

Diuliana Leandro

Geotecnologias aplicadas às Ciências Ambientais

Volume 2



BRAZIL PUBLISHING



BRAZIL PUBLISHING

Conselho Editorial Internacional

Presidente: Prof. Dr. Rodrigo Horochovski

Prof^a. Dra. Anita Leocadia Prestes

Prof^a. Dra. Claudia Maria Elisa Romero Vivas

Prof^a. Dra. Fabiana Queiroz

Prof^a. Dra. Hsin-Ying Li

Prof. Dr. Ingo Wolfgang Sarlet

Prof. Dr. José Antonio González Lavaut

Prof. Dr. José Eduardo Souza de Miranda

Prof^a. Dra. Marília Murata

Prof. Dr. Milton Luiz Horn Vieira

Prof. Dr. Ruben Silvio Varela Santos Martins

(UFPR – Brasil)

(ILCP – Brasil)

(UN – Colômbia)

(Ufla – Brasil)

(NTU – China)

(PUC/RS – Brasil)

(UH – Cuba)

(UniMB – Brasil)

(UFPR – Brasil)

(Ufsc – Brasil)

(UÉ – Portugal)



Comitê Científico da área Engenharias

Presidente: Prof. Dr. Marcus Vinicius Girão de Moraes

Prof. Dr. Bruno Luis Soares Lima

Prof. Dr. Paulo César Machado Ferroli

Prof. Dr. Alexandre Cardoso

Prof^a. Dra. Ana Cláudia Patrocínio

Prof. Dr. Itamar Iliuk

(UnB – Engenharia Mecânica)

(Mackenzie – Engenharia Elétrica)

(Ufsc – Engenharia de Produção)

(UFU – Engenharia Elétrica)

(UFU – Engenharia Elétrica)

(UTFPR – Engenharia Elétrica)

Geotecnologias aplicadas às Ciências Ambientais

Organizadora: Diuliana Leandro

Volume 2



BRAZIL PUBLISHING



© **Brazil Publishing Autores e Editores Associados**
Rua Padre Germano Mayer, 407
Cristo Rei - Curitiba, PR - 80050-270
+55 (41) 3022-6005



Associação Brasileira de Editores Científicos
Rua Azaleia, 399 - Edifício 3 Office, 7º Andar, Sala 75
Botucatu, SP - 18603-550
+55 (14) 3815-5095



Associação Brasileira de Normas Técnicas
Av. Treze de Maio, 13, 28ª andar
Centro - RJ - 20031-901
+55 (21) 3974.2324



Câmara Brasileira do Livro
Rua Cristiano Viana, 91
Pinheiros - SP - 05411-000
+ 55 (11) 3069-1300

Comitê Editorial

Editora-Chefe: Sandra Heck

Editor-Coordenador: Lucas Zavarelli

Agente Comercial: Mauro César

Diagramação e Projeto Gráfico: Henrique Kipper

Arte da Capa: Willian Opolz

Revisão de Texto: Erich Zimmermann Martins

DOI: 10.31012/978-65-5861-754-9

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Bibliotecária: Maria Isabel Schiavon Kinasz, CRB9 / 626

G352 Geotecnologias aplicadas às ciências ambientais / organização de Diuliana Leandro – 1.ed. - Curitiba: Brazil Publishing, 2021. [recurso eletrônico]

Vários colaboradores
ISBN 978-65-5861-754-9

1. Meio ambiente. 2. Geotecnologia. I. Leandro, Diuliana (org.).

CDD 574.5 (22.ed)
CDU 577.4



[1ª edição – Ano 2022]
www.aeditora.com.br

Laboratório de Geoprocessamento aplicado
a Estudos Ambientais – LGEA

Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais –
Centro de Engenharias – Universidade Federal de Pelotas



AGRADECIMENTOS

Esta obra foi desenvolvida com apoio da Fundação de Amparo à pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul (FAPERGS) e da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001, CNPq pelo apoio financeiro e concessão de bolsas.

APRESENTAÇÃO

Este é o segundo volume da coletânea de trabalhos baseados em geotecnologias voltados para aplicações na área ambiental. Esta edição mostra trabalhos em que ciências como o Sensoriamento Remoto, os Sistemas de Informações Geográficas e a Cartografia, dentre outras afins, foram efetivas para as análises direcionadas ao entendimento do meio ambiente, o desenvolvimento de projetos e a gestão urbana. Muitos dos capítulos apresentados na obra foram desenvolvidos no decorrer de disciplinas práticas do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e do Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária.

A obra busca elencar questões atuais de pesquisas que promovem a aplicação eficaz do conhecimento gerado por dados espaciais e uso de bases de dados gratuitas, que devem ser promovidas.

Boa leitura!



LGEA

Laboratório de Geoprocessamento
Aplicado a Estudos Ambientais

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 - AVANÇO DO DESMATAMENTO E ALTERAÇÃO DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NO PAMPA GAÚCHO – BRASIL 9

Andreza Lautenschleger; Diuliana Leandro; Mery Luiza Garcia Vieira; Luciara Bilhalva Corrêa

CAPÍTULO 2 - ANÁLISE ESPACIAL E TEMPORAL DO USO E COBERTURA DA TERRA NO MUNICÍPIO DE CANDIOTA – RS 29

Ana Paula Knapp; Diuliana Leandro; Jéferson Diego Leidemer; Maria Bertaso de Garcia Fernandez

CAPÍTULO 3 - TORNADO NA CIDADE DE CANELA, RS, EM 21/07/2010 PARTE 1: EVIDÊNCIAS DA OCORRÊNCIA 56

Everton Rodrigues Zirbes; Thatiany Karlovic de Abreu; Roseli Gueths Gomes

CAPÍTULO 4 - TORNADO NA CIDADE DE CANELA, RS EM 21/07/2010 PARTE 2: ANÁLISE ALTIMÉTRICA NA ASSOCIAÇÃO ENTRE RELEVO E FENÔMENO METEOROLÓGICO 76

Thatiany Karlovic de Abreu; Everton Rodrigues Zirbes; Roseli Gueths Gomes

CAPÍTULO 5 - O USO DE GEOTECNOLOGIAS PARA MAPEAMENTO DO USO DO SOLO E SUA RELAÇÃO COM OS FOCOS DE INCÊNDIOS: estudo de caso no Bioma Cerrado 91

Maiara Moraes Costa; Larissa Aldrighi da Silva; Diuliana Leandro; Karine Fonseca de Souza; Anderson Gabriel Correia; Liciane Oliveira Rosa; Willian César Nadaletti; Tírzah Moreira Siqueira

CAPÍTULO 6 - ANÁLISE MORFOMÉTRICA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PIRATINI-RS 117

Nelva Bugoni Riquetti; Diuliana Leandro

CAPÍTULO 7 - APLICAÇÃO DA FERRAMENTA GIOVANNI-NASA PARA ANÁLISE ATMOSFÉRICA DE POLUENTES: um estudo sobre o período anterior e posterior da influência pela pandemia do vírus Covid-19 no contexto mundial 144

Mariela Vieira Peixoto da Silva; Márcio Francisco Denzer Krüger; Diuliana Leandro; Willian César Nadaletti; Robson Andreazza; Érico Kunde Corrêa ; Andréa Souza Castro

CAPÍTULO 8 - DESMATAMENTO NA AMAZÔNIA LEGAL: uso do SIG para identificação de áreas prioritárias no combate ao desmatamento 184

Alessandra Magnus Lazuta; Maíara Moraes Costa; Karine Fonseca de Souza; Diuliana Leandro; Gabriela Tombini Ponzi; Denise dos Santos Vieira; Tirzah Moreira Siqueira

Índice Remissivo 203

Sobre os Autores. 205

CAPÍTULO 1

AVANÇO DO DESMATAMENTO E ALTERAÇÃO DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NO PAMPA GAÚCHO – BRASIL

ADVANCES IN DEFORESTATION AND ALTERATION OF LAND USE AND OCCUPATION IN PAMPA GAÚCHO – BRAZIL

Andreza Lautenschleger

Diuliana Leandro

Mery Luiza Garcia Vieira

Luciara Bilhalva Corrêa

Resumo

O Bioma Pampa ocupa cerca de 63% do território do estado do Rio Grande do Sul. Sua conformação vegetal é, em sua maioria, campestre, e esse ecossistema presta importantes serviços ecossistêmicos na região sul da América do Sul. O uso do solo no Pampa tem sofrido mudanças significativas nas últimas décadas, devido a avanços da agricultura, da silvicultura e do desmatamento. Com base nisso, os objetivos desse artigo foram: (i) averiguar a alteração no Bioma Pampa no território do estado do Rio Grande do Sul (Pampa Gaúcho); (ii) realizar uma análise temporal da evolução do desmatamento desse local; (iii) verificar se existe uma correlação entre esses dois fatores. Para a realização desse artigo foram utilizados os softwares Excel – versão 2019 e QGis – versão 3.16.4. Os

dados trabalhados foram gerados através de imagens do satélite OLI/Landsat-8, e obtidos da UFRGS, do IBGE, do INPE e do portal MapBiomas. Foi aplicado o coeficiente de correlação de Pearson entre as áreas de cobertura do campo e da agricultura. Os resultados indicam que o "campo" é a categoria de maior representatividade na ocupação do solo para os anos analisados (2002-2018). No entanto, esse tipo de conformação teve uma redução de cerca de 20% da sua área de extensão no período. A segunda categoria com maior área de cobertura foi a "agropecuária" (99% agricultura), seguida pelas "florestas". O desmatamento se mostrou acentuado: até o ano de 2016 o Pampa tinha 47,3% da sua vegetação natural suprimida. E esse número teve acréscimo devido aos novos pontos de desmatamento registrados em 2018. Além disso, foi possível identificar uma fragilidade ao desmatamento nas poucas áreas de proteção presentes no estado. A análise de correlação teve com resultado $P=-0,99$. Isso indica uma alta correlação negativa entre a expansão da agricultura e a redução do campo, demonstrando assim uma necessidade de se tomarem medidas governamentais de proteção a esse Bioma, bem como de buscar atividades econômicas que sejam sustentáveis para a região. A pecuária possui potencial para suprir esses requisitos. Isto porque, além de auxiliar na manutenção dos campos sulinos, a pecuária é uma atividade típica do local, mantendo a sua identidade regional.

Palavras-Chave: Campos Sulinos; Agricultura, Soja; Agropecuária; Supressão da vegetação; Agropecuária; Áreas de proteção.

Keywords: Sulinos Camps; Agriculture, Soybeans; Agriculture; Vegetation suppression; Agriculture; Protected areas.

Introdução

O Bioma Pampa é uma conformação vegetal tipicamente campestre, encontrada no sul da América do Sul. Se estende por parte do território da Argentina e do Uruguai, e no Brasil está restrito ao estado do Rio Grande do Sul, onde ocupa cerca de 63% do território (BOLDRINI *et al.* 2010; ECHER *et al.* 2015). O Pampa apresenta mais de 2200 espécies vegetais, que garantem a diversidade desse ecossistema e prestação de importantes serviços ecossistêmicos, tais como a polinização e a conservação de recursos hídricos (PILLAR *et al.*, 2009; MARCHI *et al.*, 2015).

Parte dessas espécies possui um potencial forrageiro, tornando a região tipicamente usada para a exploração pecuária (BOLDRINI *et al.*, 2010, 2021; ECHER *et al.*, 2015; PILLAR *et al.*, 2009). Contudo, o uso do solo nesse bioma tem sofrido mudanças significativas nas últimas décadas, devido à implementação de monoculturas de grãos (principalmente de soja) e de cultivo de florestas com espécies exóticas (tais como *Acacia sp.*, *Pinus sp.* e *Eucalyptus sp.*) (BOLDRINI *et al.*, 2021; ECHER *et al.*, 2015). Concomitantemente a essas alterações de perfil econômico, estudos realizados pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) entre os anos de 2007 e 2016 apontam a elevação da taxa de desmatamento no Pampa, tornando-o um dos biomas mais ameaçados do País (SANTOS, 2010; PROBIO, 2007).

Com base nisso, o objetivo geral deste artigo é realizar um levantamento do uso e da ocupação do solo na porção gaúcha do Bioma Pampa, buscando (i) averiguar se ocorreram alterações no uso do solo ao decorrer dos anos, através de elaboração de mapas no programa QGis 3.16.4, gerados a partir de dados geoespaciais; (ii) realizar uma análise temporal da evolução do desmatamento desse local, por intermédio da mesma ferramenta, utilizando dados de pontos com supressão de vegetação nativa, elaborados e disponibilizados pelo INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais);

e (iii) verificar se existe uma correlação entre esses dois fatores, aplicando o coeficiente de correlação de Pearson entre as áreas de cobertura (hectares) do campo e da agricultura.

Metodologia

Nesse artigo foi considerada apenas a porção do Bioma Pampa pertencente ao estado do Rio Grande do Sul (RS), que foi chamado aqui como Pampa Gaúcho. Estimativas apontam que esse bioma se estende por uma área de aproximadamente 176,5 mil Km², cerca de 2% do território nacional. No RS esse bioma é a conformação predominante, expandindo-se por 63% do estado (BOLDRINI *et al.*, 2010; IBF, 2021).

Para a realização deste artigo foram utilizados os softwares Excel – versão 2019 – e QGis – versão 3.16.4. Para as análises de uso do solo foram utilizados dados geoespaciais disponibilizados on-line pelo Laboratório de Geoprocessamento da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (LabGeo – UFRGS). Tais dados foram gerados através de imagens do satélite Landsat 8 sensor *Operational Land Imager* – (OLI/Landsat-8), somadas a um arquivo vetorial no formato *shape file* contendo a delimitação e atributos das categorias de uso e cobertura vegetal do estado do Rio Grande do Sul (para mais detalhes, consultar Weber *et al.*, 2015).

Para gerar o mapa de uso e ocupação do solo para o ano de 2018 foram utilizados os dados disponíveis na base de dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Esses dados foram gerados por meio da interpretação e categorização de imagens de satélite (OLI/Landsat-8), além de informações complementares e levantamentos de campo em todo o país. No software QGis esses materiais foram reorganizados e categorizados para melhor responder aos nossos objetivos. A elaboração dos mapas de supressão

da vegetação natural (desmatamento) foi feita através dos dados disponibilizados on-line pelo portal TerraBrasilis, desenvolvido pelo INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). Esses dados foram gerados a partir da interpretação visual de imagens Landsat-8/OLI na composição R(5) G(6) B(4), com resolução de 30m e em escala de trabalho de 1:75.000.

Além disso, informações disponibilizadas pelo Portal Map-Biomas foram tabuladas e utilizadas para gerar as Figuras que apresentam dados de cobertura do solo em porcentagem, bem como a variação temporal dessa cobertura. Nessa análise, categorias que representaram menos de 0,01% da cobertura total do solo foram desconsideradas. Esses dados também foram utilizados para a aplicação do coeficiente de correlação de Pearson, seguindo Mukaka (2012). Essa análise avalia o grau de correlação (que é maior quanto mais próximo de 1) e a sua direção (positiva ou negativa), quando existente. As variáveis avaliadas nessa análise foram a área de cobertura de campo e a área de cobertura destinada a agricultura, entre os anos de 2002 a 2018.

Resultados

O Bioma Pampa

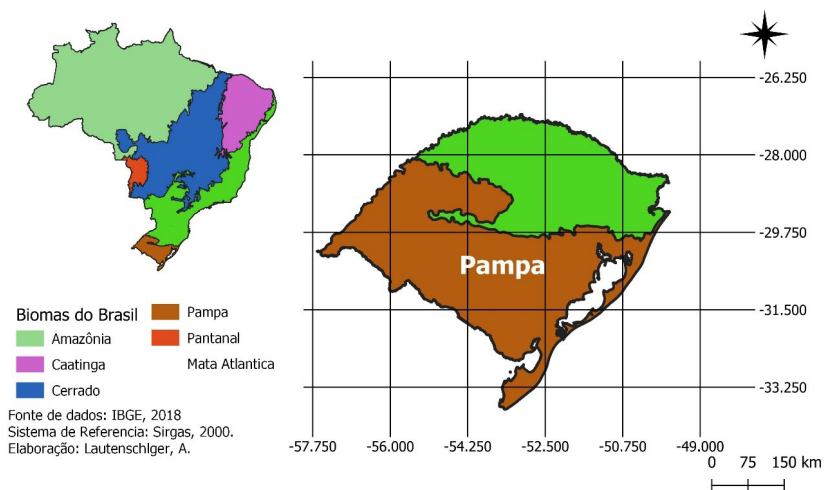
O termo "Bioma", é derivado do grego Bio = vida + Oma = grupo ou massa, e supostamente foi criado pelo botânico Frederic Edward Clements, em 1943. Na definição desse autor, um Bioma é caracterizado pela uniformidade fisionômica do clímax vegetal e pelos animais de maior relevância, possuindo uma constituição biótica característica (CLEMENTS, 1949). Esse termo sofreu alterações ao longo dos anos, e fatores (tais como tipo de solo, latitude e sa-

zonalidade) foram incluídos e excluídos conforme o autor abordado (COUTINHO, 2006; IPAN, 2015).

De acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), o Brasil possui 6 biomas, que são definidos por serem conjunto de vida vegetal e animal, que podem ser identificados em nível regional. Os biomas brasileiros são: Amazônia (floresta tropical – 49,29% do território nacional), Mata Atlântica (ecossistema florestal misto – 13,04% do território), Cerrado (savanas – 23,92%), Caatinga (savana-estépica – 9,92% do território), Pampa (vegetação campestre – 2,07% do território nacional) e Pantanal (savana estépica alagada – 1,76% do território nacional) (IBGE, 2012) (Figura 1).

Devido à sua localização subtropical, o Bioma Pampa no RS é o limite da distribuição de espécies tropicais típicas da Mata Atlântica. Segundo Boldrini *et al.* (2021), além da alta diversidade, o Pampa também conta com elevadas taxas de endemismo, devido a ser uma região de formação geológica muito antiga, com muitos ecossistemas associados. Porém, mesmo com essa diversidade florística, a predominância é das gramíneas. Esse é um nome genérico dado à família Poacea, composta por cerca de 10.000 espécies (WATSON, 1994), dentre as quais estão algumas de importância econômica, como o trigo (*Triticinae* spp.) e o arroz (*Oryza* spp.) (MARCHI *et al.*, 2015). Além disso, espécies das famílias Asteraceae (alta riqueza de *Baccharis*), Fabaceae (destaque para o gênero *Mimosa*) e ciperácea são comuns nesse ecossistema, compondo o mosaico de "região plana" que deu origem ao nome do bioma. (BOLDRINI *et al.*, 2021; MARCHI *et al.*, 2015).

Figura 1 – Mapa de localidade indicando os biomas encontrados no Brasil, com enfoque no estado do Rio Grande do Sul, onde está confinado o bioma Pampa

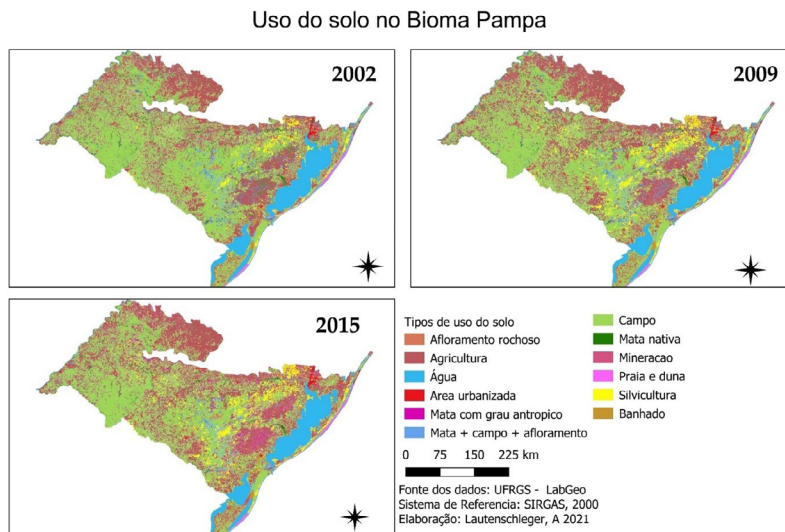


Fonte: Elaboração própria.

O uso e Ocupação do Solo

A categoria "campo", onde estão incluídos os campos alagadiços e áreas pantanosas (banhados), foi a que teve maior representatividade na ocupação do solo para os anos analisados (2002-2018), seguida pelas categorias da "agropecuária" e de "floresta", conforme apontado pela Figura 2. No entanto, nota-se uma dinâmica de alteração desses padrões ao longo dos anos, onde o campo e a floresta estão perdendo espaço enquanto a agropecuária (formada em sua maioria pela agricultura, como apontado pela Tabela 1) tem um aumento acentuado (Figura 3).

Figura 2 – Mapa ilustrativo da ocupação do solo ao longo dos anos no Bioma Pampa, localizado no estado do Rio Grande do Sul



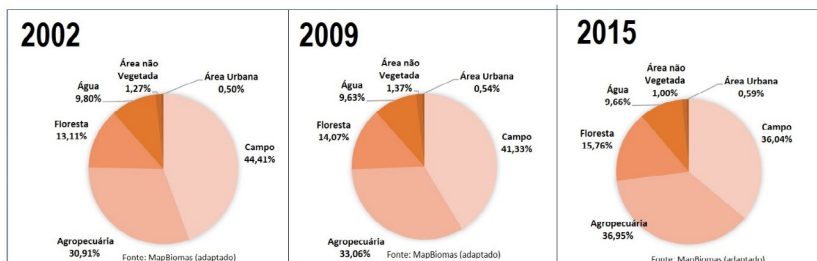
Fonte: Elaboração própria.

Tabela 1 – Composição (%) da categoria analisada como Agropecuária na análise de Uso e distribuição do solo

Ano	Agricultura	Pastagem	Mosaico de Agro + Pastagem	Área total
2002	99,97 %	0,01%	0,02%	5.995.746,39 ha
2009	99,97 %	0,01%	0,02%	6.412.446,92 ha
2015	99,98%	0,01%	0,01%	7.167.222,46 ha

Fonte: MapBiomias

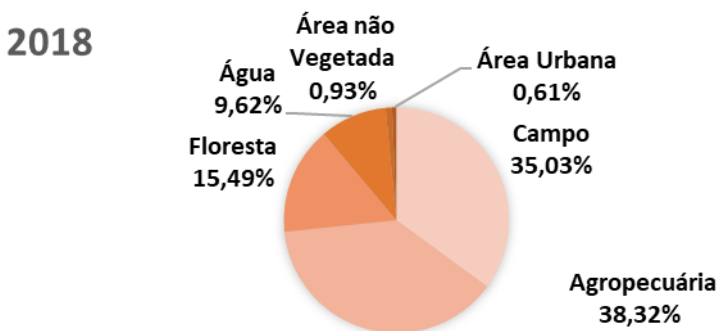
Figura 3 – Distribuição, em porcentagem, das categorias de ocupação o solo ao longo dos anos no Bioma Pampa, localizado no estado do Rio Grande do Sul



Fonte: Adaptado de Mapbiomas.

O campo teve um decréscimo de cerca de 20% da sua área de cobertura no comparativo de 2002 com 2018. Percebe-se que, no cenário atual do uso e ocupação do solo no Pampa Gaúcho (Figuras 4 e 5), essa atividade de agropecuária, juntamente com a silvicultura, ocupam um espaço considerável do território estudado, principalmente nas regiões noroeste centro-leste da área.

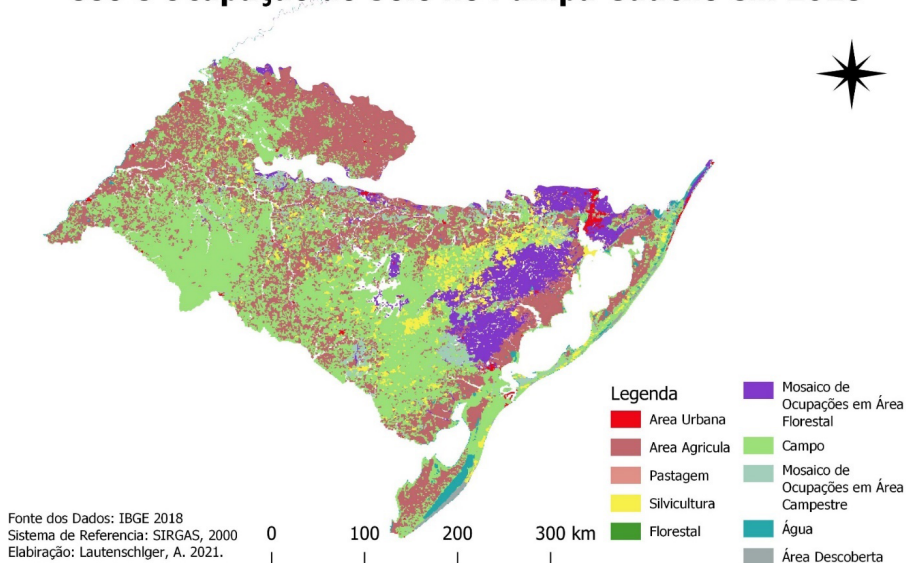
Figura 4 – Distribuição, em porcentagem, das categorias de ocupação o solo ao longo dos anos no Bioma Pampa, localizado no estado do Rio Grande do Sul



Fonte: MapBiomas (adaptado).

Figura 5 – Mapa com o uso e a ocupação do solo no Pampa Gaúcho (RS) em 2018

Uso e Ocupação do Solo no Pampa Gaúcho em 2018

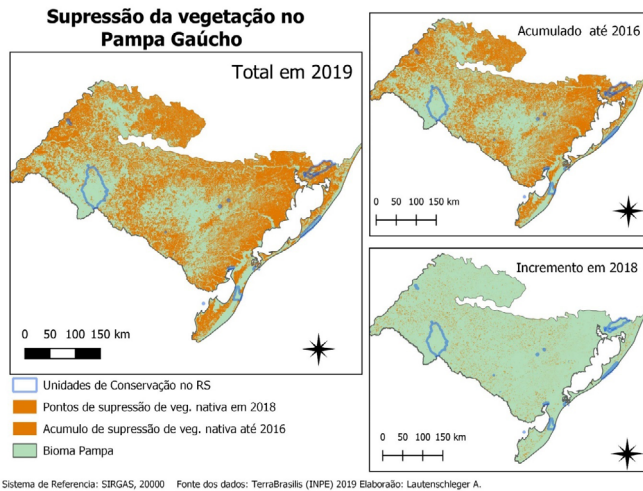


Fonte: Elaboração própria.

Desmatamento

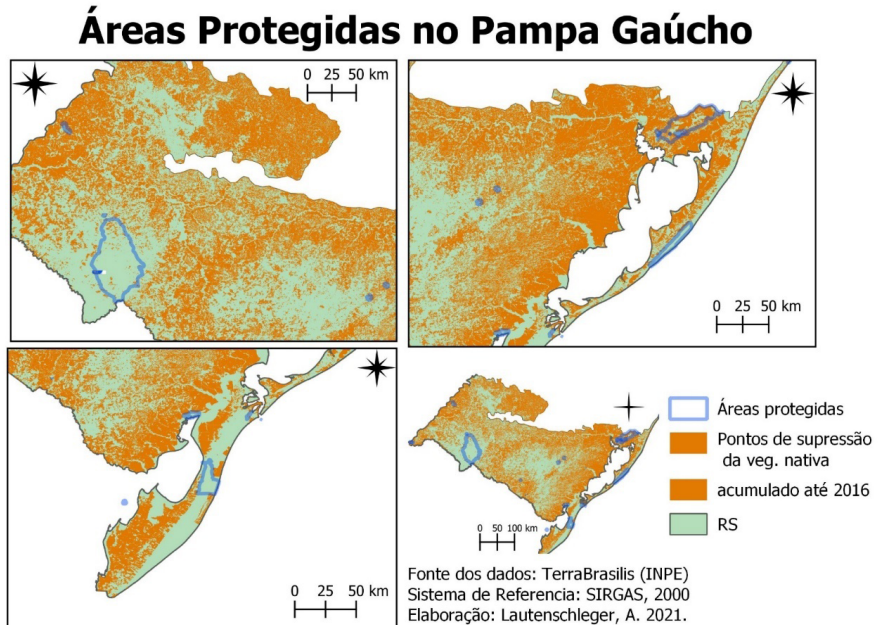
O levantamento realizado pelo INPE apontou que em 2016 o Bioma Pampa tinha 47,3% da sua vegetação natural suprimida (ou seja, desmatada), como demonstrado pela Figura 6. Esse número deixou o Pampa como o segundo bioma mais desmatado do Brasil, atrás apenas da mata atlântica (SANTOS, 2010). Além disso, houve um incremento significativo de supressão da vegetação no ano de 2018, demonstrando uma continuidade na tendência de aumento do desmatamento. Em complemento, na Figura 7 é possível verificar que desmatamento está presente nas bordas ou até mesmo dentro das Áreas de Protegidas (APs) no RS, o que demonstra uma vulnerabilidade e certa ineficiência dessas áreas.

Figura 6 – Mapa com os pontos de supressão de vegetação nativa, acumulada até 2016 e novos pontos em 2018, no Pampa Gaúcho (RS) em 2018



Fonte: Elaboração própria.

Figura 7 – Mapa indicando pontos de desmatamento ao redor de Áreas Protegidas no Pampa Gaúcho

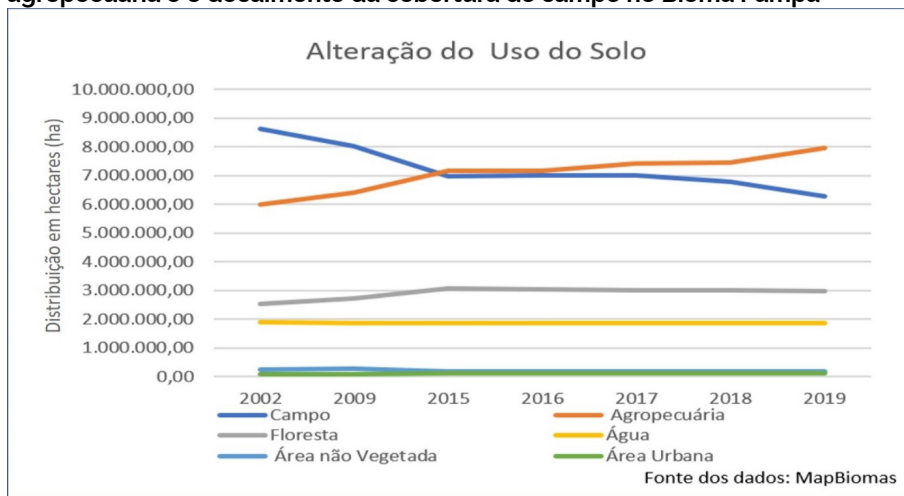


Fonte: Elaboração própria.

Análise de Correlação

A análise de correlação teve como resultado $P = -0,99$. Isso indica uma alta correlação inversamente proporcional entre as variáveis analisadas (campo e agropecuária). Ou seja, uma variável influencia na outra de maneira inversa: enquanto uma aumenta, a outra diminui. Além disso, é possível verificar na Figura 8 que, enquanto a agropecuária (em sua grande maioria dada pela agricultura) está em franca expansão, as áreas de campo nativo vêm decaindo rapidamente, e ambas as categorias não demonstram tendência a se estabilizar.

Figura 8 – Gráfico de alteração na área designada as categorias de uso e ocupação do solo, indicando a correlação negativa entre o aumento da agropecuária e o decaimento da cobertura de campo no Bioma Pampa



Fonte: Elaboração própria.

Discussão

Como apontado pelos resultados o território do Bioma Pampa, no RS, teve mudanças significativas nos últimos anos, principalmente pela perda de espaço do campo para áreas destinadas a agricultura (como apontado pela Figura 2 e na Tabela 1). Esses achados são compatíveis com uma tendência apontada por Oliveira *et al.* (2017) que, em uma análise temporal de 30 anos (1975-2005), demonstrou uma diminuição de 26% das pastagens naturais no bioma Pampa brasileiro, enquanto ocorreu um aumento das florestas cultivadas e das safras temporárias. Assim, os autores fizeram uma relação entre o incremento da área dedicada a essas atividades agrícolas e a diminuição da área de pastagens naturais. No mesmo sentido, Echer *et al.* (2015) indicaram que, mesmo a vegetação campestre ainda sendo a dominante no Pampa Gaúcho, o avanço da agricultura, pecuária e silvicultura tem se mostrado um fator importante no local, ocupando cerca de 66% da área do estudo. Esse avanço da agricultura também é apontado por Kuplich *et al.* (2018), que indicam um acréscimo de 188,5% na área cultivada por soja no Bioma Pampa, entre o período de 2000 a 2015, sendo que cerca de 8,2% desse aumento ocorreu sobre campo nativo. De fato, a soja se destacou na produção agrícola no estado nas últimas décadas, respondendo por mais de 40% do crescimento do Valor Bruto da Produção Agropecuária do RS no período de 2004 a 2016 (FEE, 2015).

No entanto, há de se considerar alguns fatores e consequências dos avanços dessa monocultura. O primeiro deles é sobre a perda de diversidade e de funcionalidade biológica que o ecossistema sofre quando há supressão de parcelas tão significativas de suas áreas de abrangência. Moraes *et al.* (2019) apontam que a aplicação de práticas não sustentáveis em monoculturas é responsável pela perda de qualidade nesses ambientes, acarretando elevação da erosão, degradação de pastagens e inevitavelmente

o declínio da fertilidade do solo. Esse "empobrecimento" do solo, somado às características naturais do solo da região, que tendem a ser pouco fertilizadas, culmina na necessidade de aplicação de doses elevadas de fertilizantes e herbicidas nessas culturas. Essas substâncias possuem potencial danoso para a saúde não só do próprio solo, mas também das águas e da população residente nesses locais (KUPLICH *et al.*, 2018).

Outro aspecto importante é referente à descaracterização do bioma e das atividades econômicas típicas da área. Além de instalarem-se nas áreas de campo nativo, como mostram nossos resultados, as lavouras também substituíram atividades econômicas tradicionais do RS. Kuplich *et al.* (2018) apontam que a soja avançou principalmente por regiões antes cultivadas com milho e por áreas destinadas à pecuária. Moraes *et al.* (2019) ressaltam que, apesar do potencial biológico que o Bioma Pampa possui para o desenvolvimento da pecuária, essa atividade é gerenciada de uma maneira precária no estado do RS. A redução da área utilizada para tal acaba acarretando uma sobrecarga no ambiente que permanece com essa atividade, uma vez que passa a ter uma taxa maior de animais por m² (KUPLICH *et al.*, 2018). Por consequência, as pastagens tornam-se pouco produtivas, necessitando de incremento de pastagens cultivadas, muitas vezes com espécies exóticas. A soma desses fatores torna a pecuária uma atividade sem perfil competitivo com os lucros gerados pelo cultivo de soja e de arroz (OVERBECK *et al.*, 2007; MORAES *et al.*, 2019; MOREIRA, 2019). Assim, nota-se que as mudanças nas atividades econômicas na região afetam diretamente não só a biodiversidade, mas também a identidade regional do lugar (BOLDRINI, 2009; KUPLICH *et al.*, 2018; MOREIRA, 2019).

O desmatamento nos biomas florestais brasileiros (Amazônia e Mata Atlântica) passou por períodos de queda na década de 2000 e de 2010 (WEST *et al.*, 2019; KUPLICH *et al.*, 2018). Harding *et al.* (2021) apontam que iniciativas governamentais adotadas no período

apresentaram resultados positivos em amenizar a pressão que os preços das *commodities* causam no ambiente, quando motivam o desmatamento para a implementação dessas culturas. Overbeck *et al.* (2015) indicam que a exclusão dos biomas não florestais nessas iniciativas de combate ao desmatamento colaborou para a destruição das conformações campestres. E que para a preservação das áreas remanescentes de Pampa é necessário que esses esforços e iniciativas sejam estendidos a ele.

Dentre esses esforços estão, de modo geral, a melhoria na gestão e controle/monitoramento do uso de da alteração da terra. Um exemplo de iniciativa que poderia ser adotada nesse cenário é a Monetária da soja, aplicada de 2006 a 2016, que proibia a compra de soja proveniente de áreas recém desmatadas na Amazônia, e que teve grandes colaborações para retardar a degradação desse ecossistema (GIBBS *et al.*, 2015). Outra proposta é a criação de novas e grandes áreas protegidas, que componham uma representação plausível do bioma. As áreas de preservação são um instrumento amplamente adotado globalmente para combater o desmatamento (ASSUNÇÃO; GANDOUR, 2020), e o Pampa é o bioma brasileiro com menor percentual de áreas protegidas (MMA, 2017). No entanto, os últimos estudos indicam a baixa eficiência das APs em diminuir o desmatamento. Isso ocorre em parte pelas baixas resistências às pressões antropogênicas dessas áreas (RIBEIRO *et al.*, 2021), e em parte porque elas tendem a desviar o desmatamento para regiões fora de suas fronteiras e, portanto, desprotegidas (ASSUNÇÃO; GANDOUR, 2020; HARDING *et al.*, 2021). No entanto, Harding *et al.* (2021) supõem que o desmatamento poderia ter se expandido além das áreas circundantes, e adentrado as APs, caso essas não fossem legalmente protegidas. Enquanto isso, Metzger *et al.* (2019) defendem que as áreas de proteção legal no Brasil são fundamentais para a manutenção da biodiversidade do País.

É preciso destacar, no entanto, que a conservação do Pampa não é um processo excludente das atividades produtivas no bioma. A busca por métodos de conciliação entre desenvolvimento econômico e preservação ambiental é uma constante global desde a década de 1970. Nesse cenário em específico, estudos apontam que a exploração da pecuária com manejo sustentável é uma opção para a recuperação e manutenção dos campos sulinos (CROUZEILLES; RODRIGUES, 2019; MORAES *et al.* 2019). De fato, o pastejo e o pisoteio são distúrbios naturais da dinâmica do Pampa (CROUZEILLES; RODRIGUES, 2019) e a pecuária é uma atividade típica do RS (FREITAS *et al.*, 2019). Overbeck *et al.* (2015) indicam que a presença do gado no bioma pode auxiliar na restauração das áreas degradadas através da dispersão de sementes. Essa seria uma alternativa para facilitar o reflorestamento da região, uma vez que as sementes de espécies nativas do Pampa não são amplamente comercializadas (CROUZEILLES; RODRIGUES, 2019). Moraes *et al.* (2019) apontam que o Bioma Pampa possui diversas características (como o clima, tipo de solo e relevo, por exemplo) que o qualificam para a implementação de um sistema integrado de lavoura-pecuária, onde as duas atividades coexistem em um sistema de rotação, sucessão ou misturas. Os autores defendem que esse sistema pode colaborar para a sustentabilidade da região, ao aumentar a produção de alimentos enquanto mantém a sua qualidade ambiental. No mesmo sentido, Lima *et al.* (2020) apontam que, uma vez que o pisoteio faz parte da dinâmica do Pampa, seria possível a criação de Áreas de Proteção de Uso Sustentável com carga moderada de pecuária em seu interior. Isso proporcionaria uma proteção contra o desmatamento, ao mesmo tempo em que colaboraria para o crescimento econômico do estado. Vale ressaltar que o governo brasileiro possuía como meta até 2020 ter 17% dos biomas não florestais protegidos por reservas ambientais. No entanto, o levantamento de

2016 demonstrou que apenas 2,70% do Pampa é coberto por essas APs, sendo o bioma com menor percentual (MMA, 2017).

Conclusão

Em suma, o Bioma Pampa apresentou significativas mudanças no uso do solo ao longo dos anos, somadas a alarmantes números de pontos de desmatamento. O avanço do cultivo da soja ocorreu concomitantemente ao declínio das áreas de campo nativo. E, conforme demonstrado por nossas análises de correlação, esses fatores se influenciam mutuamente.

Esse avanço desordenado da soja sobre o campo é, possivelmente, uma consequência do negligenciamento dos biomas não florestais (tais como o Pampa) pelas ações de conservação da biodiversidade promovidas no Brasil nas últimas décadas. Há, portanto, a necessidade de elaboração de técnicas e de legislações que visem a proteção desse bioma, vez que essa conformação vegetal abriga uma vasta diversidade biológica, presta importantes serviços ecossistêmicos e mantém a identidade regional do povo gaúcho.

Encontrar meios que possibilitem uma economia sustentável na região é um desafio, uma vez que os ganhos financeiros advindos do cultivo da soja exercem uma pressão sobre o ambiente. Porém, o investimento em gerenciamento de atividades típicas, como a pecuária, e a implantação de um agrossistema de rotação lavoura-pecuária apresentam-se como alternativas a essa lacuna.

Referências

ASSUNÇÃO, Juliano; GANDOUR, Clarissa. Resumo Para Política Pública. **Áreas Protegidas, embora críticas, não são suficientes para desacelerar o desmatamento na Amazônia: o Brasil precisa de políticas de conservação**

direcionadas e coordenadas. Rio De Janeiro: Climate Policy Initiative, 2020.

BOLDRINI, I. I. A Flora Dos Campos Do Rio Grande Do Sul. *In*: PILLAR, V. P.; MÜLLER, S. C.; CASTILHOS, Z. M. S.; JACQUES, A. V. A. (eds.). **Campos Sulinos: Conservação E Uso Sustentável Da Biodiversidade**. Brasília: Ministério Do Meio Ambiente, 2009. p. 63-77.

BOLDRINI, I. I.; FERREIRA, P. M. A.; ANDRADE, B. O.; SCHNEIDER, A. A.; SETUBAL, R. B. R.; FREITAS, E. M. **Bioma Pampa: diversidade florística e fisionômica**. Porto Alegre: Editora Pallotti, 2010. 64 p

BOLDRINI, I. L.; POSER, G. L. V.; ZUANAZZI, J. A. S. **Bioma Pampa**. Araraquara, SP: Institutos Nacionais de Ciência e Tecnologias (INCT), [s.d.]. Disponível em: <http://inct-bionat.iq.unesp.br/biomas/bioma-pampa/>. Acesso em: 14 junho 2021.

CLEMENTS, F. E. **Dynamics of Vegetation**. New York: The H.W. Wilson Co., 1949.

COUTINHO, Leopoldo Magno. O Conceito De Bioma. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n. 1, p. 13-23, 2006.

CROUZEILLES, R.; RODRIGUES, R. R.; STRASSBURG, B. B. N. (eds.). **BPBES/IIS: Relatório temático sobre restauração de paisagens e ecossistemas**. São Carlos: Editora Cubo, 2019. p. 77

ECHER, Reges; CRUZ, José Antônio Weykamp da; ESTRELA, Carina Costa *et al.* Usos da terra e ameaças para a conservação da biodiversidade no Bioma Pampa, Rio Grande do Sul. Revista **Thema**, v. 12, n. 2, p. 4-13, 2015.

FEE (Fundação De Economia E Estatística). **Características da Agropecuária do RS**. Disponível em: <https://arquivofee.rs.gov.br/sinteseilustrada/caracteristicas-da-agropecuaria-do-rs/>. Acesso em: jun. 2021.

FREITAS, David Santos; DE OLIVEIRA, Tamara Esteves; DE OLIVEIRA, Juliano Morales. Sustainability in the Brazilian pampa biome: A composite index to integrate beef production, social equity, and ecosystem conservation. **Ecological Indicators**, v. 98, p. 317-326, 2019.

GIBBS, H. K.; RAUSCH, L.; MUNGER, J. *et al.* Brazil's Soy Moratorium. **Science**, v. 347, n. 6220, p. 377-378, 2015.

HARDING, T.; HERZBERG, J.; KURALBAYEVA, K.; Commodity prices and robust environmental regulation: Evidence from deforestation in Brazil. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 108, 2021.

HOFMANN, G. S.; WEBER, E. J.; HASENACK, H. (orgs.). **Uso e Cobertura Vegetal do Estado do Rio Grande do Sul – Situação Em 2015**. Porto Alegre: UFRGS IB Centro De Ecologia, 2015. ISBN 978-85-63843-22-7. Disponível em: <http://www.ufrgs.br/labgeo>.

INSTITUTO BRASILEIRO DE FLORESTAS (IBF). **Bioma Pampa**. Disponível em:

<https://www.ibflorestas.org.br/bioma-pampa>, Acesso em: jun. 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Biomias Brasileiros** – 2012. Disponível em: <https://educa.ibge.gov.br/jovens/conheca-o-brasil/territorio/18307-biomias-brasileiros.html>. Acesso em: jun. 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Dados de cobertura do solo**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/informacoes-ambientais/15831-cobertura-e-uso-da-terra-do-brasil.html?edicao=22982&t=notas-tecnicas>. Acesso em: jun. 2021.

