pontos de Coleta ZR. B - Ponto de coleta IU. C - Ponto de Coleta TU. Data: 20/10/2022.

O ponto de coleta no início do trecho urbano - IU (Figuras 1 e 2B), localiza-se no início do perímetro urbano, no cruzamento das Ruas Sebastião Batista de Queiroz (Bairro Caju) e Rua Luiz Vieira de Queiroz (Bairro Santa Luzia), coordenadas 20°01'04" S, 48°54'52" W, a 531 m de altitude. Cerca de 100 metros abaixo do cruzamento do Córrego Vertente Grande com a Rodovia Federal BR-364, e a 1515 m da primeira nascente regular, em um local já com algumas construções residenciais, industriais e áreas públicas, não possuindo nenhuma infraestrutura aparente de coleta de águas pluviais. Diferentemente do ponto de coleta ZR, o ponto IU apresenta no leito do rio e seu entorno presença de resíduos residenciais, de construção civil, com depósitos de sedimentos e processos erosivos ativos. A água possui uma cor esbranquiçada e com vestígios oleosos e odor de esgoto (Figura 2B).

Já o ponto de coleta trecho urbanizado - TU, localiza-se próximo a área central do núcleo urbano da Cidade de Frutal, no cruzamento do curso d'água com a Rua Orides de Paula Sales (Bairro Novo Horizonte), coordenadas 20°01'07" S, 48°55'30" W, a 515 m de altitude (Figuras 1 e 2D). Após percorrer 2615 m da primeira nascente regular, em uma área já densamente urbanizada, à aproximadamente 500 m da confluência com o Córrego Vertente, seu único afluente, e com uma infraestrutura de coleta de esgoto e de águas pluviais, ainda recebe resíduos e efluentes de forma irregular.

Período de coleta

As coletas de água ocorreram com amostragens mensais durante um período de 6 meses, entre janeiro/2023 e março/2023 (período chuvoso), sempre em dias úteis, no início da manhã (entre as 6:30h e 7:30h), sem precipitação nas 24 horas anteriores.

Variáveis limnológicas e procedimentos analíticos

As variáveis turbidez (Turb - NTU), condutividade elétrica (Cond - $\mu\text{S cm}^{-1}$), oxigênio dissolvido (OD - mg L^{-1}) e sólidos totais dissolvidos (mg L^{-1}), foram mensuradas com sonda multiparámetros HORIBA U-50, in loco.

101

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O Oxigênio Dissolvido (OD) variou de 5,26 mg L^{-1} (TU-jan/2023) a 10,01 mg L^{-1} (IU-jan/2023) (Figura 3). Os pontos apresentam médias dentro do preconizado pela CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005) e COPAM-CERH/MG nº 8/2022, para rios de Classe 2, que é de 5 mg L^{-1} . Esteves (2011) explica que os dois principais fatores que influenciam nas concentrações de oxigênio dissolvido são o oxigênio atmosférico e atividade fotossintetizante, no entanto as aferições foram realizadas no período do início da manhã, com pouca incidência de luz solar disponível para fotossíntese, que não influenciaria na sua solubilidade. Guerreiro et al. (2020) explicam que, em rios urbanos, a variação do volume nos períodos de seca e chuva influenciam a turbidez e a degradação biológica da matéria orgânica, alterando a concentração de oxigênio dissolvido.



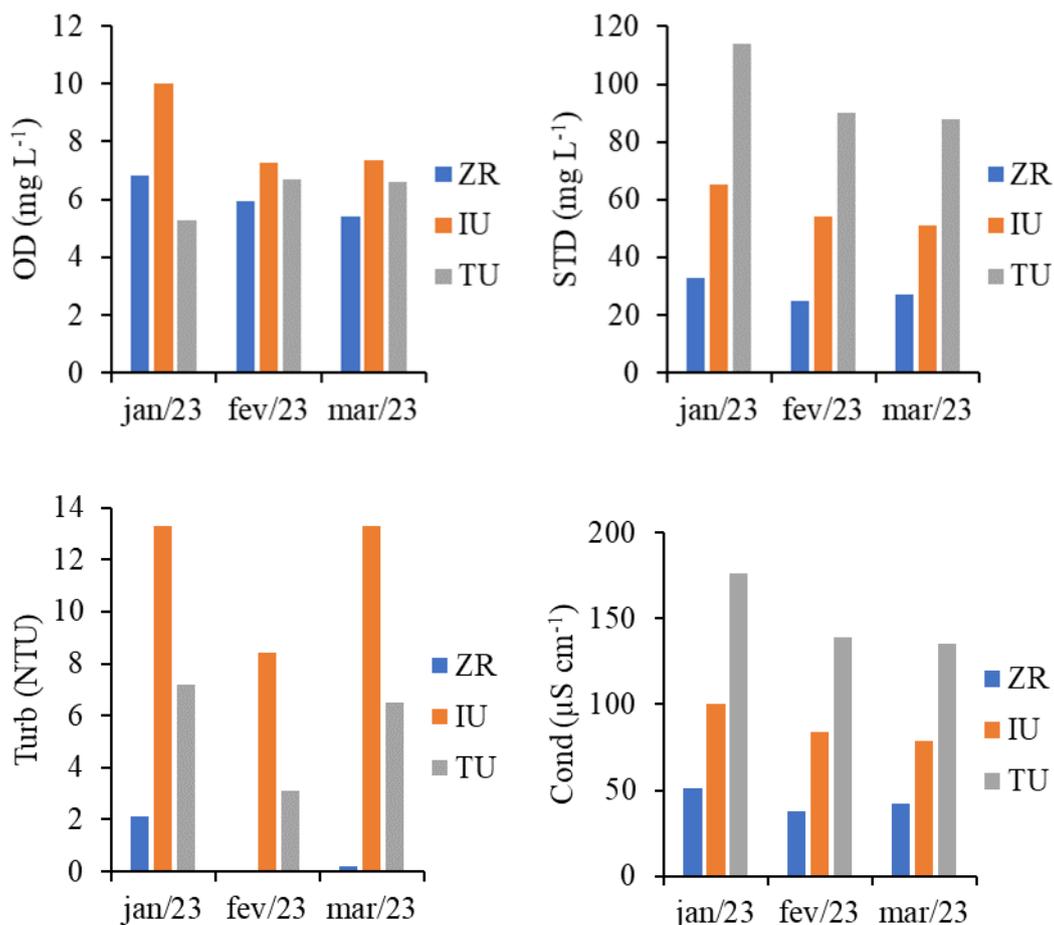


Figura 3. Valores das variáveis Oxigênio Dissolvido (OD), Sólidos Totais Dissolvidos (STD), Turbidez (Turb) e Condutividade Elétrica (Cond) nos pontos amostrais, sendo: ZR = zona rural; IU = início do trecho urbano; TU = trecho urbano.

Observou-se incremento de sólidos totais dissolvidos na água do sistema ao passar pelo trecho urbanizado. O mesmo comportamento aconteceu com a variável condutividade elétrica. A turbidez apresentou baixos valores no ponto ZR, elevação no ponto IU, com queda no trecho TU. Sólidos totais dissolvido, condutividade elétrica e turbidez são indicadores de qualidade que possuem uma estreita relação, pois a turbidez indica o quanto de luz é retida por elementos em suspensão (ANA, 2023), que podem por sua vez estar dissolvidos, o que pode consequentemente aumentar a condutividade elétrica do corpo d'água que refletem nos valores dos sólidos totais dissolvidos (PAULA-FILHO et al., 2020).

Mesmo a Condutividade Elétrica não estando prevista nos parâmetros legais já listados, verifica-se que esta variável pode ajudar a indicar as condições de outras variáveis como observado na Figura 3, onde ela acompanha a tendência de aumento juntamente com os



sólidos totais dissolvidos. No presente estudo, as variáveis analisadas encontram-se dentro dos limites estabelecidos pela legislação vigente para rios de classe 2.

CONCLUSÕES

A passagem da água do córrego Vertente Grande pelo trecho urbano da cidade de Frutal/MG proporcionou aumento dos níveis de sólidos totais dissolvidos e condutividade elétrica à medida que o Córrego Vertente Grande percorre o caminho de sua nascente a sua foz. O oxigênio dissolvido e a turbidez, tiveram seus maiores níveis aferidos no ponto de coleta IU, o ponto intermediário.

Ao comparar os valores das variáveis físico-químicas com o preconizado na legislação (CONAMA 357/2005 e COPAM-CERH/MG nº 8/2022) nota-se que se encontram em conformidade.

A qualidade da água do Córrego Vertente Grande é considerada adequada para os usos humanos mais exigentes, nos três pontos de coleta, levando-se em conta as quatro variáveis analisadas, após passar por tratamento simples.

REFERÊNCIAS

- AB'SABER, A. N. Os domínios morfoclimáticos na América do Sul. *Geomorfologia*, n.52, p.1-22, 1977.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v.22, n.6, p.711- 728, 2013.
- ANA. Agência Nacional de Água. Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas. Brasília, Agência Nacional de águas, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2017. Disponível em: <http://atlasesgotos.ana.gov.br>. Acesso em: 22 mai. 2023.
- ANA. Agência Nacional de Águas. Indicadores de qualidade - Índice de Estado Trófico (IET). 2023. Disponível em: <http://pnqa.ana.gov.br/indicadores-estado-trofico.aspx>. Acesso em: 21 mai. 2023.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução nº 357, de 15 de março de 2005.: Dispõe sobre uma nova classificação para as águas doces, bem como para as águas salobras e salinas do território nacional. Brasília: CONAMA, 2005. Disponível em: <http://conama.mma.gov.br/atos-normativos-sistema>. Acesso: 01 fev. 2022.
- ESTEVES, F. A. Fundamentos de Limnologia. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência. 2011.
- GUERREIRO, M. S.; ABREU, I. M.; MONTEIRO, A.; JESUS, T.; FONSECA, A. Considerations on the



monitoring of water quality in urban streams: a case study in Portugal. *Environmental Monitoring and Assessment*, v.192, p.347, 2020.

HYPOLITO, R.; FERRER, L. M.; NASCIMENTO, S. C. Comportamento de espécies de mercúrio no sistema sedimento-água do mangue no município de Cubatão, São Paulo. *Águas Subterrâneas*, v.19, n.1, p.15-24, 2005.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. IBGE - Cidades: Frutal, 2021. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/frutal/panorama>. Acesso em: 18 abr. 2023.

LUCAS, A. A. T.; FOLEGATTI, M. V.; DUARTE, S. N. Qualidade da água em uma microbacia hidrográfica do Rio Piracicaba, SP. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.14, n.9, p.937-943, 2010.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental e o Conselho Estadual de Recursos Hídricos – COPAM e CERH. Deliberação Normativa-Conjunta nº 8, de 21 de novembro de 2022. Disponível em:

<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=56521#:~:text=1%C2%B0%20%E2%80%93%20Esta%20delibera%C3%A7%C3%A3o%20normativa,em%20corpos%20de%20%C3%A1gua%20receptores>. Acesso em: 22 mai. 2023.

PAULA-FILHO, F. J. de; BRITO, S. S.; BACURAU, V. P.; GOMES, B. T. S.; GONÇALVES, A. M. L.; ALMEIDA, F. D. P.; LOPES, W. A.; SOUZA, R. B. de. Análise das variáveis hidroquímicas do Rio Salgado/CE: Contribuições para o enquadramento de rios no Semiárido Cearense. In: ANDRADE, D. F (org.). *Semiárido Brasileiro: volume 4*. Belo Horizonte-MG: Editora Poisson, p.34-39, 2020. Disponível em:

https://www.poisson.com.br/livros/semiarido/volume4/Semiarido_vol4.pdf#page=34. Acesso em: 22 mai. 2023.

SANTOS, R. F. dos. *Planejamento ambiental: teoria e prática*. São Paulo: Oficina de Textos, 2004.



IDENTIFICAÇÃO DE CONFLITOS NO USO DO SOLO EM ÁREA DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE DE UMA SUB-BACIA DO MUNICÍPIO DE PEDRALVA – MG

Amanda Aparecida Lisboa¹
Mábele de Cássia Ferreira²
Nívea Adriana Dias Pons³
Pedro de Oliveira Moura Bucker⁴
Maria Rita Raimundo e Almeida⁵

¹Mestranda em Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Itajubá, Programa de Pós-graduação em Meio Ambiente e Recursos Hídricos - POSMARH, d2022101774@unifei.edu.br

²Doutoranda em Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Itajubá, Programa de Pós-graduação em Meio Ambiente e Recursos Hídricos - POSMARH, mabele.ferreira@unifei.edu.br

³Prof^ª. Dr^ª. Universidade Federal de Itajubá – Campus Itajubá - MG, - Instituto de Recursos Naturais, npons@unifei.edu.br

⁴Mestre em Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Itajubá, Programa de Pós-graduação em Meio Ambiente e Recursos Hídricos – POSMARH, pedrombucker@gmail.com

⁵Prof^ª. Dr^ª. Universidade Federal de Itajubá – Campus Itajubá - MG, - Instituto de Recursos Naturais, mrralmeida@unifei.edu.br

105

INTRODUÇÃO

Uma Área de Preservação Permanente (APP) pode ser compreendida como uma área, coberta ou não por vegetação nativa, em que são preservados os recursos ambientais como a água, a estabilidade do solo, a biodiversidade da fauna e da flora, bem como seu fluxo gênico, assegurando a qualidade do ambiente em que se encontra e o bem-estar das populações humanas (BRASIL, 2012), principalmente por promover a manutenção do abastecimento público e privado (ALBUQUERQUE & PINHEIRO, 2019).

Apesar de sua importância, o acelerado desenvolvimento econômico e o vislumbre do agronegócio como principal atividade levaram governos a questionar sobre a legislação ambiental, se importando cada vez menos com a proposta de preservação (METZGER et al., 2019). Por exemplo, o “Novo Código Florestal Brasileiro” (Lei Federal nº 12.651/2012), que revogou a Lei Federal nº 4.771/1965, evidencia a negligência com as APPs ao excluir de sua abrangência nascentes intermitentes, desclassificar acumulações naturais/artificiais inferiores a 1 hectare (ha), reduzir em 87% a proteção de morros, montes, montanhas e



serras e promover o estreitamento da faixa potencial de vegetação nativa ao longo dos cursos d'água (BRANCALION et al., 2016; METZGER et al., 2019).

Mesmo que reduzidas pelo contexto legislativo, ações antrópicas para expansão de lavouras têm ocasionado o avanço quanto às retiradas de vegetação nativa em APPs legalmente instituídas, desencadeando ou intensificando processos de assoreamento e contaminação dos recursos hídricos, além de erosão no solo (ANDRADE et al., 2021; CARVALHO NETO, 2020; SANTOS & BRITO, 2018; SPETH et al., 2020).

Adicionalmente, está a desconsideração dos governos a respeito da utilização dos instrumentos de planejamento e o impasse na fiscalização “in loco” promovida pelo desmonte dos órgãos ambientais (SPETH et al., 2020; ANDRADE et al., 2021; SANTOS & BRITO, 2018).

É neste tocante que a utilização de instrumentos tecnológicos e de baixo custo, como os Sistemas de Informação Geográfica (SIG), torna-se uma forte aliada quanto à determinação e quantificação das APP's, principalmente quando referido a municípios pequenos, mais próximos do contexto rural, onde há pouco acompanhamento e fiscalização (ANDRADE et al., 2021; CARVALHO NETO, 2020).

O município de Pedralva se encaixa nestas características. Um estudo realizado por Borém et al. (2015) evidenciou, por meio de uma análise de APPs na Serra da Mantiqueira, que os municípios de Conceição das Pedras, Natércia e Pedralva ocupam o menor percentual da área de estudo em APP's de nascentes e encostas, quando comparados ao tamanho dos municípios. Um fator preocupante, visto a influência destas áreas na preservação dos recursos hídricos, necessários para o abastecimento do município de Pedralva. Frente a este contexto, o presente estudo objetivou determinar e quantificar, por meio da utilização de Sistema de Informações Geográficas (SIG), as áreas de APPs ao longo dos cursos hídricos do Córrego dos Coelhos e do Córrego Lambedouro, e identificar possíveis conflitos ambientais em sua sub-bacias, tendo como base a referência da Lei Federal nº 12.651/2012.

METODOLOGIA

Área de estudo

O município de Pedralva está localizado na região sul de Minas Gerais, sudeste do Brasil (Figura 1), e totalmente inserido no bioma Mata Atlântica, a uma altitude que varia de 900 a 1.900 m em relação ao nível médio do mar (PEDRALVA, 2022). Possui clima subtropical de altitude, com médias anuais de temperatura de 17° C e precipitação média de 1.409,5 mm ao ano, segundo dados do Sistema Internacional de Köppen (PEREIRA, 2021). Possui área



total de 217,989 km² (IBGE, 2022), da qual 51% de sua população ocupa áreas rurais com abastecimento de água realizados por poço e nascente, enquanto na área urbana o abastecimento ocorre pela rede geral (IBGE, 2010), com captação realizada nos cursos hídricos do Córrego dos Coelhos (22°12'52"S, 45°29'12"O) e Córrego Lambedouro (22°12'36" S, 45°28'35" O) (IGAM, 2006; 2007). A principal atividade econômica do município é a agropecuária, com ênfase para a lavoura permanente de café e banana, mas não se limitando a elas (IBGE, 2020).

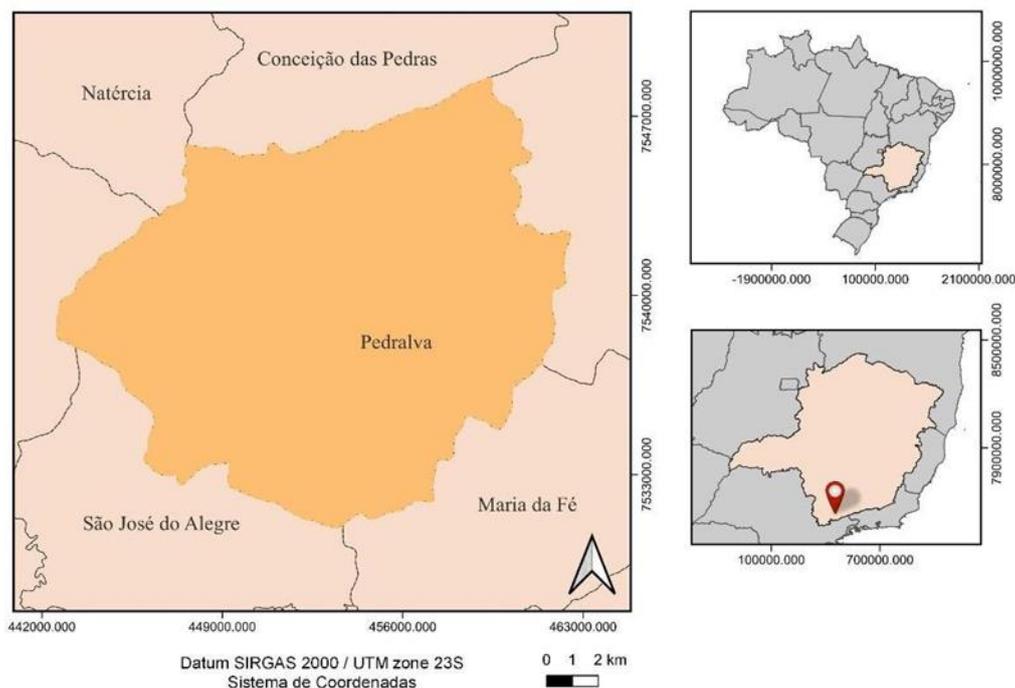


Figura 1. Localização do município de Pedralva. Fonte: Os autores.

As análises aplicadas ao presente estudo tiveram como base a sub-bacia em que estão inseridos os principais pontos de captação superficial para abastecimento público da população urbana do município de Pedralva: (1) Córrego dos Coelhos e (2) Córrego Lambedouro (Figura 2), em uma área de aproximadamente 52,5 km² (IGAM, 2006; 2007). De acordo com a Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA), os mananciais utilizados para a captação são periodicamente monitorados, a fim de garantir a qualidade e quantidade das águas, enquanto sua condução até a estação de tratamento é feita por gravidade (IGAM, 2006;2007).

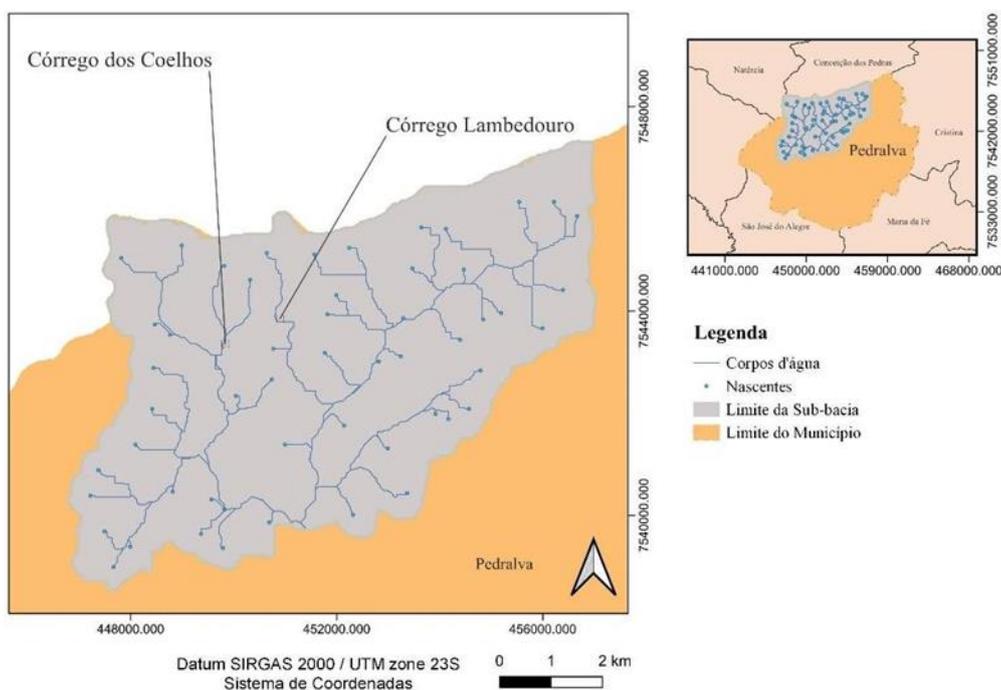


Figura 2. Localização da sub-bacia dos Córregos dos Coelho e Lambedouro. Fonte: Os autores.

Procedimentos Metodológicos

Os procedimentos metodológicos aplicados para o presente estudo foram realizados através do Sistema de Informações Geográficas QGIS, versão 3.22.5, utilizando as bases cartográficas do IBGE (2022) e do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) por meio do Modelo Digital de Elevação Topodata (INPE, 2008) e da imagem do satélite CBERS-4A (INPE, 2022). Todas as bases cartográficas e mapas gerados tiveram que ser convertidos para o modelo geográfico SIRGAS 2000 / UTM zona 23S para melhor adequação do estudo.

Desenvolvimento do Modelo Digital de Elevação Hidrologicamente Consistente (MDEHC)

A partir do modelo digital de elevação do mapa índice nº 22_465 (INPE, 2008), foi realizado o procedimento de remoção das depressões espúrias, responsável por tornar o arquivo digital hidrologicamente consistente (MDEHC), ou seja, foi realizado o equilíbrio de pontos falhos do solo para facilitar a apresentação do escoamento da água. Tal função é realizada a partir do uso da ferramenta “Fill sink (wang & liu)”, com determinação de “mínimum slope” de 0,01000.

Com o raster de direção de fluxo da água, foi possível identificar o escoamento da bacia, e auxiliar nos processos de extração dos cursos d'água da região de interesse. Para isso, foi necessário o uso da ferramenta “Channel network and drainage basins”, no qual utilizou-se a base de elevação MDEHC, determinando o valor máximo de cinco tributários para os cursos

d'água. Ao correr o comando, o sistema QGIS resultou dados como junções dos cursos d'água, nascentes, foz e ordenação hídrica. Tais dados foram filtrados através das tabelas de atributos, deixando visível apenas os pontos de interesse do contexto deste estudo, ou seja, as nascentes e ordenamento dos cursos d'água.

Uma vez gerada a rede hidrológica do município, identificadas suas nascentes e levantados os pontos de interesse quanto à captação de água para abastecimento do município, realizou-se o delineamento da sub-bacia na qual estão os dois cursos d'água de interesse. Para isso, utilizou-se a ferramenta "Upslope area", onde foi possível inserir as coordenadas geográficas da nascente, usando o modelo de elevação MDEHC e definindo a função "Deterministic 8".

Mapeamento das classes de cobertura e uso do solo

A partir das imagens CBERS-4A (INPE, 2022), bandas 1, 2, 3 e 4, capturadas em 22 de agosto de 2022, foi possível realizar a classificação supervisionada de imagens para determinar o uso e ocupação do solo no município de Pedralva. Tal processo requereu o empilhamento de imagens a partir da composição colorida RGB, seguindo pela filtragem de contraste da imagem através da ferramenta "Raster toolbar".

A partir desta formatação, iniciou-se o processo de "treinamento", no qual diferentes polígonos, seguindo classificações básicas, permitiram ao sistema reconhecer o solo, e o classificar conforme a diferenciação de cores. Para tanto, determinou-se como comando de reconhecimento as classes de solos apresentadas na Tabela 1.

Uma vez poligonizadas as áreas de interesse e definidas as colorações para cada uma das classes, partiu-se para a etapa de verificação da acurácia, na qual foi possível validar a estratificação supervisionada de 397 pontos a 0,0050 de precisão, conferindo em uma qualidade da amostra de 74%.

Tabela 1. Comando de "treinamento" para classificação do uso e ocupação do solo.

Classes	Descrição do Tema
1. Corpos D'água	Áreas com presença de lagos.
2. Floresta Densa	Áreas cobertas por vegetação natural em diferentes estágios de regeneração.
3. Pastagens	Áreas verdes, sem presença de vegetação nativa, exclusivas para pastoreio.
4. Área Urbana	Área do município com concentração de construções e/ou estradas.
5. Área Antropizada com Solo Exposto	Área caracterizada pela ação humana no ambiente e que estão visíveis o solo exposto.
6. Área Antropizada com Plantações	Área caracterizada pela ação humana no ambiente e que estão visíveis distintas plantações.



Delimitação do uso e ocupação do solo nas áreas de APP's

A partir da delimitação da sub-bacia alvo de estudo, foi possível realizar o delineamento das APP's das nascentes e cursos d'água, incluindo os pontos de captação da COPASA de Pedralva. Tal processo usou a função "buffer" do SIG e seguiu as recomendações do novo Código Florestal Brasileiro (Lei Federal nº 12.651/2012), onde: faixas de APP's para as nascentes devem cumprir o valor mínimo de 50 m de raio, enquanto para as APP's de cursos d'água menores que 10 metros de largura (caso dos Córregos dos Coelhos e Lambedouro), deve-se cumprir o valor mínimo de 30 m de faixa em cada lateral. Com os resultados da delimitação das APP's e dos usos do solo na área da sub-bacia, utilizou-se a ferramenta de recorte de dados vetoriais "Intersection", inserindo o mapa base de uso e ocupação do solo e determinando os "buffers" de 30 m para o curso d'água e, posteriormente, de 50 m de raio ao redor das nascentes como camadas de sobreposição. Isso permitiu identificar os possíveis conflitos entre o uso e ocupação do solo em áreas de APP's dos principais recursos hídricos para o abastecimento público do município de Pedralva.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Por meio do geoprocessamento, foi possível espacializar informações e correlacionar variáveis físicas, indicando as áreas antropizadas e de desmatamento. O mapa resultante da sobreposição das APP's e uso e ocupação do solo evidenciou a carência de vegetação densa em grandes trechos das APP's das nascentes e dos Córregos dos Coelhos e Lambedouro, conforme é possível observar na Figura 3.

110



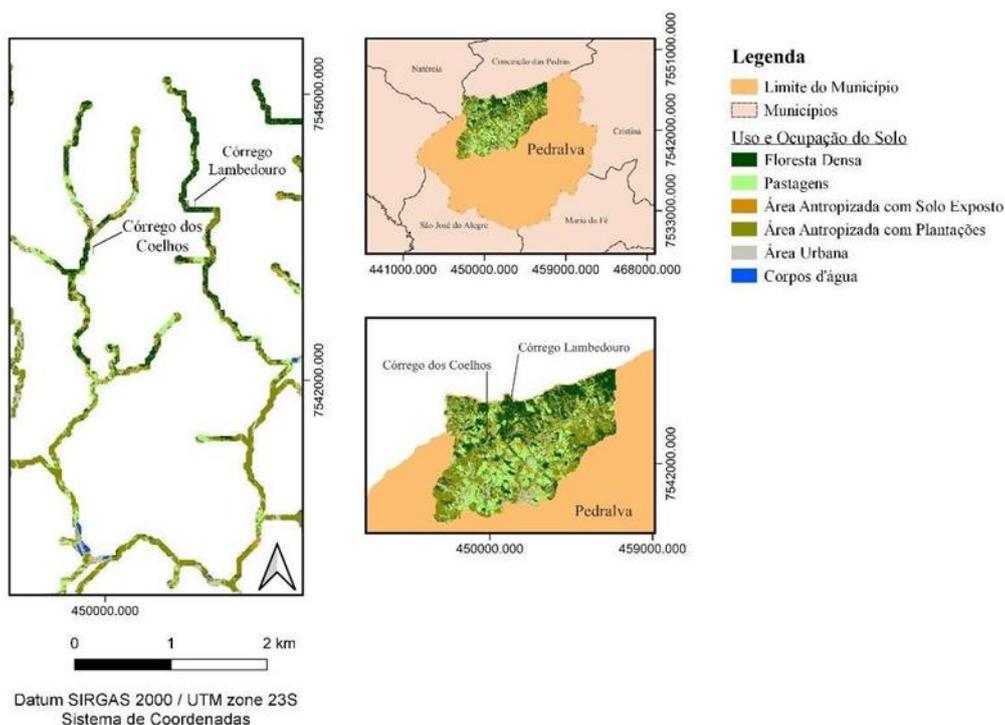


Figura 3. Uso e ocupação do solo na área da sub-bacia dos Córregos dos Coelhos e Lamedouro. Fonte: Os autores.

Observou-se que os trechos mais conservados se localizam na parte norte da área de estudo, em meio à região de maior altitude (média de 1200m) e declividade, onde se localizam as duas nascentes dos pontos de captação da COPASA. Essa região, apesar de apresentar áreas antropizadas e conflitantes com as APP's das nascentes e no curso inicial dos Córregos dos Coelhos e Lamedouro, ainda conserva parte da floresta nativa do município. Por outro lado, nas proximidades da área urbana e região de planícies, o uso e ocupação do solo é caracterizado pelas áreas de pastagens e áreas antropizadas de plantações, apresentando APP's totalmente desprovidas de mata ciliar.

Situação semelhante foi constatada por Teixeira e Rizatti (2022) em estudo de avaliação de conflitos ambientais na sub-bacia do rio Vacacaí-Mirim, região central do estado do Rio Grande do Sul. Os autores observaram que, próximo à nascente, em áreas declivosas, há maior preservação das APP's, enquanto em áreas planas próximas à área urbana do município, há intensa substituição da cobertura vegetal ciliar por construções indevidas, agricultura e abertura de estradas.

De acordo com a Tabela 2, constatou-se que há conflito de uso do solo dentro das APP's em 82,54% de sua área total, cerca de 3,182 km² (considerando pastagens, área urbana e área



antropizada com solo exposto e área antropizada com plantações), conflitando com o uso de preservação que estas áreas deveriam ter.

Tabela 2. Dimensão e porcentagem do uso e ocupação do solo das áreas totais do município de Pedralva, da sub-bacia e APP's dos Córregos dos Coelhos e Lambedouro e suas nascentes

Classe de uso e ocupação do solo	Área total do município		Área total da sub-bacia		APP's da sub-bacia (nascentes e cursos hídricos)	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%
Corpos D'água	0,422	0,19	0,111	0,21	0,019	0,49
Floresta Densa	41,21	18,91	10,736	20,47	0,654	16,96
Pastagens	57,177	26,24	11,784	22,47	0,593	15,38
Área Urbana	17,234	7,91	5,049	9,63	0,278	7,21
Área Antropizada com Solo exposto	13,5	6,19	3,043	5,8	0,081	2,1
Área Antropizada com Plantações	88,381	40,56	21,72	41,41	2,23	57,85
Total	217,923	100	52,444	100	3,855	100

Fonte: Os autores (2023).

Considerando-se a largura das faixas de APP determinadas pela legislação, na sub-bacia dos Córregos dos Coelhos e Lambedouro deveriam existir pelo menos 3,855 km² de mata nativa preservada nas nascentes e ao longo dos demais cursos hídricos. No entanto, os dados obtidos mostram que apenas 0,654 km² (16,96%) estão efetivamente preservados. A porcentagem da influência antrópica nas APP's de nascentes e de cursos hídricos chega a 82,66 e 81,33% respectivamente, em relação à área total que deveria estar preservada.

Garcia et al. (2015) utilizaram medidas estipuladas pelo Código Florestal e identificaram que apenas 54% da bacia hidrográfica do Córrego Barra Seca-SP estava preservada. Outros trabalhos correlatos, como de Santos e Brito (2018), também constataram conflitos de uso de solo em APPs na bacia do rio dos Patos-GO, restando 43% de área preservada. Speth et al. (2020) constataram os usos e ocupações existentes nas faixas marginais do perímetro urbano de Candelária-RS, onde as áreas antropizadas perfazem 82,82 % da área total, restando apenas 17,18 % da área efetivamente preservada.

A eliminação da vegetação nativa nas APP's de nascentes e cursos hídricos promove a degradação da qualidade dos recursos hídricos. Tal situação alerta para um preocupante problema, pois, segundo Teixeira e Rizzatti (2022), a médio e longo prazos, práticas que tendem a diminuir a infiltração de água no solo podem causar a redução da vazão das



nascentes, afetando a produção de águas. Além disso, a vegetação ciliar favorece o aumento da umidade atmosférica, contribuindo para a manutenção das chuvas.

Os prejuízos causados pelo desmatamento se estendem à biodiversidade, à qualidade de vida da população local e à sustentabilidade dos recursos hídricos. Desse modo, recomenda-se fortemente o incentivo de programas de reflorestamento, educação ambiental e aumento da fiscalização nas áreas afetadas indicadas por esse estudo.

CONCLUSÕES

A utilização de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) mostrou-se eficaz na determinação das APP's dentro dos requisitos legais estipulados pelos órgãos ambientais brasileiros e foi eficiente para promover a delimitação e o cálculo das Áreas de Preservação Permanente (APP's) da sub-bacia hidrográfica dos Córregos dos Coelhos e Lambedouro do município de Pedralva-MG. A partir dos mapas apresentados, constatou-se que 82,54% da totalidade de APP's das nascentes e cursos hídricos são áreas antropizadas (pastagens, área urbana, solo exposto e plantações).

As áreas de APP's com uso indevido necessitam de prioridade de reflorestamento adequado. Recomenda-se realizar um plano de recuperação florestal nas áreas impactadas e educação ambiental para a comunidade local.

113

AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente e Recursos Hídricos e ao Instituto de Recursos Naturais (IRN) da Universidade Federal de Itajubá (UNIFEI) pelo auxílio financeiro. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida à 1ª autora (Processo 88887.703650/2022-00). À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pela bolsa concedida à 2ª autora (Processo ID 14029).

REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, G. S.; PINHEIRO, M. V. A. Análise e mapeamento das Áreas de Preservação Permanente das Nascentes do Município do Crato, Ceará. Revista GeoUECE, v.8, n.4, p.266-275, 2019.
- ANDRADE, E. D. L.; PRESTES, J. A.; VENCEL, L. D. S.; ARANTES, L. T.; SILVA, D. C. C. Conflitos de uso do solo em áreas de preservação permanente na bacia do rio Pirapora, Salto de



Pirapora/SP: influência na qualidade das águas. Estudos Geográficos: Revista Eletrônica de Geografia, v.19, n.3, p.150-168, 2021.

BORÉM, R. A. T.; VOLPATO, M. M. L.; ALVES, H. M. R.; BORÉM, F. M.; SILVA, L. D. O. Geotecnologias na análise e mapeamento de áreas de preservação permanente na Mantiqueira de Minas. In: Simpósio de Pesquisa dos Cafés do Brasil, 9, 2015, Curitiba. Anais...Curitiba, 2015.

BRANCALION, P. H. S.; GARCIA, L. C.; LOYOLA, R.; RODRIGUES, R. R.; PILLAR, V. D.; LEWINSOHN, T. M. Análise crítica da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (2012), que substituiu o antigo Código Florestal: atualizações e ações em curso. Natureza & Conservação, v.14, n.1, p.1-16, 2016.

BRASIL. Lei Federal nº 12.651 de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nº 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 nº 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, DF: Diário Oficial da União, 2012.

CARVALHO NETO, L.M. Uso e Ocupação do solo da Área de preservação permanente (APP) da sub-bacia do Córrego Barreiro, Uberaba (Minas Gerais). Revista Brasileira de Sensoriamento Remoto, v.1, n.2, p.29-41, 2020.

GARCIA, Y. M.; CAMPOS, S.; SPADOTTO, A. J.; CAMPOS, M.; SILVEIRA, G. R. P. Caracterização de conflitos de uso do solo em APPs na bacia hidrográfica do córrego Barra Seca (Pederneiras/SP). Energia na Agricultura, v.30, p.68, 2015.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. IBGE 2010: Censo Demográfico 2010. Rio de Janeiro: IBGE, 2022. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/pedralva/panorama>>. Acesso em: 07 julho 2022.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. IBGE 2020: Produção Agrícola Municipal 2020. Rio de Janeiro: IBGE, 2021. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/pedralva/pesquisa/15/11863>>. Acesso em: 07 julho 2022.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. IBGE 2021: Área territorial brasileira 2021. Rio de Janeiro: IBGE, 2022. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/pedralva/panorama>>. Acesso em: 07 julho 2022.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. IBGE 2021: Malha Municipal Digital da Divisão Político-Administrativa Brasileira. Brasília: IBGE, 2021. Disponível em:



<<https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais/15774-malhas.html?=&t=sobre>>. Acesso em: 02 junho 2022.

IGAM. Instituto Mineiro de Gestão das Águas. IGAM 2006: Processo Técnico do Sistema Integrado de Informação Ambiental (SIAM) nº 09016/2006: regularização de outorga. Belo Horizonte: IGAM, 2006. Disponível em: http://www.siam.mg.gov.br/siam/processo/processo_emprto_emprdor.jsp. Acesso em: 19/06/2022.

IGAM. Instituto Mineiro de Gestão das Águas. IGAM 2007: Processo Técnico do Sistema Integrado de Informação Ambiental (SIAM) nº 04000/2007: regularização de outorga. Belo Horizonte: IGAM, 2006. Disponível em: http://www.siam.mg.gov.br/siam/processo/processo_emprto_emprdor.jsp. Acesso em: 19/06/2022.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. INPE 2008. Topodata: banco de dados geomorfométricos do Brasil: Mapa índice 22_465. São José dos Campos: INPE, 2008. Disponível em: <<http://www.webmapit.com.br/inpe/topodata/>>. Acesso em: 02 junho 2022.

METZGER, J. P.; BUSTAMANTE, M. M.; FERREIRA, J.; FERNANDES, G. W.; LIBRÁN-EMBID, F.; PILLAR, V. D.; PRIST, P. R.; RODRIGUES, R. R.; VIEIRA, I. C. G.; OVERBECK, G. E. Por que o Brasil precisa de suas Reservas Legais. *Perspectives in Ecology and Conservation*, v.17, n.3, p.104-116, 2019.

PEDRALVA, P. M. Mais sobre Pedralva. Disponível e: <https://www.pedralva.mg.gov.br/mais-sobre-pedralva>. Acesso em: 07/07/2023.

PEREIRA, C. M. Avaliação de composto proveniente de resíduos de agroindústria de banana e palha de café. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Agricultura Orgânica, Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2021.

QGIS.org, 2022. Geographic Information System. QGIS Association. <http://www.qgis.org>

SANTOS, L. C. L.; BRITO, G. H. M. Delimitação das áreas de preservação permanente na bacia hidrográfica do rio dos Patos, GO e identificação dos conflitos de uso de solo. *Ipê Agronomic Journal*, v.2, n.1, p.53-60, 2018.

SPETH, G.; PERES, L. E. S.; WOLLMANN, L.; DOMINGUES, Q. R.; RIBEIRO, B. M. G. Conflitos do uso de solo em Áreas de Preservação Permanente em Candelária (RS). *Ciência e Natura*, v.42, e13, 2020.

TEIXEIRA, A. C.; RIZZATTI, M. Geotecnologias para avaliação de conflitos ambientais da sub-bacia hidrográfica do rio Vacacaí-Mirim. *Ciência e Natura*, v.44, e8, 2022.



RESÍDUOS FORA DO LUGAR: UMA ANÁLISE DAS ÁREAS DE DESCARTE IRREGULAR DE RESÍDUOS SÓLIDOS EM GOVERNADOR VALADARES/MG

Arthur Campos Coelho

Prof. Universidade Vale do Rio Doce, Núcleo das Ciências e Tecnologia. Mestrando em Tecnologia, Ambiente e Sociedade - PPGTAS – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha, arthurcampos@univale.br

INTRODUÇÃO

A gestão de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) tem se mantido como um desafio persistente para políticas públicas, de meio ambiente e de saúde no Brasil. Com a retomada das atividades presenciais em 2022, após o avanço da imunização contra a COVID-19, houve uma mudança nas dinâmicas sociais que influenciou diretamente os serviços de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos (ABRELPE, 2022).

No ano de 2022, o Brasil gerou aproximadamente 81,8 milhões de toneladas de RSU, o que corresponde a uma produção diária de 224 mil toneladas. Por indivíduo, isso se traduz em uma produção média diária de 1,043 kg de resíduos. A retomada da geração de resíduos em empresas, escolas e escritórios, a diminuição do uso de serviços de delivery em comparação ao período de maior isolamento social e as mudanças no poder de compra da população podem ser fatores contribuintes para a curva regressiva observada na quantidade de RSU gerados no país (ABRELPE, 2022).

No cenário regional, a região Sudeste manteve-se como a principal geradora de resíduos, sendo responsável por quase 111 mil toneladas diárias, o que representa cerca de 50% da produção total do país. Por outro lado, a região Centro-Oeste produziu um pouco mais de 7% do total, com cerca de 6 milhões de toneladas por ano, a menor quantidade dentre as regiões (ABRELPE, 2022).

O descarte de Resíduos de Construção e Demolição (RCD) merece destaque. Em 2021, os municípios coletaram mais de 48 milhões de toneladas de RCD, um aumento de 2,9% em relação ao ano anterior. A maioria desses resíduos corresponde ao material de construção e

116



demolição abandonado em vias e logradouros públicos. Mais da metade dos RCD coletados no Brasil tem origem na região Sudeste (52%), enquanto a região Centro- Oeste se destaca em termos de coleta per capita, com quase 323 kg por habitante por ano (ABRELPE, 2022).

No entanto, as disposições inadequadas dos Resíduos de Construção e Demolição (RCD) continuam sendo um problema crônico. As disposições clandestinas desses resíduos, geralmente encontradas em lotes vagos, às margens de cursos d'água, em vilas e favelas e nas periferias das cidades, costumam dar origem a áreas de descarte irregular, também conhecidas como "bota-fora" irregular (CHERNICHARO et al., 2008). Essas áreas, transformadas em locais de degradação ambiental, são frequentemente usadas para despejo de lixo doméstico, animais mortos, pneus e resíduos de podas, o que acarreta inúmeros problemas para as cidades e seus habitantes (PINTO, 1999).

Essas áreas de descarte irregular, uma vez estabelecidas, atraem estabelecimentos comerciais e industriais que, aproveitando-se da ausência de controle e fiscalização, descartam seus resíduos de maneira ilegal (MONTEIRO, 2017).

Outro grande problema em áreas urbanas provocado pelo descarte irregular de resíduos sólidos urbanos, pouco abordado nas principais bibliografias que tratam sobre o manejo de resíduos de construção e demolição, é a prática da queima dos resíduos, em geral aqueles que são posteriormente atraídos pelo acúmulo de RCD.

Em investigação mais detalhada, Araújo (2017) realizou uma caracterização de resíduos oriundos de uma área de descarte irregular em Londrina/PR, que se acumularam ao longo de dez meses, e após amostragem em 25 pontos distintos, obteve que 87% da massa total era de RCD e 13% de outros resíduos, como gesso, poda, madeira, vidro, papel, plástico, metal, isopor, borracha, resíduos perigosos e orgânicos.

De acordo com Schalch et al. (2002), a prática de atear fogo em resíduos ao ar livre é um costume que vem de vários séculos. Esta atividade visava principalmente evitar que a parcela orgânica do lixo entrasse em decomposição, propagando vetores como ratos, baratas, moscas, além do mau-cheiro e com o acúmulo, tal prática torna-se frequente em áreas de descarte irregular, visto que esses locais são fortes atrativos para vetores de contaminação e também precisam ser encarados como um problema de saúde pública.

Chernicharo et al. (2008) alertam que a disposição inadequada dos RCDs contribui para a degradação ambiental urbana e agravam as condições de saúde da população, especialmente as de menor poder aquisitivo. As prefeituras tentam mitigar a situação com medidas paliativas, como a remoção de entulhos, mas essa abordagem corretiva e ineficaz não



é suficiente para resolver o problema e acaba incentivando a continuação do descarte irregular nesses locais (PINTO & GONZÁLES, 2005).

Portanto, é imprescindível estabelecer uma base sólida de informações, com a identificação precisa das características dos diversos componentes dos RSU, dos agentes envolvidos e dos fluxos de resíduos nas áreas urbanas. Sem essas informações, valiosos insumos, que poderiam ser reintroduzidos em uma economia circular, acabam sendo transformados em lixo em um ambiente de urbanização acelerada (PINTO, 1999).

A ausência de um conhecimento substancial acerca dos volumes de resíduos gerados motiva a presente pesquisa. Além disso, a carência de correlação entre os passivos ambientais, como a queima de resíduos, e a proliferação de agentes contaminantes, junto com a inexistência de um plano integrado de gestão direcionado aos resíduos frequentemente identificados nestas localidades, constitui o arcabouço motivacional subjacente ao estudo, no Município de Governador Valadares/MG.

METODOLOGIA

O estudo se iniciou com o mapeamento dos pontos de incidência de descarte irregular que compreendeu os limites do perímetro urbano do distrito sede do Município de Governador Valadares/MG, que foi obtido através de arquivo georreferenciado disponibilizado pelo cadastro técnico da Prefeitura Municipal de Governador Valadares.

A primeira etapa para determinação dos pontos de incidência se deu através de análise de imagens através do software Google Earth Pro (2022), que foram incorporadas em software de informação geográfica (Geographic Information System – GIS) e posteriormente a partir de aplicação de técnicas de fotogrametria interpretativa foram indicados os pontos de descarte irregular.

Para a segunda etapa do mapeamento se realizou inspeções *in loco* de regiões com probabilidade de incidência de descarte irregular, que ficaram obscurecidas nas imagens de satélite por copa de árvores e obtenção de suas coordenadas por meio de GPS portátil.

A análise consistiu na qualificação dessas variáveis dividindo-as em dois grupos, análises remotas (fotogrametria interpretativa, consultas realizadas junto ao cadastro técnico do município e zoneamentos urbanos publicados) e análises *in loco* (vistorias).

A qualificação das variáveis dos pontos de descarte de RCD que foram realizadas de forma remota são: Localização próxima a grandes eixos viários; Caracterização da área (área privada; área pública; área edificada; área não edificada; Área de Preservação Permanente



(rio; córrego; lagoa natural); Condição socioeconômica da região; Se está inserido em zonas de baixada; Se é um descarte persistente (visível em imagens de satélites de anos anteriores); Utilização predominante de imóveis na região.

A qualificação das variáveis dos pontos de descarte de RCD que foram realizadas a partir de vistorias no local são: Indícios de queimas; e Verificação de incidência, ou não, de resíduos nas seguintes categorias: Gesso; Poda de árvore e jardinagem; Madeira; Vidro; Papel; Plástico; Metal; Isopor; Borracha; Eletroeletrônicos; Resíduos perigosos; Orgânicos; Classe A; Além do volume estimado dos resíduos descartados nas áreas avaliadas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Concluída a etapa de investigação, foi possível elaborar um mapa de distribuição de pontos de descarte irregular de resíduos na região urbana de Governador Valadares:

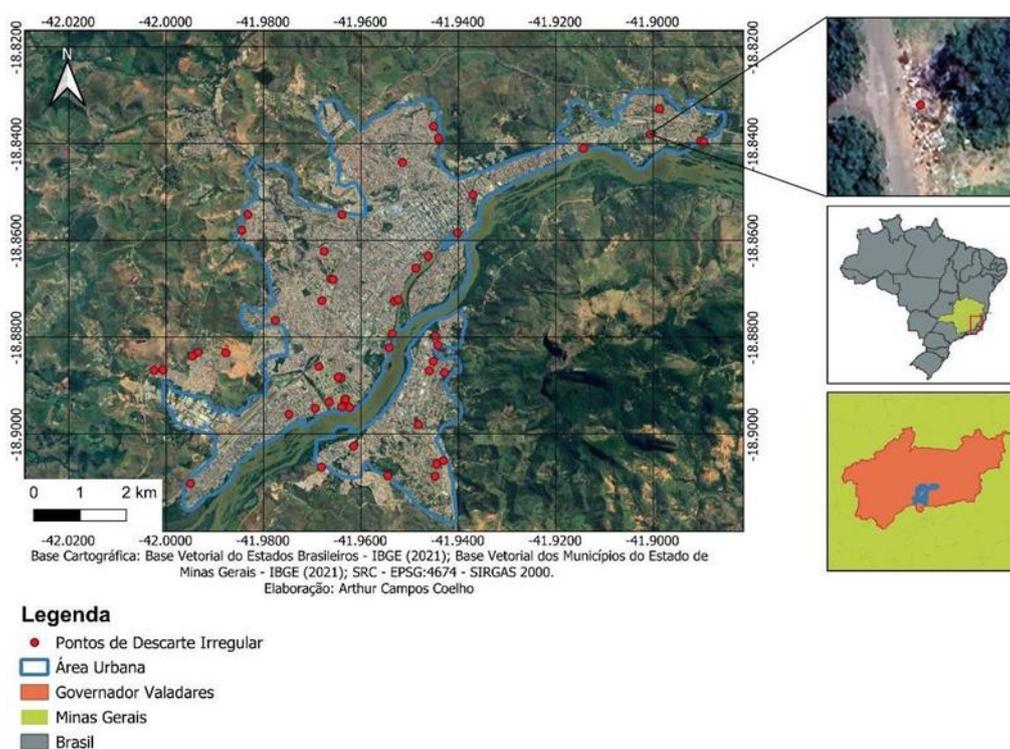


Figura 1. Localização da área de estudo.

Fonte: Adaptado de IBGE (2021); Google Earth (2023).

A identificação de áreas de descarte irregular através de fotointerpretação das imagens satélite resultou em 55 áreas, das quais 42 foram confirmadas através das vistorias *in loco*. Para todas as 42 áreas foram realizadas a aplicação de checklist para análise das variáveis selecionadas, relatório fotográfico e mapa de localização, conforme apresentado no exemplo a seguir:

Tabela 1. Checklist de vistoria *in loco* em áreas de descarte irregular.

ANÁLISE DE VARIÁVEIS DE INCIDÊNCIA DO DESCARTE IRREGULAR				Nº 55	
INFORMAÇÕES GERAIS					
AVALIADOR:		Arthur Campos Coelho		DATA: 21/07/2022	
LOCALIZAÇÃO: R. Oitava, S/N – Nova Vila Bretas					
COORDENADAS: LATITUDE		18º52' 24.96" S	LONGITUDE		41º57' 58.84" O
ANÁLISE REMOTA					
LOCALIZAÇÃO PRÓXIMA A GRANDES EIXOS VIÁRIOS (<= 100 m).	<input checked="" type="checkbox"/> SIM		<input type="checkbox"/> NÃO		
TIPO DE ÁREA	<input checked="" type="checkbox"/> PÚBLICO		<input type="checkbox"/> PRIVADO		
ÁREA EDIFICADA	<input checked="" type="checkbox"/> SIM		<input type="checkbox"/> NÃO		
ÁREA DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE (APP)	<input type="checkbox"/> RIO	<input type="checkbox"/> CÓRREGO		<input type="checkbox"/> LAGOA NATURAL	<input checked="" type="checkbox"/> NÃO SE APLICA
CONDIÇÃO SOCIOECONÔMICA DA REGIÃO	<input type="checkbox"/> A		<input checked="" type="checkbox"/> B	<input type="checkbox"/> C	
ESTÁ INSERIDO EM ZONAS DE BAIXADA	<input checked="" type="checkbox"/> SIM		<input type="checkbox"/> NÃO		
DESCARTE PERSISTENTE	<input checked="" type="checkbox"/> SIM		<input type="checkbox"/> NÃO		
UTILIZAÇÃO PREDOMINANTE DE IMÓVEIS NA REGIÃO	<input checked="" type="checkbox"/> RESIDENCIAL		<input type="checkbox"/> COMERCIAL		
ANÁLISE IN LOCO					
INDÍCIOS DE QUEIMAS	<input checked="" type="checkbox"/> SIM		<input type="checkbox"/> NÃO		
INCIDÊNCIA DE GESSO	<input checked="" type="checkbox"/> SIM		<input type="checkbox"/> NÃO		
INCIDÊNCIA DE PODA DE ÁRVORE E JARDINAGEM	<input checked="" type="checkbox"/> SIM		<input type="checkbox"/> NÃO		
INCIDÊNCIA DE MADEIRA	<input checked="" type="checkbox"/> SIM		<input type="checkbox"/> NÃO		
INCIDÊNCIA DE VIDRO	<input checked="" type="checkbox"/> SIM		<input type="checkbox"/> NÃO		
INCIDÊNCIA DE PAPEL	<input checked="" type="checkbox"/> SIM		<input type="checkbox"/> NÃO		
INCIDÊNCIA DE PLÁSTICO	<input checked="" type="checkbox"/> SIM		<input type="checkbox"/> NÃO		
INCIDÊNCIA DE METAL	<input checked="" type="checkbox"/> SIM		<input type="checkbox"/> NÃO		
INCIDÊNCIA DE ISOPOR	<input checked="" type="checkbox"/> SIM		<input type="checkbox"/> NÃO		
INCIDÊNCIA DE BORRACHA	<input checked="" type="checkbox"/> SIM		<input type="checkbox"/> NÃO		
INCIDÊNCIA DE ELETROELETRÔNICOS	<input checked="" type="checkbox"/> SIM		<input type="checkbox"/> NÃO		
INCIDÊNCIA DE RESÍDUOS PERIGOSOS	<input checked="" type="checkbox"/> SIM		<input type="checkbox"/> NÃO		
INCIDÊNCIA DE ORGÂNICOS	<input checked="" type="checkbox"/> SIM		<input type="checkbox"/> NÃO		
MATERIAIS DE CONSTRUÇÃO	<input checked="" type="checkbox"/> SIM		<input type="checkbox"/> NÃO		
RESÍDUOS CLASSE A	<input checked="" type="checkbox"/> SIM		<input type="checkbox"/> NÃO		

120

Fonte: Elaborado pelo autor.





Figura 2. Registro fotográfico de área de descarte irregular Fonte: Repositório de imagens do autor.

Dentre os pontos analisados, 31% estavam localizados próximos a grandes eixos viários, o que pode facilitar o acesso para o descarte irregular. Além disso, 45% das áreas estavam inseridas em Áreas de Preservação Permanente (APP), o que agrava o impacto ambiental do descarte inadequado.

121

Chamou atenção que 74% das áreas de descarte pertenciam ao poder público, indicando a necessidade de uma gestão mais eficaz desses espaços. Aproximadamente 86% dos locais estavam inseridos em zonas de baixada, o que indica uma preferência por regiões que não necessitam de subir morros e a mesma proporção tinha utilização residencial dos imóveis na região.

Em relação à característica do terreno, 93% das áreas eram não edificadas e, em igual proporção, foi observado um descarte persistente, reforçando o caráter recorrente do problema.

A análise *in loco* também revelou a diversidade de resíduos encontrados nesses pontos de descarte. Materiais perigosos foram encontrados em 17% dos locais, e eletroeletrônicos em 29%. Resíduos de metal e gesso foram identificados em 36% e 38% dos pontos, respectivamente.

Resíduos de isopor e borracha foram observados em 45% dos locais, enquanto orgânicos em 55%. O vidro foi encontrado em 62% dos pontos analisados e resíduos provenientes de poda de árvores e jardinagem em 71%.



Em 81% dos locais, havia indícios de queimas, bem como a presença de papel e resíduos de construção e demolição. A incidência de plástico foi constatada em 86% dos pontos, enquanto a madeira foi o tipo de resíduo mais encontrado, presente em 96% das áreas analisadas.

Os dos podem ser melhor visualizados nos gráficos a seguir:

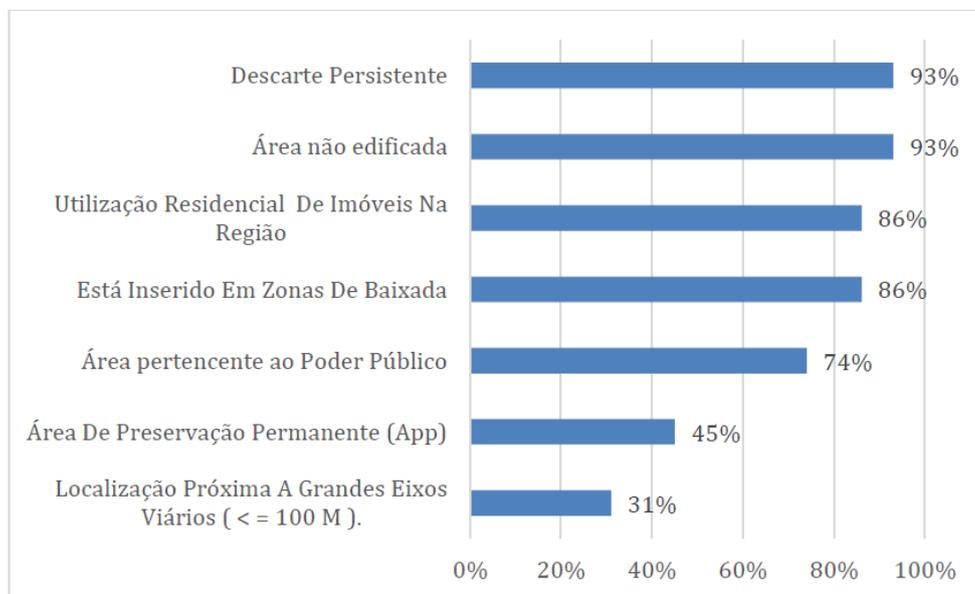


Gráfico 1. Distribuição Percentual de Ocorrências de Características Geográficas e de Propriedade em Áreas de Descarte Irregular de Resíduos. Fonte: Autor.