INSTITUTO DE PESQUISA AMBIENTAL DA AMAZÔNIA (IPAN). **Bioma**. 2015. Disponível em: <https://ipam.org.br/glossario/bioma/> acessado em junho de 2021.

KUPLICH, Tatiana Mora; CAPOANE, Viviane; COSTA, Luis Fernando Flenik. O avanço da soja no Bioma Pampa. **Boletim Geográfico Do Rio Grande Do Sul**, v. 0, n. 31, p. 83-100, 2018.

LIMA, Daniela Oliveira de; CROUZEILLES, Renato; VIEIRA, Marcus Vinícius. Integrating strict protection and sustainable use areas to preserve the Brazilian Pampa biome through conservation planning. **Land Use Policy**, v. 99, p. 104836, 2020.

MAPBIOMAS. Disponível em: <https://mapbiomas.org>. Acesso em: jun. 2021.

MARCHI, Marene Machado; BARBIERI, Rosa Lía; EMBRAPA CLIMA TEMPERADO; *et al.* **Cores e formas no Bioma Pampa**: gramíneas ornamentais nativas. Brasília: EMBRAPA Clima Temperado, 2015.

METZGER, Jean Paul; BUSTAMANTE, Mercedes M. C.; FERREIRA, Joice *et al.* Por que o Brasil precisa de suas Reservas Legais. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 3, p. 104-116, 2019.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **2017** – Percentual do Território Brasileiro Abrangido Por Unidades de Conservação. Disponível em <https://antigo.mma.gov.br/informacoes-ambientais/indicadores-ambientais/item/11276-uc-terrestres.html#:~:text=considerando%2c%20ainda%2c%20que%20a%20meta,estabelecido%20junto%20à%20convenção%20sobre>. Acesso em: jun. 2021.

MORAES, Anibal de; CARVALHO, Paulo César de F.; CRUSCIOL, Carlos Alexandre Costa, LANG, Claudete Reisdorfer; PARIZ, Cristiano Magalhães; LEONARDO DEISS, SULC, R. Mark. Chapter 16 – Integrated Crop-Livestock Systems as a Solution Facing the Destruction of Pampa and Cerrado Biomes in South America by Intensive Monoculture Systems. **Agroecosystem Diversity**, Academic Press, 2019.

MOREIRA, Juliana Gomes. **Transformações produtivas no Pampa Brasileiro**: as mudanças na bovinocultura de corte diante do avanço da soja. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2019. Disponível em: <https://lume.ufrgs.br/handle/1z183/197665>. Acesso em: 16 jun. 2021.

- MUKAKA, M. M. Statistics Corner: A Guide to Appropriate Use of Correlation Coefficient in Medical Research. **Malawi Med J.**, 2012, v. 24, n. 3, p. 69-71.
- OLIVEIRA, Tamara Esteves de; FREITAS, David Santos de; GIANEZINI, Miguelangelo *et al.* Agricultural Land Use Change In The Brazilian Pampa Biome: The Reduction Of Natural Grasslands. **Land Use Policy**, v. 63, p. 394-400, 2017.
- OVERBECK, G. E.; VÉLEZ-MARTIN, E.; SCARANO, F. R. *et al.* Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. **Diversity and Distributions**, v. 21, n. 12, p. 1455-1460, 2015.
- PILLAR, V. P.; MÜLLER, S. C.; CASTILHOS, Z. M. S.; JACQUES, A. V. A. (eds.). **Campos Sulinos, Conservação E Uso Sustentável Da Biodiversidade**. Brasília: MMA, 2009. 403 p.
- PROBIO. Mapeamento Da Cobertura Vegetal Do Bioma Pampa. *In*: PROBIO. **Sumário Executivo Do Mapeamento Da Cobertura Vegetal Dos Biomas Brasileiros**. Brasília: Ministério Do Meio Ambiente; Secretaria De Biodiversidade e Florestas, 2007. 31 p.
- RIBEIRO, Soraya; MOREIRA, Leonardo F. B.; OVERBECK, Gerhard E. *et al.* Protected Areas of the Pampa biome presented land use incompatible with conservation purposes. **Journal of Land Use Science**, p. 1-13, 2021.
- TERRABRASILIS – IMPE. Disponível em: <http://terrabilis.dpi.inpe.br/downloads/>. Acesso em: jun. 2021.
- WATSON, L.; DALLWITZ, M. J.. The Families of Flowering Plants. CDROM. Vers. 1.0 1993. And Colour Illustrated Manual. **Nordic Journal Of Botany**. [s. l.]: Wiley Online Library, 1994. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1756-1051.1994.tb00638.X> Acesso em: jun. 2021.
- WEBER, E. J.; CARDOSO, R. R.; HASENACK, H. **Mosaico De Imagens De Satélite Landsat Do Estado Do Rio Grande Do Sul – Ano Base 2009**. Porto Alegre: UFRGS IB Centro De Ecologia, 2015. ISBN 978-85-63843-14-2. Disponível em: <http://www.ufrgs.br/labgeo>.
- WEBER, E. J.; HOFMANN, G. S.; OLIVEIRA, C. V.; HASENACK, H. (orgs.). **Uso E Cobertura Vegetal Do Estado Do Rio Grande Do Sul – Situação Em 2009**. Porto Alegre: UFRGS IB Centro De Ecologia, 2015. ISBN 978-85-63843-20-3. Disponível em: <http://www.ufrgs.br/labgeo>.
- WEBER, E. J.; HASENACK, H.; PINTO, F. P.; MORAES, B. Z. **Mosaico De Imagens De Satélite Landsat Do Estado Do Rio Grande Do Sul – Ano Base 2015**. Porto Alegre: UFRGS IB Centro De Ecologia, 2015. ISBN 978-85-63843-25-8. Disponível em: <http://www.ufrgs.br/labgeo>.
- WEST, T. A. P.; BÖRNER, J.; FEARNSIDE, P. M. Climatic Benefits From The 2006-2017 Avoided Deforestation In Amazonian Brazil. **Front. For. Global Chang.**, 2019.

CAPÍTULO 2

ANÁLISE ESPACIAL E TEMPORAL DO USO E COBERTURA DA TERRA NO MUNICÍPIO DE CANDIOTA – RS

SPATIAL AND TEMPORAL ANALYSIS OF LAND USE AND COVERAGE IN THE MUNICIPALITY OF CANDIOTA

Ana Paula Knapp

Diuliana Leandro

Jéferson Diego Leidemer

Maria Bertaso de Garcia Fernandez

Resumo

A mineração no Brasil teve seu início com a exploração de materiais como argila, areia e cascalho para atividades de construção, utilizando-se de técnicas rudimentares e em um cenário de baixa demanda por produtos de origem mineral. A expansão da atividade ocorreu devido às práticas de garimpo de ouro e diamante, porém técnicas mais elaboradas de extração passaram a ser empregadas somente a partir dos anos 1800, enquanto a lavra de carvão iniciou-se em 1860, com a abertura da primeira mina de carvão do país, localizada no estado do Rio Grande do Sul. Dentre

os principais problemas ambientais associados à mineração destacam-se a poluição da água, ar e solo, além da geração de áreas degradadas e dificuldade de reconstrução dos solos após a lavra, que pode levar a ocorrência de processos erosivos devido à exposição do solo e redução de sua capacidade de armazenamento e infiltração de água no solo, além de compactação. A área de mineração do município de Candiota – RS é de domínio da Companhia Riograndense de Mineração (CRM) e está em funcionamento desde 1961, extraíndo carvão que é destinado à geração de energia elétrica. Após a exploração, as cavas são fechadas e é realizada a recomposição topográfica seguida de revegetação, visando recuperar o solo degradado. Com o objetivo de compreender a dinâmica de uso e cobertura da terra além das perturbações ambientais geradas pela atividade de mineração ao longo dos anos, foram utilizadas ferramentas de sensoriamento remoto e sistemas de informações geográficas para analisar o uso e cobertura da terra, bem como as dimensões do impacto da mineração de carvão no município de Candiota – RS no período de 1984 a 2014. Para realizar as análises propostas pelo estudo, foram utilizadas imagens dos satélites Landsat 5 e Landsat 8, processadas utilizando o software QGIS e a técnica de falsa cor, que permitiram a posterior classificação das classes de uso e cobertura da terra para o município. Com a aplicação desta metodologia, foi possível distinguir áreas de agricultura, campo, floresta, solo exposto, área minerada e urbana e corpos hídricos. Os principais resultados encontrados dizem respeito ao aumento das áreas utilizadas para exploração agrícola, mineração e área urbana, além da redução de áreas de campo, bem como uma intensa expansão de áreas de floresta a partir dos anos 2000, associada à redução das áreas de solo exposto, demonstrando a adoção de práticas de recuperação de áreas degradadas.

Palavras-chave: Sensoriamento remoto; Área de Mineração; Degradação do solo.

Keywords: Remote sensing; Mining Area; Soil degradation.

Introdução

A atividade de exploração de substâncias minerais encontradas no solo brasileiro teve seu início com a retirada de pequenas quantidades de material por meio de técnicas rudimentares, visto que a demanda por produtos de origem mineral era pequena e consistia na exploração de argila, areia e cascalho para atividades de construção. Posteriormente, deu-se início às atividades de garimpo de ouro e diamantes nas regiões de São Paulo, Minas Gerais e Mato Grosso, retirados principalmente de aluviões. Quando os produtos desejados se encontravam em afloramentos rochosos, eram desagregados e, se necessário, realizavam-se perfurações e detonações com pólvora caseira. Os primeiros trabalhos envolvendo lavras com o emprego de tecnologias mais sofisticadas se deram com a abertura de minas de ouro em Minas Gerais a partir dos anos 1800, enquanto a lavra de carvão teve início no Brasil em 1860, com a abertura da mina de Arroio dos Ratos, no estado do Rio Grande do Sul (GERMANI, 2002).

Farias (2002) destaca que os principais impactos ambientais decorrentes da mineração no Brasil estão relacionados à poluição da água, poluição do ar, poluição sonora e subsidência do terreno, gerando assim conflitos de uso do solo, depreciação de imóveis vizinhos, áreas degradadas, entre outros. Um dos impactos ambientais associados à exploração do carvão diz respeito ao fenômeno de Drenagem Ácida de Minas (DAM), que ocorre em minas abandonadas de carvão. Esse processo acontece quando minerais piríticos (FeS_2) entram em contato com a água e oxigênio atmosférico e se oxidam em ácido sulfúrico. Dessa forma, o pH do solo é reduzido drasticamente, fazendo com que a vegetação do local seja afetada

negativamente (SHEORAN; SHEORAN; POONIA, 2010). A DAM é um passivo ambiental que gera danos aos recursos hídricos de regiões onde houve a introdução do "carvão pré-lavado", que tem como resultado o acúmulo de rejeitos ricos em pirita, que, em contato com a água e o ar, sofrem oxidação, gerando acidez (FARIAS, 2002).

Outro problema relacionado à mineração de carvão está associado à reconstrução do solo após as atividades de mineração, já que há dificuldades no estabelecimento de espécies vegetais nas áreas construídas, resultando na ocorrência de processos erosivos devido à exposição do solo. Além disso, mesmo após a reconstrução, os solos de mina podem apresentar compactação e redução na capacidade de armazenamento e infiltração de água (CAMPOS *et al.*, 2010).

Muitos estudos da área ambiental têm empregado Sistemas de Informações Geográficas (SIG) e Sensoriamento Remoto a fim de realizar diagnósticos e compreender a dinâmica ambiental em áreas de mineração. Orimoloye e Ololade (2020) utilizaram imagens Landsat para estudar a tendência da dinâmica da paisagem de áreas de mineração de ouro entre 1984 e 2019, permitindo o monitoramento das transformações ocorridas na cobertura e uso do solo, onde pode-se verificar que houve aumento na vegetação na área de estudo, evidenciando o processo de revegetação. Ang *et al.* (2021), por sua vez, utilizaram ferramentas de sensoriamento remoto e *web-based mapping* para caracterizar e avaliar impactos socioambientais a fim de oferecer suporte ao planejamento em uma área de mineração nas Filipinas.

Na área de mineração de Candiota, localizada a 400 quilômetros ao sul de Porto Alegre e administrada pela Companhia Riograndense de Mineração (CRM), o carvão é extraído na forma de lavra a céu aberto. A jazida está em funcionamento desde 1961 e o destino da extração é a geração de energia elétrica, pelo fato de o carvão ser de baixa qualidade. Ao final do processo, todo o

material que não foi utilizado volta à cava aberta, juntamente com uma camada de solo, para recomposição topográfica.

Os solos construídos são os solos cuja formação e materiais passam por interferência humana. São solos pedologicamente jovens e seu processo de formação é lento. No caso de solos construídos por mineração, a construção do solo é feita pelos materiais estéreis da mineração (*minespoils*), seguido de uma camada de *topsoil* (horizonte A e/ou B do solo original). Apesar da tentativa de reconstrução, os *minespoils* levam tempo para evoluir para solo e, conseqüentemente, diminuem a capacidade de produtividade (ONWEREMADU, 2007).

Em solos construídos com diferentes idades é notável a diferença em atributos químicos, físicos e biológicos, bem como também em áreas com diferentes vegetações estabelecidas (YADA *et al.*, 2015). Por exemplo, Stumpf *et al.* (2016) observaram que a espécie *Urochloa brizantha* mostrou maior potencial para recuperação dos atributos físicos em um solo construído na jazida de Candiota após 8,6 anos de revegetação, devido ao seu maior desenvolvimento radicular até a profundidade de 20 cm.

A área impactada pela mineração, de acordo com a CRM (2014), foi de aproximadamente 1044 ha em 2014. Já a área total que passou por recuperação vegetal no mesmo período foi de aproximadamente 928 ha. Devido às dimensões desse tipo de atividade, é importante se fazer uso de ferramentas como o sensoriamento remoto. A utilização de sensoriamento remoto através de imagens de satélite auxilia na tomada de decisão para planejamento e recuperação dessas áreas mineradas em processo de recuperação (LECHNER *et al.*, 2019). Através deste método, as áreas já mineradas, em mineração e as futuras cavas poderão ter a devida caracterização de seu uso do solo e de sua perturbação no ambiente ao longo dos anos. Portanto, o objetivo deste trabalho foi analisar a evolução do uso e cobertura da terra além das dimensões do impacto da

mineração de carvão no Município de Candiota-RS, no período de 1984 a 2014.

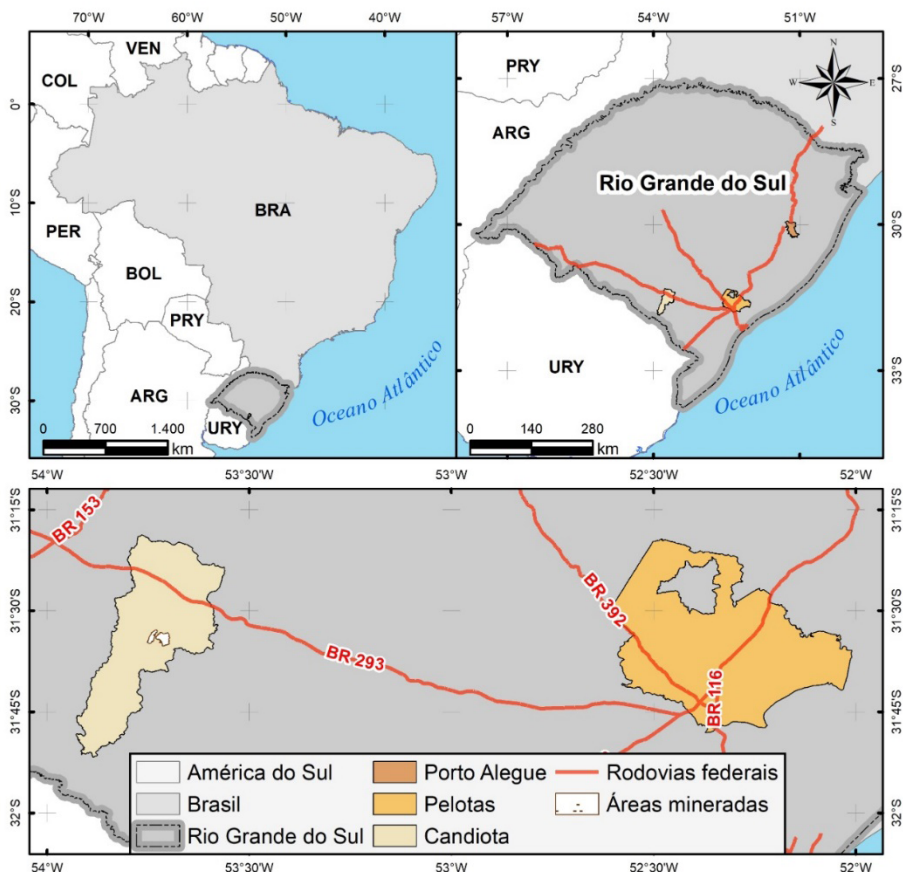
Metodologia

Área de estudo

A jazida de carvão de Candiota, pertencente à Companhia Riograndense de Mineração (CRM), está localizada cerca de 400 km ao sudoeste de Porto Alegre - RS, com as seguintes coordenadas: 31°33'56"S e 53°43'30"W (Figura 1). O trabalho de extração do minério no local iniciou-se em 1961, e todo o carvão extraído é utilizado para a geração de energia elétrica na região.

O tipo de extração que ocorre na área é na forma de lavra a céu aberto, pelo fato de o carvão estar localizado a até 50m de profundidade da superfície do solo. Por conta disso, há uma intensa movimentação de solo e uma grande mudança na topografia e no ambiente. As principais etapas envolvidas no processo de extração de carvão de mineração a céu aberto e as subseqüentes recomposições topográficas da área minerada são: a) remoção dos horizontes A, B e C do solo natural, que são transportados por caminhão para cobrir a área previamente nivelada topograficamente; b) remoção de saprólito e rochas (estéril) com uma grande escavadeira do tipo *dragline*; c) extração das camadas de carvão; d) colocação dos entulhos de estéril para preenchimento da escavação produzida pela faixa anterior, que são nivelados por escavadeiras para recomposição topográfica; e e) para finalizar a restauração paisagística da área, os horizontes naturais do solo A (e horizontes B e C) removidos durante a fase (a) são depositados e revegetados, criando assim o solo construído (STUMPF *et al.*, 2016).

Figura 1 – Mapa de localização do município de Candiota-RS



Fonte: Elaboração própria.

A cidade de Candiota, emancipada somente no ano de 1992, possui uma população de 8.771 pessoas (IBGE, 2010) e tem sua economia em torno da agricultura, pecuária e mineração locais. O clima local é classificado como Cfa, a temperatura média no mês mais frio varia entre 3 e 18°C, e no mês mais quente é de 22°C, enquanto a precipitação média mensal mínima é de 60 mm (ALVARES *et al.*, 2013). Pelo fato de a mineradora CRM contribuir para geração

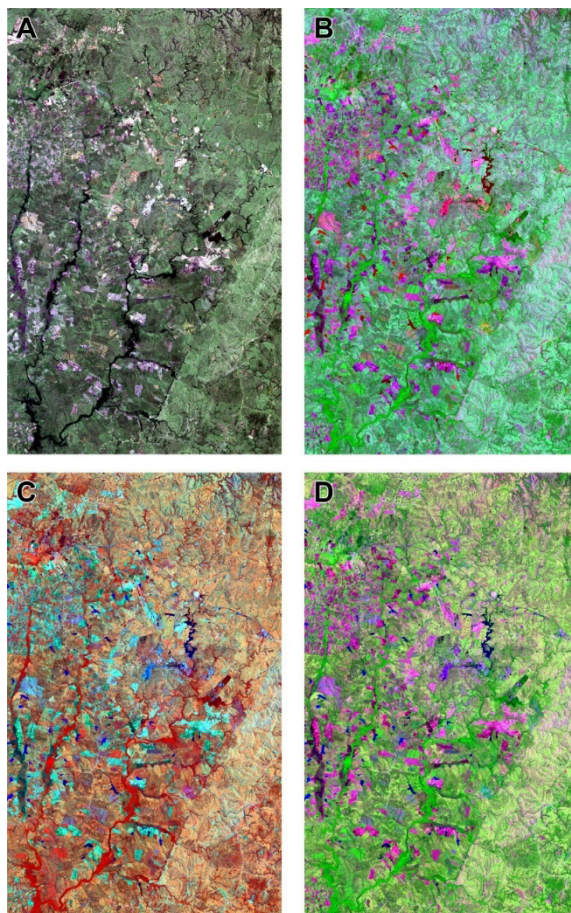
de empregos no município, apresenta grande importância para o estado do Rio Grande do Sul e região.

De acordo com Cunha *et al.* (1998), o município de Candiota pode ser dividido em duas regiões de acordo com aspectos fisiográficos e características dos solos: a região norte-nordeste, a qual apresenta cotas entre 200 e 350 m e solos avermelhados de fertilidade média a baixa, com presença de pedregosidades; e a região sul-sudoeste, a qual apresenta cotas entre 100 e 200 m e solos parcialmente rasos. Na região sul-sudoeste encontram-se, em relevo suave ondulado, solos favoráveis a cultivos anuais, porém apresentando limitações relacionadas à suscetibilidade do solo à erosão. Na região mais ao sul, sob relevo ondulado, há ainda maiores limitações de uso do solo devido aos riscos de erosão (TENG *et al.*, 2018), enquanto nas áreas planas, ao longo dos corpos d'água, encontram-se solos aptos a cultivos anuais com drenagem adequada. Já na região norte-nordeste encontram-se áreas mais rochosas, as quais são impróprias para uso agrícola; porém, em áreas mais aplainadas, com relevo ondulado e com menor rochosidade, existem solos próprios para cultivos perenes. Em áreas mais planas e com solos rasos, há solos que podem ser utilizados, ocasionalmente, por cultivos anuais e culturas perenes. Em locais que apresentam solos mais profundos e sem pedregosidade, porém menos férteis, em relevo ondulado a suave ondulado, podem-se realizar cultivos anuais. Já em áreas de relevo plano a suave ondulado, encontram-se os solos mais desenvolvidos e com boa fertilidade, que são aptos a cultivos anuais, com baixas restrições em relação a suscetibilidade à erosão (FILIPPINI ALBA *et al.*, 2020).

Classificação do uso e cobertura da terra

Para a realização da classificação do uso e cobertura na área de estudos, foram obtidas imagens dos satélites Landsat 5 e 8 com resolução espacial de 30 m através da USGS (U.S. GEOLOGICAL SURVEY, 2021) para os anos de 1984, 1994, 2004 e 2014. Estas imagens foram então processadas utilizando o *software* QGIS 3.18.2 (QGIS.ORG, 2021), em que foi realizado o recorte da área de estudos, bem como a combinação em falsa cor RGB (vermelho, verde e azul), BNS (azul, infravermelho próximo e infravermelho de ondas curtas), NSR (infravermelho próximo, infravermelho de ondas curtas e vermelho) e SNR (infravermelho de ondas curtas, infravermelho próximo e vermelho) (Figura 2). Estas imagens em falsa cor foram posteriormente utilizadas para diferenciar as classes de uso e cobertura do município. A imagem RGB permite ter uma visão geral da área e sua cobertura. As imagens BNS e SNR destacam de forma bastante clara (tons rosados) todas as regiões com solo exposto. Já a partir da composição NSR é possível distinguir entre diferentes tipos de vegetação, como regiões cobertas por árvores, campo e áreas com culturas temporárias.

Figura 2 – Composição falsa cor. A) RGB; B) BNS; C) NSR; D) SNR



Fonte: Elaboração própria.

A classificação da área foi realizada utilizando o *software* R (TEAM R DEVELOPMENT CORE, 2018) através de um algoritmo de aprendizado de máquina com auxílio do pacote *Random Forest* (LIAW; WIENER, 2002). Para a realização dessa tarefa é necessário fornecer ao algoritmo pontos de treinamento e covariáveis ambientais. O algoritmo utiliza então os pontos de treinamento em conjunto com as covariáveis fornecidas para tentar entender da melhor forma possível quais são as características que melhor representam

a área. Com base nessas informações ele então realiza a predição das classes no restante da região.

Os pontos de treinamento foram gerados no QGIS com o auxílio das imagens RGB, BNS, NSR e SNR. Já para as covariáveis foram utilizadas as imagens das diferentes bandas do satélite Landsat 5 para os anos de 1984, 1994 e 2004 e Landsat 8 para o ano de 2014 e o modelo digital de elevação (MDE) com resolução espacial de 30m (FARR *et al.*, 2007; SRTM, 2000). Também foram gerados índices de vegetação e solo, conforme as equações da Tabela 1, por meio do software R para complementar o conjunto de covariáveis.

Tabela 1 – Lista dos índices de vegetação e solo. Nas fórmulas nir, red, swir1, swir2, green e blue referem-se as bandas do infravermelho próximo, vermelho, infravermelho de ondas curtas 1 e 2, verde e azul respectivamente, dos satélites Landsat 5 e 8.

Índices de vegetação e solo	Fórmula	Referência
Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)	$(nir - red)/(nir + red)$	Rouse <i>et al.</i> (1974)
Soil Adjusted Vegetation Index (SAVI)	$\frac{(1 + L) \times (nir - red)}{(nir + red - L)}$ $L = 0,5$	Huete (1988)
Normalized Difference Moisture Index (NDMI)	$(nir - swir1)/(nir + swir1)$	Hunt e Rock (1989)
Soil Brightness Index (SBI)	$\sqrt{red^2 + nir^2}$	Elvidge e Lyon (1985)

Índices de vegetação e solo	Fórmula	Referência
Normalized Difference Tillage Index (NDTI)	$(swir1 - swir2)/(swir1 + swir2)$	Van Deventer <i>et al.</i> (1997)
Clay Minerals Ratio (CMR)	$swir1/swir2$	Carranza e Hale (2002)
Bare Soil Index (BSI)	$\frac{(swir1 + red) - (nir + blue)}{((swir1 + red) + (nir + blue)) * 100 + 100}$	Rikimaru, Roy e Miyatake (2002)
Normalized Difference Water Index (NDWI)	$(green - nir)/(green + nir)$	Gao (1996)
Normalized Pigment Chlorophyll Ratio Index (NPCRI)	$(red - blue)/(red + blue)$	Hatfield e Prueger (2010)
Ratio Vegetation Index (RVI)	$(nir)/(red)$	Jordan (1969)
Enhanced Vegetation Index 2 (EVI2)	$\frac{2,5 * (nir - red)}{nir + (2,4 * red) + 1}$	Jiang <i>et al.</i> (2008)
Urban Index (UI)	$(swir2 - nir)/(swir2 + nir)$	Kawamura, Jayamanna e Tsujiko (1996)

Fonte: Adaptado de Paul *et al.* (2020)

Os mapas resultantes com a predição de cada uma das classes obtiveram uma acurácia geral de 99% e foram novamente processados no software QGIS, onde foram coloridos e recortados utilizando os limites do município de Candiota (Figuras 6 a 9).

Ações de recuperação de áreas degradadas na jazida de Candiota

Apesar da CRM explorar a área de mineração de Candiota desde 1961, estudos voltados à recuperação das áreas já mineradas iniciaram-se no ano de 2003, por um grupo de pesquisa da Universidade Federal de Pelotas (UFPel). A grande preocupação de recuperar estes ambientes é de que, tendo em vista que na maioria das vezes estes solos construídos possuem características físicas e químicas alteradas e inferiores aos de um solo original (não minerado), devem-se buscar espécies de plantas e manejos em que haja grande produção de biomassa vegetal e de raízes para que se tenha uma rápida recomposição da paisagem e de toda a estrutura do solo.

Ao longo dos anos de pesquisa no local (PINTO *et al.*, 2021; STUMPF *et al.*, 2017) podem-se perceber modificações nos atributos físicos, químicos e biológicos do solo, com diferentes coberturas e manejos (Figura 3). Durante a condução do experimento na área, priorizou-se a utilização de gramíneas perenes com facilidade de adaptação ao clima do local e às condições de extrema acidez e compactação do solo.

Figura 3 – Área experimental da UFPel, localizada no interior da área de mineração, em área já recuperada.



Fonte: Elaboração própria.

Até 41 meses depois da instalação dos experimentos, não foram observadas diferenças significativas nos agregados do solo construído (FRANCO, 2003; GONÇALVES, 2008), e os estoques de carbono foram significativos após 72 meses de condução do experimento, sendo que a cobertura com *Hemarthria altissima* e *Urochloa brizantha* proporcionaram os maiores estoques de carbono na fração leve livre (1,22 Mg ha⁻¹ e 1,27 Mg ha⁻¹ respectivamente). Na fração leve oclusa, *Hemarthria altissima* e *Cynodon dactylon* apresentaram os maiores teores (1,09 Mg ha⁻¹ e 1,02 Mg ha⁻¹, respectivamente) (LEAL, 2011).

Espécies de fungos micorrízicos arbusculares foram encontradas após 2 anos de revegetação por Holanda Neto (2011). Castro (2012), após 78 meses do estudo, observou uma maior concentração de macroagregados na camada de 0,0-0,20m em relação à camada de 0,00-0,10m (87,56% e 81,15%, respectivamente).

Mudanças nos atributos físicos do solo demoram anos para se tornar perceptíveis. O mesmo ocorre no solo da jazida de Can-

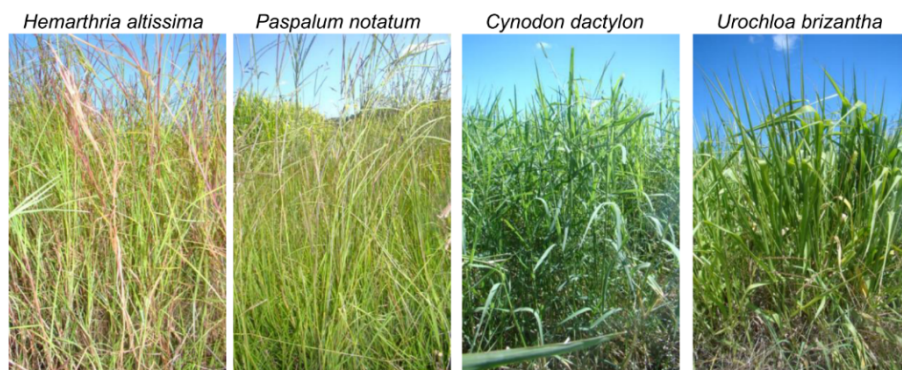
diota. Pelo fato deste ter sido construído sob intensa movimentação de máquinas, possuindo grande compactação e difícil acesso das raízes a profundidades maiores, diferenças nos valores de porosidade, infiltração de água e agregados demoram mais tempo. Após 102 meses de estudo conduzido com vegetação perene pode-se observar que a densidade do solo na camada de 0,00-0,10m e 0,10-0,20m foi de apenas 21,1% e 34,05% das densidades de um solo natural (STUMPF, 2015).

Leidemer *et al.* (2015), em estudo sobre a mineralogia e composição química do solo de mineração construído em Candiota, observaram que os solos mais antigos (28 anos) possuem pH mais baixo, em torno de 2,40, característica oriunda da oxidação da pirita, resultando na DAM. Solos mais jovens (4, 10, 17 e 18 anos) possuem pH ácido, porém mais elevados que da área mais antiga. Essa diferença na composição desses solos pode ser explicada pelo fato de as áreas mais antigas não possuírem terra vegetal ou camada de argila, acarretando uma maior produção de ácido sulfúrico e uma maior lixiviação dos cátions básicos. Predominância dos cátions trocáveis Ca, Mg, e Al, tanto nos estéreis de mineração como na terra vegetal, pode ser observada.

Em relação aos atributos biológicos relatados em estudos no local, após aproximadamente 11 anos de experimento ainda não foi possível alcançar uma população de ácaros e colêmbolos próxima à do solo natural (PINTO *et al.*, 2020).

Atualmente, a área experimental conta com 4 diferentes espécies de plantas (*Hemarthria altissima*, *Paspalum notatum*, *Cynodon dactylon* e *Urochloa brizantha*), as quais duas vezes ao ano ocorre o manejo das parcelas (Figura 4). Os manejos adotados e mantidos desde o ano de 2003 são de não roçada; roçada; e roçada e retirada da matéria verde. Busca-se encontrar diferentes resultados entre os manejos e, dessa forma, definir qual tratamento é mais adequado para recuperação de áreas mineradas.

Figura 4 – Gramíneas perenes utilizadas na área experimental de Candiota-RS.



Fonte: Stumpf, 2015.

Resultados e discussão

Para este trabalho, o uso e cobertura da terra foram separados em sete classes distintas: agricultura, campo, floresta, solo exposto, área minerada, área urbana e corpos hídricos. Com isso, os mapas de uso e ocupação do solo foram capazes de evidenciar as mudanças sofridas no município de Candiota ao longo de 30 anos.

Na análise da evolução do uso e cobertura da terra no município de Candiota entre os anos 1984 e 2014, percebeu-se uma redução das áreas de campo de 31,84% e de 20% nas áreas com corpos hídricos. Já nas áreas utilizadas com agricultura, floresta, solo exposto, áreas urbanas e mineração observou-se uma expansão. Dentre elas, destacam-se as áreas destinadas à atividade agrícola, que tiveram uma expansão de cerca de 183,87%, as áreas de solo exposto (44,83%) e áreas de floresta (27,5%). Nas áreas urbanas e de mineração ocorreu um grande aumento do ano de 1984 a 2014: 50% e 220%, respectivamente. Observa-se ainda que as áreas de campo sofreram redução progressiva com o passar dos anos, enquanto a área urbana expandiu-se, sendo que as

demais classes de uso e ocupação do solo sofreram oscilações dentro do período analisado (Tabela 2).

Tabela 2 – Abrangência absoluta (km²) e relativa (%) das classes de uso do solo do município de Candiota-RS para os anos de 1984, 1994, 2004 e 2014.

Classe de uso cobertura da terra	1984		1994		2004		2014	
	(km ²)	(%)	(km ²)	(%)	(km ²)	(%)	(km ²)	(%)
Agricultura	62	6,7	57	6,1	196	21,0	176	18,8
Campo	625	66,9	592	63,4	480	51,3	426	45,6
Floresta	171	18,3	191	20,5	120	12,9	218	23,3
Solo Exposto	58	6,2	71	7,6	112	11,9	84	9,0
Á r e a Minerada	5	0,5	12	1,3	14	1,5	16	1,7
Urbano	4	0,4	4	0,5	5	0,5	6	0,6
Água	10	1,1	6	0,6	9	0,9	8	0,9

Fonte: Elaboração própria.

Ao observarem-se os valores da Tabela 2, percebe-se um aumento significativo nas áreas de agricultura da década de 90 para os anos 2000, evidenciando uma expansão nas áreas agrícolas e, conseqüentemente, degradação do solo. No mapa do ano de 1984 (Figura 6) pode-se observar que há predomínio no uso do solo com campo bem como áreas de uso agrícola distribuídas nas regiões sul e oeste do município. Além disso, é possível perceber um corpo hídrico principal próximo à área urbana do município e alguns corpos d'água distribuídos próximos a áreas utilizadas para agricultura. Já no mapa de 2004, ao sul – onde antes havia fragmentos de florestas –, houve uma expansão nas áreas de agricultura, assim como na região norte. E, após isso, ao observar o mapa de 2014, pode-se

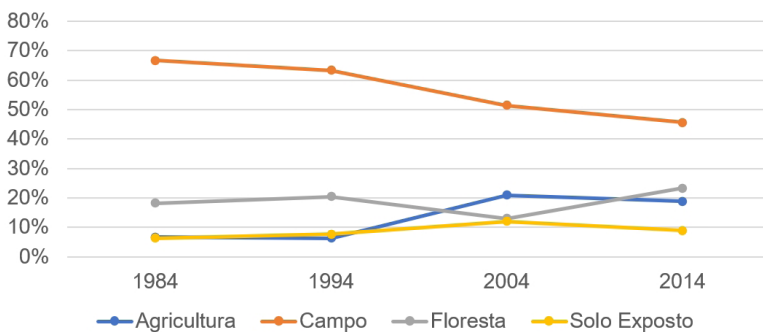
perceber a persistência desse aumento, cada vez mais próximo às áreas de mineração.

É importante ressaltar que em torno de 52% das terras do município de Candiota não suportam agricultura intensiva com cultivos anuais, enquanto 15% da área suporta cultivos anuais de forma intermitente. Áreas aptas para cultivos perenes e pastagens representam 24% da área e 10% das terras são íngremes ou rochosas, não sendo aptas para cultivo (CUNHA *et al.*, 1998).

A partir dos valores demonstrados na Tabela 2 é possível notar um aumento das áreas de mineração ao longo dos anos. Segundo Pereira e Almeida (2015), a atividade carbonífera no município de Candiota é vista como sinônimo de desenvolvimento econômico para os moradores da região. Por conta disso, além da atividade gerar serviços e movimentar a economia local, aumenta a migração das famílias do campo para a cidade, em busca de melhores oportunidades. O reflexo dessa migração pode também ser notado observando o aumento da área urbana no município (Tabela 2), durante o período de 1984 a 2014. Ainda, segundo Eger (2012), a partir de 2006 iniciou-se a expansão da usina termoeletrica Presidente Médici, gerando uma demanda maior por carvão para a geração de energia, e, conseqüentemente, acarretando o aumento nas áreas mineradas.

Enquanto pode-se perceber expansão nestes fatores, as áreas de campo apresentaram uma redução de 66,9% para 45,6% do ano de 1984 a 2014 (Figura 5). A maior redução ocorreu entre os anos de 1994 e 2004 (12,1%), que refletiu num aumento da área de solo exposto nesse mesmo período. Somando-se ao aumento das áreas mineradas na região e das áreas agrícolas, o incremento da porcentagem de solo exposto pode ser explicado pelo aumento da degradação do solo na região e pela intensificação agrícola.

Figura 5 – Gráfico mostrando as principais mudanças de uso e cobertura da terra ocorrida no município de Candiota-RS para os anos de 1984, 1994, 2004 e 2014



Fonte: Elaboração própria.

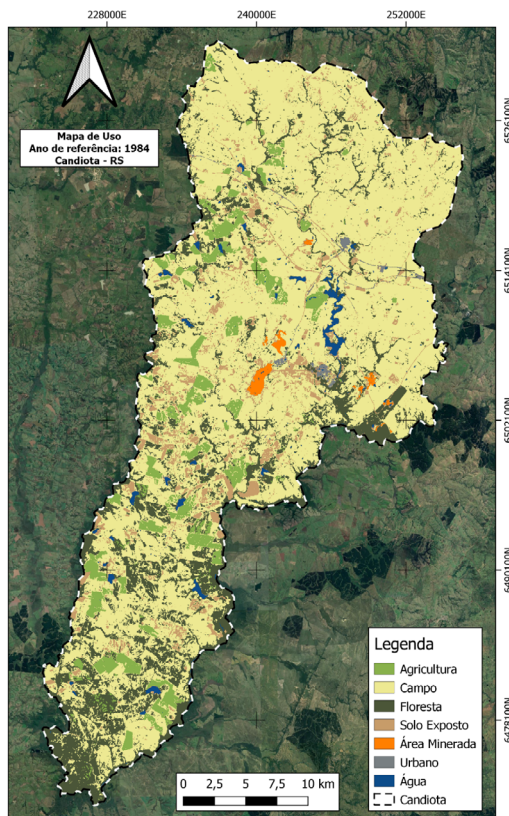
Fonte: Elaboração própria.

Em contraponto, houve um acréscimo significativo nas áreas florestais na região. Eger (2012) constatou um aumento de mais de 300% em áreas de silvicultura na bacia hidrográfica do Arroio Candiota entre os anos de 2000 e 2009. Esse aumento pode ser justificado pelo incentivo do governo Estadual via políticas públicas a partir do ano de 2004, visando a atração de empresas do setor florestal, e também pelo fato de que a recuperação de áreas de lavra de carvão é feita através de reflorestamento com espécies exóticas. Porém, ao observarem-se as Figuras 7 e 8, pode-se perceber que áreas classificadas como áreas de florestas passaram a ser classificadas como áreas agrícolas. No ano de 2014 (Figura 9) essa área volta a ser classificada como floresta, tanto ao sul quanto ao norte do município, havendo até um aumento mais ao sul. Isso é um indicativo do aumento da silvicultura e da preocupação com a recuperação de áreas degradadas da região.

De acordo com o MMA (2007), cerca de 60% do Bioma Pampa atualmente encontra-se modificado por atividades antrópicas, enquanto o restante apresenta cobertura vegetal nativa. Com o incentivo do Governo Federal, no ano de 2002 criou-se o Programa

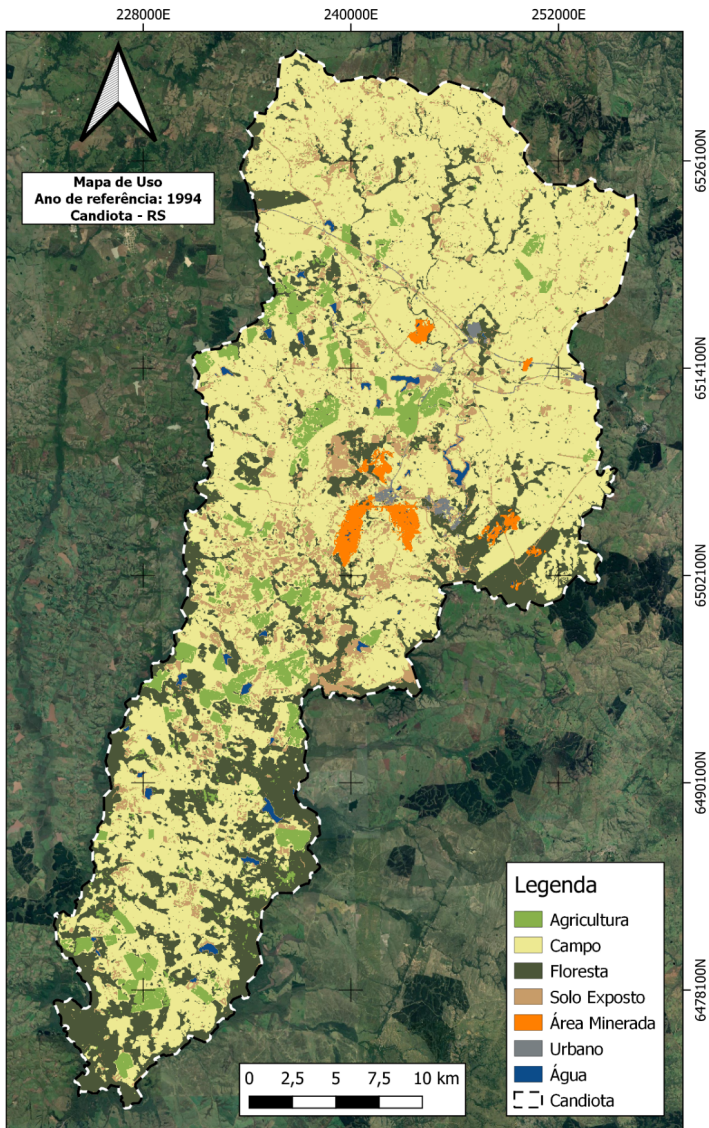
de Plantio Comercial e Recuperação de Floresta – PROPFLORA. Este plano visava a implantação e manutenção de florestas destinadas ao uso industrial, servindo de matéria-prima para a produção industrial de celulose. Portanto, além da sua aplicação na recuperação dos solos degradados por mineração, a silvicultura também é utilizada voltada à produção. Porém, ao passo que a vegetação exótica se encontra em pleno crescimento, Eger (2012) evidenciou que a vegetação ripária está em declínio se comparado às cenas de 1985, 2000 e 2009.

Figura 6 – Mapa de uso e cobertura da terra do município de Candiota-RS para o ano de 1984.



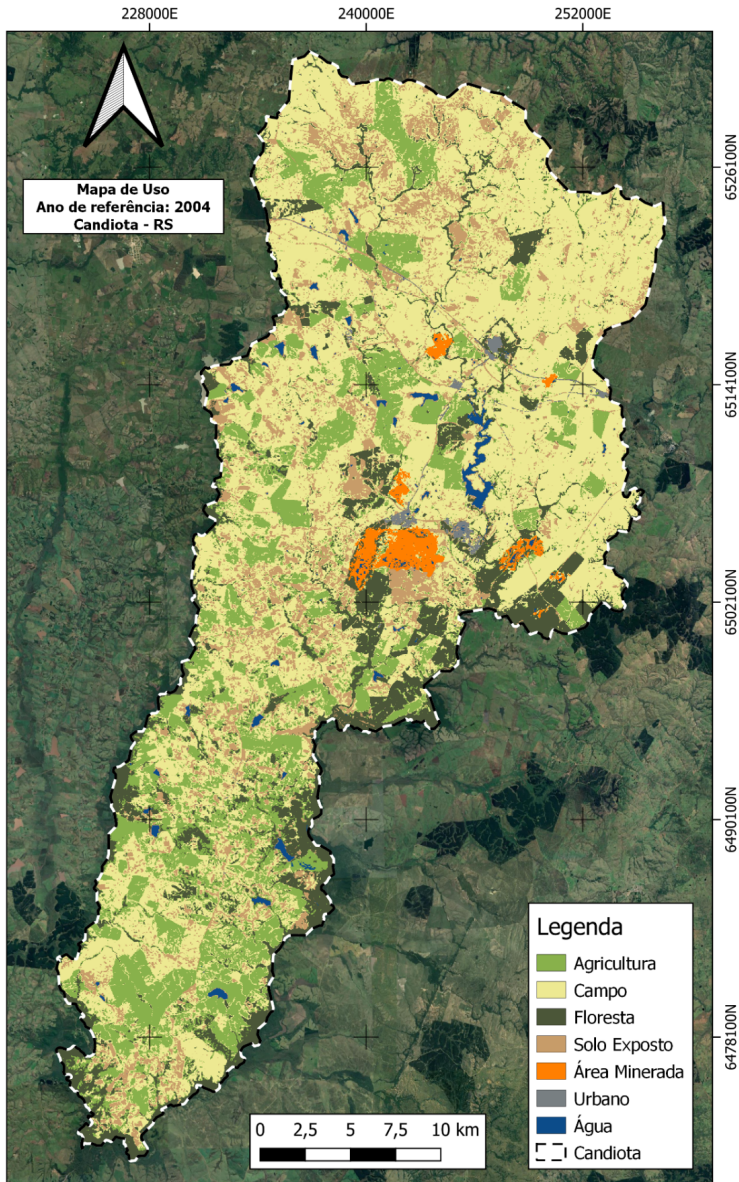
Fonte: Elaboração própria.

Figura 7 – Mapa de uso e cobertura da terra do município de Candiota-RS para o ano de 1994



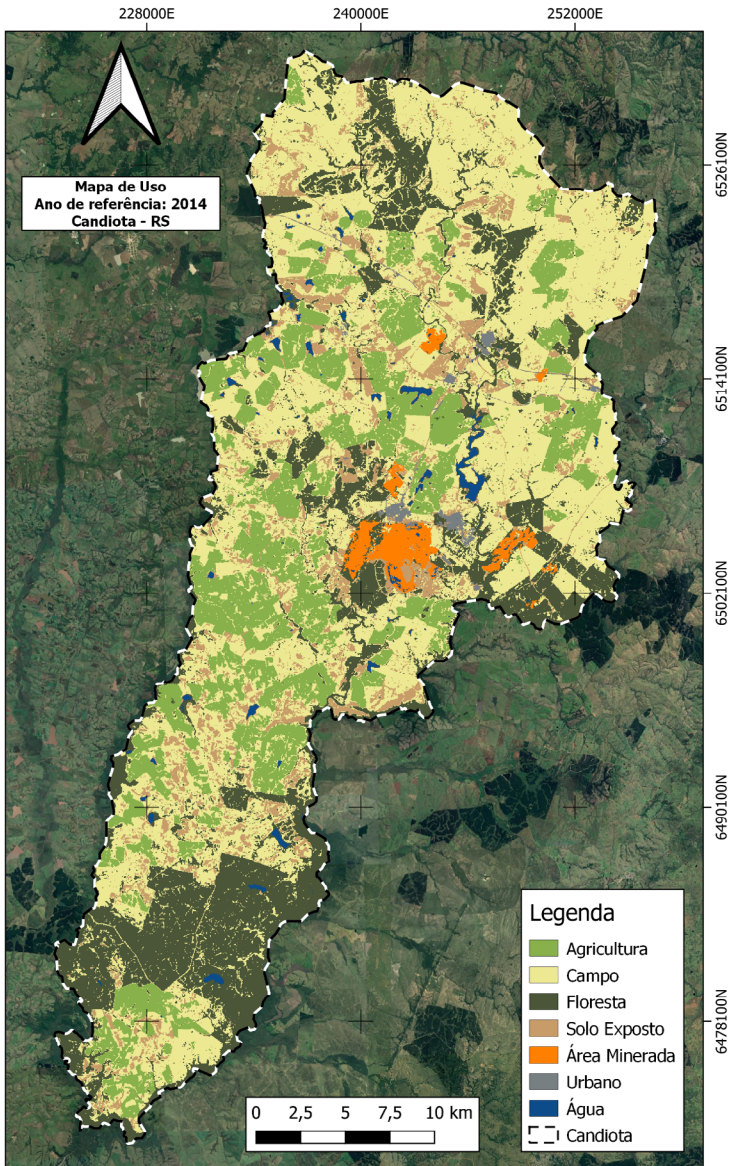
Fonte: Elaboração própria.

Figura 8 – Mapa de uso e cobertura da terra do município de Candiota-RS para o ano de 2004



Fonte: Elaboração própria.

Figura 9 – Mapa de uso e cobertura da terra do município de Candiota-RS para o ano de 2014



Fonte: Elaboração própria.

Conclusão

Por meio das análises realizadas foi constatado aumento nas áreas utilizadas para exploração agrícola, apresentando maiores valores no ano de 2004. Áreas de campo sofrem perda ao longo do período analisado, enquanto as áreas de floresta sofreram expansão, principalmente na primeira década dos anos 2000, indicando a intensificação do cultivo de espécies florestais na região. Solo exposto ou descoberto apresentou oscilação ao longo dos anos, tendo os maiores valores identificados no ano de 2004, porém apresentando queda em relação ao ano de 2014, demonstrando a adoção de práticas de recuperação de áreas degradadas. A atividade de mineração mostrou-se em progressiva expansão nos 30 anos analisados pelo trabalho, dando indícios de que atividades de recuperação dessas áreas após cessada a lavra de carvão serão de extrema importância no município, visto que a atividade mineradora causa mudanças drásticas na paisagem e no solo, refletindo no seu uso e cobertura futuros.

Referências

- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. 2013. Köppens climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, 2013, p. 711-728. Disponível em: <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>.
- ANG, Michelle Li Ern *et al.* Socio-environmental land cover time-series analysis of mining landscapes using Google Earth Engine and web-based mapping. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 21, p. 100458, 2021.
- CARRANZA, E. J. M.; HALE, M. Mineral imaging with Landsat Thematic Mapper data for hydrothermal alteration mapping in heavily vegetated terrane. **International Journal of Remote Sensing**, v. 23, n. 22, p. 4827-4852, 2002. DOI: 10.1080/01431160110115014.
- CASTRO, R. C. **Avaliação temporal de atributos físicos de um solo construído**

em área de mineração de carvão recuperado com gramíneas perenes. Pelotas-RS, 2012. 99f. Dissertação (Mestrado em Solos). Programa de Pós-Graduação em Agronomia. Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel – Universidade Federal de Pelotas, 2012.

CRM. **Balancos Anuais.** 2014. Disponível em: <https://www.crm.rs.gov.br/balancos-anuais>. Acesso em: 9 ago. 2021.

ELVIDGE, Christopher D.; LYON, Ronald J. P. Influence of rock-soil spectral variation on the assessment of green biomass. **Remote Sensing of Environment**, v. 17, n. 3, p. 265-279, 1985. DOI: 10.1016/0034-4257(85)90099-9.

FARR, Tom G. *et al.* The shuttle radar topography mission. **Reviews of Geophysics**, v. 45, n. 2, 2007. DOI: 10.1029/2005RG000183.

FERNANDO SPINELLI PINTO, Luiz; STUMPF, Lizete; MIGUEL, Pablo; ALDRIGHI DUTRA JUNIOR, Leonir; DIEGO LEIDEMER, Jéferson; DA SILVA BARBOSA, Lucas; SILVA E OLIVEIRA, Mauricio. Reclamation of Soils Degraded by Surface Coal Mining. *In*: SONI, Abhai (ed.). **Mining Techniques – Past, Present and Future**. [s.l.] : IntechOpen, 2021. p. 13. DOI: 10.5772/intechopen.93432. Disponível em: <https://www.intechopen.com/chapters/73009>.

FILIPPINI ALBA, José Maria; MIGUEL, Pablo; ALMEIDA, Ivan Rodrigues De; MOURA-BUENO, Jean Michel; NACHTIGALL, Stefan Domingues; PAGANI JUNIOR, Adão; LEIDEMER, Jéferson Diego. **Levantamento de solos do município de Marau e zoneamento edafoclimático de culturas.** Brasília: Embrapa, 2020.

GAO, Bo-Cai. NDWI – A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. **Remote Sensing of Environment**, v. 58, n. 3, p. 257-266, 1996. DOI: 10.1016/S0034-4257(96)00067-3. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0034425796000673>.

HATFIELD, Jerry L.; PRUEGER, John H. Value of using different vegetative indices to quantify agricultural crop characteristics at different growth stages under varying management practices. **Remote Sensing**, v. 2, n. 2, p. 562-578, 2010. DOI: 10.3390/rs2020562.

HUETE, A. R. A Soil-Adjusted Vegetation Index (SAVI). **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 25, n. 1, p. 295-309, 1988.

HUNT, E. Raymond; ROCK, Barrett N. Detection of changes in leaf water content using Near- and Middle-Infrared reflectances. **Remote Sensing of Environment**, v. 30, n. 1, p. 43-54, 1989. DOI: 10.1016/0034-4257(89)90046-1.

JIANG, Z.; HUETE, A.; DIDAN, K.; MIURA, T. Development of a two-band enhanced vegetation index without a blue band. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, n. 10, p. 3833-3845, 2008. DOI: 10.1016/j.rse.2008.06.006. Disponível em: <https://>

linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0034425708001971.

JORDAN, Carl F. Derivation of Leaf-Area Index from Quality of Light on the Forest Floor. **Ecology**, v. 50, n. 4, p. 663-666, 1969. Disponível em: <https://www.hindawi.com/journals/ijno/2012/651039/>. DOI: 10.2307/1936256.

KAWAMURA, Makoto; JAYAMANNA, Sanath; TSUJIKO, Yuji. Relation between social conditions and the vegetation environment in Colombo city, using Remote Sensing data. **International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing**, Vienna, p. 321-326, 1996.

LIAW, Andy; WIENER, Matthew. Classification and Regression by randomForest. **R News**, v. 2, p. 18-22, 2002. Disponível em: <https://cran.r-project.org/doc/Rnews/>. Acesso em: 11 ago. 2020.

ONWEREMADU, E. U. Chronosequential Pedon Development on a Mined Landscape. **Journal of American Science**, v. 3, p. 16-22, 2007.

PAUL, S. S.; COOPS, N. C.; JOHNSON, M. S.; KRZIC, M.; CHANDNA, A.; SMUKLER, S. M. Mapping soil organic carbon and clay using remote sensing to predict soil workability for enhanced climate change adaptation. **Geoderma**, v. 363, n. ago. 2019, p. 114177, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114177>. DOI: 10.1016/j.geoderma.2020.114177.

QGIS.ORG. QGIS Association. **QGIS Geographic Information System**, 2021. Disponível em: <http://www.qgis.org>.

RIKIMARU, A.; ROY, P. S.; MIYATAKE, S. Tropical forest cover density mapping. **Tropical Ecology**, v. 43, n. 1, p. 39-47, 2002.

ROUSE, J. W.; HAAS, R. W.; SCHELL, J. A.; DEERING, D. W.; HARLAN, J. C. Monitoring the Vernal Advancement and Retrogradation (Greenwave Effect) of Natural Vegetation. **NASA/GSFCT Type III Final Report**, p. 371, 1974.

SRTM. **NASA Shuttle Radar Topography Mission (SRTM)**. 2000. DOI: <https://doi.org/10.5066/F7PR7TFT>.

STUMPF, Lizete; PAULETTO, Eloy Antonio; PINTO, Luiz Fernando Spinelli; FERNANDES, Flavia Fontana; DA SILVA, Tiago Stumpf; AMBUS, Jordano Vaz; GARCIA, Gabriel Furtado; DUTRA, Leonir Aldrighi; SCHEUNEMANN, Tiago. Gramíneas perenes e sua relação com a recuperação de atributos físicos de um solo degradado construído. **Interciencia**, v. 42, n. 2, p. 101-107, 2017.

TEAM R DEVELOPMENT CORE. A Language and Environment for Statistical Computing. **R Foundation for Statistical Computing**, Vienna, Austria, v. 2, 2018. Disponível em: <https://www.r-project.org/>. Acesso em: 10 ago. 2020.

TENG, Hongfen; LIANG, Zongzheng; CHEN, Songchao; LIU, Yong; VISCARRA

ROSSEL, Raphael A.; CHAPPELL, Adrian; YU, Wu; SHI, Zhou. Current and future assessments of soil erosion by water on the Tibetan Plateau based on RUSLE and CMIP5 climate models. **Science of the Total Environment**, v. 635, p. 673-686, 2018. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.04.146.

U.S. GEOLOGICAL Survey. 2021. Disponível em: <https://www.usgs.gov/>.

VAN DEVENTER, A. P.; WARD, A. D.; GOWDA, P. M.; LYON, J. G. Using thematic mapper data to identify contrasting soil plains and tillage practices. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 63, n. 1, p. 87-93, 1997.

CAPÍTULO 3

TORNADO NA CIDADE DE CANELA, RS, EM 21/07/2010 PARTE 1: EVIDÊNCIAS DA OCORRÊNCIA

TORNADO IN THE CITY OF CANELA ON JULY 21st 2010 PART 1: EVIDENCE OF THE OCCURRENCE

*Everton Rodrigues Zirbes
Thatiany Karlovic de Abreu
Roseli Gueths Gomes*

Resumo

Na noite de 21 de julho de 2010, um sistema meteorológico devastador com características típicas de tornado atingiu a cidade de Canela, localizada no Vale das Hortênsias, região serrana do Rio Grande do Sul (RS), Brasil. De acordo com a Defesa Civil, os prejuízos causados por esse tornado chegaram a R\$ 54 milhões. Neste artigo, pretendemos avaliar a intensidade do tornado ao longo de sua trajetória a partir de evidências observacionais. Também foram utilizadas imagens de satélite e radar, dados de relâmpagos, modelagem atmosférica e radiossonda para avaliar as condições climáticas em combinação com este evento severo. Observou-se que a largura do rastro feito variou entre 300 e 500m. A magnitude da destruição,

em certas áreas, foi característica de um tornado da categoria EF-3 na *EF-Scale* (Escala Aprimorada de Fujita) que mede a intensidade dos tornados de EF-0 ao EF-5. Com base nas evidências visuais associadas à *EF-Scale*, os ventos foram estimados entre 105 e 266 km/h. Em baixos níveis da atmosfera, um fluxo de noroeste (JBN) foi responsável pela advecção de ar quente e úmido no nordeste do RS, onde havia a presença de um sistema frontal. Todos os índices convectivos analisados foram compatíveis com o desenvolvimento do potencial atmosférico de fortes tempestades no estado.

Palavras-chave: Destruição; Observação; Sensoriamento Remoto; Rastreamento de Tornado.

Keywords: Destruction; Observation; Remote Sensing; Tornado Tracking.

Introdução

As tempestades constituem fenômenos meteorológicos realmente extraordinários. Pesquisadores realizam investigações sobre estes sistemas há séculos e, no entanto, permanecem muitas lacunas a serem preenchidas. As tempestades podem provocar enchentes, ventos fortes, descargas elétricas atmosféricas e grani-zo, origem de destruições e mortes em todas as partes do mundo onde se formam (BLUESTEIN, 2007). Por este motivo, seu estudo é de suma importância, pois, quanto maior for o conhecimento adquirido sobre estas manifestações violentas da natureza, melhor será o preparo por parte da população e das Instituições pertinentes, para proteger de maneira mais efetiva a população, por meio de alertas eficientes e/ou por técnicas de construção mais adequadas.

De acordo com Lin (2007), existem três tipos de tempestades: as unicelulares, as multicelulares e as supercelulares, das quais as mais violentas e intensas são as supercelulares, Na Figura 1 é mos-

trada a estrutura clássica de uma tempestade supercelular, que tem como principal característica a presença de um mesociclone na região de correntes ascendentes. O mesociclone é um vórtice ciclônico e horizontal, com diâmetro entre 2 e 10km, profundidade entre 3 e 8km e localizado tipicamente entre 4 e 6km de altura, dentro da tempestade (LIN, 2007). Os valores de vorticidade relativa vertical em um mesociclone podem atingir magnitudes da ordem de 10^{-2} s^{-1} (ou mais). Quando ocorrem formações tornádicas nas tempestades supercelulares, como ilustrado na Figura 1, estas se tornam particularmente perigosas.

Figura 1 – Esquema Ilustrativo da Estrutura de uma Supercélula



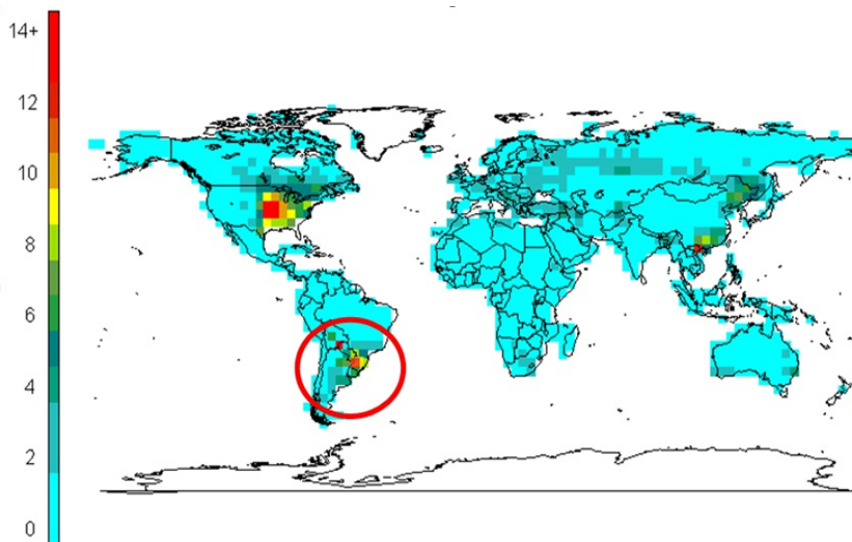
Fonte: adaptado de https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Supercello2_pt.svg.

De acordo com o glossário de Meteorologia da Sociedade Americana de Meteorologia, "um tornado é uma coluna de ar com violenta rotação e em contato com o solo, pendente de uma nuvem cumuliforme ou sob uma nuvem cumuliforme e geralmente (mas nem sempre) visível como um funil de condensação". Esta definição reflete uma propriedade fundamental de um tornado: ocorre associado a uma tempestade. A extensão horizontal típica destes eventos é da ordem de algumas centenas de metros, com

escala temporal da ordem de algumas dezenas de minutos. Estas características dificultam enormemente a sua detecção pela rede convencional de estações meteorológicas existentes nos países, em geral.

Em termos globais, Brooks *et al.* (2003) mostraram que as tempestades tornádicas são observadas principalmente em três regiões: sobre as Grandes Planícies dos Estados Unidos (no chamado *Tornado Alley*), no sul da América do Sul e no sul da China (Figura 2). Particularmente, nota-se que o Rio Grande do Sul aparece nitidamente como um local favorável à ocorrência destes fenômenos.

Figura 2 – Dias por ano com condições favoráveis à ocorrência de tornados

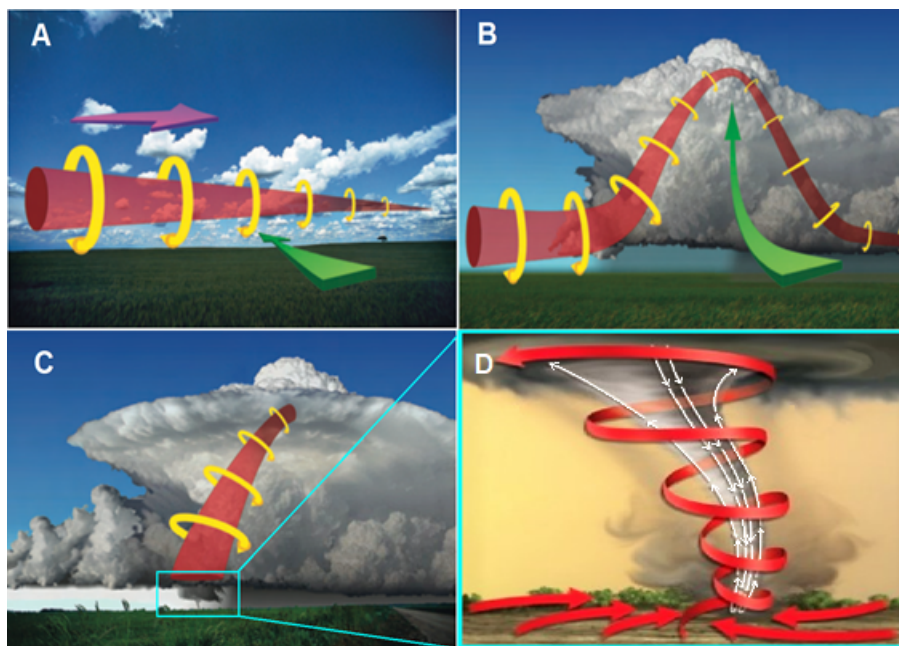


Fonte: BROOKS *et al.*, 2003

A Figura 3 é uma composição de imagens ilustrando as etapas da teoria do levantamento de ar que induz à formação de tornados em supercélulas. A imagem (A) mostra o tubo de vórtice horizontal em baixos níveis, que se forma devido à mudança de direção e intensidade dos ventos em níveis de altura diferentes (cisalhamento), antes do desenvolvimento da tempestade. Na presença

de cisalhamento horizontal da velocidade vertical do vento, o tubo de vórtice horizontal se inclina na vertical, como mostra a imagem (B). A corrente ascendente em rotação constitui uma característica marcante de uma tempestade supercelular, quando a supercélula desenvolve o chamado "pedestal" (destacado pelo retângulo na imagem C); é nesta região da tempestade onde um tornado pode se desenvolver, cuja circulação com movimentos ascendentes e descendentes é mostrada em *close* na imagem (D).

Figura 3 – Ilustração sobre a dinâmica de formação do tornado: (A) formação do tubo de vórtice horizontal, (B) ação da velocidade vertical (C) formação do pedestal e do tornado, (D) ampliação do movimento ascendente e descendente em um tornado



Fonte: adaptado de *National Weather Service / Claes Johnson on Mathematics and Science*.

Neste artigo, pretende-se detalhar e caracterizar a gênese, desenvolvimento e dissipação do fenômeno mete-

orológico que atingiu a cidade de Canela/RS, Brasil, no dia 21 de julho de 2010. Em especial, pretende-se avaliar a sua intensidade, adotando a Escala Aprimorada de Fujita (*EF-Scale*), a partir de uma análise rigorosa dos dados observacionais disponíveis sobre este evento. As análises incluirão as condições atmosféricas predominantes no estado do Rio Grande do Sul (RS), bem como a verificação de alguns parâmetros convectivos indicativos de tempo severo.

Metodologia

Evidências observacionais da ocorrência do tornado

Para realizar este estudo, foi montado um banco de dados com informações de diversas fontes. Inicialmente, foram coletados e analisados todos os registros das evidências observacionais encontrados sobre o evento ocorrido na noite do dia 21 de julho de 2010, na cidade de Canela/RS. Estes registros consistiram de fotografias, imagens aéreas, relatos dos sobreviventes, reportagens em jornais impressos e vídeos com reportagens de todos os telejornais disponíveis. A partir destes dados, estabeleceu-se um rastro do tornado que veio a se formar. As fontes de todas as informações coletadas nesta etapa foram verificadas com muito rigor.

Modelagem atmosférica

Para avaliar o escoamento do ar em baixos níveis, foram utilizados os dados NCEP FNL (Final) fornecidos por UCAR/NCAR. Estes dados têm resolução temporal de 6 horas e resolução espacial de 1° latitude x 1° longitude, no formato GRIB2. A visualização dos campos foi feita utilizando o pacote gráfico GrADS, na região

compreendida entre as latitudes 5°S e 40°S e entre as longitudes 75°W e 25°W.

Sensoriamento Remoto

Para o período de estudo, foram analisadas as imagens do satélite geostacionário GOES-12, realçadas no canal infravermelho, disponíveis no site do CPTEC/INPE. Também foram analisadas as imagens do radar meteorológico localizado em Teixeira Soares/PR. Estas imagens foram cedidas pelo SIMEPAR (Sistema Meteorológico do Paraná) já com a sobreposição das descargas elétricas atmosféricas detectadas pela rede de sensores desta mesma Instituição.

Perfis Termodinâmicos

Para avaliar o perfil vertical de temperatura, pressão, umidade, direção e velocidade do vento nas diversas camadas da atmosfera, foram analisadas as radiossondagens realizadas pela EMA (Estação Meteorológica de Altitude), vinculada ao Comando da Aeronáutica, localizada em Porto Alegre/RS. Para este estudo, os perfis foram obtidos junto ao site do MASTER (Meteorologia Aplicada a Sistemas de Tempo Regionais).

Índices Convectivos

A partir dos dados obtidos em radiossondagens, vários índices convectivos podem ser calculados. Dentre estes, os que serão avaliados neste estudo são os índices K, Total-Totals (TT), de levantamento (IL), SWEAT e CAPE, calculados com os dados da radiossondagem realizada à 00UTC do dia 22/07/2010, em Porto Alegre/RS. Com dados de modelos atmosféricos, também é possível calcular índices convectivos.

Resultados

Dentre as muitas evidências observacionais da ocorrência deste tornado (Figura 4) estão os relatos de testemunhas visuais. Assim, a partir desse ponto, serão inseridos os testemunhos fornecidos por moradores locais e também de um dos autores do presente artigo, Everton R. Zirbes, que se deslocou até a cidade de Canela na manhã do dia 22/07/2010, poucas horas após a passagem da tempestade:

Eu monitorei o desenvolvimento desta tempestade desde o começo e tive a oportunidade de observar e coletar dados *in loco* sobre o evento severo que atingiu Canela, algumas horas depois do ocorrido. O cenário de destruição era desolador. Sem dúvidas, uma das demonstrações mais impressionantes da força da natureza com que tive contato até hoje. Conforme a análise das evidências observacionais coletadas, inicialmente a tempestade entrou na chamada 'fase de organização', provocando a queda de postes e árvores (Imagem 4a) e causando interrupção no fornecimento de energia elétrica no bairro Carniel, na cidade de Gramado. Casas foram atingidas por árvores e dezenas foram destelhadas. Um restaurante à beira da Avenida das Hortênsias teve sua fachada completamente destruída (Imagem 4b). Ao cruzar a Avenida das Hortênsias, principal ligação entre as cidades de Gramado e Canela, o tornado percorreu o Vale do Quilombo. Neste local, várias árvores foram arrancadas ou partidas ao meio, como mostrado na imagem 4a. Após atravessar o Vale, já no 'estágio maduro', o tornado ingressou em um terreno mais plano, onde se encontra o aeroporto de Canela. A estrutura do hangar do aeroporto, mostrada na imagem 4c, foi completamente destruída, danificando a aeronave que ali estava. O tornado seguiu sua trajetória, agora sobre o bairro Condomínio Quinta da Serra, onde há uma estação automática particular, localizada a menos de 450m da estação meteorológica do INMET. Na estação do INMET, os ventos atingiram

34m/s (124km/h), enquanto na estação particular os ventos observados foram inferiores a 13,89 m/s (50km/h). Ao atingir o bairro Santa Terezinha, os danos tornaram-se mais concentrados e intensos em uma faixa bem delimitada do terreno. Nesse bairro funcionava uma metalúrgica, que teve seus vidros estilhaçados e parte da cobertura arrancada, e também duas fábricas de móveis, que foram diretamente atingidas pelo centro da circulação tornádica (Imagem 4d). As fotos mostradas nas imagens 4f, 4g e 4h fazem parte do meu acervo pessoal. Particularmente, não foi uma tarefa fácil coletá-las. Primeiro, pelo fato de que naquele momento não havia garantia alguma de segurança em meio aos escombros que, horas antes, muitos dos moradores chamavam de casa, além dos muitos cabos de energia que estavam espalhados pelas ruas. Por mais que o fornecimento de energia elétrica estivesse interrompido, todo cuidado foi pouco. Em segundo, o fator emocional. Depois de algum tempo percorrendo aquelas ruas, era impossível não se comover com a situação em que se encontravam aquelas famílias. Muitos haviam perdido tudo o que levaram anos para construir, suas propriedades, seus bens pessoais, suas recordações, carregadas por algo que muitos moradores me descreveram como 'o som de uma turbina de avião' ou então 'o som de uma cachoeira', que parecia estar aumentando em direção às casas. Era desconcertante entrar em casas onde não havia mais teto, muitas vezes nem paredes. Em algumas casas apenas o banheiro se manteve em pé, provavelmente pelo fato de serem em alvenaria, com lajes de concreto e paredes reforçadas pelo encanamento.

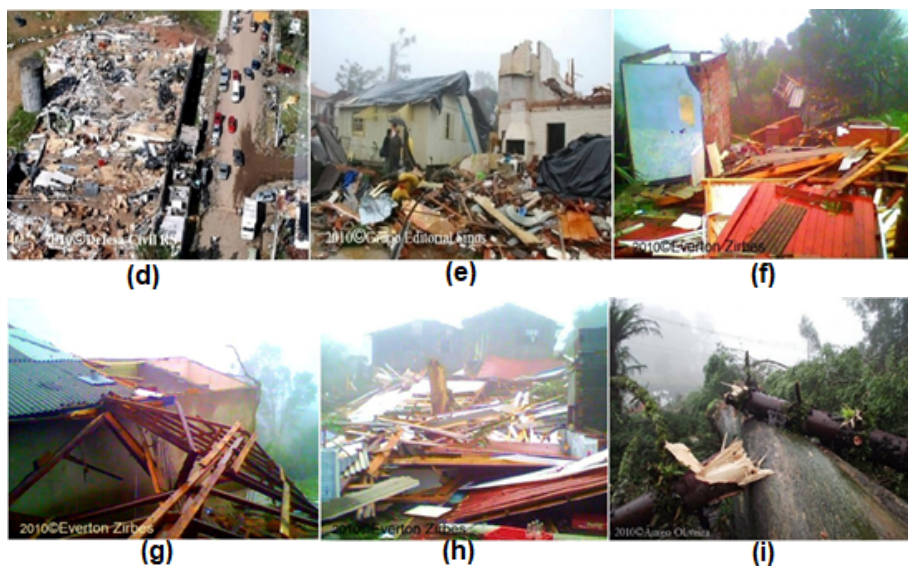
Outro detalhe que me chamou atenção foi um determinado trecho do percurso pela forma em que as árvores foram orientadas ao serem arrancadas e tombadas. Nitidamente, se observava uma sequência de tombamentos com movimentos circulares e no sentido horário dentro de um quarteirão inteiro, evidenciando a ação mecânica rotacional dos ventos.

A partir desse ponto, serão inseridos em meio à análise realizada alguns relatos de moradores locais, disponibilizados pelo jornal on-line Diário Gaúcho, no dia 23/07/10, dois dias após a passagem da tempestade, reforçando a hipótese dos autores de que se trata mesmo de um evento tornádico sobre Canela:

Maicon Ghesla, 18 anos, testemunhou da janela de casa a cobertura de zinco da fábrica de móveis Castanheira flutuar no ar metros acima do pavilhão de alvenaria. A estrutura metálica rodopiou várias vezes até explodir pelos ares. Houve o colapso total da estrutura do prédio de 4 mil metros quadrados (Imagem 4d). Móveis e maquinário foram perdidos. Folhas de zinco foram arremessadas em diversas direções, voando centenas de metros. Uma das lâminas trombou contra uma árvore em frente à casa da família Ghesla e deu três voltas ao redor do tronco; outras folhas foram arremessadas a três quarteirões de distância, em um ângulo de 100° à esquerda, em direção oposta à trajetória do tornado, sendo encontradas presas à copa de árvores em quadras que não sofreram qualquer dano, evidenciando a rotação dos ventos.

Figura 4 – Fotos da destruição ocorrida na cidade de Canela - RS, 21/07/2010





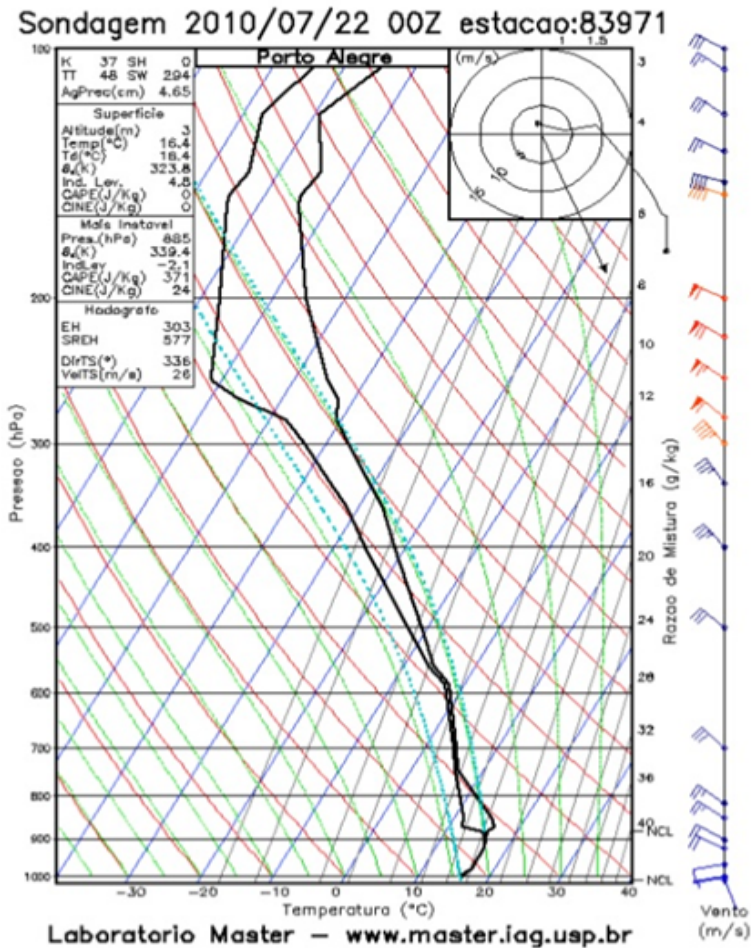
Fonte: Grupo Editorial Sinos / Defesa Civil RS/ Marcos Hoffmann / Áureo Oliveira / Everton Zirbes.

Muitas moradias bem construídas, inclusive de alvenaria, foram facilmente destruídas pela ação dos ventos. Projéteis foram arremessados em diversas direções, mesmo tijolos foram capazes de atravessar as paredes. Telhados, forrações e até mesmo o segundo piso de casas desapareceram (Imagem 4e). O fato mais impressionante, sem sombra de dúvidas, foi a sobrevivência de Lodenira Lodea, 46 anos. Ela foi arremessada com toda a estrutura de sua casa, mista de madeira e alvenaria para o pátio do vizinho. Até o assoalho voou, colidindo com a casa de seu vizinho Paulo César Madeira, que também cedeu. Ele ouviu os gritos da vizinha e a resgatou dentre os escombros, praticamente sem sair de casa. Após causar severos danos por mais três bairros de Canela (Imagens 4f, 4g, 4h), o tornado entrou na fase final, derrubando várias árvores do Parque das Sequoias (Imagem 4i), já nos limites do perímetro urbano, deixando um rastro de destruição por mais de 7km de extensão, o qual foi analisado por Zirbes *et al.* (2015) apresentando um modelo tridimensional do relevo associado à trajetória e a intensidade deste tornado.

O tornado em Canela formou-se em torno das 20:50 HL (Hora Local), ao fim de um dia caracterizado por condições meteorológicas bem contrastantes no RS. Ao sul, centro e parte da região oeste do estado, as condições de tempo eram típicas de inverno. Em Livramento, cidade a 567km ao sul da capital Porto Alegre, durante todo o dia a temperatura não ultrapassou 9°C. Entretanto, ao norte e nordeste do território gaúcho, o dia foi quente e úmido. Em Iraí, cidade distante em 374km da capital e localizada no extremo norte do RS, a temperatura máxima foi de 28°C. De acordo com dados das estações meteorológicas de superfície, o intenso aquecimento foi resultado de uma corrente de ventos intensos, com fortes rajadas, proveniente dos quadrantes norte e nordeste do estado, chegando a 90km/h nos Aparados da Serra. Em Porto Alegre, a temperatura do ar também aumentou bastante, e a combinação entre calor e umidade fez com que, já pela manhã, ocorressem pancadas de chuva esparsas.

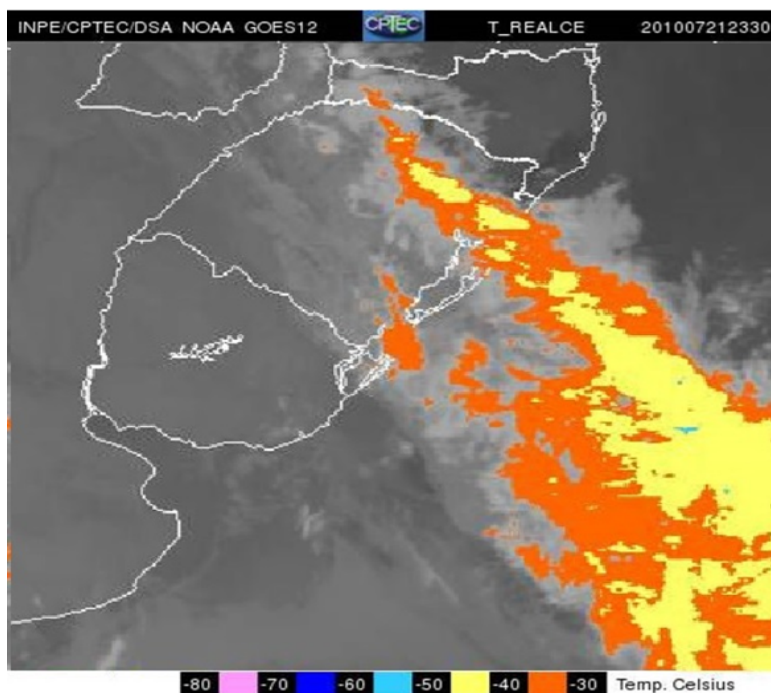
Com os dados da radiossondagem realizada em Porto Alegre (Figura 5) à 00UTC do dia 22/07/2010 (21:00HL do dia 21/07/2010), vários índices convectivos foram obtidos, dentre os quais os índices K, SWEAT, TT e LI. Esses índices são indicadores da intensidade da instabilidade atmosférica, quando presente. Neste dia e horário, os valores restituídos para estes índices foram todos muito elevados, relativamente aos respectivos valores de referência, indicando o grande potencial para desenvolvimento de tempestades. A sondagem também mostrou a presença de um forte cisalhamento vertical do vento. A combinação de todos estes indicativos mostrou a existência de ambiente favorável à formação de tempestades severas, o que ocorreu sobre a região nordeste do estado Gaúcho.

Figura 5 – Sondagem atmosférica de Porto Alegre às 00Z do dia 22/07/2010



Fonte: MASTER (Meteorologia Aplicada a Sistemas de Tempo Regionais).

Figura 6 – Imagem do satélite GOES-12, infravermelho, das 23:30UTC do dia 21/07/2010



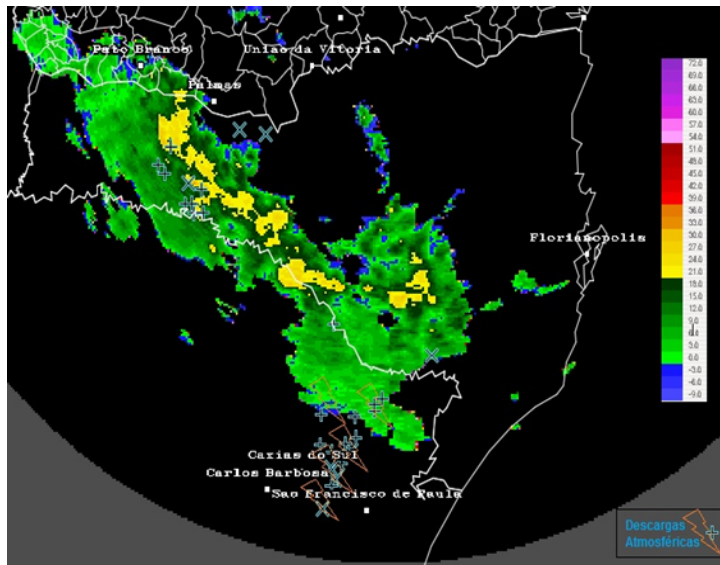
Fonte: CPTEC/INPE.

Segundo Centros operacionais de previsão do tempo, uma frente fria estava localizada sobre o estado. Esta provocou chuva torrencial, com acumulados superiores a 45mm, acompanhada de ocasional precipitação de granizo, em vários municípios serranos e da Região Metropolitana de Porto Alegre. A Figura 6 acima mostra a imagem do satélite GOES-12, realçada no canal infravermelho, no horário de 20:30HL do dia 21/07/2010, onde percebe-se nitidamente a nebulosidade associada à frente fria. É marcante a ausência de topos de nuvens extremamente frios, pois as temperaturas de brilho dos topos das nuvens mais negativas não ultrapassaram -40°C sobre o estado.

As imagens dos três radares pertencentes à Rede de Radares Meteorológicos do Comando da Aeronáutica (REDEMET) com

cobertura parcial ou total sobre a área de estudo não puderam ser utilizadas. As imagens do radar de Morro da Igreja/SC estavam indisponíveis e as imagens dos radares de Canguçu/RS e Santiago/RS não indicavam nada. Por este motivo, buscaram-se informações do radar meteorológico mais próximo, sendo o de Teixeira Soares/PR, pertencente ao SIMEPAR (Sistema Meteorológico do Paraná). Na faixa de alcance de 400km, foi possível captar áreas de instabilidade, algumas horas depois da ocorrência do tornado. A Figura 7 mostra o campo de refletividade obtido por este radar, no horário de 04:00UTC do dia 22/07/2010. Nesta imagem também não há indicação de valores de refletividade na área de interesse. Entretanto, foi possível discernir que um sistema convectivo muito intenso ainda estava acontecendo nesse horário pela ocorrência das descargas atmosféricas, em destaque no círculo branco. Devido à difração do sinal emitido pelo radar, em função a longa distância, com alcance de uma altura de aproximadamente 13,4km sobre o local do evento (comunicação pessoal), uma tempestade localizada nesta posição seria interceptada pela onda eletromagnética emitida pelo radar acima de seu topo, ou seja, não seria percebida no vídeo do radar, exatamente como visto na Figura 7. Entretanto, a indicação de convecção intensa foi perceptível pela atividade elétrica observada, pois nesta imagem (Figura 7) foram plotadas também as descargas atmosféricas detectadas no intervalo de tempo de 20 minutos (desde 10 minutos antes até 10 depois do horário da imagem radar). A incidência das descargas naquela hora, indicava a existência de intensa atividade convectiva na área, com topos das nuvens em altura inferior a 13,4km, o que sugere a ocorrência de trovoadas devido à presença de Cumulonimbus (Cb).

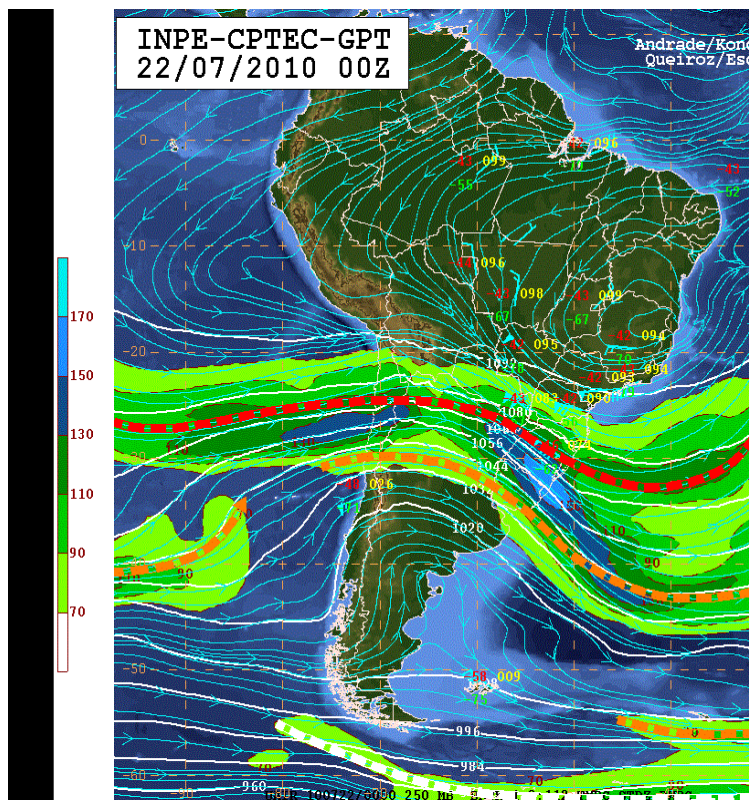
Figura 7 – Imagem de radar identificando áreas de instabilidade e descargas atmosféricas sobre a região Nordeste do RS em 04:00UTC 22/07/2010



Fonte: Instituto Tecnológico SIMEPAR.