122

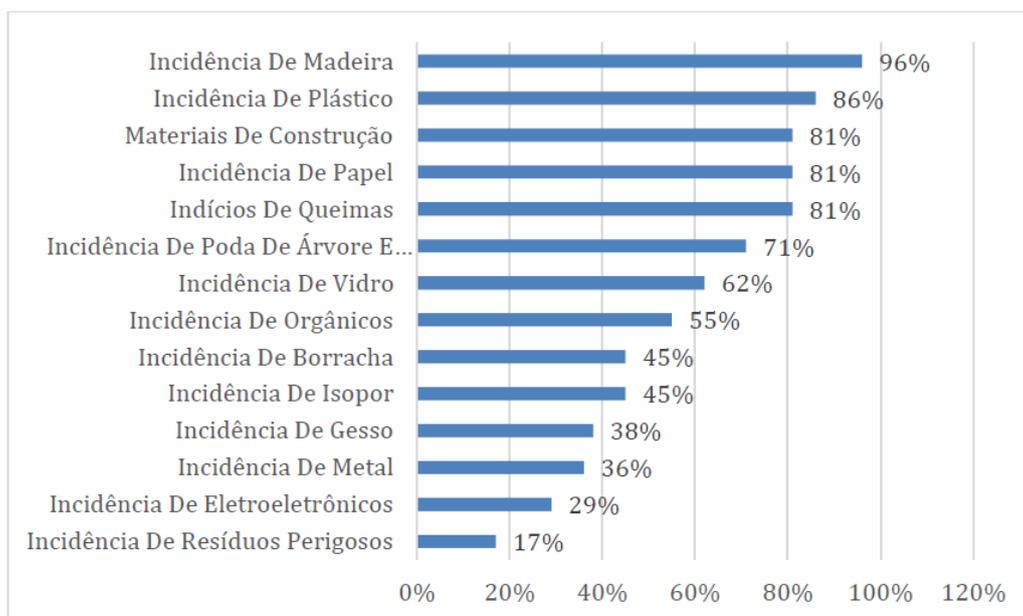


Gráfico 2. Distribuição Percentual de Tipos de Resíduos e incidências de queimas em Locais de Descarte Irregular. Fonte: Autor.



Os resultados obtidos no presente estudo assemelham-se aos achados de estudo anterior realizado por Santos (2018), intitulado "LIXO URBANO: Um estudo da disposição inadequada dos resíduos sólidos urbanos na cidade de Porto Nacional - TO".

Conforme Santos (2018) identificou em sua pesquisa, é evidente o arraigado hábito na população portuense de incinerar folhas secas, muitas vezes estendendo essa prática à queima de outros resíduos, abrangendo desde papel até plásticos e madeira. Segundo a autora, tal comportamento se mostra mais notório entre os residentes mais idosos, caracterizando-se como um costume peculiar.

No que tange à caracterização dos resíduos sólidos, Santos (2018) destacou a coerência entre o lixo desordenadamente descartado nas vias públicas, avenidas e espaços vazios e a classificação inicialmente delineada em sua pesquisa. Nesse contexto, prevalecem resíduos sólidos considerados não perigosos, oriundos do pós-consumo, além dos provenientes dos domicílios, como embalagens plásticas, papelão, isopor e sacolas plásticas. A autora também observou a presença de pneus, detritos resultantes da varrição, como folhas secas e podas de árvores, bem como entulhos decorrentes de atividades da construção civil.

A minuciosa análise dos dados coligidos, segundo Santos (2018), patenteia a disposição de resíduos sólidos nos espaços urbanos, abrangendo todos os setores abordados em sua pesquisa. No entanto, a autora ressaltou a constatação de que nas áreas de maior renda per capita, a incidência de pontos de descarte inadequado de lixo é consideravelmente reduzida.

123

CONCLUSÕES

Com base nos resultados observados, é evidente que o manejo de resíduos sólidos urbanos representa um desafio significativo que requer uma abordagem abrangente e multifacetada. O estudo revelou uma série de fatores associados aos locais de descarte irregular, incluindo proximidade com grandes eixos viários, inserção em áreas de preservação permanente e de baixada, pertencimento ao poder público e uso residencial nas proximidades. Além disso, o descarte persistente e a diversidade de resíduos encontrados, desde materiais perigosos a orgânicos, destacam a complexidade do problema.

A presença de resíduos em áreas pertencentes ao poder público e em áreas de preservação permanente evidencia a necessidade de uma gestão mais eficaz desses espaços e de políticas públicas robustas para a gestão de resíduos. Além disso, o descarte persistente em áreas não edificadas sugere a necessidade de estratégias de intervenção mais efetivas para prevenir essa prática.



Os dados coletados durante a análise in-loco também destacam a necessidade de políticas de gestão de resíduos mais segmentadas, dado que a variedade de resíduos encontrados varia amplamente, desde eletroeletrônicos a materiais de construção. Além disso, a alta incidência de queima de resíduos indica a necessidade de estratégias para mitigar esse comportamento prejudicial ao meio ambiente e à saúde pública.

Finalmente, é importante notar que os resultados deste estudo representam um ponto de partida crucial para o desenvolvimento de soluções eficazes de manejo de resíduos. No entanto, mais pesquisas são necessárias para entender completamente a dinâmica do descarte irregular de resíduos e desenvolver estratégias de intervenção eficazes. A compreensão dessas dinâmicas permitirá a implementação de políticas públicas e práticas de gestão de resíduos mais eficientes e sustentáveis, contribuindo para a melhoria da qualidade de vida urbana e a preservação do meio ambiente.

REFERÊNCIAS

ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2022. São Paulo: ABRELPE, 2022.

ARAUJO, I. C. de. A problemática do descarte irregular de resíduos da construção civil por pequenos geradores no município de Londrina/PR: caracterização de um ponto de descarte. 84f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação). Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Londrina, 2017.

CHERNICHARO, C. A. L.; RUTKOWSKI, E. W.; VOLSCHAN JUNIOR, I.; CASSINI, S. T. A. (Coordenadores). Resíduos sólidos: gerenciamento de resíduos da construção civil: guia do profissional em treinamento: nível 2. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (org.). Belo Horizonte: ReCESA, 2008. 68p.

GOOGLE. Google Earth website. <http://earth.google.com/>, 2022.

IBGE. Geociências: Downloads. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/downloads-geociencias.html>. Acesso em: 20 julho 2023.

MONTEIRO, M. J. Sistema logístico reverso para destinação final adequada de resíduos sólidos urbanos, sob a visão do pensamento sistêmico, Publicação T.DD – 007/2017, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF. 2017. 230p.



PINTO, T. P. Metodologia para a gestão diferenciada de resíduos sólidos da construção urbana. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Escola Politécnica. Universidade de São Paulo. São Paulo, 1999.

PINTO, T. P.; GONZÁLES, J. L. R. (coord.). Manejo e gestão de resíduos da construção civil. Volumes I e II. Caixa Econômica Federal. Brasília, 2005.

SANTOS, L. Q. dos. Lixo Urbano: Um estudo da disposição inadequada dos resíduos sólidos urbanos na cidade de Porto Nacional-TO. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Ciências do Ambiente. Universidade Federal do Tocantins. Palmas, 2018.

SCHALCH V.; LEITE W.; JUNIOR J.; CASTRO M. Gestão e Gerenciamento de Resíduos Sólidos. São Carlos, 2002.



INFLUÊNCIA DO ÁCIDO GIBERÉLICO NA GERMINAÇÃO DE SEMENTES DE ESPÉCIES FRUTÍFERAS TROPICAIS PARA RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS

Vitória Caldas Ramires¹
Moisés Alvez Muniz²
Railma Pereira Moraes³

¹Estudante do curso Técnico de Nível Médio em Meio Ambiente no Instituto Federal de Educação, Ciência e tecnologia do Amazonas - Campus Tabatinga, IFAM, caldasvivi134@gmail.com

²Prof. Dr. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Amazonas- Campus Tabatinga Tabatinga-AM. moises.muniz@ifam.edu.br

³Prof.^a Dr^a Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Amazonas- Campus Presidente Figueiredo, Presidente Figueiredo-AM.

126

INTRODUÇÃO

Nos últimos anos tem se intensificado o interesse na propagação de espécies florestais nativas, devido à ênfase atual nos problemas ambientais, ressaltando-se a necessidade de recuperação de áreas degradadas e recomposição da paisagem. Desta forma, segundo Khan (1992 *apud* ROSSA et al., 2009) muitos estudos têm sido realizados com o intuito de reduzir o tempo necessário entre a semeadura e a emergência das plântulas, bem como para aumentar a tolerância das sementes às condições adversas durante a germinação. Alguns tratamentos têm se mostrado eficientes nesse sentido, apresentando resultados bastante promissores com sementes de diversas espécies.

Para as espécies frutíferas tropicais é possível identificar um déficit de técnicas e tratamentos pré-germinativos que melhor estimulam o crescimento, em especial, durante os estágios iniciais de desenvolvimento das sementes que se iniciam a partir da semeadura, sendo essa fase considerada crítica para o estabelecimento de mudas de qualidade elevada. Dentre os tratamentos que já estão sendo utilizados até o presente momento, o que mais se



destaca é o ácido giberélico que segundo Bezerra (2006) se trata de um importante regulador endógeno de crescimento que produz diversos efeitos sobre o crescimento e desenvolvimento, destacando-se indução da germinação em sementes e a promoção do alongamento do hipocótilo e caule.

Algumas pesquisas já realizadas, onde foi utilizado como tratamento pré-germinativo a embebição das sementes em ácido giberélico, observou-se os benefícios e influencias, como nas pesquisas realizadas por Bernardes (2008) em pequi (*Caryocar brasiliense*), Santos (2013) em maracujá (*Passiflora edulis*), Lopes (2009) em mamão (*Carica papaya*) e Peixoto (2011) também com sementes de mamão.

De acordo com Cleiton et al. (2005) para as áreas degradadas a preferência se dá as mudas produzidas em sacos de polietileno de grande volume pois este recipiente contribui para a formação de mudas de maior dimensão, em consequência, proporcionando uma maior taxa de sobrevivência. Duryea (1984 *apud* CLEITON et al., 2005) ressalta que a qualidade da muda está diretamente ligada ao sucesso do reflorestamento, sendo este fator influenciado por características fisiológicas e morfológicas pré-existentes ou ainda técnicas de manejo e tratos culturais realizados em viveiros. Definiu-se como área alterada e degradada:

A modificação dos sistemas naturais pela atividade humana origina as “áreas alteradas”, que podem ter sua capacidade de produção melhorada, conservada ou diminuída em relação ao sistema. Assim sendo, a alteração de uma área não significa necessariamente sua degradação. Contudo, se essa alteração ocorre juntamente com processos que levam à perda da capacidade produtiva do sistema, diz-se que as áreas estão degradadas. Normalmente, o processo de degradação das terras está relacionado à própria degradação dos solos, embora, outros fatores, como a prática de manejo inadequada, também possam ocasioná-la (WADT, 2003, p.9).

Diante dos dados apresentados, objetiva-se acelerar o processo germinativo e consequentemente aumentar a uniformidade e a sobrevivência das sementes germinadas com a utilização do ácido giberélico em sementes das espécies camu-camu (*Myrciaria dúbia*), mapati (*Pourouma cecropiifolia*) e sacha inchi (*Plukenetia volubilis*).

METODOLOGIA

Os experimentos foram realizados nas dependências do Laboratório de Ciências Agrárias e Ambientais e viveiro de mudas localizado no Instituto Federal de Educação, Ciência e tecnologia do Amazonas (IFAM), campus Tabatinga.



As sementes foram adquiridas de frutos selecionados comprados na feira municipal do município de Tabatinga-AM em seguida os frutos foram levados para o laboratório onde teve-se o início do beneficiamento das sementes através da remoção da sarcotesta pela lavagem em água corrente, processo esse que auxilia na remoção de impurezas. Também foi feita a morfometria dos frutos e das sementes de sacha inchi e camu-camu onde mensurou-se o comprimento e diâmetro e foi feita a pesagem, utilizando, respectivamente, paquímetro digital de 200mm e balança analítica de precisão de até 0,001g.

Após lavagem e secagem por dois dias em temperatura de 25°C ($\pm 2^\circ\text{C}$) (Imagem 1). Após secagem as mesmas foram submetidas a solução de ácido giberélico (GA3), na concentração de 1000mg/L em diferentes tempos de imersão, 1, 2 e 4 minutos.



Imagem 1. Beneficiamento de sementes. A) Secagem de sementes de camu-camu (*Myrciaria dúbia*). B) Loteamento de sementes de mapati (*Pourouma cecropiifolia*).

Fonte: Ramires (2022).

O experimento foi montado em delineamento de blocos casualizados em esquema fatorial 3x4, sendo o fator 1 as espécies (camu-camu - *Myrciaria dúbia*, mapati - *Pourouma cecropiifolia* e sacha inchi - *Plukenetia volubilis*) e o fator 2 os tempos de imersão em GA3 (1000mg/L) (1,2 e 4 minutos) e o tratamento controle sem imersão em GA3, cada tratamento foi composto por 3 repetições e cada repetição composta por 25 sementes.

Após as sementes serem embebidas nas soluções as sementes foram semeadas em bandejas plásticas contendo substrato comercial e colocadas em viveiro com tela de sombreamento de 35%. Após o término do processo germinativo, considerou-se como semente germinada aquela que apresentou todas as estruturas essenciais desenvolvidas (BRASIL, 1992), medição realizada aos 15, 45 e 60 dias após germinação avaliou-se o



crescimento das mudas de camu-cami e mapati, respectivamente. Sendo avaliado altura de planta, medida com auxílio de uma trena, diâmetro de caule, medido no meio do comprimento do caule, com auxílio de paquímetro digital de 200 mm, e o número de folhas.



Imagem 2. Mudanças de sachá inchi (*Plukenetia volubilis*). Fonte: Ramires (2022).



Imagem 2. Mudanças de mapati (*Pourouma guianensis*). Fonte: Ramires (2022).





Imagem 2. Mudanças de camu-camu (*Myrciaria dúbia*). Fonte: Ramires (2023).

Os resultados obtidos foram submetidos à análise de variância e as médias comparadas pelo teste de Tukey (5%), utilizando-se o software estatístico SAEG4.0.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

130

Não houve efeito dos diferentes tratamentos na germinação e crescimento inicial de sachá inchi. A germinação média foi de 80%. Já para as características de altura de planta, diâmetro de caule e número de folhas medidas aos 45 dias após semeio foram de 75cm, 25mm e 50 folhas respectivamente.

Houve efeito na germinação de sementes de camu-camu imersas em solução de GA₃ 1000mg/L, sendo que a imersão das sementes por 1minuto em GA₃ aumentou a germinação em relação ao tratamento controle (Tabela 1), enquanto os tratamentos com tempo de exposição maior que 1 minuto reduziu a germinação.

Tabela 1. Valores médios de germinação de sementes de camu-camu submetidas a diferentes tempos de imersão em solução de GA₃(1000mg/L)

Tratamento	Germinação
Controle	45,8b
GA ₃ - 1 min	58,3 ^a
GA ₃ - 2 min	16,6d
GA ₃ - 4 min	29,1c

Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.



Não houve efeito dos diferentes tempos de imersão das sementes de camu-camu para altura de planta, diâmetro de caule e número de folhas medidas aos 45 dias após germinação (Tabela 2).

Tabela 2. Valores médios de altura de planta, diâmetro de planta e número de folhas em mudas de camu-camu provindas de sementes, submetidas a diferentes tempos de imersão em solução de GA₃(1000mg/L), aos 45 dias após semeadura

Tratamento	Altura(cm)	Diâmetro (cm)	Número de folhas
Controle	5,4a	1,6 ^a	9,5a
GA ₃ - 1 min	5,9a	1,6 ^a	8,6 a
GA ₃ - 2 min	5,4a	1,6 ^a	8,2a
GA ₃ - 4 min	5,2a	1,6 ^a	8a

Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

Houve efeito na germinação de sementes de mapati imergidas em solução de GA₃ 1000mg/L, sendo que a imersão das sementes por 1minuto em GA₃ aumentou a germinação em relação ao tratamento controle (Tabela 3), enquanto os tratamentos com tempo de exposição maior que 1 minuto reduziu a germinação, sendo a maior redução no tratamento com 4 minutos de imersão. Este efeito mostra uma possível toxicidade da GA₃ neste tempo de imersão.

131

Tabela 3. Valores médios de germinação de sementes de mapati submetidas a diferentes tempos de imersão em solução de GA₃(1000mg/L)

Tratamento	Germinação (%)
Controle	62,5b
GA ₃ - 1 min	87,5 ^a
GA ₃ - 2 min	79,19ab
GA ₃ - 4 min	55c

Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

Houve efeito dos diferentes tempos de imersão das sementes de mapati para altura de planta, diâmetro de caule. Sendo que o tratamento com imersão de 4 minutos em solução de GA₃(1000mg/L) reduziu a altura de planta e o diâmetro da planta em relação ao controle e demais tempos de imersão. Não houve efeito dos tratamentos para número de folhas por mudas medidas aos 60 dias após germinação (Tabela 4).



Tabela 4. Valores médios de altura de planta (cm), diâmetro de planta (mm) e número de folhas em mudas de mapati provindas de sementes submetidas a diferentes tempos de imersão em solução de GA₃(1000mg/L), aos 45 dias após semeadura

Tratamento	Altura (cm)	Diâmetro (mm)	Número de folhas
Controle	5,0a	2,0a	5 ^a
GA ₃ - 1 min	5,02a	2,1 ^a	5 ^a
GA ₃ - 2 min	4,522a	2,0a	5 ^a
GA ₃ - 4 min	3,5b	1,6b	5 ^a

Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Não houve efeito do GA₃ na germinação de sementes de sachá inchi.

Houve efeito do GA₃ na germinação de mapati e camu-camu a imersão em até 1 minuto aumentou a germinação em relação ao controle (sem aplicação de GA₃).

Não houve efeito do GA₃ no crescimento inicial das mudas de camu-camu.

Já para as mudas de mapati a imersão por 4 minutos em GA₃ reduziu a altura e diâmetro das mudas.

Outros experimentos devem ser realizados com diferentes concentrações e tipos de giberelinas para otimizar a germinação de sementes de espécies de fruteiras tropicais.

132

AGRADECIMENTOS

Ao Instituto – IFAM (Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Amazonas) – Campus Tabatinga por me proporcionar uma bolsa de PIBIC Jr para que pudesse desenvolver essas pesquisas.

Ao Prof. Dr. Moisés Alves Muniz e a Profa. Dra. Railma Pereira Moraes por me orientarem durante todas as pesquisas realizadas.

REFERÊNCIAS

BERNARDES, T. G. et al. Propagação sexuada do pequi (*Caryocar brasiliense Camb.*) estimulada por ácido giberélico. Pesquisa Agropecuária Tropical, v.38, n.2, p.71-77, 2008.

BEZERRA, A. M. E. et al. Efeito da pré-embebição e aplicação de ácido giberélico na germinação de sementes de macela. Revista Brasileira de Sementes, v.28, p.185-190, 2006.

BRASIL. Ministério da Agricultura e Reforma Agrária. Regras para análise de sementes. Brasília: SNDA/DNDV/ CLAV, 1992. 365p.



DAVIDE, A. C.; JOSÉ, A. C.; DE OLIVEIRA, S. L. Produção de mudas de aroeira (*Schinus terebinthifolius Raddi*) para recuperação de áreas degradadas pela mineração de bauxita. *Cerne*, v.11, n.2, p.187-196, 2005.

DAVIDE, A. C.; JOSÉ, A. C.; DE OLIVEIRA, S. L. Produção de mudas de aroeira (*Schinus terebinthifolius Raddi*) para recuperação de áreas degradadas pela mineração de bauxita. *Cerne*, v.11, n.2, p.187-196, 2005.

DOS SANTOS, C. A. C. et al. Germinação de sementes e vigor de plântulas de maracujazeiro amarelo submetidos à ação do ácido giberélico. 2013.

LOPES, A. W. P. et al. Estádio de maturação do fruto e uso do ácido giberélico na germinação de sementes de mamoeiro. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, p.278-284, 2009.

PEIXOTO, C. P. et al. Ação da giberelina em sementes pré-embebidas de mamoneira. *Comunicata Scientiae*, v.2, n.2, p.70-75, 2011.

ROSSA, Ü. B. et al. Germinação de sementes e qualidade de mudas de *Plinia trunciflora* (jabuticabeira) em função de diferentes tratamentos pré-germinativos. *Floresta*, v.40, n.2, 2010.

WADT, P. G. S. et al. Práticas de conservação do solo e recuperação de áreas degradadas. 2003.



EVIDÊNCIAS DE MOVIMENTOS DE MASSA EM EUNÁPOLIS - BA

Victória Menezes Soares¹
Claudia Mendes Cordeiro²
Emelly Modesto de Jesus³
Estefani Santos de Souza⁴
Mariana Alves Vargens⁵
Lívia Bonella Raasch⁶

¹Estudante do Curso Técnico Integrado em Meio Ambiente, IFBA. Menezesvictoria91@gmail.com

²Professora do Instituto Federal da Bahia- Campus Eunápolis. IFBA. claudia.cordeiro@ifba.edu.br

³Estudante do Curso Técnico Integrado em Meio Ambiente, IFBA. Emellymodesto428@gmail.com

⁴Estudante do Curso Técnico Integrado em Meio Ambiente, IFBA. Estefansantos74154@gmail.com

⁵Estudante do Curso Técnico Integrado em Meio Ambiente, IFBA. Marianaalves2423@gmail.com

⁶Estudante do Curso Técnico Integrado em Meio Ambiente, IFBA. 202013610033@ifba.edu.br

INTRODUÇÃO

134

Movimentos de massa são “fenômenos erosivos de larga envergadura que ocorrem no regolito, provocados basicamente pela ação da gravidade, períodos de intensa precipitação pluvial e, inclusive, atividade vulcânica” (JATOBÁ & LINS 2008). Os movimentos de massa podem ser causados por condicionantes naturais e antrópicos. Os fatores naturais incluem terremotos, erupções vulcânicas, intemperismo, tsunamis, chuvas abundantes, já os fatores antrópicos são aqueles induzidos pelo homem (ERMESTO et al., 2012). A declividade é um fator gerador de risco, uma vez que são nas encostas que tais fenômenos ocorrem e, no geral, encostas sem cobertura vegetal ou com cobertura inadequada e outros usos incompatíveis com a morfologia original, principalmente a ocupação irregular, induzem aos movimentos gravitacionais (GUERRA & MARÇAL, 2010; GIRÃO et al., 2007; RODRIGUES & GOUVEIA, 2013).

Movimentos de massa quando ocorridos em áreas rurais ou com baixa densidade demográfica geram menos danos (perda de vida humanas), mas quando tais eventos ocorrem em áreas densamente povoadas e são causados por forçantes climáticas que avolumam o índice pluviométrico, a frequência e concentração das chuvas, eventos que se tornaram mais frequentes no último decênio no Brasil (PINHEIRO et al., 2016), a produção de áreas de riscos



tendem a crescer e, em muitos casos, demanda ações emergenciais e políticas públicas específicas com gastos altos que já impactam a economia (KRAMER, 2021).

Desde o início do século XX mais 116 milhões de pessoas foram acometidas por desastres naturais no Brasil e o Estado da Bahia ocupa o segundo lugar no ranking de áreas de risco do país com 5.441 eventos (CNM, 2022). O estudo realizado pela Comissão Nacional de Municípios (2022) atribui ações antrópicas como causa desses desastres, assim como outros estudos tem discutido de forma consistente o papel das intervenções antrópicas da urbanização na geração de riscos geomorfológicos e socioambientais (ERMESTO, 2012; GIRÃO et al., 2007; RODRIGUES & GOUVEIA, 2010).

Nesse contexto, o mapeamento de áreas de risco se faz necessário mesmo em cidades/terrenos com sítio urbano planos e ou com relevo pouco movimentado como é o caso da cidade de Eunápolis que nos últimos anos já registraram danos e diversos impactos advindos de fortes chuvas que assolaram a região em 2021, 2022 e 2023 (RASTRO, 2021; 2022; ATLANTICA NEWS, 2021; 2023).

Sobre os processos morfogenéticos responsáveis pela esculturação da paisagem e, por conseguinte, a deflagração dos movimentos de massa Christofolletti (1980) os define como responsáveis pelas transformações das formas de relevo pela ação da dinâmica externa sobre as vertentes. Desta maneira detalha que a dinâmica das vertentes é responsável pelos movimentos de massa como rastejamento, solifluxão, deslizamentos, desmoronamentos, fluxos de lama.

O autor destaca ainda que o efeito splash (salpicamento água das chuvas) e o escoamento pluvial são os grandes responsáveis pela erosão laminar e linear formando ravinas e em casos mais graves voçorocas. Estas, em áreas urbanas podem representar riscos uma vez há um desequilíbrio erosivo no terreno o que estimula a ocorrência do escoamento superficial pela baixa capacidade de infiltração do solo (GIRÃO et al., 2007; GUERRA & MARÇAL, 2010) o que pode culminar movimentos de massa. Ao se tratar de áreas planas, a densidade do fluxo de pessoas e veículos altera a dinâmica da microtopografia e isso afeta o escoamento e o impacto do fluxo da água e, portanto, representa um elemento a ser analisado para gestão dos riscos (ALMEIDA RANGEL, 2018).

Sobre os riscos geomorfológicos em áreas urbanas Oliveira (2004) propõe critérios de enquadramento por meio de hierarquização e setorização e considera o padrão (forma) urbano e sua relação com áreas susceptíveis a risco. O autor insere como método de análise, as características construtivo-estruturais das moradias, condições de infraestrutura e formas



de ocupação do uso do solo e parâmetros para classificar o padrão (dos riscos) de acordo com sua grandeza. Esta abordagem também compartilhada por Girão et al. (2007) se torna relevante na medida em que, no contexto atual de ocupação, as cidades se destacam como áreas de grande nível de antropização por meio de moradias impróprias e também nos mostra a importância da análise sistêmica para a análise do risco geomorfológico em áreas urbanas.

Cordeiro, 2011 mapeou 15 áreas de risco potencial na cidade de Eunápolis localizadas à Noroeste, Sudeste, Sul e Sudoeste do Município. A análise do MDT (Modelo Digital de Terreno) demonstrou que essas áreas coincidiam com os limites das bordas dos tabuleiros. Os resultados apontaram também que as principais áreas de risco se encontravam nas bordas dos tabuleiros de média a grande dissecação, predominando nessas áreas: probabilidade de deslizamentos, escorregamentos, fluxos de lama e nas partes planas e pouco dissecadas: rastejamento e outros processos como ravinamento e voçorocas. Albuquerque (2012) evidenciou por meio de mapeamento uma voçoroca de grandes dimensões na porção Sudeste da cidade, borde de tabuleiro de alta dissecação.

De acordo com o estudo, os bairros Rosa Neto, Stella Reis, Moisés Reis a nordeste e o bairro Minas Gerais a leste do município, localizados sobre tabuleiro de média dissecação apresentaram intenso processo erosivo evidenciado pelo grande número de ravinamentos, voçorocas e áreas de vulnerabilidade nas vertentes dos tabuleiros, sujeitas a deslizamento e escorregamentos. Cordeiro et al., 2021 aplicaram morfometria para análise de processos erosivos na microbacia do Córrego Grande (microbacia no qual o bairro e entorno se insere) e os resultados mostram que microbacia apresenta riscos erosivos (erosão acelerada) relacionados ao mal uso do solo e de dimensionamento de sistemas de drenagem e modelos de saneamento inapropriados ou ineficientes e inexistentes. Houve correlação direta entre bordas escarpadas dos tabuleiros mais dissecados e maior risco erosivo.

O estudo ora apresentado mapeou evidências de movimentos de massa no setor oeste do município notadamente no Bairro Santa Lúcia e arredores, por considerar, primeiramente a relevância de estudos a montante dos rios, e, por conseguinte, em coletar dados sobre a dinâmica de organização do terreno em um setor que não foi ainda mapeado em estudos anteriores e que foram acometidos por eventos recentes de escorregamentos e inundações.



METODOLOGIA

O Município de Eunápolis localiza-se na região econômica do Extremo Sul, mesorregião Sul Baiana e microrregião de Porto Seguro. Localiza-se a 16°22'39'' Lat S e 39°34'49'' Long W e possui uma população de 115.360 e densidade demográfica de 84,97 hab/km². (IBGE, 2021). O município se assenta sobre os tabuleiros costeiros do Grupo barreiras cuja altitude máxima é 190 metros e possui clima Tropical úmido sem estação seca e com médias pluviométricas superiores a 1.400 mm ao ano (DANTAS & MEDINA, 2002).

O dinamismo econômico do Município se deve a presença de Empresa de silvicultura (Veracel Celulose) e pelos grandes empreendimentos do agronegócio de mamão, café e gado, atividades que tem atraído mais pessoas para a cidade e cidades circunvizinhas (SEI, 2002; 2004). A área de estudo localiza-se na porção noroeste do município e abrange o Bairro Santa Lúcia e entorno (Figura 1). O bairro possui parte da área - a do platô tabuleiro - capeada e as demais parcelas (áreas mais escapadas e bordas) dos tabuleiros apresentam organização de construções irregular e nessas áreas, principalmente nas bordas dos rios, muitas moradias não seguem qualquer norma arquitetônica. Na área, foram registrados deslizamentos de terra e outros processos de erosão acelerada nos últimos eventos de chuvas (anos 2021, 2022 e 2023) o que fortalece a escolha da área para a investigação.

Foram utilizadas técnicas de mapeamento em SIG (Sistemas de Informação Geográfica), a saber, Arcgis 10.3 e Google Earth Pro e visitas a campo para coleta e identificação das evidências de movimentos de massa.

Foi gerado um Modelo Digital de Elevação a partir do sensor ALOS Palsar 12,5 metros - alta resolução (Earth Explorer - NASA) e a partir do MDE foram confeccionados mapa de declividade (ferramenta slope), mapa de sombras (ferramenta hillshade), de drenagem por meio da ferramenta hidrology.

A partir do MDE foram extraídos perfis topográficos transversais, longitudinais e dos canais fluviais pra análise da fase erosiva e correlação com a declividade e outras evidências. Foram construídos perfis ao longo das principais vertentes para análise declividade e associação com os demais fatores.



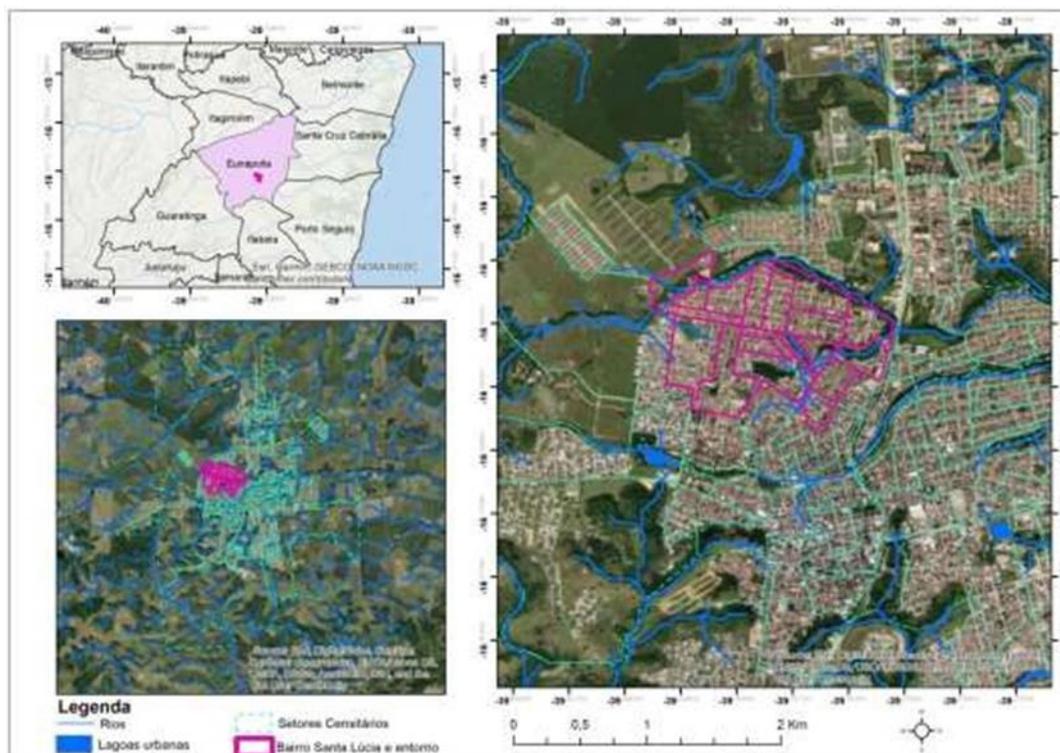


Figura 1. Localização da área de estudo.

Foi feito um georreferenciamento de todos os pontos por meio do GPS online e dos SIGs e a fotointerpretação dos fatos erosivos e socioambientais complementaram a análise e foram feitas no Google Earth e no ArcMap 10.3 por meio da ferramenta Basemap.

Os produtos cartográficos subsidiaram a análise e a pesquisa de campo para a identificação das áreas potenciais à ocorrência de movimentos de massa. Embora as visitas de campo tenham sido detalhadas, não foi possível fotografar e as fotos utilizadas foram as do Google Earth, em virtude da haver “guerra de facções criminosas” desde o início do ano de dois mil e vinte e três nas áreas mais periféricas do bairro e entorno.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados da pesquisa mostram evidências de movimentos de massa em vários pontos da área. Tais processos encontram-se associados às encostas dos tabuleiros, próximos às margens dos rios que bordejam a área (Figura 2) e foram identificadas evidências de rastejo, salpicamento (efeito splash) nas áreas não capeadas planas e com declividade média, desmoronamentos/deslizamentos de terra, problemas na ocupação de encostas e irregularidades no uso do solo (construções e cortes de aterros inadequados) além de problemas de gestão de resíduos (saneamento). Todo o setor é composto por pouca vegetação

e as plantas existentes não são adequadas para contenção da erosão, uma vez que é comum nas encostas plantio de bananeiras.

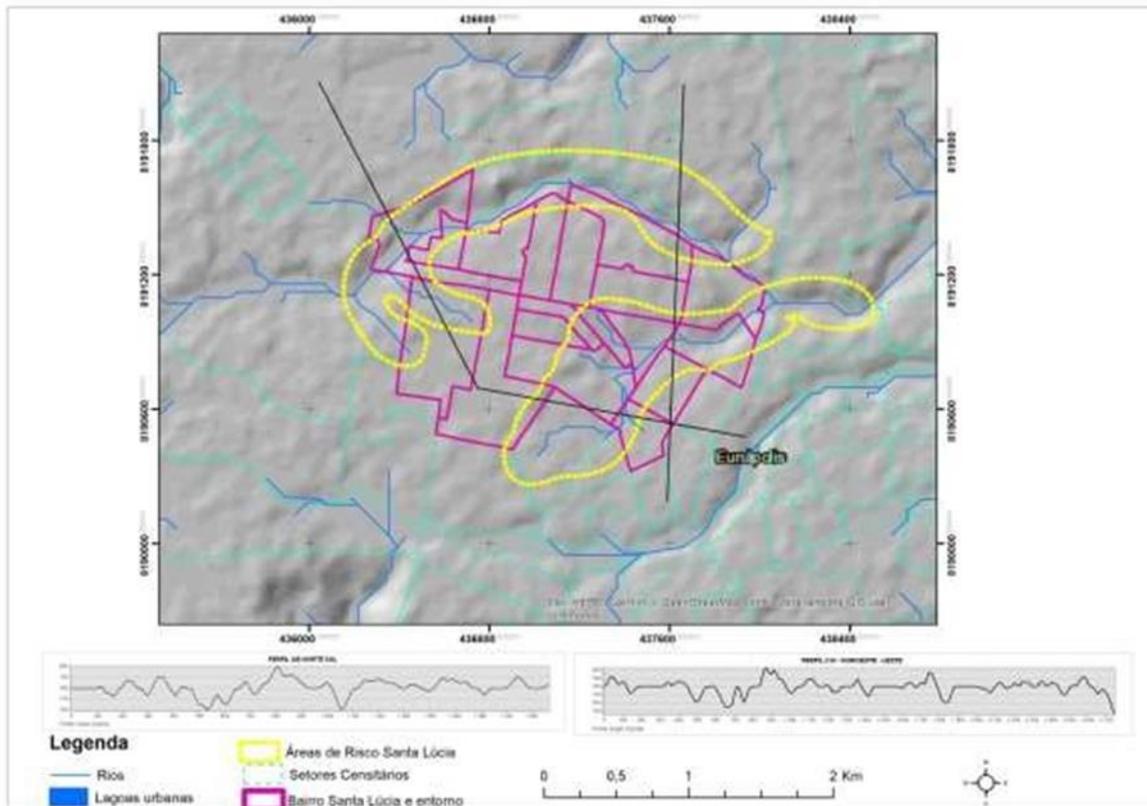


Figura 2. Áreas de risco bairro Santa Lúcia e entorno. Fonte: Os autores.

139

Os vetores para ocorrência de movimentos de massa são os condicionantes antrópicos, notadamente a ausência de saneamento básico (acúmulo de resíduos e falta de coleta e tratamento dos resíduos) e ausência/ineficiência de projetos de engenharia urbana (problemas de drenagem urbana), ausência de vegetação urbana e mata ciliar nas bordas dos rios e lagoas, construções de moradias sem infraestrutura adequadas e nas áreas de encostas dos tabuleiros, cortes de taludes inadequados.

O adensamento de população nas encostas é um vetor importante quando se considera obras feitas sem projeto arquitetônico. Foram identificadas residências com paredes úmidas, infiltrações, o que torna as construções mais fragilizadas e mais suscetíveis a eventos de queda/ruptura; há presença de trincas nas casas e degraus nas áreas de encostas e (ao que tudo indica evidência de rastejo) a presença de cortes inadequados de taludes, alguns ultrapassam ângulo de 60° e há construções sobre taludes de aterro próximos aos taludes de corte (ação comum em áreas de baixa renda).

A falta de drenagem urbana é comum na área e causa diversos problemas e riscos para a população e já tem gerado, quando da ocorrência de extremos climáticos, inundações nos



vales dos rios e muitos empoçamentos de águas com retenção, o que torna as áreas susceptíveis a proliferação de insetos e prejudica a circulação de pessoas. Há uma área de brejo na porção norte da área e o acúmulo de lixo e outros efluentes descartados indevidamente tem gerado a poluição do rio com prejuízos à saúde ambiental (produção e disseminação de doenças) além de assorear o canal.

A grande presença de sulcos (que já acumulam lixo em seu interior após chuvas) também é uma problemática e associados à ausência de uma rede pluvial para receber o escoamento, aumentam o fluxo e a degradação solo. Há muitos problemas com as caixas coletoras no bairro e área de entorno. Muitos foram mal dimensionados e não abarcam o fluxo do escoamento.

Em vários locais do bairro podem ocorrer rastejo e escorregamentos, pois há muitas moradias em áreas muito declivosas (construídas sobre taludes de corte em ângulos acima de 30°/60° e taludes de aterro) com uso de canalizações impróprias que lançam efluentes no terreno em meia encosta, fato que intensifica o processo erosivo.

Destaca-se que a população que reside nessa região em sua maioria é de baixa renda e não possui alternativas de morar em lugares com melhor infraestrutura e segurança. Inclusive é bom destacar que atualmente, por conta de rivalidades entre facções criminosas, o bairro e arredores está perigoso e tem gerado grande insegurança aos habitantes, ou seja, a ausência de infraestrutura tem criado nichos de criminalidade urbana.

Os processos erosivos nessa localidade ocorrem em grande escala com diversos tipos de erosões. A mais aparente é a erosão linear expressa na paisagem pela presença de sulcos (presente em quase todas as ruas sem asfaltamento), ravinas e voçoroças nas bordas escarpadas. No bairro e entorno há sulcos e ravinas profundas. É possível notar que os sulcos estão bem profundos e se localizam próximos aos ravinamentos e mostram a contiguidade da atuação da erosão. As crianças e idosos são muito afetados pelos sulcos no terreno porque os mesmos já impedem a circulação tanto de pessoas quando de socorro e atendimento policial.

Em adição, a erosão por salpicamento (efeito splash) está presente na maior parte do bairro e, esta, nesse caso, é um dos maiores potencializadores dos processos erosivos, pois desagregam diretamente as partículas dos solos e rochas através golpeamento direto do solo pelas gotas da chuva e abre espaço para a atuação do escoamento superficial.

Os sinais de rastejo, que é um movimento de massa, lento, contínuo está presente evidenciados pela presença de postes e árvores tortas nas proximidades das encostas e alguns degraus na paisagem, trincas no solo e em algumas residências. De acordo com Armesto, 2012



a ocorrência do rastejo é um sinal de instabilidade do solo e sua identificação é importante, pois indica que podem ocorrer na área outros tipos de movimento de massa mais rápidos e perigosos.

Nos últimos dois anos houve ocorrência de escorregamentos/deslizamentos de trechos de solo, pedaços de rocha e outros detritos com danos materiais. Nesse caso, parte de uma construção foi destruída devido ao fluxo de lama e detritos e em outro evento houve um grande deslizamento provocado pela incisão do rio Córrego Grande o que destruiu completamente o acesso da área à BR 101 na confluência com a rua São Bartolomeu, importante acesso viário.

O acúmulo de lixo, resíduos de construção civil em terrenos baldios intensificam os processos uma vez que aceleram a erosão. A presença de resíduos associados à presença de fossas pode também acelerar a erosão e os movimentos de massa. Poucos bairros na cidade possuem saneamento básico e na área de estudo predominam fossas sépticas. Como o terreno é sedimentar, com um sistema de drenagem ineficiente a ausência de esgotamento sanitário pode alavancar inputs erosivos com rebatimentos nas áreas de lagoas, brejos e rios e intensificar os danos à paisagem.

CONCLUSÕES

Foi possível constatar evidências de movimentos de massa na porção nordeste do município, área do Bairro Santa Lúcia e arredores e tais processos são movimentos de massa induzidos por vetores antrópicos e sobreposições de ações antrópicas sem um planejamento físico territorial que considere o tipo de terreno, a morfologia original e regras de construção civil. Em oposição à área sudoeste do Município que é mais declivosa, porém ocupada pela classe média alta e bons projetos urbanísticos e de ocupação do solo, o bairro Santa Lúcia e arredores não possui planejamento do terreno e, portanto, maiores riscos. Destacam-se também evidências de rastejo somadas a presença de muitos sulcos, ravinas e voçorocas, ou seja, erosão linear cuja probabilidade de evoluir para movimentos de massa é alto. Problemas de ausência de saneamento e infraestrutura urbana são destaques porque muitas moradias ocupam as encostas dos tabuleiros e encostas dos rios que fluem pela área e sem a presença de mata ciliar, criam-se vetores para ocorrência de movimentos de massa induzidos pela ação antrópica por meio da urbanização sem planejamento, que urge medidas de readequação ambiental que considere as condições do sítio urbano e as características da população que o ocupa.



REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, F. N. B. de. Impactos ambientais e agentes/fatores controladores voçorocas urbanas na cidade de Eunápolis (Bahia). Revista Pindorama, v.2, n.2, p.17-17, 2012.
- ALMEIDA RANGEL, L. de; GUERRA, A. J. T. Microtopografia e compactação do solo em trilhas geoturísticas no litoral do Parque Nacional da Serra da Bocaina- estado do Rio de Janeiro. Revista Brasileira de Geomorfologia, v.19, n.2, 2018.
- APÓS forte chuva ruas ficam intransitáveis e residências ficam alagadas em Eunápolis. ATLANTICA NEWS, 21 de abril de 2023. Disponível em <https://atlanticanews.com.br/noticias/geral/24828/chuva-desde-domingo-05-causou-mais-estragos-em-eunapolis-06-12-2021/>. Acesso em 26 de abril de 2023.
- ARMESTO, R. C. G. Caderno 4: Ação da Água da Chuva no Planeta Terra. Parte 2. 2012.
- CORDEIRO, C. M. Riscos ambientais geomorfológicos no município de Eunapolis - Ba - Mapeamento, Avaliação e Proposições. In: Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada, 15, 2011, Dourados. Anais... Dourados, 2011.
- CORDEIRO, C. M. et al. Morfometria como Subsídio à Análise dos Processos Erosivos na Microbacia do Córrego Grande-Eunápolis-BA. Estudos Geográficos: Revista Eletrônica de Geografia, v.19, n.2, p.163-182, 2021.
- CHRISTOFOLETTI, A. Aplicabilidade do conhecimento geomorfológico nos projetos de planejamento. In: In: GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. DA (org). Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1994. 472p.
- CHRISTOFOLETTI, A. Geomorfologia. 2^a Ed. São Paulo. Editora Blucher, 1980.
- CHUVA desde domingo (05) causou mais estragos em Eunápolis. ATLANTICA NEWS, 06 de dezembro de 2021. Disponível em: <https://atlanticanews.com.br/noticias/geral/24828/chuva-desde-domingo-05-causou-mais-estragos-em-eunapolis-06-12-2021/>. Acesso em: 26 de abril de 2023.
- CNM. Confederação Nacional dos Municípios. 2023. Desastres: Municípios tiveram prejuízos de R\$ 401,3 bi, enquanto governo destinou R\$ 4,9 bi para prevenção nos últimos dez anos. Disponível em: <https://www.cnm.org.br/biblioteca>. Acesso em: 10 de maio de 2023.
- DANTAS, M. E.; MEDINA, A. I. de M.; SHINZATO, E. Geomorfologia da costa do descobrimento-extremo sul da Bahia: municípios de Porto Seguro e Santa Cruz Cabrália. 2002.
- EUNÁPOLIS: Prefeitura decreta estado de emergência após temporal atingir município. RASTRO 01, 28 de novembro de 2021. Disponível em:



<https://www.rastro101.com.br/noticia/10042/eunapolis--prefeitura-decreta-estado-de-emergencia-apos-temporal-atingir-municipio>. Acesso em: 26 de abril de 2023.

GIRÃO, O.; CORRÊA, A. C. de B.; GUERRA, A. J. T. Encostas Urbanas como Unidades de Gestão e Planejamento, a partir do Estudo de Áreas a Sudoeste da Cidade do Recife – PE. Revista de Geografia, v.24, n.3, 2007.

GUERRA, A. T.; MARÇAL. M. S. dos. Geomorfologia Ambiental. Rio de Janeiro, editora Bertrand Brasil, 2010.

GUERRA, A. J. T. et al. Erosão e conservação de solos no Brasil. Anuário do Instituto de Geociências, v.37, n.1, p.81-91, 2014.

GUERRA, A. J. T.; JORGE, M. do C. O. Processos erosivos e recuperação de áreas degradadas. Oficina de Textos, 2017.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Cidades. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/>. Acesso em: 10 de abril de 2023.

JATOBÁ, L.; LINS, R. C. Introdução à Geomorfologia. 5ª ed. Revista e ampliada, Recife: Bagaço, 2008.

KRAMER, K. Counting the cost 2021 A year of climate breakdown. 2021.

OLIVEIRA, E. L. Área de risco geomorfológico na Bacia Hidrográfica do Arroio Cadena, Santa Maria - RS: Zoneamento e hierarquização. 141f. Dissertação (Mestrado em Geografia). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2004.

PREFEITURA de Eunápolis reativa Comitê de Crise para amenizar transtornos causados pelas chuvas. RASTRO 01, 23 de novembro de 2022. Disponível em: <https://www.rastro101.com.br/noticia/10042/eunapolis--prefeitura-decreta-estado-de-emergencia-apos-temporal-atingir-municipio>. Acesso em: 27 de abril de 2023.

PINHEIRO, T. C.; GUEDES, A. F.; BARBIERI, A. F. Cidades Médias e vulnerabilidade às mudanças climáticas no Brasil: elementos para integração do debate a partir de estudos de caso. Climacom Cultura Científica, v.2, p.1-15, 2016.

RODRIGUES, C.; GOUVEIA, I. M. C. Importância do fator antrópico na redefinição de processos geomorfológicos e riscos associados em áreas urbanizadas do meio tropical úmido. Exemplos na Grande São Paulo. Processos Erosivos e Recuperação de Áreas Degradadas. 1ªed. São Paulo: Oficina de Textos, p.01-192, 2013.

RODRIGUES, C. Morfologia original e morfologia antropogênica na definição de unidades espaciais de planejamento urbano: exemplo na metrópole paulista. Revista do Departamento de Geografia, v.17, p.101-111, 2005.



DE ESTUDOS ECONÔMICOS, SEI Superintendência; DA BAHIA, Sociais. Estatísticas dos municípios baianos. Secretaria de Planejamento e Ciência Tecnológica. Salvador, v.2, p.1, 2002.

DE ESTUDOS ECONÔMICOS, Superintendência; DA BAHIA, Sociais. Estatísticas dos municípios baianos 2004. In: Estatísticas dos municípios baianos 2004. CD-ROM.



PERCEPÇÃO SOCIOAMBIENTAL DA QUALIDADE DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS EM SANTA HELENA DE MINAS: UM ESTUDO DE CASO

Bianca Gaigher Uzais¹

Daniela Carvalho Oliveira²

Hernani Ciro Santana³

Raissa Kely Ferreira da Silva⁴

Dayane Gonçalves Ferreira⁵

¹Cursando a graduação em Biomedicina na Universidade Vale do Rio Doce bianca.uzais@univale.br

²Cursando a graduação em Engenharia Civil e Ambiental na Universidade Vale do Rio Doce
daniela.oliveira@univale.br

³Doutorado pela Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC, professor e coordenador do curso de Engenharia Civil e Ambiental na Universidade Vale do Rio Doce, hernani.santana@univale.br

⁴Mestranda em Gestão Integrada do Território – GIT, Universidade Vale do Rio Doce raissa.solva@univale.br

⁵Mestrado em Construção Metálica pela Universidade Federal de Ouro Preto – UFOP, docente do Núcleo das Ciências e Tecnologia da Universidade Vale do Rio Doce, dayane.ferreira@univale.br

145

INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, é crescente a preocupação em relação à preservação dos recursos naturais e os impactos globais, decorrentes de sua contínua degradação que é amplificada pelas atividades humanas. Como resposta a este cenário, surge o conceito “One Health” ou Saúde Única, com o propósito de garantir a estabilidade dos ecossistemas e preservar o equilíbrio entre o meio ambiente, os seres humanos e os animais por meio da adoção de medidas sustentáveis e ecológicas (PITASSI & FERREIRA, 2019).

A Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) destaca que a água é um recurso natural primordial para a manutenção da vida e do meio ambiente, alinhada ao disposto no Objetivo de Desenvolvimento Sustentável – ODS 6 proposto pela Organização das Nações Unidas (ONU) de “Assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todas e todos”, assegurando a biodisponibilidade e gestão sustentável do recurso para os cidadãos. Da mesma forma, o Marco Legal do Saneamento, fundamentado na Lei N° 14.026, de 15 de julho de 2020, apresenta um esforço político em se avançar na direção



da universalização dos serviços de tratamento de águas residuais (BRASIL (A), 2022; ANA, 2017).

Quando se trata de saúde humana, meio ambiente e saneamento básico, existe uma ligação intrínseca, uma vez que a ausência de saneamento é marcada por um cenário de incidência de Doenças de Transmissão Hídrica (DTH) e poluição ambiental (MASSA & CHIAVEGATTO, 2020), o que torna alarmante os dados sobre saneamento no Brasil.

Segundo a ANA (2023), em 2018, o acesso ao abastecimento de água estava disponível para 83,6% dos brasileiros, no entanto, quanto ao esgotamento sanitário, os percentuais reduzem consideravelmente, posto que 53,2% da população era atendida com coleta de esgoto, enquanto 46,3% possuía tratamento de esgoto. O Atlas Esgotos: Despoluição de Bacias Hidrográficas mostra que 38,6% dos esgotos produzidos no Brasil não são coletados, nem tratados, enquanto 18,8% dos esgotos são coletados, porém lançados nos cursos d'água sem tratamento, e os 42,6% restantes recebem coleta e tratamento adequados antes de retornarem aos mananciais.

Este cenário aponta que, mesmo com a atualização da Lei 44.445/2007 pela Lei Nº 14.026 no ano de 2020, assegurar o serviço de saneamento para todos os brasileiros segue como um desafio, posto que, muitos locais ainda não têm acesso a água canalizada e esgotamento sanitário (BILIBIO et al., 2021).

Tendo em vista o papel fundamental da sociedade na universalização do saneamento, a importância de sua conscientização a respeito das condições de saneamento no Brasil e a relevância da exploração acadêmica do tema, os estudos de caso abordando a perspectiva socioambiental da sociedade são instrumentos relevantes a fim de verificar a qualidade do serviço ofertado e produzir informações que possam contribuir para os sistemas de saneamento.

Neste trabalho, objetiva-se conhecer a percepção socioambiental da população de Santa Helena de Minas/MG, município situado na região do vale do rio Mucuri, em relação à qualidade da água e a eficácia do serviço de saneamento ofertado na região, e analisar uma possível correlação entre o saneamento e a saúde.

METODOLOGIA

A área de estudo deste trabalho pertence ao município de Santa Helena de Minas com extensão territorial de 276 km², com IDH de 0,594, considerado baixo, tendo como principais fontes de renda a pecuária, comércio e funcionalismo público. O município abriga em seu



território a tribo de índios Maxakali e um quilombo certificado pela Fundação Cultural Palmares. Registros do último censo em 2022 apontam que a população do município é de 5938 indivíduos, valor 1,93% menor que o registrado no censo de 2010, que contabilizava 6.055 habitantes (IBGE, 2023).

Para embasar este estudo, foram selecionados 17 artigos científicos utilizando os descritores: Serviço; Indicadores; Residuais; Tratamento; Saúde. Esses artigos foram obtidos das bases de dados do Google Acadêmico e Scielo. Além disso, foram coletados dados governamentais da base de dados do Governo Federal, abordando aspectos como demografia, espaço territorial, saúde e saneamento da região. Os critérios de inclusão foram artigos publicados nos últimos 10 anos que abordassem a correlação entre saneamento e saúde, disponíveis para download e fossem artigos científicos. Foram excluídos trabalhos de conclusão de curso, dissertações, teses e artigos de baixa relevância científica.

Foram elaborados questionários para entrevista semiestruturadas destinadas aos moradores da área urbana do município, com a finalidade de obter informações quanto à percepção socioambiental da qualidade das águas residuárias dos moradores. Foram registradas, ainda, observações e impressões pessoais dos entrevistados em relação a formas de captação e armazenamento da água, destino do esgoto e do lixo e quaisquer impressões que merecessem maior atenção.

Os formulários foram elaborados no Google Forms e aplicados no período de maio a julho de 2023, divulgados por grupos de WhatsApp dos moradores, obtendo a participação voluntária de 94 moradores.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados e discussão desta pesquisa, revelam uma série de desafios enfrentados pelo Brasil no âmbito do saneamento básico que comprometem o equilíbrio do ecossistema. Um desses desafios, é superar os índices de acessibilidade aos serviços de saneamento como: o manejo de resíduos sólidos, instalação e manutenção de redes coletoras, tratamento de água e esgoto e a distribuição de água canalizada (BRASIL (B), 2021; SUGAHARA et al., 2022).

No Brasil, no ano de 2021, efetuou-se uma estimativa indicando que cerca de 117,3 milhões de habitantes não possuíam acesso ao tratamento de águas residuárias. Entretanto, o estado de Minas Gerais, demonstrou entre os anos de 2006 e 2013, uma grande distribuição e acessibilidade (RODRIGUES et al., 2019; IBGE CIDADES, 2023).



Nota-se que as Doenças de Transmissão Hídrica (DTH), como as infecções gastrointestinais causadas por parasitas, bactérias e vírus, estão relacionadas de muitas formas, com a ausência de saneamento ou a baixa qualidade da água tratada nas Estações de Tratamento de Água e Esgoto (ALVES et al., 2021; PASSINI & DAMKE, 2020).

No ano de 2019, ocorreram no Brasil 273 mil internações por DTH, sendo a região do Nordeste e Norte as mais afetadas nesse quesito. O cenário de morbidade/mortalidade pode estar associado a fatores socioeconômicos e socioambientais, o que indica a falta de aplicação efetiva das leis e políticas públicas, resultando em consequências adversas (SNIS, 2021; GALLEGO et al., 2016; TEIXEIRA et al., 2020).

De acordo com o DRSAI - Doenças Relacionadas ao Saneamento Ambiental Inadequado, durante o período de 2010 a 2016, que o saneamento básico pode impactar na saúde tanto de maneira desfavorável quanto benéfica, dependendo do grau de acessibilidade. Nesse estudo, observou-se uma redução nas taxas de internações hospitalares devido ao incremento dos serviços de tratamento de água e esgoto, destacando a influência positiva dessas melhorias na saúde pública (PIMENTEL et al., 2020).

Focando na região de Santa Helena de Minas, a empresa COPANOR é responsável pelos serviços de esgotamento sanitário e abastecimento. Apesar de um esgoto coletado de 51,46% e 100% de tratamento, obstáculos como obstruções na rede coletora podem causar transbordamentos e contaminações, comprometendo a qualidade do serviço e colocando em risco a saúde pública e o ambiente (SNIS, 2020; ANA, 2017).

148



Figura 1. Estação de Tratamento de Esgoto à esquerda, queimador de gás inoperante no meio, e estação de Enleivamento de Esgoto à direita. Fonte: COPASA.

O Sistema de Esgotamento Sanitário (SES) em Santa Helena de Minas, apresenta algumas deficiências que podem comprometer a qualidade do tratamento. Dentre elas, uma obstrução (pequeno círculo vermelho) na rede coletora, representada em amarelo na Figura 2, que pode ocasionar no transbordamento do esgoto e resultar na contaminação do ambiente



urbano. O ponto de obstrução do interceptor, cujo está destacado por um círculo vermelho, representa uma estimativa da área onde os esgotos coletados são interceptados até o ponto de obstrução, sem chegar ao tratamento, gerando demandas ambientais e de saúde pública.



Figura 2. SES com destaque ao ponto de interrupção do Interceptor.

Fonte: Google Maps Street View.

A primeira pergunta para entender a perspectiva socioambiental dos moradores a respeito do abastecimento de água na região, foi: “Na sua percepção, como funciona o sistema de abastecimento de água do município de Santa Helena de Minas?” e 99% da população não souberam responder. Em seguida fizemos a Pergunta 2, sobre a qualidade do serviço prestado, e os entrevistados responderam: 42,2% “ruim”, 26,7% “mediano”, 20% “bom” e 11,1% disseram “muito bom” e “muito ruim”, Figura 4.

149

Já para compreender a visão dos entrevistados, acerca de como eles enxergam e avaliam o SES, ofertado em Santa Helena de Minas, elaboramos a Pergunta 3 e 4 respectivamente: “Qual era o nível da prestação de serviço de tratamento de esgoto oferecido ao município” e “Você tem ciência de onde vem a água que abastece os reservatórios da cidade?”. E obtivemos as seguintes respostas dos entrevistados: 44,4% “muito ruim”, 17,8% “ruim”, 13,3% “mediano”, 15,6% “bom” e 8,9% “muito bom”. E se referindo a origem da água, cerca de 73,3% pessoas responderam “não” e apenas 26,7% “sim”. Entretanto, somente três dos entrevistados que afirmaram ter conhecimento, souberam dizer que a água responsável pelo abastecimento dos reservatórios é provinda da Nascente da Prata, Figura 5.



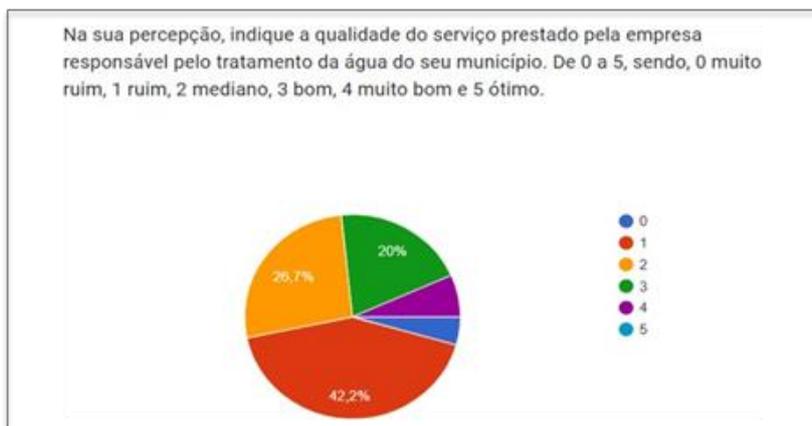


Figura 4. Respostas sobre a qualidade dos serviços de saneamento na região.