Na carta sinótica de altitude da noite do evento (Figura 8), representando graficamente os *Jet Streams*, observou-se a presença do jato subtropical (traçado em vermelho) e do jato polar norte (traçado em laranja) convergindo sobre o RS, favorecendo o fortalecimento dos ventos em altitude sobre a região Serrana.

Figura 8 – Carta de Altitude destacando os jatos de altos níveis às 00Z do dia 22/07/2010

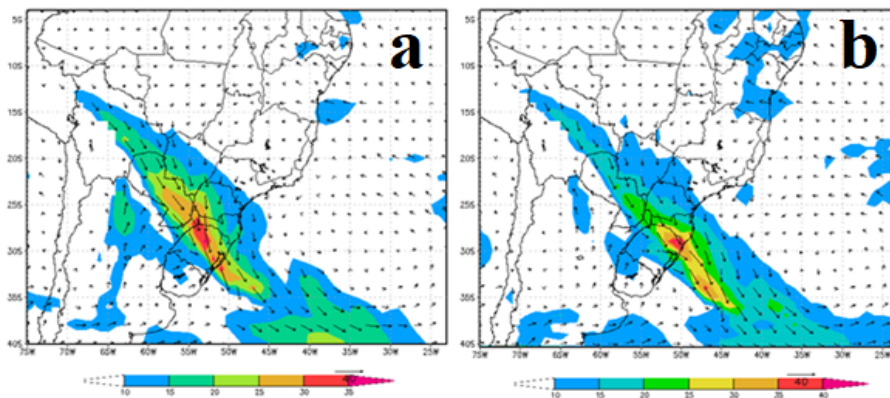


Fonte: INPE-CPTEC.

Outro fator determinante para explicar a formação deste tornado foi a presença de uma intensa corrente de ar, com ventos fortes em baixos níveis da atmosfera, no momento do evento destrutivo. De acordo com Zirbes *et al.* (2015), na noite do evento de tempo severo havia a atuação de uma intensa corrente de jato de baixos níveis (JBN) mais especificamente no nível de 850hPa, a aproximadamente 1500m de altitude. Entretanto, uma análise mais recente observou a magnitude e a direção do vento horizontal, agora no nível 915hPa, obtida com os dados FNL, nos horários previamente analisados (6 horas antes e no horário de ocorrência

do tornado), como mostra a Figura 9. Analisando-se o escoamento do ar à 18UTC do dia 21 (15HL do dia 21, Figura 9a), nota-se que os ventos predominantes no Nordeste do RS apresentavam intensidades entre 20m/s e 25m/s, valores estes já superiores aos típicos de mesoescala (10m/s), reforçando as primeiras observações. No entanto, mais tarde, à 00UTC do dia 22 (21HL do dia 21, Figura 9b), estes valores aumentaram ainda mais, atingindo valores próximos a 40m/s (aproximadamente 144km/h) exatamente sobre a Serra Gaúcha, fator que favoreceu o cisalhamento dos ventos e estimulou a formação do evento de tempo severo sobre a região serrana do RS. A direção destes ventos fortes na Serra Gaúcha foi de noroeste, o que favoreceu a advecção de ar quente e úmido das regiões tropicais em direção ao RS. Esta condição expõe a região serrana à ocorrência de tempo severo, principalmente durante a estação de inverno, período do ano no qual é mais frequente o avanço de frentes frias. Quando estas condições estão reunidas, como consequência existe o alto risco para a formação de tempestades e eventualmente tornados no inverno.

Figura 9 – Escoamento do ar no nível de 915hPa, utilizando dados do modelo FNL às (a) 18UTC do dia 21/07/2010 e (b) 00UTC do dia 22/07/2010.



Fonte: Elaboração própria.

Discussão

Neste capítulo foi apresentada uma análise rigorosa dos dados observacionais disponíveis sobre o tornado que atingiu a cidade de Canela/RS, no dia 21 de julho de 2010. Foi visto que a sua abrangência sobre a superfície não apenas oscilou (variando entre 300 e 500 metros de largura) como foi sinuosa em uma faixa bem delimitada do terreno durante sua trajetória. Além disso, de acordo com as características dos danos, estima-se que não houve nenhuma expansão radial de ventos ao longo do percurso, típico de microexplosão (FUJITA, 1981). A magnitude da destruição, em determinadas áreas, foi característica de um tornado no limite inferior da categoria EF-3 na Escala Aprimorada de Fujita.

É altamente provável que a velocidade máxima do vento atingida em determinados pontos de Canela tenha sido subestimada, não sendo aquela indicada pela estação do Instituto Nacional de Meteorologia de 124km/h, pois, com base nas evidências visuais associadas a *EF-Scale*, os ventos foram estimados entre 105 e 266km/h.

Conclusão

Ainda não é possível prever com antecedência quais localidades serão atingidas por esse tipo de fenômeno; porém, é possível identificar as características das variáveis meteorológicas locais e regionais que propiciam e influenciam as ocorrências tornádicas, cada vez mais observadas sobre o território gaúcho. Sendo assim, os centros meteorológicos regionais são, sim, capazes de identificar as condições atmosféricas favoráveis ao registro de tempo severo numa região maior. Portanto, além da instalação de equipamentos para o monitoramento do tempo, também há necessidade de um

sistema de comunicação totalmente integrado para emissões de boletins de alerta e de emergência, além de uma cultura meteorológica que permita a emissão de advertências, sem pânico.

Referências

- BLUESTEIN, H. B. Advances in Applications of the Physics of Fluids to Severe Weather Systems. **Reports on Progress in Physics**, v. 70, n. 8, p. 1259-1323. 2007.
- BROOKS, H. E.; LEE J. W.; CRAVEN J. P. The spatial distribution of severe thunderstorm and tornado environments from global reanalysis data. **Atmospheric Research**, v. 67-68, p. 73-94. 2003.
- FUJITA, T. Tornadoes and Downbursts in the Context of Generalized Planetary Scale. **Journal of the Atmospheric Sciences**, v. 38, n. 8, 1981. Disponível em: https://journals.ametsoc.org/view/journals/atsc/38/8/1520-0469_1981_038_1511_taditc_2_0_co_2.xml. Acesso em: abr. 2014.
- LIN, Y. L. **Mesoscale Dynamics**. New York: Cambridge University Press, 2007. p. 627.
- METEOROLOGIA APLICADA A SISTEMAS DE TEMPO REGIONAIS (MASTER). **Dados observados**. Disponível em: <http://www.master.iag.usp.br/observados/mapa/sondagem/>. Acesso em: ago. 2010.
- NATIONAL CENTER FOR ATMOSPHERIC RESEARCH (NCAR). **NCEP FNL Operational Model Global Tropospheric Analyses, continuing from July 1999**. Disponível em: <http://rda.ucar.edu/datasets/ds083.2/>. Acesso em: jul. 2015.
- NOAA. **The Enhanced Fujita Scale (EF Scale)**. National Weather Service. Disponível em: <https://www.weather.gov/oun/efscale>. Acesso em: ago. 2021
- SISTEMA NACIONAL DE PROTEÇÃO E DEFESA CIVIL (SINPDEC). **Formulário de Informações do Desastre – FIDE**. Disponível em: <https://s2id.mi.gov.br/paginas/monitoramento/fide.xhtml?id=TVRJMO56QTA=>. Acesso em: ago. 2021.
- ZIRBES, E. R.; ABREU, T. K.; GOMES, R. G. Análise altimétrica na associação entre relevo e o tornado ocorrido na cidade de Canela, RS em 21/07/2010. *In*: ENCONTRO SUL-BRASILEIRO DE METEOROLOGIA, 6., Santa Maria, 2015. **Anais...** Santa Maria, 2015.
- ZIRBES, E. R.; GOMES, R. G. Indicativos de mesoescala e evidências observacionais da ocorrência de um tornado em canela, RS, Brasil, em 21 de julho de 2010. *In*: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE CLIMATOLOGIA – SIC, 6., Santa Maria, 2015. **Anais...** Santa Maria, 2015.

CAPÍTULO 4

TORNADO NA CIDADE DE CANELA, RS EM 21/07/2010 PARTE 2: ANÁLISE ALTIMÉTRICA NA ASSOCIAÇÃO ENTRE RELEVO E FENÔMENO METEOROLÓGICO

*TORNADO IN THE CITY OF CANELA ON JULY 21st, 2010
PART 2: ALTIMETRIC ANALYSIS IN THE ASSOCIATION
BETWEEN TOPOGRAPHICAL RELIEF AND WEATHER
PHENOMENON*

*Thatiany Karlovic de Abreu
Everton Rodrigues Zirbes
Roseli Gueths Gomes*

Resumo

A Modelagem da Superfície da Terra (LSM) é aplicada em várias análises relacionadas à modelagem ambiental e são usadas para entender desastres naturais. Portanto, um LSM é muito importante para entender o grau de influência do relevo no fenômeno meteorológico. Foi pesquisado o objeto base para o desenvolvimento do modelo numérico de terreno, mapa topográfico de

Canela (DSG, 1980). No mapa, os dados de elevação são coletados por meio dos processos de vetorização de curvas altimétricas e da plotagem de cotas. Esses dados foram utilizados para a formação de malhas triangulares e retangulares, fundamentais para a geração de um modelo tridimensional que cubra a área de estudo desejada. O município de Canela, RS, Brasil, é a região afetada pela passagem do tornado, que atingiu aproximadamente 14 mil pessoas e gerou prejuízos que chegaram a R\$ 54 milhões (SINPDEC, 2016). As variações ao longo do rastro deste tornado foram representadas no mesmo modelo tridimensional do relevo com suas respectivas intensidades (escala E-Fujita) e distâncias durante seu percurso.

Palavras-chave: Canela-RS; Geoprocessamento; rastreamento de tornado.

Keywords: Canela - RS; Geoprocessing; tornado tracking.

Introdução

A utilização de mapas para a análise geográfica constitui um recurso utilizado há séculos, uma vez que o conhecimento terrestre é extremamente importante para os estudos geográficos que se aprimoraram com o passar dos anos (RAISZ, 1969). Hengl e Reuter (2009) acrescentam que a representação da superfície terrestre permite estudar suas características morfológicas, dispostas no ambiente, o que possibilita sua associação e compreensão com outro meio. Em uma representação digital altimétrica, o Modelo Numérico do Terreno (MNT) torna-se essencial no estudo da disposição de um fenômeno meteorológico e o quanto o relevo pode afetá-lo. Isto porque o modelo engloba as elevações que podem ser aplicadas em formato tridimensional das áreas a serem modeladas.

Para efetuar um MNT é necessária a obtenção dos dados altimétricos da superfície que informem suas características geo-

morfológicas, uma vez que a modelagem digital de elevação deve ser realizada de modo a reduzir a quantidade de informações e representar adequadamente o relevo (LOURENÇO, 2002). Desta forma, Gonçalves e Carvalho (2003) afirmam que as curvas de nível e as cotas são utilizadas como referenciais altimétricos para a obtenção de uma boa precisão, uma vez que o modelo e o valor da grade das amostras devem estar relacionados com a origem dos dados e com o meio de amostragem (ERSKINE *et al.*, 2007).

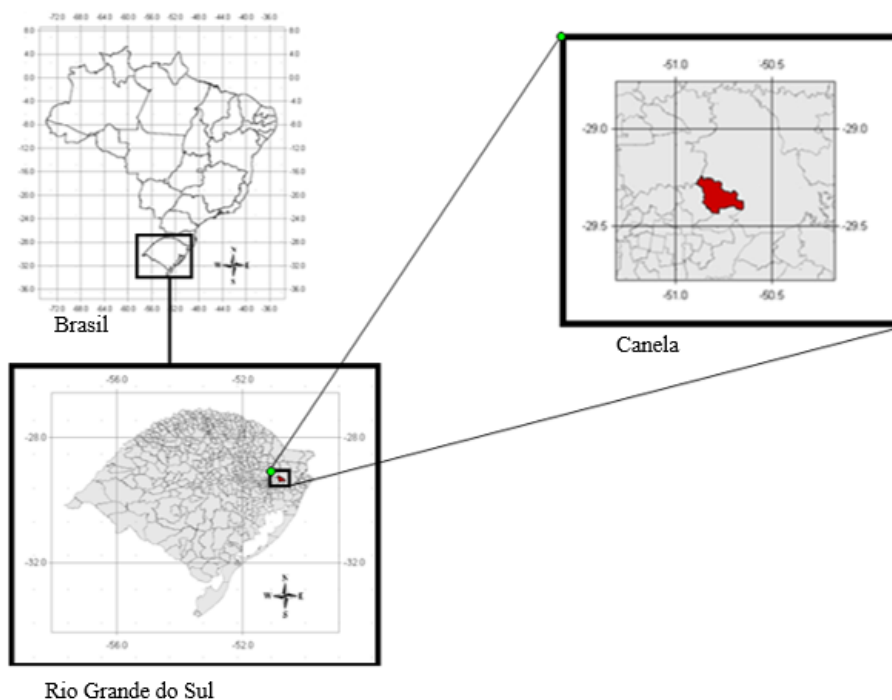
Além da associação com as características geomorfológicas, um MNT pode ser relacionado com eventos atmosféricos extremos, como os tornados, que acontecem repentinamente e são causadores de grandes desastres naturais no Brasil. Tais fatores acabam complicando suas análises, produzindo assim resultados inexatos que podem ser minimizados com a utilização de um Sistema de Informação Geográfica (SIG), o qual permite a analogia entre o aspecto do relevo com os acontecimentos meteorológicos, como os tornados (BURROUGH; MCDONNELL, 1998).

De acordo com Glickman (2000), um tornado é caracterizado por uma coluna de ar giratória pendente de uma nuvem cumuliforme ou sob uma nuvem cumuliforme que entra em contato com o solo, podendo ser visível na forma de uma nuvem funil. Os tornados se formam quando há instabilidade atmosférica, intensas correntes verticais ascendentes em rotação e valores elevados de umidade e temperatura (DOSWELL; BOSART, 2001).

Na noite do dia 21 de julho de 2010, um sistema meteorológico devastador, com características de tornado, atingiu o município serrano de Canela, localizado no nordeste do estado do Rio Grande do Sul (RS), Brasil. A Figura 1 mostra a localização geográfica do município de Canela, no contexto do estado do RS e do Brasil. De acordo com a Defesa Civil municipal, foram contabilizados danos em todas as áreas de infraestrutura do município, nas moradias atingidas e nas redes elétricas e pluviais. Ao todo, 591 casas foram

atingidas, das quais 89 foram completamente destruídas. Além disso, 3 indústrias sofreram danos estruturais importantes, mais de 80 postes foram derrubados e cerca de 300 árvores de grande porte (araucárias, ciprestes e sequoias) foram arrancadas ou quebradas ao meio. Muitas estruturas em metal ficaram totalmente retorcidas. Os prejuízos atingiram a quantia de R\$ 54 milhões de reais.

Figura 1 – Localização do município de Canela no estado do Rio Grande do Sul, Brasil



Fonte: Elaboração própria

Neste contexto, o presente artigo tem como objetivo a elaboração de um modelo tridimensional do relevo associado ao percurso e à intensidade do tornado ocorrido no município de Canela, RS, Brasil. Além do modelo tridimensional obtido com um modelo numérico de terreno (MNT), pretende-se realizar o estudo

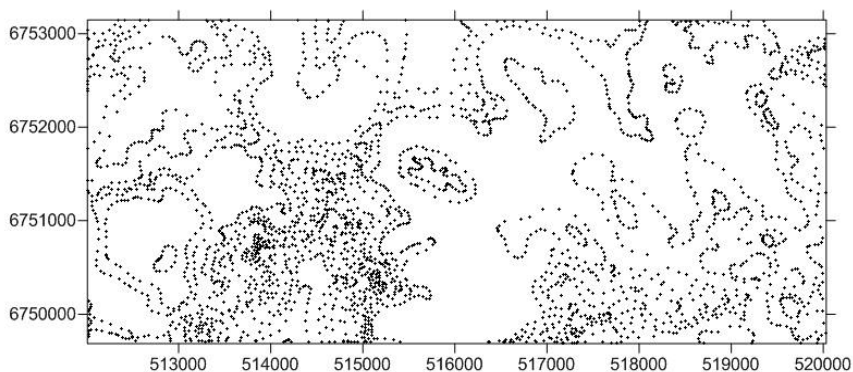
entre a imagem obtida pelo sensor OLI/TIRS do satélite LANDSAT, a distância do trajeto do tornado e sua intensidade.

Metodologia

Para a elaboração das análises altimétricas, utilizaram-se os dados altimétricos da base cartográfica do Estado do Rio Grande do Sul equivalentes à área localizada entre as coordenadas UTM 22H 500000 E – 6736000 N e 524000 E – 6764000 N, com referência na carta topográfica de Canela (DSG, 1980), folha SH-22-X-C-I-3, escala 1:50000, município de Canela, RS, Brasil.

Inicialmente, com a carta topográfica, previamente georreferenciada em formato GEOTIFF, foi efetuada, no *software* Spring 5.1.8, a edição vetorial para a vetorização das curvas de nível e a plotagem dos pontos cotados, representados em forma de pontos na Figura 2. Segundo Moore *et al.* (1991), a utilização do MNT permite a caracterização detalhada da superfície terrestre, enfatizando aspectos como a elevação e a declividade.

Figura 2 – Representação amostral em forma de pontos



Fonte: Elaboração própria.

Após a vetorização das curvas de nível e a plotagem dos pontos da carta topográfica utilizando o *software* SPRING, foi gerada uma grade retangular a partir de uma grade triangular. A grade retangular foi gerada a partir de um interpolador linear, enquanto a grade triangular foi gerada pela triangulação de Delaunay, para determinar uma semelhança de vizinhança. Com este procedimento, é possível estabelecer uma subdivisão do espaço abrangente e, portanto, podem ser estimados os valores das cotas de qualquer ponto interno de um triângulo irregular formado pela grade triangular (FELGUEIRAS, 2001).







Uma vez criado o MNT, foi aplicado o método da geração tridimensional da área, delimitada pelas coordenadas UTM 22 H 516000 E – 6750000 N e 522000 E – 6754000. Para isso, o plano de informação referente às curvas de níveis e os pontos de maior elevação do terreno foram exportados no formato DXF-R12. Por último, com a utilização do *software* DXF2XYZ, foi selecionado o arquivo de curvas de níveis (salvo em DXF-R12) para a conversão em formato XYZ, o qual, posteriormente, foi aplicado no *software* SURFER 8 para que as coordenadas planas pudessem ser adicionadas, além das dimensões e da intensidade do tornado ao longo de seu percurso, gerando o modelo tridimensional do relevo. Efetuada a modelagem tridimensional do relevo, foi elaborado, sobre este modelo, o percurso realizado pelo tornado de modo a serem preservadas algumas de suas características, como a localização, a extensão, a dimensão e a intensidade.

Por último, foram comparados os dados de localização e intensidade com a imagem obtida pelo sensor multiespectral OLI (*Operacional Terra Imager*) do satélite Landsat 8, adquirida pelo site do USGS (*United States Geological Survey*), referente ao dia 29 de julho de 2013. A imagem possui 12 bits de resolução radiométrica e 30m de resolução espacial em suas bandas 4 (R), 3 (G) e 2 (B), que passaram pela composição natural de cor no processo de contraste.

Por fim, foi estimada a categoria do tornado que atingiu Canela, na Serra Gaúcha, com base na nova escala de classificação de tornados, chamada Escala Aprimorada de Fujita (*Enhanced Fujita Scale*, em inglês, ou simplesmente escala EF). Originalmente desenvolvida em 1971 pelo notável cientista Dr. Tetsuya Theodore Fujita, essa escala foi feita com base em danos provocados por tornados em uma casa de madeira, considerando diferentes intensidades de vento. Entretanto, tendo em vista a existência de muitos tipos diferentes de estruturas suscetíveis aos danos de um tornado, uma nova escala foi desenvolvida, que fornece uma ampla gama de critérios para estimar as velocidades dos ventos em um tornado. Estes critérios envolvem um conjunto de 28 indicadores de danos que incluem itens como, por exemplo, pequenos celeiros, casas móveis, escolas e árvores. Esta nova classificação de tornados, documentada em Potter (2007), já está implementada nos Estados Unidos da América (DOSWELL *et al.*, 2009).

Na sequência, a Tabela 1 mostra detalhadamente a escala EF e suas diferentes categorias, classificando-as entre zero e cinco para a intensidade de tornados em razão do nível de destruição causado, devidos à prováveis velocidades dos ventos atingidas e sustentadas em intervalos superiores a 3 segundos.

Tabela 1 – Classificação EF-Scale baseada em magnitude de vento e dados observacionais

EF Rating	Wind Speeds			Expected Damage
EF-0	65-85mph	105-137 km/h	29-38 m/s	Danos mínimos: telhas arrancadas ou partes de um telhado arrancado, danos em calhas/tapetes, galhos de árvores quebrados, árvores de raízes rasas derrubadas. 
EF-1	86-110 mph	138-177 km/h	38-49 m/s	Danos moderados: danos mais significativos ao telhado, janelas quebradas, portas exteriores danificadas ou perdidas, casas móveis derrubados ou seriamente danificadas. 
EF-2	111-135 mph	178-217 km/h	50-60 m/s	Danos consideráveis: telhados arrancados de casas bem construídas, casas arrastadas de suas fundações, casas móveis completamente destruídas, árvores de grande porte perdidas ao meio ou arrancadas, carros podem ser arremessados. 
EF-3	136-165 mph	218-266 km/h	61-74 m/s	Danos graves: cômodos interiores de casas bem construídas são destruídos, danos significativos na estrutura de grandes edifícios, casas com bases fracas podem ser desintegradas, árvores começam a perder suas cascas. 
EF-4	166-200 mph	267-322 km/h	74-89 m/s	Danos extremos: casas bem construídas são niveladas a distâncias significativas, carros são arremessados, paredes exteriores dos principais cômodos em edifícios de alvenaria provavelmente em colapso. 
EF-5	> 200 mph	> 322 km/h	> 89 m/s	Danos gigantescos/incríveis: casas bem construídas são varridas a distância, estruturas de concreto reforçado com aço são criticamente danificadas, arranha-céus sustentam danos estruturais graves, as árvores são geralmente completamente descaçadas, despojadas de ramos e rachadas. 

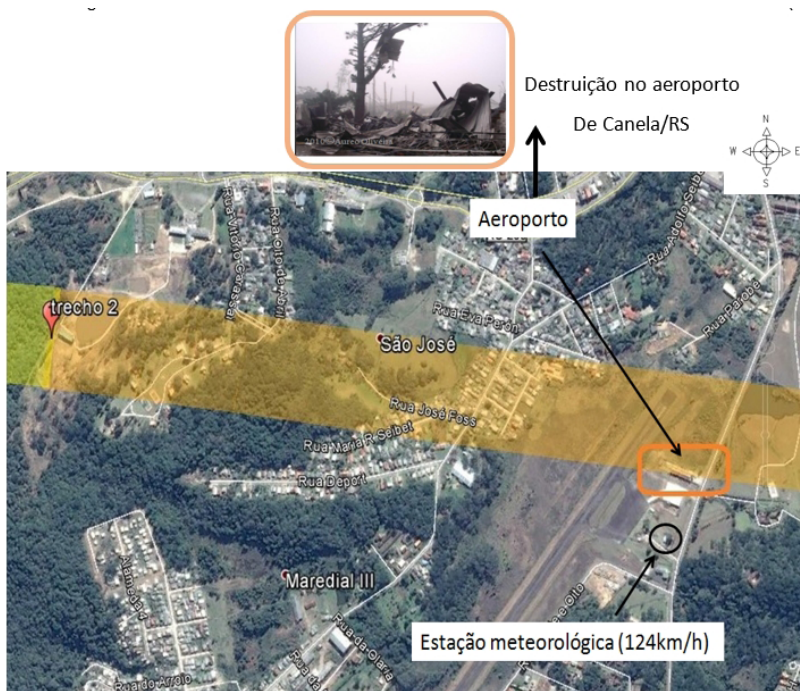
Fonte: adaptada de NWS (*National Weather Service*).

Resultados

De acordo com a pesquisa de Zirbes *et al.* (2015), a delimitação do rastro e a classificação da intensidade do tornado ocorrido no dia 21 de julho de 2010, no município de Canela – RS, foram estimadas a partir do georreferenciamento das evidências observacionais relativas aos danos causados por este evento de tempo severo. De posse destas informações, foram definidas a largura, a extensão e a intensidade de cada trecho da trajetória do tornado. Isto porque, de acordo com as evidências coletadas, foi visto que ocorreram variações nestas características durante o tempo de ocorrência deste fenômeno severo. A Figura 3 mostra um exemplo claro dessa variação. O aeroporto de Canela ficou totalmente destruído após a

passagem do tornado (registro de Áureo Oliveira), bem como todas as construções e estruturas localizadas ao longo do rastro. Nesta parte da trajetória, a destruição observada foi compatível com um tornado no limite superior da categoria EF-2 (ver Tabela 1), e foi indicada na cor laranja. Por outro lado, a estação meteorológica vinculada ao INMET, localizada a 70 metros ao sul do aeroporto e onde a velocidade registrada atingiu 124km/h, permaneceu intacta.

Figura 3 – Estimativa da intensidade do tornado, ocorrido no dia 21/07/2010 em Canela, em função dos estragos observados. No detalhe, a localização do aeroporto (totalmente destruído) e da estação meteorológica do INMET (intacta)



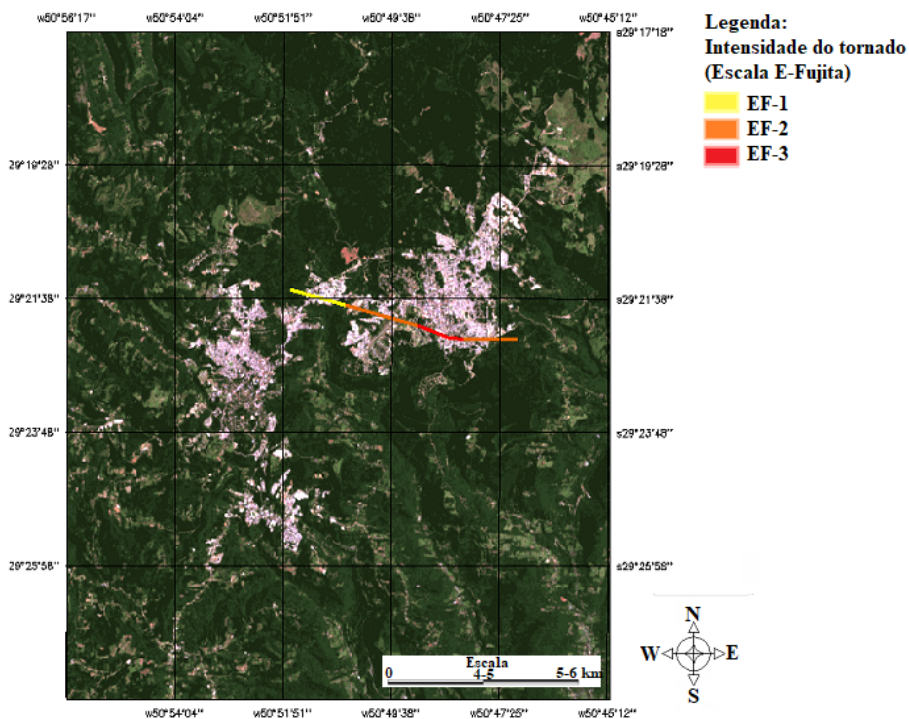
Fonte: Elaboração própria.

O procedimento de definição da trajetória e da intensidade do tornado foi realizado ao longo de toda a extensão na qual havia informações observacionais confiáveis, conforme descrito em Zir-

bes *et al.* (2015). Estes dados foram sobrepostos a uma imagem do sensor multiespectral OLI do satélite Landsat 8, para que a trajetória encontrada do tornado fosse visualizada sobre uma visão atual do município de Canela. Dado que o satélite LANDSAT8 foi lançado no ano 2013, a imagem utilizada neste estudo é referente ao dia 29 de julho de 2013. O sensor multiespectral OLI do satélite Landsat 8 apresenta melhorias se comparado aos sensores *Thematic Mapper* e *Enhanced Thematic Mapper Plus*, como, por exemplo, o aumento da resolução radiométrica para 12 bits, o que proporciona o melhoramento na diferenciação entre os alvos no terreno. Além do aperfeiçoamento radiométrico, houve também o aumento de bandas espectrais e no volume de gravação de dados.

Devido a tais melhoramentos no satélite Landsat 8, realizou-se sobre a imagem obtida da região do município de Canela, RS, a sobreposição do trajeto do tornado ocorrido em julho de 2010, mostrado na Figura 4. Nesta Figura, a trajetória foi representada em coordenadas planas juntamente com algumas características, como sua extensão de 7,65 quilômetros, suas dimensões de 250m a 500m de largura e a sua intensidade, que oscilou entre EF-1 e EF-3, conforme a Escala Aprimorada de Fujita.

Figura 4 – Imagem da região do município de Canela/RS, obtida pelo sensor OLI (LANDSAT 8) no dia 29 de julho de 2013, com a sobreposição do trajeto do tornado ocorrido em julho de 2010



Fonte: Elaboração própria.

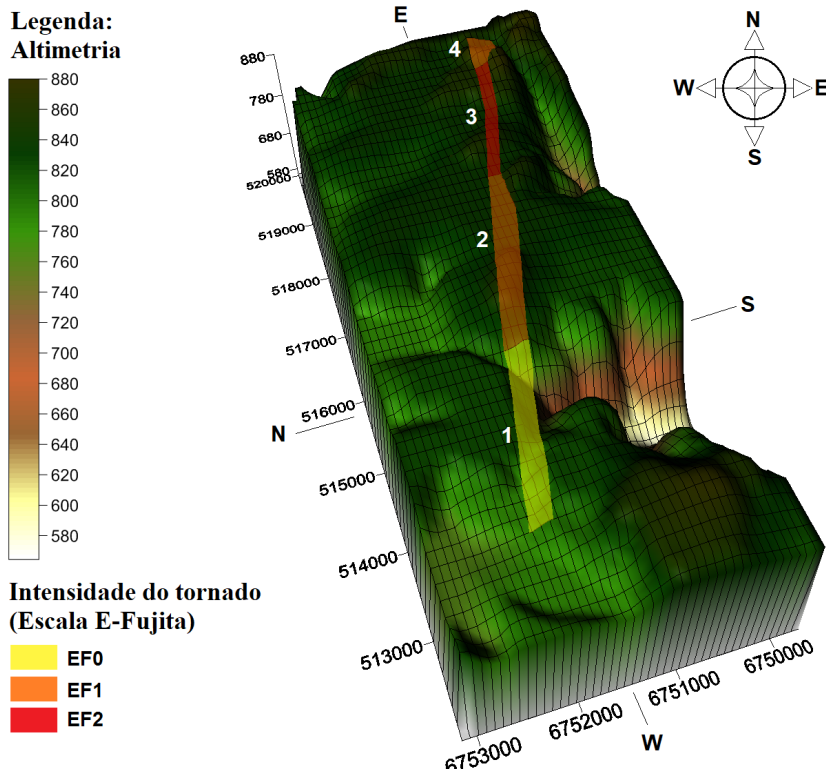
Além da sobreposição realizada sobre a imagem obtida pelo sensor OLI, aplicaram-se sobre o modelo tridimensional do relevo as localizações dos danos e a intensidade relativa predominante, dando as variações espaciais do tornado ao longo de seu percurso, representadas na Figura 5. Nesta Figura, o resultado final gerado pela análise do percurso total do tornado aparece em um segmento de 4 partes, que serão discutidas logo a seguir.

Antes, acrescenta-se que, dada a complexidade da topografia da região em estudo, foi feita uma rotação na Figura 5 (tridimensional), relativamente à Figura 4 (plana), para melhor visualização da trajetória do tornado.

Constatou-se que a abrangência do rastro do tornado sobre a superfície terrestre não apenas oscilou, variando entre 250 e 500 metros de largura, como também foi sinuoso em uma faixa bem delimitada do terreno durante sua passagem. Não houve expansão radial do vento, característica de microexplosão, pois, se assim fosse, os danos ocorreriam sobre uma área mais abrangente e menos delimitada do terreno. Durante a fase de organização, correspondente ao trecho 1 na Figura 5, a tempestade provocou quedas de árvores e deixou parte da cidade de Gramado sem energia elétrica. Dezenas de casas e de estabelecimentos comerciais foram danificados. Ao cruzar a Avenida das Hortênsias, principal ligação entre as cidades de Gramado e de Canela, o tornado atravessou o Vale do Quilombo arrancando várias árvores. Durante seu estágio maduro (trecho 2), o tornado ingressou em um terreno mais plano onde se encontra o aeroporto de Canela, que teve a estrutura do hangar completamente destruída, danificando a aeronave que ali estava. A estação automática do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), localizada a menos de 100m do hangar, registrou rajada de vento de 34m/s (124km/h). Ao atingir o bairro Santa Terezinha (trecho 3), os danos tornaram-se mais concentrados e intensos em uma faixa bem delimitada do terreno. Empresas funcionavam nesse bairro. Uma delas teve colapso total da estrutura do prédio de 4 mil metros quadrados. Móveis e maquinário foram perdidos. Muitas moradias sem estrutura reforçada foram facilmente destruídas pela ação dos ventos. Telhados, forrações e até mesmo o segundo piso de casas desapareceram. Algumas tiveram sua estrutura arremessada para terrenos vizinhos. Projéteis foram arremessados em diversas direções, mesmo tijolos foram capazes de atravessar paredes. Após causar severos danos por mais três bairros de Canela, o tornado entrou na fase de dissipação (trecho 4), derrubando várias árvores do Parque das Sequoias, já nos limites do perímetro urbano. A tempestade deixou um rastro de destruição que percorreu pouco

menos de 8km de extensão, em um intervalo de tempo de aproximadamente 10 minutos.

Figura 5 – Reprodução altimétrica tridimensional do rastro de destruição do tornado de Canela-RS, ocorrido em 21/07/2010



Fonte: Elaboração própria.

Na Tabela 2 estão indicadas as informações de extensão e cota altimétrica máxima (em relação ao nível do mar) dos percursos, onde o tornado apresentou variações de intensidade ao longo de sua passagem. Assim, foi verificado que a intensidade EF-0 perdurou por todo o trajeto do tornado no limite da circulação do vórtice. Porém, as velocidades predominantes no seu interior excederam a categoria EF-1 nos primeiros 1,91 km do rastro (trecho 1) em cota máxima de 820m de altitude. A intensidade EF-2 prolongou-se por

4,11 km (quando somados os trechos 2 e 4) em cota máxima de 880m de altitude. O momento de maior intensidade (EF-3) predominou pelo menor percurso, sendo este estimado em 1,63 km (trecho 3) em cota máxima de 880m de altitude.

Tabela 2 – Dados de intensidade e extensão do tornado sobre a altitude do relevo

Intensidade (Escala E-Fujita)	Extensão (km)	Cota Máxima (m)
EF1	1,91	820
EF2	4,11	880
EF3	1,63	880

Fonte: Elaboração própria.

Conclusões

A metodologia aplicada para a criação do modelo tridimensional evidencia as vantagens de associar os aspectos morfológicos do relevo com as características de fenômenos climáticos como, por exemplo, a intensidade, a dimensão e a extensão de um tornado. A partir das análises realizadas observou-se que as mudanças de intensidade do tornado, ao longo de sua trajetória, ocorreram em regiões com grande variação de altitude. Além desta relação, foi estimado que, durante o percurso do tornado, a intensidade predominante foi EF-2. Nesta categoria, o tornado percorreu 4,11 quilômetros sobre um terreno cuja cota máxima atingiu 880m de altitude. A menor intensidade registrada (EF-1) esteve associada à menor distância percorrida pelo tornado e à menor altitude máxima, quando comparada às outras intensidades (EF-2 e EF-3). Por outro lado, ao atingir a maior intensidade registrada (EF-3), o tornado percorreu o menor trajeto.

Referências

- BURROUGH, P. A.; MCDONNELL, R. A. **Principles of Geographical Information Systems**. Nova York: Oxford University Press, 1998. p. 333.
- DOSWELL III, C. A.; BOSART, L. F. Extratropical synoptic-scale processes and severe convection. **Meteorological Monographs**, v. 28, n. 50, p. 27-69, 2001.
- ERSKINE, R. H.; GREEN, T. R.; RAMIREZ, J. A.; MACDONALD, L. H. Digital elevation accuracy and grid cell size: Effects on estimated terrain attributes. **Soil Science Society of America Journal**, v. 71, p. 1371-1380, 2007.
- FELGUEIRAS, C. A. **Modelagem Numérica de Terreno**. São José dos Campos: INPE, 2001.
- FUJITA, T. Tornadoes and Downbursts in the Context of Generalized Planetary Scale. **Journal of the Atmospheric Sciences**, v. 38, n. 8, p. 1511-1534, 1981. Disponível em: https://journals.ametsoc.org/view/journals/atsc/38/8/1520-0469_1981_038_1511_taditc_2_0_co_2.xml. Acesso em: abr. 2014.
- GLICKMAN T. S. **Glossary of Meteorology**. 2. ed. Boston: American Meteorological Society, 2000.
- GONÇALVES, M. L. A. M.; CARVALHO, C. A. P. Geração de modelo digital de terreno a partir de mapas digitais 3D: Estudo de caso visando garantir o contexto geomorfológico com redução dos dados amostrais. **Boletim de Ciências Geodésicas**, Curitiba, v. 9, p. 105-119, 2003.
- HENGL, T. Y.; REUTER, H. I. **Geomorphometry**: Concepts, software, applications. (Coleção Developments in Soil Science, n. 33). Amsterdam: Elsevier, 2009. 765 p.
- LOURENÇO, R. W. **Modelagem geostatística por geoprocessamento em uma área da Baixada Santista**. Rio Claro: Instituto de Geociências e Ciência Exatas, 2002. 213 p.
- MOORE, I. D.; GESSLER P. E.; NIELSEN G. A.; PETERSON G. A. Soil attribute prediction using terrain analysis. **Soil Science Society of America Journal**, v. 57, p. 443-452, 1993.
- NOAA. **The Enhanced Fujita Scale (EF Scale)**. National Weather Service. Disponível em: <https://www.weather.gov/oun/efscale>. Acesso em: ago. 2021.
- RAISZ, E. **Cartografia Geral**. Rio de Janeiro: Editora Científica, 1969. p. 7-46.
- ZIRBES, E. R.; GOMES, R. G. Indicativos de mesoescala e evidências observacionais da ocorrência de um tornado em canela, RS, Brasil, em 21 de julho de 2010. *In*: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE CLIMATOLOGIA (SIC), 6., Santa Maria, 2015, **Anais...** 2015.

CAPÍTULO 5

O USO DE GEOTECNOLOGIAS PARA MAPEAMENTO DO USO DO SOLO E SUA RELAÇÃO COM OS FOCOS DE INCÊNDIOS: estudo de caso no Bioma Cerrado

THE USE OF GEOTECHNOLOGIES FOR LAND USE MAPPING AND ITS RELATIONSHIP TO FIRE OUTBREAKS: a case study in the Cerrado Biome

*Maiara Moraes Costa
Larissa Aldrighi da Silva
Diuliana Leandro
Karine Fonseca de Souza
Anderson Gabriel Correia
Liciane Oliveira Rosa
Willian César Nadaletti
Tirzah Moreira Siqueira*

Resumo

Os biomas brasileiros vêm passando por mudanças constantes, especialmente nos últimos dois anos, em que toda a biodiversidade sofreu com as perdas irreparáveis devido às quei-

madras, tanto em questão de disponibilidade de alimentos para as espécies residentes, quanto em relação aos habitats. O cerrado é o segundo maior bioma brasileiro e um dos mais ricos na presença de água, possui o inverno seco e verão chuvoso, mas vem sofrendo mudanças com a chegada de fortes queimadas que afetam o seu equilíbrio. Neste trabalho são apresentados os focos de incêndio dos estados pertencentes ao bioma de forma detalhada, destacando uma possível relação com o tipo de atividade desenvolvida no solo, com o auxílio das ferramentas geotecnológicas, que permitem analisar a distribuição dos focos de calor e definir estratégias para conter esse evento. Diante do exposto o objetivo principal é identificar o percentual de focos de incêndios do bioma Cerrado e sua relação com os usos do solo. A metodologia de pesquisa consistiu na obtenção dos dados através das plataformas de livre acesso à informação, como a do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE – e da plataforma da Infraestrutura Nacional de Dados Espaciais – INDE, sendo posteriormente normatizados para apresentar resultados através de mapas temáticos. Os resultados obtidos apontam que os estados de Piauí, Minas Gerais, São Paulo, Paraná, Goiás e Mato Grosso do Sul apresentaram os percentuais de risco de fogo mais intensos e concentrados nas porções dos estados onde é desenvolvida a atividade agrícola, enquanto os estados de Maranhão, Bahia, Tocantins e Mato Grosso não apresentaram relação direta entre o tipo de uso do solo e o risco de fogo. Conclui-se que o uso das geotecnologias é atualmente uma opção menos onerosa e de fácil acesso para o mapeamento de áreas de queimadas, colaborando na tomada de decisões dos governos e órgãos ambientais, possibilitando a elaboração e execução de um plano de prevenção e controle de focos de queimadas.

Palavras-chave: Queimadas; Bioma Cerrado; Uso do Solo; Sistema de Informações Geográficas; Geotecnologias.

Keywords: Forest fires; Cerrado Biome; Land Use; Geographic Information System; Geotechnologies.

Introdução

O bioma Cerrado tem enorme importância em diversos aspectos ambientais, com destaque para a conservação de espécies e a atuação nos serviços ecossistêmicos, além de estar inserido na área das três maiores bacias hidrográficas da América do Sul, contribuindo com 43% das águas superficiais do Brasil fora da Amazônia (STRASSBURG *et al.*, 2017).

No que se refere ao percentual de área do bioma ocupada por Unidades de Conservação – UC, o Cerrado possui cerca de 8,21% do seu território para áreas de proteção. Mesmo sendo o segundo maior bioma do Brasil e da América do Sul, possui o menor percentual de áreas de proteção integral, fato que justifica este ser o bioma brasileiro que sofreu mais com as ações humanas (MMA, 2021).

Esse bioma ocupa principalmente o Planalto Central Brasileiro (IBGE, [s.d.]). Este é um ecossistema dependente do fogo, e precisa dele para seu funcionamento, visto que desde a antiguidade o fogo de origem natural é considerado fundamental para a seleção de espécies e na influência dos seus processos ecológicos (PILON *et al.*, 2021). Essa área se manteve praticamente inalterada até a década de 1950; no entanto, a partir dos anos 1960 a cobertura natural do solo foi modificada (IBGE, [s.d.]).

O Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE – realizou um estudo sobre a cobertura natural dos biomas brasileiros entre os anos de 2000 a 2018, no qual foi constatado que a transformação no uso do solo do bioma Cerrado se deve à expansão acelerada da

agricultura, reduzindo as áreas de vegetação campestre e florestal, dando lugar à pastagem com manejo agrícola (IBGE, [s.d.]). O estudo de Pivello *et al.* (2021) aponta que as atividades antropogênicas de uso e ocupação do solo, os tipos de manejo e as técnicas agrícolas aplicadas são responsáveis pelos severos incêndios em vegetações desencadeados atualmente.

Os incêndios provocados pelo homem nos últimos 20 anos são cada vez mais recorrentes e em maior intensidade, motivados pela expansão de novas áreas agricultáveis, além da exploração madeireira e mineração, atividades essas que levam à degradação da floresta e aumento do risco de incêndios florestais, que podem rapidamente se tornar generalizados e incontrolláveis, devastando toda a biodiversidade local e acarretando prejuízos incalculáveis (PIVELLO *et al.*, 2021).

Para monitorar essa situação, foi desenvolvido o Programa de Monitoramento de Queimadas e Incêndios Florestais do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, que realiza o cálculo do Risco de Fogo para a queima da vegetação das áreas analisadas. Esse cálculo leva em consideração os efeitos locais do tipo de vegetação, ciclo de desfolhamento, temperatura máxima, umidade relativa mínima do ar, elevação topográfica, latitude e a presença de fogo nas áreas de interesse, bem como o fato de que, quanto mais dias seguidos sem chuva em um ambiente, maior será seu risco de queima (INPE, 2019).

Algumas ferramentas tecnológicas estão sendo amplamente utilizadas para visualizar melhor os dados espaciais. Como abordado por Santos *et al.* (2021), os recursos geotecnológicos têm sido bastante utilizados no monitoramento ambiental e controle de processos em todo o território brasileiro. Ademais, os estudos do uso e da ocupação do solo e suas mudanças no tempo e no espaço fornecem o entendimento das dinâmicas fisiográficas, ecológicas e sociológicas de uma região (PEREIRA; GUIMARÃES; OLIVEIRA, 2018).

Um dos motivos das geotecnologias serem bastante utilizadas atualmente é explicado por Huang *et al.* (2015). De acordo com o autor, são alternativas de baixo custo, que possuem uma alta frequência de monitoramento, podendo ser obtida através da análise de imagens de satélite, proporcionando a obtenção de dados para avaliar a cobertura e uso da terra ao longo do tempo em determinada área.

Estudos de impactos ambientais também podem ser realizados com o auxílio de geotecnologias, que englobam formatos distintos de softwares e aplicativos, envolvendo desde a cartografia digital, a webcartografia e o trabalho com imagens digitais de sensoriamento remoto (OLIVEIRA; NASCIMENTO, 2017).

Um dos aspectos ambientais que pode ser monitorado com o auxílio de geotecnologias é o desmatamento. O ato de desmatar, explorar economicamente ou degradar floresta, plantada ou nativa, em terras de domínio público ou devolutas, sem autorização do órgão competente, possui pena prevista pela Lei nº 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 (BRASIL, 1998).

O acompanhamento da prática de desmatamento pode ser realizado com o uso de dados de sensoriamento remoto e técnicas de geoprocessamento, em conjunto com o desenvolvimento de modelagem espacial, podendo contribuir para melhor compreensão das variáveis relacionadas a esse aspecto, permitindo também a simulação de prováveis trajetórias futuras do desmatamento (MATRICARDI *et al.*, 2018).

Sendo assim, o bioma Cerrado foi escolhido para a realização dessa pesquisa, uma vez que é o segundo bioma brasileiro que mais sofre com as queimadas. Mais de 312.140 km² do Brasil foram queimados em 2020 (INPE, 2020), com a maioria dos focos de fogo concentrados na bacia amazônica (46,3%) e no Cerrado (28,6%). O

objetivo deste trabalho é identificar o percentual de focos de incêndios do bioma Cerrado e sua relação com os usos do solo.

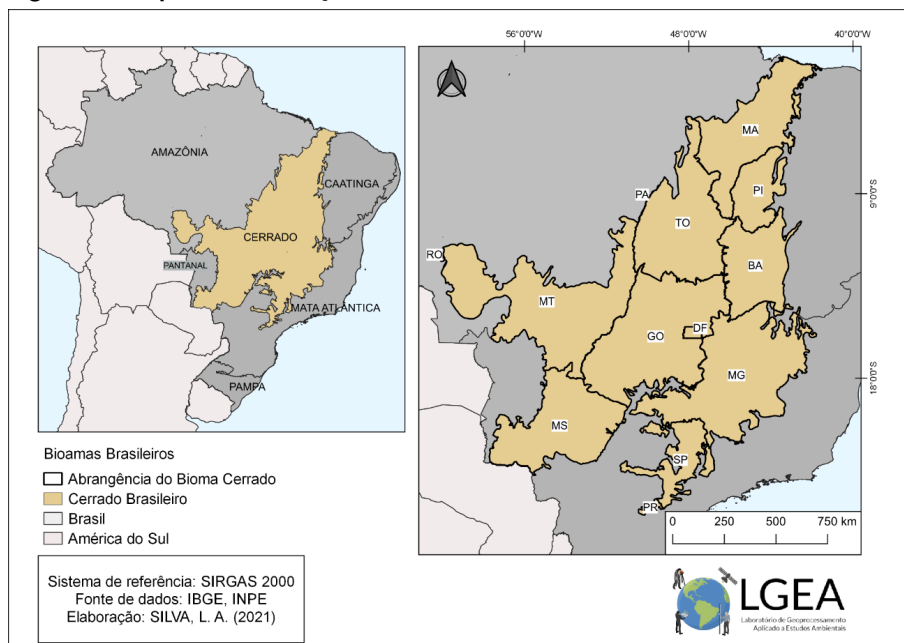
Metodologia

A área de estudo da pesquisa refere-se ao Bioma Cerrado, que abrange os estados brasileiros de Maranhão, Piauí, Bahia, Minas Gerais, São Paulo, Paraná, Tocantins, Goiás, Pará, Rondônia, Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, bem como o Distrito Federal.

É considerada a savana mais rica do mundo, que constitui aproximadamente 24% do território brasileiro, com uma área de aproximadamente 1,8 a 2 milhões de km². Possui 6 mil espécies de plantas nativas, com a presença de diversas espécies endêmicas, 200 espécies de mamíferos, 180 espécies de répteis, 800 espécies de aves, 150 espécies de anfíbios e 1200 espécies de peixes (MMA, 2021; ICMBIO, 2021).

A formação vegetal do bioma é composta por campos naturais, savanas, florestas e veredas. Possui a presença de nascentes que alimentam seis das oito bacias hidrográficas brasileiras, sendo uma importante fonte de água para o Brasil, devido à sua geografia composta de planaltos (WWF, 2021). O mapa de localização do bioma está representado na Figura 1, abaixo.

Figura 1 – Mapa de localização do Bioma Cerrado



Fonte: Elaboração própria.

Coleta de Dados

Para a realização deste trabalho, os dados foram obtidos por meio de plataformas de livre acesso à informação, como a do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, onde os dados obtidos foram extraídos pelo Programa de Queimadas que oferece diversos tipos de informação em diferentes formatos por um longo período de tempo. Assim, por meio do sistema de monitoramento, foi possível fazer uma análise prévia e escolher o período de realização das análises, apresentando os focos de incêndio em todo o bioma Cerrado durante o último ano (de agosto de 2020 até agosto de 2021), caracterizando-os pelas quatro estações do ano: verão, outono, inverno e primavera. Para a análise dos dados de uso e ocu-

pação do solo, foi utilizado o ano de 2014, conforme disponível na plataforma da Infraestrutura Nacional de Dados Espaciais – INDE. Esse dado foi levado em consideração para identificar possíveis áreas utilizadas para a expansão do desenvolvimento da agricultura.

Organização dos Dados

Os dados extraídos do INPE e da INDE são brutos e, para elaboração de informações, foram normatizados a fim de apresentar resultados através de mapas temáticos. Seu tratamento ocorreu através da ferramenta de geoprocessamento, o software livre e de fácil manuseio, Quantum Gis (QGIS). Com essa ferramenta separaram-se os dados por estados e estação, e então esses foram categorizados para classificação hierárquica do fenômeno. Para que todas as informações apresentadas possuíssem as mesmas classes para os dados de focos de calor, definiram-se os intervalos de 0,00 a 0,25, de 0,26 a 0,50, de 0,51 a 0,75 e de 0,76 a 1,00. Esses dados quantitativos intervalares foram representados com a variação da primitiva gráfica em escala de cor para melhor entendimento. Posteriormente foram desenvolvidos os mapas, elaborados para facilitar o entendimento do fenômeno.

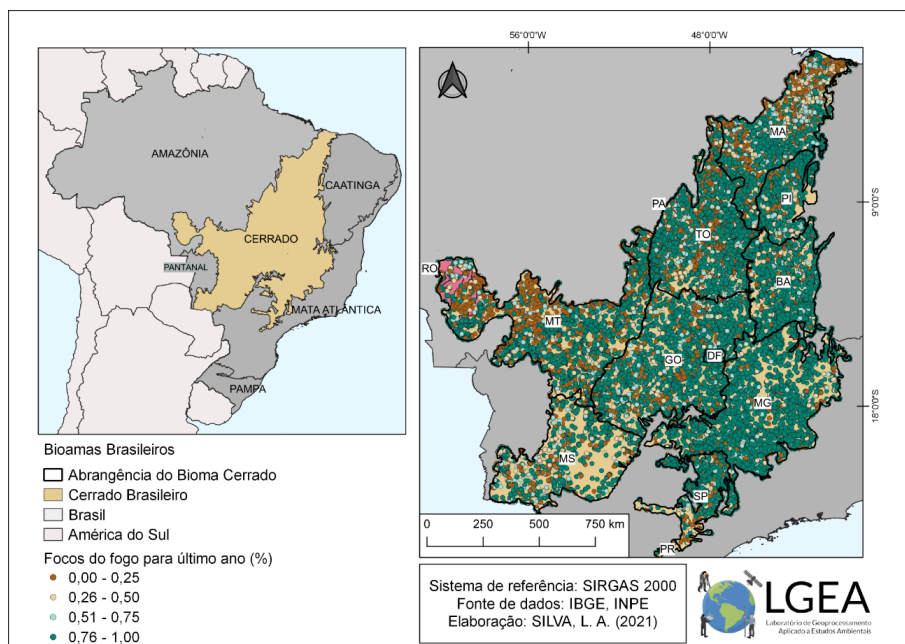
Resultados e discussão

O risco de fogo indica o quanto a vegetação está favorável para ser queimada, do ponto de vista meteorológico, uma vez que na maioria das vezes o fogo é causado por ação antrópica e não naturalmente pelo ecossistema, como é o caso dos raios (INPE, 2019). Quanto maior for o risco de fogo na área, mais próximo a 1 estará

representado nos resultados. E quanto mais próximo de 0, menor é a chance de que esse evento ocorra.

Abaixo foram identificadas as probabilidades de focos de fogo para todo o bioma Cerrado, correspondente ao intervalo dos meses de agosto a agosto dos anos de 2020 a 2021, conforme mostra a Figura 2, a seguir. Essa escolha de data corresponde à última atualização disponível até então para o ano de 2021, de modo a manter os dados mais atuais possíveis.

Figura 2 – Mapa do risco de fogo no período de agosto a agosto de 2020-2021 no bioma Cerrado



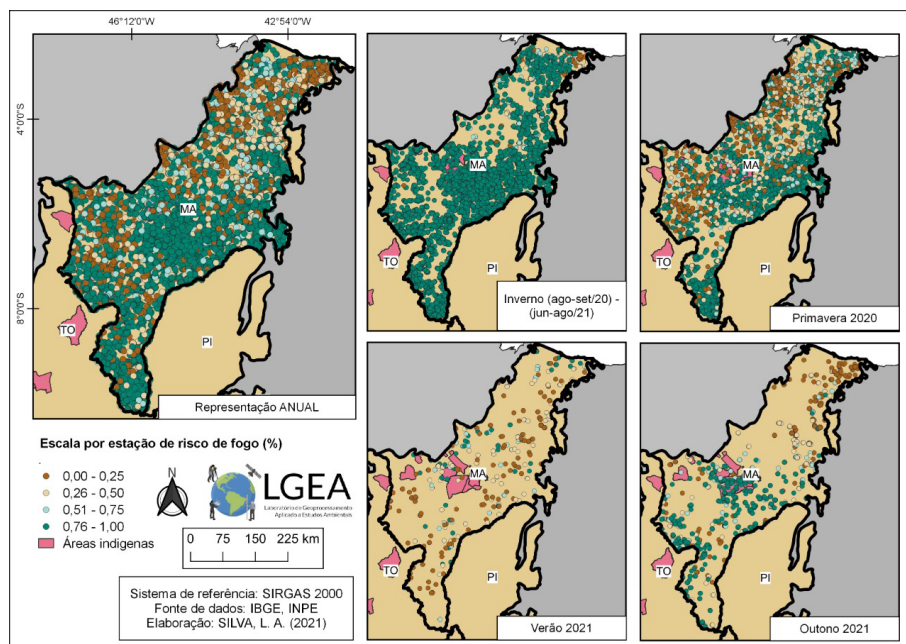
Fonte: Elaboração própria.

É possível observar que o intervalo percentual predominante da área é de 0,76 a 1,0, em praticamente todo o bioma Cerrado. Isso indica que este bioma possui tendência significativa para focos de incêndio, situação que é explicada pelo estudo de Pilon *et al.* (2021), que aponta que existe uma série de características que

afetam a propagação e intensidade dos regimes de fogo, como: estrutura e composição da vegetação; características da biomassa enquanto combustível (quantidade, tipo, teor de umidade); condições climáticas e meteorológicas da região; precipitações e superfície do terreno.

O risco de fogo foi verificado para todos os nove estados que compõem o bioma Cerrado: Maranhão, Piauí, Bahia, Minas Gerais, São Paulo, Tocantins, Goiás, Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, assim como no Distrito Federal. Em conjunto, foi avaliado o risco de fogo para as quatro estações do ano, indicando os respectivos períodos, além da predominância desses focos sobre as áreas indígenas presentes nos estados, como mostram as Figuras 3 a 10.

Figura 3 – Mapa do risco de fogo no estado Maranhão

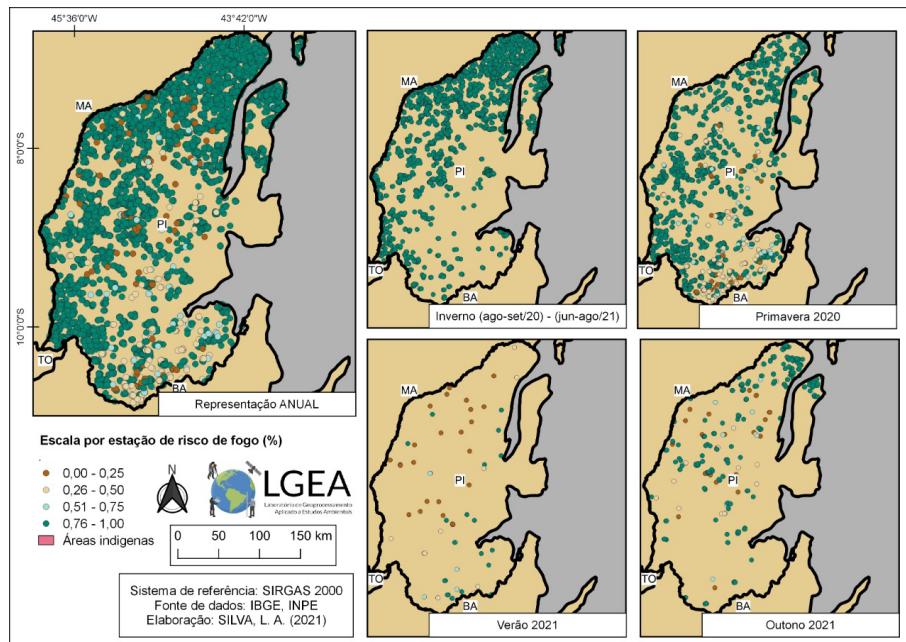


Fonte: Elaboração própria.

Foi observado no estado do Maranhão (Figura 3) o risco de fogo no intervalo de 0,76 a 1,00 nas estações de inverno e primavera como predominantes; já nas estações de outono e verão houve redução desse percentual. A maior redução se deu no verão, onde parte se encontra no intervalo de 0,00 a 0,25, enquanto no outono o risco começa a se elevar novamente.

Nas áreas indígenas do estado, apenas na estação do verão foi encontrado pouco risco de fogo, uma vez que nas estações de inverno, primavera e outono houve predominância do percentual de 0,76 a 1,00.

Figura 4 – Mapa do risco de fogo no estado Piauí

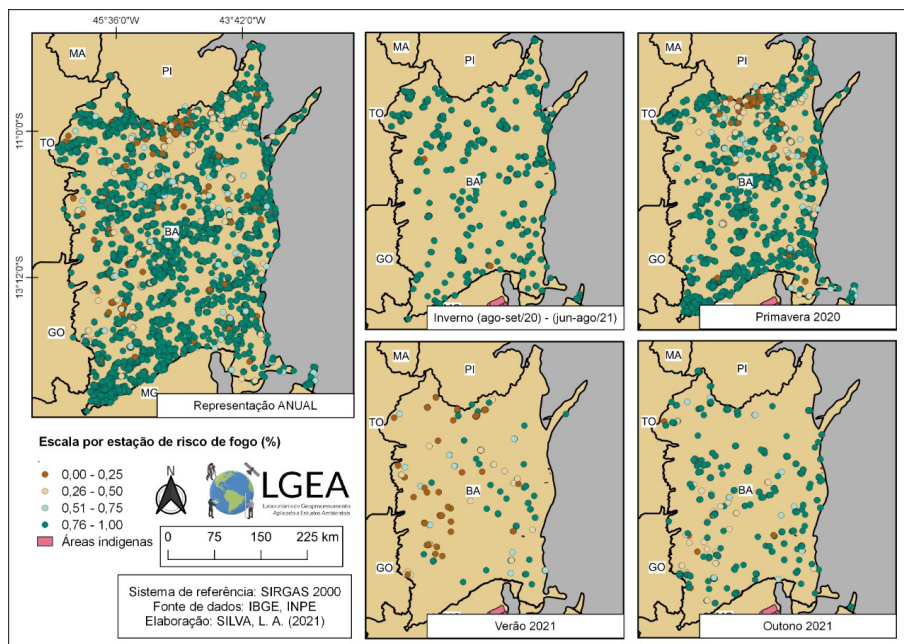


Fonte: Elaboração própria.

No estado do Piauí (Figura 4), o risco de fogo mais crítico foi identificado na estação de inverno. Na primavera, o risco de fogo aparece disseminado em diversas áreas do estado, e nas demais estações os riscos foram consideravelmente baixos e com baixo

percentual. Esse estado não apresenta registros sobre áreas indígenas de grande porte visíveis nessa escala de análise macro.

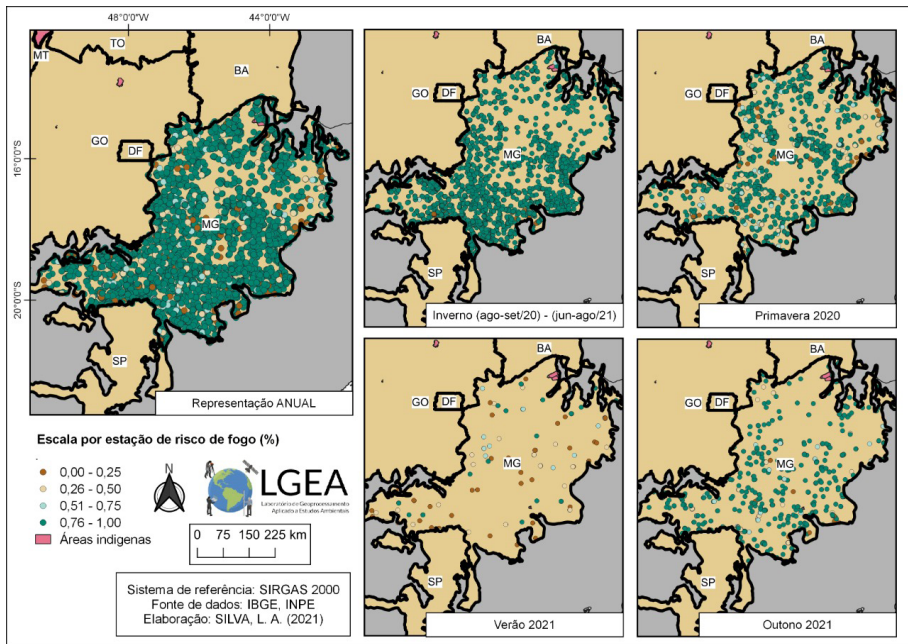
Figura 5. Mapa do risco de fogo no estado da Bahia.



Fonte: Elaboração própria.

No estado da Bahia (Figura 5) é encontrada uma situação distinta dos demais estados já apresentados, visto que a estação com maior risco de fogo é a primavera, quando comparada ao inverno. Assim como nos demais estados, o verão segue sendo a estação que predomina na escala de risco 0,00-0,25. Também não foram identificadas áreas indígenas na escala de análise, macro, nesse estado.

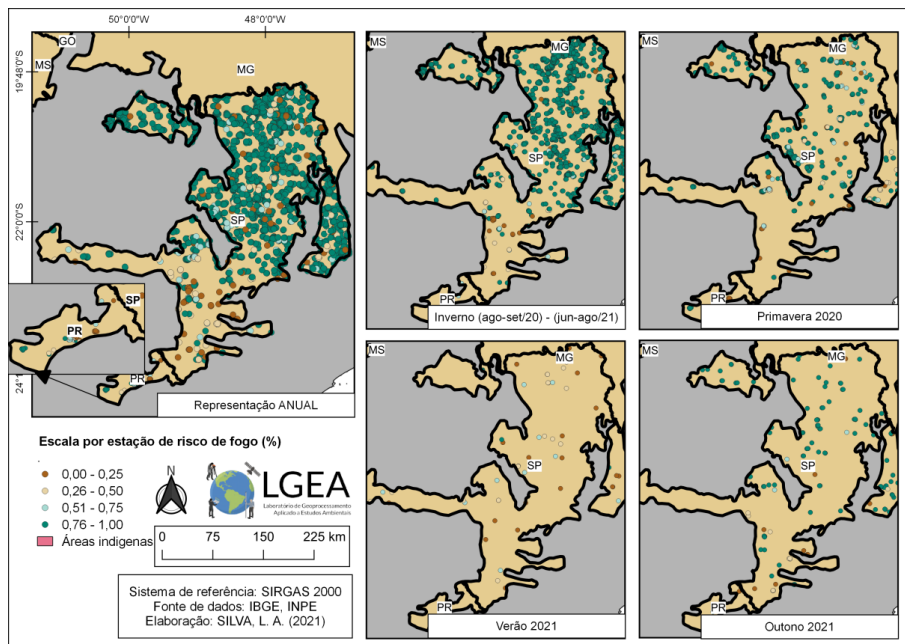
Figura 6 – Mapa do risco de fogo no estado de Minas Gerais



Fonte: Elaboração própria.

No estado de Minas Gerais (Figura 6), o maior risco de fogo é apresentado na estação de inverno, seguida da primavera, outono e verão, respectivamente. No norte do estado encontram-se áreas indígenas que, nas estações de inverno e verão, apresentam risco de fogo no intervalo de 0,76 a 1,00.

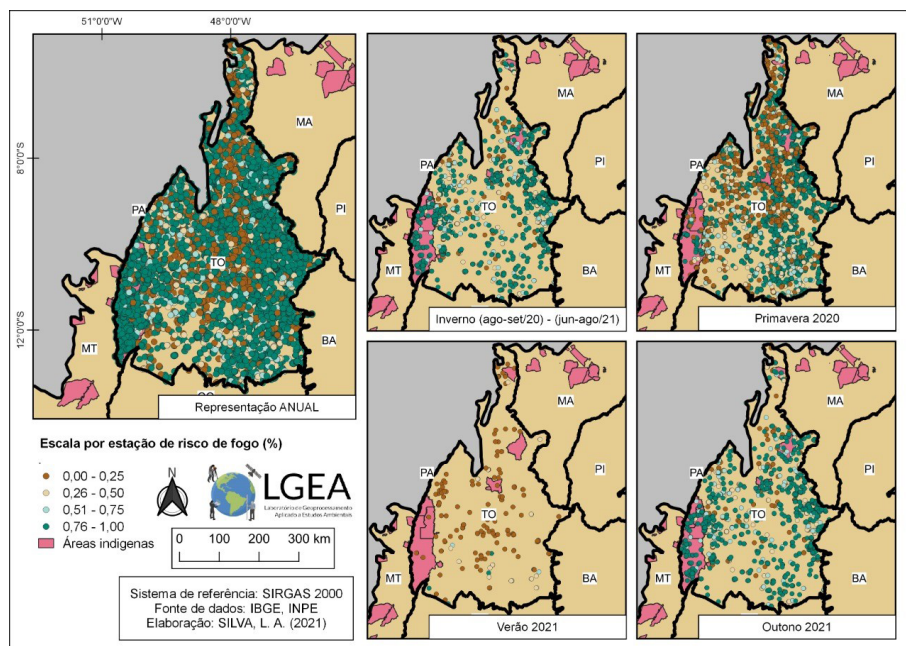
Figura 7 – Mapa do risco de fogo no estado de São Paulo e Paraná



Fonte: Elaboração própria.

A Figura 7 aborda os estados de São Paulo (SP) e Paraná (PR). Para os resultados obtidos em SP, o risco de fogo é maior na estação de inverno, primavera, outono e verão, em ordem decrescente. Já ao se tratar do estado do PR, não se tem uma inserção completa dentro do Bioma Cerrado, apenas uma pequena parcela, que possui poucos pontos com risco de fogo. Esses riscos estão presentes apenas para as estações do inverno e primavera, com a escala variando entre 0,00 e 0,50. Não foi identificada presença de áreas indígenas nessa análise em escala macro para ambos os estados.

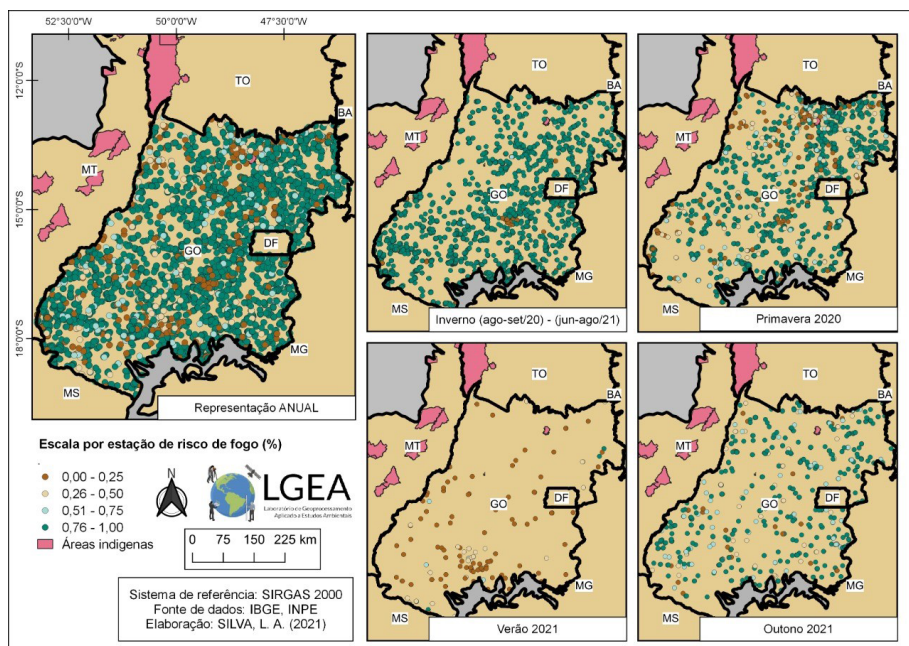
Figura 8 – Mapa do risco de fogo no estado de Tocantins



Fonte: Elaboração própria.

Tocantins (Figura 8) apresenta uma situação semelhante ao estado da Bahia, pois teve mais focos na primavera, quando comparado ao inverno. Este estado apresenta presença de áreas indígenas, onde foram encontrados riscos de fogo no intervalo de 0,76 a 1,00 nas estações de inverno, primavera e outono.

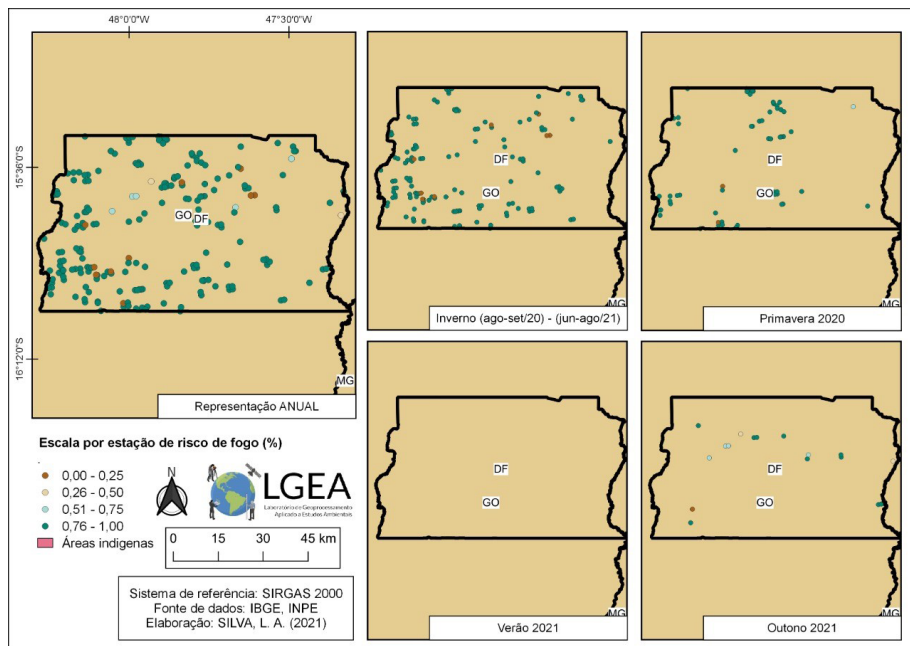
Figura 9 – Mapa do risco de fogo no estado de Goiás



Fonte: Elaboração própria.

No estado de Goiás (Figura 9), existe maior risco de fogo nos intervalos de 0,76 a 1,00 nas estações de inverno, primavera e outono, respectivamente. No verão, tem predominância de focos no intervalo de 0,00 a 0,25. Goiás conta com uma pequena quantidade de áreas indígenas, porém sua predisposição a incêndios é mais significativa no inverno, seguido da primavera.

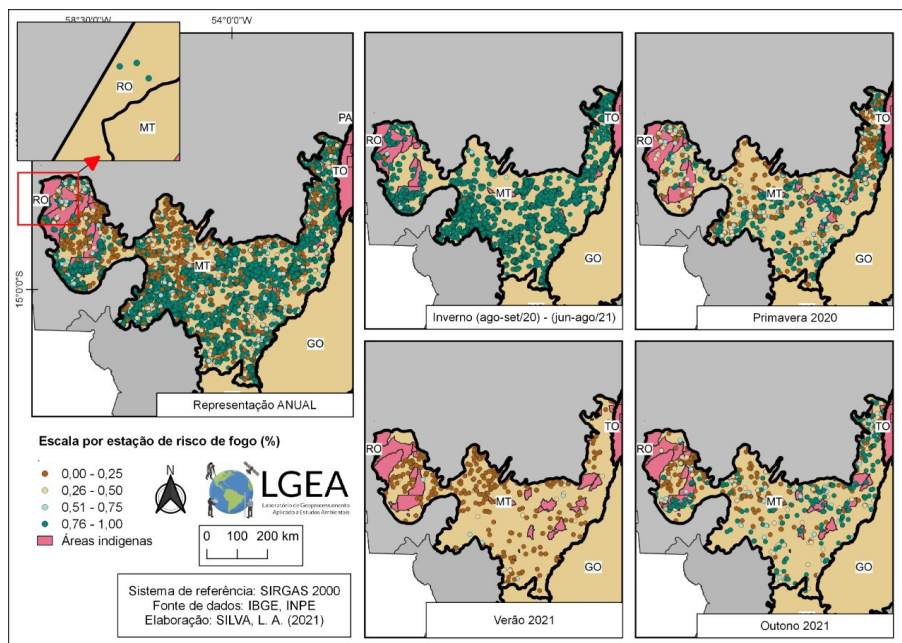
Figura 10 – Mapa do risco de fogo no Distrito Federal.



Fonte: Elaboração própria.

Para uma melhor clareza dos dados do Distrito Federal (Figura 10), sua análise foi realizada separadamente à do estado de Goiás (Figura 9). Observa-se que a capital brasileira apresenta menor quantidade de focos, especialmente para a primavera e o outono, sendo o inverno a estação com mais riscos. O DF não conta com nenhuma área indígena de grande porte visível nessa escala de análise. Na estação de verão, não há presença de risco de fogo.

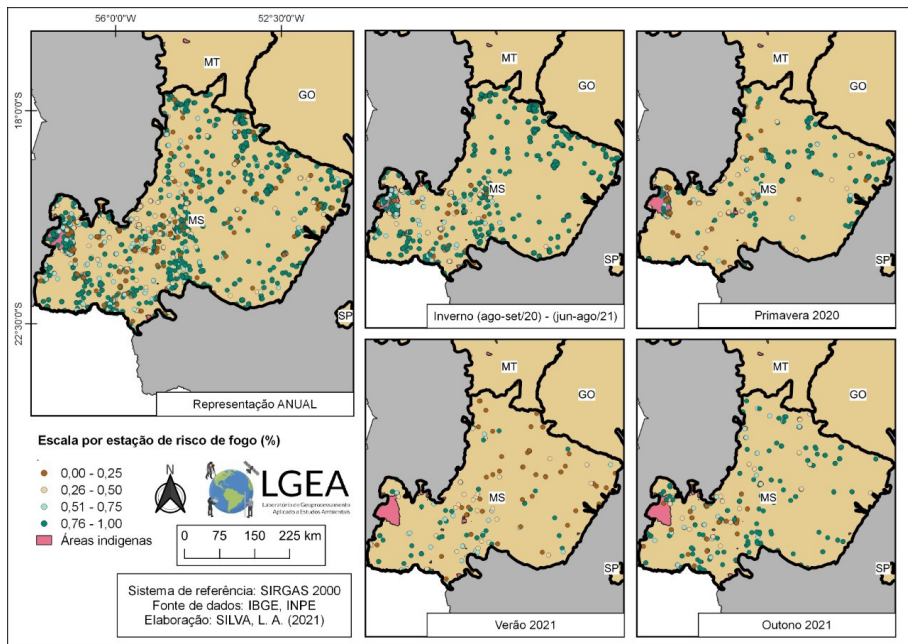
Figura 11 – Mapa do risco de fogo no estado Mato Grosso



Fonte: Elaboração própria.

No estado do Mato Grosso (Figura 11), o risco de fogo predominante nas estações de inverno, primavera e outono está no intervalo de 0,76 a 1,00. Na estação de verão, o risco de fogo é reduzido para 0,00 a 0,25. Neste estado, há uma presença bastante significativa de áreas indígenas, e parte significativa de suas áreas possui uma probabilidade de 0,76 a 1,00 de focos de incêndio durante a estação de inverno. Ainda assim, apresenta-se forte tendência nas estações de primavera e outono. Nessa Figura é possível ver, na representação anual, os únicos pontos que a área do estado de Rondônia pertencente ao Bioma Cerrado apresenta de fogo. Esses pontos se encaixam na escala mais alta de probabilidade, e se apresentam no inverno.

Figura 12 – Mapa do risco de fogo no estado Mato Grosso do Sul



Fonte: Elaboração própria.

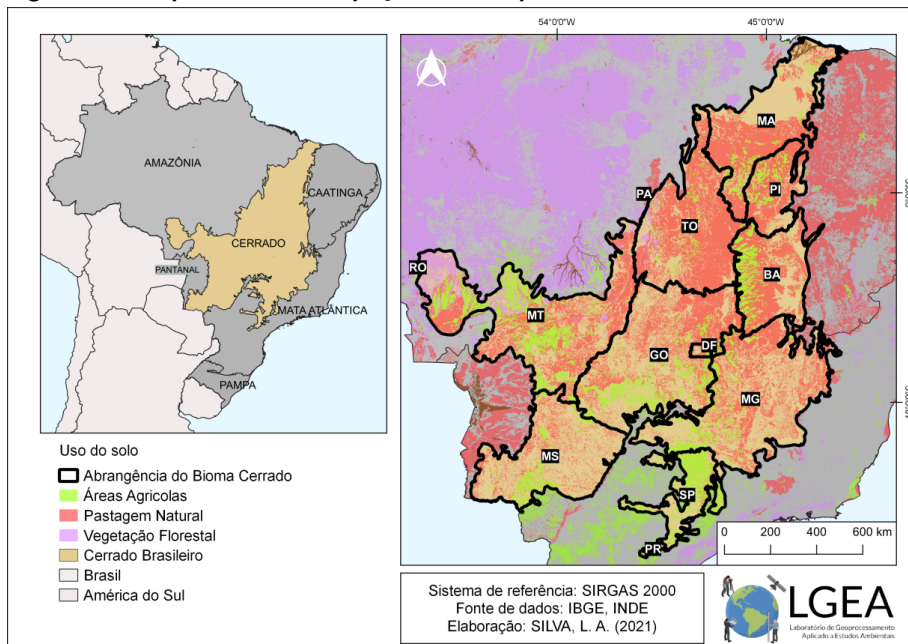
O estado do Mato Grosso do Sul (Figura 12) não apresenta uma variação significativa em relação à quantidade de pontos, mas, conforme as estações vão passando, a faixa de risco se altera. Nas estações de inverno e primavera a faixa é de 0,76 a 1,00, mas é observado que existe maior risco na estação de inverno, seguido da primavera e do outono. No estado, as áreas indígenas apresentam maiores propensões na estação de inverno, seguida da estação de primavera, enquanto no verão não apresenta risco.

Com a ilustração do risco de fogo em todos os estados que compõem o bioma Cerrado, pode-se observar que, na maioria destes, exceto Bahia e Tocantins, o risco maior de fogo foi verificado na estação de inverno, posteriormente, primavera, depois outono e, por fim, verão, com as menores probabilidades. Isso pode ser explicado pelo estudo de Sano *et al.* (2019), que menciona que o clima

predominante do bioma Cerrado é o tropical sazonal, caracterizado por intensas variações climáticas no decorrer das estações do ano, com invernos secos e verões chuvosos (SANO *et al.*, 2019). Sendo assim, com a presença de dias chuvosos na estação do verão, o risco de fogo é diminuído, uma vez que os dias com precipitação diminuem o risco de fogo.

Portanto, a situação que os mapas evidenciam reforça o que foi exposto por Bowman *et al.* (2020), que discorrem sobre os incêndios no Bioma Cerrado, explicando que eles ocorrem principalmente durante os meses de maio a setembro nas estações de seca, e queimam extensas áreas de vegetação nativa, campos agrícolas e pastagens (BOWMAN *et al.*, 2020). Essa situação pode ser verificada quando se correlaciona a probabilidade de focos de incêndio com o mapa temático de uso do solo (Figura 13).

Figura 13 – Mapa de uso e ocupação do solo para o Cerrado



Fonte: Elaboração própria.

A imagem acima mostra os tipos de usos do solo no bioma Cerrado, sendo as principais: áreas agrícolas, pastagem natural e vegetação florestal. Na parte sul do estado do Maranhão observa-se a presença de áreas agrícolas e de pastagem natural. Com relação ao risco de fogo (Figura 3) na parte sul do estado predomina o intervalo percentual de 0,76 a 1,00 nas estações de inverno, primavera e outono e não existe uma concentração expressiva de risco de fogo nas áreas agrícolas.

Na parte noroeste do estado do Piauí verifica-se a presença de pastagem natural e áreas agricultáveis. Esta última é justamente a mesma porção que apresenta maior risco de fogo (Figura 4), no intervalo de 0,76 a 1,00, na estação de inverno, evidenciando a relação da prática de agricultura com o risco de fogo no ecossistema. Uma das causas dos incêndios florestais no bioma Cerrado são as formas de utilização do solo que estão variando, causando uma ameaça ao bioma, visto que há expansão da fronteira agrícola, cultivo de eucalipto, soja e pecuária bovina (WWF, 2021).

No estado da Bahia as áreas agrícolas estão localizadas na parte oeste (noroeste e sudoeste) do estado. No entanto, o risco de fogo (Figura 5) nesse estado se apresentou de forma distribuída, não somente na área onde são realizadas as práticas agrícolas.

Em Minas Gerais, a atividade agrícola é mais desenvolvida na parte sudoeste e noroeste do estado, área que apresenta o maior risco de fogo (Figura 6), no intervalo de 0,76 a 1,00. Na parte norte do estado de São Paulo a atividade agrícola é mais desenvolvida, área que coincide a predominância do risco de fogo no intervalo percentual de 0,76 a 1,00 (Figura 7). O estudo de Bowman *et al.* (2020) alerta que os intensos incêndios florestais dos últimos anos alteraram uma grande parte da vegetação do Cerrado, com enormes impactos negativos no ambiente, acarretando perdas econômicas, aumento na poluição do ar e emissões de gases de efeito estufa (BOWMAN *et al.*, 2020).

No estado do Tocantins existe, em todo seu território, pastagem natural, e a atividade agrícola ocorre na região central, bem dispersa e pouco intensa. O risco de fogo (Figura 8) no estado também é disperso, apenas na estação de primavera está mais concentrado para o leste. Portanto, não é possível estabelecer uma relação entre o risco de fogo e a agricultura nesse estado.

No estado de Goiás a pastagem natural ocorre em toda sua extensão, sendo mais intensa na parte noroeste, enquanto a maior parte da atividade agrícola se concentra nas partes sul e nordeste. Ao realizar a comparação das imagens com o risco de fogo (Figura 9), percebe-se que, na estação de inverno, sua maior concentração se dá nas porções nordeste, sudeste e sudoeste do estado. Na primavera, sua concentração maior está na parte nordeste, na estação de outono os percentuais estão bem distribuídos e no verão há uma concentração de pontos na parte sul. Dessa forma, é possível constatar que existe maior risco de fogo nas regiões do estado onde a agricultura é mais desenvolvida.

No estado do Mato Grosso, a pastagem natural, a vegetação florestal e as áreas agrícolas compõem a cobertura do solo. A agricultura é mais desenvolvida em toda parte oeste, no entanto, o risco de incêndio (Figura 11) está distribuído de forma semelhante por todo o estado, não evidenciando nenhuma relação entre o risco de fogo e o tipo de uso do solo.

A agricultura no estado do Mato Grosso do Sul apresenta-se mais intensa na parte sul, onde é encontrada maior concentração de risco de fogo (Figura 12) nas estações de inverno e de outono.

A predominância do Distrito Federal em relação ao uso do solo se dá principalmente por pastagens naturais e áreas agrícolas. Os estados de Piauí, Minas Gerais, São Paulo, Paraná, Goiás e Mato Grosso do Sul apresentaram os percentuais de risco de fogo mais intensos e concentrados nas porções dos estados onde é desenvolvida a atividade agrícola. Em contrapartida, os estados de

Maranhão, Bahia, Tocantins e Mato Grosso não apresentaram relação entre o tipo de uso do solo e o risco de fogo. Alguns estudos mostram que o bioma possui 29,5% do seu território ocupado por pastagens e 11,6% por culturas perenes e anuais, totalizando 41,1% do uso do bioma (W/WF, 2021).

Em análise da sobreposição dos pontos em risco de fogo com a atividade predominantemente desenvolvida pelo solo do bioma, a maior parte dos focos em relação aos dados anuais está sobreposta a áreas agrícolas. Pode-se associar a elas a origem dos focos de calor que, unidos aos demais fatores externos, geram os grandes eventos, visto que o cerrado vem passando por um período crítico em relação à sua ocupação, com a transformação de ecossistemas naturais em expansões agropecuárias que atendam aos desenvolvimentos de infraestrutura (ARRUDA, 2021).

Considerações finais

Diante da análise e composição gráfica da distribuição espacial e da quantificação dos focos de queimadas para o Bioma Cerrado dos anos de agosto a agosto de 2020-2021 é possível concluir que o bioma em questão vem sofrendo um processo acelerado em crescimento exponencial de antropização, com a expansão da agricultura, da pecuária, dos incêndios e do desmatamento.

Devido à grande extensão territorial do Brasil e, mais especificamente, do Cerrado, apontado como o segundo maior bioma brasileiro, o uso das geotecnologias, através de ferramentas de SIG, constitui uma opção menos onerosa para o mapeamento de áreas de queimadas, colaborando e tornando a tomada de decisões dos governos e entidades na prevenção das queimadas mais fácil, assertiva e incisiva, pois é capaz de apontar áreas nas quais há a maior

recorrência de incêndios e fundamentar um plano de prevenção e controle de focos de queimadas.

Em suma, fica evidente que a abertura de novas áreas agrícolas acarreta, em sua maioria, grandes impactos negativos para a biodiversidade do bioma, levando à eliminação da fauna e flora local e à degradação dos solos e dos mananciais hídricos, pois a ação de promover a queimada muitas vezes é a primeira alternativa do agricultor para a eliminação da vegetação natural em áreas ainda não convertidas para plantio, mesmo com a modernização da agricultura nas últimas décadas. Portanto, é necessário que os órgãos ambientais responsáveis, munidos dos dados e tecnologias disponíveis, implementem ações de combate a essa prática.