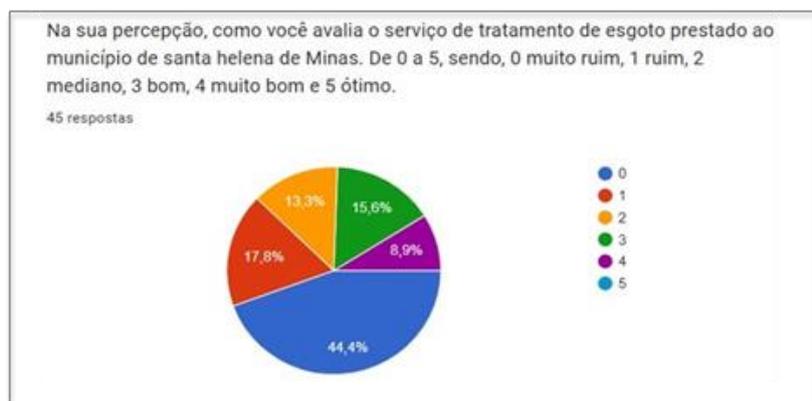


Figura 5. Respostas sobre nível da prestação do SES no município.

150

Quanto às taxas cobradas referente ao tratamento, cerca de 98% dos entrevistados relataram uma insatisfação diante da qualidade do serviço, respondendo: “Não estamos satisfeitos com os valores cobrados pela empresa responsável”.

Ademais, os entrevistados relataram que a empresa não corrige os vazamentos de esgoto rapidamente, ocorrendo o extravasamento do esgoto por dias, o que resulta em poluição hídrica, por alcançar os cursos d’água que estão na malha urbana do Município.



Figura 6. Esgoto a céu aberto em Santa Helena de Minas (MG).

Fonte: Entrevistado anônimo.

Em relação à água consumida, observou-se que 60% dos entrevistados afirmaram que a água consumida era tratada, porém, 34,2% acreditavam que a água era segura para o consumo diário. Além disso, cerca de 77,3% relataram não perceber nenhum gosto e tonalidade. Entretanto, 22,7% dos entrevistados afirmaram que a tonalidade da água é alterada nos dias chuvosos. No que diz respeito à qualidade da água que chega até suas residências para consumo, uma taxa de 55% dos entrevistados avaliaram a qualidade da água como “ruim” ou “muito ruim”, e apenas 4% a classificaram como “muito boa”.

Se tratando da correlação entre saneamento e saúde em Santa Helena de Minas, no ano de 2020, a taxa média de mortalidade infantil na cidade era de 11.24 a cada 1.000 nascidos vivos. E no ano de 2016, devido à um surto de disenteria gastrointestinal, houve 7.7 internações por 1.000 habitantes. Segundo a OMS, a disenteria por doenças de transmissão hídrica, é uma possível causa da mortalidade em crianças, afetando até 600 delas todos os dias (BILIBIO et al., 2021).

A percepção dos moradores, quanto aos serviços de saneamento básico na região é crucial. E os resultados revelam uma insatisfação significativa com as taxas cobradas, a falta de manutenção das redes de esgoto, e a qualidade do serviço prestado pela empresa de modo geral. Além disso, a percepção da escassez de informação sobre a origem da água é um fator preocupante, uma vez que a avaliação da qualidade da água consumida também é variada, com alguns entrevistados relatando alterações de tonalidade nos dias chuvosos.

Em relação à qualidade da água, e seus aspectos físico-químicos como sabor, odor, cor e turbidez desempenham um papel importante na percepção da população. Compreender a qualidade do efluente é crucial para promover melhorias nos serviços de saneamento e garantir um tratamento seguro (LIMA et al., 2018; AQUINO, 2020).

Os riscos ambientais e sanitários que a água contaminada apresenta, podem favorecer o desequilíbrio do ecossistema e comprometer o meio ambiente e a vida. Nesse caso, pensando no contexto recente da pandemia do Coronavírus, e a água como um veículo para a disseminação do vírus SARS-CoV-2, estudos reforçam a importância da acessibilidade aos serviços de saneamento básico para a diminuição da incidência de casos (AQUINO, 2020; MAINARDI & BIDOIA, 2021).

Desse modo, os dados enfatizam a necessidade de melhorias no saneamento básico e na conscientização da população sobre a importância do tratamento adequado de águas residuárias. A correlação entre saneamento e saúde é inegável, e abordagens eficazes são



cruciais para melhorar a qualidade de vida das comunidades afetadas (CARLI & COSTA, 2020; PAIVA & LEITÃO, 2022).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Concluiu-se que a percepção socioambiental dos entrevistados em relação à qualidade das águas residuárias em Santa Helena de Minas - MG, é predominantemente negativa, revelando um serviço de saneamento ineficiente, evidenciado pela obstrução das redes coletoras, taxas elevadas, incertezas quanto à qualidade da água e total desconhecimento da sua origem. Entretanto, porém, quando se explora a relação entre a saúde e o saneamento na área, os dados sugerem uma análise mais aprofundada. Diante disso, é crucial que futuras pesquisas sejam conduzidas na região, visando uma compreensão abrangente das interações entre esses aspectos e proporcionando subsídios para possíveis melhorias.

AGRADECIMENTOS

Expressamos nossos sinceros agradecimentos ao coordenador do curso e a todos os envolvidos no congresso. Seu comprometimento e dedicação foram fundamentais para o sucesso do evento e tornaram esta experiência verdadeiramente enriquecedora.

152

REFERÊNCIAS

- AQUINO, D. S. Influência do acesso a saneamento básico na incidência e na mortalidade por COVID-19. Revista Thema, v.18, p.319–331, 2020.
- ANA. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Atlas Esgotos: despoluição das bacias hidrográficas. Brasília: Governo Federal, 2017.
- ANA. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Panorama do Saneamento no Brasil. Disponível em: <https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/saneamento-basico/a-ana-e-o-saneamento/panorama-do-saneamento-no-brasil-1>. Acesso em: 18 jul. 2023.
- ALVES. G. et al. Saúde e saneamento no Brasil: uma revisão narrativa sobre a associação das condições de saneamento básico com as doenças de veiculação hídrica. Research, Society and Development, p.1-12, 2021.
- BRASIL. Governo Federal. Indicadores Brasileiros para os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável, IBGE, 2015. Disponível em: <<https://odsbrasil.gov.br/home/agenda>>.



BRASIL (A). Saiba mais sobre o Novo Marco Legal do Saneamento Básico. Governo federal, 2022, Brasília. Disponível em: <<https://www.gov.br/economia/pt-br/assuntos/noticias/2022/setembro/novo-marco-legal-do-saneamento-basico>>.

BRASIL (B). Esgotamento Sanitário. Ministério da Integração e do Desenvolvimento Regional. Governo Federal, Brasília, 2021. Disponível em: <<https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/saneamento/snis/painel/es>>.

BILIBIO, E. et al. Saneamento Básico: um direito fundamental da população. Revista Percurso Unicritiba, v.2. n.39, e-5461 p.243-251, 2021.

CARLI, A. A. D.; COSTA, L. D. A. Água potável e saneamento básico: o encontro necessário de dois direitos fundamentais à saúde da vida em geral. Revista de Direito e Sustentabilidade, v.6, n.1, p.1-15, 2020.

GALLEGO et al. Relação entre saneamento básico no Brasil e saúde da população sob a ótica das internações hospitalares por doenças de veiculação hídrica. Revista de Administração, Contabilidade e Economia da Fundace, p.1-16, 2016.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia E Estatística. Censo Brasileiro de 2022. Santa Helena de Minas, Minas Gerais: IBGE, 2023.

IBGE CIDADES. Painel de Saúde da cidade de Santa Helena de Minas - MG. Governo Federal. Brasil, 2023. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/santa-helena-de-minas/panorama>>. Acesso em: 19 jul. 2023.

LIMA, B. P.; MAMEDE, G. L.; LIMA NETO, I. E. Monitoramento e modelagem da qualidade de água em uma bacia hidrográfica semiárida. Engenharia Sanitária e Ambiental, v.23, n.1, p.125-135, 2018.

MASSA, K. H. C.; CHIAVEGATTO FILHO, A. D. P. Saneamento básico e saúde autoavaliada nas capitais brasileiras: uma análise multinível. Revista Brasileira de Epidemiologia, v.23, 2020.

MATOS. et al. Água potável, água residuária e saneamento no Brasil e na Holanda no âmbito do Programa de Visitação Holandês - DVP: Dutch Visitors Programme Drinking water 1 jan. 2016.

MAINARDI, P. H.; BIDOIA, E. D. A importância do monitoramento do SARS-CoV-2 em redes de esgoto e estações de tratamento de águas residuárias. The importance of monitoring the SARS-CoV-2 in sewage networks and wastewater treatment plants. Brazilian Journal of Health Review, v.4, n.2, p.5051-5066, 2021.



PAIVA, P. A. F.; LEITÃO, R. G. A regulação de saneamento básico e o novo marco regulatório: características, competências e delegação. *Revista do Direito Público*, v.17, n.2, p.111-131, 2022.

PAIVA G. et al. Otimização do traçado de redes coletoras de esgoto sanitário via algoritmo genético. *Revista DAE*, v.222, n.68, p.164-177, 2020.

PASINI, F.; DAMKE, T. A importância da potabilidade da água no saneamento básico para a promoção da saúde pública. *Revista Eletrônica TECCEN*, v.13, n.1, p.8-15, 2020.

PITASSI, S. L. B.; FERREIRA, A. P. A atuação do Poder Judiciário na concreção das políticas públicas de saneamento básico: possibilidades e limites. *Saúde em Debate*, v.43, n. esp.4, p.111-125, 2019.

PIMENTEL, J. M. F. et al. Internações hospitalares por doenças relacionadas ao saneamento básico inadequado na Bahia, de 2010 a 2016. *Brazilian Journal of Health Review*, v.3, n.4, p.7945-7957, 2020.

RODRIGUES. K. et al. Distribuição espacial do acesso aos serviços de saneamento básico nas microrregiões brasileiras de 2006 A 2013. *Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional*, v.15, n.1, 2019.

SUGAHARA. R. et al. Indicadores e saneamento básico no município de campinas. *Revista Grifos - Unochapecó*, v.32, n.58, p.01-23, 2022.

SNIS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Esgotamento sanitário em Santa Helena de Minas – MG. Governo Federal, Brasília, 2020.

SNIS. Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento. Com mais de 273 mil internações por doenças de veiculação hídrica, falta de saneamento básico faz Brasil gastar R\$ 108 milhões com hospitalizações. Brasília: Instituto Trata Brasil, 2021.

TEIXEIRA, P. A. et al. Parasitoses intestinais e saneamento básico no Brasil: estudo de revisão integrativa. *Brazilian Journal of Development*, v.6, n.5, p 22867-22890, 2020.



NASCENTES NO CERRADO DO TRIÂNGULO MINEIRO: CARACTERÍSTICAS DA PAISAGEM E DISPONIBILIDADE DE ÁGUA

Palmira Inocência António¹
Adriana Duneya Díaz Carrillo²
Rodrigo Ney Millan³
Daniela Fernanda da Silva Fuzzo⁴
Eliana Aparecida Panarelli⁵

¹Mestranda em Ciências Ambientais da Universidade do Estado de Minas Gerais- Unidade Frutal, Departamento de Ciências Agrárias e Biológicas, palmira.1098346@discente.uemg.br

²Mestranda em Ciências Ambientais da Universidade do Estado de Minas Gerais- Unidade Frutal, Departamento de Ciências Agrárias e Biológicas e Prof. Esp. Universidad Nacional Experimental "Francisco de Miranda" UNEFM, Coro-Falcón. Venezuela adriana.1094557@discente.uemg.br

³Prof. Dr. Universidade do Estado de Minas Gerais – Unidade Frutal, Departamento de Ciências Agrárias e Biológicas, rodrigo.millan@uemg.br

⁴Profa. Dra. Universidade do Estado de Minas Gerais – Unidade Frutal, Departamento de Ciências Agrárias e Biológicas, daniela.fuzzo@uemg.br

⁵Profa. Dra. Universidade do Estado de Minas Gerais – Unidade Frutal, Departamento de Ciências Agrárias e Biológicas, eliana.panarelli@uemg.br

155

INTRODUÇÃO

As nascentes são fontes de água importantes para a manutenção da biodiversidade e da qualidade de vida das populações (NEVES et al., 2014). Entretanto, a degradação de áreas de nascentes tem se tornado uma realidade nos domínios do cerrado, sendo a recuperação desses ambientes imprescindível para a manutenção de águas superficiais.

A interação ecossistêmica entre o ambiente terrestre e aquático vai além das suas interfaces ecotonais. A quantidade e qualidade das águas dos rios dependem diretamente do escoamento superficial, das variações no nível freático e da descarga de aquíferos (GULE et al., 2023). As águas provenientes dessas fontes sofrem influência direta do uso da terra na bacia hidrográfica, sendo as áreas de cobertura florestal imprescindíveis na manutenção da recarga de aquíferos, na infiltração da água no solo para abastecimento da zona freática, assim como para filtragem e biodegradação de substâncias lixiviadas ou adsorvidas nas partículas de solos erodidos pela ação das chuvas. A remoção da vegetação e uso intensivo das bacias



hidrográficas modificam substancialmente a qualidade da água nos rios, com prejuízos aos serviços ambientais ecossistêmicos, aumentando substancialmente os custos do tratamento para abastecimento público (TUNDISI et al., 2010).

O Triângulo Mineiro é rico em recursos hídricos, envolvendo as bacias do rio Grande e Paranaíba e vários de seus afluentes, com diversas nascentes que abastecem os córregos. No entanto, essas nascentes têm sofrido impactos decorrentes da ocupação baseada em atividades agropecuárias, principalmente formação de pastagens para criação de gado e, nas duas últimas décadas, expansão de monocultura de cana-de-açúcar. Esta mudança representa aumento da demanda dos recursos hídricos para irrigação e do uso de defensivos agrícolas, potenciais contaminantes dos cursos de água, principalmente na ausência ou redução de proteção exercida pela vegetação ciliar (GODOI & ROMEIRO, 2019).

A presente proposta pretende avaliar a estrutura da paisagem de nascentes pertencentes a sub bacias do rio Grande, com aplicação de Protocolo de Avaliação Rápida, caracterização do uso e ocupação da terra e quantificação da vazão nos cursos d'água. As nascentes selecionadas estão localizadas na porção sul da Serrinha (divisor de águas entre o rio Grande e o rio Paranaíba), no município de Frutal (MG).

156

METODOLOGIA

O presente estudo tem base metodológica descritiva, utilizando dados obtidos em amostragem de variáveis ambientais na região da Serrinha, no município de Frutal (MG) e localizada entre as latitudes 19°46'52"; 20°01'28" S e Longitude: 48°49'29"; 49°08'53", em altitudes que variam de 570 a 660m (Figura 1).

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 23,8 °C e 1626,9 mm, respectivamente.

A Serrinha compõe o divisor de bacias entre o rio Paranaíba e o rio Grande, composta por rochas areníticas da Formação Uberaba (Grupo Bauru), seguida ao sul por uma faixa da Formação Vale do Rio do Peixe (LIMA & ALMEIDA, 2012), onde se encontram nascentes de cinco bacias dos principais rios do município: Ribeirão São Mateus, Ribeirão Frutal, Córrego São José do Bebedouro, Ribeirão Marimbondo e Rio São Francisco. As porções centro leste e centro oeste possuem nascentes que vertem em áreas entremeadas por afloramento da Formação Serra Geral (LIMA & ALMEIDA, 2012), somando aproximadamente 154 nascentes.



A localização do ambiente em estudo e as estações de amostragem podem ser vistas na Figura 1.

A escolha das estações de amostragem foi feita inicialmente por imagem de satélite (software Google Earth) para localizar os rios de primeira ordem, com visita durante o período seco para determinar ambientes perenes. O levantamento de dados foi realizado em trabalho de campo no final do período chuvoso, buscando caracterizar o máximo volume hidrológico. A descrição do curso d'água e seu entorno foi realizada com a aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida (PAR), adaptado por Callisto et al. (2002) para ecossistemas lóticos nos estados de Minas Gerais e Rio de Janeiro. O protocolo caracteriza a disponibilidade de habitats, considerando vários aspectos analisados no local de amostragem e estabelecendo pontuação de acordo com a condição do local, caracterizando ambiente natural, alterado e impactado: 0 a 40 pontos caracterizam ambientes impactados; 41 a 60 alterados e acima de 61 representam ambientes naturais.

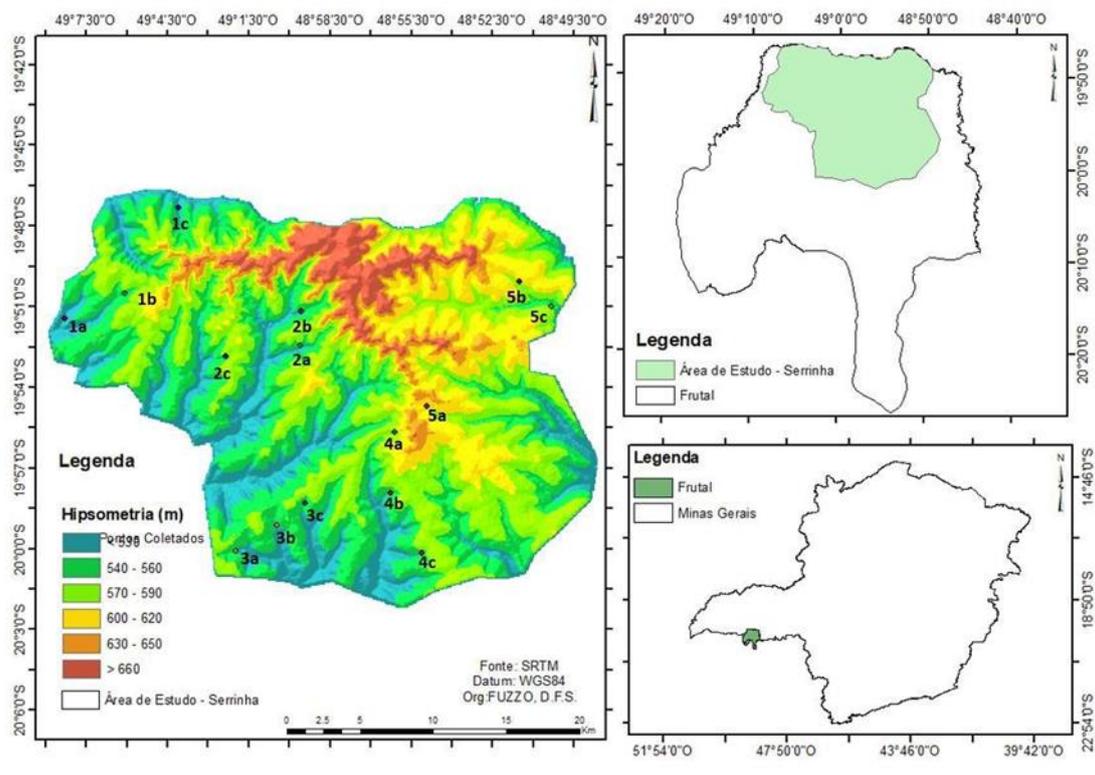


Figura 1. Localização e altimetria da área de estudo, das principais sub bacias no município de Frutal: 1) Ribeirão São Mateus; 2) Ribeirão Marimbondo; 3) Córrego São José do Bebedouro; 4) Ribeirão Frutal; 5) São Francisco. (Organização: D.F.S. Fuzzo).

Em cada uma das cinco sub bacias hidrográficas, foram selecionados três trechos de rios de primeira ordem, somando 15 trechos (Figura 1). Para o mapeamento de uso da terra no entorno das nascentes, foram utilizados os mapas de uso da Cobertura e Uso do Solo do Brasil, gerados pelo projeto MapBiomas (MAPBIOMAS, 2020) referentes à coleção 5.0, em escala 1:100.000, com formato matricial e pixel de 30x30m, assim cada pixel das imagens é classificado entre 27 classes de uso do solo (MAPBIOMAS, 2020). Para delimitação e identificação dos tipos de classes, foram geradas áreas de abrangência (buffers) com raio de 1 km para cada ponto correspondente a uma nascente, com uso do software QGIS 2.18.

A largura e a profundidade do canal (medidas com trena e régua) foram tomadas para estimativa de área da seção transversal (A) e a velocidade da corrente (V) foi obtida com correntômetro digital, com os valores de área e velocidade a vazão ($Q=A/V$) foi estimada para cada nascente.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As nascentes da Serrinha apresentam variados estados morfológicos, foram identificadas nascentes em veredas com acumulação de água e baixa velocidade de corrente (Figura 2A), veredas formando corredeiras (Figura 2B) e nascentes em corredeira com fundo rochoso ou com sedimento depositado (Figura 2C, ambiente totalmente dominado por pastagem introduzida). A variação na quantidade e granulometria do sedimento muitas vezes está associada ao processo de assoreamento.

As veredas analisadas em sua condição natural, muitas vezes, apresentam fundo vermelho aveludado, com aparência de colônias de microrganismos impregnados com ferro oxidado (característica que precisa de confirmação por análise química e microbiológica), margeada por formação florestal, com destaque para a presença de buritis, ou formação campestre típica de cerrados (Figura 2A; 2B). A presença de campos limpos nativos na região da Serrinha é de constatação rara, Campos et al. (2023) afirma que os campos naturais sempre são negligenciados, tanto na apresentação de mapas, como em políticas de conservação e até em estudos ecológicos, em todos os sistemas tropicais.

A Tabela 1 mostra altitude por estação de amostragem e o resultado da aplicação do PAR, caracterizando as estações 1B, 1C e 2B como ambientes alterados, sendo os demais classificados como naturais. As Figuras de 3 a 7 apresentam o uso da terra com predominância de pastagem ou monocultura de cana de açúcar visualmente perceptível na maioria dos buffers que delimitam área em torno das nascentes. As bacias 1 e 2 mantêm



grande área de pastagem, a bacia 3 apresenta áreas relativamente equivalente entre os dois tipos de uso, a bacia 4 destoa das demais por ter o ponto 4c com grande ocupação de área urbana e a bacia 5, mais especificamente 5B e 5C, possuem maior área ocupada por canavial.

Tabela 1. Altitude, pontuação e classificação do Protocolo de Avaliação Rápida, aplicado nas estações de amostragem das nascentes da Serrinha – Frutal (MG)

Bacias	1A	1B	1C	2A	2B	2C	3A	3B	3C	4A	4B	4C	5A	5B	5C
Altitude (m)	543	546	524	530	536	562	537	562	549	551	550	534	592	580	545
Pontos	68	55	60	71	51	71	73	81	81	69	70	82	86	69	76
Classificação	N	A	A	N	A	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N

N=trechos naturais; A= trechos alterados; I= trechos impactados.

Os resultados do uso da terra mostram importante ocupação por cultivo de cana de açúcar nas áreas próximas as nascentes, corroborando a constatação feita anteriormente para o córrego do Bebedouro (bacia 3), onde Pinto-Pereira et al. (2017) relata que o território historicamente ocupado pela pecuária está sendo substituído por territórios delimitados por interesses da agroindústria sucroalcooleira no município e na região.



159

Figura 2. Morfotipos de nascentes: A) veredas com acumulação de água; B) veredas formando corredeiras e C) nascentes em corredeira com fundo rochoso ou com sedimento depositado (Fotos: R.N. Millan).

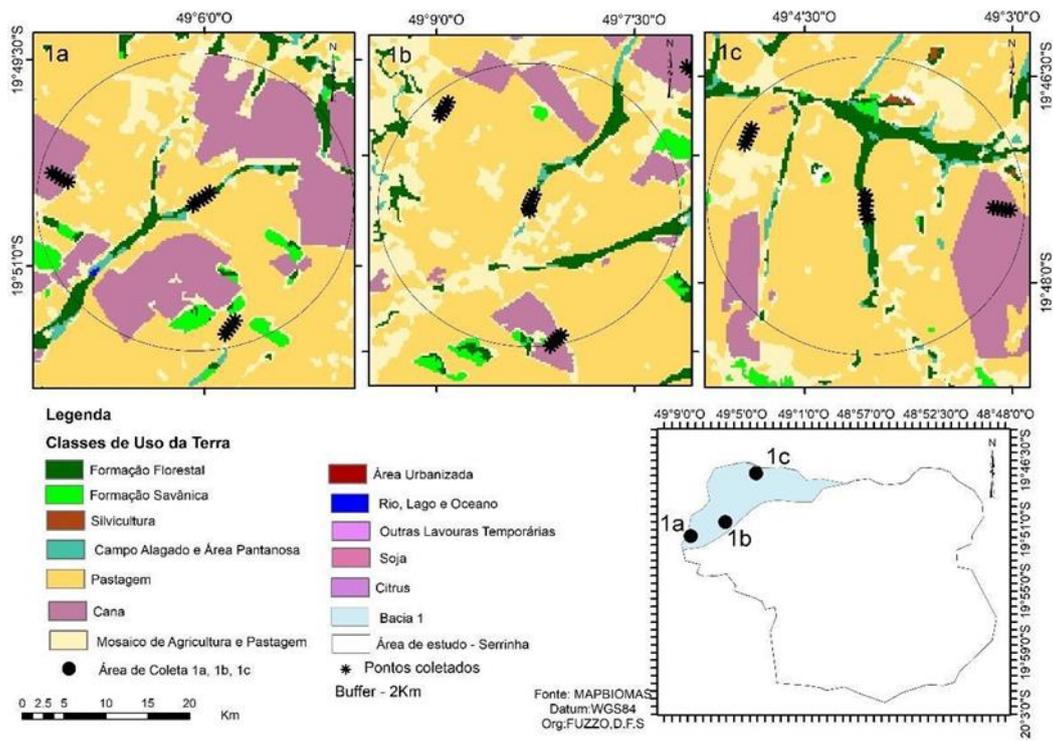


Figura 3. Uso e ocupação da terra na bacia 1 (Organização: D.F.S Fuzzo)

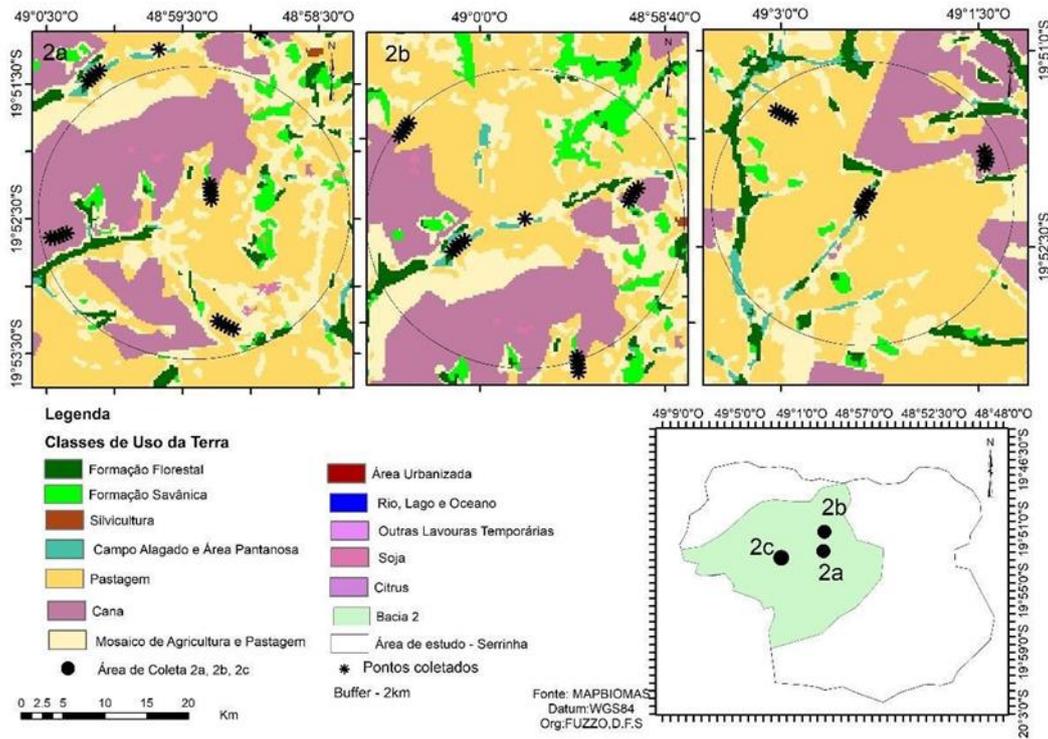


Figura 4. Uso e ocupação da terra na bacia 2 (Organização: D.F.S Fuzzo)



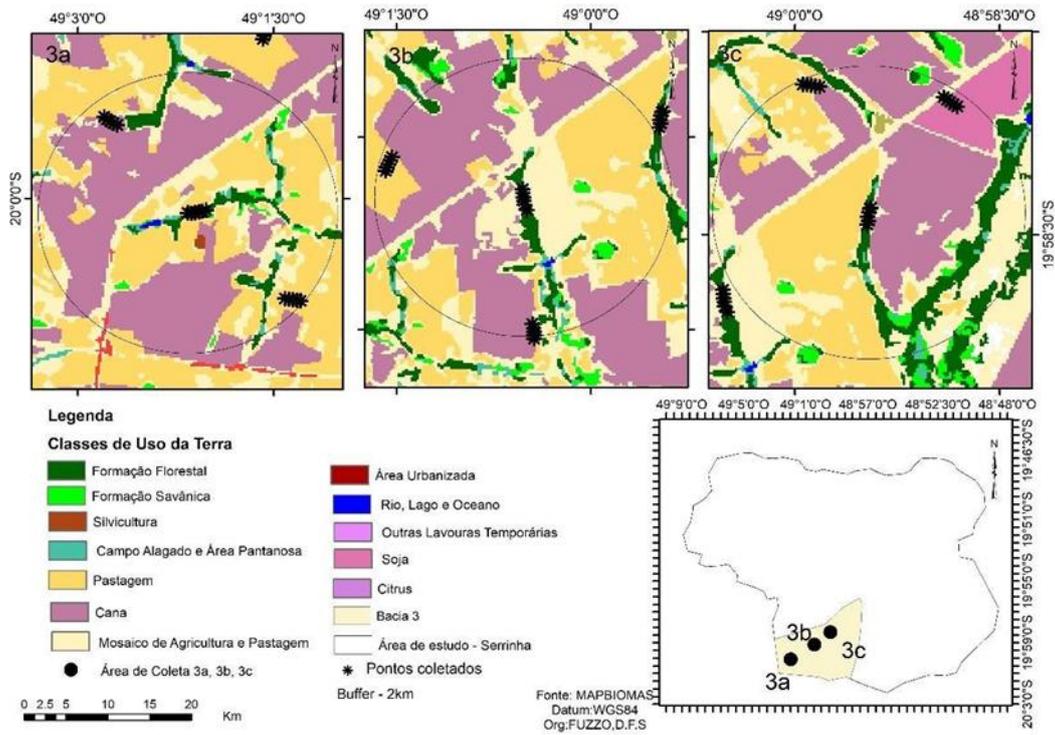


Figura 5. Uso e ocupação da terra na bacia 3 (Organização: D.F.S Fuzzo)

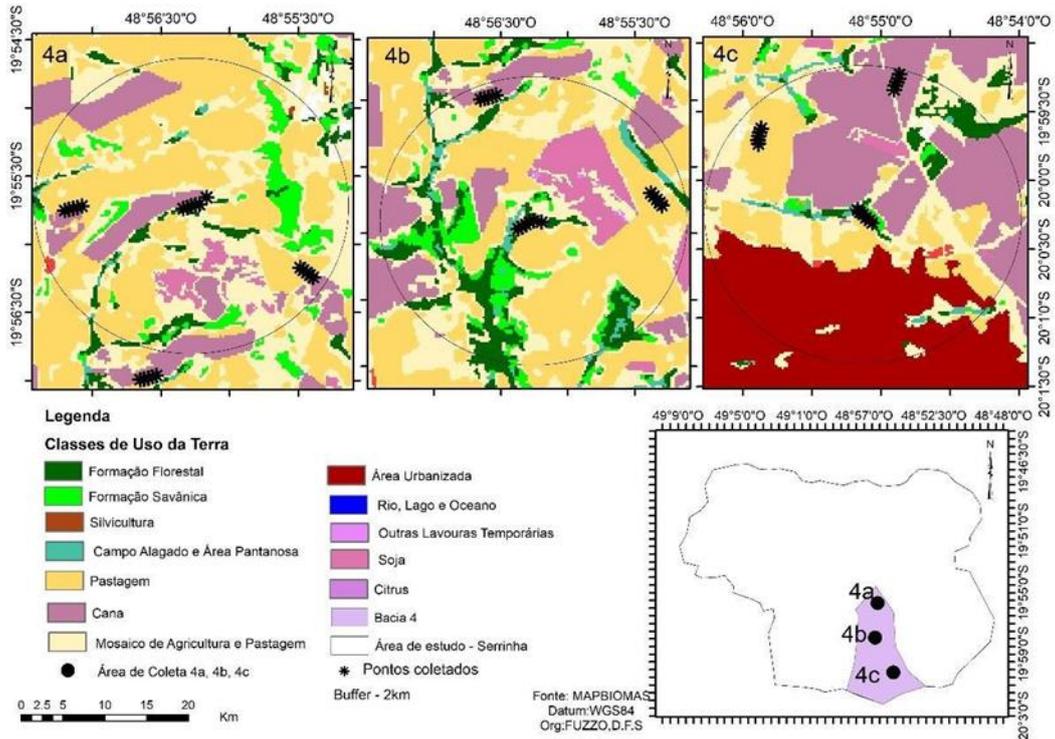


Figura 6. Uso e ocupação da terra na bacia 4 (Organização: D.F.S Fuzzo)



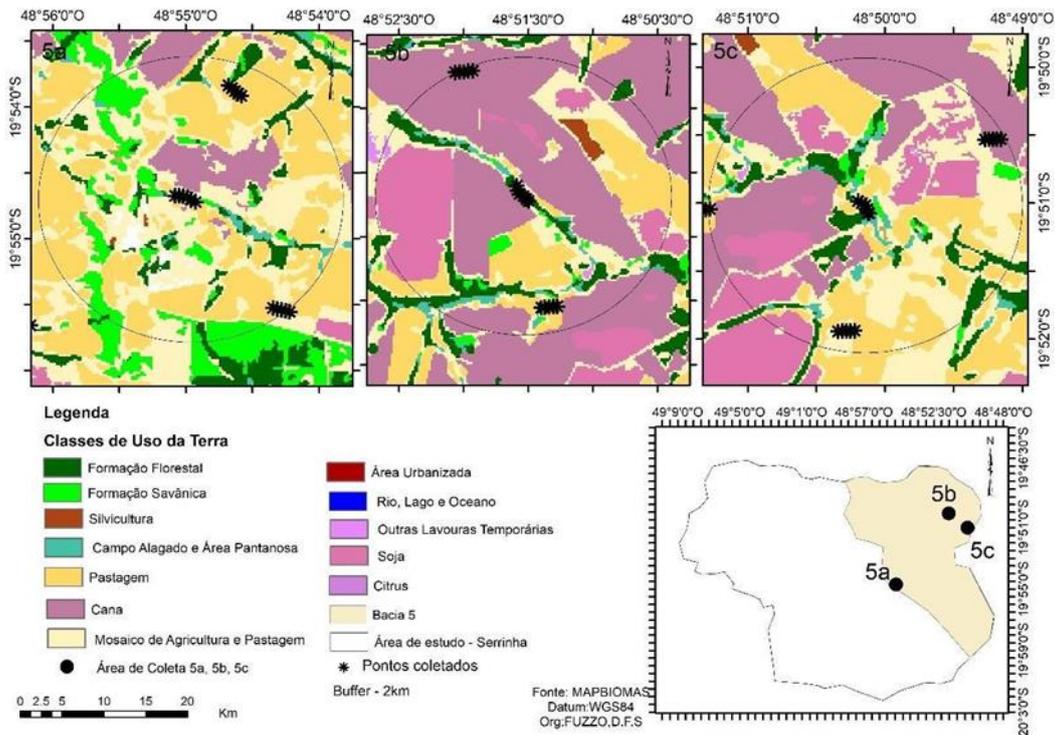


Figura 7. Uso e ocupação da terra na bacia 5 (Organização: D.F.S Fuzzo)

Nos últimos anos, Minas Gerais foi o Estado com maior expansão de área irrigáveis no país, com 616 mil hectares irrigados a mais de 2006 a 2017, sendo que na região sudeste a irrigação é destinada majoritariamente para lavouras temporárias (SILVA et al., 2021), essa evolução da demanda por recursos hídricos é visível na região do Triângulo Mineiro e também constatada na região da Serrinha com amplas áreas ocupadas pela monocultura de cana de açúcar, o que gera a necessidade de estudos voltados para os recursos hídricos da região, de forma integrada com a gestão pública para evitar acirramentos nos conflitos de usos dos recursos hídricos.

Dados médios de velocidade da correnteza e vazão das nascentes estudadas são apresentadas na Figura 8. Os maiores valores de velocidade da correnteza e de vazão foram observados de forma destacada na bacia 2, mesmo englobando duas nascentes com ausência de vegetação ciliar (exemplo na Figura 2C) e uma com baixa pontuação do PAR, indicando condição alterada (nascente 2B, Tabela 1). Nessa bacia é possível observar predominância visual de áreas de pastagens. O menor valor médio de vazão foi observado na bacia 4, com grande parte do buffer analisado pertencente à área urbana (Figura 6, nascente 4C, área em vermelho).

De maneira geral, os valores médios de velocidade da correnteza para as bacias foram elevados, entretanto existe grande variação entre nascentes dependendo dos morfotipos



considerados, com velocidade de corrente variando de 0,1 a 1,8 m.s⁻¹, entre “muito fraca” e “muito forte” de acordo com classificação apresentada por Tundisi e Matsumura-Tundisi (2008, p. 364). Tais variações dependem da declividade do terreno, tipo de fundo, largura e profundidade do canal e volume de água. Já o volume de água depende do escoamento superficial e do fluxo subterrâneo, esses dependentes de características geológicas, pedológicas, morfometria da bacia hidrográfica, todos associados a tipos de uso e ocupação da terra.

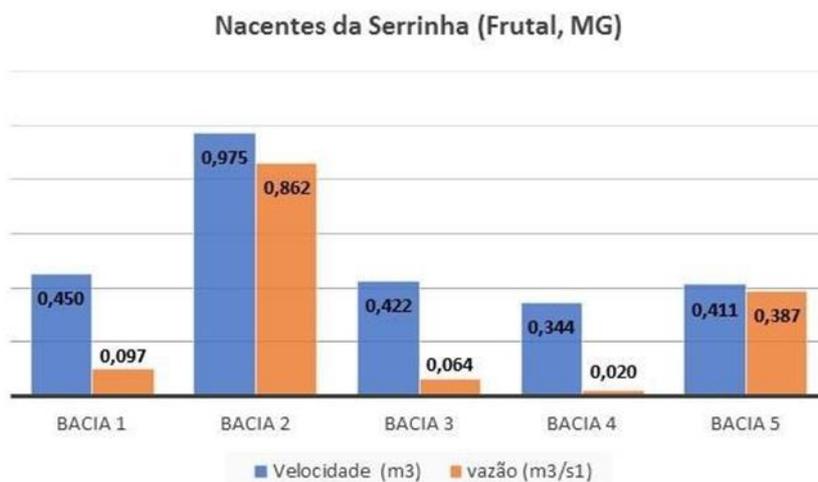


Figura 8. Velocidade da correnteza (m3) e vazão (m3.s⁻¹) nas bacias hidrográficas das nascentes estudadas na Serrinha.

A “redução da disponibilidade de água em nascentes está relacionada principalmente à diminuição da infiltração da água no solo, aumentando o escoamento superficial direto, prejudicando o processo de recarga do lençol superficial” (OLIVEIRA et al., 2020, p.60). Assim, espera-se que quanto maior a ocupação urbana maiores as taxas de escoamento superficial e menores os volumes de infiltração da água no solo, devido ao aumento da impermeabilização asfáltica, concretagem e compactação dos terrenos urbanos. Os autores supracitados verificaram, na região do Alto Rio Grande (MG), que a recarga de nascentes está fortemente relacionada com atributos físicos do solo e com a declividade, associados ao índice pluviométrico.

CONCLUSÕES

As nascentes avaliadas na região da Serrinha, pertencentes aos domínios de cerrados do Triângulo Mineiro, apresentam diferentes características morfotípicas que devem ser consideradas em ações de preservação e recuperação ambiental, com destaque para a



fitofisionomia de campos limpos, muitas vezes subjugada em ações de recuperação ambiental. Os resultados indicam que a cobertura da terra está relacionada com alguns resultados de disponibilidade hídrica das nascentes, entretanto aprimoramento quantitativo relativo ao uso da terra, assim como avaliação morfométrica e pedológica serão úteis para melhor entendimento da disponibilidade de água nas nascentes da região estudada e ações de preservação, considerando que grande parte dos sistemas avaliados apresentam boas condições ambientais de acordo com a aplicação do PAR.

AGRADECIMENTOS

A FAPEMIG do Edital N°001/2021-DEMANADA UNIVERSAL FAPEMIG, processo n°APQ – 00420-21; ao Programa Bolsas Brasil PAEC OEA-GCUB (Organização de Estados Americanos – Grupo Coimbra), pela bolsa de pós-graduação concedida à primeira autora no ano 2023 – 2025, e à segunda autora no ano 2021-2023 e ao Programa de Bolsas de Produtividade em Pesquisa - PQ/UEMG do Edital n° 10/2022.

REFERÊNCIAS

- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v.22, n.6, p.711-728, 2014.
- CALLISTO, M. et al. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.34, p.91-97, 2002.
- CAMPOS, B. H. et al. The neglected tropical grasslands: first record of campo com murundus and its plant communities in the state of São Paulo, Brazil. *Biota Neotropica*, v.23, n.1, e20221401, 2023.
- GODOI, M. H.; ROMEIRO, A. R. Análise Multi-escalar Integrada da Produção Agropecuária no Triângulo Mineiro em relação ao uso da Água. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*, v.30, n.1, p.138-159. 2019.
- GULE, T.; LEMMA, B.; HAILU, B. T. Implications of land use/land cover dynamics on urban water quality: Case of Addis Ababa city, Ethiopia. *Heliyon*, v.9, n.5, e15665, 2023.
- LIMA, J. E. S.; ALMEIDA, C. S. C. Projeto Rede Integrada de Monitoramento das Águas Subterrâneas: relatório diagnóstico Sistema Aquífero Bauru-Caiuá no Estado de Minas Gerais. Belo Horizonte/MG, CPRM – Serviço Geológico do Brasil. 2012. Disponível em <https://rigeo.cprm.gov.br/handle/doc/22252>.



MAPBIOMAS. Projeto MapBiomas – Coleção 5 da série anual de mapas de uso e cobertura da terra do Brasil, 2020. Disponível em: <https://mapbiomas.org>.

NEVES, S. et al. Nascentes, áreas de preservação permanentes e restauração florestal: histórico da degradação e conservação no Brasil. Revista em Agronegócios e Meio Ambiente, v.7, n.3, p.747-760, 2014.

OLIVEIRA, A. S.; SILVA, A. M.; MELLO, C. R. Dinâmica da água em áreas de recarga de nascentes em dois ambientes na região Alto Rio Grande, Minas Gerais. Engenharia Sanitária e Ambiental, v.25, n.1, p.59-67, 2020.

PINTO PEREIRA, D.G.S. et al. Environmental Protection Areas: the case of the Bebedouro Stream Watershed. Ambiente & Sociedade v.20, n.1, p.105-124, 2017.

SILVA, C. O. F.; PUTTI, F. F.; MANZIONE, R. L. Panorama da evolução da agricultura irrigada no sudeste do Brasil entre 2006 e 2017. Irriga, ed. Especial, v.1, n.3, p.446-457, 2021.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. M. Limnologia. São Paulo: Oficina de Textos, 2008, 631p.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. M. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. Biota Neotropica, v.1, n.4, p.67-76, 2010.



DIVERSIDADE DA FAUNA EDÁFICA EM UMA ÁREA VERDE URBANA NO MUNICÍPIO DE CRICIÚMA, SC, BRASIL

Pedro Rosso¹
Vinicius da Silva Santiago²

¹Prof. Dr. Instituto Federal de Santa Catarina (IFSC) – Campus Criciúma-SC, pedro.rosso@ifsc.edu.br

²Estudante, Curso Técnico em Meio Ambiente, Instituto Federal de Santa Catarina (IFSC) – Campus Criciúma-SC, vinicius.ss2003@aluno.ifsc.edu.br

INTRODUÇÃO

As propriedades biológicas, químicas e físicas do solo são importantes para manter funcionando os ecossistemas terrícolas e garantir a qualidade do ambiente e o bem-estar para diferentes seres vivos (ALMEIDA et al., 2017). Neste contexto, pode-se considerar que solo é essencial para a vida, pois sustenta a biodiversidade, guarda boa parte das águas da chuva e permite que atividades antrópicas sejam desenvolvidas. Assim, mesmo com os avanços da ciência, o grau de dependência do ser humano em relação ao solo deverá só aumentar (STEFANOSK et al., 2012), sobretudo porque dele provém grande parte dos alimentos consumidos pela humanidade. Contudo, a destruição ou o manejo inadequado do solo podem modificar estas características e comprometer a continuidade da biodiversidade por ele sustentada, assim como suas outras funções.

Do ponto de vista estrutural, o solo é a superfície macia da crosta terrestre, sendo constituído por uma associação de diversos elementos físicos, químicos e biológicos (RENNER et al., 2017). A formação dos solos resultou de fenômenos físicos e químicos que promovem a degradação das rochas, como chuva, vento, neve, variações de temperatura, entre outros, além das mudanças causadas pelo acúmulo de matéria orgânica e sua consequente decomposição (SERRAT et al., 2002; LEPSCH, 2010). Durante o desenvolvimento do solo, a ação dos diversos processos promove a constituição de uma sucessão vertical de camadas que diferem entre si na cor, espessura, granulometria, conteúdo de matéria orgânica e nutrientes (LIMA et al., 2007). O horizonte superficial é rico em matéria orgânica e, portanto, mais escuro. Ali se



desenvolvem a maior parte das raízes das plantas e da fauna do solo (SERRAT et al., 2002). A matéria orgânica é adicionada ao solo por meio da decomposição dos restos de organismos vivos e influencia na agregação de partículas, no escurecimento, na infiltração da água e na retenção de nutrientes do horizonte superficial (BRADY & WEIL, 2013). É neste horizonte, também denominado de camada arável, que são desenvolvidas as atividades agrícolas (SERRAT et al., 2002).

A fauna edáfica compreende uma expressiva parcela de organismos que têm como habitat o solo ou que passam uma ou mais fases da vida nele, ocupando diversos níveis tróficos das cadeias alimentares e contribuindo para o funcionamento e sustentabilidade dos ecossistemas (ALVES et al., 2016; AGUIAR et al., 2021). As diversas comunidades de seres vivos que se alojam no solo, especialmente no horizonte superficial, compreendem, de acordo com o seu tamanho, a macrofauna, que inclui os organismos maiores que 2 mm, a microfauna, que inclui aqueles menores que 0,2mm, e a mesofauna representada por organismos entre 0,2 e 2mm (NICOSIA et al., 2019).

Os organismos que compõem a fauna edáfica são importantes para manutenção das condições do solo, pois as atividades exercidas por eles contribuem para a estruturação do ambiente terrícola e são fundamentais na decomposição da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes (BERUDE et al., 2015). A fauna edáfica atua na redução no tamanho das partículas originadas, entre outros, de troncos e folhas, facilitando sua decomposição e a liberação de nutrientes e tornando-o mais macio, fértil e com melhor infiltração das águas (AGUIAR et al., 2021). Além do papel na estruturação e manutenção do solo, é importante salientar que muitos organismos que habitam o solo são sensíveis às modificações ambientais podendo contribuir na tomada de decisões para um manejo mais sustentável (ALVES et al., 2016) e serem utilizados como importantes bioindicadores da qualidade do solo (AGUIAR et al., 2021).

Muitos são os organismos que compõe a fauna edáfica, entre os quais podem ser citados alguns grupos de invertebrados, como anfípodes e isópodes (Crustacea), aranhas, opiliões e escorpiões (Cheliceriformes) colêmbolos, moscas, mosquitos, formigas e abelhas (Hexapoda), entre outros (LIMA et al., 2007).

Assim, considerando que o solo é o ambiente no qual muitos organismos se desenvolvem e que estes proporcionam muitos benefícios aos ecossistemas (RENNER et al., 2017), conhecer a fauna do solo é importante para a geração de informações que possam contribuir para promover sua conservação. Neste contexto, o presente estudo objetivou



levantar e analisar a fauna edáfica existente numa área verde urbana pertencente ao Instituto Federal de Santa Catarina (IFSC), Câmpus Criciúma.

METODOLOGIA

O presente estudo pode ser caracterizado como uma pesquisa de campo, pois o objeto em análise foi abordado em seu ambiente e a coleta de informações foi realizada nas condições naturais em que os fenômenos ocorrem (MARCONI & LAKATOS, 2017). Também pode ser caracterizado como descritivo, pois teve como objetivo a descrição das características de determinado fenômeno que, neste caso, foi a fauna edáfica de um local (GIL, 2018).

O estudo foi realizado na área verde do Instituto Federal de Santa Catarina (IFSC), Câmpus Criciúma, situado no bairro Vila Rica, em Criciúma, Santa Catarina, na coordenada 28°40'39"S e 49°19'56"W. A área verde possui aproximadamente 12.000 m², se encontra em estágio médio de regeneração (ROSSO et al., 2021) e apresenta, conforme Veloso e Klein (1968), características fitofisionômicas da Floresta Ombrófila Densa Submontana, Domínio Mata Atlântica.

Para a amostragem da fauna edáfica foram utilizadas armadilhas do tipo pitfall, conforme descrito por Aquino, Aguiar-Menezes e Queiroz (2006). Foram instaladas cinco armadilhas ao longo da trilha ecológica existente na área, localizadas cerca de 20 m distantes umas das outras e aproximadamente a 2 m para o interior da vegetação em relação à trilha. Foram realizadas duas campanhas, denominadas de Campanha 1 (C1) e Campanha 2 (C2), e em cada uma delas as armadilhas permaneceram em campo por sete dias, sendo a primeira no período 7 a 14 de julho de 2022 e a segunda no período de 20 a 27 de setembro de 2022. As armadilhas foram instaladas nos mesmos locais em ambas as campanhas.

Após a retirada das armadilhas e seu transporte com todo o conteúdo para o Laboratório de Biologia do IFSC Câmpus Criciúma, foi realizada uma primeira triagem para separar os organismos vivos dos demais materiais, como gravetos e folhas, os quais foram descartados junto com o líquido colocado na armadilha. Os espécimes pré-triados foram acondicionados em frascos de vidro contendo solução de álcool 70% devidamente etiquetados. Posteriormente, o material coletado foi identificado até o nível taxonômico de Ordem com auxílio de estereomicroscópio e de literatura especializada.



Com os dados obtidos foram construídas as curvas de acumulação de espécies para cada uma das campanhas e calculadas a riqueza, a abundância, a densidade relativa e a frequência absoluta, conforme especificado a seguir:

- a) Riqueza (S): refere-se ao número total de espécies que ocorre em um local ou em uma amostra (DIAS, 2004; URAMOTO et al., 2005);
- b) Abundância (N): refere-se à quantidade de indivíduos de determinada espécie que ocorre em um local ou em uma amostra (DIAS, 2004; URAMOTO et al., 2005);
- c) Densidade relativa (DR/%): refere-se à proporção de espécimes de uma espécie em relação ao total de espécimes da amostra (GIL & TOMÉ, 2001);
- d) Frequência absoluta (FA/%): refere-se à proporção de unidades amostrais (armadilhas) em que uma espécie foi capturada frente ao total de unidades amostrais (FERNANDES et al., 2022).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A área verde do IFSC Câmpus Criciúma sofreu intensa interferência antrópica e desde 2009, com a instalação do Câmpus, a mesma vem gradativamente se recuperando, seja por ação da própria natureza ou por contribuição antrópica, como o plantio de mudas em meio a vegetação presente ou lançamento de sementes, especialmente de *Euterpe edulis* M. (palmeiro, palmeira jussara). Com o desenvolvimento de projetos, especialmente de extensão a partir da criação de uma trilha ecológica, pesquisas sobre a biodiversidade local foram realizadas e estão identificadas até o momento 37 espécies vegetais, pertencentes a 24 famílias, sendo 31 nativas do Brasil e seis exóticas, além do registro de 17 espécies nativas de aves (ROSSO et al., 2021).

As condições climáticas observadas na campanha de inverno (C1; 7 a 14/07/2022) foram instáveis, com predominância de dias secos e chuvas intermitentes em três dos dias da campanha, e com as temperaturas variando entre 6 e 27°C (ACCUWEATHER, 2022a). Condições meteorológicas instáveis também caracterizaram o clima na campanha de primavera (C2; 20 a 27/09/2022), porém com mais dias chuvosos e maior intensidade em relação a C1 e com temperaturas variando entre 5 e 24°C (ACCUWEATHER, 2022b). Estes dados demonstram que não houve diferenças significativas nas condições meteorológicas durante os períodos de ambas as campanhas.

Foram capturados nas duas campanhas um total de 1.418 espécimes, sendo 450 (31,7%) na C1 e 968 (68,3%) na C2. Quanto à riqueza (S), tomada como o número total de



espécies (DIAS, 2004; URAMOTO et al., 2005), foram identificadas 54 espécies, sendo 53 pertencentes ao filo Arthropoda (S=53; 98,15%) e uma ao filo Annelida (S=1; 1,85%). As espécies do filo Arthropoda pertencem às classes Chelicerata (S=5; 9,4%), Malacostraca (S=2; 3,8%), Entognatha (S=6; 11,3%) e Insecta (S=40; 75,5%). Os organismos em estágio larval ou de pupa não foram incluídos nos dados deste estudo.

De modo geral, os 15 grupos taxonômicos (Ordens) amostrados neste estudo estão entre aqueles listados por Lima et al. (2007) e obtidos por Aguiar et al. (2021), que registrou 43, Góes (2017), que obteve 23, e Almeida et al. (2017), que identificou 15. Contudo, é importante destacar que os ambientes, as áreas amostradas e o esforço amostral foram diferentes entre estes estudos. Os grupos taxonômicos amostrados neste estudo que obtiveram maior riqueza foram Diptera (S=15) Hymenoptera (S=11), Entognatha (S=7) e Coleoptera (S=5).

As curvas de acumulação de espécies construídas para ambas as campanhas mostraram tendência à estabilização, sugerindo que a instalação de mais algumas armadilhas poderia levar a sua estabilização. As curvas de acumulação permitem comparar os pontos e/ou campanhas de coleta, além de poderem ser utilizadas para estimar o número de espécies em um determinado local (SCHILLING & BATISTA, 2008). Em termos de comparação entre as campanhas, neste estudo verificou-se na C1 um incremento de 37,5% no número de espécies de P1 para P2, porém a taxa de ocorrência de novas espécies foi consideravelmente menor nas demais armadilhas, resultando no incremento de 30,3% na riqueza entre P2 e P5. Na C2 verificou-se a mesma tendência, com incremento de 30% no número de novas espécies de P1 para P2 e, em seguida, de 15,4% entre P2 e P5. É importante ressaltar que o total de espécies amostradas na C2 foi apenas 4,7% maior que na C1 (Figura 1).

170

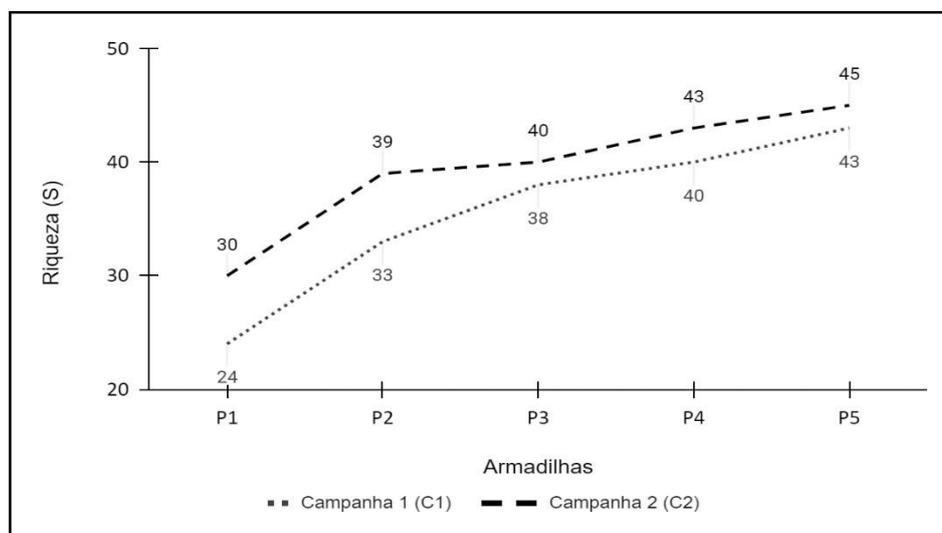


Figura 1. Curvas de acumulação de espécies nas campanhas C1 e C2.



Dentre o total de espécies coletadas, oito (14,8%) foram amostradas apenas na C1, sendo uma de Chelicerata (Aranha²), uma de Entognatha (colêmbolo⁶) e seis de Insecta (barata⁴; mosquito¹; mosquito³; percevejo¹; percevejo²; e abelha/vespa²). Por sua vez, na C2 foram coletadas exclusivamente 13 espécies (24,1%), sendo uma de Chelicerata (opilião²), uma de Collembola (colêmbolo⁷), dez de Insecta (barata²; besouro⁴; mosca⁶; mosquito⁶; mosquito⁷; mosquito⁸; percevejo³; abelha/vespa³; cupim; grilo²) e uma de Clitellata (minhoca).

As espécies mais abundantes (N) e de maior densidade relativa (%) na C1 foram formiga⁵ (N=51; 11,3%), colêmbolo⁵ (N=41; 9,1%), anfípode (N=39; 8,7%), tatuzinho de jardim (N=37; 8,2%) mosca¹ (N=34; 7,6%). Na C2, as espécies mais abundantes e de maior densidade relativa foram colêmbolo⁵ (N=291; 30,1%), formiga⁷ (N=200; 20,7%), formiga⁵ (N=82; 8,5%), besouro¹ (N=66; 6,8%) e besouro⁴ N=54; 5,6%).

Quando considerados os dados das duas campanhas em conjunto, colêmbolo⁵ (N=332; 23,4%) e formiga⁷ (N=202; 14,2%) foram as espécies mais abundantes e de maior densidade relativa, embora 99% dos espécimes de formiga⁷ (N=200) tenham sido coletados na C2, sendo 199 em apenas uma das armadilhas. Do total de espécies coletadas, 35 (64,8%) apresentaram abundância que pode ser considerada muito baixa e até rara (N<1%). No entanto, para Marques et al. (2014), apesar destes grupos não expressarem, muitas vezes, valores significativos em termos de abundância, eles desempenham importante papel na manutenção do equilíbrio ecológico e nas relações tróficas.

Quanto a frequência absoluta (FA), avaliada a partir da proporção de unidades amostrais (armadilhas) em que uma espécie foi capturada frente ao total de unidades amostrais (FERNANDES et al., 2022), na C1 quatro espécies foram amostradas em todas as armadilhas (FA=100%) (mosca¹; formiga⁵; formiga⁶; e grilo¹), enquanto na C2 cinco espécies (anfípode; besouro⁴; mosca³; formiga³ e formiga⁵) obtiveram FA=100%. Quando consideradas todas as armadilhas da C1 e C2, apenas uma espécie (formiga⁵) obteve FA=100%, enquanto outras três foram amostradas em nove das armadilhas (FA=90%) (mosca¹; mosca³ e formiga³). Em relação às espécies menos frequentes, 13 foram capturadas em apenas uma das armadilhas (FA=10%), portanto em apenas uma das campanhas, e outras sete foram amostradas em duas armadilhas (FA=20%), sendo duas apenas na C1, duas somente na C2 e três que foram amostradas em uma armadilha na C1 e uma na C2.



Tabela 1. Relação dos grupos taxonômicos amostrados nas duas campanhas realizadas na área verde do IFSC Câmpus Criciúma nos meses de julho e setembro de 2022, com dados de abundância (N), densidade relativa (DR) e frequência absoluta (FA) para a campanha 1 (C1), campanha 2 (C2) e totais

Classe	Ordem	Nome Popular	Campanha 1 (C1)		Campanha 2 (C2)		C1+C2		Frequência (FA/%)		
			N	DR (%)	N	DR (%)	N	DR (%)	C1	C2	TOTAL
Chelicerata	Araneae	Aranha1	14	3,1	15	1,5	29	2,0	60	80	70
		Aranha2	4	0,9	0	0,0	4	0,3	40	0	20
		Aranha3	3	0,7	5	0,5	8	0,6	40	40	40
	Opiliones	Opilião1	7	1,6	9	0,9	16	1,1	80	80	80
		Opilião2	0	0,0	1	0,1	1	0,1	0	20	10
Malacostraca	Amphipoda	Anfípode	39	8,7	19	2,0	58	4,1	60	100	80
	Isopoda	Tatuzinho de Jardim	37	8,2	26	2,7	63	4,4	80	80	80
Entognatha	Entomobriomorpha	Colêmbolo1	17	3,8	25	2,6	42	3,0	40	40	40
		Colêmbolo2	2	0,4	1	0,1	3	0,2	40	20	30
		Colêmbolo3	6	1,3	19	2,0	25	1,8	20	20	20
		Colêmbolo5	41	9,1	291	30,1	332	23,4	80	80	80
		Colêmbolo7	0	0,0	1	0,1	1	0,1	0	20	10
	Poduromorpha	Colêmbolo6	10	2,2	0	0,0	10	0,7	60	0	30
	Symphyleona	Colêmbolo4	7	1,6	2	0,2	9	0,6	60	40	50



Insecta	Blattaria	Barata1	15	3,3	2	0,2	17	1,2	80	40	60
		Barata2	2	0,4	0	0,0	2	0,1	40	0	20
		Barata3	1	0,2	2	0,2	3	0,2	20	20	20
		Barata4	1	0,2	0	0,0	1	0,1	20	0	10
	Coleoptera	Besouro1	16	3,6	66	6,8	82	5,8	80	80	80
		Besouro2	8	1,8	14	1,4	22	1,6	80	80	80
		Besouro3	1	0,2	1	0,1	2	0,1	20	20	20
		Besouro4	0	0,0	54	5,6	54	3,8	0	100	50
		Estafilimídeo	8	1,8	5	0,5	13	0,9	60	40	50
	Diptera	Mosca1	34	7,6	12	1,2	46	3,2	100	80	90
		Mosca2	8	1,8	2	0,2	10	0,7	60	40	50
		Mosca3	9	2,0	10	1,0	19	1,3	80	100	90
		Mosca4	2	0,4	2	0,2	4	0,3	40	40	40
		Mosca5	4	0,9	17	1,8	21	1,5	40	60	50
		Mosca6	0	0,0	1	0,1	1	0,1	0	20	10
		Mosca7	7	1,6	10	1,0	17	1,2	40	60	50
		Mosquito1	5	1,1	0	0,0	5	0,4	60	0	30
		Mosquito2	9	2,0	4	0,4	13	0,9	60	40	50
		Mosquito3	2	0,4	0	0,0	2	0,1	20	0	10
		Mosquito4	6	1,3	3	0,3	9	0,6	40	40	40
Mosquito5		3	0,7	1	0,1	4	0,3	40	20	30	
Mosquito6		0	0,0	18	1,9	18	1,3	0	80	40	
Mosquito7		0	0,0	1	0,1	1	0,1	0	20	10	
Mosquito8		0	0,0	2	0,2	2	0,1	0	40	20	
Hemiptera		Percevejo1	1	0,2	0	0,0	1	0,1	20	0	10
	Percevejo2	1	0,2	0	0,0	1	0,1	20	0	10	
	Percevejo3	0	0,0	1	0,1	1	0,1	0	20	10	
Hymenoptera	Abelha/Vespa1	4	0,9	4	0,4	8	0,6	60	60	60	
	Abelha/Vespa2	1	0,2	0	0,0	1	0,1	20	0	10	
	Abelha/Vespa3	0	0,0	1	0,1	1	0,1	0	20	10	
Formiga	Formiga1	8	1,8	0	0,0	8	0,6	60	0	30	
	Formiga2	3	0,7	1	0,1	4	0,3	40	20	30	
	Formiga3	26	5,8	14	1,4	40	2,8	80	100	90	
	Formiga4	12	2,7	1	0,1	13	0,9	80	20	50	
	Formiga5	51	11,3	82	8,5	133	9,4	100	100	100	
	Formiga6	6	1,3	2	0,2	8	0,6	100	40	70	
	Formiga7	2	0,4	200	20,7	202	14,2	20	40	30	
Isoptera	Cupim	0	0,0	15	1,5	15	1,1	0	40	20	
Orthoptera	Grilo1	7	1,6	4	0,4	11	0,8	100	60	80	
	Grilo2	0	0,0	1	0,1	1	0,1	0	20	10	
Clitellata	Haplotaxida	0	0,0	1	0,1	1	0,1	0	20	10	
Totais			450	100,0	968	100,0	1418	100,0	-	-	-

CONCLUSÕES

Mesmo que ainda em processo de regeneração, a área verde do IFSC Câmpus Criciúma mostrou conter uma rica diversidade de fauna edáfica, sendo a classe Insecta a melhor



representada. Algumas espécies também se mostraram muito abundantes, como foi o caso de uma espécie de colêmbolo e duas de formigas.

Os dados obtidos neste estudo permitiram perceber que uma pequena área protegida pela vegetação, mesmo que em ambiente urbano, é fundamental para a restauração das características do solo e para a recomposição da sua fauna, assim como para os demais integrantes deste pequeno remanescente. Áreas de solo protegidas podem garantir uma grande diversidade de espécies, as quais ficam à mercê de desaparecer sem esta proteção. Por fim, pode-se afirmar que são estes locais que uma vez preservados podem contribuir para a melhoria da qualidade do ambiente urbano.

REFERÊNCIAS

ACCUWEATHER. Condições meteorológicas mensais em Criciúma, Santa Catarina, Brasil: julho/2022. 2022a. Disponível em: <https://www.accuweather.com/pt/br/crici%C3%BAma/35956/july-weather/35956?year=2022>. Acesso em: 16 fev. 2023.

ACCUWEATHER. Condições meteorológicas mensais em Criciúma, Santa Catarina, Brasil: setembro/2022. 2022b. Disponível em: <https://www.accuweather.com/pt/br/crici%C3%BAma/35956/september-weather/35956?year=2022>. Acesso em: 16 fev. 2023.

AGUIAR, M. I. de et al. Composição, abundância e diversidade da fauna edáfica em um fragmento de Caatinga. *Nature and Conservation*, v.14, n.2, p.46-55, 2021.

ALMEIDA, H. S. et al. Ocorrência e diversidade da fauna edáfica sob diferentes sistemas de uso do solo. *Revista Brasileira de Tecnologia Agropecuária*, Londrina, v.1, n.1, p.15-23, 2017.

ALVES, F. I. V.; LIMA, A. R. V.; FIALHO, J. S. Fauna edáfica em agroecossistema semiárido com 17 anos de pousio. *Enciclopédia Biosfera*, v.13, n.24, p.1226-1239, 2016.

AQUINO, A. M. de; AGUIAR-MENEZES, E. de L.; QUEIROZ, J. M. de. *Recomendações para Coleta de Artrópodes Terrestres por Armadilhas de Queda ("Pitfall- Traps")*. 18. ed. Rio de Janeiro: Embrapa, 2006. 9p. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CNPAB-2010/34091/1/cit018.pdf>. Acesso em: 30 jun. 2022.

BERUDE, M. C. et al. A mesofauna do solo e sua importância como bioindicadora. *Enciclopédia Biosfera*, v.11, n.22, p.14-27, 2015.



BRADY, N. C.; WEIL, R. R. Elementos da natureza e propriedades dos solos. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2013.

DIAS, S. C. Planejando estudos de diversidade e riqueza: uma abordagem para estudantes de graduação. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, v.26, n.4, p.373- 379, 2004.

FERNANDES, G. G. de C. et al. Levantamento fitossociológico em parcelas permanentes na Floresta Nacional do Tapirapé-Aquiri, Pará, Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, v.12, n.1, p 233-243, 2022.

GIL, A. C. Como elaborar projetos de pesquisa. 6. ed. São Paulo: Atlas, 2018.

GIL, G. M.; THOMÉ, J. W. Abundância, frequência e densidade relativa da malacofauna da praia de Arroio Teixeira, Rio Grande do Sul. *Biotemas*, v.14, n.1, 2001.

GÓES, Q. R. de. Fauna epiedáfica em áreas de diferentes tipos de uso do solo: avaliação quantitativa, qualitativas e suficiência amostral. 47f. TCC (Graduação). Curso de Gestão Ambiental. Universidade Federal do Pampa. São Gabriel, 2017.

LEPSCH, I. F. Formação e Conservação dos Solos. 2. ed. São Paulo: 2010.

LIMA, V. C.; LIMA, M. R.; MELO, V. F. Guia para identificação de animais do solo e da serapilheira. São Carlos: CDCC/USP, 2007. Disponível em: <https://cdcc.usp.br/wp-content/uploads/sites/512/2019/11/GuiaParaIdentificacaoDeAnimaisDoSoloESerapilheira.pdf>. Acesso em: 09 jun.

MARCONI, M. de A.; LAKATOS, E. M. Metodologia do trabalho científico: projetos de pesquisa / pesquisa bibliográfica/ teses de doutorado, dissertações de mestrado, trabalhos de conclusão de curso. 8. ed. São Paulo: Atlas, 2017.

MARQUES, D. M. et al. Macrofauna edáfica em diferentes coberturas vegetais. *Biosci. J.*, v.30, n.5, p. 588-1597, 2014.

NICOSIA, S. et al. Estructura de la comunidad de la mesofauna en dos suelos con distinta intensidad de uso. *Cienc. Suelo (Argentina)*, v.38, n.1, p.72-80, 2020.

RENNER, L. M.; VELOSO, G. J.; SEGAT, J. C. A importância da fauna no solo. *Sul Brasil Rural*. Chapecó, p.1-1, 2017.

ROSSO, P. et al. Áreas verdes urbanas e trilhas ecológicas como locais e instrumentos de Educação Ambiental. *RevBEA*, v.16, n.4, p.536–553.

SCHILLING, A. C.; BATISTA, J. L. F. Curva de acumulação de espécies e suficiência amostral em florestas tropicais. *Brazilian Journal of Botany*, v.31, n.1, p.1-9, 2008.



SERRAT, B. M. et al. Conhecendo o solo. Curitiba: Universidade Federal do Paraná, 2002. 32p. Disponível em: <http://www.soloplan.agrarias.ufpr.br/conhecendosolo.pdf>. Acesso em: 30 jun. 2022.

STEFANOSK, D. C. et al. Uso e manejo do solo e seus impactos sobre a qualidade física. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.17, n.12, p.2-9, 2012.

URAMOTO, K.; WALDER, J. M. M.; ZUCCHI, R. A. Análise quantitativa e distribuição de populações de espécies de *Anastrepha* (*Diptera: Tephritidae*) no Campus Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP. Neotropical Entomology, v.34, n.1, p.33-39, 2005.

VELOSO, H. P.; KLEIN, R. M. As comunidades e associações vegetais da mata pluvial do sul do Brasil VI. Agrupamentos arbóreos dos contra-fortes da Serra Geral situados ao sul da costa catarinense e ao norte da costa sul-riograndense. Sellowia, n.20, p.127-180, 1968.



USO E COBERTURA DA TERRA NA BACIA DO RIO TAPEROÁ UTILIZANDO O GOOGLE EARTH ENGINE

José Hugo Simplicio de Sousa¹
George do Nascimento Ribeiro²
Paulo Roberto Megna Francisco³
João Miguel de Moraes Neto⁴

¹Graduando em Engenharia de Biosistemas, Universidade Federal de Campina Grande, jose.hugo@estudante.ufcg.edu.br

²Prof. Dr. Universidade Federal de Campina Grande – Campus Sumé-PB, Unidade Acadêmica de Engenharia de Biotecnologia - UAEB, george.nascimento@professor.ufcg.edu.br

³Doutorando em Engenharia de Recursos Naturais – PPGEGRN, Universidade Federal de Campina Grande, Programa de Pós-graduação em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais, paulomegna@gmail.com

⁴Prof. Dr. Universidade Federal de Campina Grande – Campus Campina Grande-PB, Unidade Acadêmica de Engenharia Agrícola - UAEA, j.miguel.moraes@hotmail.com

INTRODUÇÃO

177

As bacias hidrográficas têm uma posição vulnerável em relação a questões associadas a mudanças generalizadas nos padrões de uso e cobertura da terra. Antes da interferência humana, os sistemas hidrográficos estão em um estado de equilíbrio. Nas últimas décadas, a intensificação do manejo da cobertura vegetal em bacias hidrográficas tem alterado a dinâmica dos sistemas hidrológicos. Modifica as taxas de evaporação, infiltração, erosão e os regimes de superfície e subsuperfície, comprometendo também a disponibilidade e a qualidade da água (BRAZ et al., 2017; OLIVEIRA et al., 2017; SHRESTHA et al., 2018; MARTINS & GALVANI, 2020).

Por apresentar formas de ocupação da paisagem, as informações sobre uso e cobertura do solo são essenciais para diversas aplicações geoespaciais, como planejamento e gestão ambiental. Também serve como base para entender as relações entre a cobertura da terra e os serviços ecossistêmicos (LIU et al., 2017; ZHANG et al., 2019). Uma melhor compreensão das consequências das mudanças na cobertura do solo nos processos hidrológicos pode ser útil para a tomada de decisões e para a gestão de bacias hidrográficas (ALVARENGA et al., 2016).

Os Sistemas de Informações Geográficas (SIG) voltados para o diagnóstico, gestão e análise ambiental em bacias hidrográficas, entre outras funções, são relevantes por permitirem uma análise integrada das diversas características ambientais de uma área. O uso



de geoprocessamento e imagens de sensoriamento remoto (SR) facilitam a integração e inter-relação de informações (ALVES et al., 2021). Uma das principais aplicações de imagens de SR é o levantamento de tipos de cobertura do solo (CARRANZA-GARCÍA et al., 2019).

Plataformas poderosas de computação em nuvem são necessárias quando o objetivo é o mapeamento do uso e cobertura da terra em grande escala de dados SR de análise por um longo período. Nesse sentido, várias plataformas de processamento de big data, como Google Earth Engine (GEE) (AMANI et al., 2019). A esse respeito, (GORELICK et al., 2017; AMANI et al., 2020) ilustrou as vantagens e aplicações do GEE, incluindo o fato de que o número de publicações está aumentando significativamente (AMANI et al., 2020; KUMAR & MUTANGA, 2018; TAMIMINIA et al., 2020), GEE foi implementado em 70% dos países do mundo e ampla assuntos foram estudados (AMANI et al., 2020). Até agora, numerosos estudos utilizaram o GEE para classificação uso e cobertura da terra (MIRMAZLOUMI et al., 2022).

Portanto, com base no exposto, este estudo tem como objetivo realizar o mapeamento do uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do rio Taperoá (BHRT), cariri paraibano, para o ano de 2021, utilizando sensoriamento remoto em nuvem no Google Plataforma Earth Engine (GEE).

METODOLOGIA

A bacia hidrográfica do Rio Taperoá situa-se em uma região que está entre as mais secas do Brasil, regionalmente conhecida como Cariri Paraibano. Encontra-se inseridos total ou parcialmente em 19 municípios (Figura 1), drena aproximadamente uma área de 5.667,49 km², nasce na Serra do Teixeira e desemboca no Rio Paraíba, no açude Boqueirão. O rio principal possui uma extensão de 158 km. Configura-se, em uma região semiárida, com chuvas distribuídas de forma irregular durante o ano (SANTOS et al., 2019).

A área da bacia apresenta relevo suave ondulado, e altitudes variando predominantemente entre 400 a 600 m. A drenagem voltada para o sudeste facilita a penetração uniforme das massas atlânticas propiciando um gradiente uniforme de temperatura e precipitação, à medida que ocorre a elevação do terreno (FRANCISCO et al., 2012). A bacia do rio Taperoá apresenta clima do tipo tropical semiárido (clima quente e seco – BSh), segundo a classificação climática de Köppen. Essa região se caracteriza por chuvas de verão, com temperaturas elevadas superiores a 27°C. A amplitude térmica da bacia varia de 3 a 5°C, e a umidade relativa do ar é de aproximadamente 78% (DANTAS et al., 2015).



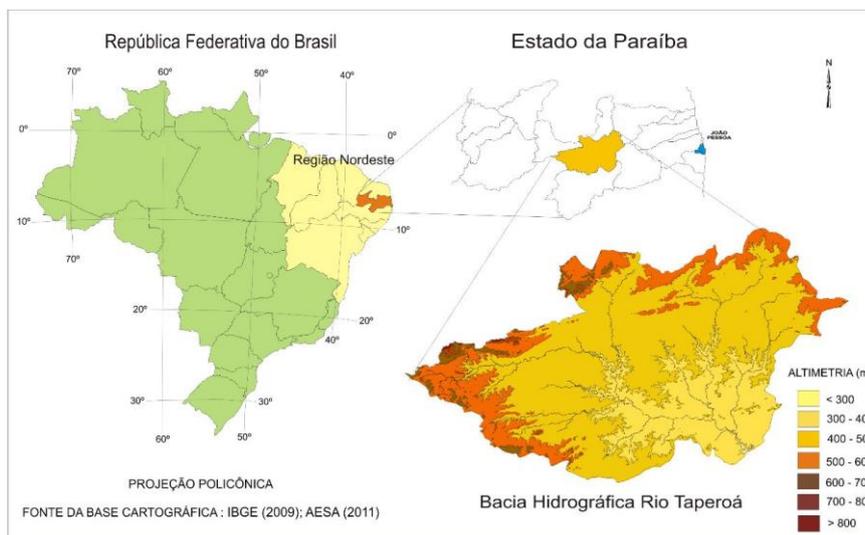


Figura 1. Localização da área de estudo.

Fonte: Francisco et al. (2013).

Os solos representativos dos diferentes ambientes semiáridos se distinguem pela diversidade geológica e geomorfológica, ocorrendo com maior frequência, os Neossolos Litólicos Eutróficos, Luvisso Crômico vértico, Planossolo Solódico e Neossolo Regolítico Eutrófico (FRANCISCO et al., 2013) (Figura 2).

179

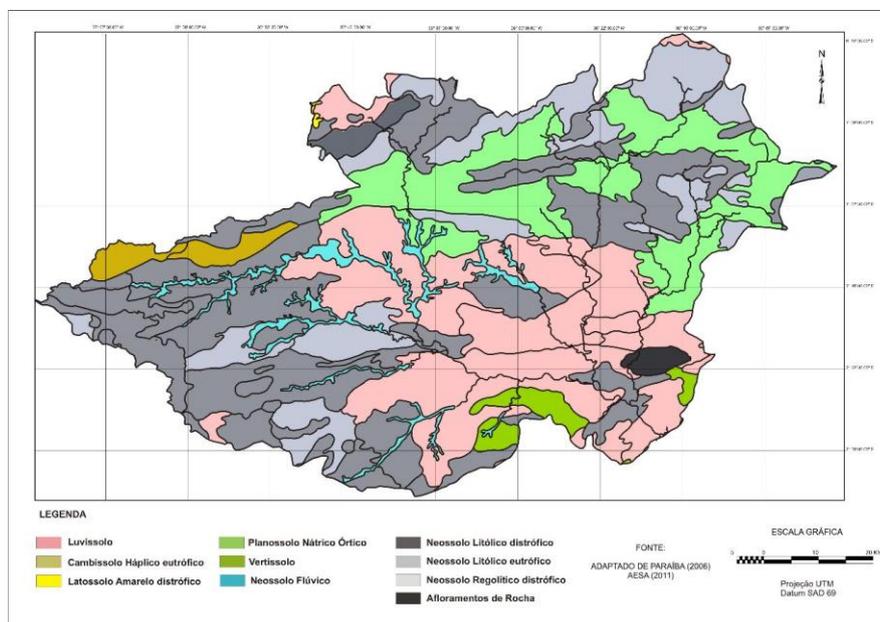


Figura 2. Mapa de solos da área de estudo.

Fonte: Francisco et al. (2013).

Para a classificação do uso e cobertura do solo foram utilizados dados do satélite Sentinel 2 do ano de 2021, composição RGB 4-3-2, resolução espacial de 10 metros, disponíveis na base de dados do GEE. As imagens foram filtradas segundo a grade de articulação do projeto Sentinel, órbita específica para o projeto, e cobertura de nuvem menor que 1%. Para composição da imagem final foi aplicado um filtro de mediana no conjunto de imagens Sentinel, entre 01/01 a 31/12/2021, utilizando o comando “ee.ImageCollection().median()” resultando em uma imagem única e representativa do ano de 2021 da bacia hidrográfica do rio Taperoá.

As classes de uso e cobertura do solo foram definidas considerando o tipo de ocupação preponderante na BHRT, conforme indica Alencar (2008): vegetação densa (nativa), semidensa (silvicultura/pecuária), rala mais solo exposto (pecuária extensiva e/ou cultivos agrícolas), solo exposto e em relação aos corpos hídricos (água).

Para realizar a classificação supervisionada foram utilizados 4 algoritmos disponíveis no GEE: Random Forest (RF), Minimum Distance - Euclidean (MMD), Library for Support Vector Machines (LibSVM) e Naive Bayes (BAYES).

Na avaliação estatística da qualidade das classificações dos produtos obtidos, foi procedida pelo uso do Índice de Kappa, Acurácia Geral, Acurácia do Produtor e Acurácia do Usuário, obtidos por meio da Matriz Confusão, todos gerados pelo GEE.

180

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Pelos resultados obtidos observa-se um total de 1.083 pixels de amostras coletadas dispersas pela imagem de satélite. Em relação aos 5 grupos de demonstração/amostragem os pixels estão dispersos na classe densa em 303 pontos, semidensa em 217, rala mais solo exposto em 238, solo exposto em 215, e água em 110 (Figura 3).



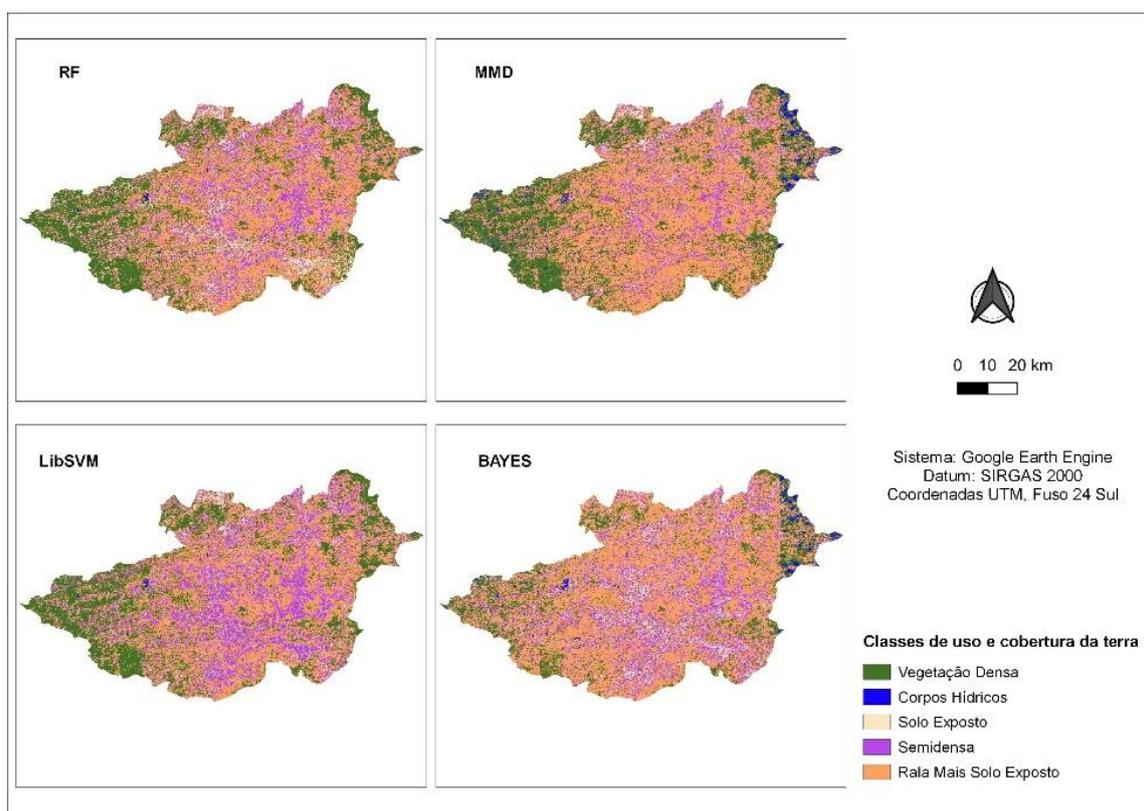


Figura 3. Uso e cobertura da terra referente aos classificadores.

Fonte: adaptado de Google Earth Engine (2021).

181

Observa-se que, apenas o classificador RF proporcionou os melhores resultados. Ou seja, uma menor confusão espectral no reconhecimento da cobertura do solo (Tabela 1). Esse resultado é validado por meio dos índices de avaliação de classificação Acurácia Geral e Índice Kappa calculados automaticamente pelo GEE para os quatro modos de classificação.

Tabela 1. Dados e índices das imagens produto

Classificador/ Classe	RF		MMD		LibSVM		BAYES	
	Área (ha)	(%)						
Vegetação Densa	152.228,07	26,86	161.329,72	28,47	147.501,69	26,03	111.699,40	19,71
Semidensa	273.427,68	48,24	308.359,17	54,41	254.198,66	44,85	317.100,59	55,95
Rala Mais Solo Exposto	95.837,53	16,91	71.788,43	12,67	130.462,58	23,02	86.544,27	15,27
Solo Exposto	43.635,04	7,70	16.429,40	2,90	26.810,27	4,73	44.588,10	7,87
Corpos Hídricos	1.620,68	0,29	8.842,28	1,56	7.775,80	1,37	6.816,64	1,20
Total	566.749,00	100,00	566.749,00	100,00	566.749,00	100,00	566.749,00	100,00
A.G (%)	*	99,16	*	69,71	*	87,07	*	60,29
I.K (%)	*	98,93	*	62,01	*	83,46	*	50,76

A melhor performance apresenta-se pelo classificador RF, com os valores de Acurácia Geral de 99,16% e Índice Kappa com 98,93%. Precisões de classificação de uso e cobertura da

terra de pelo menos 85% são consideradas desejáveis em aplicações de sensoriamento remoto e gerenciamento de terras (GHEBREZGABHER et al., 2016; NYBERG et al., 2015).

Com isso, Stehman e Foody (2019) relatam que, o limiar de 85% referente à avaliação das características de uso e cobertura do solo não tem status universal, apesar de às vezes seja usado como tal entre diversas pesquisas, a sua aplicação não tem que ser difundida, logo, os autores propuseram que o dimensionamento da precisão dos mapeamentos é um domínio complexo de medir e apresentar exatidão. Desta forma, a matriz de erro e as precisões do usuário, do produtor e acurácia geral precisam ser os elementos centrais da avaliação da precisão da classificação, como executado nesta pesquisa.

Resultados similares são expostos por Oliveira (2021), ao utilizar o algoritmo RF através do GEE, ao elaborar o mapeamento de uso e cobertura da terra no município de Luís Eduardo Magalhães-BA, utilizando imagens do satélite LANDSAT 8, onde obteve um Índice Kappa de 0,99. A autora ainda relata que, o classificador RF apresenta vantagens entre os modelos de classificação por ser rápido na fase de treinamento e minimiza o efeito de ajustamento do modelo apenas para os dados de treinamento, porém apresenta como desvantagens possíveis buracos nos dados, e também a necessidade de uma grande quantidade de dados para o seu treinamento. Ao mesmo tempo em que, uma grande quantidade de árvore de decisão possa aumentar a chance de obter um resultado mais preciso, pode tornar a execução do algoritmo mais lenta. Na Tabela 2 estão expostos os valores de Acurácia do Produtor (A.P) e Acurácia do Usuário (A.U) obtidos por este trabalho.

Pelos resultados obtidos (Tabela 2), observa-se que o classificador RF se destaca, apresentando valores de Acurácia do Produtor e Usuário de 98,31-100% e 98,61-100%, respectivamente. Carvalho et al. (2021), ressaltam que isto representa que algoritmo de classificação indicou que realizou corretamente a associação dos pixels às amostras de treinamento em todas as classes, como também o usuário fez uma amostragem representativa para ambos os métodos.

Tabela 2. Acurácia do Produtor e Acurácia do Usuário

Classificador Classe Amostragem	RF		MMD		LibSVM		BAYES	
	(A.U)	(A.P)	(A.U)	(A.P)	(A.U)	(A.P)	(A.U)	(A.P)
	-----%-----							
Vegetação Densa	99,34	100,00	78,02	57,42	92,65	95,70	89,60	36,96
Corpos Hídricos	100,00	100,00	40,79	74,54	94,33	90,90	48,58	93,63
Solo Exposto	99,53	99,06	87,27	66,97	86,48	74,41	55,98	54,41
Semidensa	98,73	98,31	72,48	78,57	75,76	82,77	53,84	47,05
Rala Mais Solo Exposto	98,61	98,61	71,18	77,41	89,49	90,32	63,52	96,31

Silva (2019), executando o algoritmo RF no estudo sobre as mudanças de uso e cobertura da terra na região semiárida do nordeste do Brasil entre os anos 2000 a 2015, obteve os valores de Acurácia do Produtor de 82,36 a 99,86%, e Acurácia do Usuário entre 81,91 e 99,80%, valores estes referente à classe Água, o autor ainda ressalva que, as Acurácias para as demais coberturas da terra tiveram desempenhos satisfatórios, o que ratifica que o algoritmo RF é aplicável para classificação dos aspectos da paisagem em regiões semiáridas.

CONCLUSÕES

Entre os quatro classificadores aplicados nesta pesquisa, os resultados obtidos pelo algoritmo baseado em árvore de decisão RF, foi bastante satisfatório e produziu boa precisão, com Índice Kappa 98,93%, Acurácia Geral 99,16%, Acurácia do Produtor 98,61 - 100% e Acurácia do Usuário 98,31 - 100%, apresentando o melhor desempenho.

A plataforma do Google Earth Engine proporcionou um desempenho satisfatório no processamento computacional em larga escala, capaz de suportar diversas informações ambientais, como a prática de mapeamento de uso e cobertura da terra realizada neste estudo, propiciando o reconhecimento das alterações do uso e cobertura da terra.

183

AGRADECIMENTOS

Ao CNPq pela concessão da bolsa ao autor.

REFERÊNCIAS

- ALVARENGA, L. A.; MELLO, C. R.; COLOMBO, A.; CUARTAS, L. A.; BOWLING, L. C. Assessment of land cover change on the hydrology of a Brazilian headwater watershed using the Distributed Hydrology-Soil-Vegetation Model. *Catena*, v.143, p.7-17, 2016.
- AMANI, M.; BRISCO, B.; AFSHAR, M.; MIRMAZLOUMI, S. M.; MAHDAVI, S.; MIRZADEH, S. M. J.; HUANG, W.; GRANGER, J. A generalized supervised classification scheme to produce provincial wetland inventory maps: An application of Google Earth Engine for big geo data processing. *Big Earth Data*, v.3, n.4, p.378-394, 2019.
- ALVES, W. S.; MARTINS, A. P.; PÔSSA, É. M.; MOURA, D. M. B.; MORAIS, W. A.; FERREIRA, R. S.; SANTOS, L. N. S. Geotechnologies applied in the analysis of land use and land cover (LULC) transition in a hydrographic basin in the Brazilian Cerrado. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, v.22, e100495, 2021.



- AMANI, M.; GHORBANIAN, A.; AHMADI, S. A.; KAKOOEI, M.; MOGHIMI, A.; MIRMAZLOUMI, S. M.; MOGHADDAM, S. H. A.; MAHDAVI, S.; GHAREMANLOO, M.; PARSIAN, S.; WU, Q.; BRISCO, B. Google earth engine cloud computing platform for remote sensing big data applications: A comprehensive review. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, v.13, p.5326-5350, 2020.
- BRAZ, A. M.; BRAZ, A. M.; BONI, P. V.; GARCIA, P. H. M.; PINTO, A. L.; OLIVEIRA, I. Uso, cobertura e manejo da terra: contribuições teórico-metodológicas e subsídios à conservação ambiental na bacia hidrográfica do córrego Ribeirãozinho, Selvíria/MS. *Caminhos de Geografia*, v.18, n.64, p.310-327, 2017.
- CARVALHO, W. S.; MAGALHÃES FILHO, F. J. C.; SANTOS, T. L. Uso e cobertura do solo utilizando a Plataforma Google Earth Engine (GEE): Estudo de caso em uma Unidade de Conservação. *Brazilian Journal of Development*, v.7, n.2, p.15280-15300, 2021.
- CARRANZA-GARCÍA, M.; GARCÍA-GUTIÉRREZ, J.; RIQUELME, J. C. A framework for evaluating land use and land cover classification using convolutional neural networks. *Remote Sensing*, v.11, n.3, p.274, 2019.
- FRANCISCO, P. R. M.; CHAVES, I. B.; LIMA, E. R. V. Mapeamento das terras para mecanização agrícola-Estado da Paraíba. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v.5, n.2, p.233-249, 2012.
- FRANCISCO, P. R. M.; CHAVES, I. D. B.; CHAVES, L. H. G.; BRANDÃO, Z. N.; LIMA, E. D.; SILVA, B. D. Mapeamento da vulnerabilidade das terras da bacia hidrográfica do Rio Taperoá. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v.6, n.2, p.271-286, 2013.
- GORELICK, N.; HANCHER, M.; DIXON, M.; ILYUSHCHENKO, S.; THAU, D.; MOORE, R. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*, v.202, p.18-27, 2017.
- GHEBREZGABHER, M. G.; YANG, T.; YANG, X.; WANG, X.; KHAN, M. Extracting and analyzing forest and woodland cover change in Eritrea based on LANDSAT data using supervised classification. *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, v.19, n.1, p.37-47, 2016.
- GOOGLE EARTH ENGINE. A planetary-scale platform for Earth Science Data & Analysis. 2021. Disponível em: <<https://earthengine.google.com/>>. Acesso em: 25 de abril de 2023.
- KUMAR, L.; MUTANGA, O. Google Earth Engine applications since inception: Usage, trends, and potential. *Remote Sensing*, v.10, n.10, p.1509, 2018.



LIU, X.; HE, J.; YAO, Y.; ZHANG, J.; LIANG, H.; WANG, H.; HONG, Y. Classifying urban land use by integrating remote sensing and social media data. *International Journal of Geographical Information Science*, v.31, n.8, p.1675-1696, 2017.

MARTINS, A. P.; GALVANI, E. Relação entre uso e cobertura da terra e parâmetros biofísicos no Cerrado Brasileiro. *Revista do Departamento de Geografia*, v.40, p.148-162, 2020.

MIRMAZLOUMI, S. M.; KAKOOEI, M.; MOHSENI, F.; GHORBANIAN, A.; AMANI, M.; CROSETTO, M.; MONSERRAT, O. ELULC-10, a 10 m European land use and land cover map using sentinel and LANDSAT data in Google Earth Engine. *Remote Sensing*, v.14, n.13, e3041, 2022.

NYBERG, G.; KNUTSSON, P.; OSTWALD, M.; ÖBORN, I.; WREDLE, E.; OTIENO, D. J.; MUREITHI, S.; MWANGI, P.; SAID, M. Y.; JIRSTRÖM, M.; GRÖNVALL, A.; WERNERSSON, J.; SVANLUND, S.; SAXER, L.; GEUTJES, L.; KARMEBÄCK, V.; WAIRORE, J. N.; WAMBUI, R.; LEEUW, J. D.; MALMER, A. Enclosures in West Pokot, Kenya: Transforming land, livestock and livelihoods in drylands. *Pastoralism*, v.5, n.1, p.1-12, 2015.

OLIVEIRA, P. T. S.; LEITE, M. B.; MATTOS, T.; NEARING, M. A.; SCOTT, R. L.; XAVIER, R. O.; MATOS, D. M. S.; WENDLAND, E. Groundwater recharge decrease with increased vegetation density in the Brazilian cerrado. *Ecohydrology*, v.10, n.1, e1759, 2017.

OLIVEIRA, E. C. Mapeamento de uso e cobertura da terra utilizando a plataforma Google Earth Engine. 91f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Geografia). Centro de Filosofia e Ciências Humanas. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2021.

SILVA, J. P. F. Vulnerabilidade ambiental às mudanças de uso e cobertura da terra na região semiárida do nordeste do Brasil. 168f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais). Universidade Federal Rural de Pernambuco. Recife, 2019.

STEHMAN, S. V.; FOODY, G. M. Key issues in rigorous accuracy assessment of land cover products. *Remote Sensing of Environment*, v.231, e111199, 2019.

SANTOS, C. J. D. S.; MONTEIRO, G. N.; CRUZ, K. K. S.; SOUZA, J. O. P. Caracterização das unidades de paisagens na bacia hidrográfica do rio Taperoá-PB. *Revista GeoUECE*, v.8, n.15, p.137-149, 2019.

SHRESTHA, S.; BHATTA, B.; SHRESTHA, M.; SHRESTHA, P. K. Integrated assessment of the climate and landuse change impact on hydrology and water quality in the Songkhram River Basin, Thailand. *Science of the Total Environment*, v.643, p.1610-1622, 2018.

TAMIMINIA, H.; SALEHI, B.; MAHDIANPARI, M.; QUACKENBUSH, L.; ADELI, S.; BRISCO, B. Google Earth Engine for geo-big data applications: A meta-analysis and systematic review. *Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, v.164, p.152-170, 2020.



ZHANG, C.; SARGENT, I.; PAN, X.; LI, H.; GARDINER, A.; HARE, J.; ATKINSON, P. M. Joint Deep Learning for land cover and land use classification. Remote Sensing of Environment, v.221, p.173-187, 2019.



CARACTERÍSTICAS CLIMÁTICAS E ANÁLISE DE TENDÊNCIA PLUVIOMÉTRICA NA BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL

Gildo Rafael de Almeida Santana¹

Eliane Barbosa Santos²

Jader Lugon Junior³

¹Doutorando do Programa de Pós-graduação em Modelagem e Tecnologia para Meio Ambiente Aplicadas em Recursos Hídricos - AMBHIDRO, Instituto Federal Fluminense - IFF, gildoraphael@gmail.com

²Prof^ª. Dr^ª. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro - UENF, Laboratório de Meteorologia - LAMET, Programa de Pós-graduação em Ciências Naturais -- PPGCN, elianebs@uenf.br

³Prof. Dr. Instituto Federal Fluminense – IFF, Programa de Pós-graduação em Modelagem e Tecnologia para Meio Ambiente Aplicadas em Recursos Hídricos - AMBHIDRO, jlugonjr@gmail.com

187

INTRODUÇÃO

É possível dizer que a precipitação é o motor no ciclo hidrológico e que desempenha papel fundamental para compreensão dos processos hidrológicos e gerenciamento dos recursos hídricos. Além disso, em regiões tropicais, a precipitação assume papel de grande destaque na compreensão do clima, e diante de seu elevado grau de interferência, impacto e repercussão espaço-temporal, pode ser considerada como principal elemento de análise na organização e no planejamento do território e do ambiente (SANT'ANNA & ZAVATTINI, 2000).

Alterações no regime pluviométrico aumentam o grau de incerteza em relação à disponibilidade de água, o que pode afetar diversas áreas da sociedade e do meio ambiente. Essas alterações podem ser em escala local, conforme resultados obtidos por Santana et al. (2020), que analisando os eventos de seca na bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, observaram tendência significativa de diminuição de precipitação em algumas regiões, enquanto em outras apresentaram tendência significativa de aumento de precipitação.

A região Sudeste do Brasil é altamente vulnerável à ocorrência de eventos extremos, devido principalmente a sua alta densidade demográfica, sendo exemplo as fortes chuvas que atingiram o estado de Minas Gerais em janeiro de 2020, que causaram a morte de 56 pessoas,



deixaram milhares de moradores desabrigados e geraram perdas financeiras de milhões de reais (BRL) devido aos efeitos em cascata de inundações e deslizamentos de terra (DALAGNOL et al., 2022).

Os déficits de precipitação também vêm causando problemas à sociedade, com grande impacto na agricultura, na geração de energia elétrica e no abastecimento de água. No período de 2014 a 2015, por exemplo, o Sudeste do Brasil enfrentou uma grave crise hídrica, onde a falta de água passou a ameaçar o abastecimento das principais metrópoles do estado de São Paulo. Na região metropolitana do Rio de Janeiro, a redução nos níveis de água dos reservatórios também afetou o abastecimento de água (SILVA, 2015).

No cenário nacional, a bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul destaca-se por estar localizada na região Sudeste, em uma das regiões mais desenvolvidas do país, bem como pelos elevados conflitos de usos múltiplos da água em toda a sua extensão. Diante disso, e considerando que o conhecimento das médias climatológicas e das tendências climáticas é essencial para o planejamento adequado e sustentável do uso da água, este trabalho visa analisar as características climáticas e as tendências pluviométricas na Bacia do Rio Paraíba do Sul.

METODOLOGIA

A área de estudo deste trabalho compreende a bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, que possui 61.545,39 km² abrangendo os estados de São Paulo (13.944,01 km²), Minas Gerais (20.723,25 km²) e Rio de Janeiro (26.878,14 km²) (CEIVAP, 2021). Conforme ilustra a Figura 1, a região tem relevo muito acidentado, de colinoso a montanhoso e ultrapassa os 2.000 metros nos pontos mais elevados.



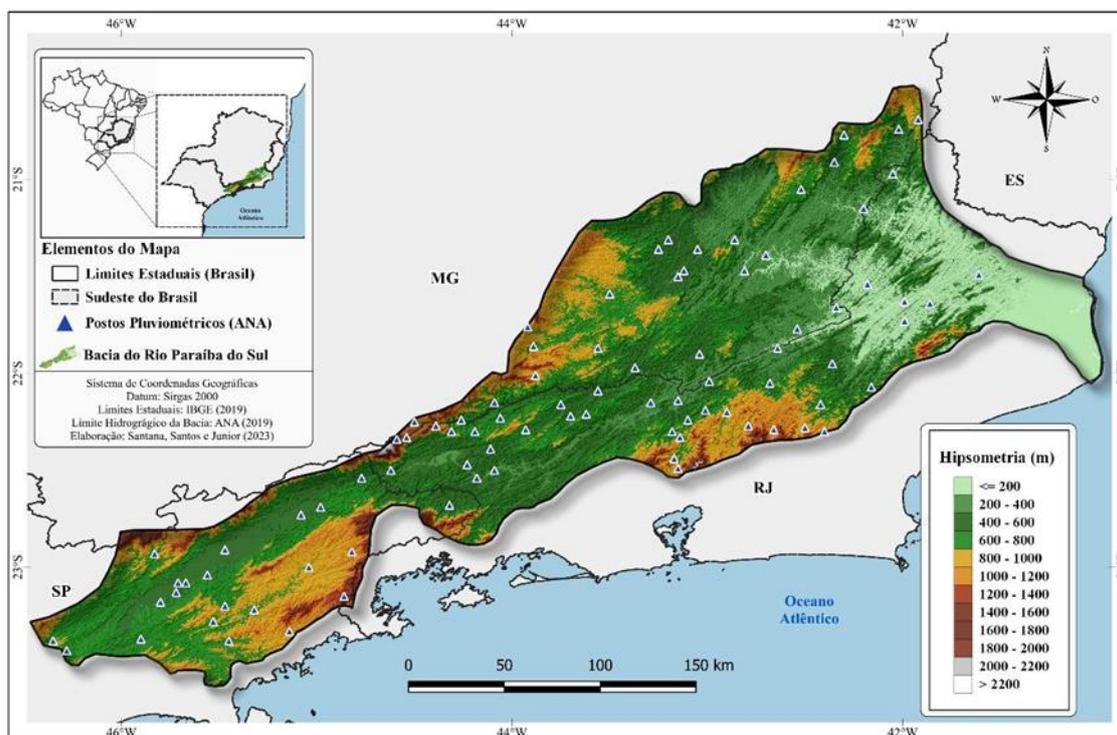


Figura 1. Hipsometria da bacia do rio Paraíba do Sul e distribuição dos postos pluviométricos utilizados neste trabalho.

Para realizar este estudo, foram utilizados dados diários de precipitação registrados pela rede hidrometeorológica gerenciada pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), referentes ao período de 1963 a 2022. Após a verificação da qualidade dos dados e considerando o percentual de falhas inferior a 15% nas séries históricas, foram selecionados 89 postos pluviométricos relativamente bem distribuídos espacialmente (Figura 1).

Para análise da classificação climática de Köppen na bacia do rio Paraíba do Sul, foram utilizados dados climáticos do banco de dados disponibilizado por Alvares et al. (2013). Nessa classificação, o clima é definido de acordo com os valores de temperatura e precipitação e dividido em cinco grandes grupos e diversos tipos e subtipos (ALVARES et al., 2013).

Com os dados de precipitação, dois indicadores foram calculados, a precipitação total anual de dias em que precipitação é maior ou igual ao percentil 95 (R95p) e a precipitação total anual de dias úmidos (PRCPTOT). Para o cálculo da PRCPTOT, foi descartado o ano que apresentou algum valor diário faltante.

Para verificar se existe tendência (positiva ou negativa) estatisticamente significativa nos indicadores R95p e PRCPTOT, ao nível de confiança de 95%, foi utilizado o teste estatístico não paramétrico de Mann-Kendall (MANN, 1945; KENDALL, 1975), que é



amplamente utilizado para identificar eventuais tendências monotônicas em séries hidrometeorológicas (YUE et al., 2002; SILVA & DERECZYNSKI, 2014; SANTANA et al., 2020; NÉTO & SANTOS, 2022).

Neste trabalho, o processamento dos dados e análise estatística foi realizada usando a linguagem de programação R (R CORE TEAM, 2023). Para realizar a análise de tendência, foi utilizado o pacote denominado “Kendal” do R (MCLEOD, 2022). Para a análise espacial dos resultados, foi utilizado o método de interpolação inverso da distância ponderada (Inverse Distance Weighting - IDW) por meio do software de Sistema de Informação Geográfica QGIS (versão 3.28.5).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Figura 2 mostra a classificação climática de Köppen (adaptado por Alvares et al., 2013) para a bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, para a resolução de um hectare (1 ha). De acordo com essa classificação, a bacia apresenta cinco tipos climáticos, sendo um tropical com verão úmido e inverno seco (Aw) e quatro temperados quentes (Cwa, Cwb, Cfa, Cfb). Dos climas temperados, destaca-se o subtropical úmido de Inverno Seco (Cwa).

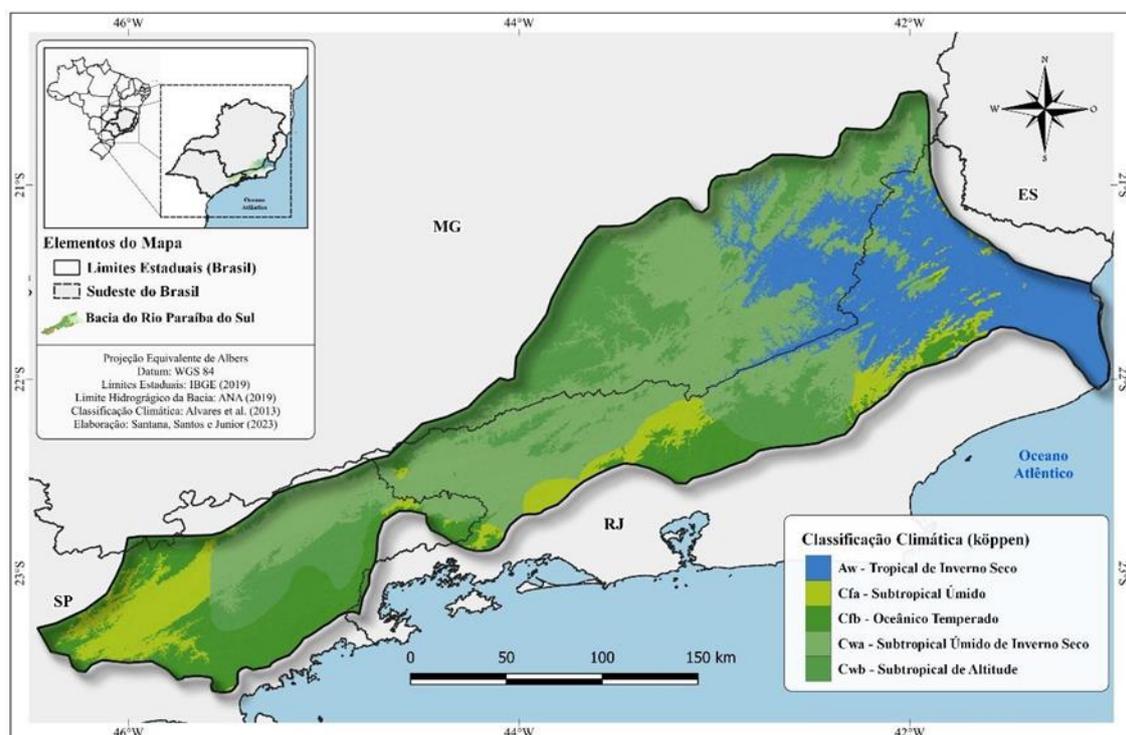


Figura 2. Classificação climática de Köppen da bacia do rio Paraíba do Sul.



A Figura 3 mostra as médias da precipitação total anual de dias úmidos (PRCPTOT) e a tendência identificada na série temporal (1963 - 2022). As médias da PRCPTOT estão entre 930 e 2485 mm/ano, sendo os maiores valores registrados na divisa dos estados de São Paulo e do Rio de Janeiro com o de Minas Gerais, que são regiões montanhosas com altitudes acima de 1000 metros (BRASILIANSE et al., 2020; SANTANA et al., 2020), conforme ilustra a Figura 1. Já os menores valores são observados no Norte do estado do Rio de Janeiro, com médias abaixo de 1200 mm, valores semelhantes aos encontrados por Santana et al. (2020). Observe também que os menores valores são observados na região que tem como clima predominante o tropical com verão úmido e inverno seco (Aw), conforme mostra a Figura 2.

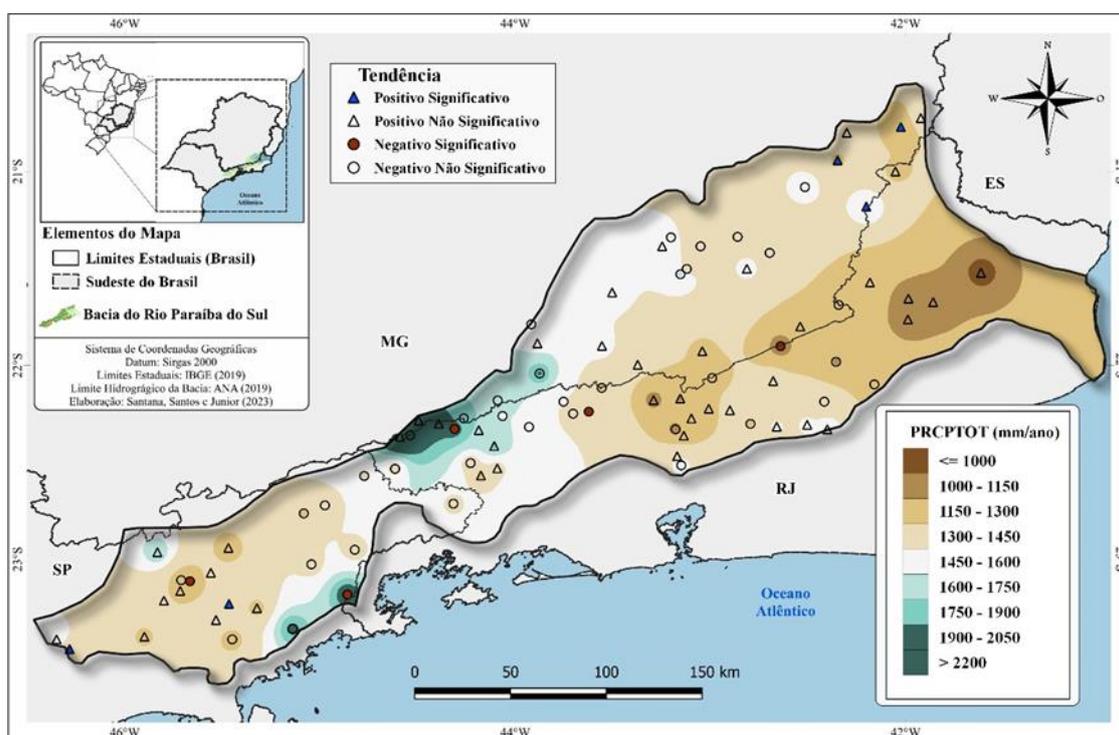
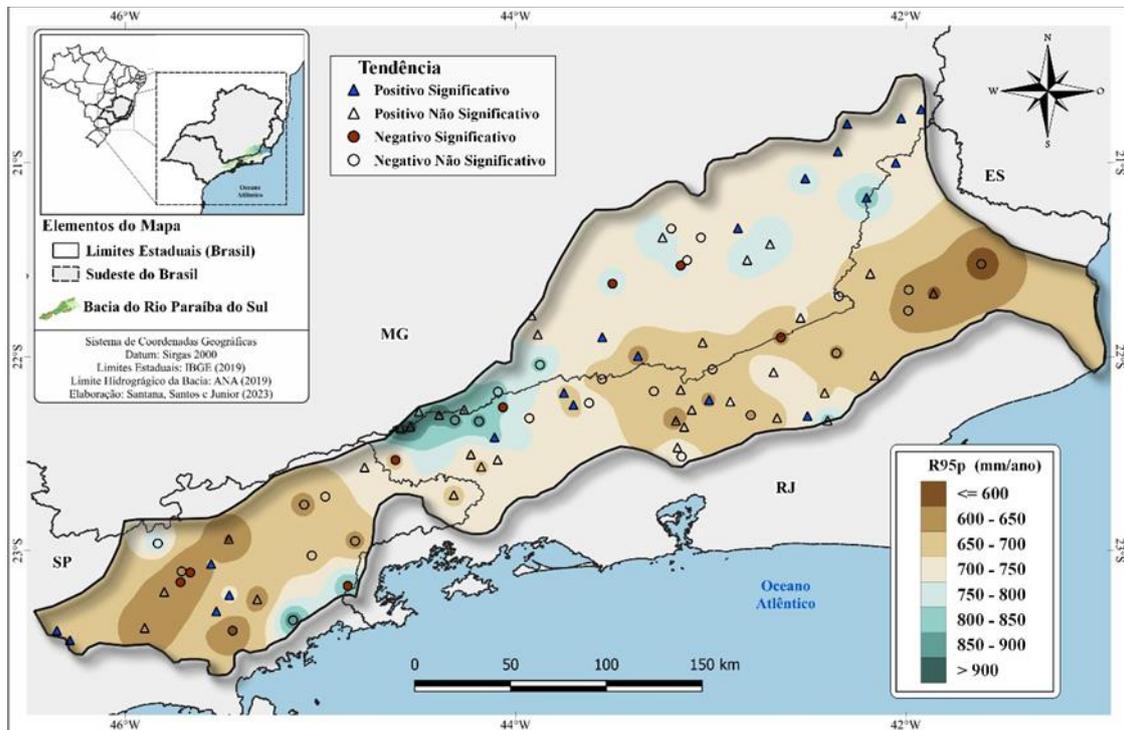


Figura 3. Média (1963 - 2022) da precipitação total anual de dias úmidos (PRCPTOT) e os resultados do teste de Mann-Kendall para análise de tendência.

Na análise de tendência da PRCPTOT (Figura 3), dos 89 postos pluviométricos analisados, 10 apresentaram tendências estatisticamente significativas a um nível de confiança de 95%, sendo 5 positivas e 5 negativas. Dos 5 pontos com tendência positiva significativa, 3 estão localizados no estado de Minas Gerais e 2 no estado de São Paulo. Das tendências negativas significativas, 3 foram registradas no estado do Rio de Janeiro e 2 no estado de São Paulo.

Na Figura 4 é apresentado a média da precipitação total anual de dias em que a precipitação é maior ou igual ao percentil 95 (R95p) e a tendência identificada na série

temporal (1963 - 2022). Para o indicador relacionado à precipitação intensa (R95p), de forma geral, as médias mais elevadas também estão na divisa dos estados de São Paulo e do Rio de Janeiro com o de Minas Gerais, com valores maiores que 850 mm/ano. As médias menos intensas foram observadas na região Norte Fluminense e no estado de São Paulo, com valores que não ultrapassam os 700 mm/ano.



192

Figura 4. Média (1963 - 2022) da precipitação total anual de dias em que precipitação é maior ou igual ao percentil 95 (R95p) e os resultados do teste de Mann-Kendall para análise de tendência.

Na análise de tendência da R95p (Figura 4), nota-se que dos 89 postos pluviométricos analisados, 28 apresentaram tendências estatisticamente significativas a um nível de confiança de 95%, sendo 20 positivas e 8 negativas. As tendências negativas significativas foram registradas nos três estados da bacia: 3 em São Paulo, 3 no Rio de Janeiro e 2 em Minas Gerais. Das tendências positivas significativas, foram observados 9 em Minas Gerais, 6 no Rio de Janeiro e 5 em São Paulo. Desses postos pluviométricos, 8 apresentaram tendências significativas em ambos indicadores (R95p e PRCPTOT), 3 localizadas no estado de Minas Gerais (Patrocínio do Muriaé, Carangola e Jussara), 4 em São Paulo (Fazenda São João, Cerâmica Quirino, Fazenda São Bento e Alto S. do Mar-B. Mato Limpo) e 1 no Rio de Janeiro (Paquequer).



CONCLUSÕES

Este estudo consistiu em analisar as características climáticas (classificação climática de Köppen) e as tendências pluviométricas na Bacia do Rio Paraíba do Sul. Para isso, foram utilizados dados de 89 postos pluviométricos, referentes ao período de 1963 a 2022.

De acordo com a classificação climática de Köppen, a bacia apresenta cinco tipos climáticos, sendo um tropical com verão úmido e inverno seco (Aw) e quatro temperados quentes (Cwa, Cwb, Cfa, Cfb).

Com relação as médias da precipitação total anual de dias úmidos (PRCPTOT) e precipitação total anual de dias em que precipitação é maior ou igual ao percentil 95 (R95p), os menores valores foram observados na região Norte Fluminense, que tem como clima predominante o tropical com verão úmido e inverno seco (Aw). Já os maiores valores, foram observados na divisa dos estados de São Paulo e do Rio de Janeiro com o de Minas Gerais, que são regiões montanhosas com altitudes acima de 1000 metros.

Na análise de tendência, os resultados obtidos sugerem alterações em uma escala local no regime pluviométrico na bacia, em que alguns postos pluviométricos apresentaram tendência significativa positiva e em outros foi negativa, indicando que em algumas regiões os totais de precipitação vêm diminuindo e em outras vêm aumentando.