Agradecimentos

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

Referências

ARRUDA, Vera Laisa da Silva. **Mapeamento de cicatrizes de áreas queimadas no Cerrado usando imagens Landsat, Google Earth Engine e Deep Learning**. 2021, 61 f. il. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade de Brasília, Brasília, 2021.

BOWMAN, D. M.; KOLDEN, C. A.; ABATZOGLOU, J. T.; JOHNSTON, F. H.; VAN DER WERF, G. R.; FLANNIGAN, M. Vegetation fires in the Anthropocene. **Nature Reviews Earth & Environment**, v. 1, n. 10, p. 500-515, 2020.

BRASIL. 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. **Diário Oficial da União**, Brasília, 1998. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9605.htm. Acesso em: 11 ago. 2021.

HUANG, Y.; TIAN, F.; WANG, Y.; WANG, M.; HU, Z. Effect of coal mining on vegetation disturbance and associated carbon loss. **Environmental Earth Sciences**, v. 73, n. 5, p. 2329-2342, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3584-z>. Acesso em: 11 ago. 2021.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia Estatística. **IBGE retrata cobertura natural dos biomas do país de 2000 a 2018**. Disponível em: <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-sala-de-imprensa/2013-agencia-de-noticias/releases/28943-ibge-retrata-cobertura-natural-dos-biomas-do-pais-de-2000-a-2018>. Acesso em: 10 ago. 2021.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia Estatística. **Conheça o Brasil – Territórios: Biomas Brasileiros**. Disponível em: <https://educa.ibge.gov.br/jovens/conheca-o-brasil/territorio/18307-biomas-brasileiros.html>. Acesso em: 10 ago. 2021.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. **Biodiversidade do Cerrado**. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/cbc/conservacao-da-biodiversidade/biodiversidade.html>. Acesso em: 21 ago. 2021.

MATRICARDI, E. A. T.; AGUIAR, A. S.; MIGUEL, E. P.; ANGELO, H.; GASPAR, R. O. Modelagem do desmatamento na região do Matopiba. **Revista Nativa pesquisas agrárias e ambientais**, v. 6, n. 2, p. 198-206, 2018. Disponível em: <https://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/nativa/article/view/5092>. Acesso em: 11 ago. 2021.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Instituto Chico Mendes de Conservação e Biodiversidade. **Cerrado**. Disponível em: <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/cerrado>. Acesso em: 21 ago. 2021.

OLIVEIRA, I. J.; NASCIMENTO, D. T. F. As geotecnologias e o ensino de cartografia nas escolas: potencialidades e restrições. **Revista Brasileira De Educação Em Geografia**, v. 7, n. 13, p. 158-172, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.46789/edugeo.v7i13.491>. Acesso em: 11 ago. 2021.

PEREIRA, Luís Flávio; GUIMARÃES, Ricardo Morato Fiúza; OLIVEIRA, Raphael Rivadávia Mendes. Integrando geotecnologias simples e gratuitas para avaliar usos/coberturas da terra: QGIS e Google Earth Pro. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v. 3, n. 3, p. 250-264, 2018.

PILON, N. A.; CAVA, M. G.; HOFFMANN, W. A.; ABREU, R. C.; FIDELIS, A.; DURIGAN, G. The diversity of postfire regeneration strategies in the Cerrado ground layer. **Journal of Ecology**, v. 109, n. 1, p. 154-166, 2021

PIVELLO, V. R.; VIEIRA, I.; CHRISTIANINI, A. V.; RIBEIRO, D. B.; SILVA MENEZES, L.; BERLINCK, C. N. *et al.* Understanding Brazil's catastrophic fires: Causes,

consequences and policy needed to prevent future tragedies. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 3, 2021.

SANO, E. E.; RODRIGUES, A. A.; MARTINS, E. S.; BETTIOL, G. M.; BUSTAMANTE, M. M.; BEZERRA, A. S. *et al.* Cerrado ecoregions: A spatial framework to assess and prioritize Brazilian savanna environmental diversity for conservation. **Journal of environmental management**, v. 232, p. 818-828, 2019.

SANTOS, P. P.; MENEZES, S. J. M. C.; JÚNIOR, W. C. J.; TELLES, L. A. A.; SOUZA, M. H.; SILVA, S. F.; SANTOS, A. R. Geotecnologias aplicadas à análise do cadastro ambiental rural. **Revista ELSEVIER**, v. 101, 2021.

STRASSBURG, B. B.; BROOKS, T.; FELTRAN-BARBIERI, R.; IRIBARREM, A.; CROUZEILLES, R.; LOYOLA, R. *et al.* Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology & Evolution**, v. 1, n. 4, p. 1-3, 2017.

WWF. World Wildlife Fund. **O Bioma**. Disponível em: https://www.wwf.org.br/natureza_brasileira/areas_prioritarias/cerrado/bioma/. Acesso em: 21 ago. 2021.

WWF. World Wildlife Fund. **Principais ameaças**. Disponível em: https://www.wwf.org.br/natureza_brasileira/areas_prioritarias/cerrado/ameaca/. Acesso em: 21 ago. 2021.

CAPÍTULO 6

ANÁLISE MORFOMÉTRICA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PIRATINI-RS

MORPHOMETRIC ANALYSIS OF THE HYDROGRAPHIC BASIN OF THE PIRATINI RIVER

*Nelva Bugoni Riquetti
Diuliana Leandro*

Resumo

Considerando a influência dos parâmetros fisiográficos de uma bacia hidrográfica no escoamento superficial direto e a importância do conhecimento para prevenção de desastres ambientais, o presente estudo tem por objetivo analisar os principais parâmetros morfométricos da bacia hidrográfica do rio Piratini (BHRP) e a sua suscetibilidade a enchentes, utilizando técnicas de geoprocessamento em ambiente de Sistema de Informação Geográfica (SIG). As análises foram geradas a partir do Modelo Digital de Elevação (MDE) através de informações referentes às curvas de nível e pontos cotados na escala 1:50.000, gerado no software ArcGIS Desktop 10[®] (ESRI, 2016). Na sequência, foram determinados de maneira automática os parâmetros relativos às características geométricas,

de relevo, da rede de drenagem e dos tipos e uso e ocupação do solo. Como resultado, foi possível constatar que a BHRP não possui tendência a enchentes, em vista dos resultados obtidos dos parâmetros de Kf, Kc e Ic. Além disso, apresenta relevo ondulado, com predomínio de uso do solo destinado pastagem e agricultura. Para a rede de drenagem, a Dd obtida reflete uma densidade média seguindo um padrão de drenagem dendrítico, classificada como uma bacia de sexta ordem e de forma alongada.

Palavras-chave: Morfometria; Geoprocessamento; Enchente; Características fisiográficas; Eventos extremos.

Keywords: Morphometry; Geoprocessing; Flood; Physiographic characteristics; Extreme events.

Introdução

A água é um recurso essencial e finito. O monitoramento deste recurso nas bacias hidrográficas é de vital importância na gestão territorial adequada dos elementos naturais e sociais. Segundo a Lei nº 9.433/1997, que estabelece a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), podemos entender como bacia hidrográfica a unidade territorial para o gerenciamento dos recursos hídricos. Conforme Mello *et al.* (2020), a bacia hidrográfica pode ser definida como a unidade de captação e de drenagem, delimitada topograficamente pelos divisores de água, constituídas por uma rede de drenagem interligada cujo escoamento converge para uma seção comum, conhecido como seção de controle ou exutório da bacia.

Neste contexto, Villela e Mattos (1975) destacam a importância dos estudos sobre as características físicas de uma bacia hidrográfica, pois proporcionam subsídio ao conhecimento dos elementos da unidade e possibilitam estabelecer relações entre tais propriedades e o regime hidrológico conhecido, permitindo a

determinação indireta de valores hidrológicos em áreas com ausência de dados. À vista disso, na caracterização da bacia, é possível compor estudos hidrológicos em referência ao seu comportamento e, portanto, obter a caracterização morfométrica da bacia, visando elucidar questões relacionadas à dinâmica ambiental local e regional (TEODORO *et al.*, 2015).

A análise morfométrica é descrita por Christofolletti (1999) como um conjunto de procedimentos que apresentam os aspectos geométricos e de composição dos sistemas ambientais, servindo como indicadores relacionados à forma, ao arranjo estrutural e à interação entre as vertentes e a rede de canais fluviais de uma bacia hidrográfica. No contexto de bacia hidrográfica, conforme descrito por Tucci (2015), os elementos fisiográficos de uma unidade podem ser considerados como aqueles dados extraídos de mapas, imagens de satélite, fotografias aéreas, calculados diretamente ou por meio de índices, tais como a área, perímetro, declividade, altitude, uso e cobertura do solo.

A análise fisiográfica das bacias hidrográficas faz uso da integração de informações geomorfológicas, tais como o relevo, que é estudado em ambiente de Sistema de Informações Geográficas (SIG). O relevo corresponde à representação numérica da distribuição espacial da altitude da superfície terrestre, no mundo digital denominado de Modelo Digital de Elevação (MDE), e pode ser obtido através da interpolação dos dados de cartas topográficas ou por meio de imagens de satélite (OLIVEIRA *et al.*, 2010; TUCCI, 2015). A utilização do MDE em SIG para análise dos dados fisiográficos apresenta benefícios, pois reduz o tempo com a geração automática dos parâmetros e diminui intervenções manuais, isto é, a subjetividade (VERDIN; VERDIN, 1999; VALERIANO, 2003; VALERIANO *et al.*, 2006).

Considerando as mudanças climáticas e sua influência nos extremos climáticos e hidrológicos, destaca-se a alteração dos padrões de precipitação, o que vem provocando impactos negativos,

como secas, deslizamentos de terra e aumento das vazões nos rios, gerando enchentes (MARENGO, 2008). Logo, para a região Sul do Brasil, estudos conduzidos por Groisman *et al.* (2005) e Marengo *et al.* (2007) vêm demonstrando aumento da precipitação e de eventos extremos de chuva.

Corroborando com a tendência de aumento da precipitação, para o Rio Grande do Sul foram contabilizados 413 eventos de inundação e 1006 eventos de enxurradas no período entre 1991 a 2012, sendo considerados como desastres naturais segundo informado pelo Atlas Brasileiro de Desastres Naturais (CEPED-UFSC, 2013).

Diante do exposto, o objetivo deste estudo foi avaliar os principais parâmetros morfométricos da Bacia Hidrográfica do rio Piratini (BHRP) e a sua suscetibilidade a enchentes utilizando técnicas de geoprocessamento em ambiente SIG.

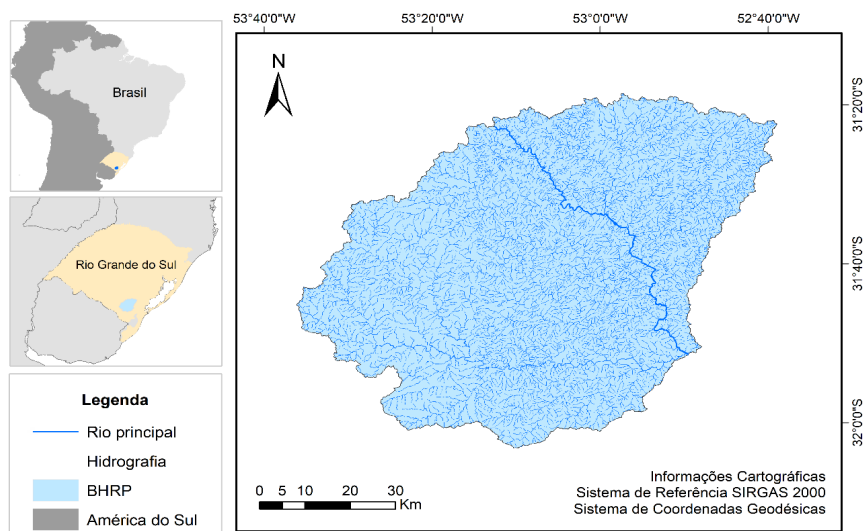
Metodologia

A análise foi realizada na BHRP, localizada na região noroeste do estado do Rio Grande do Sul (RS), Brasil (Figura 1). A bacia possui área de drenagem de 4700,5km² e corresponde a um dos principais afluentes do canal São Gonçalo, trecho navegável que comunica a Lagoa Mirim à Lagoa dos Patos. De acordo com Peel *et al.* (2007) e Alvares *et al.* (2013), o clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cfa (Clima subtropical úmido), com regime pluviométrico bem distribuído entre as estações do ano, com totais pluviométricos elevados entre 1050-1750 mm/ano (REBOITA *et al.*, 2010).

Primeiramente, foram utilizados os planos de informações referentes às curvas de nível e pontos cotados vetorizados adquiridos da base cartográfica de Hasenack e Weber (2010), contemplando todo o estado do RS, na escala de 1:50.000, para elaborar o MDE.

Estes dados foram utilizados como entrada no software ArcGIS Desktop 10[®] (ESRI, 2016) e interpolados por meio do algoritmo *Spatial Analyst / Topo to Raster*. Este método é um modelo hidrológicamente consistente, baseado no programa ANUDEM desenvolvido por Hutchinson (1988), que permite a entrada de vários formatos de arquivos, tais como ponto, linhas e polígonos, e, durante o processo, reduz os possíveis erros a serem cometidos (HUTCHINSON, 1989).

Figura 1 – Localização da bacia hidrográfica do rio Piratini (BHRP)



Fonte: Elaboração própria.

A resolução espacial do MDE foi de 25m, considerando a relação entre a escala da informação e a área mínima identificável (TOBLER, 1987). Após a obtenção do MDE, ainda no ambiente SIG, fez-se necessária a aplicação do algoritmo *fill* para o preenchimento das depressões espúrias (altitudes equivocadas) obtidas no processo da interpolação (ELESBON *et al.*, 2011), para a obtenção do modelo digital de elevação hidrológicamente consistente (MDEHC).

De acordo com ESRI (2016), os MDEHC são representações da superfície terrestre que reproduzem com exatidão o caminho preferencial do escoamento superficial da água observado no mundo real. Posteriormente à obtenção do MDEHC, utilizaram-se as extensões *Spatial Analyst tools / flow direction* e *Spatial Analyst / flow accumulation* para determinar a direção de fluxo (ou escoamento) e fluxo acumulado, respectivamente. Na sequência, foi extraída a rede de drenagem.

Após concluir as etapas elencadas anteriormente, utilizou-se a função *Spatial Analyst / Watershed* para delimitar a bacia. Previamente, foi determinado um ponto na rede de drenagem, considerado o exutório da bacia, e a partir deste ponto a bacia foi delimitada (Figura 1). Ressalta-se que o ponto considerado foi o da estação fluviométrica Pedro Osório (88461000), sob responsabilidade da Agência Nacional de Águas e Saneamento (ANA).

No contexto hidrológico, pode-se destacar, como principais parâmetros morfométricos para indicar a propensão a enchentes, o fator de forma, o índice de circularidade e o coeficiente de compacidade. Nesta lógica, quanto mais elevado for o coeficiente de compacidade, a bacia terá menos tendência a enchentes, e quanto mais elevado for o fator de forma, mais suscetível a enchentes será a bacia (VILLELA; MATTOS, 1975; TUCCI, 2015; MELLO *et al.*, 2020). Também foram calculados os parâmetros relacionados ao relevo, à rede de drenagem, aos tipos de solo e ao uso e ocupação do solo presentes na bacia, apresentados a seguir.

Características geométricas

Fator de forma (ou Índice de Gravelius)

Descreve a razão entre a área e o comprimento axial da bacia, e quanto mais distante da unidade, menos propensa a enchentes será a bacia. O cálculo é apresentado na Equação 1:

$$Kf = \frac{A}{L_{ax}^2} \tag{1}$$

Sendo o Kf: fator de forma (adimensional), A: área de drenagem e L_{ax} : comprimento do eixo da bacia. O L_{ax} é o comprimento do curso d'água principal da bacia mais a distância da sua nascente ao divisor topográfico, como descrito por Villela e Mattos (1975).

Segundo Mello *et al.* (2020), ao relacionar-se com as cheias, o Kf pode assumir os seguintes valores e respectivas interpretações:

1,00 – 0,75: sujeito a enchentes;

0,75 – 0,50: tendência mediana a enchentes;

< 0,50: menor tendência a enchentes.

Índice de circularidade

Representa a relação entre o perímetro e a área da bacia e tende para unidade à medida que a bacia se aproxima da forma circular (MULLER, 1953). Seu cálculo é obtido pela Equação 2:

$$Ic = 12,57 \frac{A}{P^2} \tag{2}$$

Sendo I_c : Índice de circularidade (adimensional), A : área da bacia e P o seu perímetro.

Este índice também indica o potencial da bacia a gerar enchentes. Quanto mais próximo a 1, maior a propensão a enchentes, pois apresenta forma cada vez mais próxima à de um quadrado, e, conseqüentemente, maior concentração de escoamento (MELLO *et al.*, 2020).

Coefficiente de compacidade

Relaciona o perímetro da bacia com o perímetro de um círculo de área igual à da bacia (MELLO *et al.*, 2020). O cálculo é apresentado na Equação 3:

$$K_c = \frac{P}{2\pi r} = \frac{P}{2\pi \sqrt{\frac{A}{\pi}}} = 0,28 \frac{P}{\sqrt{A}}$$

(3)

Sendo K_c : Coeficiente de compacidade (adimensional), A : área da bacia, P : seu perímetro e r : raio do círculo.

Logo, este índice tem a seguinte interpretação:

1,0 – 1,25: bacia com alta propensão a enchentes;

1,25 – 1,50: bacia com tendência mediana a grandes enchentes;

> 1,50: bacia com menor propensão a grandes enchentes.

Características do relevo

Altitude

A altitude foi obtida pelo MDE com 25m de resolução espacial, e as estatísticas básicas foram proporcionadas de maneira automática no software ArcGIS Desktop 10[®] (ESRI, 2016).

Declividade da bacia

De acordo com Mello *et al.* (2020), este parâmetro está associado diretamente ao tempo de duração do transporte do escoamento superficial direto gerado nas encostas até a rede de drenagem, bem como a sua concentração na mesma. A classificação da declividade pode ser observada na Tabela 1, segundo a classificação da Embrapa (1979). No software ArcGIS Desktop 10[®] (ESRI, 2016) a declividade foi obtida através da ferramenta *Spatial Analyst / Slope*.

Tabela 1 – Classificação de declividade segundo Embrapa (1979)

Classes	Declividade (%)
Plano	0 – 3
Suave	3 – 8
Ondulado	8 – 20
Fortemente ondulado	20 – 45
Montanhoso	45 – 75
Escarpado	> 75

Fonte: Elaboração própria.

As declividades mínima, média e máxima são obtidas de maneira automática, proporcionada pelo ArcGIS uma vez gerada a declividade.

Coeficiente de rugosidade

O Coeficiente de rugosidade é um indicador que está relacionado com a aptidão do solo (ROCHA, 1997). Pode ser obtido pelo produto da densidade de drenagem e a declividade média. O cálculo é apresentado na Equação 4:

$$Cr = Dd \times Dm \tag{4}$$

Sendo Cr: Coeficiente de rugosidade (adimensional), Dd: Densidade de drenagem e Dm: Declividade média da bacia.

De acordo com Pissarra *et al.* (2004), o Cr pode ser distribuído em 4 classes (A, B, C e D), descritas a seguir:

Classe A (solos adequados para agricultura): $Cr < 23$;

Classe B (solos adequados para pastagens/pecuária): Cr entre 23-43;

Classe C (solos adequados para pastagem/reflorestamento) Cr entre 44-63;

Classe D (solos adequados para reflorestamento) $Cr > 63$.

Razão de relevo

Trata-se da relação entre a amplitude altimétrica e o comprimento axial da bacia, e, assim, quanto mais elevado o valor, maior será a diferença de nível entre a foz e a cabeceira da bacia. Segundo

Strahler (1964), é um indicador da intensidade da erosão que atua nas vertentes da bacia.

$$Rr = \frac{\Delta a}{Lax} \quad (5)$$

Sendo Rr: Razão de relevo ($m.m^{-1}$), Δa corresponde à amplitude altimétrica e Lax é o comprimento axial.

Rossi e Pfeifer (1999) consideram que, quanto maior a Rr, maior será o escoamento superficial e a velocidade do fluido, no sentido de maior comprimento da bacia. Nesta lógica, classificam relativamente os dados em:

0,0 – 0,10: Rr baixo;

0,11 – 0,30: Rr médio;

0,31 – 0,60: Rr alto.

Características da rede de drenagem

Hierarquia fluvial

A ordem de drenagem fornece informação sobre o grau de ramificação e permite inferir sobre o relevo da bacia; logo, quanto mais ramificada for a rede de drenagem, mais acidentado deve ser o relevo (MELLO *et al.*, 2020).

Para a classificação hierárquica dos rios utilizou-se a proposta por Strahler, em que atribui-se a cursos de água de primeira ordem os canais sem tributários; os canais de segunda ordem se originam pela confluência de dois ou mais canais de primeira ordem; e canais de terceira ordem originam-se pela união dos cursos de segunda ordem, podendo receber canais de segunda e primeira

ordem, e assim sucessivamente (STRAHLER, 1957; TUCCI, 2015; COLLISCHONN; DORNELES, 2015; MELLO *et al.*, 2020).

Para o ordenamento dos canais foi utilizada a metodologia de Strahler (1957), obtida de maneira automática pela ferramenta *Spatial Analyst / Stream Order* no software ArcGIS Desktop 10® (ESRI, 2016).

Densidade de drenagem

A Densidade de drenagem reflete as condições topográficas e pedológicas da bacia (MELLO *et al.*, 2020). Pode ser obtida pela razão entre o comprimento dos canais com a área da bacia, calculada pela Equação 6:

$$Dd = \frac{Lt}{A}$$

(6)

Sendo Dd: densidade de drenagem (km/km²), Lt: comprimento total de todos os canais (km) e A: área de drenagem (km²).

Mello *et al.* (2020) concluem que, quanto maior a Dd, maior será o Lt para drenar uma unidade de área da bacia. Dessa forma, o escoamento superficial direto gerado nas encostas atingirá um curso de água mais facilmente e, assim, seguirá seu percurso até a seção de controle. Diante disto, foi adotada a classificação proposta por Beltrame (1994), que sugere classificar a Dd da seguinte forma:

Baixa Dd: < 0,5 Km.Km⁻²;

Média Dd: 0,5 – 2,0 Km.Km⁻²;

Alta Dd: >2,0 – 3,5 Km.Km⁻²;

Muito alta: > 3,5 Km.Km⁻².

Densidade hidrográfica

A densidade da rede de drenagem representa a relação existente entre o número de canais e a área da bacia hidrográfica (CHRISTOFOLETTI, 1969), expressada pela Equação 7:

$$Dh = \frac{N}{A} \quad (7)$$

Sendo Dh: densidade hidrografia (km.km⁻²), N: número total dos canais e A: área de drenagem (km²).

A densidade hidrográfica nos indica a quantidade de rios ou de canais em uma área de tamanho padrão (km² neste caso) conforme apresentado por Horton (1945).

Padrão de drenagem

De acordo com Christofolletti (1980), a drenagem segue padrões específicos, que podem ser classificados como: *dendrítico*, *paralelo*, *radial*, *anelar*, *treliça* e *retangular*.

Tipos de solo

As classes de solo foram obtidas utilizando as informações do banco de dados da EMBRAPA publicado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), contemplando todo o Brasil, na escala de 1:5.000.000 (IBGE-EMBRAPA, 2001). Posteriormente foi utilizado o software ArcGIS Desktop 10[®] (ESRI, 2016) para a geração do mapa e da determinação das áreas correspondentes a cada tipo de solo na BHRP.

Uso e ocupação do solo

O mapa de uso e ocupação do solo foi obtido da base cartográfica de IBGE contemplando todo o estado do Rio Grande do Sul, na escala de 1:1.000.000. Na sequência, utilizou-se o software ArcGIS Desktop 10[®] (ESRI, 2016) para gerar o mapa e a obtenção das áreas para cada classe de uso.

Resultados e discussão

Após a determinação da área da BHRP, foi possível obter os parâmetros morfométricos descritos nas Tabelas 2, 3, 4 e 5. De tal modo, podemos observar, na Tabela 2, as principais características fisiográficas da bacia e analisar assim a suscetibilidade a enchentes.

Tabela 2 – Valores dos parâmetros morfométricos da bacia hidrográfica do rio Piratini (BHRP)

Caracterização morfométrica da BHRP	Resultado
Características geométricas	
Área total (km ²)	4700,5
Perímetro (km)	513,5
Fator de forma (adimensional)	0,2
Coefficiente de compacidade (adimensional)	2,1
Índice de circularidade (adimensional)	0,2
Características do relevo	
Altitude máxima (m)	502
Altitude média (m)	239
Altitude mínima (m)	29
Declividade máxima (%)	88,4

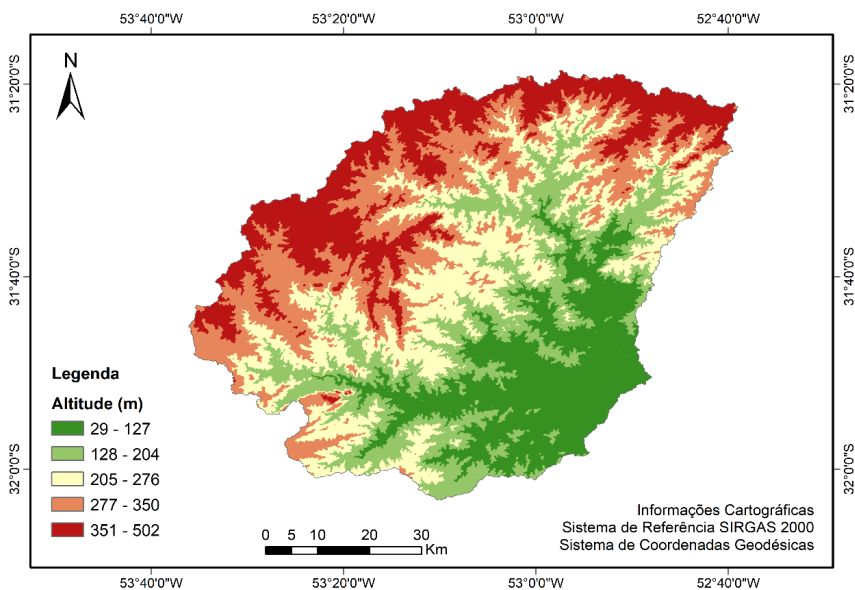
Caracterização morfométrica da BHRP	Resultado
Declividade média (%)	9,1
Declividade mínima (%)	0
Coefficiente de rugosidade (adimensional)	14,8
Razão de relevo (m.m ⁻¹)	0,003
Características da rede de drenagem	
Hierarquia fluvial	➤ 6
Número total de canais	➤ 11240
Comprimento do rio principal (km)	➤ 94
Comprimento total dos rios (km)	➤ 7653,6
Densidade de drenagem (km.km ⁻²)	➤ 1,6
Densidade hidrográfica (km.km ⁻²)	➤ 2,4
Padrão de drenagem	➤ Dendritico

Fonte: Elaboração própria.

Como apresentado, dentre os parâmetros relativos às características geométricas temos o Kf, Kc e Ic. Logo, o Kf apresenta valor inferior a 0,5 e, de acordo com a classificação proposta por Mello *et al.* (2020), não apresenta risco a enchentes. Já o Ic apresenta valor de 0,2, caracterizando a forma da bacia como alongada, já que o valor obtido se distancia da unidade, não se aproximando da forma circular como descrito por Muller (1953), indicando que a bacia não é propensa a enchentes. Em relação ao Kc, o valor obtido foi superior a 1,50 e, segundo Mello *et al.* (2020) e Villela e Mattos (1975), representa uma bacia menos propensa a grandes enchentes.

Ao analisarem-se os valores obtidos para as características do relevo da bacia, podemos observar na Figura 2 que a altitude média é de 239m, e que as menores altitudes se encontram na região do exutório.

Figura 2 – Mapa de altitude da bacia hidrográfica do rio Piratini (BHRP)

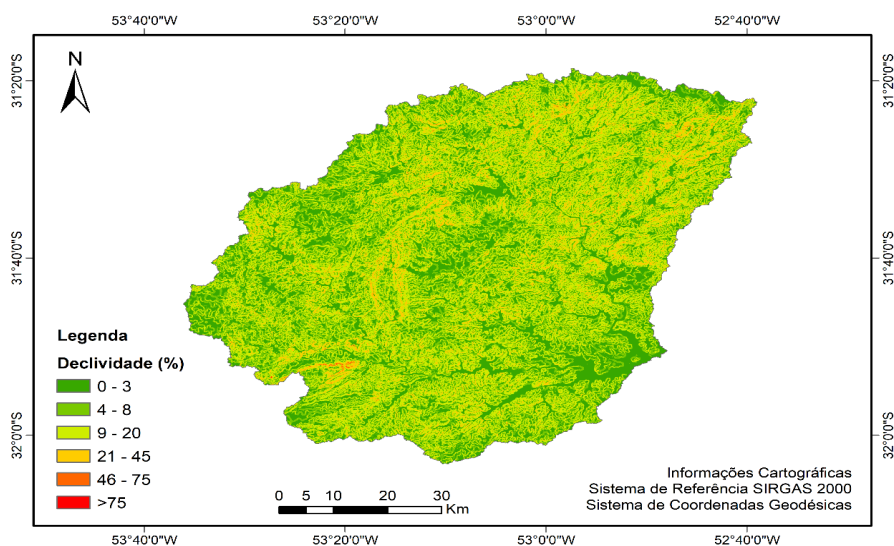


Fonte: Elaboração própria. Dados: Hasenack e Weber (2010).

Para a declividade, aplicou-se a classificação proposta pela EMBRAPA (1979), onde observa-se na Figura 3 que, ao longo da BHRP, o comportamento da declividade está associado com a variação da altitude observada, em especial na região das vertentes. A declividade média da bacia encontrada foi de 9,1%, portanto, podemos considerá-la como relevo médio ondulado.

No tocante à predominância da declividade, na Tabela 3 observa-se que o declive predominante na BHRP é o plano, com 30,4% da área, seguido pelo suave e ondulado, com 26,5 e 22,5% da área, respectivamente. Para declividade mais acentuada, apenas 1,1% da área é classificada como escarpado. Cabe lembrar que este parâmetro influencia da velocidade do escoamento superficial da água na bacia.

Figura 3 – Mapa de declividade da bacia hidrográfica do rio Piratini (BHRP)



Fonte: Elaboração própria. Classificação: EMBRAPA (1979).

Tabela 3 – Distribuição da declividade e área na bacia hidrográfica do rio Piratini (BHRP)

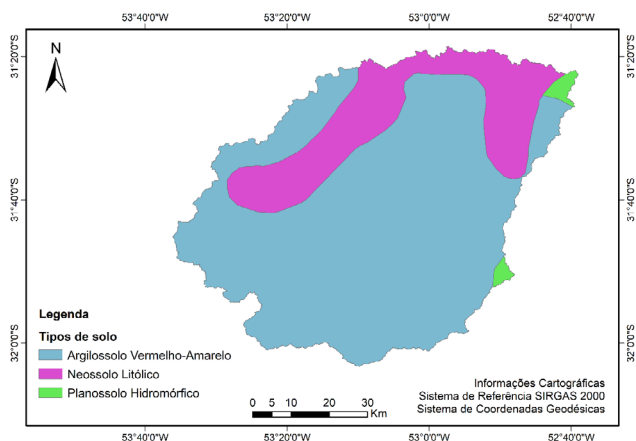
Relevo	Área (%)
Plano	30,4
Suave	26,5
Ondulado	22,5
Fortemente ondulado	13,3
Montanhoso	6,2
Escarpado	1,1
Total	100

Fonte: Elaboração própria.

Para o Cr foi obtido um valor de 14,8 e, segundo a classificação de Pissarra *et al.* (2004), o Cr apresentado é adequado para agricultura. Nisso, cabe destacar que a predominância dos solos da

BHRP é de Argilossolos Vermelho-Amarelo e Planossolos Hidromórficos (Figura 4), indicados pela EMBRAPA (2006) para agricultura, mostrando-se coerentes os resultados.

Figura 4 – Mapa de tipos de solo da bacia hidrográfica do rio Piratini (BHRP)



Fonte: Elaboração própria. – Dados: IBGE-EMBRAPA (2001).

Na Figura 4, é possível observar os tipos de solo da BHRP e a distribuição de acordo com a abrangência na bacia (Tabela 4), dos quais os Argilossolos representam a maioria da área, com 77,4%, seguidos dos Planossolos, com 21,5%. Apenas 1,1% correspondem aos Neossolos.

Tabela 4 – Tipos de solo na bacia hidrográfica do rio Piratini (BHRP)

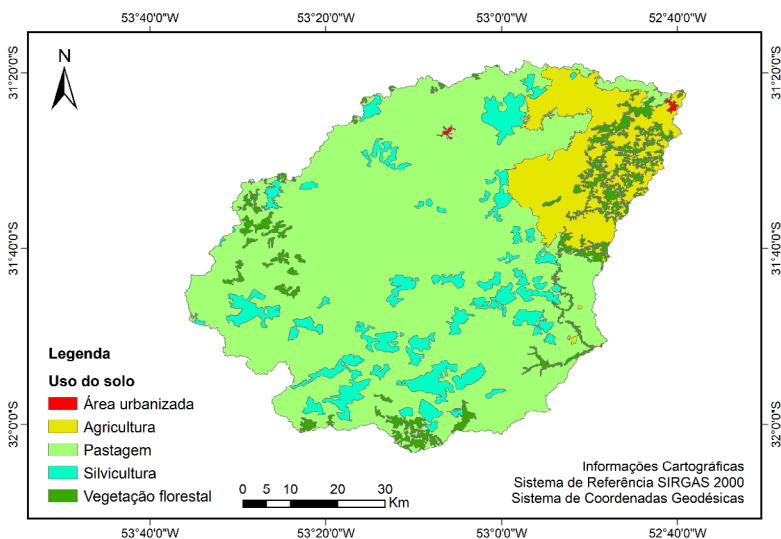
Tipos de solo	Área (%)
Argilossolo Vermelho-Amarelo	77,4
Neossolo Litólico	21,5
Planossolo Hidromórfico	1,1
Total	100

Fonte: Elaboração própria.

Segundo a EMBRAPA (2006), os *Argilossolos Vermelho-Amarelo* são solos profundos, bem estruturados, bem drenados e de baixa a média fertilidade natural. Indicados para agricultura e pastagem plantada, os *Neossolos Litólicos* são solos rasos, pouco profundos, relacionados à presença de rochas e associados a relevos mais declivosos que apresentam risco de erosão. São normalmente indicados para preservação da flora e fauna. Os *Planossolos Hidromórficos* são solos característicos das várzeas e depressões sob condições de clima úmido, apresentam estrutura bem desenvolvida, e são pouco drenados, ocasionando retenção temporária de água. São utilizados principalmente para cultura de arroz irrigado.

Para a Rr foi encontrado um valor de 0,003, considerado baixo pela classificação de Rossi e Pfeifer (1999). Logo, pode-se atribuir baixa suscetibilidade à erosão nas vertentes, como proposto por Strahler (1964). Esse resultado mostra-se coerente com o tipo de solo predominante na bacia. A seguir, observa-se na Figura 5 o uso e ocupação do solo na bacia.

Figura 5 – Mapa de uso e ocupação solo da bacia hidrográfica do rio Piratini (BHRP)



Fonte: Elaboração própria. Dados: IBGE (2009).

Neste contexto, observa-se na Tabela 5 a distribuição dos diferentes usos na bacia, dos quais a predomina o uso para Pastagem (71,7%), seguido por Agricultura (12,3%) e Silvicultura (10,4%). No tocante aos usos e aos tipos de solo presentes na bacia, e de acordo com a indicação da EMBRAPA (2006), existe correlação entre a aptidão agrícola e a ocupação do solo na BHRP.

Tabela 5 – Uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio Piratini (BHRP)

Uso e ocupação do solo	Área (%)
Área urbanizada	0,13
Agricultura	12,3
Pastagem	71,7
Silvicultura	10,4
Vegetação florestal	5,5
Total	100

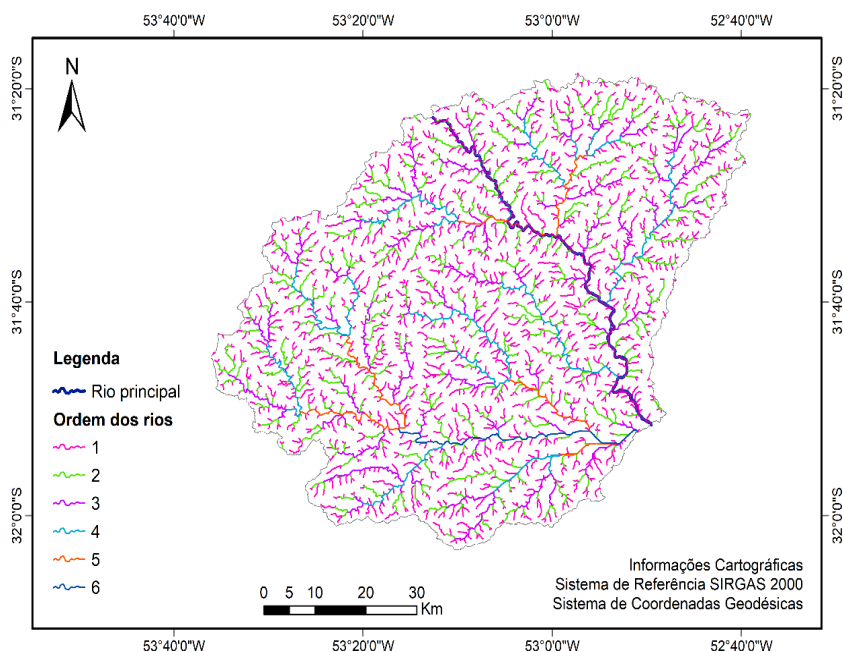
Fonte: Elaboração própria.

No que se refere às características da rede de drenagem, a classificação da ordem dos canais da bacia (Figura 6) foi de sexta ordem, pela metodologia de Strahler (1957), com um total de 11240 canais, apresentando comprimento total de 7653,6km. Prontamente, pode-se relacionar a hierarquia fluvial obtida com o relevo ondulado predominante na bacia (STRAHLER, 1964), como uma ramificação média, sendo um parâmetro condicionado pela declividade.

Para a Dd, a BHRP apresenta uma densidade média de 1,6 km.km⁻², seguindo a metodologia de classificação proposta por Beltrame (1994). Conforme Christofletti (1969), valores elevados sugerem áreas com pouca infiltração e melhor estruturação dos canais. Neste caso, e levando em consideração os tipos de solo, podemos aceitar este resultado como médio, já que predominam

Argilossolos e Planossolos, ambos bem estruturados. No entanto, diferem quanto à infiltração da água no solo, e esse aspecto pode ter influenciado o resultado. Cabe destacar que o valor da Dd está sujeito a controvérsias, pois pode ser influenciado diretamente pela base de dados utilizada para o levantamento da hidrografia, como destacado por Mello *et al.* (2020).

Figura 6 – Mapa das ordens dos canais da bacia hidrográfica do rio Piratini (BHRP) conforme a classificação de Strahler (1957)



Fonte: Elaboração própria.

Considerando a distribuição dos canais por área, obtEve-se uma Dh de 2,4 utilizando a metodologia de classificação proposta por Horton (1945), denotando uma densidade de mais de 2 canais por km². O padrão de drenagem predominante da bacia é do tipo *dendrítico* de acordo com Christofletti (1980), pois assemelha-se

à configuração de uma árvore, desenvolvendo-se sob qualquer tipo de rocha.

Levando em consideração as mudanças climáticas que influenciam o regime pluviométrico e ocasionam por vezes os eventos extremos (MIKHAILOVA *et al.*, 2012), podemos destacar os estudos de Ogassawara *et al.* (2021), Dorneles *et al.* (2020) e Riquetti *et al.* (2018), em que os autores analisam os eventos intensos pontuais e os danos ocasionados na região sob influência.

Analisando os eventos extremos registrados situados na BHRP e nas proximidades entre 1991 a 2012, apresentam-se na Tabela 6 os casos extremos registrados pelo Atlas Brasileiro de Desastres Naturais (CEPED-UFSC, 2013).

Tabela 6 – Eventos extremos de inundações e enxurradas na região da BHRP entre 1991 a 2012

Município	Eventos
Arroio Grande	6
Canguçu	6
Cerrito	2
Herval	4
Pedro Osório	4
Pinheiro Machado	3
Piratini	5
Total	30

Fonte: Adaptado de CEPED-UFSC (2013).

Salienta-se que os eventos intensos têm acarretado inúmeros problemas nas bacias hidrográficas, dos quais podemos destacar aqueles gerados pelas enchentes e enxurradas que ocasionam perdas inestimáveis de caráter ambiental, social e material (GHUMMAN *et al.*, 2012), sendo assim imprescindível fazer estudos

dos parâmetros fisiográficos, servindo como ferramenta para avaliar a degradação ambiental.

Neste contexto, estudos desta natureza vêm sendo amplamente realizados no Brasil, dentre os quais podemos citar o estudo de Castro *et al.* (2006) e o de Souza *et al.* (2018), que analisam bacias hidrográficas e suas características fisiográficas. Cabe destacar que o estudo desenvolvido para a BHRP por Moura *et al.* (2019) aponta baixa suscetibilidade a inundações em períodos de cobertura vegetal existente, mostrando-se coerente com os resultados encontrados no presente estudo. No entanto, para períodos com solo exposto, a bacia duplica a suscetibilidade a inundações.

Conclusões

De acordo com as características geométricas apresentadas, é possível concluir que a BHRP possui baixa propensão a enchentes, das quais destacamos os resultados obtidos pelo Kf, Kc e Ic, bem como sua forma mais alongada.

Para os parâmetros característicos do relevo, a bacia mostra uma altitude média de 239m e declividade classificada como ondulada (>9%), sendo menos propensa à erosão do solo nas encostas.

O padrão de drenagem dos cursos de água é característico do tipo dendrítico, com uma Dd média e uma Dh de 2 cursos de água por unidade de área analisada.

Quanto aos tipos de solo, há predominância de Argilossolos e Planossolos, sendo utilizados principalmente para campo nativo, agricultura e pastagem, mostrando-se coerentes com a aptidão agrícola indicada.

Cabe ressaltar a importância de estudos voltados ao diagnóstico das bacias hidrográficas em ambiente SIG no levantamento dos parâmetros morfométricos, tanto pela riqueza de informações

proporcionadas, como pela simplificação nos processamentos dos dados. Prontamente, estudos fisiográficos quantitativos servem como instrumento no planejamento e na gestão de bacias pelos órgãos competentes, tais como os comitês de bacia. Também auxiliam na prevenção de eventos hidrometeorológicos em ambientes urbanos e rurais, assim como na prevenção da degradação destas unidades.

Agradecimentos

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

Referências

- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- BELTRAME, A. V. **Diagnóstico do meio ambiente físico de bacias hidrográficas: modelo de aplicação**. Florianópolis: UFSC, 1994. 112 p.
- BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 09 jan. 1997.
- CARDOSO, C. A.; DIAS, H. C. T.; SOARES, C. P. B.; MARTINS, S. V. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do rio Debossan, Nova Friburgo-RJ. **Revista Árvore**, v. 30, n. 2, p. 241-248, 2006.
- CEPED-UFSC. Centro de Estudos e Pesquisas em Engenharia e Defesa Civil da Universidade Federal de Santa Catarina. **Atlas brasileiro de desastres naturais: 1991 a 2012**. V. Rio Grande do Sul. Centro Universitário de Estudos e Pesquisas sobre Desastres. 2 ed. rev. e ampl. Florianópolis: CEPED-UFSC, 2013. 184 p. Disponível em: <https://s2id.mi.gov.br/paginas/atlas/>. Acesso em: 16 jul. 2021.
- CHRISTOFOLETTI, A. Análise morfométrica das bacias hidrográficas. **Notícia Geomorfológica**, v. 9, n 18, p. 35-64, 1969.

- CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. 2 ed. São Paulo: Edgard Blucher, 1980.
- CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de Sistemas Ambientais**. São Paulo: Edgard Blucher, 1999. 256 p.
- COLLISCHONN, W.; DORNELES, F. **Hidrologia para engenharias e ciências ambientais**. 2 ed. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos (ABRH), 2015. 336 p.
- DORNELES, V. R.; RIQUETTI, N. B.; NUNES, A. B. Forçantes dinâmicas e térmicas associadas a um caso de precipitação intensa sobre o Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 26, n. 16, p. 220-232, 2020.
- ELESBON, A. A. A.; GUEDES, H. A. S.; SILVA, D. D.; CASTRO, I. Uso de dados SRTM e plataforma SIG na caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Braço Norte do Rio São Mateus-Brasil. **Revista Escola de Minas**, v. 64, n. 3, p. 281-288, 2011.
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2 ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA-SPI, 2006. 306 p.
- EMBRAPA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. *In*: REUNIÃO TÉCNICA DE LEVANTAMENTO DE SOLOS, 10., Rio de Janeiro, 1979. **Súmula...** (SNLCS. Série Miscelânea, 1). Rio de Janeiro, 1979. 83 p.
- ESRI. **ArcGIS Desktop**: Release 10. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute, 2016.
- GHUMMAN, A. R.; AHMAD, M. M.; HASHMI, H. N.; KAMAL, M. A. Development of geomorphologic instantaneous unit hydrograph for a large watershed. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 184, n. 4, p. 3153-3163, 2011.
- GROISSMAN, P. *et al.* Trends in intense precipitation in the climate record. **Journal of Climate**, n. 18, p. 1326-1350, 2005.
- HASENACK, H.; WEBER, E. **Base cartográfica vetorial continua do Rio Grande do Sul – Escala 1:50.000**. Porto Alegre: UFRGS – Centro de Ecologia, 2010.
- HORTON, R. E. Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology. **Bulletin of the Geological Society of America**, v. 56, p. 275-370, 1945.
- HUTCHINSON, M. F. A new procedure for gridding elevation and stream line data with automatic removal of spurious pits. **Journal of Hydrology**, v. 106, p. 211-232, 1989.
- IBGE. **Mapa de uso da terra do estado do Rio Grande do Sul – Escala 1:1.000.000**. 2009. Disponível em: <https://geoservicos.ibge.gov.br>. Acesso em: 14 jul. 2021.
- IBGE – EMBRAPA. **Mapa de Solos do Brasil – Escala 1:5.000.000**. Rio de Janeiro: IBGE, 2001.
- MARENGO, J. A. Água e mudanças climáticas. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 22, n. 63, p. 83-96, 2008.

MARENCO, J. A. *et al.* **Eventos extremos em cenários regionalizados de clima no Brasil e América do sul para o século XXI**: Projeções de clima futuro usando três modelos regionais. Relatório 5, Ministério do Meio ambiente (MMA), secretaria de Biodiversidade e Florestas (SBF), diretoria de Conservação da Biodiversidade (DCBio). Mudanças Climáticas Globais e efeitos sobre a Biodiversidade Subprojeto: Caracterização do clima atual e definição das alterações climáticas para o território brasileiro ao longo do século XXI. Brasília: CPTEC/INPE e IAG/USP, 2007.

MELLO, C. R.; SILVA, A. M.; BESKOW, S. **Hidrologia de superfície**: princípios e aplicações. 2. ed. Lavras: UFLA, 2020. 531 p.

MIKHAILOVA, M. V.; MIKHAILOV, V. N.; MOROZOV, V. N. Extreme Hydrological Events in the Danube River Basin over the Last Decades. **Water Resources and the Regime of Water Bodies**, v. 39, n. 2, p. 161-179, 2012.

MOURA, M. M.; ARAUJO, M. M. F.; CASTRO, T. A. D.; LEANDRO, D. Suscetibilidade à inundação da bacia hidrográfica do rio Piratini – RS. **Revista Brasileira de Engenharia e Sustentabilidade**, v. 6, n. 2, p. 15-25, 2019.

MULLER, V. C. **A quantitative geomorphology study of drainage basin characteristic in the Clinch Mountain Area**. n. 3. New York: Virginia and Tennessee Dept. of Geology, 1953. 30 p.

OGASSAWARA, J. F.; NUNES, A. B.; RIQUETTI, N. B. Eventos extremos de precipitação na bacia hidrográfica do rio Piratini: Relação com ENOS e estudo de caso. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 28, p. 342-364, 2021.

OLIVEIRA, P. T. S. de *et al.* Caracterização morfométrica de bacias hidrográficas através de dados SRTM. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 8, p. 819-825, 2010.

PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; MCMAHON, T. A. Updated world map of the K ppen-Geiger climate classification. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 11, p. 1633-1644, 2007.

PISSARA, T. C. T.; POLITANO, W.; FERRAUDO, A. S. Avaliação de características morfométricas na relação solo-superfície da bacia hidrográfica do Córrego Rico, Jaboticabal-SP. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n.28, p. 297-305, 2004.

REBOITA, M. S.; GAN, M. A.; ROCHA, R. P.; AMBRIZZI, T. Regimes de precipitação na América do Sul: uma revisão bibliográfica. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 25, n. 2, p. 185-204, 2010.

RIQUETTI, N. B.; DORNELES, V. R.; NUNES, A. B. Estudo do caso de precipitação intensa sobre Foz do Iguaçu-PR em setembro de 2015. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 22, p. 589-606, 2018.

ROCHA, J. S. M. **Manual de projetos ambientais**. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria, 1997. 423 p.

ROSSI, M.; PFEIFER, R. M. Remoção de material erodido dos solos de pequenas bacias hidrográficas no Parque Estadual da Serra do Mar em Cubatão (SP).

Bragantia, Campinas, v. 58, n. 1, p. 141-156, 1999.

SOUZA, C. F. de; PERTILLE, C. T.; SCHRAMM CORRÊA, B. J.; VIEIRA, F. S. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do rio Ivaí – Paraná.

Geoambiente On-line, n. 29, p. 93-110, 2018.

STRAHLER, A. N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Transaction of American Geophysical Union**, v. 38, p. 913-920, 1957.

STRAHLER, A. N. Quantitative geomorphology of drainage basins and channel networks. *In*: CHOW, Ven Te (ed.). **Handbook of applied Hydrology**. New York: McGraw-Hill, p. 439-476. 1964.

TEODORO, V. L. I.; TEIXEIRA, D.; COSTA, D. J. L.; FULLER, B. B. O conceito de bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. **Revista Brasileira Multidisciplinar**, v. 11, n. 1, p. 137-156, 2015.

TOBLER, W. Measuring spatial resolution. *In*: International Workshop on Geographic Information Systems. Beijing, China, 1987. **Proceedings...** 1987. p. 12-16.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 4. ed. Porto Alegre: UFRGS/ABRH, 2015. 943 p.

VALERIANO, M. M. Mapeamento da declividade em microbacias com sistemas de informação geográfica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 7, n. 2, p. 303-310, 2003.

VALERIANO, M. M.; KUPLICH, T. M.; STORINO, M.; AMARAL, B. D.; MENDES JÚNIOR., J. N.; LIMA, D. Modeling small watersheds in Brazilian Amazônia with SRTM-90m data. **Computers & Geosciences**, v. 32, n. 8, p. 1169-1181, 2006.

VERDIN, K. L.; VERDIN, J. P. A topological system for delineation and codification of the Earth's river basins. **Journal of Hydrology**, v. 218, p. 1-12, 1999.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada**. São Paulo: McGraw-Hill, 1975. 245 p.

CAPÍTULO 7

APLICAÇÃO DA FERRAMENTA GIOVANNI-NASA PARA ANÁLISE ATMOSFÉRICA DE POLUENTES: um estudo sobre o período anterior e posterior da influência pela pandemia do vírus Covid-19 no contexto mundial

APPLICATION OF THE GIOVANNI-NASA TOOL FOR POLLUTANTS ATMOSPHERIC ANALYSIS: a study on the previous and posterior period of the influence of the Covid-19 virus pandemic in the world context

*Mariela Vieira Peixoto da Silva
Márcio Francisco Denzer Krüger
Diuliana Leandro
Willian César Nadaletti
Robson Andreazza
Érico Kunde Corrêa
Andréa Souza Castro*

Resumo

A poluição atmosférica abrange as mudanças que causem qualquer tipo de impacto ambiental, seja nos ecossistemas, seja na saúde humana, através das emissões de substâncias poluentes, originadas das atividades antrópicas humanas. Destacam-se princi-

palmente as emissões industriais e a combustão de combustíveis fósseis nos meios de transporte, em que várias substâncias, dentre elas compostos de enxofre (dióxido de enxofre [SO₂], trióxido de enxofre [SO₃], sulfeto de hidrogênio [H₂S]); compostos de nitrogênio (monóxido de nitrogênio [NO], dióxido de nitrogênio [NO₂], hidróxido de amônia [NH₃], nitratos); compostos orgânicos de carbono, monóxido de carbono e gases de efeito estufa (dióxido de carbono [CO₂], metano [CH₄] e óxido nitroso [N₂O]), metais pesados e material particulado MP10, são lançadas para a atmosfera diariamente. No ano de 2019, com o surgimento do Covid-19 e sua explosão de contágio de proporção pandêmica, ocorreu um impacto em vários setores da sociedade (econômico, social e ambiental). O objetivo deste trabalho é a aplicação da ferramenta de GIOVANNI com os Sistemas de Informações Geográficas, de forma a compreender alterações consequentes com relação à poluição atmosférica relacionada ao ozônio (O₃) e dióxido de carbono (CO₂), do período entre 25 de janeiro e 25 de fevereiro, referente aos anos de 2018 a 2021. Foram realizadas análises dos poluentes entre o período supramencionado gerando mapas temáticos desses períodos. Assim, constata-se a redução dos níveis de O₃ e CO₂ presentes nas emissões atmosféricas das regiões analisadas: Estado de São Paulo, Província de Hubei e Itália.

Palavras-chave: poluição atmosférica; qualidade do ar; dióxido de nitrogênio; ozônio total.

Keywords: atmospheric pollution; air quality; nitrogen dioxide; total ozone.

Introdução

A Poluição Atmosférica está inserida em conjuntos de impactos ambientais, principalmente pelo avanço tecnológico industrial e pelo aumento do tráfego de veículos constantes nas grandes e

médias cidades, causando uma série de danos ambientais, sociais e econômicos (CETIN *et al.*, 2019; SONG *et al.*, 2020). Do contexto histórico, a poluição está inserida no cotidiano, como diz Cavalcanti (2010, p. 8) em seu trabalho:

no século XIII (1273), o Rei Eduardo, da Inglaterra, estabeleceu as primeiras medidas relacionadas à qualidade do ar, proibindo o uso de carvão com alto teor de enxofre e posteriormente, Elizabeth I proibiu a queima do carvão, em Londres, durante as sessões do Parlamento, no sentido de reduzir a fumaça e o odor produzidos.

Alguns estudos, como os de Gouveia *et al.* (2003), Freitas *et al.* (2004), Coelho Zanotti (2007) e Cavalcanti (2010), contam que o problema se expandiu com o passar dos tempos, e alguns eventos ganharam notoriedade internacional como em 1930 no Meuse Valley (Bélgica, 1948), Pensilvânia (EUA, 1950), Poza Rica (México, 1952) e Londres (Inglaterra). Esse último chama mais atenção da comunidade internacional (HOGAN, 2007, p. 272).

A partir desses acontecimentos evidenciados no mundo e os impactos negativos gerados, os países começaram a desenvolver medidas preventivas a partir da década de 70. De acordo com a Resolução CONAMA nº 491/2018, o padrão de qualidade do ar é um dos instrumentos de gestão da qualidade do ar, determinado como valor de concentração de um poluente específico na atmosfera, associado a um intervalo de tempo de exposição, para que o meio ambiente e a saúde da população sejam preservados em relação aos riscos de danos causados pela poluição atmosférica (MMA, 2019). Conforme a Tabela 1, os poluentes podem se originar de diversas fontes e possuir diversas características.

Tabela 1 – Poluentes – Fontes e efeitos

FONTES E CARACTERÍSTICAS DE ALGUNS POLUENTES NA ATMOSFERA				
Poluente	Características	Principais fontes antropo-gênicas	Principais fontes naturais	Fonte
Partículas Totais em Suspensão (PTS)	Partículas de material sólido ou líquido que ficam suspensas no ar, na forma de poeira, neblina, aerossol, fumaça, fuligem etc. Tamanho < 100 micra	Processos industriais, veículos automotores (exaustão), poeira de rua ressuspensa, queima de biomassa.	Pólen, aerossol marinho e solo.	SOUSA et al., 2020 ; ALFARO-ALFARO et al., 2020
Partículas Inaláveis (PM10)	Partículas de material sólido ou líquido que ficam suspensas no ar, na forma de poeira, neblina, aerossol, fumaça, fuligem etc. Tamanho < 10 micra	Processos de combustão (indústrias e veículos automotores), aerossol secundário (formado na atmosfera).	Pólen, aerossol marinho e solo.	KIM et al., 2020 ; PHUONG et al., 2021

FONTES E CARACTERÍSTICAS DE ALGUNS POLUENTES NA ATMOSFERA

Dióxido de Enxofre (SO₂)	<p>Gás incolor, com forte odor, altamente solúvel. Na presença de vapor d'água pode ser transformado a SO₃ passando rapidamente a H₂SO₄, sendo um dos principais constituintes da chuva ácida. É um importante precursor dos sulfatos, um dos principais componentes das partículas inaláveis. No verão, através dos processos fotoquímicos, as reações do SO₂ são mais rápidas.</p>	<p>Combustão de combustíveis fósseis (carvão), queima de óleo combustível, refinaria de petróleo, veículos a diesel.</p>	<p>Vulcões, emissões de reações biológicas.</p>	<p>ALFARO-ALFARO et al., 2020; ABDULLAHI et al., 2020; PHUONG et al., 2021</p>
Óxidos de Nitrogênio (NOx)	<p>Podem levar à formação de HNO₃, nitratos e compostos orgânicos tóxicos.</p>	<p>Processos de combustão envolvendo veículos automotores, indústrias, usinas termelétricas (óleo, gás, carvão) e incineração.</p>	<p>Processos biológicos no solo e relâm-pagos.</p>	<p>SOUSA et al., 2020; ALFARO-ALFARO et al., 2020; ABDULLAHI et al., 2020; PHUONG et al., 2021</p>

FONTES E CARACTERÍSTICAS DE ALGUNS POLUENTES NA ATMOSFERA

Monóxido de Carbono (CO)	Gás incolor, inodoro e insípido.	Combustão incompleta em geral, principalmente em veículos automotores.	Queimadas e reações foto-químicas.	ABDULLAHI et al., 2020; VASS et al., 2020
Ozônio (O₃)	Gás incolor, inodoro nas concentrações ambientais e o principal componente da névoa fotoquímica mais conhecida como <i>smog</i> . Composto muito ativo quimicamente.	Não é emitido diretamente à atmosfera, sendo produzido fotoquimicamente pela radiação solar sobre os NOx e compostos orgânicos voláteis (VOCs).		KIM et al., 2020; LI et al., 2021; GRANGE et al., 2021

Fonte: Adaptado de FEPAM (2021).

No cenário internacional a Organização Mundial da Saúde (OMS) classifica e monitora esses poluentes em suas concentrações na atmosfera (Tabela 2). Os padrões de qualidade do ar devem ser considerados como o nível máximo de concentração de um poluente atmosférico permitido por uma autoridade regulatória (WHO, 2005).

Tabela 2 – Padrões de qualidade do ar – OMS

Poluente	Média por período	Valores de quantidade do ar
Material Particulado 10	1 ano 24 horas	10 µg/m ³ 25 µg/m ³
Material Particulado 2,5	1 ano 24 horas	2 µg/m ³ 50 µg/m ³

Poluente	Média por período	Valores de quantidade do ar
Ozônio O ₃	8 horas	100 µg\m ³
Dióxido de Nitrogênio NO ₂	1 ano 1 hora	40 µg\m ³ 200 µg\m ³
Dióxido de Enxofre SO ₂	24 horas 10 minutos	20 µg\m ³ 500 µg\m ³

Fonte: Who (2005).

Em dezembro de 2019 foi identificada uma nova doença infecciosa em Wuhan, China, posteriormente chamada Covid-19. No dia 11 de março de 2020, a OMS declarou que o novo vírus SAR-S-CoV-2 causa a doença Covid-19, declarando a Pandemia (WHO, 2020). Em poucas semanas, a epidemia se converteu em pandemia, e, no mês de março de 2020, metade da população do mundo estava em algum tipo de confinamento (OLIVEIRA *et al.*, 2020). O custo global da pandemia de Covid-19 pode variar de US\$2,0 a 4,1 trilhões, equivalente a uma perda entre 2,3% e 4,8% do produto interno bruto global (ADB, 2020).

A pandemia trouxe à tona discussões sobre as variações das ações do homem e suas relações com o meio ambiente durante esse período, como, por exemplo, a poluição atmosférica atrelada a atividades industriais e ao aumento do tráfego de veículos constantes nas grandes e médias cidades, causando uma série de danos ambientais, sociais e econômicos (CETIN *et al.*, 2019; SONG *et al.*, 2020). Estima-se que cerca de 1,3 bilhão de caminhões, ônibus e carros estão registrados e funcionando em todo o mundo (VENTURA *et al.*, 2020). Portanto, a poluição do ar está diretamente relacionada com emissões veiculares, principalmente em megacidades (NAKASIMA *et al.*, 2017; QINN *et al.*, 2017;; MA *et al.*, 2020).

A poluição do ar também causa impactos adversos na sociedade, na economia e no meio ambiente, incluindo as mudanças climáticas. Na verdade, é um grande desafio de saúde pública, meio ambiente e desenvolvimento de nosso tempo (HAINHES *et al.*, 2017). Pode ser uma das principais causas de mortes e doenças, uma vez que, quando os índices de poluição se elevam, o risco de doenças cardíacas, câncer de pulmão e doenças respiratórias crônicas e agudas torna-se mais provável de atingir as pessoas que habitam as cidades que apresentam essa concentração de poluentes (MARTIN, 2020). Estimativas globais sugerem que a poluição do ar causa cerca de 9 milhões de mortes/ano em todo o mundo (LELIEVELD *et al.*, 2019), 70% delas decorrentes da poluição do ar ambiental externa (SANTOS *et al.*, 2020). Esse fato é agravado nas cidades de hoje, em grande parte em decorrência da industrialização e do aumento da emissão de poluentes resultante da queima de combustíveis fósseis por veículos automotores (WEYMAR *et al.*, 2018). A percentagem da população europeia exposta a níveis superiores aos limites regulamentares é de cerca de 7-8% para NO_2 , --8% para $\text{PM}_{2,5}$, 13-19% para PM_{10} e 12-29% para O_3 (EEA, 2019).

Atualmente o monitoramento das emissões de gases de efeito estufa por detecção por satélites é cada vez mais viável (SHIKWAMBANA; MHANGARA; MBATHA, 2020). O objetivo dessa pesquisa é utilizar os produtos disponíveis na plataforma GIOVANNI para analisar o comportamento das emissões dos poluentes atmosféricos Ozônio e Dióxido de Nitrogênio para um período de um mês (janeiro-fevereiro) para os anos de 2018, 2019, 2020 e 2021, em três regiões distintas do globo terrestre, em áreas com uma população de aproximadamente 50 milhões de habitantes.

Dióxido de nitrogênio (NO₂)

O dióxido de nitrogênio (NO₂) é um gás poluente altamente oxidante, com cheiro forte e coloração castanha (SAN MARTIN; SAN MARTIN, 2020), que pode ser produzido por diversas reações entre dois ou mais poluentes primários existentes na atmosfera (CÓNSUL *et al.*, 2004). Como efeitos e consequências ambientais, o NO₂ pode ser fator das chuvas ácidas, afetando o meio ambiente com um grande impacto negativo (SAN MARTIN, SAN MARTIN, 2020). O NO₂ é a principal fonte de asma infantil em áreas urbanas em todo o mundo (ACHAKULWISUT *et al.*, 2019).

Segundo Krotkov *et al.* (2019), o dióxido de nitrogênio é uma espécie química importante na estratosfera, onde desempenha um papel fundamental na química do ozônio, e na troposfera, onde é um precursor da produção de ozônio. Os autores ainda ressaltam que, na troposfera, ele é produzido em vários processos de combustão e em relâmpagos, e é um indicador de má qualidade do ar. De acordo com Requia *et al.* (2016), a presença do NO₂ em zonas urbanas é provinda, principalmente, da locomoção dos veículos. Sider *et al.* (2013) reforçam que os responsáveis pela maior parte desta emissão são as atividades comerciais.

Ozônio

Braga (2005), em seu trabalho, aponta que o ozônio é o principal componente da névoa fotoquímica, sendo um gás incolor, inodoro e altamente reativo. Segundo Souza (2013), o ozônio em superfície é formado por reações fotoquímicas complexas entre óxidos de nitrogênio (NO_x = NO + NO₂) e compostos orgânicos voláteis (COV) na presença de luz solar. Estes poluentes são emitidos principalmente na queima de combustíveis fósseis, na volatilização de combustíveis, na criação de animais e na agricultura (MMA, 2019).

Na troposfera, o ozônio é principalmente resultado da poluição antropogênica e, portanto, concentrações mais altas são encontradas em áreas urbanas.

Metodologia

O período selecionado para download dos dados, para as análises tanto do Nitrogênio do quanto Ozônio Total, disponíveis na plataforma GIOVANNI – NASA, foi de 25 de janeiro a 25 de fevereiro dos respectivos anos: 2018, 2019, 2020 e 2021. A plataforma GIOVANNI – NASA é uma ferramenta de simples manuseio, que possui uma seleção de variáveis divididas em dez tipologias com suas subdivisões de variáveis, como dados meteorológicos, como pressão, temperatura, altitude, evaporação, entre outros. Ghane *et al.* (2021) ressaltam que a plataforma GIOVANNI é um aplicativo gratuito para modelagem de dados on-line, fornecendo aos pesquisadores recursos para explorar e analisar dados usando imagens de satélite.

Segundo a plataforma GIOVANNI na Coluna total de NO_2 (30% de nuvem rastreada), a unidade utilizada é o número de moléculas em uma coluna atmosférica acima de um centímetro quadrado da superfície (Mol/cm^2). Quanto ao Ozônio, classificam-se em Coluna Total de Ozônio, que é a densidade atmosférica do ozônio (O_3) em uma coluna vertical de ar, cuja unidade utilizada é a Dobson (DU).

A área de estudo para esta pesquisa contemplou a Província de Hubei (China – Ásia), o Estado de São Paulo (Brasil – América do Sul) e a Itália (Europa). O critério de seleção foi baseado por serem regiões que possuem uma população em torno de 50 milhões de habitantes, bem como por possuírem em seus territórios cidades consideradas importantes do ponto de vista global e econômico.

Estado de São Paulo (Brasil) – O estado possui população estimada de 46.649.132 pessoas (IBGE, 2021). Nesse território encontramos a cidade de São Paulo (SP), uma megacidade com cerca de 12,25 milhões de habitantes (IBGE, 2021) e a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), com uma população total de aproximadamente 21,5 milhões (SICILIANO *et al.*, 2020).

Itália (Europa) – De acordo com o Word Bank (2021), a Itália possuía em 2019 aproximadamente 5.972.908,1 pessoas, com um produto interno bruto de 2,004 trilhões USD (2019). De acordo com a Tuttitalia (Is.d.I), o país possui uma área de 302.068,26 Km² com uma densidade de 196 habitantes/km².

Hubei – A província de Hubei está localizada na China, no continente asiático. Hubei possuía uma população de 5.949.000 habitantes, densidade demográfica de 324 hab/Km² e um território de 185.900 Km² (HUBEI, 2021). Essa província possui como capital Wuhan, considerada a cidade mais populosa da China Central, com uma população de mais de 10 milhões de habitantes, sendo a sétima cidade mais populosa do país (ZHAO, 2018).

Com os parâmetros pré-selecionados para região de interesse, é possível a realização do download dos arquivos matriciais em formato TIF, sobre os quais aplicou-se o programa QGIS para a geração de mapas temáticos representando as variações de NO₂ e O₃ para os períodos, bem como a diferença com relação ao ano de 2018.

Para a obtenção dos dados, foram analisados os sensores disponíveis para mensuração de NO₂ e O₃, para os períodos de 25 de janeiro de 2018 a 25 de fevereiro de 2018, e os mesmos períodos para os anos consecutivos de 2019, 2020 e 2021, na Plataforma Giovanni, disponível no link: <https://giovanni.gsfc.nasa.gov/giovanni/>.

Entre os sensores disponíveis, optou-se pelo uso dos dados do sensor Instrumento de Monitoramento de Ozônio (OMI), de construção holandesa-finlandesa, que opera a bordo da espaçonave NASA EOS Aura desde julho de 2004 (LEVELT *et al.*, 2018).

OMI (*Ozone Monitoring Instrument*) é um espectrômetro da NASA de visão nadiral, no infravermelho próximo e CCD visível a bordo do Satélite Aura, do Sistema de Observação da Terra (EOS – *Earth Observing Systems*) (OMI TEAM *et al.*, 2012). De acordo com os mesmos autores, o OMI tem como objetivo a medição dos principais componentes da qualidade do ar: NO₂, SO₂, BrO, HCHO e aerossóis.

Os produtos de dados OMI são derivados da proporção da radiação Terra e irradiância solar, e vêm na forma de arquivos de órbita de Nível 2 que contêm abundâncias de traços de gases, como O₃, NO₂, SO₂, HCHO, BrO, CHOCHO, OClO, bem como aerossol de absorção de UV e propriedades de nuvem (SHIKWAMBANA; MHANGARA; MBATHA, 2020). A luz que entra no telescópio é des-polarizada usando um *scrambler* e então dividida em dois canais: o canal UV, com faixa de comprimento de onda de 270-380 nm, e o canal, VIS com faixa de comprimento de onda de 350-500 nm (LEVELT, 2006). Esses fatores são importantes para a obtenção da concentração de gases traços e para permitir que o OMI monitore fenômenos de poluição troposférica como queima de biomassa e poluição industrial, pois o registro da poluição troposférica é essencial para estudar o impacto humano na atmosfera da Terra e clima (DOBBER, 2006).

Segundo OMI TEAM *et al.* (2012), a qualidade das medidas de NO₂ foi estabelecida com comparações com campanhas de medidas por empresas independentes através de instrumentos terrestres, de aeronaves e de satélite. Os autores ainda ressaltam que o erro de ajuste na coluna inclinada de NO₂ é estimado em $0,3^{-1} \times 10^{15}$ cm⁻², antes da anomalia de linha (RA). Utilizou-se o produto Dióxido de Nitrogênio (OMNO2d) diário global em grade (0,25x0,25 graus), que, segundo Krotkov *et al.* (2019), é um produto em Grade de Nível 3, no qual dados de nível de pixel de boa qualidade são agrupados e “calculados em média” em grades globais de 0,25x0,25 graus, que contêm NO₂ da coluna total e NO₂ da coluna troposférica total, para

todas as condições atmosféricas e para as condições do céu onde a fração de nuvem é inferior a 30 por cento. A medida da densidade atmosférica de ozônio é a unidade Dobson (DU) e as diferenças nas duas estimativas da coluna de ozônio variam de 0-9 DU (0-3%), sendo que as maiores diferenças ocorrem nas regiões polares e sobre nuvens (OMI TEAM *et al.*, 2012).

Resultados e discussão

Nessa seção serão apresentadas as variações do NO₂ e O₃ para as áreas de interesse, sequencialmente, São Paulo/Brasil, Itália, Província de Hubei/China.

Estado de São Paulo – Brasil

NO₂

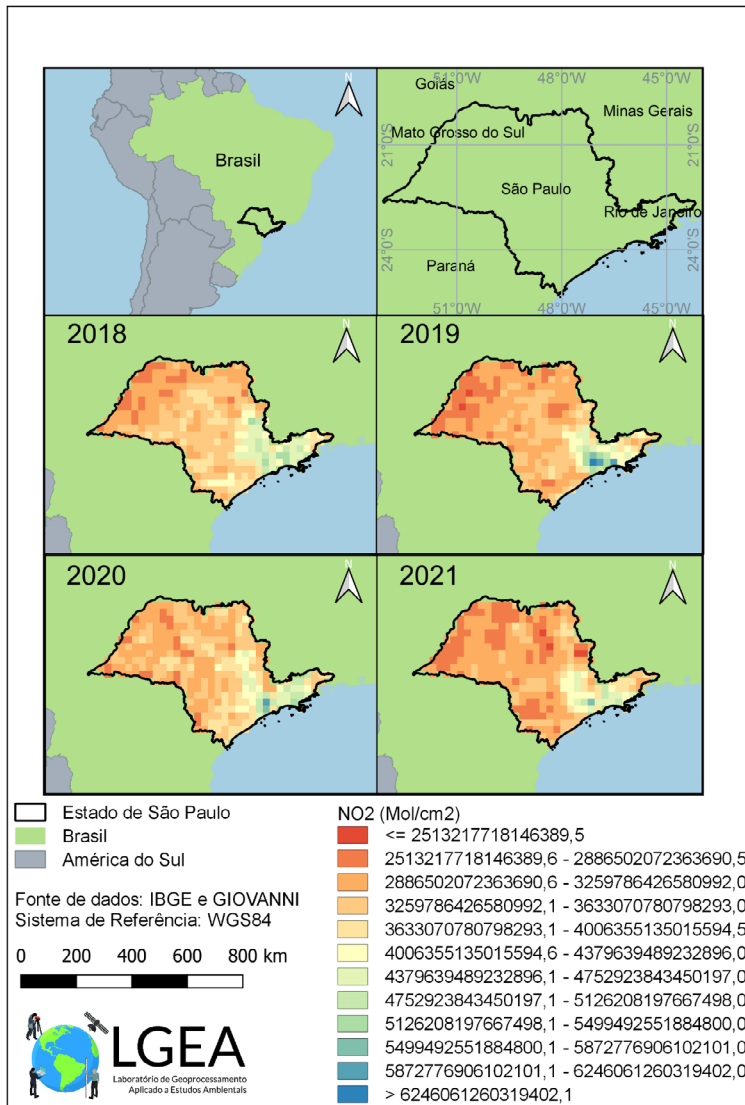
Os valores de NO₂ máximos e mínimos para o Estado de São Paulo no ano de 2018 são de $2,13993 \cdot 10^{15}$ a $5,6447 \cdot 10^{15}$ Mol/cm²; no ano de 2019, vão de $2,42399 \cdot 10^{15}$ a $6,61935 \cdot 10^{15}$ Mol/cm²; no ano de 2020, de $2,6217 \cdot 10^{15}$ a $6,00642 \cdot 10^{15}$ Mol/cm² e, no ano de 2021, de $2,13993 \cdot 10^{15}$ a $5,6447 \cdot 10^{15}$ Mol/cm². Os maiores valores em todos os anos foram identificados na região leste e nordeste do estado, região onde encontramos a Região Metropolitana de São Paulo (MASP), como pode ser observado na Figura 1.

De acordo com o inventário oficial de emissões, o tráfego rodoviário é responsável por 97,5% de CO, 79% de HC, 67,5% de NOx e 40% de PM10 (ANDRADE *et al.*, 2017). No Brasil, o bloqueio em São Paulo foi seguido por reduções drásticas no tropos feérica (até -77%) e NO₂ (até -54%) e por um aumento no O₃ (aproximadamente

+30%) em comparação com as médias dos 5 anos anteriores para o mesmo período (NAKADA *et al.*, 2020).

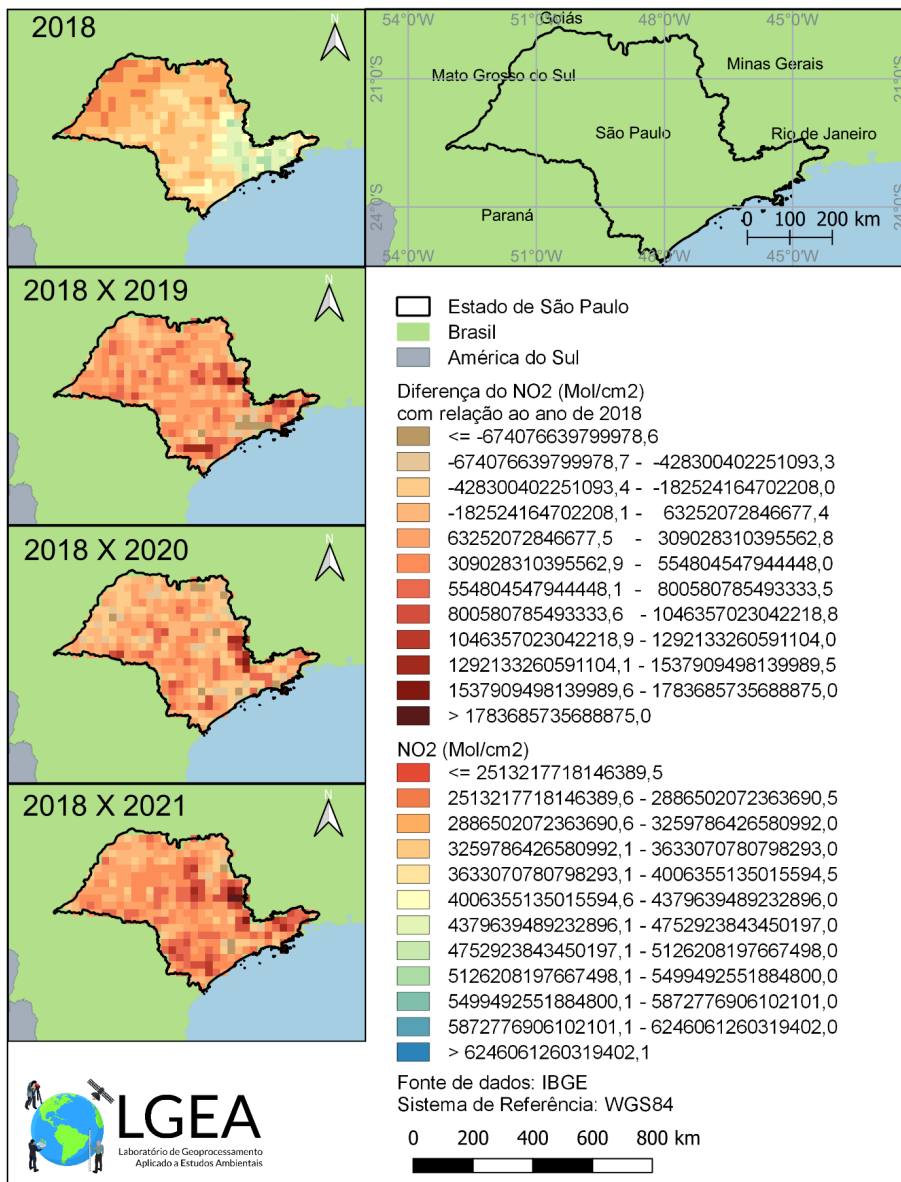
Na Figura 2 observamos as variações do NO₂ utilizando como referência o ano de 2018. As maiores diferenças ocorreram com a redução de NO₂ de $2,02946 \cdot 10^{15}$ Mol/cm² no ano de 2021.

Figura 1 – Mapa temático da diferença de NO₂



Fonte: Elaboração própria.

Figura 2 – Mapa temático da diferença de NO₂ com relação ao ano de 2018

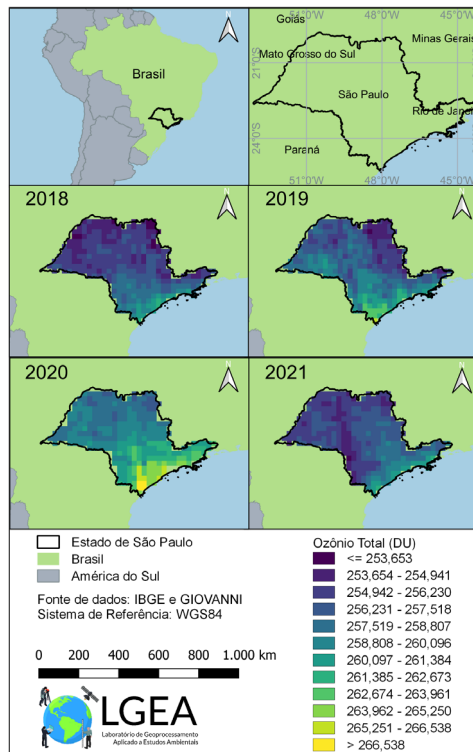


Fonte: Elaboração própria.

Ozônio

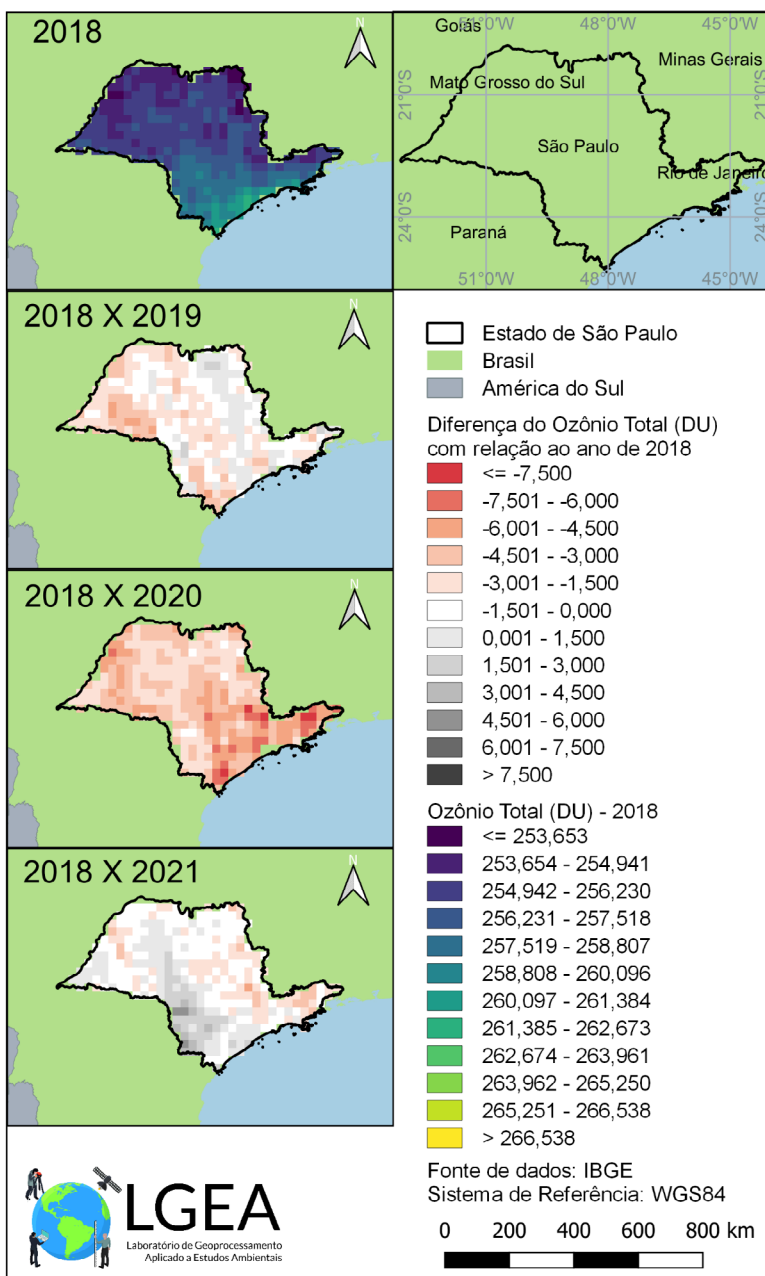
Os valores da coluna de ozônio no ano de 2018 variaram de 252,365 DU a 262,357 DU no Estado de São Paulo, com os menores valores a oeste. No ano de 2019, os valores máximos encontrados para o período foram de 265,924 DU e os valores mínimos de 253,553 DU. Já no ano de 2020, o valor máximo de O_3 foi de 267,827 DU e o valor mínimo de 256,468 DU. No ano de 2021 o valor máximo e mínimo foram de 261,454 e 253,559 DU respectivamente. Essa variação pode ser observada na Figura 3.

Figura 3 – Mapa temático da diferença de O_3



Fonte: Elaboração própria.

Figura 4 – Mapa temático da diferença de O₃ com relação ao ano de 2018



Fonte: Elaboração própria.

As diferenças de O_3 com relação ao ano de 2018 foram mais significativas para o ano de 2020 na região leste do estado, nas imediações da cidade de São Paulo (Figura 4). Com relação ao ano de 2019, as variações foram de -5,801 a 2,343 DU; no ano de 2020 as variações oscilaram de -8,083 a -1,163 DU e no ano de 2021 as flutuações foram de -4,536 a 4,687 DU.

De acordo com o Grupo de Eletricidade Atmosférica – ELAT (l.s.d.) do INPE, resultados recentes têm mostrado que, em regiões oceânicas, na alta atmosfera, na troposfera e baixa estratosfera da região tropical, os relâmpagos podem ser a principal fonte de produção de compostos de nitrogênio. Em particular, durante sua permanência na baixa estratosfera, estes compostos podem causar diminuições significativas na concentração de ozônio através de reações químicas. Um ponto nessa discussão que deve ser ressaltado, de acordo com o material jornalístico produzido para o Estadão por Okumura (2020), relata conversa com Osmar Pinto Junior, coordenador do Grupo de Eletricidade Atmosférica (ELAT) do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), sobre a redução de 30% dos raios que caíram sobre a cidade de São Paulo durante o período da quarentena entre março e abril de 2020.

Rodrigues (2020) relata que, em conversa com a professora do Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas da Universidade de São Paulo (IAG-USP), Maria de Fátima Andrade, em análise feita exclusivamente para a Agência Fapesp, percebeu-se também uma diminuição de aproximadamente 30% no material particulado inalável (MP10 e MP 2,5).

Província de Hubei

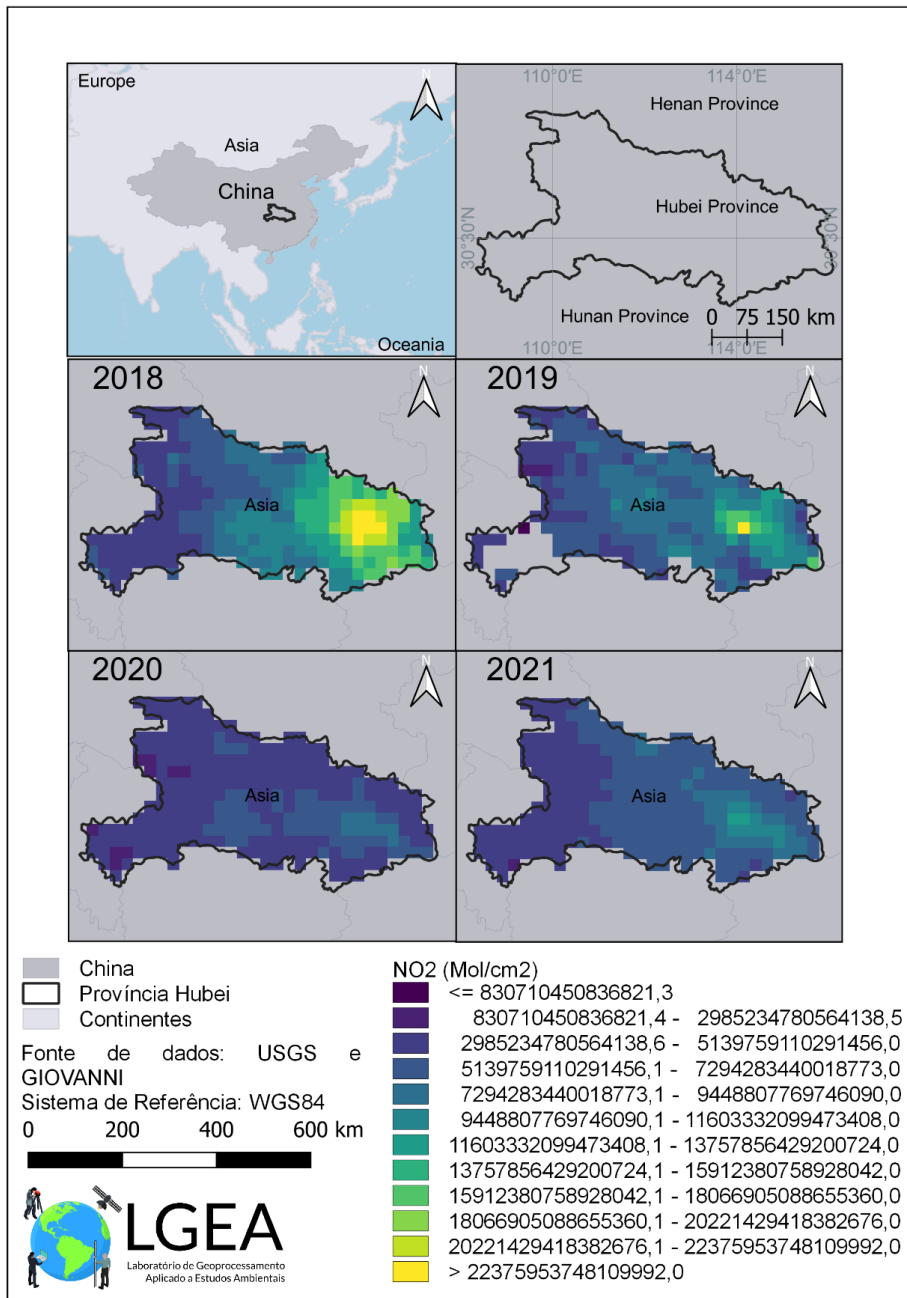
NO₂

No ano de 2018 as variações de NO₂ estavam entre $3,77226 \cdot 10^{15}$ a $2,45305 \cdot 10^{16}$ Mol/cm²; em 2019 as flutuações foram de $-1,32381 \cdot 10^{15}$ a $2,34196 \cdot 10^{16}$ Mol/cm²; no ano de 2020 as variações foram de $1,9735 \cdot 10^{15}$ a $8,98803 \cdot 10^{15}$ Mol/cm²; e em 2021 foram de $2,6915 \cdot 10^{15}$ a $1,3179 \cdot 10^{16}$ Mol/cm². Verifica-se na Figura 5 que os maiores valores de NO₂ ocorreram na região leste da província de Hubei, onde se localiza a cidade de Wuhan.