193

AGRADECIMENTOS

À FAPERJ pelo apoio financeiro através do projeto “Variabilidade Climática e Extremos Hidrológicos na Bacia Hidrográfica Do Rio Paraíba do Sul” – Processo Nº: E- 26/211.976/2021 e à ANA pela disponibilização dos dados.

REFERÊNCIAS

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v.22, n.6, p.711-728, 2013.

CEIVAP. Comitê de Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul. Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul, 2021. Disponível em: http://18.229.168.129:8080/publicacoesArquivos/ceivap/arq_pubMidia_Processo_030-2018-RF01.pdf. Acesso em: jul. 2023.

BRASILIENSE, C. S. et al. Climatologias da Temperatura do Ar e da Precipitação na Bacia do Rio Paraíba do Sul, Região Sudeste do Brasil. *Anuário do Instituto de Geociências*, v.43, n.1, p.355-365, 2020.



DALAGNOL, R. et al. Extreme rainfall and its impacts in the Brazilian Minas Gerais state in January 2020: Can we blame climate change? *Climate Resilience and Sustainability*, v.1, n.1, e15, 2022.

KENDALL, M. G. Rank Correlation Methods. 4 ed. London: Charles Griffin, 1975.

MANN H. Nonparametric tests against trend. *Econometrica*, v.13, p.245-259. 1945.

MCLEOD, A.I. Kendall Rank Correlation and Mann-Kendall Trend Test. R package version 2.2.1, 2022. Disponível em: < <https://cran.r-project.org/web/packages/Kendall/Kendall.pdf>>.

NÉTO, N. C. G.; SANTOS, E. B. Análise Espaço-Temporal dos Eventos de Precipitação Intensa no Estado do Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v.37, p.89- 97, 2022.

QGIS DEVELOPMENT TEAM. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. 2023. Disponível em: <http://qgis.osgeo.org>.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2022. Disponível em: <https://www.R-project.org/>.

SANT'ANNA NETO, J. L.; ZAVATTINI, J. A. (Org.). Variabilidade e mudanças climáticas. Maringá: Eduem, 2000.

SANTANA, G. R. A. et al. Caracterização Espaço-Temporal das Secas na Bacia do Rio Paraíba do Sul. *Anuário do Instituto de Geociências*, v.43, n.4, p.364-375, 2020.

SILVA, C. A. M. da. Os Desastres no Rio de Janeiro: Conceitos e Dados. Rio de Janeiro: Cadernos do Desenvolvimento Fluminense, p.55-71, 2015.

SILVA, W. L.; DERECZYNSKI, C. P. Caracterização climatológica e tendências observadas em extremos climáticos no estado do Rio de Janeiro. *Anuário do Instituto de Geociências*, v.37, n.2, p.123-138, 2014.

WMO. World Meteorological Organization. Standardized Precipitation Index User Guide. Org.: SVOBODA, M.; HAYES, M.; WOOD, D. (WMO-No. 1090). Geneva, 2012.

YUE, S.; POLON, P.; CAVADIAS, G. Power of the MannKendall and Spearman's rho tests for detecting monotonic trends in hydrological series. *Journal of Hydrology*, v.259, p.254-271, 2002.



PRIMEIRO LEVANTAMENTO DE MASTOFAUNA DA RESERVA BIOLÓGICA DE PINDORAMA/SP: UMA FERRAMENTA PARA CONSERVAÇÃO

Daiane Raimundo de Barros¹
Gabriel Feloni Martins do Rosário²
Guilherme Rossi Gorni³
Maria Teresa Vilela Nogueira Abdo⁴

¹Doutoranda em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente – PPGDTMA, Universidade de Araraquara, Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente, daianeornitho@gmail.com

²Doutorando em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente – PPGDTMA, Universidade de Araraquara, Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente, gafelloni@gmail.com

³Prof. Dr. Universidade de Araraquara - Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente, grgorni@gmail.com

⁴Pesquisadora - APTA Regional de Pindorama, Polo Centro Norte, mtvilela@terra.com.br

195

INTRODUÇÃO

O drástico processo de fragmentação ao longo do tempo, em função do desenvolvimento econômico culminou em redução de habitats e perda da biodiversidade, tornando a Mata Atlântica em um dos biomas mais ameaçados do Brasil (ALMEIDA, 2016). Neste contexto, as Unidades de Conservação (UCs) desempenham um importante papel de conservação dos remanescentes florestais e sua biodiversidade (RYLANDS & BRANDON, 2005).

As UCs são uma das formas de planejamento conservacionista do território, atuando como áreas prioritárias para preservação, dentre diversas funções estas áreas que garantem a conservação in situ da biodiversidade. Estes espaços protegidos atuam como refúgios, fundamentais para a proteção dos ecossistemas, responsáveis por desempenhar diversos serviços ecossistêmicos essenciais para os seres humanos (MANETTA et al., 2015; SILVA et al., 2017).

As áreas protegidas são responsáveis por abrigar a riqueza da diversidade da fauna, atuando como salvaguarda de espécies ameaçadas e vulneráveis. A Mata Atlântica, figura como bioma com maior número de espécies ameaçadas do país, (ICMBio/MMA, 2022).



Contudo, este número pode ser ainda maior, uma vez que algumas espécies possuem dados insuficientes para avaliar o grau de ameaça (ESCARLATE-TAVARES, et al., 2016).

Conhecer as espécies presentes nestas paisagens remanescentes pode auxiliar ações de manutenção, e no fornecimento de dados sobre a influência da riqueza de espécies na paisagem fragmentada (BRIANI et al., 2001; SILVA & PASSAMANI, 2009). Estudos que agregam informações acerca da distribuição das espécies é uma importante ferramenta, que permite entender diversos fatores ecológicos e ambientais, visando ações de conservação da biodiversidade, estes dados são cada vez mais relevantes para gestão de paisagens ecossistêmicas (SILVEIRA et al., 2010; DE VIVO et al., 2011).

Tendo em vista a importância de UCs para a conservação das espécies, o presente trabalho de pesquisa tratou de realizar o primeiro diagnóstico de ocorrência de mamíferos de médio e grande porte da Reserva Biológica de Pindorama (REBIO PINDORAMA), uma Unidade de Conservação de Proteção Integral. Com isso, o presente trabalho visa colaborar com informações acerca da conservação das espécies, gerando dados para elaboração do futuro plano de conservação da REBIO, uma vez que a mastofauna era o único grupo carente de informação.

METODOLOGIA

O presente estudo foi conduzido na Reserva Biológica de Pindorama (REBIO PINDORAMA), localizada na região noroeste do estado de São Paulo, no município de Pindorama/SP (Figura 4). A matriz onde a Reserva está inserida possui 532,8 hectares (figura 5), destes aproximadamente 120 hectares são compostos por floresta, dividido em 3 fragmentos, transformados em Reserva Biológica com a criação da Lei Estadual nº 4.960 de 06 de janeiro de 1986 (ABDO, 2009).



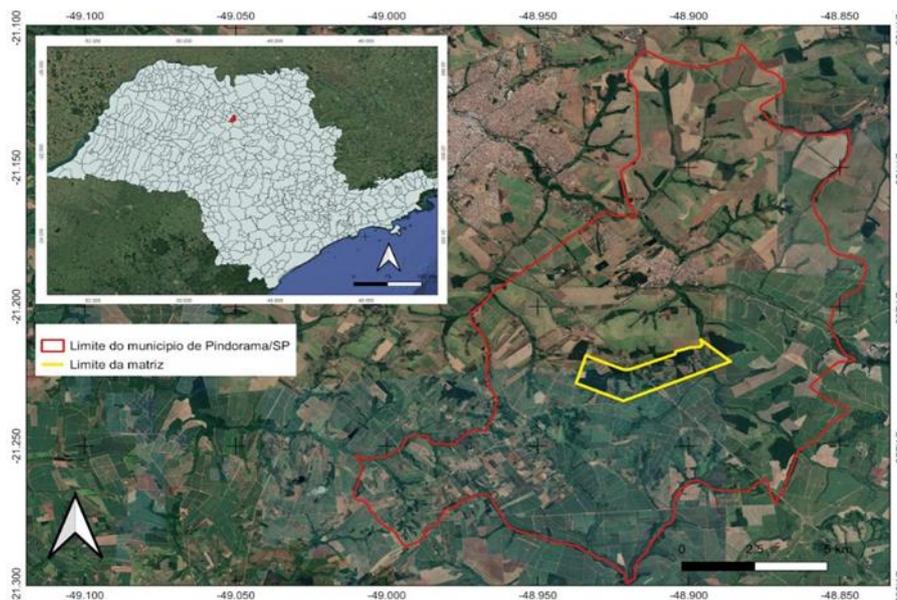


Figura 1. Localização da área de estudo.

Fonte: Elaborado pelo autor 2020.

A REBIO Pindorama apresenta um relevo ondulado à suave-ondulado, com altitudes que variam entre 498 a 600 m acima do nível do mar. O solo é classificado como Argissolo de textura arenosa média/abrupto (LEPSCH & VALADARES, 1976; EMBRAPA 1999). Conforme a classificação de Köppen, o clima enquadra-se no tipo Aw, definido como tropical úmido com estação chuvosa no verão e seca no inverno, apresentando estações bem definidas. A precipitação média anual é de 1258mm, a temperatura média no verão é de 23,8°C, a média dos meses de inverno é de 19,3°C (ABDO, 2009).

197

A vegetação é representativa do bioma Mata Atlântica, classificada como floresta latifoliada tropical estacional semidecidual (IBGE, 2004), distribuídas em três fragmentos que compõe a REBIO PINDORAMA denominados Estação 1, Estação 2 e Estação 3 (E1, E2 e E3), além de áreas de reflorestamento que contribuem para expansão e aproximação entre os fragmentos do lado leste (ABDO, 2009; ABDO et al., 2016).





Figura 2. Área da matriz do Polo Centro Norte Pindorama com a delimitação dos fragmentos que compõem a Reserva Biológica de Pindorama.

Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

Para o levantamento das espécies da REBIO PINDORAMA foram adotados os métodos de busca ativa e de armadilha fotográfica. Para coleta de dados foram utilizadas inicialmente 6 armadilhas fotográficas, nomeadas como AF seguida do número de identificação (AF1, AF2, AF3, AF4, AF5 e AF6). As armadilhas fotográficas foram instaladas em campo entre outubro de 2019 e permaneceram até setembro de 2020 (Tabela 1), dispostas nos 3 fragmentos da REBIO denominados de Estação 1, 2, 3 (E1, E2, E3).

198

Tabela 1. Esforço amostral para aplicação do método de armadilha fotográfica

Identificação	Horas	Dias
AF1	8.448	352
AF2	8.448	352
AF3	8.448	352
AF4	5.688	237
AF5	8.448	352
AF6	2.040	85
Total	41.520	1730

Para a busca ativa foram determinados 4 transectos dispostos nas bordas dos fragmentos, denominados T1, T2, T3, T4 (Tabela 2).

Tabela 2. Esforço amostral para aplicação do método de busca ativa

Identificação	Distância em metros lineares
T1	1.080
T2	655
T3	500
T4	756
Total	2.991

Análises dos dados

O tratamento de dados se deu por meio de análises de estrutura de comunidade, as quais foram realizadas mediante às métricas: Riqueza de espécies (S) e Frequência de Ocorrência (FO). Para validar a cobertura amostral foi utilizada a curva de acúmulo de espécies por meio do método Jackknifer 1 (GOTELLI & COLWELL, 2001), feitos a partir dos dados de busca ativa. Todas as análises foram realizadas com auxílio do software Palaeontological Statistics (PAST - versão 1.49) (HAMMER et al., 2001).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram registradas 24 espécies (Quadro 1) de mamíferos de médio e grande porte, distribuídas em oito ordens e 16 famílias. Destas, três espécies são exóticas (*Sus scrofa*, *Lepus europaeus*, *Canis familiares*).

Analisando a riqueza de espécies registradas, a ordem mais representativa foi a Carnívora, com 10 espécies identificadas, distribuídas em quatro famílias, além destas, houve um registro identificado a nível de gênero (*Leopardus sp.*). A ordem Rodentia com quatro espécies, também esteve representada por quatro famílias. *Certartiodactyla* e *Cingulata* tiveram duas espécies e duas famílias cada. Por fim, as ordens *Lagomorpha*, *Pilosa* *Didelphimorphia* e *Primates* foram representadas por uma espécie cada.



Quadro 1. Lista de espécies identificadas na Reserva Biológica de Pindorama-SP, seguidas do nome comum, categoria de ameaça, de acordo com o Decreto nº 63.853/18 (SÃO PAULO, 2018) e lista de animais ameaçadas do ICMBio/MMA (2022)

Ordem/Família/Espécie	Nome comum	Categoria de ameaça	
		SP	BR
CANIDAE			
<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	Lobinho	-	-
<i>Chysocyon brachyurus</i> (Illiger, 1815)	Lobo-guará	VU	-
<i>Canis lupus familiaris</i> (Linnaeus, 1758)	Cão-doméstico*		
MUSTELIDAE			
<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	Irara	-	-
<i>Lontra longicaudis</i> (Olfers, 1818)	Lontra	VU	-
PROCYONIDAE			
<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	Quati	-	-
<i>Procyon cancrivorus</i> Cuvier, 1798	Mão-pelada	-	-
FELIDAE			
<i>Herpailurus yagouaroundi</i> (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1803)	Gato-mourisco	-	VU
<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	Jaguatirica	VU	-
<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	Onça-parda	VU	-
<i>Leopardus</i> sp.			
CERVIDAE			
<i>Mazama gouazoubira</i> (Ficher, 1814)	Veado-catingueiro	-	-
SUIDAE			
<i>Sus Scrofa</i> Linnaeus, 1758	Javali*		
DASYPODIDAE			
<i>Dasybus novemcinctus</i> Linnaeus, 1758	Tatu-galinha	-	-
CHLAMYPHORIDAE			
<i>Euphractus sexcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-peba	-	-
DIDELPHIDAE			
<i>Didelphis albiventris</i> Lund, 1840	Gambá-de-orelha-branca	-	-
LEPORIDAE			
<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	Tapeti	-	-
<i>Lepus europaeus</i> (Pallas, 1778)	Lebrão*		
MYRMECOPHAGIDAE			
<i>Myrmecophaga tridactyla</i> Linnaeus, 1758	Tamanduá-bandeira	VU	VU
<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-mirim		-
CEBIDAE			
<i>Sapajus nigritus</i> (Goldfuss, 1809)	Macaco-prego	-	-
CAVIIDAE			
<i>Hydrochaerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)	Capivara	-	-
CUNICULIDAE			
<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	Paca		
DASYPROCTIDAE			
<i>Dasyprocta azarae</i> (Lichtenstein, 1823)	Cutia	-	-
ECHIMYDAE			
<i>Miocastor coyouus</i> (Kerr, 1792)	Ratão-do-Banhado	-	

Status de ameaça: VU = vulnerável. LC = Menos preocupante, NT = Quase ameaçada. * Espécies exóticas.

200



As espécies registradas aparecem amplamente distribuídas na matriz (Figura 3), 100% delas tiveram registro de ocorrência na E1. Este é o maior dentre os fragmentos da REBIO PINDORAMA. Nesta estação concentra-se diversos cursos d'água como nascentes, córregos e o maior reservatório de água da área, além de estar praticamente conectado com a E2, formando quase que um bloco único de vegetação. Abdo (2009) encontrou em seu trabalho grande similaridade florística entre os fragmentos da E1 e E2, assim podemos inferir que as características da flora entre os dois fragmentos possuem recursos alimentares similares, devido a estas características é possível sugerir que as espécies que ocorrem na E1 também ocorrem na E2.



Figura 3. Ocorrência de espécies de mamíferos de médio e grande porte registradas por estação. Fonte: Autores (2020).

Em estudos feitos por meio de busca ativa, para identificação de ocorrência de mamíferos de médio e grande porte, conduzidos em floresta de fitofisionomia semelhante à da área do presente trabalho, foram registradas respectivamente 18 e 16 espécies (DIAS et al. 2012; DIAS, 2014). Prado et al. (2008), identificaram 23 espécies de mamíferos através da aplicação de duas metodologias (armadilha fotográfica, busca ativa). A similaridade entre o número de espécies encontradas em relação ao presente trabalho, indica que a metodologia aplicada para registrar riqueza de espécies da REBIO PINDORAMA, está dentro de um padrão esperado de registros, para fragmentos com características semelhantes.

De acordo com a curva de acúmulo de espécie, o esforço amostral pode ser considerado suficiente, em razão da assíntota da curva de rarefação (Figura 4). É possível notar que a

curva do observado se sobrepõe ao intervalo do esperado, principalmente nos meses em que há uma tendência à estabilização, portanto, o observado reflete o esperado.

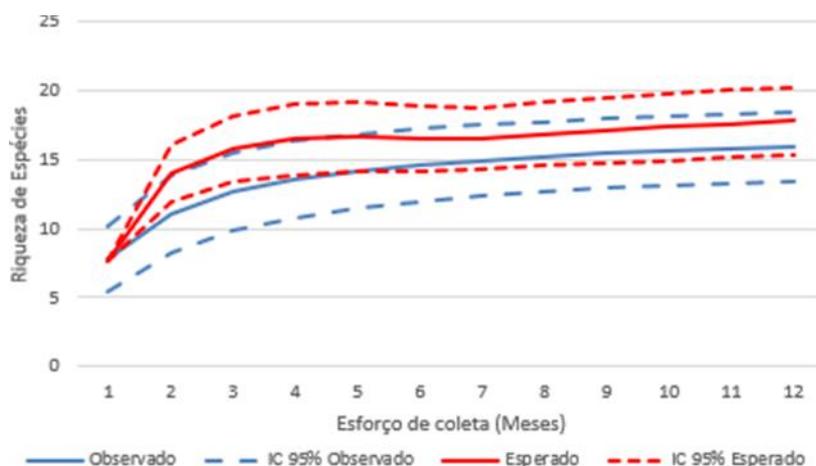


Figura 4. Curva de acúmulo da ocorrência de espécies de mamíferos de médio e grande porte da REBIO PINDORAMA, feita a partir dos dados e busca ativa.

Fonte: Elaborado pelos autores (2020).

Dentre as espécies de mamíferos de médio e grande porte, registradas para REBIO PINDORAMA *M. tridactyla*, *C. brachyurus*, *P. concolor*, *L. pardalis*, *Lontra longicaudus*, e *H. yagouaroundi* encontram listados como vulnerável, a presença destas espécies na reserva fortalece a premissa da função das UCs como espaços de conservação da biodiversidade. O presente estudo destaca-se por ser o primeiro estudo de identificação de mastofauna da REBIO Pindorama, no entanto a presença de animais exóticos e domésticos, como o javali e o cão doméstico, traz também a necessidade de monitoramento da REBIO no sentido de entender o impacto que esses animais exercem na ecologia local.

202

CONCLUSÕES

A REBIO PINDORAMA, possui uma riqueza de mamíferos de médio e grande porte importante para conservação da biodiversidade regional, atuando como um refúgio para espécies ameaçadas de mamíferos de médio e grande porte, e oferecendo suporte para suas funções ecológicas.

Estudos que mensuram o real impacto das ameaças, dentre elas, atropelamento, caça, são fundamentais para a gestão REBIO PINDORAMA. Assim como, a presença de animais exóticos e doméstico (*Canis lupus familiaris*, *Sus scrofa* e *Lepus europaeus*) nos fragmentos da reserva requerem mais atenção, através de medidas de erradicação destas espécies, além



estudos aprofundados sobre os impactos e influência na presença de espécies exóticas para biodiversidade local.

Deste modo, a elaboração do plano de manejo é necessária, consistindo em uma ferramenta que fornece um diagnóstico mais preciso para o desenvolvimento de projetos e ações conservacionistas, no intuito de atender o objetivo imposto para a Reserva Biológica de Pindorama, enquanto Unidade de Conservação de Proteção integral.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Gestor e funcionários da Reserva Biológica de Pindorama, e CAPES.

REFERÊNCIAS

- ABDO, M. T. V. N. Caracterização da vegetação arbórea e atributos do solo da Reserva Biológica de Pindorama, SP. 112f. Tese (doutorado em produção vegetal). Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias. Universidade Estadual Paulista. 2009.
- ABDO, M. T. V. N.; VIEIRA, S. R.; MARTINS, A. L. M.; SILVEIRA, L. C. P. Riparian Forest Restoration in the Pindorama Municipality, São Paulo State, Brazil. *Ecological Restoration*, v.34, n.1, p.22-26, 2016.
- ALMEIDA, D. S. Floresta Atlântica. In: *Recuperação ambiental da Mata Atlântica*. 3a ed. Editus, 2016. 200p.
- BRIANI, D. C.; SANTORI, R. T.; VIEIRA, M. V.; GOBBI, N. Mamíferos não-voadores de um fragmento de mata mesófila semidecídua do interior do estado de São Paulo, Brasil. *HOLOS Environment*, v.1, n.2, p.141-149, 2001.
- DE VIVO, M.; ROLLO JR, M. M.; ROSSI, R. V.; MIRETZKI, M.; GREGORIN, R.; PERCEQUILLO, A. R.; HINGST-ZAHER, E. Checklist dos mamíferos do Estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotrop*, v.11, n.1, 2011.
- DIAS, W. A. F.; TEZORI, R. F. F.; OLIVEIRA, A. K. Registro de mamíferos de médio e grande porte em dois fragmentos florestais no município de São Carlos, Estado de São Paulo. *Multiciência*, v.11, p.277-293, 2012.
- DIAS, W. A. F. Composição da fauna de mamíferos não voadores em um remanescente florestal no município de Ribeirão Bonito, São Paulo. 66f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais). Universidade Federal de São Carlos. São Carlos, 2014.
- EMBRAPA SOLOS. Sistema brasileiro de classificação de solos. Rio de Janeiro, 1999. 412p.
- ESCARLATE-TAVARES, F.; VALENÇA-MONTENEGRO, M. M.; JERUSALINSKY, L. Plano de ação



nacional para a Conservação dos mamíferos da Mata Atlântica Central. Série Espécies Ameaçadas. Brasília, Brasil: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio, 2016.

GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, v.4, p.379- 391,2001.

HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T. Past: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, v.4, n.1, p.1, 2001.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia E Estatística Base cartográfica elaborada pela Coordenação de Cartografia, versão 2004 e Mapa temático elaborado pela Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, da Diretoria de Geociências. Informações sobre mar territorial segundo Comando da Marinha. Cessado em 20 de junho de 2023. Disponível em: https://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/vegetacao/mapas/brasil/vegetacao.pdf.

LEPSCH, I. F.; VALADARES, J. M. S. Levantamento pedológico detalhado da Estação Experimental de Pindorama, SP. *Bragantia*, v.35, n.1, p.13-40, 1976.

LUZ, A. P.; H. T. ELIAS. Pesquisa científica em unidades de conservação. *Agropecuária Catarinense*, v.27, n.1, p.21-24, 2014.

MANETTA, B. A. R.; BARROSO; B. R.; LIPIANI, G. O.; AZEVEDO, J. B.; ARRAIS, T. C.; NUNES, T. E. S. Unidades de Conservação. *Engenharias on-line*, v.1. n.2 p.1-10, 2015.

MMA. Ministério do Meio Ambiente/Gabinete do Ministro. Portaria MMA nº 148, de 7 de Junho de 2022. Edição: 108 Seção:1 Páginas:74. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-mma-n-148-de-7-de-junho-de-2022-406272733>. Acesso em: 04 de mai de 2022.

PRADO, M. R. D.; ROCHA, E. C.; GIUDICE, G. M. L. D. Mamíferos de médio e grande porte em um fragmento de Mata Atlântica, Minas Gerais, Brasil. *Revista Árvore*, v.32, p.741-749, 2008.

RYLANDS, A. B.; BRANDON, K. unidades de Conservação. *Megadiversidade*, v.1, n.1, 2005.

SILVA, L.; PASSAMANI, M. Mamíferos de médio e grande porte em fragmentos florestais no município de Lavras, MG. *Revista de Zoociências*, v.11, n.2, p.137-144, 2009.

DA SILVA, C. E. S.; KRUSCHEWSKY, G. C.; JUNQUEIRA, A. A.; DE OLIVEIRA, A. L.; BASSO, V. M. Benefícios das unidades de conservação na bacia hidrográfica do rio São João (RJ) para a preservação de espécies da mata atlântica. In: *Simpósio de Gestão Ambiental e Biodiversidade*, 6, 2017. Anais...2017.



SILVEIRA, L. F.; BEISIEGEL, B. D. M.; CURCIO, F. F.; VALDUJO, P. H.; DIXO, M.; VERDADE, V. K.; CUNNINGHAM, P. T. M. Para que servem os inventários de fauna? Estudos avançados, v.24, p.173-207, 2010.



AVALIAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA DIVERSIDADE FÚNGICA DE AMBIENTES IMPACTADOS POR RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Maria Eduarda Aranega Pesent¹

Thiago Andrade Marques²

Kátia Valéria Marques Cardoso Prates³

¹Engenheira Ambiental e Sanitária, Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR – Campus Londrina, aranegapesenti@gmail.com

²Mestre em Biotecnologia – DBBTEC – UEL – Universidade Estadual de Londrina, thiagomarques@utfpr.edu.br

³Prof^a. Dr^a. Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campus Londrina, Departamento Acadêmico de Engenharia Ambiental e do Programa de Mestrado em Engenharia Ambiental – PPGEA, kprates@utfpr.edu.br

INTRODUÇÃO

Dentre os microrganismos presentes no solo os fungos representam um dos maiores e mais diversos grupos taxonômicos, que possuem um papel fundamental para a qualidade dos solos. Segundo Silva (2020) os fungos do solo podem ser divididos em grupos funcionais, como os fungos decompositores, fungos micorrízicos que produzem enzimas capazes de metabolizar compostos xenobióticos, fungos mutualistas que muitas vezes proporcionam a absorção de minerais para a planta enquanto o vegetal fornece nutrientes para os fungos, fungos patógenos de plantas e animais, entre outros. Além disso, esses organismos podem aumentar os nutrientes do solo (SILVA, 2020).

A remoção da cobertura vegetal natural de uma área somada com a poluição atmosférica, contaminação, erosão, compactação e a disposição de resíduos sólidos no solo, podem ocasionar um forte impacto negativo na microbiota do solo, reduzindo a diversidade de fungos (SANTOS & CARRENHO, 2011). A diversidade de uma espécie envolve dois parâmetros: riqueza que diz sobre a quantidade de espécies em uma amostra e abundância que é a quantidade de indivíduos de determinada espécie, que ocorre em uma amostra (DIAS, 2004).

Geralmente em ecossistemas preservados há uma elevada riqueza (elevado número de espécies) e uma baixa abundância (baixo número de indivíduos em cada espécie). Já em



ecossistemas alterados temos um baixo número de espécies (riqueza) e um elevado número de indivíduos de uma mesma espécie (abundância). Isso se dá, visto que o desequilíbrio ambiental pode obter diferentes respostas dos organismos presentes nas áreas impactadas, algumas espécies podem se adaptar ao ambiente e sobreviver a condições impróprias. As espécies que não se adaptam chegam até a desaparecer do sistema.

Na atualidade o gerenciamento inadequado de resíduos sólidos é um dos maiores problemas ambientais, acarretando em uma série de impactos socioambientais, como a contaminação do solo e por consequência do lençol freático pelo lixiviado, um líquido escuro de mau cheiro, que apresenta altas concentrações de metais tóxicos e suas características físico-químicas lhe confere um elevado potencial poluidor (SOUTO, 2009; ANDRADE, 2022).

A disposição final adequada de resíduos sólidos é feita no aterro sanitário, porém percentuais significativos de resíduos são encaminhados para lixões (ABREPE, 2023), uma técnica de disposição incorreta que não possuem medidas apropriadas de proteção ambiental, onde o encerramento dos lixões, previsto na Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (BRASIL, 2010) e no novo marco do saneamento (BRASIL, 2020), não soluciona as contaminações existentes na área devido a sua existência, sendo necessária a recuperação dessas áreas impactadas (RESENDE et al., 2015).

Deste modo, o presente trabalho tem o objetivo de comparar e avaliar a diversidade fúngica entre um lixão desativado e um aterro sanitário em funcionamento com a finalidade de selecionar fungos autóctones que conseguem sobreviver nestes ambientes impactados.

207

METODOLOGIA

As áreas de estudo compreendem um antigo lixão do município de Rolândia – PR e a Central de Tratamento de Resíduos (CTR) de Londrina, situada no distrito Maravilha – PR.

O município de Rolândia se localiza na Microrregião Geográfica de Londrina, onde a área de coleta se encontra na porção norte do município. O Antigo lixão de Rolândia (Figura 1) foi o destino final dos resíduos sólidos coletados no município, sendo estes depositados diretamente no solo exposto, sem nenhum tratamento e atendimento as normas de controle. A operação do lixão teve início nos anos 40 e seu encerramento foi realizado em abril de 2002, sem se adequar aos critérios técnicos ambientais para a recuperação da área degradada.



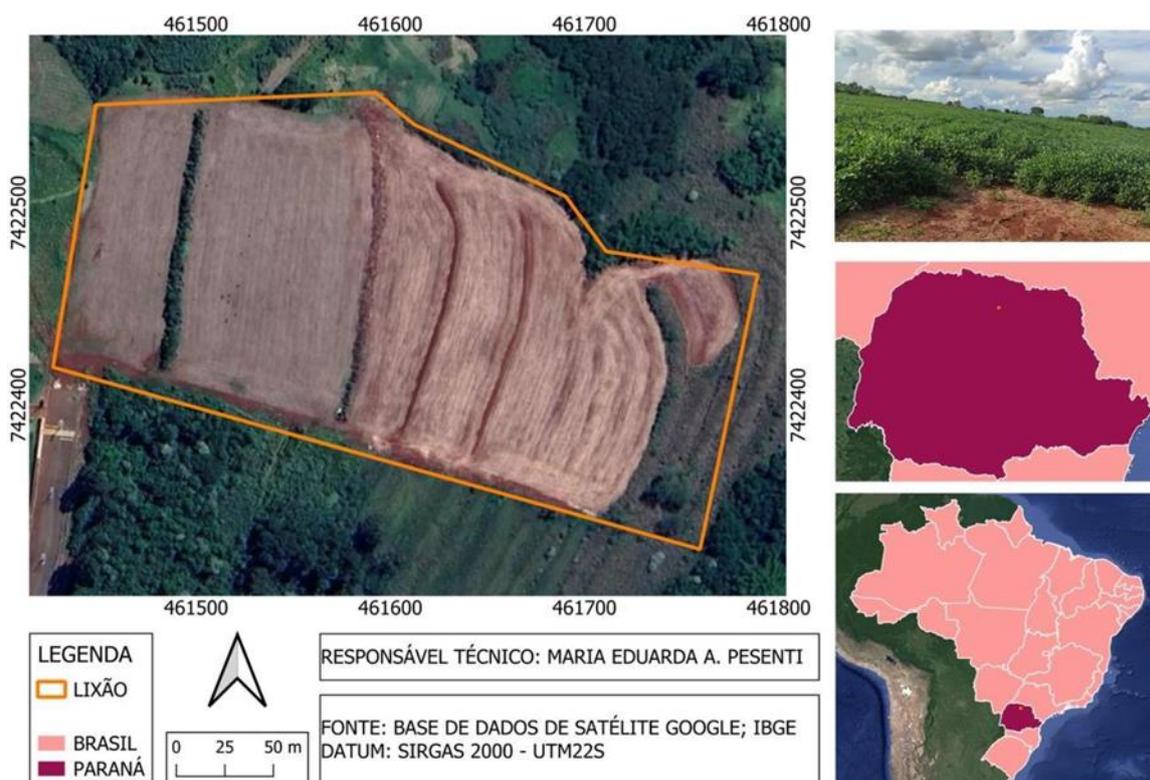


Figura 1. Localização da área de estudo – Lixão.

Em 2014 a área ainda se encontrava em estado de abandono. Segundo Silva et al. (2014), após o encerramento do lixão a área foi completamente coberta por solo, apresentando um talude de cerca de 8 a 10 m de altura formada pela massa de resíduos sólidos disposta durante os anos de funcionamento do lixão. Atualmente é destinada a plantação.

A CTR – Maravilha possui 13 anos de operação, possui uma área total de 30 alqueires e 6 células para disposição de resíduos sólidos com capacidade aproximada de 430 mil m³, das quais 5 estão finalizadas e uma continua em operação. A CTR – Maravilha possui 5 lagoas para tratamento primário de lixiviado (capacidade aproximada de 15.000 m³). A coleta do solo foi realizada na célula ativa da CTR – Maravilha, na Figura 3 é possível observar a localização da CRT – Maravilha, com destaque para o local de coleta.

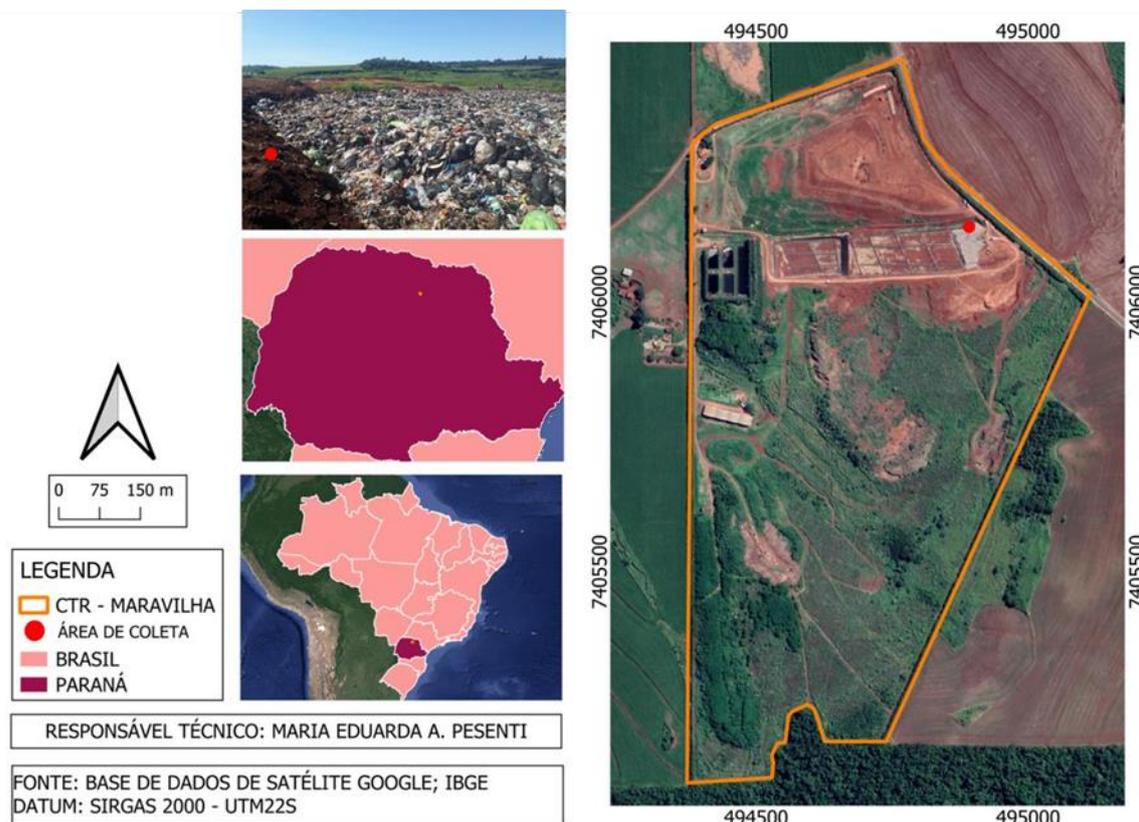


Figura 3. Localização da área de estudo – Aterro Sanitário.

209

A metodologia para a caracterização da diversidade fúngica de ambas a área de estudo foi adaptada de Silva et al. (2011), onde as amostras de solo foram homogeneizadas e diluídas. Para a etapa da diluição pesou-se 10 g do solo coletado adicionando-o em 90 mL de solução salina 0,8%, obtendo a diluição 10^{-1} (solução diluída 10 vezes). Após esta etapa, retirou-se uma alíquota de 1 mL da diluição 10^{-1} que foi adicionada em um tubo contendo 9 mL da solução salina a 0,8%, para a obtenção de uma diluição denominada 10^{-2} . O procedimento foi realizado até a obtenção da diluição 10^{-3} . Após essa etapa, foi adicionado 0,1 mL de cada diluição (10^{-1} , 10^{-2} e 10^{-3}) em placas de Petri contendo ágar Sabouraud acrescido de cloranfenicol (100 mg L^{-1}) utilizando a técnica de espalhamento. As placas foram incubadas a $28 \pm 1^\circ\text{C}$, durante quatro dias. O procedimento foi realizado em duplicata.

Após a incubação realizou-se análises quantitativas para determinar o número de Unidades Formadoras de Colônias (UFC) por g de solo. As colônias de cada placa amostral foram contadas e utilizou-se a Equação 1 para o cálculo das UFCs:

$$UFC = (n^\circ \text{ de colônias}) \times 10^x \text{ (diluição utilizada para contagem)} \text{ (Eq. 1)}$$



Onde: UFC significa Unidade Formadora de Colônia e 10^* é o fator de correção a ser utilizado quando o volume de amostra inoculado for 0,1 mL.

Após este processo, os fungos de maior incidência foram selecionados para o isolamento em colônias gigantes em ágar Sabouraud e incubados a $28 \pm 1^\circ\text{C}$ durante quatro dias. Após o período de incubação, foi realizada a caracterização das colônias permitindo fazer a identificação fúngica em nível de semelhança baseando-se nas características macroscópicas (textura, coloração e diâmetro das colônias) e microscópica, pela técnica do microcultivo, para análise dos micélios vegetativos e reprodutor dos fungos filamentosos e das células das leveduras. Para a identificação utilizou-se o guia de identificação de fungos (Larone's medically important fungi: A guide to identification), de Walsh et al. (2018),

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Figura 1 pode-se observar o número de UFCs de cada amostra. Conforme o observado na Figura 1 é possível notar que o lixão possui maior concentração de fungos se comparado com o aterro sanitário. Segundo Prade et al. (2007) a população fúngica de um solo varia de 10^4 a 10^6 organismos por grama de solo, onde quanto maior o número de organismos melhor a qualidade do solo. O lixão possui 78500 organismos, enquanto o aterro sanitário possui 31000 organismos, indicando ambientes impactados. Vale salientar que apesar do lixão ter sido o local da disposição incorreta de resíduos sólidos por 62 anos, o local foi desativado e coberto com solo novo há 13 anos, justificando a grande diferença de organismos entre as duas áreas de estudo.

210

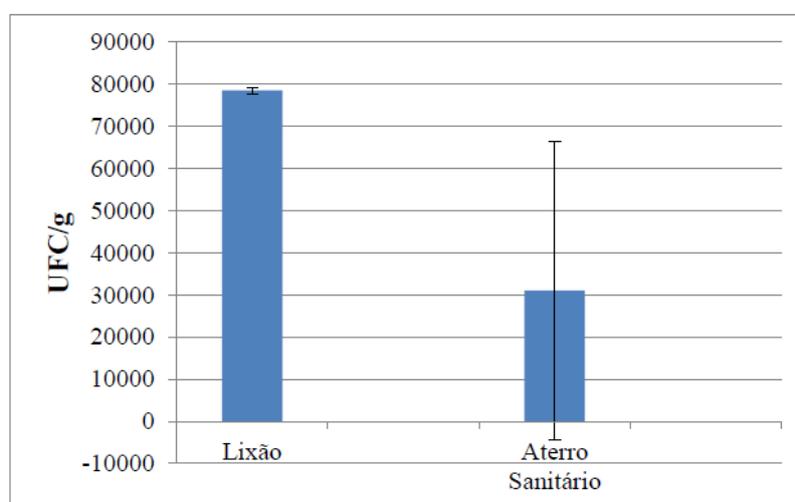


Figura 1. Número de Unidades Formadoras de Colônias (UFCs) de fungos das amostras do lixão e do aterro sanitário.



Na Figura 2 podem-se observar duas placas de Petri de cada área de coleta.

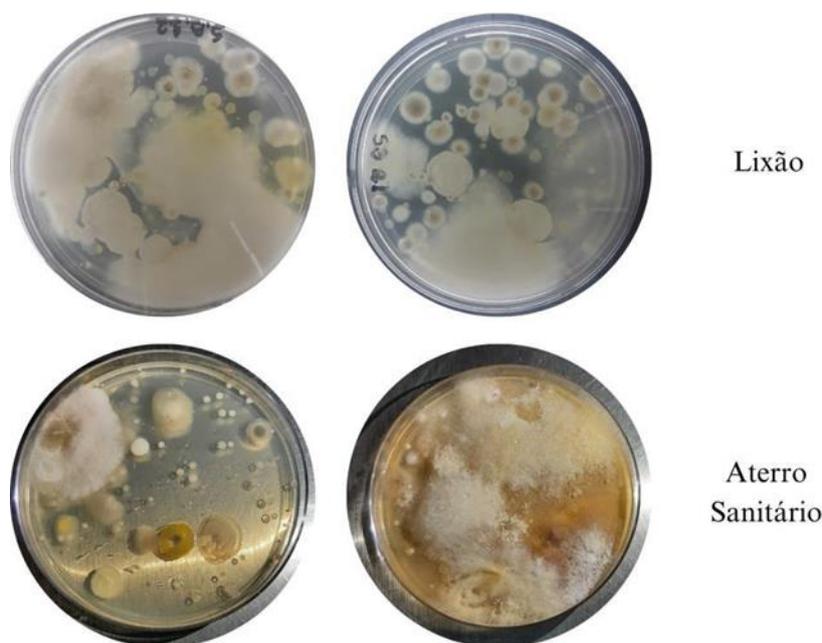


Figura 2. Diversidade de colônias de fungos referente às amostras de solo do aterro sanitário (CTR – Maravilha) e do antigo lixão do município de Rolândia.

211

Apesar de o lixão possuir uma concentração maior de fungos, analisando a Figura 2 é possível notar que as placas referentes às amostras do lixão possuem uma maior abundância e menor riqueza do que as placas referentes às amostras do aterro sanitário. Como atualmente a área do lixão é utilizada para plantação, o local de coleta pode estar recebendo agrotóxicos com a finalidade de controlar organismos deletérios ou para impedir o crescimento de plantas daninhas (MARTINEZ, 2006).

Segundo Martinez (2006) os agrotóxicos podem afetar as atividades microbianas em diferentes níveis, alterando o metabolismo microbiano. A autora explica que os efeitos dos agrotóxicos sobre os microrganismos do solo podem ser inibitórios estimulantes ou inexistentes, explicando o desaparecimento de alguns gêneros e a diminuição na riqueza do solo coletado na área do antigo lixão.

Das colônias isoladas foram identificados presuntivamente 9 gêneros de fungos, dos quais alguns podem ser observados na Figura 3. Dentre os gêneros isolados, para as amostras do lixão o fungo que possui maior recorrência não foi identificado, sendo o segundo maior recorrente o fungo semelhante ao gênero *Fusarium* seguido pelo fungo semelhante ao gênero *Arthrographis*. Para as amostras provenientes do aterro sanitário, o fungo de maior



recorrência foi semelhante ao *Mucor spp*, seguido pelo *Samsoniella spp* e *Verticillium spp*. Além dos gêneros já citados, identificados em nível de semelhança os gêneros *Cladosporium*, *Geotrichum*, *Trichosporon* e *Trichopyton*, onde os gêneros *Fusarium* e *Trichopyton*, aparecem somente nas placas referentes às amostras do lixão e os gêneros *Cladosporium*, *Trichosporon* e *Verticillium*, aparecem somente nas placas referentes às amostras do aterro sanitário. Houve ocorrência de fungos do mesmo gênero em ambas as amostras, como o apresentado na Figura 4.



212

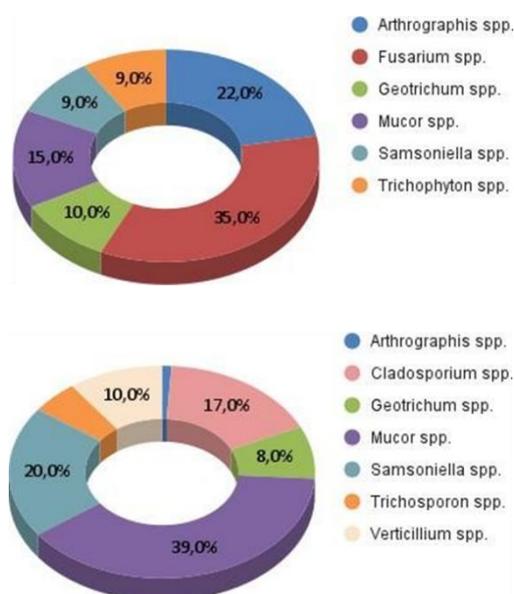
Figura 3. Aspectos macroscópicos das colônias de fungos com destaque para os gêneros semelhantes.

Os fungos *Fusarium spp* são caracterizados pela sua abrangência em plantas solo e ar, sendo considerado um fungo oportunista que pode causar infecções (CARVALHO, et al., 2022). Segundo Elis (2022) o fungo de gênero *Arthrographis* é comumente encontrado em solos,

madeira ar e água, são fungos de lento crescimento que possuem como características a produção de queratina.

Mucor é um gênero de fungos da ordem Mucolares, pertencem ao filo Zygomycota e classe Zygomycetes, formados de células multicelulares de crescimento rápido com presença de hifas cenocíticas. Utilizam a matéria orgânica como fonte de energia e podem degradar carbono. Algumas espécies apresentam termotolerância e alta produção enzimática (MEDEIROS, 2013; CÂNDIDO, 2022).

Fungos do gênero *Samsoniella* possuem importância ecológica, econômica e médica muito grande, visto que este gênero possui diversas características biológicas que podem ser exploradas por essas áreas (WANG, et al., 2022). Já o *Verticillium* é um gênero de fungos caracterizado por ser um dos maiores parasitas vasculares de plantas superiores (MELO 7 COSTA, 1987).



213

Figura 4. Gêneros identificados em cada amostra, sendo (a) referente ao lixão do município de Rolândia e (b) referente ao aterro sanitário (CTR – Maravilha).

CONCLUSÕES

A contaminação dos solos pela disposição de resíduos sólidos é um fator impactante na microbiota do solo, onde quanto mais contaminação menor a diversidade de organismos existentes no solo.

A partir da avaliação da diversidade fúngica constatou-se que o lixão possui maior abundância e menor riqueza quando comparado com o aterro sanitário, indicando que o manejo e recuperação do ambiente degradado é essencial para a saúde do ecossistema.

Foram identificados em nível de semelhança 9 gêneros fúngicos, dos quais destaca-se os fungos semelhantes aos gêneros: *Fusarium*, *Arthrographis*, *Mucor*, *Samsoniella* e *Verticillium*, sendo organismos resistentes capazes de sobreviver neste ambiente impactado.

AGRADECIMENTOS

A CTR – Maravilha, pela disposição e por fornecer as amostras de solo e a Universidade Tecnológica Federal do Paraná - UTFPR, por possibilitar a realização deste trabalho.

REFERÊNCIAS

- ABRELPE. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil. 2023
- ANDRADE, F. N. A influência da recirculação de lixiviado na produção e qualidade do biogás gerado em aterros sanitários: revisão sistemática. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2022.
- BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 2010.
- BRASIL. Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 2020.
- CÂNDIDO, T. R. da S. Produção de biossurfactante por *Mucor* sp. e *Rhizopus* sp. e aplicação na biorremediação de amostras de água e solo contaminados por petróleo. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento de Processos Ambientais). Universidade Católica de Pernambuco. Recife, 2022.
- CARVALHO, A. C. S. et al. Diversidade fúngica em área verde urbana antes e após processo de revitalização. Congresso Nacional de Meio Ambiente, v.14, n.1, 2022.
- DIAS, S. C. Planejando estudos de diversidade e riqueza: uma abordagem para estudantes de graduação. Acta Scientiarum, v.26, n.4, p.373-379, 2004.
- MARTINEZ, C. O. Biotransformação do herbicida Sulfentrazona em solos brasileiros. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos). Universidade Estadual de Campinas. Campinas, 2006.
- MEDEIROS. M. R. C. A. Produção de quitosana por *Mucor subtilissimus* por fermentação semi-sólida em meio alternativo e aplicação na remoção do corante azul de metileno. Dissertação



(Mestrado em Desenvolvimento de processos Ambientais). Universidade Católica de Pernambuco. Recife, 2013.

MELO, I. S.; COSTA, C. P. Controle biológico da muchuca de berinjela causada por *Verticillium albo-atrum*. Anais da E.S.A. "Luiz de Queiroz", v.15, p.1353-1364, 1987.

PRADE, C. A. et al. Diversidade de fungos do solo em sistemas agroflorestais de *Citrus* com diferentes tipos de manejo no município de Roca Sales, Rio Grande do Sul, Brasil. Biociência, v.15, n.1, p.73-81, 2007.

RESENDE, L. A. et al. Crescimento e sobrevivência de espécies arbóreas em diferentes modelos de plantio na recuperação de área degradada por disposição de resíduos sólidos urbanos. Revista Árvore, v.39, n.1, p.147-157, 2015.

SANTOS, F. E. F.; CARRENHO, R. Diversidade de fungos micorrízicos arbusculares em remanescente florestal impactado (Parque Cinquentenário – Maringá, Paraná, Brasil). Acta Botânica Basílica, v.2, n.25, p.508-516, 2011.

SANTOS, G. K. S. Isolamento de fungos filamentosos em sistema aberto de tratamento do soro do leite por microalgas. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Química). Universidade Federal de Alagoas. Maceió, 2023.

Silva, D. C. V. et al. Isolamento e seleção de fungos filamentosos do solo de sistemas agroflorestais do município de Bom Jardim (PE) com base na capacidade de produção de enzimas hidrolíticas. Revista Brasileira, v.34, p.607-610, 2011.

SILVA, G. F. et al. Avaliação das concentrações de nitrato e nitrito à jusante do antigo lixão no município de Rolândia – PR. In: Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, 18, 2014. Anais...2014

SILVA, G. F. Diversidade de fungos em solo contaminado com atrazina: dinâmica da comunidade fúngica em microcosmos. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas). Universidade Federal da Integração Latino-americana. Foz do Iguaçu, 2020.

SOUTO, G. A. de B. Lixiviado de aterros sanitários brasileiros - estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar ("stripping"). Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento). Universidade de São Paulo. São Carlos, 2009.

WALSH, T. J. et al. Larone's medically important fungi: A guide to identification. 6th. ed. Washington, DC: ASM Press, 2018.

WANG, Z. et al. Characterization Reveals Five New Species of Samsoniella (Cordycipitaceae, Hypocreales). J. Fungi (Basel), v.8, n.7, 2022.



ARBORIZAÇÃO URBANA DE POÇOS DE CALDAS: UMA ANÁLISE DA SITUAÇÃO DO MUNICÍPIO EM RELAÇÃO AOS DADOS DISPONÍVEIS E AOS ATOS DO PODER PÚBLICO MUNICIPAL

Valquiria Mikaela Rabelo¹
Cléber Moterani Tavares²
Gabriela Azevedo Rocha³
Plínio Rodrigues dos Santos Filho⁴
Claudiomir da Silva dos Santos⁵

¹Doutoranda em Ciências Ambientais – PPGCA, Universidade Federal de Alfenas, Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, valquiria.rabelo@sou.unifal-mg.edu.br

²Doutorando em Ciências Ambientais – PPGCA, Universidade Federal de Alfenas, Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, cleber.tavares@sou.unifal-mg.edu.br

³Doutoranda em Ciências Ambientais – PPGCA, Universidade Federal de Alfenas, Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, gabriela.rocha@sou.unifal-mg.edu.br

⁴Professor Doutor, Universidade Federal de Alfenas, UNIFAL. plinio.santos@unifal-mg.edu.br

⁵Professor Doutor, Instituto Federal de Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais. IF. claudiomirsilvasantos@gmail.com

216

INTRODUÇÃO

É notório que o crescimento populacional traz grandes mudanças para os territórios e isso se intensificou principalmente após a Revolução Industrial, que acelerou o crescimento demográfico em áreas urbanas, sendo marcante seu desenvolvimento em continentes menos desenvolvidos como a América Latina. Segundo pesquisa divulgada no Censo de 2022, 61% da população brasileira vive em áreas urbanas. Contudo, o aumento populacional nessas áreas, na maior parte das vezes, ocorreu de forma irregular e não planejada, acarretando impactos significativos ao meio ambiente (MAZETTO et al., 2020; IBGE, 2023).

Segundo Mazetto et al. (2020), no Brasil o processo de urbanização ocorreu de forma intensa e não planejada, levando a um cenário de desigualdades sociais onde as classes menos favorecidas desfrutam de uma menor qualidade de vida. Neste aspecto, Mello et al. (1995),



destacam que a qualidade de vida não está relacionada apenas a fatores físicos e econômicos, mas também a relação de interação homem e natureza.

Assim, a falta de planejamento urbano traz, como uma de suas graves consequências, a redução das áreas verdes das cidades, aumentando os danos ao ar, solo e água, além de contribuir com maiores quantidades de gases tóxicos presentes no ar, aumento da temperatura média e maior incidência de enchentes, gerando transtornos relacionados à saúde coletiva. Ademais, o não planejamento urbano cria espaços hostilizadores ao plantio de árvores, como calçadas estreitas, vias não adequadas à arborização, redes elétricas mal posicionadas e fachadas de empreendimentos comerciais de tamanhos incompatíveis com a via (DUARTE et al., 2018; BUCCI et al., 2021).

Diante de tais impactos, diversos estudos passaram a ser desenvolvidos visando analisar como a arborização de espaços urbanos se relaciona com a manutenção do meio ambiente e com a saúde humana. Segundo Bucci et al. (2021) e Souza (2022), as áreas de arborização urbana contribuem com a melhoria da saúde física e mental, redução da criminalidade, redução de ondas de calor e equilíbrio dos fatores bióticos e abióticos.

De acordo com a Embrapa (2002), a arborização urbana pode ser compreendida como toda a cobertura vegetal de porte arbóreo existente nas cidades, compreendendo as áreas livres de uso público e potencialmente coletivas. Uma das ferramentas utilizadas para direcionar a manutenção e a ampliação dessa cobertura vegetal é o Plano Diretor de Arborização Urbana, que consiste em um conjunto de métodos e medidas adotadas para a preservação, planejamento e gerenciamento de áreas urbanas arborizadas.

Neste aspecto, objetiva-se na presente pesquisa analisar se a cidade de Poços de Caldas, localizada no sul de Minas Gerais, está aplicando de forma eficiente o Plano Diretor de Arborização Urbana, considerando que a cidade teve um aumento populacional de 7.4% entre o ano de 2010 a 2022 segundo (IBGE, 2022).

METODOLOGIA

Trata-se de uma pesquisa documental de caráter descritivo exploratório, segundo a metodologia de Gil (2002). Os dados foram coletados nos meses de junho e julho de 2023. Inicialmente foi realizado um levantamento geral e quantitativo dos documentos disponibilizados de forma online sendo utilizadas palavras-chaves: “plano diretor, arborização urbana, arborização viária, Poços de Caldas”.



A partir dos dados encontrados os materiais passaram a ser analisados de forma qualitativa levando em consideração as diretrizes do Plano Diretor do município de Poços de Caldas e a arborização das áreas urbanas. Para delimitar a pesquisa utilizou-se como período de análise os anos entre 2010 e 2022.

O município de Poços de Caldas, localiza-se na região sudoeste do Estado de Minas Gerais. Compreende uma área de 547,061 km², sendo que desse total 40,60 km² foram caracterizados como área urbanizada no ano de 2019. A cidade se encontra a 1.199,44 metros de altitude. Segundo a classificação de Köppen e Geiger a cidade apresenta clima quente e temperado, com maiores índices pluviais no verão com temperatura média de 18,1°C. A cidade tem uma distância geográfica 243 km da cidade de São Paulo e a 460 km de Belo Horizonte (IBGE,2023).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As áreas de arborização nas cidades desempenham um papel crucial na melhoria da qualidade de vida dos cidadãos e na promoção de um ambiente urbano mais saudável e sustentável. No entanto, por muito tempo, essas áreas verdes foram negligenciadas devido ao crescimento e desenvolvimento de forma não planejada. A busca incessante por expansão urbana, muitas vezes, sacrifica parques, praças e bosques em prol de empreendimentos imobiliários e infraestruturas viárias, resultando em uma urbanização desordenada e desequilibrada.

Felizmente, ao longo das últimas décadas, a sociedade e os governos começaram a reconhecer a importância das áreas de arborização para a qualidade de vida urbana. Diversos marcos surgiram, enfatizando a necessidade de preservar e expandir esses espaços verdes em meio às cidades. Um desses marcos foi o Censo realizado em 2010, que evidenciou a relevância dessas áreas para a saúde e o bem-estar da população, além de seus benefícios na mitigação das ilhas de calor e na proteção da biodiversidade local.

Através das informações levantadas pelo IBGE pode-se identificar que naquela época, a arborização de vias públicas na cidade de Poços de Caldas era da ordem de 76,6%, marca que colocava o município na posição 2671 do ranking nacional e na posição 262 do ranking estadual (ANGEOLETTO et al., 2011; IBGE, 2010). A divulgação desses dados contribuiu para que Estados e Municípios brasileiros fizessem uma análise geral da arborização urbana em sua localidade e caso necessário, tomassem providências através de ações mitigadoras de planejamento urbano.



Uma das ferramentas utilizadas para coordenar estas ações refere-se ao Plano Diretor, um documento que traz normativas e diretrizes que servem de guia para o desenvolvimento do município em várias frentes. A previsão deste documento foi estabelecida pela Lei Federal n.º10.257/01, mais conhecida como Estatuto da Cidade. A legislação define que o documento seja elaborado com a participação da sociedade, objetivando o desenvolvimento socioeconômico, tornando cidades com população acima de 20 mil habitantes mais inclusivas, justas e ambientalmente equilibradas (BRASIL, 2008).

O primeiro Plano Diretor da cidade de Poços de Caldas data do ano de 1994 e o seu texto não previu nenhum plano de arborização urbana. Já no ano de 2022, quando houve a revisão do Plano, veio a previsão de um dispositivo chamado plano de Arborização e Recuperação de Paisagens Urbanas no Município, incluído no item referente a ações imediatas de proteção da cobertura vegetal. Mas, somente no ano de 2023, precisamente no dia 5 de janeiro, foi sancionada a Lei Municipal n.º 9667, que instituiu o Plano Diretor de Arborização Urbana (PDAU) da cidade de Poços de Caldas.

O PDAU de Poços de Caldas, em seu artigo 7º define que “intervenção em vias públicas, que venham a gerar impactos na arborização urbana, deverá ter aprovação prévia e emissão de laudo técnico do Município, para a garantia do restabelecimento da arborização original, ou em sua impossibilidade, definida a forma de compensação” (PLANO DIRETOR DE ARBORIZAÇÃO URBANA DE POÇOS DE CALDAS, 2023 p. 3).

O documento também deixa claro, em seu artigo 13, que qualquer intervenção em vias públicas que atinjam a arborização urbana, deverá ser acompanhada de projeto de arborização previamente aprovado pelo Poder Executivo Municipal. Por fim, em seu artigo 17, o Plano Diretor de Arborização Urbana é incisivo ao definir que é proibido cortar, podar, derrubar ou executar qualquer ação que possa provocar danos, alterações do desenvolvimento natural ou morte de árvores em áreas públicas ou privadas do município, salvo as exceções previstas no próprio documento (PLANO DIRETOR DE ARBORIZAÇÃO URBANA DE POÇOS DE CALDAS, 2023).

Neste aspecto, Brasil (2022) destaca que os planos de arborização urbana devem conter metas, indicadores, objetivos e diretrizes, devem apresentar vigência indeterminada e prever atualizações a cada cinco anos. A Lei Federal ainda institui que a elaboração de plano municipal de arborização é requisito para que o município obtenha recursos da União para aplicabilidade nas ações.



Visando apoiar a gestão municipal nesse processo, o Ministério do Meio Ambiente (MMA) também desenvolveu uma ferramenta tecnológica denominada Cadastro Ambiental Urbano (CAU). Com recursos do Fundo de Defesa de Direitos Difusos (FDD) do Ministério da Justiça e da Segurança Pública (MJSP), o CAU consiste em uma plataforma digital para identificação, mapeamento e qualificação de áreas verdes urbanas (AVU) em diferentes escalas de planejamento ambiental e urbano (BRASIL, 2023).

O CAU permite que os gestores municipais cadastrem e mapeiem as áreas verdes de forma autodeclaratória, fornecendo informações detalhadas sobre cada espaço verde existente ou planejado dentro da malha urbana. Essa abordagem padronizada permite que os dados coletados sejam utilizados para a implementação de estratégias mais eficazes de proteção e ampliação dessas áreas, garantindo uma gestão mais consciente e eficiente dos recursos disponíveis.

Contudo, mesmo com a existência de leis, ferramentas e ações que possibilitam um maior cuidado no desenvolvimento de áreas arborizadas na cidade, Poços de Caldas não detém dados recentes de arborização em nenhuma das plataformas pesquisadas e nem em seu PDAU. Sendo assim, considerando um PDAU falho e a ausência de dados públicos atualizados sobre a taxa de arborização urbana na cidade, esta pesquisa lançou mão da estratégia de percorrer vários pontos do centro da cidade a fim de observar in loco algumas das principais vias públicas do município, no intuito de identificar variações - redução ou aumento - nos níveis de arborização urbana.

Nesse processo de observação, um ponto chamou muito a atenção: a redução drástica da arborização da João Pinheiro, uma importante avenida que liga a zona oeste ao centro da cidade. A redução foi observada principalmente na parte onde existe a estrutura do Monotrilho, um sistema de transporte projetado na década de 1980, e que não está em operação. Comparando imagens de cinco anos atrás, disponíveis nas redes sociais da Prefeitura Municipal, com imagens atuais, capturadas para fins desta pesquisa, é possível perceber nitidamente a diferença na arborização na avenida (Figura 1).





Figura 1. Comparativo Avenida João Pinheiro

Fonte: Os autores.

No intuito de buscar justificativas para essa redução arbórea na avenida, foram feitas buscas e um laudo de vistoria técnica realizado no ano de 2021, por um engenheiro particular a pedido do poder público municipal, foi encontrado. Esta vistoria avaliou, segundo seus próprios termos, a saúde estrutural do Monotrilho. O resultado dessa vistoria pode ter sido a razão pela qual as árvores foram retiradas. O laudo concluiu que: “recomenda-se a retirada de árvores e vegetação nas bases e tramos de vigas, ou seja, a estrutura como um todo deve ser limpa de vegetação de pequeno, médio e grande porte” (LAUDO DE VISTORIA TÉCNICA, 2021 p. 38).

221

Recapitulando o que diz o PDAU de Poços de Caldas, toda intervenção em via pública urbana que gere impacto na arborização (como é o caso da retirada das árvores da avenida João Pinheiro) deve ser acompanhada de laudo ou projeto que garanta o restabelecimento da arborização original, ou quando isso não for possível, alguma forma de compensação.

Nesse sentido, novas pesquisas foram realizadas na tentativa de localizar um plano de restabelecimento arbóreo para a área da João Pinheiro e um projeto de revitalização foi encontrado. Este projeto prevê a extração de 242 árvores dos exemplares Figueira-benjamim, Árvore da China, Árvore do Céu, Quaresmeira, Calistemo, Cinamomo, Pata-de-Vaca, Magnólia, Jacarandá Mimoso e Sibipuruna. Ainda no âmbito desse projeto, o plano de revitalização menciona a implementação de 300 mudas dos exemplares Araçá Pirango, Cerejeira do Japão, Cerejeira Sakura Flor Branca Dobrada, Ipês das espécies Rosa, Branco e Tabaco, Resedá das espécies Rosa, Branco e Vermelho, Manacá da Serra, Pata-de-Vaca das espécies Branca e Rosa,



Coqueiro Jerivá e Camélia e 170 mudas de palmeiras (PREFEITURA MUNICIPAL DE POÇOS DE CALDAS - MEMORANDO 210/2022).

Analisando a estratégia desse plano é possível identificar a intenção do poder público em compensar, de alguma forma, a retirada das árvores. Entretanto, é importante esclarecer que os exemplares escolhidos para substituição são árvores de pequeno porte, e que não vão proporcionar a mesma quantidade de área sombreada que os exemplares originais proporcionavam. Somado a isso, existe o fato de que as mudas demorarão um certo período para atingirem o tamanho médio estimado de 1,8 metros, previsto no plano. Vale destacar ainda que o lado oposto ao Monotrilho permanece com os exemplares sem cortes, fato este que a Secretaria de Planejamento justifica da seguinte forma: “por não existir a estrutura do equipamento, consegue-se realizar podas que não atrapalham a via”. Diante dessa justificativa fica claro e notório que a retirada das árvores de médio e grande porte ocorreu para permitir um possível restabelecimento do funcionamento do Monotrilho no futuro.

Ressalta-se ainda que o PDAU do município de Poços de Caldas não atende boa parte das orientações preconizadas pela Política Nacional de Arborização Urbana. Analisando os deveres do poder público e da coletividade previstos no artigo 5º, está claro que os gestores devem: “construir coletivamente planos de arborização urbana que considerem a plena participação social e acadêmica, a existência de equipes técnicas dedicadas e multidisciplinares nos órgãos ambientais e a ampla difusão das metodologias utilizadas” (PNAU, p.4).

Neste aspecto, observa-se que houve ausência de participação social, acadêmica e de uma equipe técnica multidisciplinar, situação que pode levar a decisões inadequadas e à insatisfação dos cidadãos. Além disso, observa-se que não ocorreram debates entre moradores, instituições de ensino, profissionais especializados e órgãos ambientais, algo que é crucial para garantir que o PDAU seja bem embasado e atenda às necessidades e aspirações da comunidade.

Os cidadãos são os principais usuários do espaço público e devem ter voz na tomada de decisões que afetem diretamente a qualidade de vida e o meio ambiente de suas comunidades. Além disso, a contribuição das instituições de ensino traz conhecimentos técnicos e científicos atualizados, possibilitando soluções mais eficazes e sustentáveis.

A presença de uma equipe técnica multidisciplinar também é essencial para o sucesso de qualquer projeto relacionado à arborização urbana. Diferentes especialistas, como biólogos, arquitetos paisagistas, engenheiros florestais, urbanistas, entre outros, oferecem



perspectivas únicas e complementares para o desenvolvimento de um plano abrangente e bem embasado. Essa abordagem multidisciplinar permite considerar diversos aspectos, como o impacto ambiental, a adaptação às características locais, a diversidade de espécies e a infraestrutura urbana.

A escolha das palmeiras citadas no plano de revitalização, por exemplo, evidencia a falta desses profissionais. A espécie é indicada para áreas de clima quente e além disso nunca deve ser podada, característica que faz desta, uma espécie pouco indicada para a cidade de Poços de Caldas, que apresenta clima ameno, e menos indicada ainda para a área do Monotrilho, cujo entorno deve receber apenas espécies de pequeno porte e com potencial de poda (PIVETTA & FILHO, 2002).

Considerando o caso dos cortes de árvores da avenida João Pinheiro, a falta de participação da comunidade e da academia pode ter gerado uma análise limitada da situação, o que levou a uma tomada de decisão que causou insatisfação na população poços caldense de forma geral, haja visto que foram registradas ações de repulsa e enfrentamento contra o corte das espécies. Neste âmbito, observa-se o quão importante é garantir que os projetos de arborização urbana sejam construídos de forma transparente e participativa, para evitar conflitos e problemas futuros (G1, 2023).

Frente a esta mudança de cenário na arborização da avenida João Pinheiro, vale destacar que a presença de árvores em um determinado espaço consegue diminuir, de acordo com as espécies arbóreas utilizadas, de 2,5 a 8°C a temperatura média do ambiente, tornando a permanência das pessoas e animais naquele local muito mais agradável (BASSO et al., 2014; SILVA et al., 2022). Esse fato é particularmente importante quando se fala da via, já que ela representa para o município um importante espaço dedicado à prática de atividade física, contendo pista de caminhada e ciclovia.

Além disso, a grande movimentação de pedestres e veículos na avenida, em virtude da concentração de vários pontos comerciais e o fato de ela conectar importantes regiões econômicas do município, faz gerar, em horários de pico, trânsito intenso, no qual motoristas passam tempo em congestionamentos diários. A manutenção de uma temperatura mais agradável nessa região tornaria menos estressante a passagem e a permanência dos usuários da via (LOBODA & PIANEGONDA, 2014).



CONCLUSÕES

A presente pesquisa concluiu que o PDAU da cidade de Poços de Caldas, além de ter sido constituído tardiamente, sem a colaboração efetiva da comunidade e da academia, e sem a participação de profissionais de diferentes áreas, apresenta diversas outras falhas, tendo em vista que o mesmo não traz dados atualizados sobre arborização urbana e nem propostas claras de recuperação de áreas afetadas. Além disso, a cidade ainda não forneceu dados ao CAU, o que limita o acesso da população local à informação, diminuindo seriamente a transparência nas ações do poder público municipal.

Em relação aos cortes de árvores da Avenida João Pinheiro, pode-se concluir que eles ocorreram em resposta a um laudo técnico realizado por um único engenheiro, que apontou a necessidade de retirada da vegetação para possibilitar uma possível retomada do funcionamento do Monotrilho. Entretanto, os atos de corte geraram revolta em moradores e ambientalistas, tendo em vista que a sociedade de forma geral não participou de forma ativa da construção do projeto de revitalização da área e nem sequer foi informada da existência do mesmo. Neste aspecto, considerando a revitalização proposta pelo poder público, destaca-se que as espécies escolhidas não atingirão os mesmos padrões de sombreamento e de temperatura que os exemplares originais atingiam.

Por fim, evidencia-se a importância da participação da sociedade e de equipes multidisciplinares para o sucesso e para a efetividade da implementação de planos de arborização urbana, de forma que as medidas propostas sejam previamente conhecidas e debatidas antes de serem colocadas em prática, garantindo dessa forma que a execução do plano ocorra de forma pacífica, fazendo com que a cidade como um todo compreenda o processo e se beneficie de uma arborização adequada e bem planejada.

REFERÊNCIAS

- ANGEOLETTO, F. et al. Arborização Urbana no Brasil: um reflexo de injustiça ambiental. *Terr Plural*, v.11, n.2, p.291-303, 2011.
- BASSO, J. M. et al. Arborização urbana e qualificação da paisagem. *Paisagem e Ambiente*, n.34, p.129, 2014.
- BUCCI, M. E. D. et al. Arborização urbana como política de promoção de saúde e de planejamento urbano: um levantamento das capitais brasileiras. *Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade*, v.8, n.19, p.725-738, 2021.



BRASIL. Estatuto da Cidade. 3. ed. – Brasília: Senado Federal, Subsecretaria de Edições Técnicas, 2008. 102p. Disponível em: <https://www2.senado.leg.br/bdsf/bitstream/handle/id/70317/000070317.pdf>. Acesso em: 14 de jun. 2023.

BRASIL. Projeto institui marco regulatório da arborização urbana. 2022. Agência Câmara de Notícias. Disponível em: <https://encurtador.com.br/hH146>. Acesso em: 14 de jun. de 2023.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Cidades + Verdes. CAU. Disponível em: <https://encurtador.com.br/fHOP0>. Acesso em: 23 de jul. 2023.

DUARTE, T. E. P. N. et al. Reflexões sobre arborização urbana: desafios a serem superados para o incremento da arborização urbana no brasil. Revista em Agronegócio e Meio Ambiente, v.11, n.1, p.327, 2018.

EMBRAPA. Arborização urbana e produção de mudas de essências florestais nativas em Corumbá, MS: Embrapa Pantanal, 2002. 26p. il. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/81195/1/DOC42.pdf>. Acesso em: 09 de jul de 2023.

GIL, A. C. Como elaborar projetos de pesquisa. 4. ed. São Paulo: Atlas, 2002.

G1. Moradores pedem transparência sobre corte de árvores em Poços de Caldas: 'Laudo não é profundo'. 2023. Disponível em: <https://encurtador.com.br/dwxF1>. Acesso em: 23 de jul. 2023.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. De 2010 a 2022, população brasileira cresce 6,5% e chega a 203,1 milhões. Disponível em: <https://encurtador.com.br/jLQV5>. Acesso em: 09 de julho de 2023.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2010 Cidades. Poços de Caldas. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/pocos-de-caldas/panorama>. Acesso em: 09 de julho de 2023.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Monografias Municipais. Sudeste/Minas Gerais. Poços de Caldas. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/monografias/3151800.pdf>. Acesso em: 09 de julho de 2023.

LAUDO DE VISTORIA TÉCNICA. Monotrilho Centro - Poços de Caldas. Mobilidade Urbana. Disponível em: <https://siave.pocosdecaldas.mg.leg.br/arquivo?Id=152829>. Acesso em: 11 de jul. 2023.



LOBODA, C. R.; PIANEGONDA, N. Transporte Urbano: Arborização nas vias pode reduzir estresse e melhorar comportamento no trânsito. Agência CNT de notícias, Brasília - DF, 28 maio 2014.

MAZETTO, F. de A. P. et al. Qualidade de vida, qualidade ambiental e meio ambiente urbano: breve comparação de conceitos. Sociedade & Natureza, v.12, n.24, p 21-31, 2000.

MELLO, N. A. Gestão Urbana e Qualidade de Vida In: TAUK-TORNISIELO, S. M. et al. (orgs.) Análise Ambiental, Estratégias e Ações. São Paulo: T. A. Queiroz Editor Ltda., 1995, 195p.

PLANO NACIONAL DE ARBORIZAÇÃO URBANA PANAU. Política Nacional de Arborização Urbana. 2021. Disponível em: <https://sbau.org.br/wp-content/uploads/2021/10/PNAU-CBAU-2021.pdf>. Acesso em: 14 de jul. 2023.

PREFEITURA MUNICIPAL DE POÇOS DE CALDAS. Memorando 210/2022. Relatório de Laudo de Árvores da Avenida João Pinheiro.

PIVETTA, K. F. L.; FILHO, D. F. da S. Arborização Urbana. Boletim Acadêmico. Série Arborização Urbana. UNESP/FCAV/FUNEP. Jaboticabal, SP - 2002. Disponível em: https://sites.usp.br/podalab/wp-content/uploads/sites/1036/2022/01/000-USP-ESALQ-arborizacao_urbana-Khatia.pdf. Acesso em: 23 de jul. 2023.

PLANO DIRETOR DE ARBORIZAÇÃO URBANA DE POÇOS DE CALDAS. LEI N. 9.667, DE 5 DE JANEIRO DE 2023. Disponível em: <https://siave.pocosdecaldas.mg.leg.br/arquivo?Id=177299>. Acesso em: 14 de jul. 2023.

SILVA, I. C. da et al. Análise comparativa da percepção de moradores de Mossoró RN a respeito da arborização urbana. Advances In Forestry Science, v.9, n.2, p.1791-1798, 2022. Advances in SOUSA, K. I. R. de. Arborização viária e criminalidade: um estudo na cidade de Lavras/MG. 65f. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Fitotecnia). Universidade Federal de Lavras. Lavras, 2022.



REPARAÇÃO AMBIENTAL E DESVALORIZAÇÃO DOS DANOS: O IMPACTO DO ACORDO JUDICIAL DE BRUMADINHO, MINAS GERAIS E A ÊNFASE EM OBRAS VIÁRIAS

Fernanda Perdigão de Oliveira¹
Hernani Ciro Santana²
Renata Bernardes Farias Campos³

¹Graduanda Direito, Pontifícia Universidade Católica - - PUC Minas Campus São Gabriel, atingida pelo desastre da Vale em Brumadinho, Defensora de Direitos Humanos dos direitos das pessoas atingidas, Humanista e Empreendedora Social, fernanda.perdigao22@gmail.com

²Prof. Dr. Universidade Vale do Rio Doce, PPG Gestão Integrada do Território e Engenharia Civil e Ambiental – Núcleo das ciências e tecnologia – UNIVALE, hernani.santana@univale.br

³Prof. Dr. Universidade Vale do Rio Doce, PPG Gestão Integrada do Território e Engenharia Civil e Ambiental – Núcleo das ciências e tecnologia – UNIVALE, renata.campos@univale.br

227

INTRODUÇÃO

A reparação ambiental é um processo multidisciplinar que visa restabelecer as condições ambientais afetadas por um dano. É um conceito fundamental para a promoção da sustentabilidade e a conservação dos recursos naturais (SILVA, 2018).

No entanto, a efetivação da reparação ambiental enfrenta diversos desafios. Um deles é a dificuldade em mensurar os danos causados e determinar o alcance necessário da reparação. Conforme apontado por Souza (2020), a avaliação dos impactos ambientais é complexa e requer a análise de múltiplos fatores, como a extensão da área afetada, a perda de espécies e a degradação dos ecossistemas. Essa avaliação precisa ser embasada em dados científicos sólidos e levar em consideração a diversidade ecológica e socioeconômica das regiões afetadas.

Um exemplo recente da necessária mensuração de danos para implantação de um processo de reparação ambiental ocorre em Brumadinho, cidade localizada em Minas Gerais, Brasil. Em janeiro de 2019, uma barragem de rejeitos de mineração da empresa Vale S/A se rompeu, resultando em uma catástrofe ambiental e humana. Toneladas de lama tóxica foram



despejadas no meio ambiente, causando a destruição de ecossistemas, poluição da Bacia do rio Paraopeba e seus mananciais e a perda de 272 vidas humanas (SANTANA, 2022).

A proteção ambiental e a responsabilidade socioambiental são imprescindíveis no contexto atual, em que a busca por um desenvolvimento efetivamente sustentável se torna essencial para a garantia da conservação dos recursos naturais e o bem-estar das comunidades (SMITH, 2022). No Brasil, a proteção ambiental e a responsabilidade socioambiental são respaldadas por uma série de leis, tratados e convenções (SOUZA & PLINIO).

Dentre os principais instrumentos legais podemos citar a Constituição da República Federativa do Brasil de 1988 em específico o artigo 225 que trata o direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado como um direito fundamental. Ela define a responsabilidade do poder público e da coletividade na preservação e proteção do meio ambiente; A Lei da Política Nacional do Meio Ambiente (Lei nº 6.939/1981) que estabelece os princípios e diretrizes para a proteção do meio ambiente. A Lei de Crimes Ambientais (Lei nº 9.605/1998) que estabelece os crimes e infrações contra o meio ambiente, ela define penas e compensações administrativas para condutas lesivas ao meio ambiente.

No entanto, apesar do rico arcabouço legal, a realidade é que a prática não corresponde à teoria. O Brasil enfrenta diversos desafios no que diz respeito à efetiva implementação das leis, reparação ambiental e fiscalização do cumprimento de suas leis e normas ambientais.

O desastre da Vale em Brumadinho expõe de forma contundente a urgência de ferramentas de controle, supervisão e proteção ambiental em nosso país (FREITAS, et al. 2019). É imperativo que as empresas sejam responsabilizadas por suas ações, e que os órgãos governamentais desempenhem um papel ativo e participativo na garantia do cumprimento das leis e normas ambientais (SANTANA, 2022).

METODOLOGIA

A metodologia científica utilizada neste trabalho combinou a pesquisa bibliográfica e o relato de experiência de uma moradora de Brumadinho, sua participação proporcionou ao trabalho uma abordagem valiosa, perspectivas reais e experiências vividas diretamente por ela. Adotamos o nome de Clara para referenciá-la.

A pesquisa bibliográfica envolveu a busca, análise e síntese de informações e conhecimentos disponíveis em livros, artigos científicos, relatórios técnicos, atas, jornais e outras fontes relevantes. Desta forma foram utilizadas informações de estudos e relatórios



referente a reparação ambiental, o acordo judicial firmado entre Estado de Minas Gerais, Ministérios Públicos Federal e Estadual e Defensoria Pública do Estado junto a empresa Vale S/A e sua ênfase em obras viárias e as descon siderações aos danos provenientes da tragédia do rompimento da Barragem da Vale em Brumadinho, como os dados do processo contendo parte dos relatórios de impacto ambiental, documentos governamentais, entre outros. A pesquisa bibliográfica permitiu embasar teoricamente o trabalho e fornecer um contexto mais amplo sobre o tema (LIMA, 2007).

Já o relato de experiência da moradora de Brumadinho é uma forma de pesquisa qualitativa, que busca entender e descrever experiências pessoais e vivências de indivíduos em determinado contexto (MUSSI, 2021). Nesse trabalho, a moradora compartilhou suas percepções, sentimentos, estudos, impactos vividos e observações sobre o desastre ocorrido em Brumadinho.

A combinação dessas abordagens, pesquisa bibliográfica e relato de experiência, permitiu enriquecer o estudo com informações teóricas e práticas, complementando-se mutuamente.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

229

A descon sideração dos danos ambientais ocorridos em Brumadinho, bem como a questão da reparação ambiental, são temas de extrema relevância e complexidade (POLIGNANO; LEMOS, 2020). Neste sentido, é importante iniciar a seção de resultados e discussão destacando os valores definidos pelo Acordo Judicial⁴ firmado entre Estado de Minas Gerais, Ministérios Públicos Federal (MPF) e Estadual (MPE) e Defensoria Pública do Estado de Minas Gerais (DPMG) com a empresa Vale S/A (TJMG, 2021).

No dia 04 de fevereiro de 2021, foi noticiado o fechamento de acordo entre Vale S.A., governo de Minas Gerais, Ministério Público Estadual, Federal e Defensoria Pública do Estado. As negociações envolveram várias ações civis pública de reparação por danos coletivos, movidas pelo MPMG e Governo Mineiro, como pedido inicial de indenização de R\$ 54 bilhões. Desse montante, R\$ 28 bilhões seriam para cobrir danos morais sociais e coletivos. Os R\$ 26 bilhões restantes se referiam às perdas econômicas, segundo estudo da Fundação João Pinheiro, instituição de pesquisa e ensino vinculada ao estado de Minas Gerais (BOTELHO, 2023).

Após negociações sem a participação das pessoas atingidas, fechou-se o acordo com o valor total de - R\$ 37,69 bilhões, abatendo R\$ 6,28 bilhões referentes a despesas já realizadas



anteriormente - entre o ano de 2019 e 2020 - pela Vale S.A, o montante descontado refere-se a R\$ 1,77 bilhões referentes ao pagamento Emergencial; R\$ 110,05 milhões de ressarcimentos já efetuados ao Governo de Minas Gerais (TJMG, 2021), (Minas Gerais, 2021) - contratações excepcionais do Estado pelos efeitos da pandemia, ações emergenciais de problemas decorrentes do rompimento, sobrecarga de serviços públicos e outros - e outros R\$ 4,39 bilhões de despesas com obras, serviços e Termos de Condutas (TCs) dentre outras despesas - Obras e serviços para contenção, remoção de rejeitos; serviços técnicos de reparação e compensação socioambiental; serviços técnicos de reparação e compensação social; fornecimento de água para pessoas atingidas; moradia para pessoas atingidas; investimentos voluntários promovidos pela Vale, dentre outros (TJMG, 2021).

Dentre os anexos do Acordo, o Anexo II.1 (Recuperação Socioambiental), contempla o plano de reparação socioambiental da bacia do rio Paraopeba, que tem como responsável por sua elaboração a empresa Arcadis contratada pela Vale S/A e que iniciou sua elaboração em 2019. Inicialmente estimado em R\$ 5 bilhões, constando no acordo que tal anexo não tem teto financeiro.

Importa destacar a abordagem adotada pelo Estado de Minas Gerais na mensuração do montante proposto para negociações do acordo, conforme consta na nota técnica - aplicação da matriz insumo-produto de Minas Gerais - elaborada pela Fundação João Pinheiro, que logo no início menciona que a paralisação das atividades da Companhia Vale pode provocar uma série de impactos econômicos negativos, como queda do produto interno bruto (PIB), retração da arrecadação, diminuição das remunerações e perda de postos de trabalho (FJP, 2020). No entanto, é ressaltado que esses efeitos ainda subestimam o impacto real da perda de empregos sobre o consumo das famílias e, conseqüentemente, sobre o resultado final do PIB.

"A despeito dos efeitos supracitados não tangibilizados por essa nota técnica estimou - se que a paralisação das atividades da Companhia Vale pode provocar em um horizonte de cinco anos queda do PIB da ordem de R\$ 22,3 bilhões retração da arrecadação em R\$ 964 milhões diminuição das remunerações em R\$ 4,4 bilhões e perda de cerca de 133 mil postos de trabalho Em esquema o efeito total pela MIP estimado de aproximadamente R\$ 26,7 bilhões ainda subestimam sobremaneira os efeitos que a perda de postos de trabalho exercem sobre o consumo das famílias e por consequência sobre o resultado final do PIB" (FJP, 2020).



Diante dessas informações, surge a seguinte provocação: até que ponto devemos priorizar a reparação econômica em detrimento da proteção ambiental e social? É ético e justo utilizar os impactos econômicos como base principal para o efeito do acordo judicial, enquanto os danos ambientais e as perdas sociais são apenas parcialmente considerados? É fundamental questionar se a ênfase na recuperação econômica, expressa na expectativa de queda do PIB e perda de postos de trabalho, está sendo usado como um argumento para minimizar a responsabilidade da empresa poluidora e desviar a atenção dos danos ambientais e das consequências para as comunidades atingidas (MILANEZ, 2019).

A desconsideração dos danos ambientais no acordo judicial, é evidenciada ainda na “análise dos efeitos do rompimento da barragem da Vale S/A, em Brumadinho, e de seus reflexos no Estado de Minas Gerais”, elaborado pelo Governo de Minas Gerais durante o processo de negociação do acordo. Uma prática extremamente preocupante, que coloca em risco não apenas a conservação do meio ambiente, mas também a integridade das comunidades atingidas (MIRANDA, 2023).

"A identificação dos impactos socioambientais para a bacia do rio Paraopeba se encontra em processo de amadurecimento, impossibilitando uma análise criteriosa da valorização dos mesmos. Diante desse contexto, principalmente em relação ao desastre desse tipo e magnitude, entende-se a importância da compensação ambiental para a sociedade. Entretanto, percebe-se a complexidade da mensuração econômica, com intuito de medir em termos elétricos o que representa os danos ambientais ocorridos e as perdas dos sistemas ambientais" (Governo do Estado de Minas Gerais, 2020).

O trecho mencionado da análise dos efeitos do rompimento da barragem da Vale S/A em Brumadinho, revela uma falha crítica ao admitir que a identificação dos danos socioambientais encontrava em processo de discussão e amadurecimento, impossibilitando uma análise criteriosa da valoração dos mesmos. Ao tratar os danos ambientais como uma questão a ser quantificada monetariamente, corre-se o risco de minimizar a gravidade e a irreversibilidade desses impactos.

Os valores destinados no acordo judicial, definem teto da reparação do estado de Minas Gerais em 12,76 bilhões, investidos conforme informações no site do comitê gestor pró Brumadinho (MINAS GERAIS, 2022), desde obras de mobilidade, sendo R\$ 4,95 bilhões, e R\$ 3,65 bilhões para fortalecimento dos serviços públicos como obras, e R\$ 2,05 bilhões para a segurança hídrica das bacias do rio das Velhas e Rio Paraopeba e construções ou reformas de hospitais, bem como reestruturação tecnológica da controladoria geral do estado, totalizando



os 12,6 bilhões destinados ao Estado. Em detrimento do teto destinado ao segmento socioambiental sendo despesas já realizadas pela Vale e descontadas do montante do acordo na faixa de R\$1,5 bilhões cuja estimativa de reparação socioambiental é de R\$5 bilhões, segundo dados e levantamentos realizados pela própria empresa Vale (MINAS GERAIS, 2022).

Enquanto os valores estratosféricos do acordo judicial preveem uma destinação significativa para reparação dos danos causados pelo desastre da Vale em Brumadinho ao Estado de Minas Gerais, não podemos ignorar o quanto os danos socioambientais parecem estar relegados a um papel secundário. Investimentos vultosos são direcionados para obras de mobilidade e fortalecimento de serviços públicos, o que, sem dúvida, é importante para a sociedade. No entanto, é preocupante perceber que a segurança hídrica das bacias dos rios das Velhas e Paraopeba, assim como a compensação socioambiental, recebem uma porção ínfima desse montante. Será que o preço pago pelo ambiente é apenas um mero detalhe nesse acordo? É fundamental questionar a prioridade dada aos danos econômicos em detrimento de investimentos na reparação ambiental.

O ambiente de modo geral e os ecossistemas de modo particular não podem ser reduzidos a valores financeiros, pois possuem um valor intrínseco que vai além do aspecto econômico. Ao tentar medir os danos ambientais e as perdas dos sistemas ambientais exclusivamente em termos econômicos, o risco de subestimar a importância e a complexidade desses danos agrava e mantém a continuidade dos efeitos danosos provocados pelo rompimento.

Além disso, Segundo Clara, é alarmante que o plano de reparação seja elaborado pela própria empresa responsável pelos danos ambientais, no caso, a Vale S.A em parceria com a empresa Arcadis, essa abordagem levanta questões sobre a imparcialidade e a transparência no levantamento dos danos bem como nas propostas para medidas de reparação⁵. A empresa poluidora-pagadora, não pode ser a única fonte de dados e levantamentos sobre os danos provocados pelo rompimento da barragem de sua responsabilidade, podendo resultar em um tratamento inadequado dos danos e negligência aos interesses das comunidades atingidas.

Essa situação remete a uma possível análise acerca da relação entre o poder e o discurso, em que certos grupos ou instituições têm o poder de definir quais discursos são legítimos e quais são excluídos. Foucault⁶ argumenta que o poder opera por meio do controle e da regulação dos discursos, moldando o que pode ser dito, por quem e em que contextos (FOUCAULT, 2010). No presente caso, a Vale S.A exerce o poder ao controlar o levantamento dos danos através do plano de reparação e ao limitar a participação das comunidades



atingidas. A elaboração e execução do plano de reparação pela própria empresa Vale S.A, com apenas uma auditoria, da empresa AECOM e verificações por órgãos governamentais, é insuficiente para garantir a imparcialidade e o processo de reparação integral.

A empresa poluidora não pode ser a única responsável por determinar os termos de reparação⁷ (Clara), uma vez que isso pode levar a uma negligência dos interesses das comunidades atingidas e à perpetuação de práticas insustentáveis. Este desenho formado entre a iniciativa privada e o poder público fomenta e contribui para a retórica cruel de que o setor minerário tem prioridade sobre as demais atividades econômicas. Esse “preceito da prioridade do setor da mineração” se assenta no vínculo entre os supostos benefícios econômicos do setor da mineração e os interesses do país e da sociedade, definidos como “públicos” – exclusiva e arbitrariamente pelo próprio Estado (MILANEZ, 2012).

A ausência de espaços para a participação social das comunidades atingidas é extremamente preocupante (SANTANA, 2022). As pessoas afetadas pelo desastre da Vale em toda a Bacia do rio Paraopeba têm o direito de participar ativamente das discussões e decisões relacionadas à produção de dados de caracterização dos danos⁸. É fundamental que as pessoas atingidas tenham garantidos os direitos de acesso à informação de maneira clara e acessível sobre o plano de reparação (Clara), hoje, o plano de reparação está presente apenas através do site do comitê gestor pró Brumadinho⁹. As mais de 10 mil páginas, que mudam com frequência devido às recomendações da auditoria AECOM não contém o histórico de versões anteriores ou as recomendações realizadas pela auditoria. Além disso, não há canais para que as pessoas atingidas possam expressar suas opiniões, necessidades e preocupações, grave constar que a versão divulgada trata de uma “versão preliminar” mesmo mais de 4 (quatro) anos após o desastre (Clara).

Em suma, a ausência de comunicação e participação adequada, a falta de participação social das comunidades atingidas e a dominação das informações pela Vale S.A evidenciam uma dinâmica desigual (MILANEZ et al., 2019). A avaliação dos impactos socioambientais deve ser realizada de forma independente, com a participação de especialistas e representantes das comunidades atingidas, garantindo uma análise abrangente e precisa dos danos causados (DE JESUS et al., 2021). Além disso, é necessário considerar não apenas os impactos imediatos, mas também os impactos de longo prazo, a perda de biodiversidade, a degradação dos recursos hídricos e os prejuízos para as comunidades atingidas. Negociar um acordo sem uma análise criteriosa e sem a devida participação das partes interessadas é uma



abordagem que coloca em risco não apenas o meio ambiente, mas também a confiança na justiça e na responsabilidade corporativa.

CONCLUSÕES

Ao longo deste estudo, exploramos a temática da reparação ambiental, enfocando especificamente a desconsideração dos danos ambientais em detrimento do dano econômico pelo acordo judicial que demonstrou ter sido elaborado com ênfase às obras viárias. A análise dos fatos e informações processadas revelou questões cruciais que atraíram nossa atenção e reflexão.

Neste contexto, reiteramos a importância vital da recuperação ambiental como um processo fundamental para mitigar e reparar os danos causados ao meio ambiente pelas atividades humanas prejudiciais. Contudo, constatou-se que a efetivação desse processo é muitas vezes prejudicada pela falta de comprometimento e fiscalização adequadas.

Portanto, este ensaio enfatiza a urgência de um compromisso coletivo em prol da conservação ambiental. As consequências dos danos ambientais devem ser encaradas como uma responsabilidade compartilhada, ações concretas tanto das empresas envolvidas como dos órgãos públicos e de toda a sociedade. Somente por meio de uma abordagem integrada e comprometida com a garantia da participação social, através de empresas idôneas e fiscalização governamental será possível garantir a proteção e recuperação ambiental, dos recursos naturais para esta e as futuras gerações.

234

AGRADECIMENTOS

Nossos sinceros agradecimentos aos Grupos auto-organizados, Fórum de Atingidos de Brumadinho, Paraopeba Participa, Rede de Atingidos da R3, Grupo Guerreir@s e a cada pessoa atingida que resiste para existir.

REFERÊNCIAS

BOTELHO, M. R. Desastre industrial da Vale em Brumadinho: a prevalência do financeiro sobre a segurança das barragens. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo. 2023.

BRASIL. Lei nº 6938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências.

Brasília, 1981. Disponível em:
https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938.htm#:~:text=L6938&text=Disp%C3%B5e



%20s

obre%20a%20Pol%C3%ADtica%20Nacional,Lei%2C%20com%20fundamento%20no%20art . Acesso em: 21/jul/2023.

BRASIL. Lei nº 9605, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Brasília, 1998. Disponível em: [https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19605.htm. Acesso em: 21/jul/2023.

BRASIL. Ministério da Economia / Secretaria Especial de Previdência e Trabalho / Secretaria do Trabalho / Subsecretaria de Inspeção do Trabalho / Superintendência Regional do Trabalho em Minas Gerais / Segur - Seção de Segurança e Saúde do Trabalhador. Relatório de Análise de Acidente de Trabalho: Rompimento da barragem B I da Vale S.A. em Brumadinho/MG em 25/01/2019. Belo Horizonte, 2019. 238p.

DE JESUS, M. S. et al. Métodos de avaliação de impactos ambientais: uma revisão bibliográfica. Brazilian Journal of Development, v.7, n.4, p.38039-38070, 2021.

FARIAS, T.; ATAÍDE, P. Considerações a respeito da compensação ambiental do art. 36 da Lei n. 9.985/2000. Novos Estudos Jurídicos, v.26, n.2, p.545-562, 2021.

FOUCAULT, M. O governo de si e dos outros. São Paulo: Martins Fontes, 2010.

FREITAS, C. M. DE. et al. Da Samarco em Mariana à Vale em Brumadinho: desastres em barragens de mineração e Saúde Coletiva. Cadernos de Saúde Pública, v.35, n.5, e00052519, 2019.

LIMA, T. C. S. DE.; MIOTO, R. C. T. Procedimentos metodológicos na construção do conhecimento científico: a pesquisa bibliográfica. Revista Katálisis, v.10, n. esp., p.37-45, 2007.

MIRANDA, V. H. C. Tutela penal ambiental e o elemento conduta: evolução até a teoria da ação institucional. 2023.

MILANEZ, B.; MAGNO, L.; PINTO, R. G. Da política fraca à política privada: o papel do setor mineral nas mudanças da política ambiental em Minas Gerais, Brasil. Cadernos de Saúde Pública, v.35, n.5, e00051219, 2019.

MILANEZ, B.; MAGNO, L.; PINTO, R.G. Da política fraca à política privada: o papel do setor mineral nas mudanças da política ambiental em Minas Gerais, Brasil. Cadernos de Saúde Pública, v.35, n.5, 2019.



MINAS GERAIS. Acordo Judicial. 04/02/2021. Disponível em: <https://www.mg.gov.br/sites/default/files/paginas/Minuta%20versao%20final.pdf.pdf>.

Acesso em: 21julho2023

MUSSI, R. F. de F.; FLORES, F. F.; ALMEIDA, C. B. de. Pressupostos para a elaboração de relato de experiência como conhecimento científico. *Práxis Educacional*, v.17, n.48, p.60-77, 2021.

OLIVEIRA, M. P. O preço de um crime socioambiental: os bastidores do processo de reparação do rompimento da barragem da Vale em Brumadinho, o maior desastre humanitário do Brasil. Editora Dialética, 2023.

POLIGNANO, M. V.; LEMOS, R. S. Rompimento da barragem da Vale em Brumadinho: impactos socioambientais na Bacia do Rio Paraopeba. *Cienc. Cult.*, v.72, n.2, p.37-43, 2020.

SANTANA, H. C. Os riscos na mineração: o caso da barragem da Mina de Gongo Soco em Barão de Cocais? Minas Gerais. 177f. Tese (Doutorado em Ciências Humanas). Universidade Federal de Santa Catarina. Santa Catarina, 2022.

SANTOS, J. M.; SOUZA, M. P.; MEDEIROS, C. F. Mensuração dos Impactos Ambientais: Recursos Técnicos, Financeiros e Participação da Comunidade. *Revista Brasileira de Meio Ambiente*, v.9, n.2, p.70-85, 2022.

SILVA, A. B. et al. Reparação Ambiental: Um processo multidisciplinar. *Revista Brasileira de Meio Ambiente*, v.5, n.2, p.25-34, 2018.

SILVA, M. A. S. P. R. Desafios na Implementação das Leis de Reparação Ambiental e Fiscalização no Brasil. *Revista de Meio Ambiente*, Editora Sustentável Ltda., 2023.

SMITH, J. A., Sustentabilidade e Responsabilidade Socioambiental: Uma Abordagem para a Preservação do Meio Ambiente. Editora Sustentável Ltda., 2022.

SOUZA, L. K. Pesquisa com análise qualitativa de dados: conhecendo a Análise Temática. *Arq. Bras. Psicol.*, v.71, n. 2, p.51-67, 2019.

SOUZA, M. P. et al. A complexidade da avaliação ambiental. *Revista Brasileira de Meio Ambiente*, v.7, n.1, p.45-58, 2020.

SOUZA, A. C.; PLÍNIO, D. Espaços territoriais especialmente protegidos: poder público e coletividade na promoção do meio ambiente ecologicamente equilibrado. *Revista Ibero-Americana de Humanidades, Ciências e Educação*, v.9, n.5, p.2215-2248, 2023.

TRIBUNAL DE JUSTIÇA DO ESTADO DE MINAS GERAIS (TJMG). Acordo Judicial para reparação integral relativa ao rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA da Mina 140 Córrego do Feijão entre a Vale S.A. e os órgãos públicos Estado de Minas Gerais, Ministério Público do Estado de Minas Gerais, Defensoria Pública do Estado de Minas Gerais e Ministério



Público

Federal.

Disponível

em:

<<https://www.tjmg.jus.br/data/files/8D/20/B5/1A/87D67710>

AAE827676ECB08A8/Minuta%20versao%20final.pdf.pdf>. Acesso em: 24 abr. 2021.



PERCEPÇÃO DOS PEQUENOS AGRICULTORES DO SUL DE MINAS GERAIS ACERCA DE PRÁTICAS AGRÍCOLAS SUSTENTÁVEIS E DOS OBJETIVOS DO DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL DA ONU (ODS)

Gabriela Azevedo Rocha¹

Valquiria Mikaela Rabelo²

Cléber Moterani Tavares³

Matheus Augusto Nascimento de Faria⁴

Rafael de Oliveira Tiezzi⁵

Plínio Rodrigues dos Santos Filho⁶

¹Doutoranda em Ciências Ambientais – PPGCA, Universidade Federal de Alfenas, Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, gabriela.rocha@sou.unifal-mg.edu.br

²Doutoranda em Ciências Ambientais – PPGCA, Universidade Federal de Alfenas, Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, valquiria.rabelo@sou.unifal-mg.edu.br

³Doutorando em Ciências Ambientais – PPGCA, Universidade Federal de Alfenas, Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, cleber.tavares@sou.unifal-mg.edu.br

⁴Graduando em Agronomia, Faculdade de Ciência e Tecnologia de Campos Gerais, FACICA, matheusfaria@hotmail.com

⁵Professor Doutor, Universidade Federal de São Carlos, UFScar, rafaeltiezzi@ufscar.br

⁶Professor Doutor, Universidade Federal de Alfenas, UNIFAL plinio.santos@unifal-mg.edu.br

238

INTRODUÇÃO

As alterações climáticas têm emergido como uma das questões mais prementes da atualidade e em consequência, a interferência das atividades humanas no equilíbrio do meio ambiente tem sido objeto de intensos debates e estudos científicos. Segundo o especialista em questões de sustentabilidade global, Johan Rockström, em apenas 50 anos as ações antrópicas tiraram o planeta Terra do estado de estabilidade em que ela se manteve nos últimos 10 mil anos, o que coloca em risco não apenas os ecossistemas e a biodiversidade, mas também a própria permanência dos seres humanos no planeta (ROCKSTRÖM, 2020).

A preocupação com esse cenário crítico tem mobilizado esforços em escala global. A Organização das Nações Unidas (ONU), por exemplo, através dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), estabeleceu uma agenda com 17 objetivos e diversas



metas ambiciosas a serem cumpridas até 2030, que visam enfrentar os principais desafios para garantir a manutenção da vida na Terra (SACHS et al., 2019).

Segundo Viana et al. (2022), entre os principais desafios apresentados pela agenda, destaca-se a urgência em conter o aquecimento global, através do estímulo para o desenvolvimento de fontes de energias mais limpas, de práticas e tecnologias descarbonizantes e principalmente através do incentivo a ações mais sustentáveis em diversos setores, incluindo a agricultura.

É importante destacar que o setor agrícola desempenha um papel central na contenção das mudanças climáticas e na conservação do equilíbrio ambiental, pois além de ser o setor responsável por garantir a segurança alimentar e nutricional das pessoas, também enfrenta o desafio de lidar com suas próprias emissões, provenientes de práticas agrícolas intensivas e da utilização de fertilizantes químicos (POTENZA et al., 2021). É, portanto, imprescindível que o setor adote medidas mais sustentáveis e se engaje ativamente na mitigação dos impactos ambientais, rumo ao cumprimento dos ODS.

Os pequenos agricultores, incluindo os familiares, orgânicos e camponeses, constituem atualmente no Brasil a base da produção de alimentos e são responsáveis por fornecer, segundo o IBGE (2017), cerca de 70% dos alimentos consumidos dentro do território nacional. Nesse contexto, surgem questionamentos importantes como: esses pequenos agricultores estão cientes sobre as questões que envolvem as mudanças climáticas? Eles conhecem as suas responsabilidades para o cumprimento das metas dos ODS e estão adotando práticas mais sustentáveis em suas lavouras?

Torna-se urgente investigar e responder tais questões, uma vez que é fundamental que os pequenos agricultores tenham consciência dos desafios climáticos e compreendam como este cenário preocupante pode impactar diretamente em suas vidas. Acima de tudo, também é essencial entender se eles possuem conhecimento e acesso a métodos que favoreçam uma produção mais sustentável.

Neste aspecto, objetiva-se com a presente pesquisa investigar e analisar, a partir da aplicação de questionário online, se os pequenos agricultores do Sul de Minas possuem conhecimento a respeito de práticas agrícolas sustentáveis, tendo como pano de fundo as metas para o cumprimento da Agenda 2030 da ONU. A partir do avanço no entendimento dessa problemática, será possível adotar com mais assertividade medidas que contribuirão de fato para a preservação do meio ambiente e para contenção das alterações climáticas.



METODOLOGIA

O presente estudo configura-se como pesquisa de caráter descritivo exploratório, segundo a metodologia proposta por Gil (2002), com abordagem quali-quantitativa dos dados a partir de questionários estruturados (FLICK, 2009), utilizando-se de estudo multicase como estratégia de análise (YIN, 2001). O campo da pesquisa foi constituído por 18 municípios, todos localizados no Sul do estado de Minas Gerais, Brasil.

Os sujeitos deste estudo foram 25 pequenos agricultores, também considerados agricultores familiares, segundo a lei brasileira nº 11.326/2006, por possuírem até quatro glebas rurais e cultivarem um ou mais produtos agrícolas. O processo de aplicação do questionário e coleta de dados ocorreu de maneira online e deu-se entre os meses de junho e julho de 2023. A pesquisa seguiu as diretrizes estabelecidas pelo Comitê de Ética (CEP), e foi autorizada por meio do Certificação de Apreciação nº 67291823.0.0000.5142.

O questionário aplicado é composto por 15 perguntas, sendo 14 fechadas e 1 aberta, contendo questionamentos que versam sobre como estes produtores desenvolvem suas atividades agrícolas e suas percepções a respeito de práticas sustentáveis.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Frente aos dados apresentados pode-se observar que 100% do grupo amostral (n=25) é de pequenos produtores não inscritos no Cadastro Nacional da Pessoa Jurídica. Com a localização de suas propriedades distribuídas entre municípios do sul de Minas Gerais, com destaque para as cidades de Santa Rita do Sapucaí, Campos Gerais e Conceição dos Ouros.

Deste grupo amostral, 44% atua com a produção cafeeira associado a outras culturas como hortaliças, milho e pecuária, já 24% atua somente com a produção do café e os demais, 32% trabalha com outros cultivos, que não o café, como hortaliças e frutas. Estes números mostram o alto índice de produtores de café nesta região, o que valida ainda mais a premissa da grande força que essa cultura tem para o país e principalmente para o estado de Minas Gerais. Segundo aponta a Embrapa (2023), o Brasil é um dos principais “players” da cadeia produtiva do café no mundo, além de ser o maior produtor, exportador e o segundo maior mercado consumidor, com destaque para Minas Gerais, que lidera com a maior produção.

Em relação ao destino dos produtos agrícolas produzidos pelos entrevistados, em sua maior parte, 64% são destinados a abastecer comunidades locais, seja dentro do próprio município ou em cidades vizinhas. Outros 20% dos cultivos são destinados exclusivamente a cooperativas. Os demais entrevistados destinam seus produtos para outros estados e/ou



para exportação. Percebe-se, portanto, assim como já retratado por diversos pesquisadores, como Berchin et al. (2019), Lima et al. (2019), Giller et al. (2021), a importância da agricultura familiar para o desenvolvimento regional, através da geração de emprego e renda, além da relevância do setor para segurança alimentar local, que garante uma alimentação mais saudável e acessível para a população.

No Brasil, a agricultura familiar, produz mais de 70% dos gêneros alimentícios consumidos pela população, além de complementar à agricultura de grande escala (EMBRAPA, 2023; LIMA et al., 2019,), reconhecer sua importância em escala local e nacional é imprescindível. Os dados trazidos por esta pesquisa confirmam que há uma grande maioria de pequenos agricultores focados no abastecimento local, mas por outro lado também há uma porcentagem considerável que visa mercados mais amplos. Valorizar e apoiar os agricultores familiares é fundamental para garantir um sistema alimentar mais sustentável e justo.

Para melhor compreensão sobre as percepções dos pequenos agricultores do sul de Minas Gerais acerca dos conceitos de sustentabilidade e para fins desta pesquisa, dividiu-se os produtores em dois grupos: o grupo A - representado pelos produtores que atuam na agricultura há mais de 5 anos, o que corresponde a 84% dos entrevistados, e o grupo B - representado pelos produtores com 5 anos ou menos de atuação, 16% do total. Vale ressaltar aqui, que 48% do Grupo A descende de famílias de produtores.

Quando indagados sobre se acreditam que suas atividades impactam de alguma maneira o meio ambiente, observou-se que, no grupo A, apenas 38% dos agricultores acreditam que sim e no grupo B, essa resposta foi dada por uma parcela ainda menor, 25% dos entrevistados. Percebe-se, portanto, que a consciência do impacto ambiental, apesar de pequena nos dois grupos, aparece com maior frequência no grupo de agricultores que atuam a mais tempo no setor. Esses índices são relativamente preocupantes, pois assim como afirmam Clark e Tilman (2019) e Zabel et al. (2019), todas as práticas agrícolas impactam em algum grau o meio ambiente, o que varia a depender dos fatores analisados, são a extensão e a magnitude do impacto.

A agricultura, seja ela de pequena ou grande escala, faz uso de recursos naturais, emite gases de efeito estufa através do uso de combustível fóssil e de defensivos químicos e pode provocar a exaustão do solo pelas práticas intensivas, por exemplo (ZABEL et al., 2019). Neste sentido, é fato que toda prática agrícola exerce sim influência sobre meio ambiente.

Nesta perspectiva, é perceptível que ainda existe uma lacuna de conhecimento entre os pequenos agricultores a respeito desses impactos, e acima de tudo, sobre suas



responsabilidades frente aos efeitos que podem colocar o planeta em desequilíbrio. Para Morgan et al. (2015) e para Siqueira et al. (2021), existe uma necessidade urgente em promover além de treinamentos técnicos e científicos, o compartilhamento de experiência de maneira participativa, para que haja o efetivo entendimento sobre os aspectos e impactos ambientais da agricultura, além do desenvolvimento de um comportamento pró ambiental, que coloque em pauta a relação homem versus natureza e esclareça que, qualquer que seja a prática agrícola, ela exerce um efeito sobre o meio ambiente, podendo ser até um efeito positivo, mas exerce.

Para os produtores que acreditam que suas atividades impactam o meio ambiente, 50% relataram que os três principais aspectos ambientais negativos são: a retirada de nutrientes da terra, o uso excessivo de agrotóxicos e o descarte incorreto de embalagens, que levam a impactos como empobrecimento do solo, poluição de lençol freático e danos à saúde. Essas preocupações são legítimas e apesar de não serem os únicos impactos, é compreensível que sejam os mais indicados pelos entrevistados, uma vez que estão sendo cada vez mais falados e discutidos em diversos âmbitos sociais (SIQUEIRA et al., 2021).

No que concerne ao uso excessivo ou irregular de agrotóxicos, diversas pesquisas, como as realizadas por Lopes e Albuquerque (2018), Curl et al. (2020), Sarkar et al. (2021) e El-Nahhal (2021), sugerem que a exposição a esses químicos pode estar associada a diversos impactos negativos à saúde, como câncer, danos ao DNA, distúrbios neurológicos e danos aos sistemas respiratórios, metabólicos e da tireóide. Segundo essas mesmas pesquisas, os trabalhadores agrícolas pertencem a um grupo potencialmente vulnerável e é importante que a classe trabalhadora esteja ciente de tais danos para que tentem mitigá-los ou evitá-los. Desta forma o reconhecimento destes pequenos agricultores sobre esses impactos é um ponto positivo observado.

Quando questionados sobre o tempo que o meio ambiente suportaria as práticas agrícolas atuais, considerando todos os impactos anteriormente citados, uma minoria, 32% dos produtores acredita que o prazo para esgotamento dos recursos é de 10 anos ou menos. Por outro lado, uma parcela de 28% dos entrevistados disse acreditar em um tempo maior de suporte, que varia entre 10 a 50 anos. Os demais, representando 40% dos entrevistados, responderam que não há limite de tempo e acreditam ainda que o meio ambiente sempre irá suportar as práticas agrícolas atuais (Gráfico 1).

Observa-se, nesta perspectiva, um ponto crítico a ser debatido, pois a falta de conhecimento sobre a finitude dos recursos naturais pode levar o planeta ao seu esgotamento



de forma acelerada. Pesquisas realizadas por Rockstrom (2020) defendem que a Terra possui nove “Limites Planetários”, dos quais 4 já foram ultrapassados, o que coloca o planeta em grande risco de extinção. As fronteiras que já foram excedidas estão intimamente conectadas com as práticas agrícolas, são elas: mudanças climáticas, perda de biodiversidade, mudanças no uso da terra e o ciclo do nitrogênio. Percebe-se, portanto, que a conscientização ambiental deve ser urgente nesse segmento, tanto para que sejam percebidos os riscos que o setor corre ao desestabilizar o equilíbrio da terra, quanto para que seja possível tomar medidas eficazes para preservar o equilíbrio ambiental do planeta.

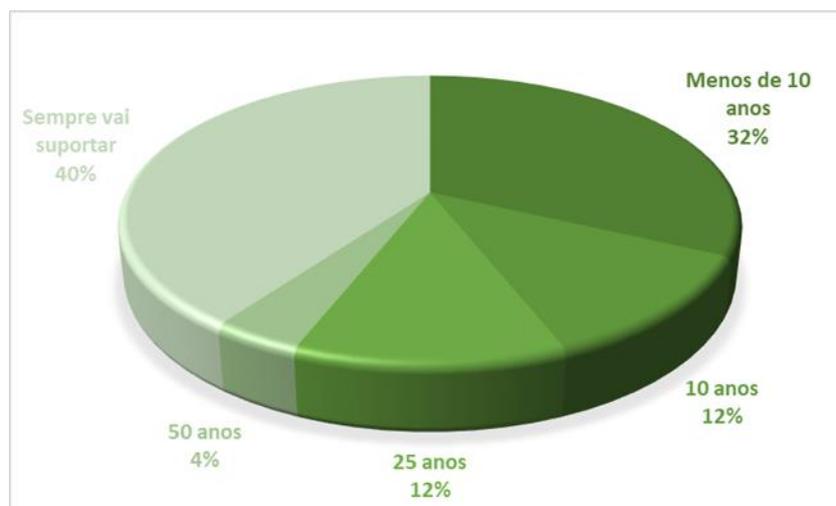


Gráfico 1. Respostas para a pergunta: O meio ambiente (água, ar, solo, vegetação) vai conseguir suportar as práticas agrícolas atuais por mais quanto tempo? Fonte: Autores.

Por outro lado, quando indagados sobre os conceitos de sustentabilidade, 88% dos entrevistados disse que possui conhecimento sobre práticas sustentáveis na agricultura, e dentre estes, a grande maioria, 91% afirma utilizar ou estar familiarizado com tais práticas. Apenas 9% afirmou que, mesmo tendo conhecimento sobre o assunto, não faz uso de nenhuma prática agrícola sustentável.

Dos agricultores que lançam mão de práticas sustentáveis em suas lavouras, 68% disseram empregar a adubação orgânica, 59% afirmaram realizar rotação de cultura e 55% fazem controle biológico de pragas, sendo que estas práticas podem estar associadas entre si e com outras. É perceptível, à vista disso, que mesmo acreditando na infinitude dos recursos naturais, muitos dos agricultores entrevistados lançam mão de práticas conhecidamente sustentáveis.



A pesquisa também levantou a percepção do produtor com relação a valorização e lucratividade dos seus produtos agrícolas. 52% dos entrevistados relataram que a prática agrícola adotada lhes confere lucro em apenas alguns momentos e 24% relataram não ter lucro satisfatório com a prática. Segundo De Souza et al. (2019), a agricultura, principalmente a cultura do café, vem apresentando baixa lucratividade, fazendo com que os custos durante o plantio, manutenção e colheita sejam altos e diminuam a relação custo-benefício do investimento no produto.

Contudo, quando questionados se eles acreditam que a utilização de práticas sustentáveis pode valorizar o produto, trazendo maiores ganhos e lucros, 76% dos entrevistados respondeu que sim. Tal percepção de maior lucratividade relacionada a práticas mais sustentáveis, vai ao encontro da proposta por Visão 2030: o Futuro da Agricultura Brasileira, desenvolvido pela Embrapa, que destaca que serão cada vez mais valorizados alimentos seguros e com rastreabilidade, saudáveis e produzidos por meio de processos sustentáveis (EMBRAPA, 2018).

Esse dado leva a uma reflexão, já levantada anteriormente por Morgan et al. (2015) e Guevara-Hernandez (2017), sobre os motivos pelos quais os agricultores adotam práticas sustentáveis em suas lavouras. Será que a adoção está relacionada apenas à conscientização ambiental, ou também está associada a outros ganhos, como o econômico e os de produtividade?

Segundo os autores, o aumento na utilização das práticas sustentáveis tem relação com a crescente conscientização sobre segurança alimentar, degradação ambiental e mudanças climáticas (MORGAN et al., 2019; GUEVARA-HERNANDEZ et al., 2017), no entanto, este estudo observou que tal correlação pode não estar associada apenas ao interesse pró ambiental, mas sim, à observância dos entrevistados sobre os ganhos econômicos que podem alcançar com a sustentabilidade, uma vez que 80% dos que afirmam utilizar ou estar familiarizados com as práticas sustentáveis, acreditam que as práticas sustentáveis podem valorizar o produto.

O trabalho também visou identificar o conhecimento dos entrevistados frente aos ODS. Neste aspecto apenas 32% relataram ter conhecimento dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável da ONU e quando questionados sobre a importância desses objetivos e como o agronegócio pode contribuir com eles, obteve-se respostas interessantes, como a do entrevistado 21 “O agronegócio tem um papel fundamental para o cumprimento das metas da agenda 2030, pois as práticas sustentáveis de produção de alimento é uma das maneiras mais inteligentes na conservação ambiental e geração de recursos naturais, fixando o carbono no



solo e colaborando para que o planeta continue desenvolvendo a vida em sintropia, criando um planeta em que todo ser vivo viva em harmonia”; já o entrevistado 3 relatou que “Agenda 2030 da ONU e os ODS podem contribuir para o agronegócio através da promoção da segurança alimentar (ODS 2), sustentabilidade ambiental ODS 6 (água limpa e saneamento), ODS 13 (ação climática) e ODS 15 (vida terrestre), inclusão social ODS 1 (erradicação da pobreza) e ODS 8 (trabalho decente e crescimento econômico), inovação tecnológica ODS 9 (indústria, inovação e infraestrutura) e ODS 17 (parcerias para alcançar os objetivos) e desenvolvimento de cadeias de valor sustentáveis (ODS 12 (consumo e produção responsáveis). Ao adotar esses princípios e metas, o setor agrícola pode se tornar mais resiliente, eficiente e responsável, enfrentando os desafios atuais e garantindo um futuro sustentável para a agricultura”, por fim o entrevistado 22 destaca que: “ODS são uma iniciativa global para combater a pobreza, proteger o meio ambiente e o clima e garantir paz e de prosperidade às pessoas”.

Apesar das excelentes respostas dadas por alguns agricultores, percebe-se ainda uma grande lacuna a respeito dos ODS por esse grupo. O que acende um alerta sobre a urgente necessidade de popularizar o tema para que haja o efetivo cumprimento das metas propostas pela ONU. Afinal, dentre os 17 objetivos estabelecidos, a promoção de uma agricultura sustentável é essencial para garantir a segurança alimentar, a preservação dos recursos naturais e a proteção do meio ambiente (ONU, 2023).

Aumentar a conscientização dos agricultores sobre os desafios globais, trazidos pelas ODS, certamente trará progressos significativos na criação de um sistema agrícola mais equitativo, ecológico e socialmente responsável, e acima de tudo na construção de um futuro mais sustentável para as presentes e futuras gerações.

CONCLUSÕES

Conclui-se que, apesar de uma grande parte dos agricultores conhecer e praticar ações sustentáveis em suas lavouras, ainda há um desconhecimento sobre os impactos de suas ações, sejam estes positivos ou negativos, sobre o meio ambiente. O que revela a urgente necessidade de trazer para a realidade deste grupo a noção de finitude dos recursos naturais e como as suas práticas estão diretamente relacionadas a esse limite, uma vez que a agricultura depende diretamente de um meio ambiente equilibrado para existir.

Acredita-se que as formas de intervir na realidade desses profissionais perpassa pela educação ambiental colaborativa e participativa, por debates em comunidade e pela



potencialização dos organismos de suporte ao pequeno agricultor, como Embrapa, Emater e cooperativas.

No entanto, é fundamental que novos estudos quali-quantitativos sejam realizados no intuito de levantar fragilidades e potencialidades do meio agrícola que se relacionam com as questões da sustentabilidade.

REFERÊNCIAS

BERCHIN, I. I. et al. The contributions of public policies for strengthening family farming and increasing food security: The case of Brazil. *Land Use Policy*, v.82, p.573–584, 2019.

CLARK, M.; TILMAN, D. Comparative analysis of environmental impacts of agricultural production systems, agricultural input efficiency, and food choice. *Environmental Research Letters*, v.12, n.6, 2017.

CURL, C. L. et al. Synthetic Pesticides and Health in Vulnerable Populations: Agricultural Workers. *Current Environmental Health Reports*, v.7, n.1, p.13–29, 2020.

DE SOUZA, E. J. M. et al. Relação entre a variação do preço da saca de café e o desempenho dos pequenos produtores de São João Do Manhuaçu-MG. *Anais do Seminário Científico do UNIFACIG*, n. 5, 2019.

EL-NAHHAL, I.; EL-NAHHAL, Y. Pesticide residues in drinking water, their potential risk to human health and removal options. *Journal of Environmental Management*, v.299, p.113611, 2021.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa e Agropecuária. Produção mundial de café foi estimada em 174,3 milhões de sacas para safra 2023-2024. 2023. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/82021314/producao-mundial-de-cafe-foi-estimada-em-1743-milhoes-de-sacas-para-safra-2023-2024>. Acesso em: 26 de jun 2023.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa e Agropecuária. VISÃO 2030: O Futuro da Agricultura Brasileira. 2018. Disponível em: <https://www.embrapa.br/documents/10180/9543845/Vis%C3%A3o+2030+-+o+futuro+da+agricultura+brasileira/2a9a0f27-0ead-991a-8cbf-af8e89d62829>. Acesso em: 25 de ju. 2023.

FLICK, U. Introdução a pesquisa qualitativa. 3. ed. Porto Alegre: Artemed, 2009.

GIL, A. C. Como elaborar projetos de pesquisa. 4. ed. São Paulo: Atlas, 2002.



GILLER, K. E. et al. The future of farming: Who will produce our food? Food Security, v.13, n.5, p.1073–1099, 2021.

GUEVARA-HERNANDEZ, F. Propuesta metodológica para el estudio de actores y estrategias de intervención tecnológica en Chiapas, México. Cultivos Tropicales, v.38, n.2, p.103-112, 2017.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Agro 2017: população ocupada nos estabelecimentos agropecuários cai 8,8%. Disponível em: <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-sala-de-imprensa/2013-agencia-de-noticias/releases/25789-censo-agro-2017-populacao-ocupada-nos-estabelecimentos-agropecuarios-cai-8-8>. Acesso em: 27 de jul. 2023.

LIMA, A. F.; SILVA, E. G. DE A.; IWATA, B. DE F. Agriculturas e agricultura familiar no Brasil: uma revisão de literatura. Retratos de Assentamentos, v.22, n.1, p.50–68, 2021.

LOPES, C. V. A.; ALBUQUERQUE, G. S. C. DE. Agrotóxicos e seus impactos na saúde humana e ambiental: uma revisão sistemática. Saúde em Debate, v.42, n.117, p.518–534, 2018.

MORGAN, M. I. et al. Landholder adoption of low emission agricultural practices: A profiling approach. Journal of Environmental Psychology, v.41, p.35-44, 2015.

ONU. Organização das Nações Unidas. Objetivos de Desenvolvimento Sustentável. 2023. Disponível em: <https://brasil.un.org/pt-br>. Acesso em: 25 de jun 2023.

POTENZA, R. F. et al. Análise das emissões brasileiras de e suas implicações para as metas climáticas do Brasil 1970 – 2020 gases de efeito estufa. Revista Brasileira de Ecoturismo, v.14, n.5, p.630–645, 2021.

ROCKSTRÖM, J. et al. Planetary boundaries: A compass for investing for the common good. In: Sustainable Investing Sustainable Investing A Path to a New Horizon. 1. ed. Routledge, 2020. p.109–128.

SACHS, J. D. et al. Six Transformations to achieve the Sustainable Development Goals. Nature Sustainability, v.2, n.9, p.805–814, 2019.

SARKAR, S. et al. The use of pesticides in developing countries and their impact on health and the right to food: study. European Parliament, 2021.

SIQUEIRA, A. P. DA S. et al. Comportamento pró-ambiental na agricultura e implicações à Educação Ambiental: revisão de literatura. Revista Brasileira de Educação Ambiental, v.16, n.3, p.389–403, 2021.



VIANA, C. M. et al. Agricultural land systems importance for supporting food security and sustainable development goals: A systematic review. *Science of the Total Environment*, v.806, 2022.

YIN, R. K. Estudos de caso: planejamento e métodos. Porto Alegre: Bookman, 2001.

ZABEL, F. et al. Global impacts of future cropland expansion and intensification on agricultural markets and biodiversity. *Nature Communications*, v.10, n.1, p.1–10, 2019.



AVALIAÇÃO MICROBIOLÓGICA DO SOLO MARGINAL E SEDIMENTO DE UM LAGO RECREATIVO NO MUNICÍPIO DE FRUTAL - MG

Vinícius Campos Silva¹
Javier Juarez Gabriel²
Laiane Pereira Rochal³
Osania Emerenciano Ferreira⁴
Eduardo da Silva Martins⁵

¹Mestrando em Ciências Ambientais – PPGCIAMB-UEMG, Universidade do Estado de Minas Gerais, Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais. agrocamos.vinicius@gmail.com

²Mestrando em Ciências Ambientais – Universidad Veracruzana, unidad Poza Rica – Tuxpan, México. javierjuarezgabriel@gmail.com

³Mestranda em Ciências Ambientais – PPGCIAMB-UEMG, Universidade do Estado de Minas Gerais, Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais. laiane.1094208@discente.uemg.br

⁴Prof.^a Dr.^a. Universidade do Estado de Minas Gerais, UEMG Unidade Frutal. osania.ferreira@uemg.br

⁵Prof.^o. Dr.^o. Universidade do Estado de Minas Gerais, UEMG Unidade Frutal. eduardo.martins@uemg.br

249

INTRODUÇÃO

Os solos são considerados sistemas vivos dinâmicos que são compostos por vários aspectos físicos, químicos e biológicos, bem como suas interações (VALLEJO-QI'UINTERO, 2013). Contudo os solos constituem um reservatório biológico com uma enorme diversidade que inclui plantas, vertebrados, invertebrados, bem como protozoários, bactérias e fungos (YANG-VAN, 2017). Esses microrganismos são os componentes dominantes dos solos, participando de diferentes processos como o fornecimento de energia e nutrientes, auxiliando nos processos de decomposição da matéria orgânica (PAOLINI-GÓMEZ, 2018). Todos esses serviços ecossistêmicos são parte fundamental da natureza, tendo impactos positivos na complexidade dos processos ecológicos (HAQ et al., 2014).

Por sua vez, bactérias, fungos, actinomicetos, protozoários, algas e vírus são constituintes das comunidades microbianas do solo, onde a dinâmica desses, estão intimamente relacionadas ao desenvolvimento dos ecossistemas locais. Dessa forma, essa microbiota e os vírus são influenciadas por fatores tanto bióticos, quanto abióticos, estando as



bactérias e fungos responsáveis por 90% da biomassa microbiana ativa (GÓMES-SAGAT et al., 2012; SUN et al., 2016; LIN et al., 2020).

Nesse sentido, para estudar os indicadores microbiológicos da qualidade dos sistemas, destacamos a biomassa microbiana, onde seus teores têm sido aplicados para avaliar efeitos de diferentes conjuntos de uso da terra, sejam agroflorestais, de monocultivo, consórcio, de desmatamento e até mesmo sedimentares (ALVES et al., 2011; LEITE et al., 2013; GUIMARÃES et al., 2017; MELLONI et al., 2018). Esse indicador é apontado como elemento vivo da matéria orgânica do solo e identificador de variações causadas por cultivos ou por desmatamentos (VILLANI et al., 2017).

Várias metodologias são utilizadas para analisar fungos e bactérias totais, dentre elas, podemos destacar a incubação de amostras para seu isolamento e crescimento, onde posteriormente as colônias podem ser contabilizadas. Outro método é a determinação do carbono da biomassa, importante para a avaliação dos microrganismos, pois a respiração microbiana é o elo fundamental que fecha o ciclo do carbono nos ecossistemas terrestres, devolvendo-o à atmosfera na forma de CO² (PAOLINI-GÓMES, 2018).

Portanto, esse trabalho teve por objetivo avaliar o solo marginal e sedimentar de um lago em termos de fungos totais, bactérias totais e carbono da biomassa microbiana.

250

METODOLOGIA

A área escolhida para estudo foi um parque aquático para recreação na cidade de Frutal em Minas Gerais, as coordenadas geográficas são: -20°0'8.5782" e -49°2'22.9446". Quatro amostras de solo foram coletadas no local de estudo (Figura 1).



Figura 1. Localização dos pontos de coleta, da represa do parque Solaris, no município de Frutal MG. Google Earth (2023).

Os tipos de solos da região de Frutal são compostos principalmente por Latossolo Vermelho Distrófico típico de textura média, que são solos profundos e bem drenados, com alto teor de alumínio, cobertos por vegetação de Cerrado. Atualmente, esses solos são amplamente utilizados para culturas (cana-de-açúcar, milho, sorgo, soja, abacaxi irrigado), pastagens e seringueira (PEREIRA et al., 2018).

Para avaliar os parâmetros físico-químicos de temperatura, pH, potencial de oxirredução, condutividade, turbidez, oxigênio dissolvido e total de sólidos, usou-se a sonda Horiba U-50 nos pontos 3 e 1.

As amostras foram coletadas por meio de extrator de solo e colocadas em recipientes para transporte ao laboratório de microbiologia da Universidade do Estado de Minas Gerais, unidade Frutal. Pela metodologia para realizar contagem dos microrganismos, foram retirados 10,0 g de apenas quatro pontos de coleta e de cada um dois foram tratamentos diluídos em 45 mL de solução de pirofosfato de sódio 0,1% (m/v) e colocados em mesa agitadora com velocidade de 300 rpm. Este material forma décimas diluições em série, de 10⁻¹ a 10⁻⁹ em solução aquosa de cloreto de sódio a 0,9% (m/v). Em seguida, alíquotas de 0,1 mL de cada diluição foram transferidas pelo método "pour plate" em placas de Petri contendo meio de cultura e acondicionadas em saco plástico para evitar o ressecamento do meio Nutriente para bactérias totais (OLSEN & BAKKEN, 1987; SORHEIM et al., 1989) e Martin (1950), para Fungos totais, incubados a 30 e 25°C respectivamente. As contagens foram registradas a cada 24 horas em um contador de colônias com aumento de 6x, até que não fosse observado aumento no número de colônias.

Enquanto para a metodologia de carbono de biomassa, foi utilizando o método da Irradiação-Extração consiste na utilização da energia eletromagnética (micro-ondas) para promover o rompimento celular, liberando os compostos intracelulares para posterior extração e quantificação do Carbono. A determinação foi feita pela diferença entre as quantidades de Carbono da amostra irradiada e outra que não sofreu esse tratamento, submetida aos mesmos procedimentos. A extração foi feita com sulfato de potássio 0,5 mols e a quantificação foi realizada por titulação de uma alíquota do extrato que foi oxidada com excesso de dicromato de potássio 0,066 mols em meio ácido e determinado esse excedente com sulfato ferroso amoniacal 0,03 mols.

Foram adicionados aos béqueres NaOH, 2 mL de solução de cloreto de bário 30% e 2-3 gotas de solução de fenolftaleína 1%. Titular com solução de HCl e anotar quando gastou até a viragem de cor vermelho para branco leitoso.



O carbono de biomassa é determinado pela equação do carbono da biomassa microbiana.

$$c = \frac{(v_b - v_{am}) \cdot (\text{concentração sulfato ferroso}) \cdot 3 \cdot 1000 \cdot (\text{volume extrator})}{(\text{volume extrator}) \cdot (\text{peso do solo})}$$

RESULTADOS E DISCUSSÃO

De acordo com a contagem de bactérias, observou-se que o sistema no Ponto 1 (sedimento), teve maior quantidade de bactérias em relação aos demais sistemas. Os pontos 3 (sedimento), 2 e 4 (solo marginal), apresentaram valores de UFC g⁻¹ solo seco de bactérias, que não diferiram da avaliação estatística. Da avaliação da população de fungos totais os Pontos 2 (Solo marginal) e 3 (sedimento), foram onde se observaram maiores valores de UFC g⁻¹ solo seco. Ressalta-se que o Ponto 1 sedimento apresentou valores de fungos inferiores a 10¹ UFC g⁻¹ de solo seco, neste mesmo ambiente foi onde se obteve maior números de bactérias totais (Tabela 1). Estes resultados demonstram que os mesmos ambientes, podem apresentar cargas microbianas diferentes.

Tabela 1. Quantificação de Bactérias totais, Fungos totais e do Carbono da Biomassa Microbiana em solo marginal e solo de sedimento de um parque aquático, em 4 diferentes pontos (Ponto 1 e 3 sedimento do lago e 2 e 4 solo marginal)

Tratamentos	BT	FT	CBM
	(UFC x 10 ⁵ g ⁻¹ solo seco)	(UFC x 10 ³ g ⁻¹ solo seco)	(ug g ⁻¹ de C em solo seco)
Ponto 1 (sedimento)	13,63 ^a	Inferior a 10 ^{1c}	18,11a
Ponto 2 (solo marginal)	4,03b	15,3a	18,56a
Ponto 3 (sedimento)	1,73b	8,0ab	37,41a
Ponto 4 (solo marginal)	2,43b	1,0bc	23,85a

Letras minúsculas na mesma coluna diferem pelo teste de Tukey a 5%. Unidade Formadora de Colônia (UFC). Bactérias Totais (BT). Fungos Totais (FT). Carbono de Biomassa Microbiana (CBM).

O número de unidades formadoras de colônia por grama de solo (UFC g⁻¹) teve variação entre os sistemas sendo verificado maior número de bactérias em relação ao de fungos no Ponto 1. Conforme Jensen (1974), uma alta quantidade de bactérias em relação a fungos pode ser um indício de disponibilidade de compostos com maior índice de degradação, considerando que populações de bactérias são mais expressivos em áreas com maiores teores de material orgânico. Tal comprovação pode ser constatada no presente trabalho, onde as áreas Ponto 1 teve o maior valor de UFC (13,63 x 10⁵ UFC g⁻¹) de bactérias, frente aos fungos (Inferior a 10^{1c}).



Em contrapartida, vários autores também afirmam que o aumento das populações de bactérias está relacionado às áreas mais preservadas e relacionam isso a maior atividade metabólica desses organismos nesses ambientes (FIDELIS et al., 2016; FERREIRA et al., 2017; BUENO et al., 2018).

As condições menos antropizadas, podem haver maior diversidade na deposição de resíduos orgânicos, promovendo assim o estímulo da comunidade microbiana do solo (Perez et al., 2004). Dessa maneira, o Ponto 1 demonstra que as populações de bactérias foram relativamente maiores do que as populações de fungos, porém, nos pontos 2 e 3, a quantidade de fungos estavam maiores. Segundo Melloni et al. (2018), fatores correlacionados com pH, temperatura, umidade, oxigênio, são capazes de influenciar na resistência da microbiota, pois são sensíveis as variações no ambiente. Desta forma, as populações de bactérias podem ser mais susceptíveis às alterações ambientais, em comparação aos fungos, que se mantiveram estáveis. Essas variações citadas, em especial o oxigênio, podemos comprovar pelos dados da sonda Horiba U-50 (Tabela 2), que revelou um Od em 10,4 no Ponto 1, corroborando com a afirmação do autor.

Não foi observada diferença estatística entre os ambientes avaliados para carbono de biomassa microbiana. Sabe que a decomposição e transformação de materiais depende dos processos de transformação da matéria orgânica pelos microrganismos, e pode ser mensurado através da determinação dos teores de carbono da biomassa microbiana, e assim verificar a qualidade do solo (SPARLING, 1992). Assim, mesmo havendo diferenças na população de microrganismos, esta não afetou os valores deste parâmetro.

253

Tabela 2. Dados físico-químicos da água de parque aquático. Parâmetros avaliados: Temperatura (Temp), pH, Potencial de Oxirredução (Orp), Condutividade (Cond), Turbidez (Turb), Oxigênio Dissolvido (Od), Total de Sólidos Dissolvidos (Tsd).

Parâmetros	*Saída (Ponto 3)		Entrada (Ponto 1)**	
	Superfície	Fundo	Superfície	Fundo
Temp	23.24°C	22.96°C	22.96°C	22.99°C
pH	7,09	6,28	6,43	5,68
Orp	187	224	216	253
Cond	24	22	21	21
Turb	1,3	1,7	1,4	1,3
Od	5,07	6,99	7,58	10,4
Tsd	15	14	14	14

*Saída Ponto 3: Sedimento da parte inicial do lago. **Entrada Ponto 1: Sedimento da parte final (saída) do lago.



CONCLUSÕES

Observou-se que as características dos dois ambientes (Solo marginal e sedimento do lago) interferem diretamente na população de fungos e bactérias, sem interferir na atividade microbiana de decomposição e ciclagem de nutrientes uma vez que não se observou diferença estatística para os valores de carbono de biomassa microbiana. A avaliação da atividade microbiana é importante pois permite avaliar os processos de transformação da matéria orgânica, por meio dos quais pode-se mensurar a qualidade do solo.

AGRADECIMENTOS

A coordenação de aperfeiçoamento de pessoal de nível superior (CAPES); Aos programas institucionais da universidade do Estado de Minas Gerais de apoio à pesquisa (PAPq/UEMG) e produtividade (PQ/UEMG).

REFERÊNCIAS

- ALVES, T. S.; CAMPOS, L. L.; ELIAS NETO, N.; MATSUOKA, M.; LOUREIRO, M. F. Biomassa e atividade microbiana de solo sob vegetação nativa e diferentes sistemas de manejos. *Acta Scientiarum Agronomy*, v.33, p.341-347, 2011.
- BUENO, P. A. A.; OLIVEIRA, V. M. T.; GUALDI, B. L.; SILVEIRA, P. H. N.; PEREIRA, R. G.; FREITAS, C. E. S.; BUENO, R. O.; SEKINE, E. S.; SCHWARCZ, K. D. Indicadores microbiológicos de qualidade do solo em recuperação de um sistema agroflorestal. *Acta Brasiliensis*, v.2, p.40-44, 2018.
- FIDELIS, R. R.; ALEXANDRINO, C. M. S.; SILVA, D. B. SUGAI, M. A. A.; SILVA, R. R. Indicadores biológicos de qualidade do solo em culturas intercalares ao pinhão manso. *Applied Research & Agrotechnology*, v.9, p.87-95, 2016.
- FERREIRA, E. P. B.; STONE, L. F.; MARTIN-DIDONET, C. C. G. População e atividade microbiana do solo em sistema agroecológico de produção. *Revista Ciência Agrônômica*, v.48, p.22-31, 2017.
- GÓMEZ-SAGASTI, M. T.; ALKORTA, I.; BECERRIL, J. M.; EPELDE, L.; ANZA, M.; GARBISU, C. Microbial Monitoring of the Recovery of Soil Quality During Heavy Metal Phytoremediation. *Water, Air & Soil Pollution*, v.223, n.6, p 3249–3262, 2012.
- GUIMARÃES, N.F.; GALLO, A.S.; FONTANELLI, A.; MENEGHIN, S. P.; SOUZA, M. D. B.; MORINIGO, K. P. G.; SILVA, R. F. Biomassa e atividade microbiana do solo em diferentes sistemas de cultivo do cafeeiro. *Revista de Ciências Agrárias*, v.40, p.34-44, 2017.



- HAQ, B. U. Eustasia cretácea revisitada. *Mudança Global e Planetária*, v.113, p.44-58, 2014.
- JENSEN, V. Decomposition of angiosperm tree leaf litter. In: DICKINSON, C. H.; PUGH, G. J. F. *Biology of Plant Litter Decomposition*, v.1, p.69 – 104, 1974.
- LEITE, L. F. C.; ARRUDA, F. P.; COSTA, C. N.; FERREIRA, J. S.; HOLANDA NETO, M. R. Qualidade química do solo e dinâmica de carbono 83 sob monocultivo e consórcio de macaúba e pastagem. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.17, n.12, p.1257- 1263, 2013.
- LIN, C.; WANG, Y.; LIU, M.; LI, Q.; XIAO, W.; SONG, X. Efeitos da deposição de nitrogênio e adição de fósforo em fungos micorrízicos arbusculares de abeto chinês (*Cunninghamia lanceolata*). *Relatórios Científicos*, v.10, n.1, p.1–8, 2020.
- MARTIN, J. P. Use of acid, rose bengal and streptomycin in the plate method for estimating soil fungus. *Soil Science*, v.134, p.1528- 1529, 1950.
- MELLONI, R.; COSTA, N. R.; MELLONI, E. G. P.; LEMES, M. C. S.; ALVARENGA, M. I. N.; NETO, J. N. Sistemas agroflorestais cafeeiro-araucária e seu efeito na microbiota do solo e seus processos. *Revista Ciência Florestal*, v.28, n.2, p.784-795, 2018.
- OLSEN, R. A.; BAKKEN, L. R. Viability of soil bacteria: Optimization of plate-counting technique and comparison between total counts and plate counts within different size groups. *Microbial Ecology*, v.13, n.1, p.59-74, 1987.
- PAOLINI GÓMEZ, J. E. Actividad microbiológica y biomasa microbiana en suelos cafetaleros de los Andes venezolanos. *Terra Latinoamericana*, v.36, n.1, p.13-22, 2018.
- PEREIRA, T. T. C.; ALMEIRA, I. C. C.; OLIVEIRA, F. S.; SCHAEFER, C. E. G. R.; PINHEIRO, L. S.; MATUK, F. A. Hydropedology of a high tableland with cerrado, brazilian central plateau: the Frutal catchment case study. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.42, p.1-18, 2018.
- PEREZ, K. S. S.; RAMOS, M. L. G.; MC MANUS, C. Carbono da biomassa microbiana em solo cultivado com soja sob diferentes sistemas de manejo nos Cerrados. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.39, p.567-573, 2004.
- SPARLING, G. P. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as sensitive indicator of changes in soil organic matter. *Australian Journal of Soil Research*, v.30, p.195-207, 1992.
- SUN, S.; YANG, F.; TAN, G.; COSTANZO, M.; OUGHTRED, R.; HIRSCHMAN, J.; THEESFELD, C. L.; BANSAL, P.; SAHNI, N.; YI, S.; YU, A.; TYAGI, T.; TIE, C.; HILL, D. E.; VIDAL, M.; ANDREWS, B. J.; BOONE, C.; DOLINSKI, K.; ROTH, F. P. Um conjunto estendido de ensaios funcionais baseados



em leveduras identifica com precisão mutações de doenças humanas. *Genoma Research*, v.26, n.5, p.670-80, 2016.

SØRHEIM, R.; TORSVIK, V. L.; GOKSØYR, J. Phenotypical divergences between populations of soil bacteria isolated on different media. *Microbial Ecology*, v.17, p.181-192, 1989.

VALLEJO-QUINTERO, V. E. Importância e utilidade dos elementos microbianos na avaliação da qualidade do solo: estudos de caso em sistemas silvipastoris. *Colômbia Florestal*, v.16, n.1, p.83-99, 2013.

VILLANI, F. T.; GYOVANNI, R. A. A.; VILLANI E. M. A.; TEIXEIRA, W. G.; MOREIRA, F. M. S.; MILLER, R.; ALFAIA, S. S. Microbial Carbon, Mineral-N and Soil Nutrients in Indigenous Agroforestry Systems and Other Land Use in the upper Solimões Region, Western Amazonas State, Brazil. *Agricultural Sciences*, v.8, p 657-674, 2017.

YANG, T.; ADAMS, J. M; SHI, Y.; HE, J.; JING, X.; CHEN, L. Diversidade de fungos do solo em pastagens naturais do planalto tibetano: associações com diversidade e produtividade de plantas. *New Phytologist*, v.215, p.756-765, 2017.



AVALIAÇÃO DE IMPACTOS SOCIOAMBIENTAIS EM BACIAS HIDROGRÁFICAS URBANAS: O CASO DO RIBEIRÃO DAS PEDRAS – CAMPINAS/SP

Raissa Caroline Gomes¹

Fabricio Camillo Sperandio²

Letícia Lima³ Marcela Pereira Alferes³

Regina Marcia Longo⁴

¹Pós-Doutoranda em Sustentabilidade dos Sistemas de Infraestrutura Urbana – PPGSIU, Pontifícia Universidade Católica de Campinas, Programa de Pós-graduação de Sistemas de Infraestrutura Urbana, raissa.cgt@hotmail.com

²Pós-Doutorando em Sustentabilidade – PPGS, Pontifícia Universidade Católica de Campinas, Programa de Pós-graduação em Sustentabilidade, fab.ca@puccampinas.edu.br

³Aluna de graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária – PUC-Campinas, Pontifícia Universidade Católica de Campinas, leticialima2@gmail.com; marcelaalferes11@gmail.com

⁴Prof^a. Dr^a. da Pontifícia Universidade Católica de Campinas, Programa de Pós-graduação de Sistemas de Infraestrutura Urbana, regina.longo@puc-campinas.br

257

INTRODUÇÃO

O crescimento populacional aliado à ausência de adequado planejamento acarreta a alteração dos ambientes naturais e ocasiona uma gama de danos e impactos negativos no meio. E apesar de se encontrarem mais acentuados nos fundos de vale, estes impactos atingem todo o ambiente (AMORIM & CORDEIRO, 2004), bem como os indivíduos que habitam o local.

Uma maneira de quantificar os impactos sofridos por esses locais é a verificação dos indicadores ambientais, que surgiram devido à crescente preocupação social com os aspectos ambientais do desenvolvimento, que por sua vez demandam um número elevado de informações cada vez mais complexas. Isso tornou os indicadores indispensáveis no processo decisório de políticas públicas e no acompanhamento de seus efeitos (CETESB, 2015).

Nesse contexto, insere-se a necessidade de análise do uso e ocupação do solo para verificar os impactos nos meios físico, químico, biológico e sociocultural. Existem métodos são amplamente utilizados, nacional e internacionalmente, como as matrizes de interação, pois compilam de maneira objetiva ações impactantes e ambientes impactados em um único



método. Um exemplo de matriz de interação é a Matriz de Leopold, que é composta por dois eixos (horizontal e vertical), onde um deles representa o meio impactado e o outro o agente impactante (LEOPOLD et al., 1971). O resultado de cada cruzamento indica o quão impactado está o meio e o quão impactante é o agente.

A avaliação ambiental e sociocultural de uma determinada área tem se mostrado de suma importância para o desenvolvimento e sadia qualidade do meio e da população. Torna-se necessário o desenvolvimento de políticas públicas com intuito de potencializar os programas que subsidiem melhores condições de vida da população, incluindo geração de renda e a própria qualidade de vida (ESTEVES & CRUZ, 2022).

Neste contexto, o presente trabalho visa a aplicação de uma matriz de avaliação de impactos, sendo que a discussão final, embasada nos dados levantados, possibilita uma visão geral da atual situação da bacia hidrográfica, tornando-se, portanto, alicerce para o planejamento adequado da área visando a realização de alterações necessárias para a adequação das condições atuais, que permitam a mitigação dos impactos e prevenção de novas fontes impactantes. Ressalta-se ainda que a aplicação da metodologia avaliou cada uma das seis áreas no que tange aos aspectos socioculturais, porém a pesquisa como um todo teve um olhar especial para o curso d'água.

258

METODOLOGIA

A microbacia hidrográfica do Ribeirão das Pedras localiza-se na porção norte-noroeste do município de Campinas/SP, tem sua delimitação entre as coordenadas 22°47'10" e 22°52'20"S, e 47°07'15" e 46°02'55" O e uma área de aproximados 29,7 km² (DAGNINO, 2007). A região metropolitana de Campinas pode ser definida como pertencente ao clima subtropical com estações bem definidas (períodos frios e secos / quentes e úmidos) (MULLER, 2008).

A divisão proposta para a avaliação da área utilizou como base em um estudo de qualidade das águas do ribeirão, que promoveu uma divisão em seis áreas para melhor entendimento dos usos do solo em cada compartimento, bem como para possibilitar a discussão dos resultados obtidos.

Para a avaliação proposta foi adaptada uma Matriz de Leopold, considerando as ações observadas no ambiente e os fatores socioculturais que se almejou entender. Sendo assim, a matriz aplicada pode ser observada na Tabela 1, onde ao final das linhas e colunas inseriu-se a média, que foi representada pela média as ações / fatores avaliados com o intuito de facilitar



visualmente a interpretação dos dados, utilizando uma escala de cores, onde o verde mais intenso indica o melhor cenário e o vermelho mais intenso, o pior.

Cada quadrícula foi preenchida aplicando-se a seguinte fórmula

$$Q = C * (I + A + D + R)$$

sendo os atributos interpretados por Q (resultado final atribuído à quadrícula, variável de 12 a -12, onde 12 é o melhor cenário e -12 é o pior), C (caráter, indicando impacto positivo ou negativo (1 ou -1)), I (importância daquele impacto, variável de 1 a 3, onde 1 é pouco importante e 3 é muito importante), A (abrangência, variável entre 1 (impacto pontual) e 3 (impacto abrangente) de acordo com o raio de impactado, D (tempo de ocorrência caracterizado pela duração do impacto, sendo variável entre 1, com impacto de curta duração e 3, impacto permanente) e por fim, R (variável de 1 a 3, e indica se um impacto pode ser revertido ou se é irreversível, respectivamente) (sugerido por Leopold et al. (1971), adaptado de Ribeiro et al. (2012), aplicado por Gomes e Longo (2016)).

Tabela 1. Matriz de Leopold adaptada aplicada

259

	Fatores socioculturais						
	Esgotamento sanitário	Segurança (ambiental)	Poliuição visual	Uso pela população (consumo e pesca)	Emissão de odores	Poliuição sonora	MÉDIA
Ocupação irregular na APP							
Agricultura + Monocultivo							
Impermeabilização							
Aumento na precipitação							
Diminuição na precipitação							
Deposição de resíduos							
Inserção de vias de acesso							
Lanç. de efluente comercial							
Lanç. de efluente doméstico							
Circ. de pessoas e presença de residências							
Circ. de veículos de peq. e grande porte							
MÉDIA							



RESULTADOS E DISCUSSÃO

Variações nos usos do solo foram observadas: junto com o crescimento de áreas urbanizadas (RIBEIRO et al., 2016) houve a diminuição de áreas agrícolas em sentido centro-borda (DAMAME, 2016). Para a avaliação e cada área (aqui definidas como P01, P02, P03, P04, P05 e P06), elaborou-se um mapa explodido com intuito de perder o formato da microbacia e ainda assim houvesse a possibilidade de visualizar cada área de estudo, conforme pode-se visualizar na Figura 1. Com exceção de P01 (pois consiste na área de drenagem para a nascente principal) e P04 (pois consiste em uma área composta por três nascentes secundárias), as áreas não foram analisadas individualmente, pois são pertencentes ao leito principal do ribeirão, ou seja, as contribuições hídricas tiveram efeito cumulativo, contribuindo para os demais pontos analisados.

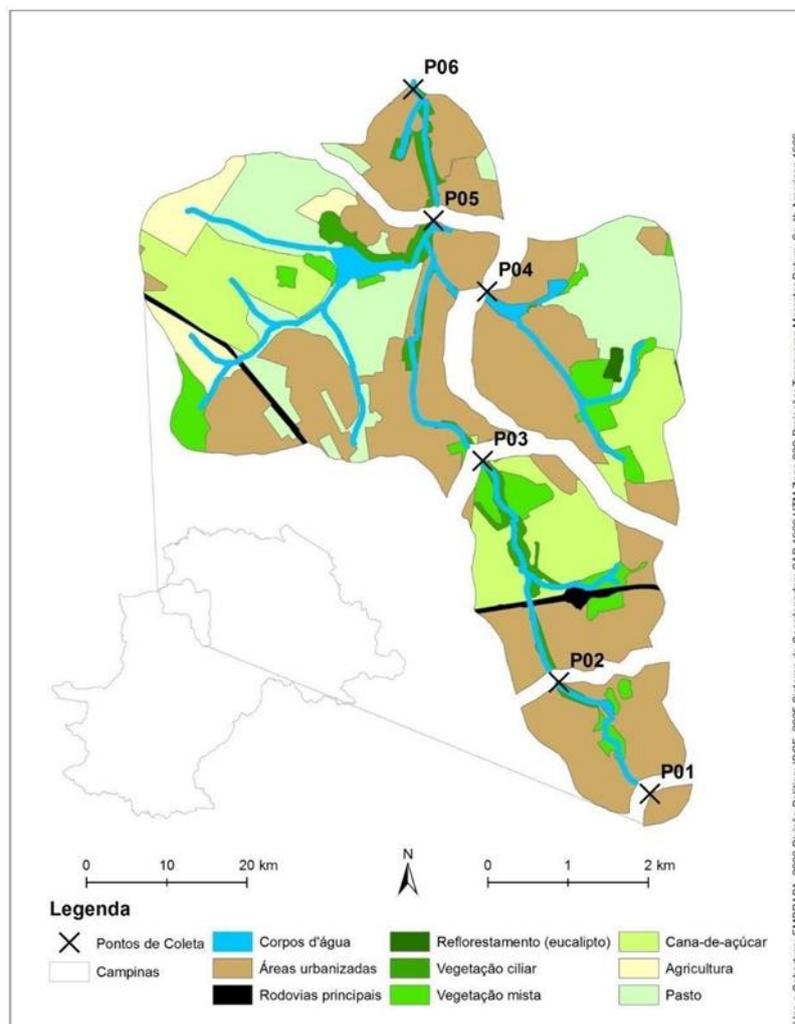


Figura 1. Mapa explodido com os usos do solo na microbacia hidrográfica do Ribeirão das Pedras, Campinas/SP.

Os usos do solo são apresentados na Tabela 2 em porcentagem de área e quilômetros quadrados e pode-se notar que há grande oscilação no que tange aos usos do solo em cada uma das áreas, variando, por exemplo, de 100% urbanizada em P01 à 42,7% em P04. Essa variação de usos do solo se deve ao crescimento populacional mal planejado. Em P01, não existe área de preservação permanente ao redor da nascente, como é prevista em legislação BRASIL, 2012).

Tabela 2. Usos do solo na microbacia hidrográfica do Ribeirão das Pedras

	Área de cobertura por usos do solo	Corpos d'água	Áreas urbanizadas	Rodovias principais	Reflorestamento	Vegetação ciliar	Vegetação mista	Cana-de-açúcar	Agricultura	Pasto	Total
P01	Km ²	-	0,204	-	-	-	-	-	-	-	0,204
	%	-	100	-	-	-	-	-	-	-	100
P02	Km ²	0,024	2,083	-	-	0,058	0,165	-	-	-	2,33
	%	1,031	89,378	-	-	2,496	7,095	-	-	-	100
P03	Km ²	0,024	4,067	0,225	0,512	0,734	1,848	-	-	-	7,411
	%	0,324	54,882	3,04	6,903	9,911	24,94	-	-	-	100
P04	Km ²	0,146	2,892	-	0,081	0,005	0,619	1,088	-	1,936	6,767
	%	2,156	42,741	-	1,197	0,074	9,151	16,076	-	28,61	100
P05	Km ²	0,411	11,639	0,398	0,081	1,06	1,919	4,903	1,295	5,449	27,16
	%	1,514	42,861	1,464	0,298	3,904	7,068	18,054	4,77	20,07	100
P06	Km ²	0,448	13,329	0,398	0,081	1,325	1,919	4,903	1,297	5,615	29,31
	%	1,527	45,47	1,356	0,276	4,52	6,547	16,725	4,424	19,15	100

Ao longo do leito principal do Ribeirão das Pedras houve uma tentativa de implantação de um Parque Linear, no entanto, apesar de ter sido definido como uma diretriz pelo Plano Local de Gestão Urbana de Barão Geraldo (subdistrito de Campinas) (CAMPINAS, 1996) e reforçado pelo Plano Diretor (CAMPINAS, 2006) a execução não foi concluída. Existem trechos em que o início do projeto pode ser observado com a implantação de hortas urbanas, Figura 2. Na imagem, é notória a deposição de resíduos nos arredores da área construída das hortas. Uma das atividades consideradas na avaliação de impactos foi a ocupação irregular na APP e ressalta-se que para esta ação foram consideradas apenas as áreas ocupadas pelas hortas urbanas que tiveram seus projetos iniciados e comércio instalados na APP.



Figura 2. Horta urbana no trecho do Parque Linear do Ribeirão das Pedras.

Sendo assim, a Tabela 3 traz os resultados da aplicação da matriz de avaliação de impactos nas áreas P01 e P02, onde de imediato se observa que apesar de P01 ser completamente urbanizado, não considera ocupação irregular da APP pois não há o comércio neste local (conforme mencionado). Ainda sobre esta área, nota-se que a ação mais impactante foi a impermeabilização da área, justificada por ser 100% urbanizada e a poluição visual foi o aspecto com maior pontuação negativa o que também se justifica pela urbanização, com o agravante de uma educação ambiental ineficiente. Medidas de suavização de impactos ambientais relacionados à ineficiência da educação ambiental são necessárias e objetivam auxiliar não apenas as questões ambientais, mas sociais também (ARAÚJO et al., 2020).

No que tange à área P02, as ações em evidência são o lançamento de efluentes domésticos seguido pela deposição de resíduos. Ambas as ações estão diretamente relacionadas à implementação do Parque Linear do Ribeirão das Pedras. As hortas urbanas instaladas lançam seus efluentes diretamente nas águas do ribeirão sem prévio tratamento e as pessoas que circulam pela área lançam seus resíduos indevidamente nas ruas, calçadas e na própria vegetação. Assim, a poluição visual continua sendo o aspecto de maior pontuação negativa, seguido pela segurança ambiental (proximidade com a margem do corpo hídrico) e poluição sonora (devido a circulação de carros e pessoas).

Na Tabela 4 observa-se a avaliação das áreas P03 e P04. Na área P03 pode-se notar que as ações mais impactantes, negativamente, foram: a inserção de vias de acesso (pois nessa área o Ribeirão das Pedras é atravessado por uma das maiores rodovias do país, a Rodovia Dom Pedro I) e pelo lançamento de efluente comercial, pois neste ponto o ribeirão recebe o efluente (já tratado) do shopping que é considerado um dos maiores da América Latina, o Parque Dom Pedro Shopping. O lançamento deste efluente contribui negativamente de maneira incisiva o uso das águas do ribeirão pela população, pois deste ponto em diante, não foi observado o uso do mesmo pela população (pesca), como foi visto em pontos anteriores.



Tabela 3. Matriz de avaliação de impactos aplicada nas áreas P01 e P02. Sobre os aspectos, a poluição visual ainda tem destaque

	P01							P02						
	Esgotamento sanitário	Segurança (ambiental)	Poluição visual	Poluição visual (consumo e pesca)	Emissão de odores									
Ocupação irregular na APP	0	0	0	0	0	0	0	-9	-7	-7	8	0	-9	-4
Agricultura + Monocultivo	0	0	0	0	0	0	0	-6	-6	-6	0	0	-6	-4
Impermeabilização	0	-10	-10	-10	0	0	-5	0	-7	-10	0	0	0	-2,8
Aumento na precipitação	0	0	0	-7	0	0	-1,2	0	-4	0	8	0	0	0,7
Diminuição na precipitação	0	0	0	6	0	0	1	0	0	0	-8	0	0	-1,3
Deposição de resíduos	0	-7	-6	-5	0	0	-3	0	-9	-8	-8	-6	0	-5,2
Inserção de vias de acesso	0	0	-6	9	0	-12	-1,5	0	-11	-12	8	0	-11	-4,3
Lançamento de efluente comercial	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lançamento de efluente doméstico	0	0	0	0	0	0	0	-9	-9	-8	-10	-9	0	-7,5
Circ. de pessoas e presença de residências	0	0	-12	8	0	-11	-2,5	0	0	0	7	0	-12	-0,8
Circ. de veículos de peq. e grande porte	0	0	-11	6	0	-12	-2,8	0	0	-11	8	-10	-11	-4
Média	0	-1,5	-4,1	0,6	0	-3,2	-	-2,2	-4,8	-5,6	1,2	-2,3	-4,5	-



Tabela 4. Matriz de avaliação de impactos aplicada nas áreas P03 e P04

	P03							P04						
	Esgotamento sanitário	Segurança (ambiental)	Poluição visual	uso pela população (consumo e	Emissão de odores	Poluição sonora	Média	Esgotamento sanitário	Segurança (ambiental)	Poluição visual	uso pela população (consumo e	Emissão de odores	Poluição sonora	Média
Ocupação irregular na APP	-9	-7	-7	8	0	-9	-4	0	0	0	0	0	0	0
Agricultura + Monocultivo	-5	8	0	8	-6	-7	-0,3	0	9	-7	9	0	-8	0,5
Impermeabilização	0	-9	-10	0	0	0	-3,2	0	0	-11	0	0	0	-1,8
Aumento na precipitação	0	-8	0	6	0	0	-0,3	0	-11	0	0	0	0	-1,8
Diminuição na precipitação	0	5	0	-7	0	0	-0,3	0	0	0	0	0	0	0
Deposição de resíduos	0	-8	-8	-8	-8	0	-5,3	0	0	-7	0	0	0	-1,2
Inserção de vias de acesso	0	-11	-11	-11	0	-11	-7,3	0	-10	-10	0	0	-12	-5,3
Lançamento de efluente comercial	0	-10	-10	-10	-10	0	-6,7	0	0	0	0	0	0	0
Lançamento de efluente doméstico	0	-7	-7	-8	-7	0	-4,8	0	0	0	0	0	0	0
Circ. de pessoas e presença de residências	0	0	0	8	0	-10	-0,3	0	0	-9	0	0	-9	-3
Circ. de veículos de peq. e grande porte	0	0	-10	8	-9	-9	-3,3	0	0	-9	0	-8	-8	-4,2
Média	-1,3	-4,3	-5,7	-0,5	-3,6	-4,2	-	0	-1,1	-4,8	0,8	-0,7	-3,4	-

264

Com relação à área P04, a inserção de vias de acesso também continua com o destaque negativo devido à densidade de vias e alta circulação de veículos devido à proximidade de grandes universidades da região. A poluição visual também continua tendo destaque nesta área, o que se justifica pela grande modificação do ambiente natural, transformado em urbano e agrícola, principalmente.

Na Tabela 5, contemplam-se as avaliações das áreas P05 e P06. Na área denominada P05 a impermeabilização volta a ser destaque negativo. Trata-se de uma área crítica em inundações (CAMPINAS, 1996) e até os dias atuais, o que confirma o fato de que as políticas públicas necessitam de uma atenção especial. Seguem como destaque negativo a inserção de vias de acesso e a deposição de resíduos, uma vez que contempla a principal avenida do distrito. Na área P06 a inserção de vias de acesso assume o destaque negativo novamente, também seguida pela deposição de resíduos. E em mais uma área a Poluição visual continua sendo o aspecto de mais atenção.



Tabela 5. Matriz de avaliação de impactos aplicada nas áreas P05 e P06

	P05							P06						
	Esgotamento sanitário	Segurança (ambiental)	Poluição visual	Uso pela população (consumo e pesca)	Emissão de odores	Poluição sonora	Média	Esgotamento sanitário	Segurança (ambiental)	Poluição visual	Uso pela população (consumo e pesca)	Emissão de odores	Poluição sonora	Média
Ocupação irregular na APP	0	0	0	0	0	0	0	-7	0	-7	0	0	-7	-3,5
Agricultura + Monocultivo	0	0	0	9	0	0	1,5	0	0	0	0	0	0	0
Impermeabilização	-10	-11	-10	-11	0	-10	-8,7	12	-11	-10	-12	0	0	-3,5
Aumento na precipitação	0	0	0	9	0	0	1,5	0	-11	0	0	0	0	-1,8
Diminuição na precipitação	0	0	0	-9	0	0	-1,5	0	9	0	0	0	0	1,5
Deposição de resíduos	0	-8	-7	-8	-8	0	-5,2	0	-9	-7	-9	-8	0	-5,5
Inserção de vias de acesso	0	-10	-10	-11	0	-10	-6,8	0	-10	-12	0	-11	-11	-7,3
Lançamento de efluente comercial	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lançamento de efluente doméstico	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Circ. de pessoas e presença de residências	11	0	0	0	0	-7	0,7	0	0	-12	0	0	-11	-3,8
Circ. de veículos de peq. e grande porte	0	0	-8	-9	-10	-10	-6,2	0	0	-12	0	-12	-11	-5,8
Média	0,1	-2,6	-3,2	-2,7	-1,6	-3,4	-	0,5	-2,9	-5,5	-1,9	-2,8	-3,6	-

De modo geral, verifica-se que a impermeabilização, inserção de vias de acesso e deposição de resíduos foram as ações que mais promoveram impactos na microbacia hidrográfica do Ribeirão das Pedras. Com relação aos aspectos considerados, a poluição visual foi destaque em 5 das 6 áreas avaliadas.

CONCLUSÕES

Considerando os resultados obtidos, constatou-se que a matriz de avaliação de impactos ambientais aplicada para a avaliação de impactos socioambientais foi eficiente e indicou o aspecto e as ações mais evidentes. Observando todos os valores obtidos conclui-se que a intensa urbanização, que aconteceu na ausência de um bom planejamento do crescimento da área em estudo, é o principal causador dos problemas socioambientais verificados na área. Este fato ficou ressaltado devido aos destaques de ações impactantes no meio (impermeabilização, inserção de vias de acesso e deposição de resíduos). Todo processo de desenvolvimento deve ser bem planejado de modo a buscar alternativas que minimizem os



impactos provenientes de uma expansão. O ponto que recebi maior atenção foi a poluição visual, que está intimamente relacionada ao crescimento. Ressalta-se a importância do entendimento sobre o objetivo das cidades: Desenvolvimento, pois Crescimento sem Planejamento não é benéfico.

AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Nível Superior – CAPES pela bolsa de Pós-Doutorado 88887.808593/2023-00 concedida através da Portaria de Consolidação 3-4.

REFERÊNCIAS

AMORIM, L. M.; CORDEIRO, J. S. Impactos ambientais provocados pela ocupação antrópica de fundos de vale. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana). Universidade Federal de São Carlos. São Carlos, 2004.

ARAÚJO, P. A.; SANTOS JÚNIOR, R. R.; OLIVEIRA, I. P. Crescimento urbano desordenado no bairro de Messejana, Fortaleza/CE: a educação ambiental como mitigadora dos impactos ambientais. *Planeta Amazônia: Revista Internacional de Direito Ambiental e Políticas Públicas*, n.12, p.55-65, 2020.

BRASIL. Lei n.º 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. *Diário Oficial da União* de 28 de Maio de 2012. Seção 01. p. 01-08.

CAMPINAS. Lei Complementar Nº 15 de 27 de dezembro de 2006. Dispõe sobre o Plano Diretor do Município de Campinas. *Diário Oficial do Município, Campinas*, 29 de dezembro de 2006. Sessão: Gabinete do Prefeito, p. 03-12.

CAMPINAS. Plano local de gestão urbana de Barão Geraldo. Prefeitura Municipal de Campinas. Secretaria de Planejamento e Meio Ambiente. 1996.

CETESB. Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo – Apêndice C. São Paulo, 2015. Disponível em: <<http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/32/2013/11/agua-doce-parte1-corrigido.pdf>>.

DAGNINO, R. S. Riscos ambientais na bacia hidrográfica do Ribeirão das Pedras, Campinas/São Paulo. 127f. Dissertação (Mestrado em Geografia). UNICAMP. Campinas, 2007.



DAMAME, D. B. Vulnerabilidade ambiental e atributos do solo nas sub Bacias do Rio das Pedras e Baixo Anhumas – Campinas/SP. 136f. Dissertação (Mestrado em Sistemas de Infraestrutura Urbana). PUC-Campinas. Campinas, 2016.

ESTEVEES, P. M. da S. V.; CRUZ, F. S. Assessment of the impacts of the desertification process in the Western Seridó by biophysical and social indicators. *Research, Society and Development*, v. 11, n. 3, e1411326082, 2022.

GOMES, R. C.; LONGO, R. M. Levantamento e avaliação de impactos ambientais de um trecho do Rio Jaguari – Cosmópolis/SP. In: Congresso de Meio Ambiente de Poços de Caldas, 13, 2016, Poços de Caldas. Anais...Poços de Caldas, 2016.

LEOPOLD, L. B.; CLARKE, F. E.; HANSHAW, B. B.; BALSLEY, J. R. A procedure for evaluating environmental impact. Geological Survey. Circular 645. Washington, 1971.

MULLER, M. I. Fauna helmintológica das espécies amazônicas de peixes (*Cichla monoculus* e *Brycon amazonicus*) introduzidas nas lagoas da Fazenda Rio das Pedras, Campinas/SP. 68f. Dissertação (Mestrado). Instituto de Biologia. Universidade Estadual de Campinas. Campinas, 2008.

RIBEIRO, A. I.; PERUSSO, F. C.; MEDEIROS, G. A.; LONGO, R. M.; PECHE FILHO, A. Proposta de diagnóstico ambiental de uma área degradada no parque Estadual do Juquery, Franco da Rocha – SP. In: Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, 13, 2012, Goiânia. Anais...Goiânia, 2012.

RIBEIRO, F. H. S.; GOMES, R. C.; RUSCHEL, R. S.; BETTINE, S. C.; LONGO, R. M.; DEMANBORO, A. C. Relação entre o crescimento urbano e a qualidade da água da microbacia do Ribeirão das Pedras – Campinas/SP. In: Simpósio sobre sistemas sustentáveis, 3, 2016, Porto Alegre. Anais...Porto Alegre, 2016.



OS CONFLITOS SOCIOAMBIENTAIS ENFRENTADOS PELO PARQUE ESTADUAL DO RIO DOCE E AS ESTRATÉGIAS DE GESTÃO E GOVERNANÇA PREVENTIVA E PRECAUCIONAIS

Débora Lúcia da Silva Leal¹

Lissandra Lopes Coelho Rocha²

Hernani Ciro Santana³

Adriana de Oliveira Leite Coelho⁴

Eunice Suely Nodari⁵

Fernanda Perdigão de Oliveira⁶

¹Mestranda em Gestão Integrada do Território, Universidade Vale do Rio Doce, UNIVALE. deborahleal@live.com

²Doutora em Ciências Humanas pela UFSC, professora do Programa de Mestrado em Gestão Integrada do Território, Reitora da Universidade Vale do Rio Doce – UNIVALE, lissandra.rocha@univale.br.

³Doutor em Ciências Humanas pela UFSC, professor do Programa de Mestrado em Gestão Integrada do Território, Coordenador do Curso de Graduação Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Vale do Rio Doce – UNIVALE, Hernani.santana@univale.br.

⁴Doutora em Ciências Humanas pela UFSC, professora do Programa de Mestrado em Gestão Integrada do Território, Pró-reitora da Universidade Vale do Rio Doce – UNIVALE, adriana.coelho@univale.br.

⁵Doutora em História pela Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul e Pós-doutorado na Stanford University – EUA e na Universidade Federal de Minas Gerais, Professora Titular da Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Coordenadora do Programa de Pós-graduação em Ciências Humanas. Orientadora de Mestrado e Doutorado no Programa de Pós-graduação em História e no Programa de Pós-graduação Interdisciplinar em Ciências Humanas, Eunice.nodari@gmail.com.

⁶Graduanda Direito, Pontifícia Universidade Católica – PUC Minas Campus São Gabriel, atingida pelo desastre da Vale em Brumadinho, Defensora de Direitos Humanos dos direitos das pessoas atingidas, fernanda.perdigao22@gmail.com

268

INTRODUÇÃO

Para a conservação da biodiversidade e outras riquezas naturais brasileiras, foi instituído no Brasil, em 18 de julho de 2000, o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), por meio da Lei nº 9.985, trazendo grandes avanços no que tange à criação de unidades de conservação (UC), compreendidas como (BRASIL, 2000):

Espaço territorial e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituído pelo Poder Público com objetivos de conservação e limites definidos, sob



regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção;

Não obstante, as unidades de conservação são divididas entre as de uso sustentável, sendo aquelas destinadas à exploração do ambiente com a manutenção da biodiversidade, e as de proteção integral, nas quais somente é permitido o uso indireto de seus atributos naturais.

O Brasil possui um amplo aparato normativo em relação à questão ambiental. Não existe um “código ambiental”, ou seja, as leis que tocam, exclusivamente à questão do meio ambiente não estão reunidas em um único material, mas existem diversas leis que tratam do tema, com diferentes vieses (ALVES, 2022).

A exemplo, cita-se a Constituição Federal de 1988, que estabelece como competência comum da União, dos Estados, do Distrito Federal e dos Municípios a proteção do meio ambiente, conforme artigo 23, inciso VI, além de dispor, em um capítulo específico para tanto, o meio ambiente ecologicamente equilibrado como um direito de todos.

Ademais, é válido citar a Lei 9.605 de 12 de fevereiro de 1998, que dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências.

No entanto, ainda que o Brasil disponha de diversas formas legais de proteção do território e conservação da biodiversidade, notadamente a criação das Unidades de Conservação se apresentam relacionadas aos conflitos ambientais.

Nesse contexto, o presente trabalho pretende abordar os principais conflitos ambientais existentes no Parque Estadual do Rio Doce (PERD), primeira unidade de conservação criada no Estado de Minas Gerais, considerada, ainda, a maior área contínua de mata atlântica preservada no Estado, bem como de que maneira a gestão e governança poderia contribuir na solução de tais conflitos.

METODOLOGIA

A metodologia escolhida para abordar o tema proposto será a revisão bibliográfica, de maneira a trazer os principais estudos sobre o assunto, elencando-se aqui, os conflitos dominantes encontrados pelos autores escolhidos.

Ao seguir esta metodologia, espera-se obter uma compreensão aprofundada dos conflitos socioambientais enfrentados pelo Parque Estadual do Rio Doce, bem como das estratégias de gestão e governança preventiva e precaucionais utilizadas para lidar com esses



desafios. Essas informações serão essenciais para contribuir com o debate sobre a gestão sustentável de áreas protegidas e a busca por soluções mais eficazes na resolução de conflitos e na promoção da conservação ambiental e do bem-estar das comunidades locais.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Alves (2022), por meio da análise das atas do Conselho Consultivo do PERD, observou a presença de quatro principais conflitos, sendo o primeiro relacionado à ocupação irregular, o segundo ao desastre da Samarco, o terceiro à construção da rodovia LMG 760 e, o último, às estradas no interior do PERD.

No que tange à ocupação irregular, ressalta-se que o PERD está localizado em uma região cujas atividades principais estão diretamente ligadas à indústria de metalurgia e celulose, o que ocasiona diversos conflitos relacionados à ocupação do solo do parque ou de sua zona de amortecimento de forma contrária ao que determina a legislação.

Nesse sentido, Lamounier (2017) observou que a região é cercada por grupos que se sobrepõem e disputam o espaço, sendo, de um lado, os conservacionistas, que propõem a proteção da unidade de conservação e, de outro, aqueles interessados na urbanização e desenvolvimento, com projetos de expansão industrial e econômica.



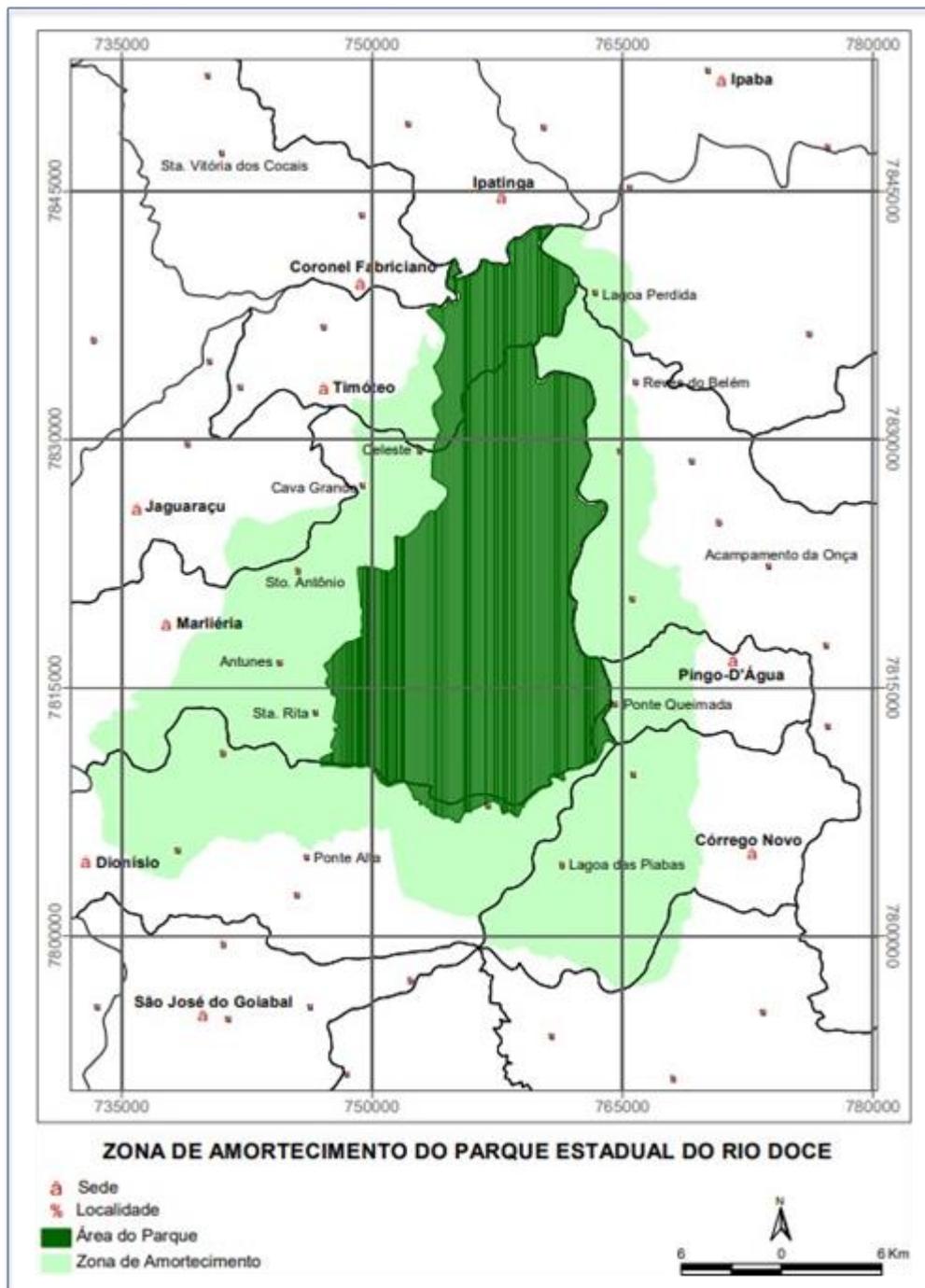


Figura 1. Mapa da zona de amortecimento do PERD.

Fonte: www.biblioteca.meioambiente.mg.gov.br

Dados do Instituto Estadual de Florestas do Parque Estadual do Rio Doce revelam que na zona de amortecimento do PERD, 82% das áreas são intensamente exploradas para extração de madeira, atividades agropecuárias e ocupação humana. Em relação aos ambientes naturais, ressalta-se a presença de florestas secundárias que, em termos percentuais, perfazem 12%, não correspondendo ao mínimo exigido pela legislação florestal (20%).

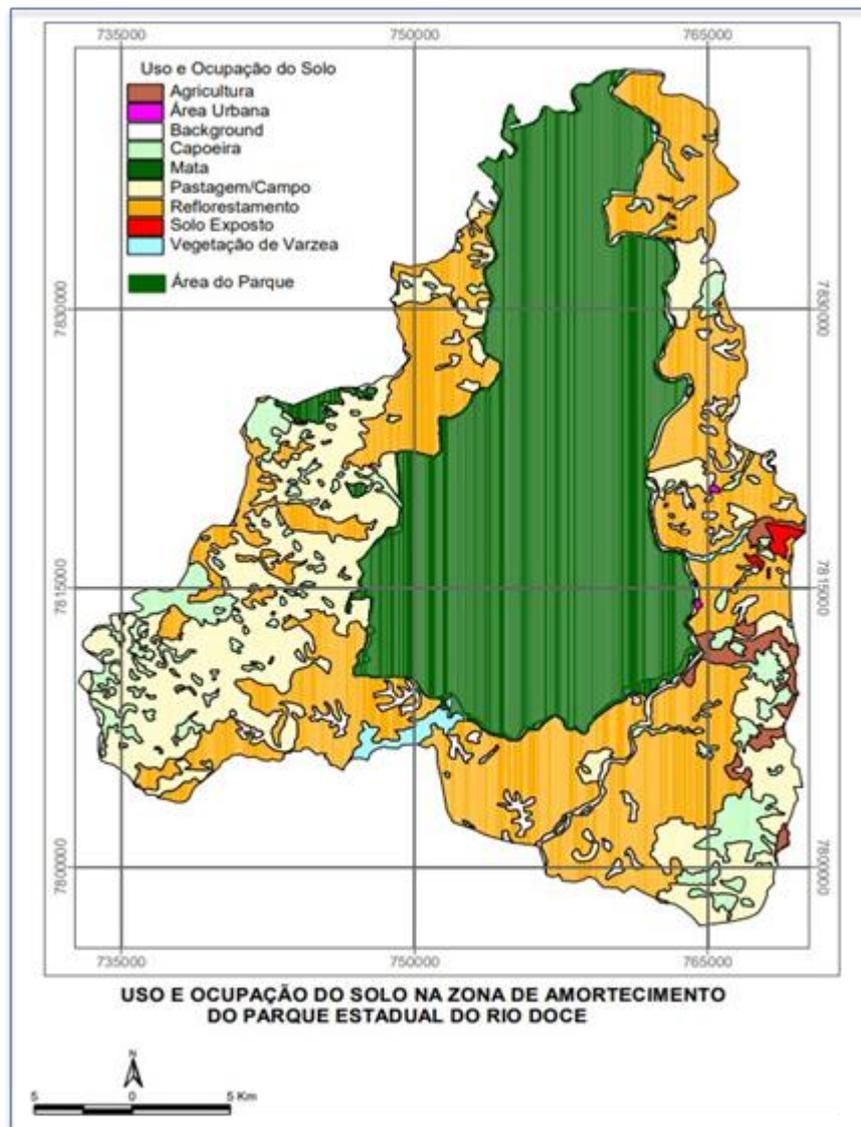


Figura 2. Uso e ocupação do solo na Zona de Amortecimento.

Fonte: www.biblioteca.meioambiente.mg.gov.br.

Com relação a tal conflito socioambiental, vale frisar a necessidade de maior participação popular, de maneira a incluir a população que vive nas áreas naturais protegidas ou em seu entorno, nos processos de tomadas de decisão, governamentais ou não (COSTA et al., 2018), porquanto a ausência de diálogo entre a gestão das UCs e a comunidade agrava os conflitos já existentes, além de produzir outros, tudo decorrente de falta de comunicação (DIAS, 2022).

Já no que tange ao desastre da Samarco, os conflitos se deram em virtude dos danos causados pelo rompimento da barragem de Fundão, em 2015, que afetou o parque e seu entorno, tanto na flora, como na fauna e toda a sua biodiversidade (ALVES, 2022).

Os efeitos do desastre, que liberou aproximadamente 34 milhões de m³ de rejeitos de mineração, água e outros materiais, puderam ser percebidos já no dia seguinte ao rompimento da barragem, cujos impactos mais visíveis em um primeiro momento foram a morte de peixes que viviam na Bacia do Rio Doce, que margeia todo o lado oriental do PERD, e a lama de rejeitos que, ao penetrar nos cursos de água do interior do parque, contaminou a fauna e a flora ciliar (ESPÍNDOLA et al., 2017).

Na tentativa de resolução, ou pelo menos, de amenizar os danos socioambientais provocados, foi criada a Fundação Renova, a partir de um acordo firmado entre o poder público e as empresas responsáveis, não minimizando os efeitos que o desastre provocou, conforme relata Rocha (2022):

Em um resumo geral, identifica-se no desastre da barragem da Samarco/Vale/BHP em Mariana falhas significativas de cálculo dos riscos do empreendimento e por derradeiro, limitada atenção dos órgãos ambientais ao longo do licenciamento ambiental em função de monitoramento deficitário, ignorando problemas estruturais diagnosticados anteriormente. Somam-se a isso, as ausências dos planos de emergência e contingência, a inaptidão pública e privada para agir rapidamente no momento do caos do desastre, a falta de planejamento ordenado de resposta e ainda a ausência de qualquer registro de procedimentos para esse tipo de situação, e por fim uma explosão de litigiosidade com demandas individuais e coletivas que evidenciam a fragilidade de nosso sistema judiciário para lidar com situações ligadas a desastres socioambientais, além da privatização do desastre, em função da imposição de acordos desvantajosos para os atingidos (ROCHA, 2022).

273

Com relação aos conflitos causados em virtude do rompimento da barragem, Espíndola et al. (2017) apontam que a gestão dos riscos e o enfrentamento de desastres ambientais reclamam a compreensão dos fenômenos, além de uma fiscalização e maior capacidade de preparação para respostas eficazes.

No mesmo sentido, Rocha (2022) destacou a ausência de planos de emergência e contingência, além da “incapacidade pública e privada para agir rapidamente no momento do caos do desastre”, de maneira que a melhor estratégia que deveria ter sido implantada é a gestão e governança preventiva e precaucional, o que ainda pode ser uma alternativa, dada a complexidade dos desastres socioambientais.

No que tange ao PERD, quase oito anos depois do rompimento da barragem, ainda permanecem os danos causados, em virtude das alterações químicas provocadas nos solos e nas



águas pelos rejeitos dispensados, comprometendo a biodiversidade local e, com isso, prejudicando a população que sobrevive da pecuária, pesca e turismo das regiões atingidas. Ainda, identificou-se conflitos relacionados à estrada no interior do PERD, conhecida como Estrada da Ponte Queimada, notadamente no que tange a permitir, ou não, o uso dessa estrada, porquanto o uso, ainda que restrito, poderia resultar em outros conflitos, como a caça e pesca ilegal (ALVES, 2022).

É de se ressaltar que a construção e utilização de estradas interferem diretamente na modificação da paisagem e do habitat, afetando na dispersão de animais, além de propiciar a morte deles, em decorrência, inclusive, de atropelamentos, em razão do tráfego de veículos.

Recomenda-se a adoção imediata de um programa de monitoramento que envolva tanto a fauna atropelada na estrada como o tamanho das populações naturais, para que se possa ter um mecanismo de controle da diversidade biológica encontrada no PERD (SILVA & SCOSS, 2001).

A problemática envolvendo a estrada no interior do parque está intimamente ligada ao quarto conflito identificado, referente à construção da Rodovia LMG 760 e seus desdobramentos, tais como licenciamento e asfaltamento.

A rodovia atravessa os municípios de Timóteo, Marliéria, Dionísio e São José do Goiabal, todos localizados em Minas Gerais, ligando a BR-381 a BR-262 e está inserida, em sua maior parte, na zona de amortecimento do PERD.

274

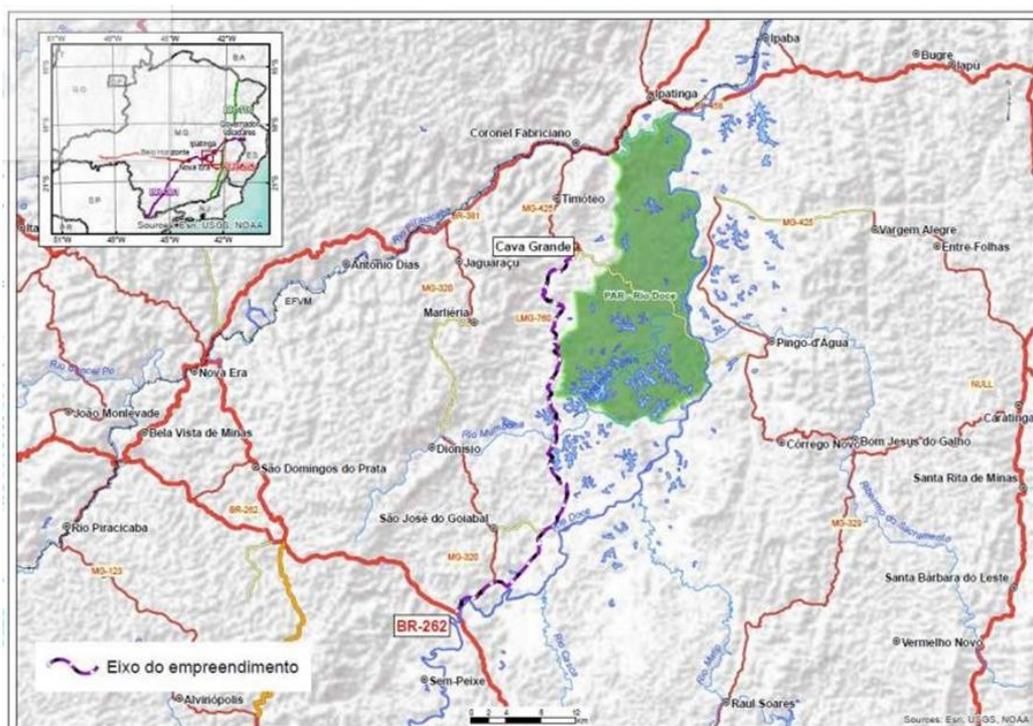


Figura 3. Mapa da pavimentação LGM 760. Fonte: <https://www.der.mg.gov.br>.



Nesse contexto, tal como a discussão que envolve a estrada no interior do parque, as objeções com relação à construção da Rodovia LMG 760 envolvem os riscos de atropelamento de animais⁸, o que aumenta o risco de extinção⁹, caça e pesca ilegal, além da perturbação sonora, causada pelos sons emitidos pelos veículos.

A rodovia LMG 760 também despertou uma tensão entre os moradores do entorno e a administração do parque, tendo se desdobrado uma manifestação que ameaçou bloquear a estrada do parque, e prejuízos à reputação do PERD (ALVES, 2022).

As obras, paralisadas desde 2018, foram retomadas em 2021, contando com o repasse de R\$ 128 milhões pela Fundação renova, representando, para a população, verdadeiro avanço, viabilizando a locomoção diária, todavia, para a biodiversidade do PERD, significou maiores riscos de atropelamento, desmatamento e outros impactos (BARBOSA et al., 2023).

Nesse contexto, nos estudos analisados verificou-se a presença de diversos programas/projetos¹⁰ de gestão, no que tange aos conflitos ora analisados, em razão da existência de um Plano de Controle Ambiental (PCA) e pelo Estudo de Impacto Ambiental, que, segundo o Departamento de Edificações e estradas de Rodagem de Minas Gerais (DER/MG), analisam os impactos ambientais concomitantemente com a necessidade de se proporcionar melhores condições de tráfego.

Nas tabelas abaixo, os principais programas de gestão e suas divisões:

Programa	Divisões
Programa de proteção à fauna	<ul style="list-style-type: none"> - Monitoramento da fauna terrestre; - Resgate, salvamento e destinação da fauna terrestre; <ul style="list-style-type: none"> - Capacitação para a equipe de resgate; - Plano específico de desmatamento; - Resgate, contenção e acomodação dos animais; - Avaliação e assistência aos animais resgatados; - Implantação de passagens de fauna e estruturas complementares; - Monitoramento da fauna com ênfase nas espécies atropeladas; - Monitoramento da fauna aquática;
Programa de recuperação de áreas degradadas e reconstituição da flora	<ul style="list-style-type: none"> - Gestão e supervisão ambiental; Prevenção e controle de processos erosivos; Controle e emissões atmosféricas, ruídos e vibrações; Gerenciamento de efluentes líquidos;

Fonte: elaborado pelos autores.

Segundo Barbosa et al. (2023):



Com as novas perspectivas sobre a importância ambiental e da biodiversidade, a pavimentação da LMG 760 teve uma participação estatal mais rígida e presente, especialmente na figura do DER/MG. Assim como na adequação legislativa e institucional dos Estudos e Relatórios de Impactos Ambientais (EIA/RIMA) (BARBOSA et al., 2023).

Não se nega, todavia, que a pavimentação da LMG 760 pode acarretar no aumento de número de visitantes, porquanto melhora o fluxo de veículos, o que facilita o acesso ao PERD tanto para lazer como para pesquisas e demais estudos.

Desta forma, havendo a identificação, pelo menos, dos principais conflitos que permeiam o PERD, tem-se a possibilidade de uma gestão direcionada, devendo os órgãos públicos e privados buscar não somente a reparação e recuperação, mas, em primeiro lugar, a prevenção, ante a irreversibilidade dos impactos ambientais (ROCHA, 2022).

Assim, nas palavras de Rocha (2022), deve haver uma evolução, de maneira que a gestão e governança, seja preventiva e precaucional, planejada e estruturada, buscando não só combater os riscos, mas também conhecê-los a fim de que haja preparação para novos eventos da mesma natureza.

276

CONCLUSÕES

Os conflitos que envolvem o Parque Estadual do Rio Doce estão relacionados, em sua maioria, à ocupação irregular, ao desastre da Samarco, o terceiro à construção da rodovia LMG 760 e às estradas no interior do PERD.

Por meio da análise dos estudos realizada, denota-se que há interesses econômicos e, em contrapartida, socioambientais, que tornam ainda maiores as problemáticas que envolvem o PERD.

Verificou-se a necessidade de maior participação popular nos processos de tomada de decisão do PERD, porquanto a ausência de comunicação agrava os conflitos já existentes o que, por outro ângulo, poderia ser resolvido de maneira mais rápida e harmoniosa.

Por outro lado, ainda que de maneira insatisfatória, observa-se a presença do Estado no que tange à fiscalização do meio ambiente, por meio de legislações constitucionais e infraconstitucionais, havendo, ainda, órgãos públicos especializados em estudos e análises de projetos que envolvam o desenvolvimento econômico, de maneira a conservar o meio ambiente.



Contudo, ainda se faz necessário a implementação da estratégia de gestão e governança preventiva e precaucional, além da organização quanto aos conflitos que envolvem o PERD, de maneira que haja preparo de gestão a fim de coibir os avanços dos conflitos e a criação de novas problemáticas que possam gerar danos irreversíveis ao Parque Estadual do Rio Doce.

AGRADECIMENTOS

Aos pesquisadores do Parque Estadual do Rio Doce e a Universidade Vale do Rio Doce pelo apoio a pesquisa.

REFERÊNCIAS

ALVES, I. E. G. M. Conflitos ambientais no Parque Estadual do Rio Doce Governador Valadares, 2022. Disponível em:

<https://pergamum.univale.br/pergamumweb/vinculos/000002/000002c8.pdf>. Acesso em: 24 jul. 2023

BARBOSA, A.; CAPILÉ, B.; DOS SANTOS, M. A. Antes com a lama era difícil: as transformações da LMG-760 no âmbito socioambiental decorrentes de sua pavimentação. Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental, v.12, n.1, e18760-e18760, 2023.

BRASIL. Constituição (1988). Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília, 5 de outubro de 1988. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicaocompilado.htm>. Acesso em: 24 jul. 2023

BRASIL. Presidência da República. Casa Civil. Subchefia para Assuntos Jurídicos. Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Brasília, 12 de fevereiro de 1998. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9605.htm> Acesso em: 24 jul. 2023

BRASIL. Presidência da República. Casa Civil. Subchefia para Assuntos Jurídicos. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Brasília, 18 de julho de 2000. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm>. Acesso em: 24 jul. 2023.



COSTA, E. R.; SOBRINHO, M.V.; ROCHA, G. M. Conflitos socioambientais e perspectivas de governança em Unidades de conservação: o caso da Floresta Estadual do Amapá, Amazônia, Brasil. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, v.49, p.83-107, 2018.

ESPINDOLA, H. et al. Desastre da Samarco no Brasil: desafios para a conservação da biodiversidade. *Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science*, v.5, n.3, p.72-100, 2016.

ESPINDOLA, H. de; FERREIRA, N. M.; MIFARREG, I. E. G. Território da mineração: uma contribuição teórica. *Revista Brasileira de Geografia*, v.62, n.2, p.67-93, 2017.

LAMOUNIER, K. C. C. Território, Conflito e Regulação: o Parque Estadual do Rio Doce entre a conservação e o desenvolvimento. Governador Valadares: UNIVALE, 2017. Disponível em <<https://pergamum.univale.br/pergamumweb/vinculos/000000/000000db.pdf>> Acesso em 24 jul. 2023

ROCHA, L. L. C. et al. Gestão e governança preventiva e precaucional no desastre da barragem da Samarco/Vale/BHP em Mariana/MG. 2022. Disponível em: <<https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/234664/PICH0245-T.pdf?sequence=-1&isAllowed=y>> Acesso em: 24 jul. 2023.

SILVA, E.; SCOSS, L. M. Impactos da estrada do parque estadual do rio doce sobre mamíferos terrestres. 2001. Disponível em: <http://www.bibliotecaflorestal.ufv.br/bitstream/handle/123456789/13115/Texto_Impactos%20da%20estrada%20do%20parque%20estadual%20do%20rio%20doce%20sobre%20mamiferos%20terrestres.pdf?sequence=1&isAllowed=y> Acesso em: 26 jul. 2023.



IMPACTO DAS AÇÕES HUMANAS E REJEITO DE MINERAÇÃO NA PROLIFERAÇÃO DE MOSQUITOS VETORES DE DOENÇAS: UM ESTUDO DE CAMPO NA BACIA DO RIO DOCE

Guilherme Antunes de Souza¹
João Victor L. Silva²
Mariana Arruda³
Sérvio Pontes Ribeiro⁴
Renata Bernardes Campos⁵

¹*Biólogo Doutorando do Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Federal de Ouro Preto - UFOP, Minas Gerais. Laboratório de Ecologia do Adoecimento e Florestas, guilherme.antunes1@aluno.ufop.edu.br*

²*Graduando em Engenharia Civil e Ambiental – UNIVALE, Universidade Vale do Rio Doce, joao.silva1@univale.br*

³*Graduando em Engenharia Civil e Ambiental – UNIVALE, Universidade Vale do Rio Doce, mariana.arruda@univale.br*

⁴*Biólogo, Professor do Núcleo de Pesquisas em Ciências Biológicas da Universidade Federal de Ouro Preto, Minas Gerais. Laboratório de Ecologia do Adoecimento e Florestas, serviopr@gmail.com*

⁵*Bióloga, professora do Programa de Pós graduação em Gestão Integrada do Território, renata.campos@univale.br*

279

INTRODUÇÃO

Os grandes desafios da saúde no século XXI estão predominantemente ligados à esfera pública. De acordo com a Organização Mundial da Saúde (OMS), a saúde ambiental abrange a área de atuação que se preocupa com as condições ao redor do ser humano e que podem ter impacto em sua saúde e bem-estar (RIBEIRO, 2004; BRASIL, 2011). No processo de urbanização em larga escala da vida social, o homem causa desequilíbrios ecossistêmicos contínuos que, por sua vez, agravam as doenças infecciosas, com destaque para aquelas transmitidas por vetores, dentre desequilíbrios em larga escala destaca-se o rompimento da Barragem de Fundão (BRASIL, 2012c).

O desastre ocorrido em novembro de 2015, na barragem de rejeitos situada no município de Mariana, em Minas Gerais, resultou na contaminação da bacia do Rio Doce e de seus cursos d'água por aproximadamente 55 milhões de metros cúbicos de rejeitos provenientes da atividade mineradora. A já fragilizada bacia do Rio Doce, teve 35 municípios



mineiros com suas águas contaminadas, 1,2 milhões de pessoas com abastecimento de água interrompido e, podendo várias espécies da fauna e flora sido extintas, sem previsão de tempo para a recuperação (ANTÔNIO, 2017). Com isso, temos o risco do surgimento de zoonoses pela sobreposição de homens, animais domésticos e silvestres nos ecossistemas remanescentes (Chame 2015). Por exemplo, em 2017, observou-se um aumento significativo na propagação da febre amarela em Minas Gerais, com ocorrências principalmente na região da bacia do Rio Doce (ENGENHARIA DE INTERESSE SOCIAL, 2020).

A febre amarela é uma enfermidade que pode ser transmitida pelos mosquitos *Aedes aegypti* e *Aedes albopictus* no ambiente urbano. No entanto, essas não são as únicas doenças propagadas por esses vetores. A dengue, chikungunya e zika também estão diretamente associadas a esses insetos. (SECRETARIA DE SAÚDE DE MINAS GERAIS, 2023). A associação entre ação antrópica em florestas tropicais, mudanças climáticas, alterações na dinâmica de vetores e migração humana em países latino-americanos pode culminar no surgimento e reemergência de doenças infecciosas humanas no Brasil (ELLWANGER et al., 2021). Dessa forma, o cenário de expansão urbana e aproximação das áreas florestais restante, aumenta o risco de surgimento de doenças em regiões da Mata Atlântica (GUIMARÃES et al., 2003).

O presente estudo foi realizado no município de Governador Valadares, localizado na região leste do estado de Minas Gerais, local profundamente afetado pelo maior desastre ambiental do país, que resultou na contaminação do Rio Doce, responsável pelo abastecimento da cidade. Em decorrência disso, ocorreu um processo significativo de assoreamento do leito do rio devido aos rejeitos, prejudicando sua capacidade de escoamento adequado e dificultando ainda mais o fluxo natural. Esses impactos ambientais acarretaram consequências significativas para a biodiversidade local e para a população que depende desse rio como fonte de água e recursos naturais (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS).

Valadares tem enfrentado endemias e surtos de dengue e chikungunya nos últimos 10 anos, sendo que em 2017 houve um aumento significativo na propagação dessas doenças no município (SECRETARIA DE SAÚDE DE MINAS GERAIS, 2023. GOVERNADOR VALADARES. V. 06/2022). No primeiro semestre de 2018, foi registrado um pico de 10,9 no índice LIRA (Levantamento de Índice Rápido do *Aedes aegypti*), um método simplificado que fornece indicadores entomológicos e permite identificar a distribuição do vetor *Aedes aegypti*. (SECRETARIA DE SAÚDE DE MINAS GERAIS, 2023. GOVERNADOR VALADARES. V.06/2022).

Com essa premissa, o presente trabalho tem por objetivo quantificar a presença de mosquitos, especificamente o *Aedes aegypti*, ao longo de um gradiente de urbanização, que se



estende desde a margem do Rio Doce até a área central do bairro Ilha dos Araújos - GV, um ambiente completamente urbanizado. Em virtude de compreender a abundância desses insetos no ambiente ciliar do Rio Doce e margem urbanizada, que foi perturbado pela presença de rejeitos após o desastre ocorrido em 2015.

METODOLOGIA

A área de estudo escolhida é um bairro localizado na cidade de Governador Valadares-MG, município totalmente inserido na região do bioma Mata Atlântica. A altitude máxima é de 1123 metros, no pico do Ibituruna. O clima predominante é tropical, classificado como Aw de acordo com a classificação de Köppen e Geiger. A temperatura média é de 26,8°C, sendo fevereiro o mês mais quente do ano, enquanto julho registra a temperatura média mais baixa, com 21,5°C.

Foram realizadas três pesquisas de campo em diferentes períodos de tempo, todas seguindo formas similares e utilizando o mesmo conceito e método, com o objetivo de verificar a presença de mosquitos em áreas antropicamente perturbadas. O estudo pioneiro buscou explorar a relação entre a proximidade do rio e o meio urbano. Para isso, foram instaladas armadilhas ovitrampas que simulam um ambiente propício para a reprodução dos mosquitos na Ilha dos Araújos, um bairro nobre de Governador Valadares. Essa ilha possui uma área aproximada de 1,2 km² e é caracterizada como ilha pluvial devido à sua localização contígua ao Rio Doce.

Essas armadilhas são constituídas por uma tarjeta na qual as fêmeas ovipositam seus ovos. Essas tarjetas são inseridas dentro de potes pretos contendo água, preenchendo o recipiente até aproximadamente a metade de sua capacidade.



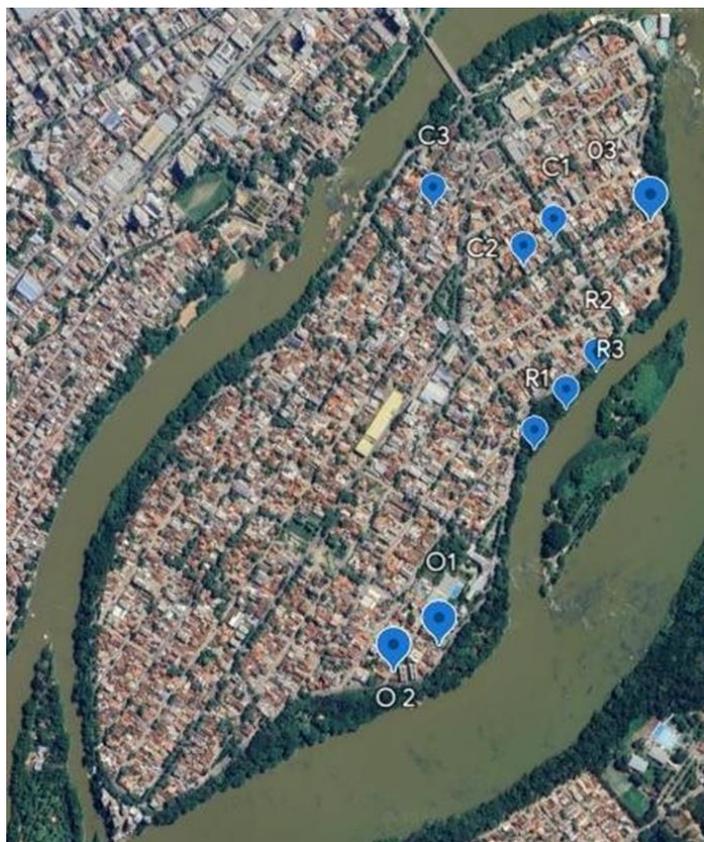


Imagem 1. locais onde foram instaladas grupos de armadilhas na ilha dos Araújos.

Fonte: Google Maps.

282

Em cada local, foram criados outros três sublocais nos quais foram colocadas dez ovitrampas contendo água limpa e tarjetas de madeira, durante um período de três dias, para que as fêmeas depositassem seus ovos. Após esse período, as tarjetas foram recolhidas, identificadas e substituídas, repetindo esse processo por três vezes. As tarjetas coletadas foram transportadas para o laboratório em embalagens de papel para preservar a umidade e os ovos depositados.

No laboratório, as tarjetas foram separadas em recipientes contendo água limpa e ração, a fim de permitir o desenvolvimento das pupas. Estas foram lacradas com voal e elástico. Após o desenvolvimento das pupas até a fase adulta, os mosquitos foram capturados e armazenados em um freezer para posterior contagem.

Visando a obtenção de mais dados, um segundo estudo foi realizado em outros bairros no ano subsequente, em 2023. Nessa pesquisa, foram conduzidas coletas de forma similar ao estudo pioneiro, com o objetivo de comparar bairros de diferentes níveis de poder aquisitivo. Posteriormente, um último estudo foi realizado com o principal objetivo de validar a influência do rejeito presente no Rio Doce na proliferação dos mosquitos *Aedes*. Nesse

trabalho de campo, ao contrário dos demais, que utilizavam água tratada nas armadilhas ovitrampas, metade das armadilhas foram preenchidas com água diretamente do rio, enquanto a outra metade continha água limpa para efeito de comparação.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

No primeiro semestre de 2017, o município de Governador Valadares registrou um aumento de 61% no número de pessoas infectadas por vetores de doenças, principalmente dengue, chikungunya e Zika. Essas doenças endêmicas continuaram se propagando nos anos seguintes, conforme ilustrado no gráfico 1. O índice de infestação larvária é considerado de baixo risco para a ocorrência de epidemias de até 1%. Atualmente, o LIRAA do primeiro semestre de 2023 está em 7,5%, mostrando um aumento significativo em relação à queda observada entre 2021 e 2022, quando atingiu o índice mais baixo dos últimos 10 anos, com 3,7%.

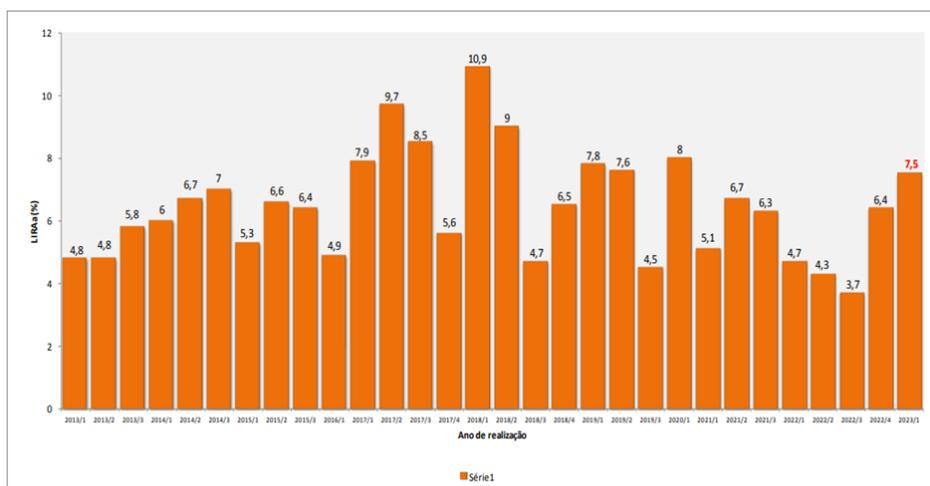


Gráfico 1: Índice de infestação larvária.

Fonte: Centro de Controle de Zoonoses (CCZ) – Governador Valadares, 2023.

No ano de 2017, Governador Valadares foi responsável por 63% dos casos de chikungunya registrados no estado de Minas Gerais, totalizando mais de 4800 casos prováveis. Dentre esses casos, cerca de 3000 estavam concentrados em Governador Valadares (SECRETARIA DE ESTADO DE SAÚDE, 2017).

A Tabela 1 apresenta os resultados das análises de água em 13 estações durante três períodos distintos: 3º trimestre de 2015, 4º trimestre de 2015 (quando ocorreu o desastre) e 1º trimestre de 2016. Durante o período avaliado, houve uma queda de 32,5% no Índice de Qualidade da Água (IQA). Essa redução foi mais acentuada no 1º trimestre de 2016,



possivelmente como resultado do rompimento da Barragem de Fundão no final de 2015. Antes do acidente, a qualidade da água do Rio Doce era considerada boa, com uma média de 70,58, mas após o desastre, passou a ser classificada como ruim, com um valor médio de 45,74. Atualmente o índice de qualidade da água no primeiro semestre de 2023 calculado em Governadores Valadares está em 55 (IGAM, 2017,2023), valor ainda distante da classificação anterior ao rompimento, o que demonstra a perduração do impacto do desastre na qualidade da água do Rio Doce.

Tabela 1. Monitoramento das águas nas estações de coleta do rio doce no intervalo de 07/2015 a 03/2016

Código IGAM	Resultado 3º tri/2015			Resultado 4º tri/2015			Resultado 1º tri/2016		
	IQA	CT	IET	IQA	CT	IET	IQA	CT	IET
RD071 - Barra Longa	69,1	baixa	56,4	67,3	baixa	52,8	48,1	baixa	29,5
RD072 - Rio Doce	68,2	baixa	48,6	56,4	baixa	54	43,6	alta	58,2
RD019 - Rio Casca	78,4	baixa	50,6	61,8	baixa	56,4	45	baixa	32
RD023 - Marliéria	79,8	baixa	39	65	baixa	56	49	alta	45,9
RD035 - Santana do Paraíso	60,6	baixa	42,1	57,4	média	40	45	baixa	39
RD033 - Belo Oriente	59,4	baixa	42,6	51,6	baixa	55,6	42,1	média	58,5
RD083 - Periquito	77,7	baixa	49,7	62,5	baixa	60,5	49,3	alta	40,8
RD044 Governador Valadares I	69,8	baixa	42,7	53,4	baixa	56,8	43,1	alta	44,4
RD045 - Governador Valadares II	65,6	baixa	49,3	56	baixa	52,2	45,8	alta	58
RD053 - Tumiritinga	77,5	baixa	51,6	78,7	baixa	50,6	45	baixa	39
RD058 - Conselheiro Pena	66,9	baixa	51,6	52	baixa	41,2	45,5	alta	32,3
RD059 - Resplendor	72,3	baixa	52,8	63	baixa	41,8	44,8	alta	46,8
RD067 - Aimorés	72,3	baixa	49,6	54,9	média	43,3	48,3	alta	45,5
Média	70,58	baixa	48,20	60,00	baixa	50,86	45,74	média	43,84

Legenda: IQA: Índice de Qualidade da Água; CT: Contaminação por Tóxicos; IET: Índice de Estado Trófico; Fonte: IGAM (2015a, 2015b, 2016a).

A respeito da coleta de ovos por meio de armadilhas no bairro Ilha dos Araújos, foi constatada uma maior concentração de ovos eclodidos nas tarjetas das armadilhas localizadas na mata ciliar do Rio Doce, conforme ilustrado no gráfico 2. Além do *Aedes aegypti*, foram coletados *A. albopictus* (Mosquito-tigre-asiático), potencial transmissor da dengue e doenças como febre amarela. Dentre as áreas amostrais, a mata ciliar do rio Doce apresentou o maior número de insetos, seguido da orla e do centro do bairro, seguindo um gradiente de umidade e temperatura, devido à proximidade do rio e densidade das áreas verdes, embora todas as áreas tenham presença de vegetação.

O gráfico 3 demonstra a quantidade de mosquitos coletados por ciclo de visita ao campo, destacando-se a mata ciliar, que registrou o maior número de mosquitos adultos, atingindo um pico de 295 mosquitos nas armadilhas coletadas em 03/05/2022. Essa tendência se



repete nas outras duas áreas, com valores correspondentes. É importante mencionar que entre os dias 3 e 5 houve ocorrência de chuvas, o que pode ter contribuído para os valores mais baixos nas armadilhas coletadas posteriormente à primeira visita ao campo.

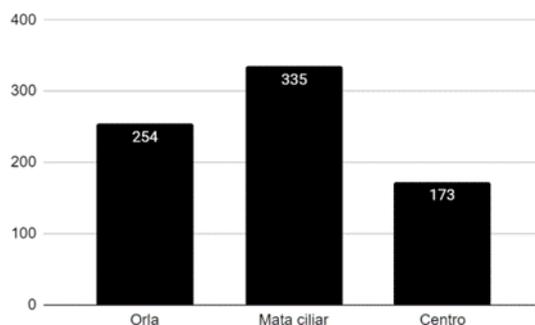


Gráfico 2. Quantidade de mosquitos adultos coletados por área Fonte: Autores 06/2022.

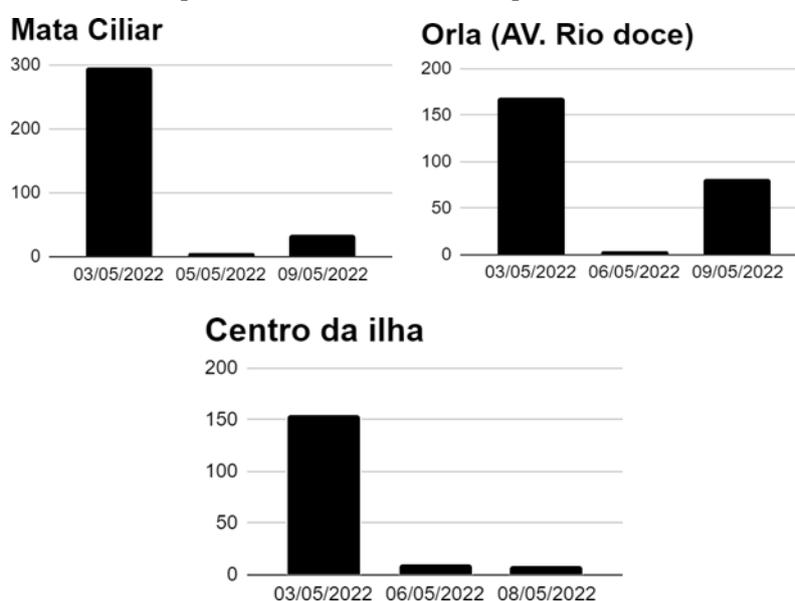


Gráfico 3. Quantidade de mosquitos adultos coletados por ciclo de coleta das tarjetas Fonte: Autores 06/2022.

Os dados da segunda Campanha demonstraram índices de positividade e densidade de significativas de acordo com a presença de resíduos, sendo mais baixos no bairro com maior poder socioeconômico. Ao somar o total de ovos nas 5 ovitrampas de cada lote, o número variou de um ovo no lote com menor quantidade total de ovos a 603 ovos no lote com a maior quantidade total de ovos.

Ademais, no próximo levantamento de dados, o último trabalho de campo, na qual foi realizado com água tratada e água Contaminada com rejeitos do Rio Doce apresentaram dados reforçando a hipótese principal deste artigo. As ovitrampas preenchidas com água do rio apresentaram um total de 470 ovos, com uma média de 58,75 ovos por armadilha. Por



outro lado, as ovitrampas preenchidas com água tratada pelo serviço autônomo de água e esgoto totalizaram 237 ovos, com uma média de 23,7 ovos por armadilha.

Tabela 2. Quantidade de ovos coletados em suas respectivas águas

	Quantidade de oviposição	Média por armadilha
Preenchidas com água do SAAE	470	58,75
Preenchidas com água do Rio Doce	237	23,7

Fonte: Anais da III Jornada Acadêmica das Engenharias (2023).

CONCLUSÕES

Observa-se que as áreas próximas ao leito do rio na primeira pesquisa de campo tiveram maior número de *Aedes aegypti*, evidenciando que a degradação ambiental, em um ambiente diretamente afetado e desregulado pelo rejeito de mineração decorrente do rompimento da barragem de Fundão pode estar correlacionado a propagação de doenças transmitidas por mosquitos, visto que, indica que a presença de rejeitos e perturbação no ambiente podem influenciar a preferência dos mosquitos pela deposição de ovos nesta região.

Essa hipótese é reforçada pelos resultados do terceiro estudo, no qual as armadilhas foram preenchidas com água tratada e água do rio. Os insetos mostraram preferência pela água contaminada com rejeitos, o que está em consonância com os dados obtidos nos bairros de menor poder aquisitivo situado próximo às margens do Rio Doce, onde foram observados maiores índices de oviposição. Esses resultados confirmam a tendência das fêmeas de mosquito em preferir áreas perturbadas.

Com essa premissa, denota-se a importância de ações de engenharia na busca de soluções que minimizem os impactos ambientais e oportunizem a saúde pública. Bem como, promoção de infraestruturas adequadas para o desenvolvimento de projetos de reparo ambiental, melhoria do saneamento básico, monitoramento da qualidade da água e implantação de medidas eficazes de controle, assim sendo, essas áreas do conhecimento podem contribuir para a construção de um futuro mais sustentável e saudável para todos.

AGRADECIMENTOS

A todos os participantes do trabalho de campo realizado pelo curso de Engenharia Civil e Ambiental da UNIVALE. À Fapemig, Capes, CNPq e a emenda parlamentar 29347 UFOP.



REFERÊNCIAS

ANA. Agência Nacional de Águas, Bacias Hidrográficas do Atlântico Sul - Trecho Leste: sinopse de informações do Espírito Santo, Rio de Janeiro, Bahia e Sergipe. Série: Sistema Nacional de Informações Sobre Recursos Hídricos, 2001.

EMILLY, C. E. Estudo do Rio Doce voltado para a problemática do assoreamento na cidade de Colatina: questões e conflitos socioambientais: In: Congresso Brasileiro de geógrafos, 7, 2014, Vitória. Anais...Vitória, 2014.

GABRIEL, O. C. P.; ELVIRA, C. B.; SOFIA, L. B.; JAQUELINE, C. V. O. S. Epidemia de febre amarela na bacia do Rio Doce: análise de fatores ambientais, epidemiológicos e efeitos indiretos do rompimento da barragem de Fundão (Samarco S/A). Revista Engenharia de Interesse Social, v.5, n.6, 2020.

MIRELLE, A. C. P.; ANA PAULA, R. G.; KELLY, C.; JULIANA, O. R. N.; ADOLORATA, A. B. C.; ANTONIO, S. F. Dengue: uma visão sobre o vetor urbano *Aedes aegypti* e a difícil interface do seu controle. Veterinária em Foco: Revista da Medicina Veterinária, v.13, n.1, 2015.

SES. Secretaria de Estado de Saúde de Minas Gerais. Disponível em: <https://www.saude.mg.gov.br/>

Prefeitura Municipal de Governador Valadares. Disponível em: https://www.valadares.mg.gov.br/abrir_arquivo.aspx/Boletim_Epidemiologico_Arboviroses_03_08_2022?cdLocal=2&arquivo=%7BAC3B3CDD-4CCA-0C42-BE0D-DEA584AC75DA%7D.pdf



RACIONALIZAÇÃO DO USO DE AGROTÓXICOS: EFICIÊNCIA DO CONTROLE FITOSSANITÁRIO E MITIGAÇÃO DO IMPACTO NOS RECURSOS NATURAIS E A SAÚDE HUMANA/ANIMAIS

Alécio da Silva Florenço¹
Claudiomir da Silva dos Santos²
Jaqueline Carvalho da Silva³
Maria Eduarda Alves Franco⁴
Fabricio Santos Rita⁵

¹Graduando em Engenharia Agrônômica – IFSULDEMINAS- Campus Muzambinho,
12171002407@muz.ifsuldeminas.edu.br

²Prof. Dr. IFSULDEMINAS- Campus Muzambinho, claudiomirsilvasantos@gmail.com

³Graduanda em Engenharia Agrônômica – IFSULDEMINAS- Campus Muzambinho,
12172004730@muz.ifsuldeminas.edu.br

⁴Graduanda em Engenharia Agrônômica – IFSULDEMINAS- Campus Muzambinho,
12171001728@muz.ifsuldeminas.edu.br

⁵Professor Doutor do IFSULDEMINAS – Campus Muzambinho, fabriciosantosrita@gmail.com

288

INTRODUÇÃO

A população mundial já ultrapassou os 7 bilhões de habitantes, dos quais 2,8% são brasileiros (BANCO MUNDIAL, 2015). A agricultura brasileira tem crescido em ritmo acelerado, uma vez que a modernização dos maquinários e implementos, bem como a consolidação do setor de insumos modernos, têm contribuído significativamente para a expansão do setor.

O fato é que a intensificação da agricultura tem prejudicado a biodiversidade, a exemplo da redução na disponibilidade e qualidade da água, do comprometimento da qualidade do ar e dos alimentos, e dos crescentes problemas fitossanitários resultantes do desequilíbrio ecológico causado pelo uso de agrotóxicos (NUNES, 2007). Nesse contexto, esses produtos se tornaram parte fundamental do modelo agrícola após a revolução verde, uma vez que contribuem para elevados índices de produtividade (REBELO, 2010).



Os ganhos em produtividade tiveram início com a Revolução Verde, que permitiu a modernização da agricultura a partir da década de 1950. Nessas mudanças, o uso de agrotóxicos, com a finalidade de controlar os agentes bióticos, passou a ser intensivamente praticado para combater organismos e plantas indesejáveis, responsáveis pela redução da produtividade nas lavouras agrícolas (KARAM et al., 2015).

O Brasil assumiu, em 2008, a liderança mundial do consumo de agrotóxicos, com volume comercializado de ingredientes ativos igual a 673 milhões de toneladas. Isso equivale a US\$7,1 bilhões, mais que o dobro do movimentado no ano de 2003 (ASSOCIAÇÃO NACIONAL DE DEFESA VEGETAL, 2009; HOFMANN et al., 2010).

O maior consumo de agrotóxico do Brasil em relação aos outros países pode ser explicado porque a área plantada no país com grãos, fibras, café e cana-de açúcar é muito extensa, chegando a 81,7 milhões de hectares na safra 2011/2012 (ASSAD, 2012). Além destes fatores, a produção brasileira nos últimos tempos busca se adequar aos parâmetros sustentáveis sendo como exemplo ASSAD (2019), que mostra que a agricultura de baixo carbono (ABC) traz excelentes resultados para produção além de trazer uma resiliência para fatores climáticos, implicando em uso menor de insumos agrícolas gerando um aumento de renda.

O uso racionalizado dos agrotóxicos é cada vez mais necessário para uma produção de alimentos seguros e que proporcione um bom rendimento, garantindo a eficiência do controle fitossanitário e a mitigação do impacto nos recursos naturais e na saúde humana/animal e consiste em estratégias e práticas que visam minimizar o uso desnecessário e excessivo de agrotóxicos, priorizando o manejo integrado de pragas, o uso de medidas preventivas e a adoção de alternativas menos prejudiciais ao meio ambiente e à saúde.

A sustentabilidade dos agroecossistemas é um aspecto fundamental a ser considerado na formulação de qualquer política de desenvolvimento que seja integrada. Esta problemática está intimamente ligada à questão da utilização racional dos recursos naturais, evitando seu esgotamento, o que deverá concentrar cada vez mais esforços por parte do Poder Público, bem como de outros segmentos da sociedade envolvidos na questão (SOARES et al., 2003).

Com isso, o objetivo deste trabalho foi utilizar como base, revisões de literatura, esperando-se fornecer subsídios relevantes sobre a racionalização do uso de agrotóxicos, sendo importante para obtenção de uma compreensão aprofundada do problema, identificando melhores práticas, avaliando os impactos nos recursos naturais e na saúde humana/animal, e identificando lacunas de conhecimento que requerem mais pesquisas. Isso



auxilia na tomada de decisões informadas e na implementação de estratégias eficazes para lidar com esse desafio.

METODOLOGIA

Foi realizada uma busca sistema para área de estudo, utilizando termos de busca adequados, como “agroquímicos”, “biodiversidade”, “meio ambiente”, “alimentação”, e “agricultura”, em sites de pesquisas científicas, ocorrendo nos meses de maio a junho de 2023. Após uma triagem e seleção dos estudos, foram excluídos aqueles que claramente não se enquadram nos objetivos da revisão, e extraídos informações relevantes dos estudos selecionados.

Contudo, posteriormente a uma análise crítica dos estudos, foi possível examinar seus métodos, resultados e conclusões, identificando as principais tendências, lacunas e controvérsias nas literaturas revisadas, agrupando assim os dados de forma temática, considerando aspectos como estratégias de racionalização do uso de agrotóxicos, eficiência de práticas de controle fitossanitário e impactos nos recursos humanos naturais e na saúde humana/animal, fornecendo também recomendações para pesquisas futuras.

290

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A racionalização de agrotóxicos é um conceito que se relaciona diretamente com a eficiência do controle fitossanitário e a mitigação nos recursos naturais, bem como com a saúde humana e animal.

Assumimos desde 2008 o posto de maior consumidor mundial de agrotóxicos e isto tem refletido em um importante aumento de problemas de saúde. Os agrotóxicos são substâncias que têm por objetivo alterar a composição da flora e da fauna com o intuito de preservar a ação de seres vivos considerados nocivos. Contudo, o que se tem observado é que os impactos dos agrotóxicos vão muito além daqueles a que se propõe, qual seja, preservar as plantações de possíveis seres nocivos, aumentando a produtividade de alimentos (GARCIA, 2020).

Os princípios ativos de agrotóxicos mais vendidos no país estão, em toneladas de ingredientes ativos consumidos em 2014, respectivamente: Glifosato (194.877,84 toneladas), 2,4-D (36.513,55 toneladas), Acefato (26.190,52 toneladas), Óleo Mineral (25.632,86 toneladas) e Clorpirifós (16.452,77 toneladas) (IBAMA, 2016).



Além disto, em alguns estados, especificamente, o número de casos de intoxicação tem se elevado anualmente. O estado de Goiás teve registrados, em 1999, 116 casos de intoxicação por agrotóxicos de uso agrícola. Treze anos depois, em 2012, este número já havia se elevado para 547 casos (SINITOX, 2016).

A exposição aos agrotóxicos pode ocorrer, basicamente, por três formas: a contaminação ocupacional (trabalhadores rurais e agricultores camponeses que lidam diariamente com tais produtos), a contaminação alimentar (ingestão de alimentos contaminados com agrotóxicos, aos quais estamos todos expostos) e a contaminação ambiental (“acidentes” na produção ou aplicação de agrotóxicos (ROSA et al., 2011).

A contaminação ocupacional por agrotóxicos é recorrente e subestimada no Brasil. Trabalhadores rurais, em grandes lavouras, ou agricultores camponeses são contaminados, cotidianamente, sem que esta contaminação seja diagnosticada ou tratada. A indústria dos agrotóxicos afirma que estes produtos são seguros, caso utilizados dentro das normas, mas, as intoxicações ocupacionais, no entanto, se multiplicam. (ROSA et al., 2011).

Os impactos para a saúde de tais agrotóxicos têm sido investigados em vários países. Para o Glifosato, que representa a maior parte dos agrotóxicos consumidos no Brasil, vêm sendo apresentados dados que indicam riscos à saúde animal e humana. Em pesquisa realizada por diversos pesquisadores (GUYTON et al., 2015), foram apresentados dados que indicam que a exposição ao Glifosato eleva o risco de ocorrência do Linfoma Não-Hodgkin. Além disso, o Glifosato e suas formulações induzem a danos no DNA e cromossomos em mamíferos e em células animais e humanas in vitro. Há necessidade de aumento no número de pesquisas sobre estes agrotóxicos, mas muitas como a citada já tem apresentado dados conclusivos.

A mídia e a indústria do agronegócio buscam culpar os trabalhadores rurais e agricultores camponeses pelos casos de intoxicação e isentar-se de responsabilidade por tais questões. Continuam buscando, ao mesmo tempo, aumentar seus lucros, ainda que o custo seja o envenenamento do povo brasileiro (DUTRA et al., 2017).

Considerando a sustentabilidade em sua dimensão ambiental, que objetiva a preservação e proteção do meio ambiente com ferramentas que melhorem os elementos físicos e químicos que o compõem, é nítido que os agrotóxicos vão na contramão desses preceitos. Isso porque afetam o solo, a água, o ar, o desenvolvimento de diversas espécies e do seu habitat natural (GARCIA, 2020).



É perceptível que a utilização indiscriminada de agrotóxicos, especialmente na agricultura, tem efeitos significativos que resultam em questões ambientais e de saúde pública, frequentemente de maneira irreversível. Ainda não conseguimos sensibilizar a totalidade da população sobre a importância de reduzir o uso desses produtos como medida essencial para garantir a sustentabilidade da agricultura.

A realização do direito à alimentação, à saúde e ao meio ambiente ainda é desconhecida, tanto por parte da sociedade civil quanto dos agentes públicos. Isso, associado ao desconhecimento sobre a legalidade do uso e comercialização de agrotóxicos, dificulta que a população saiba a quem, onde e como procurar auxílio em caso de violações dos seus direitos.

De acordo com a realidade vivenciada hoje, entende-se que movimentos como a Campanha Permanente Contra os Agrotóxicos e Pela Vida devem ser valorizados. É a partir dos movimentos sociais, que se consegue a implantação de mudanças estruturais na sociedade e nas suas formas de relações. Portanto, é necessário um trabalho árduo de divulgação e fortalecimento dos movimentos que buscam alternativas ao modelo devastador imposto pelo agronegócio (DUTRA et al., 2017).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Podemos observar que há enorme necessidade da criação de desenvolvimento de alternativas e para que ocorra uma racionalização quanto ao uso de agroquímicos, é necessário que se invista na formação de quadros dos serviços de assistência técnica, extensão rural e de defesa fitossanitária.

Ademais, é extremamente importante a redução da dependência de insumos externos, e a criação de áreas de uso restrito e zonas livres da influência de agrotóxicos e transgênicos. Pode-se destacar também a importância da utilização de diferentes formas de incentivo aos trabalhadores rurais, conscientes dessa responsabilidade, e que podem ser aplicadas, tanto por parte do Governo Federal como dos Estados e Municípios produtores, já que o fato de reduzir a aplicação dos produtos tóxicos diminuiria também a contaminação local. O desenvolvimento de diferentes formas de manejo integrado, bem como a regulamentação e comercialização de produtos biológicos são saídas para que essa atitude seja tomada.

Além disso, a fiscalização de todo o ciclo de vida destes produtos, desde as matérias-primas até o descarte, poderia reduzir os impactos ambientais e, se conduzidas de forma segura, também os problemas relacionados à contaminação humana (trabalhadores da



produção, trabalhadores rurais e consumidores). Outro fator importante para um futuro menos agressivo é o incentivo à produção mais limpa, como a produção orgânica, o manejo integrado e a utilização de agentes de controle biológico para a redução de danos no campo. Com a educação do produtor rural, mostrando a gravidade da utilização sem controle de agrotóxicos, a existência de outras formas de controle mais limpas e eficientes, bem como diferentes formas de agregar valor ao seu produto.

Contudo, devemos pensar e construir uma agricultura mais sustentável, que prejudicar os níveis de produtividade, garantindo alimentação para a população, sem elevar os níveis de contaminação ambiental nem prejudicar a saúde humana.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Prof. Dr. Claudimir Silva Santos pela orientação e ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais - Campus Muzambinho por todo apoio.

REFERÊNCIAS

- ASSAD, E. D. et al. A produção agrícola brasileira pode ser sustentável? *AgroANALYSIS*, v.39, n.9, p.27-28, 2019.
- ASSAD, L. Agricultura brasileira é a maior consumidora mundial: gasto em 2011 chegou a R\$14 bilhões. *Ciência e Cultura*, v.64, n.4, p.6-8, 2012.
- ASSOCIAÇÃO NACIONAL DE DEFESA VEGETAL. *Tecnologia em primeiro lugar*. São Paulo, 2009.
- BANCO MUNDIAL. *Indicadores de desenvolvimento mundial, população total*. 2015.
- DUTRA, R. M. S.; DA SOUZA, M. M. O. Impactos negativos do uso de agrotóxicos à saúde humana. *Hygeia: Revista Brasileira de Geografia Médica e da Saúde*, v.13, n.24, p.127, 2017.
- GARCIA, D. S. S.; BENEDET, G. Agrotóxicos sob a óptica da sustentabilidade. *Anais de Constitucionalismo, Transnacionalidade e Sustentabilidade*, v.10, n.1, p.28-45, 2020.
- GUYTON, K. Z.; GROSSE, Y.; GHISSASSI, F. E.; BENBRAHIM-TALLAA, L.; GUHA, N.; SCOCCIANI, C.; MATTACK, H.; STRAIF, K. Carcinogenicity of tetrachlorvinphos, parathion, malathion, diazinon, and glyphosate. *The Lancet*, v.16, 2015.
- HOFMANN, R. M.; MELO, F. M.; PELAEZ, V.; AQUINO, D. C. de; HAMERSHMIDT, P. F. A inserção do Brasil no comércio internacional de agrotóxicos 2000-2007. *Indicadores Econômicos FEE*, v.38, n.1, p.103-128, 2010.



IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br>. Acesso em: 10 jun. de 2023.

KARAM, Décio et al. Agrotóxicos. 2015.

NUNES, S. P. O desenvolvimento da agricultura brasileira e mundial e a ideia de Desenvolvimento Rural. *Conjuntura Agrícola*, v.157, 2007.

ROSA, I. F.; PESSOA, V. M.; RIGOTTO, R. M. Introdução: agrotóxicos, saúde humana e os caminhos do estudo epidemiológico. Parte 2 - A modernização agrícola produz desenvolvimento, trabalho e saúde? in *Agrotóxicos, Trabalho e Saúde: vulnerabilidade e resistência no contexto da modernização agrícola no Baixo Jaguaribe/CE*. Organização: Raquel Rigotto. Co-edição com a Expressão Popular. Fortaleza: Edições UFC, 201, p.217-256.

REBELO, R. M. Produtos agrotóxicos e afins comercializados em 2009 no Brasil: uma abordagem ambiental. Brasília, DF: Ibama, 2010.

SINITOX. Sistema Nacional de Informações Tóxico Farmacológicas. Registro de intoxicações: Dados Nacionais 1999 a 2011. Disponível em: http://www.fiocruz.br/sinitox_novo/cgi/cgilua.exe/sys/start.htm?sid=386. Acesso em: 30 jun. 2023.

SOARES, P. R. et al. Proposta para o Programa Nacional de Racionalização do Uso de Agrotóxicos. 2003.



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

295



Environmental Resilience Research and Science (IJERRS) e Presidente da Comissão Técnica do Congresso Nacional de Meio Ambiente.

claudiomirsilvasantos@gmail.com

Fabrcio dos Santos Ritá: 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

Gilcean Silva Alves: Licenciado em Biologia pela Universidade Federal da Paraíba (1993), Especialização em Pesquisa, mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente pela Universidade do Estado do Rio Grande do Norte (2002) e doutorado em Agronomia (área de Ecologia e Conservação do Meio Ambiente) pela Universidade Federal da Paraíba (2012). Atualmente atua como Professor efetivo de Ecologia Geral e Microbiologia das Graduações em Biologia e Tecnologia em Gestão Ambiental no IFPB, Professor credenciado ao Programa de Pós Graduação Stricto Sensu (Mestrado) em Educação Profissional e Tecnológica (ProfEPT). Desenvolve pesquisas na área de Ecologia do Semiárido, Microbiologia e Educação Profissional e Tecnológica.

gilcean.alves@ifpb.edu.br

Ronei Aparecido Barbosa: Graduado em Pedagogia, Ciências Biológicas e Processos Gerenciais, atua na Educação Básica, Cursos Técnicos e Educação a Distância em disciplinas ligadas a Biologia, Metodologia Científica e Ecologia. Tem experiência na área de Educação e Biologia Geral atuando principalmente nos seguintes temas: Meio Ambiente, Educação, Sustentabilidade, Biologia e Educação Ecológica. Integrou o grupo de pesquisa Ciência Animal - UNIFENAS de 10/11/2014 a 06/09/2018. Atualmente atua no grupo de pesquisa Ciências Ambientais - IFSULDEMINAS - Campus Muzambinho na linha de pesquisa Saúde e Meio Ambiente. Integra a Comissão Organizadora e Científica do Congresso Nacional do Meio Ambiente desde 2017 onde Coordena a Produção Científica do evento juntamente com os demais membros e parceiros. Servidor Público Municipal efetivado no cargo de Gestor Escolar (Diretor) na Prefeitura Municipal de Tambaú/SP.

roneibarbosa50@gmail.com

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





20º Congresso Nacional de
MEIO AMBIENTE

Poços de Caldas

meioambientepocos.com.br

Realização



Apoio



978-65-00-84939-4