No mapa temático da diferença de NO₂ com relação ao ano de 2018 (Figura 6), observamos que as maiores variações ocorreram na porção leste da Província de Hubei. Comparando o ano de 2018 com 2019, temos flutuações na província de $-2,9488 \cdot 10^{15}$ a $1,42216 \cdot 10^{16}$ Mol/cm². Já com relação ao ano de 2020, as diferenças foram de $-7,18051 \cdot 10^{13}$ a $8285 \cdot 10^{16}$, e de $-8,04788 \cdot 10^{16}$ a $1,60457 \cdot 10^{16}$ no ano de 2021.

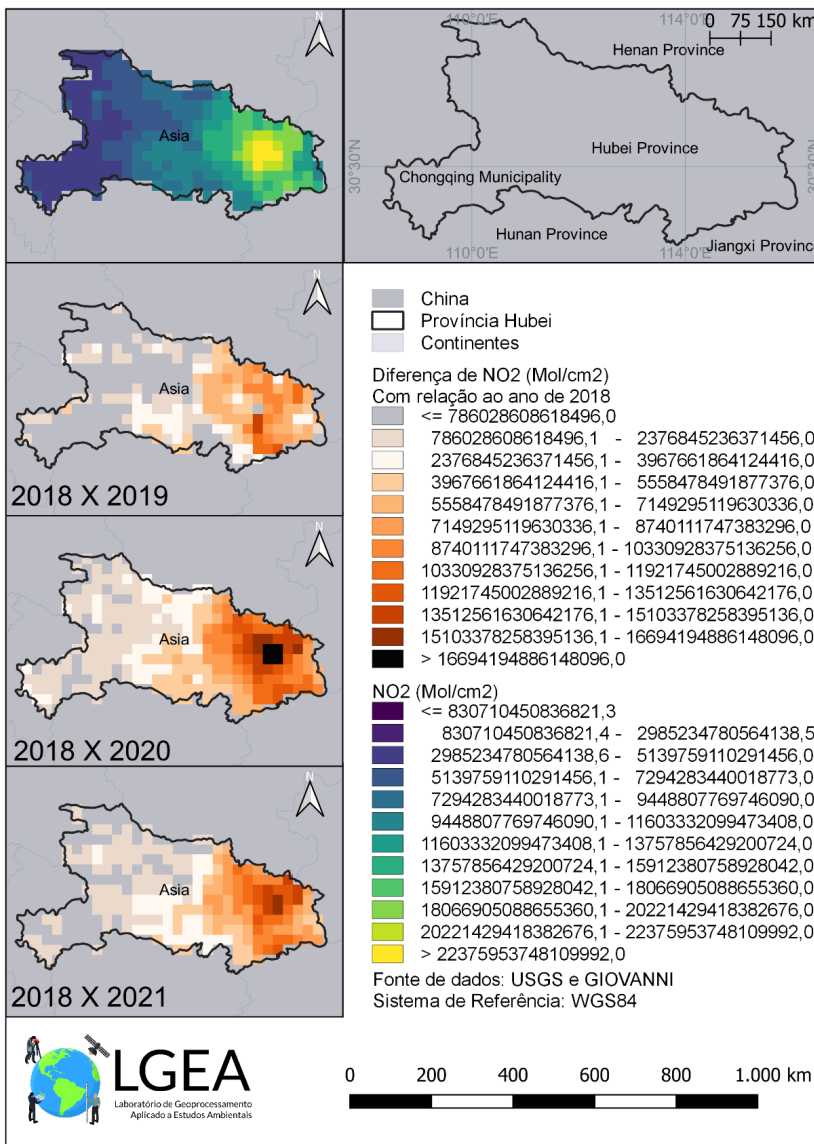
Chu *et al.* (2021) em seu estudo notou que, em comparação ao ano de 2019, as concentrações de NO₂ em 2020 diminuíram em Wuhan (57%), Hubei (excetuando-se Wuhan – 61%) e China (51%). Na região do Delta do Rio Yangtze (China), Li *et al.* (2020) mostraram que as concentrações de PM_{2,5}, NO₂ e SO₂ diminuíram em 32%, 45% e 20%, respectivamente, durante a primeira fase de bloqueio, e em 33%, 27% e 7% durante a segunda fase e bloqueio (2019), em comparação com 2017 para o mesmo período. O observatório terrestre da NASA descobriu que as concentrações derivadas de satélite de dióxido de nitrogênio (NO₂) no Leste e centro da China no início de 2020 foram 10-30% mais baixas do que em períodos comparáveis em 2019 (PATEL, 2020).

Figura 5 – Mapa temático da diferença de NO₂ para Hubei



Fonte: Elaboração própria.

Figura 6 – Mapa temático da diferença de NO₂ com relação ao ano de 2018 para Hubei



Fonte: Elaboração própria.

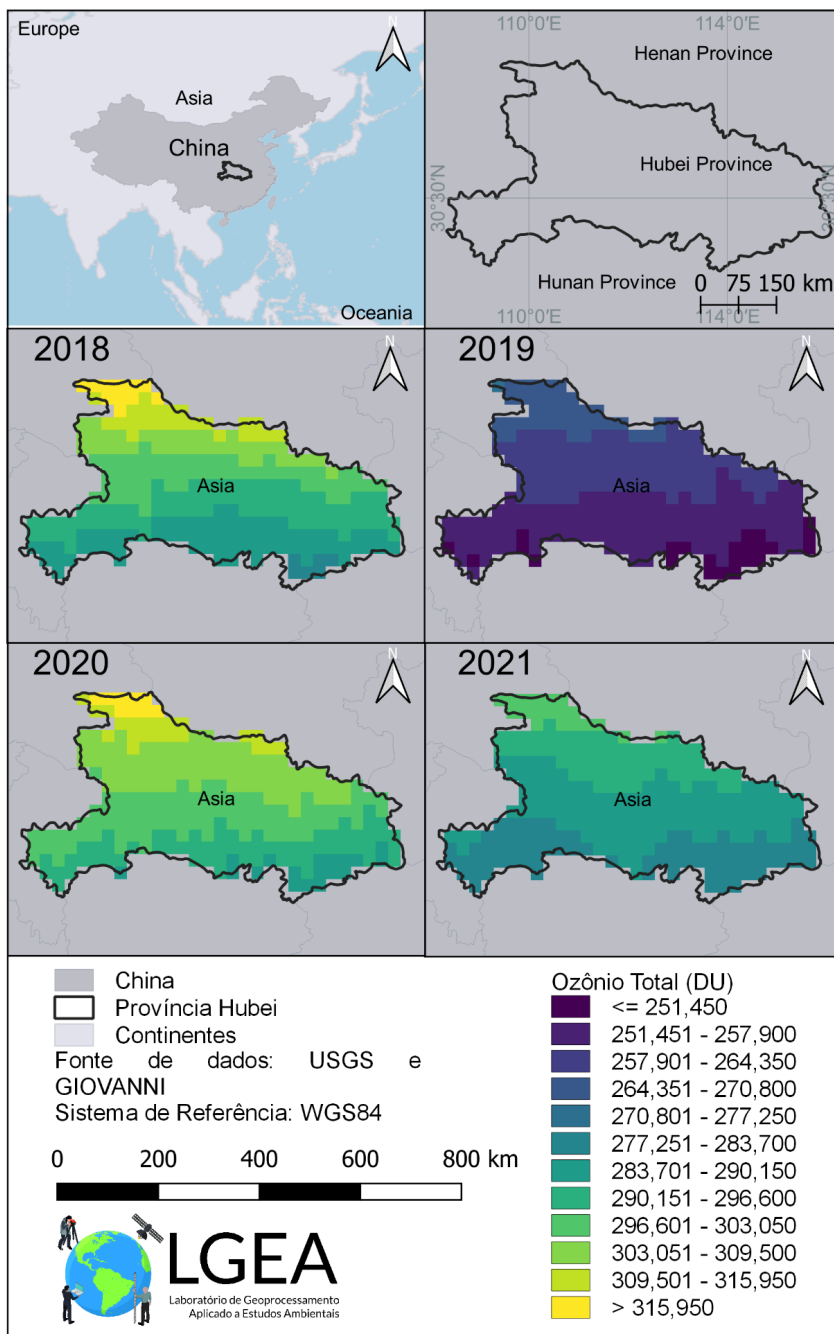
Ozônio

A variação da coluna total de ozônio na Província de Hubei no ano de 2018 foi de 241,428 DU a 497,696 DU; no ano de 2019, oscilou de 221,910 a 448,556 DU; no ano de 2020 os valores flutuaram entre 245,810 a 423,829 DU; e para o ano de 2021 a variação foi de 250,880 a 448,58 DU.

Os valores da coluna de ozônio total variaram com relação ao ano de 2018 em 30,876 a 52,641 DU; -9,878 a 5,585 DU; e -0,0278 a 21,432 DU para os anos de 2019, 2020 e 2021 respectivamente.

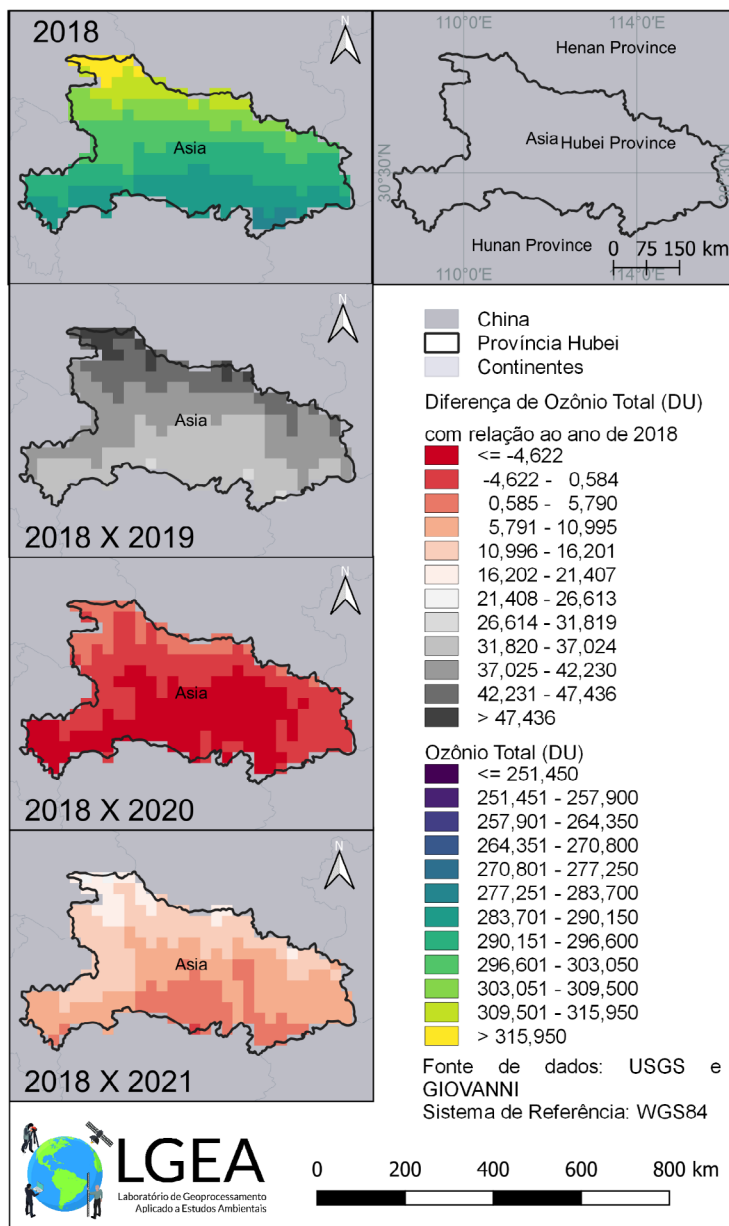
A qualidade do ar na China e em outros países melhorou muito após o surto do Covid-19 (SHARMA *et al.*, 2020; TOBIÁS *et al.*, 2020; ZHANG *et al.*, 2020a). Zheng (2020), em seu estudo, fala que o MP 2,5 caiu de 72,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para 45,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ devido à queda de 92% nas emissões.

Figura 7 – Mapa temático da diferença de O₃ para Hubei



Fonte: Elaboração própria.

Figura 8 – Mapa temático da diferença de O₃ com relação ao ano de 2018 em Hubei



Fonte: Elaboração própria.

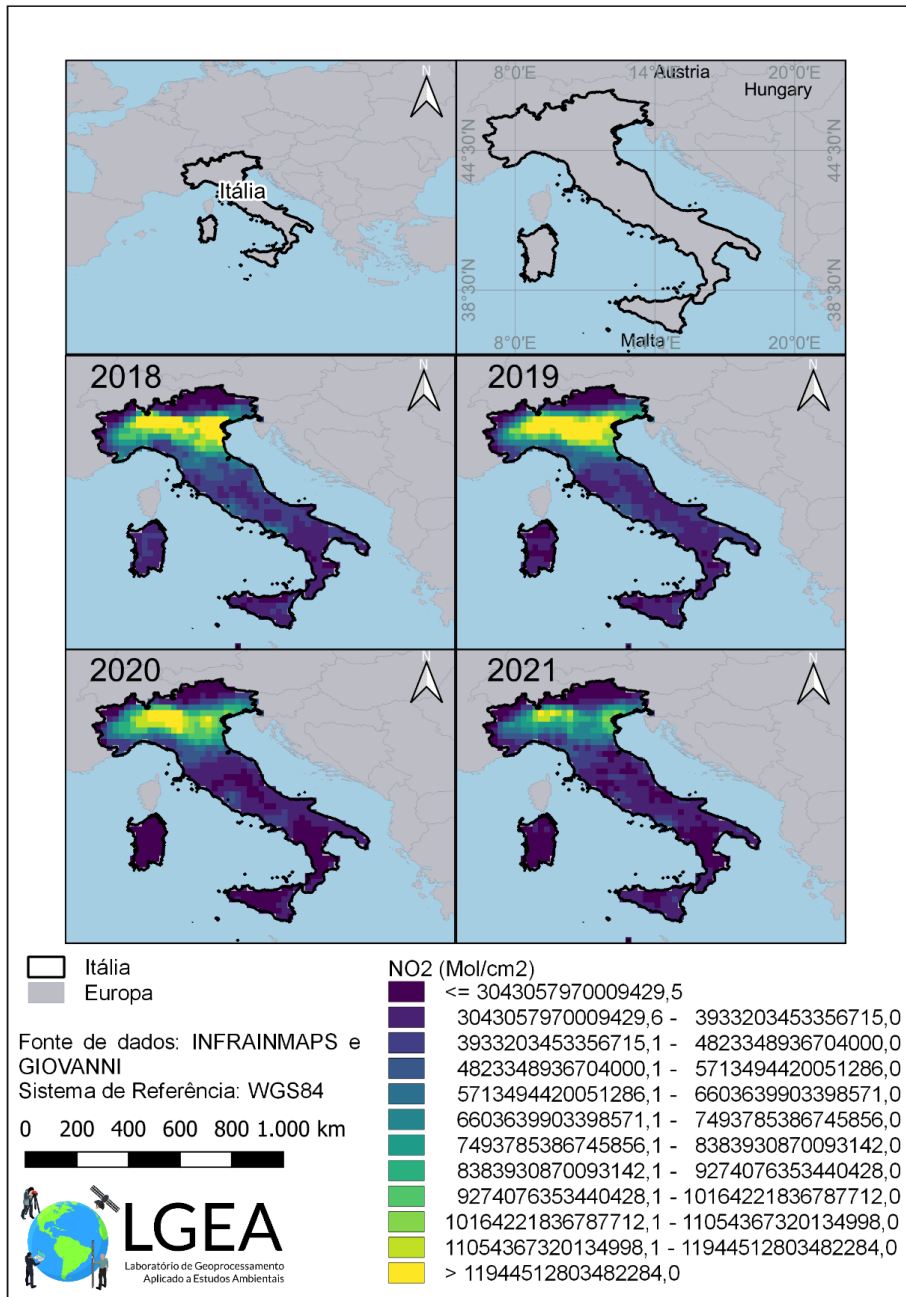
Itália

NO_2

Os valores maiores da coluna total de NO_2 apresentaram-se na região norte da Itália (Figura 9). No ano de 2018, os valores de dióxido de nitrogênio para o período analisado variaram de $-2,97084 \cdot 10^{15}$ a $2,1313 \cdot 10^{16}$ Mol/cm². No ano de 2019 os valores flutuaram entre $2,25093 \cdot 10^{15}$ a $1,6247 \cdot 10^{16}$ Mol/cm². As variações no ano de 2020 ficaram entre $2,02846 \cdot 10^{15}$ a $1,48851 \cdot 10^{16}$ Mol/cm². Por fim, no ano de 2021, a oscilação dos valores ocorreu de $2,15291 \cdot 10^{15}$ a $1,28347 \cdot 10^{16}$ Mol/cm². No mapa temático (Figura 10) é possível visualizar as diferenças dos valores de NO_2 utilizando como referência o ano de 2018, para os anos de 2019, 2020 e 2021, sendo de $-4,36508 \cdot 10^{15}$ a $5,54879 \cdot 10^{15}$ Mol/cm²; $-3,85066 \cdot 10^{15}$ a $7,76196 \cdot 10^{15}$ Mol/cm²; e $-2,97084 \cdot 10^{15}$ a $9,32335 \cdot 10^{15}$ Mol/cm², respectivamente.

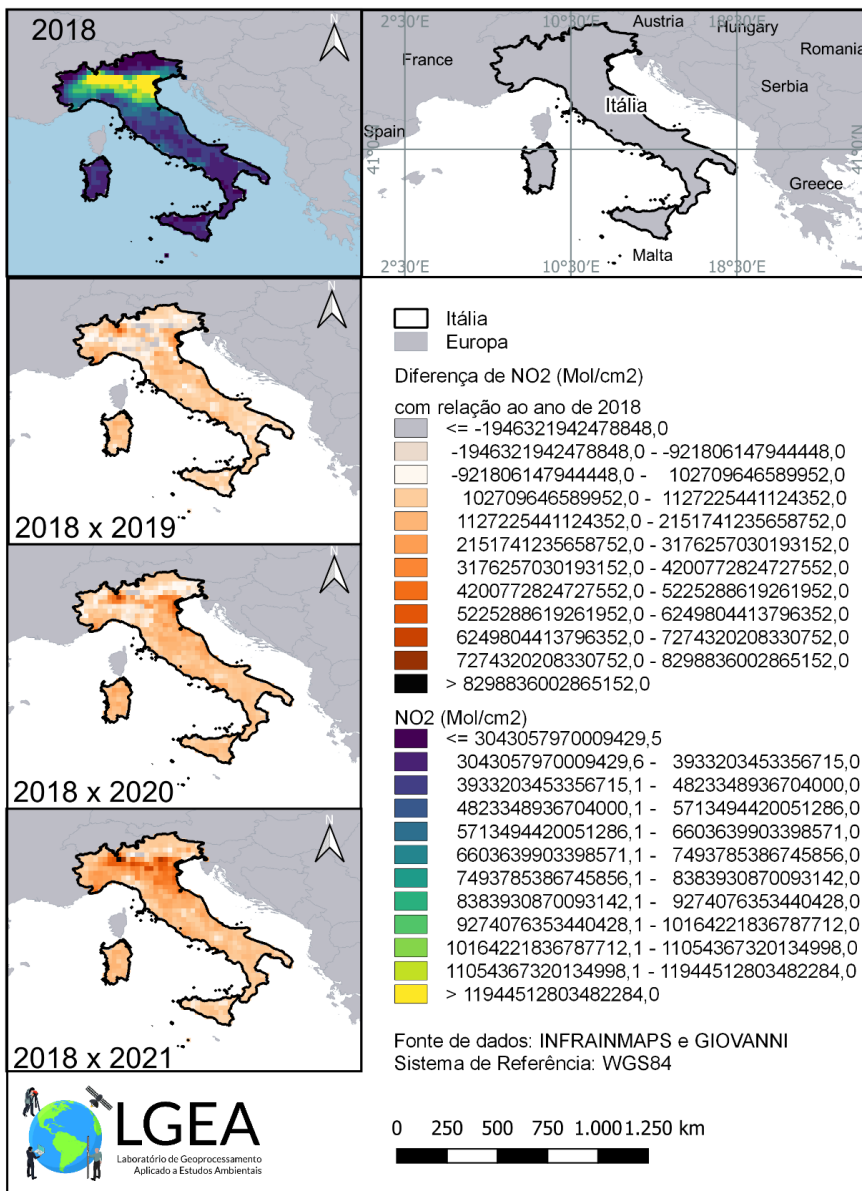
No período de quarentena, diversos indicadores mundiais apontaram melhora na qualidade dos recursos hídricos e nas condições climáticas (SOUSA OLIVEIRA *et al.*, 2021). Cameletti (2020), em sua pesquisa, avaliou que o *lockdown* levou a uma redução significativa nas concentrações de NO_2 e PM10 na cidade de Brescia, no Norte da Itália. Para chegar a essa conclusão utilizou uma estação localizada em uma zona de trânsito intenso.

Figura 9 – Mapa temático da diferença de NO₂ na Itália



Fonte: Elaboração própria.

Figura 10 – Mapa temático da diferença de NO₂ com relação ao ano de 2018 na Itália



Fonte: Elaboração própria.

Ozônio

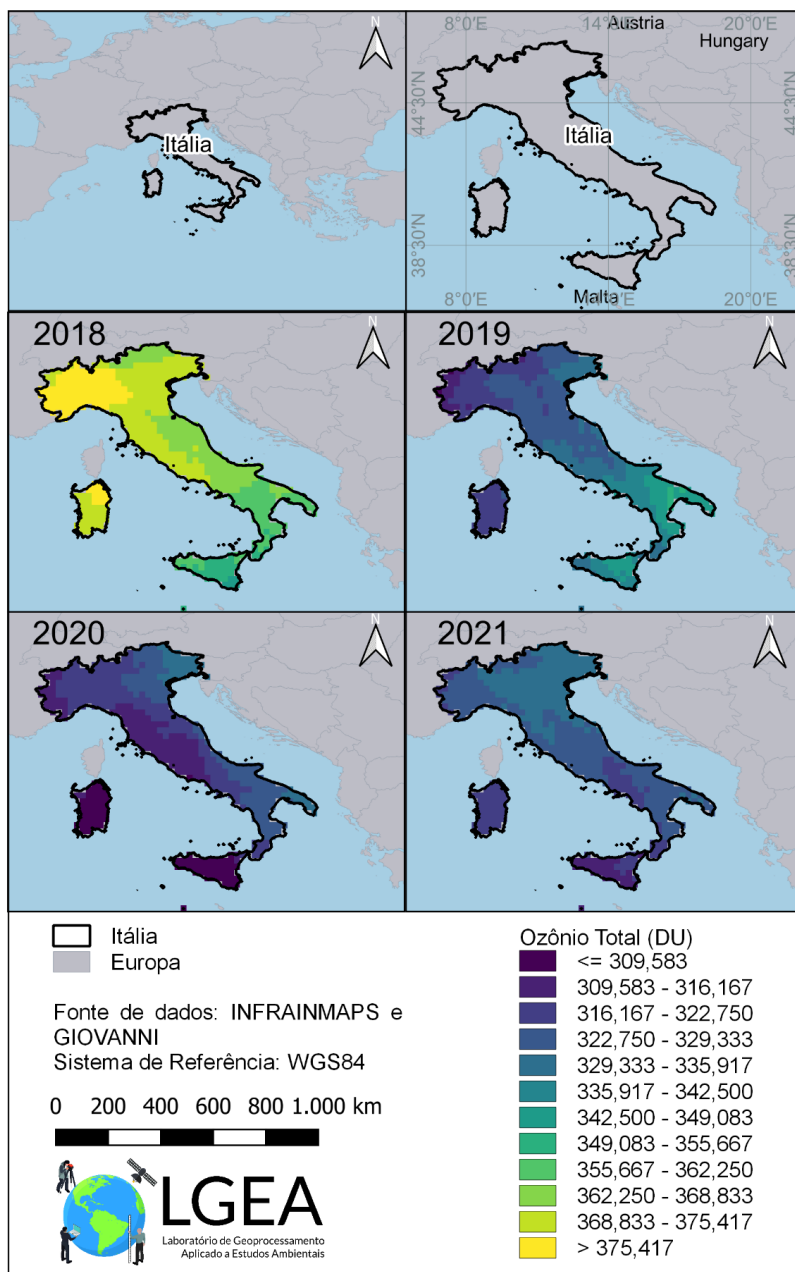
No mapa temático de variação do poluente ozônio ao longo do território italiano (Figura 11), percebe-se que os maiores valores foram apresentados no ano de 2018, com redução no ano de 2019 e uma acentuação dessa redução no ano de 2020, com aumento novamente em 2021. Os valores ficaram entre os intervalos de 347,125 a 381,705 DU; 308,465 a 350,865 DU; 303,860 a 335,491 DU; e 313,956 a 335,491 DU respectivamente, para os anos de 2018, 2019, 2020 e 2021.

As maiores diferenças com relação ao ano de 2018 ocorreram na região oeste da Itália, nas regiões de Gênova e Milão, com intervalos de máximos e mínimos de 6,015 a 70,571 DU para 2019; 26,480 a 72,343 DU para 2020; e 29,310 a 60,486 DU para 2021.

Existem relatos na mídia, principalmente com base em imagens de satélite, sobre a redução da poluição do ar devido ao bloqueio global, e alguns estudos científicos recentes realizados em um pequeno número de países (HE *et al.*, 2020) e cidades (CADOTTE, 2020) indicaram tal redução. A experiência da epidemia de Covid-19 e as medidas de bloqueio subsequentes mostram que mudanças drásticas na mobilidade e na atividade econômica podem levar a reduções de 0% (insignificantes) a -30% na poluição do ar em áreas urbanas (PUTAUD *et al.*, 2021).

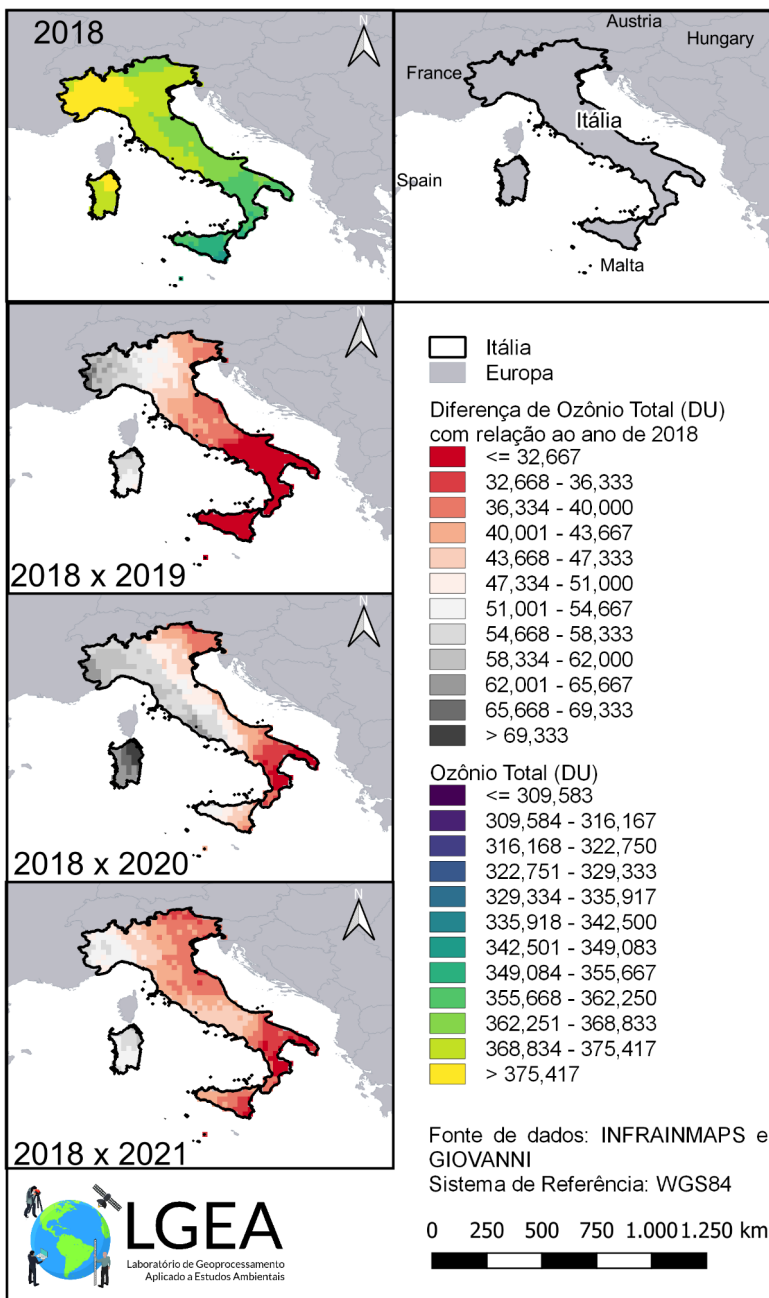
No contexto destas transformações, alguns estudos como de Lian *et al.* (2020), Pei *et al.* (2020) e Fatorini e Regoli (2020) mostram essas mudanças na atmosfera neste período de quarentena devido à Covid-19. No entanto, os pesquisadores apontam que estas mudanças são transitórias, infelizmente (SILVA *et al.*, 2020).

Figura 11 – Mapa temático da diferença de O₃ na Itália



Fonte: Elaboração própria.

Figura 12 – Mapa temático da diferença de O₃ com relação ao ano de 2018 na Itália



Fonte: Elaboração própria.

Conclusão

As emissões atmosféricas nesse período de 2018-2021 passaram por mudanças bruscas a nível mundial. De um lado, a pandemia trouxe consequências terríveis, com a perda de muitas vidas; de outro, a atmosfera passou por um processo de limpeza durante o período pandêmico, pelas restrições às atividades antropogênicas decorrentes da pandemia do Covid-19.

Apesar de estarmos vivendo um período pandêmico, no qual a Covid-19 influenciou em vários aspectos no modo de vida da população mundialmente, demonstrou-se o quanto foi significativo o impacto da diminuição das ações antrópicas na qualidade do ar atmosférico nas regiões observadas.

Referências

ABDULLAHI, Hashim; SINNIAH, Gobi Krishna; SIONG, Ho Chin. **Urban Growth Air Pollution, CO, NO₂ and SO₂ Emission and COVID-19 in Kano Metropolis Nigeria**. V. 12, n. 7. Pequim: Science Press, 2020.

ADB. **Developing Asia Growth to Fall in 2020 on COVID-19 Impact**. News Release, Asian Development Bank (ADB), 2020. Disponível em: <https://www.adb.org/news/developing-asiagrowth-fall-2020-covid-19-impact>. Acesso em: 6 abr. 2020.

ALFARO-ALFARO, D. *et al.* **Inventario preliminar de emisiones atmosféricas (SO₂, NO_x y PTS) de diferentes sectores industriales en Costa Rica**. Volume 35, número 2, 1-13 pg. Heredia, Costa Rica.: EUNA, 2020.

ANDRADE, M. F.; KUMAR, P.; FREITAS, E. D.; YNOUE, R. Y.; MARTINS, J.; MARTINS, L. D.; NOGUERIA, T.; MARTINEZ, P. P.; MIRANDA, R. M.; ALBUQUERQUE, T.; GONÇALVES, F. L. T.; OYAMA, B.; ZHANG, Y. Air quality in the megacity of São Paulo: evolution over the last 30 years and future perspectives. **Atmos Environ**, v. 159, p. 66-82, 2017.

ANGEOLETTO, F. H. S. *et al.* Urban ecology and planning: a necessary convergence. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia**, v. 23, n. 17, p. 1-7, 2019

BALDASANO, J. M. COVID-19 lockdown effects on air quality by NO₂ in the cities of Barcelona and Madrid (Spain). **Science of The Total Environment**, v. 741, n. 1 p. 140353, 2020. DOI: 140353.doi:10.1016/j.scitotenv.2020.140353

- BALDUCCI, A.; CHECCHI, D. Happiness and Quality of City Life: The Case of Milan, the Richest Italian City. **International Planning Studies**, v. 14, n. 1, p. 25-64, 2009. DOI: 10.1080/13563470902726352
- BAZHENOV, O. E. *et al.* Disturbance of the Stratosphere over Tomsk during Winter 2017/2018 Using Lidar and Aura MLS/OMI Observations. **Atmospheric and Oceanic Optics**, v. 33, n. 6, p. 622-628, 2020.
- BENDER, A. P.; DZIEDZIC, M. Dispersão de poluentes nos eixos estruturais em Curitiba (PR), Brasil. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 19, n. esp., 2014.
- BERNET, Leonie *et al.* Validation and Trend Analysis of Stratospheric Ozone Data from Ground-Based Observations at Lauder, New Zealand. **Remote Sensing**, v. 13, n. 1, p. 109, 2021.
- BHARTIA, P. K.; WELLEMEYER, C. W. **TOMS-V8 Total Ozone Algorithm**. In: BHARTIA, P. K. (ed.). OMI Algorithm Theoretical Basis Document. v. II: OMI Ozone Products. Greenbelt, MD: NASA/Goddard Space Flight Center, 2002.
- BRAGA, B. *et al.* **Introdução à Engenharia Ambiental**. 2. ed. São Paulo: Prentice Hall Brasil, 2005.
- BRASIL. Resolução CONAMA 03. **Diário Oficial da União**. Brasília, 1990. Disponível em: http://www.ibram.df.gov.br/images/resoL_03.pdf. Acesso em: maio 2021.
- BRASIL. Resolução CONAMA 491. Diário Oficial da União, Brasília, 2018. **Ambiental**, v. 23, p. 17, 2019. Disponível em: https://www.in.gov.br/web/guest/materia/-/asset_publisher/KujrwoTZC2Mb/content/id/51058895/doi-2018-11-21-resolucao-n-491-de-19-de-novembro-de-2018-51058603. Acesso em: 10 maio 2021
- CAMELETTI, M. The Effect of Corona Virus Lockdown on Air Pollution: Evidence from the City of Brescia in Lombardia Region (Italy). **Atmospheric Environment**, v. 239, n. 15, 117794, 2020. DOI: doi:10.1016/j.atmosenv.2020.117794.
- CARVALHO, V. S. B. **Meteorologia da Qualidade do Ar o que tange as Concentrações de Ozônio e dos Óxidos de Nitrogênio na Região Metropolitana do Rio de Janeiro**. 2006. 134 p. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia) – COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.
- CAVALCANTI, P. M. P. S. **Modelo de Gestão da Qualidade do Ar – Abordagem Preventiva e Corretiva**. 2010. 252 f. Tese (Doutorado em planejamento energético) – Programa de Pós-Graduação em Planejamento Energético, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.
- CHECCHI, D. Happiness and Quality of City Life: The Case of Milan, the Richest Italian City. **International Planning Studies**, v. 14, n. 1, p. 25-64, 2009. DOI: 10.1080/13563470902726352

- CHU, B. *et al.* Significant concurrent decrease in PM_{2.5} and NO₂ concentrations in China during COVID-19 epidemic. **Journal of Environmental Sciences**, v. 99, p. 346-353, 2021.
- COCCIA, M. Factors determining the diffusion of COVID-19 and suggested strategy to prevent future accelerated viral infectivity similar to COVID. **Sci. Total Environ.**, v. 729, Art. 138474, 2020. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.138474.
- COELHO-ZANOTTI, M. S. S. **Uma análise estatística com vistas a previsibilidade de internação por doenças respiratórias em função das condições meteorológicas na cidade de São Paulo**. Tese (Doutorado em Ciências Atmosféricas) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.
- COHEN, A. J. *et al.* Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the Global Burden of Diseases Study 2015. **The Lancet**, v. 389, p. 1907-1918, 2017.
- CONTICINI, E.; FREDIANI, B.; CARO, D. **Can atmospheric pollution be considered a co-factor in extremely high level of SARS-CoV-2 lethality in Northern Italy?** **Environ. Pollut.**, v. 261, p. 114465, 2020. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.114465.
- DOBBBER, M. R.; DIRLSEM, R. J.; LEVELT, P. F.; VAN DEN OORD, G. H. J.; VOORS, R. H. M. *et al.* Ozone monitoring instrument calibration. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 44, n. 5, p. 1209-1238, 2006
- EEA. European Environmental Agency. **Air Quality in Europe (2019)**. Relatório n. 10/2019. Luxembourg: EEA, 2019.
- ELAT. Grupo de Eletricidade Atmosférica. **Química da Baixa Atmosfera**. Disponível em: <http://www.inpe.br/webelat/homepage/menu/infor/relampagos.e.efeitos/quimica.da.baixa.atmosfera.php>. Acesso em: set. 2021.
- FATTORINI, Daniele; REGOLI, Francesco. Role of the chronic air pollution levels in the Covid-19 outbreak risk in Italy. **Environmental Pollution**, v. 264, p. 114732, 2020.
- FREITAS, C. *et al.* **Internações e óbitos e sua relação com a poluição atmosférica em São Paulo**. São Paulo: Editora Ática, 2004.
- FROIDEVAUX, L. *et al.* Validation of Aura Microwave Limb Sounder stratospheric ozone measurements. **J. Geophys. Res.**, v. 113, p. D15S20, 2008.
- GALICHIO, W.; FORNARO, A. Monitoramento da Qualidade do Ar. Estudo da relação entre ozônio e parâmetros meteorológicos na atmosfera de São Paulo. **Ciência & Natura**, Santa Maria, v. 31, n. esp., 2009.
- GHANE EZABADI, N.; AZHDAR, S.; JAMALI, A. A. Analysis of dust changes using satellite images in Giovanni NASA and Sentinel in Google Earth Engine in western Iran. **Journal of Nature and Spatial Sciences (JONASS)**, v. 1, n. 1, p. 17-26, 2021.

GOUVEIA, N. *et al.* Poluição do ar e efeitos na saúde nas populações de duas grandes metrópoles brasileiras. **Epidemiologia e Serviços de Saúde**, v. 12, n. 1, 2003.

GUARNIERI, M.; BALMES, J. R. Outdoor air pollution and asthma. **The Lancet**, v. 383, n. 9928, p. 1581-1592, 2014.

GUIDA, C.; CARPENTIERI, G. Quality of life in the urban environment and primary health services for the elderly during the Covid-19 pandemic: An application to the city of Milan (Italy). **Cities**, v. 110, p. 103038, 2021.

GUIDA, Carmen; CARPENTIERI, Gerardo. Quality of life in the urban environment and primary health services for the elderly during the Covid-19 pandemic: An application to the city of Milan (Italy). **Cities**, v. 110, p. 103038, mar. 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S026427512031386X>. Acessado em: ago. 2021. ISSN 64-2751. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cities.2020.103038>.

HOGAN, D. J. População e Meio Ambiente: a emergência de um novo campo de estudos. In: HOGAND, J. (org.). **Dinâmica Populacional Mudança Ambiental: cenários para desenvolvimento brasileiro**. Campinas: Núcleo Estudos de População – NEPO, 2007.

HU, W. N.Y.'s changed streets: One Spot, Traffic Speeds Are up 288%. **The New York Times**, 9 abr. 2020.

HUBEI. **O local de nascimento de testemunhas de assistência médica**. Disponível em: http://wjw.hubei.gov.cn/bmdt/ztl/dsxxjy/dyfc/202105/t20210522_3549067.shtml. Acesso em: set. 2021.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Cidades e Estados**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/sp.html>. Acesso em: ago. 2021.

ISTITUTO NAZIONALE DI STATISTICA (ISTAT). **Principali fattori di pressione sull'ambiente nelle città italiane**. Disponível em: <https://www.istat.it/>. Acesso em: 9 out. 2020.

KATSOUYANNI, K. *et al.* Confounding and effect modification in the short-term effects of ambient particles on total mortality: results from 29 European cities within the APHEA2 project. **Epidemiology**, v. 12, n. 5, p. 521-531, set. 2001.

KIM, Yewon *et al.* Different adverse effects of air pollutants on dry eye disease: Ozone, PM_{2.5}, and PM₁₀. **Environmental Pollution**, v. 265, p. 115039, 2020.

KROTKOV, N. A. *et al.* Band residual difference algorithm for retrieval of SO₂/sub 2/from the aura ozone monitoring instrument (OMI). **IEEE Transactions on geoscience and remote sensing**, v. 44, n. 5, p. 1259-1266, 2006.

KROTKOV, N. A.; LAMSAL, L. N.; MARCHENKO, S. V.; CELARIER, E. A.; BUCSELA, E.

J.; SWARTZ, W. H.; JOINER, J.; OMI CORE TEAM. **OMI/Aura NO₂ Cloud-Screened Total and Tropospheric Column L3 Global Gridded 0.25 degree x 0.25 degree V3**. NASA Goddard Space Flight Center, Goddard Earth Sciences Data and Information Services Center (GES DISC), 2019. Acesso em: jun. 2021. DOI: 10.5067/Aura/OMI/DATA3007.

LAMSAL, Lok N. *et al.* Ozone Monitoring Instrument (OMI) Aura nitrogen dioxide standard product version 4.0 with improved surface and cloud treatments.

Atmospheric Measurement Techniques, v. 14, n. 1, p. 455-479, 2021.

LELIEVELD, Jos; KLINGMÜLLER, Klaus; POZZER, Andrea; PÖSCHL, Ulrich; FNAIS, M.; DAIBER, Andreas; MUNZEL, Thomas. Cardiovascular disease burden from ambient air pollution in Europe reassessed using novel hazard ratio functions.

European Heart Journal, v. 40, p. 1590-1596, 2019. DOI: 10.1093/eurheartj/ehz135.

LEVELT, P. F.; HILSEN RATH, E.; LEPPELMEIER, G. W.; VAN DEN OORD, G. H. J.; BHARTIA, P. K. *et al.* Science objectives of the ozone monitoring instrument. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 44, n. 5, p. 1199-1208, 2006.

LEVELT, P. F.; VAN DEN OORD, G. H. J.; DOBBER, M. R.; DIRKSEN, R. J.; MALKKI, A.; VISSER, H.; DE VRIES, J.; STAMMES, P. The ozone monitoring instrument. **IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.**, v. 44, p. 1093-1101, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1109/TGRS.2006.872333>.

LI, K. E.; *et al.* Ozone pollution in the North China Plain spreading into the late-winter haze season. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 118, n. 10, 2021.

LI, L.; LI, Q.; HUANG, L.; WANG, Q.; ZHU, A.; XU, J.; LIU, Z.; LI, H.; SHI, L.; LI, R.; AZARI, M.; WANG, Y.; ZHANG, X.; LIU, Z.; ZHU, Y.; ZHANG, K.; XUE, S.; CHEL, M.; OOI, G.; ZHANG, D.; CHAN, A. Air quality changes during the COVID-19 lockdown over the Yangtze river delta region: An insight into the impact of human activity pattern changes on air pollution variation. **Sci. Total Environ.**, n. 732, p. 139282, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139282>. Acesso em: ago. 2021.

LIVESEY, N. J.; READ, W. G.; WAGNER, P. A.; FROIDEVAUX, L.; LAMBERT, A.; MANNEY, G. L.; VALLE, L. F. M.; PUMPHREY, H. C.; SANTEE, M. L.; SCHWARTZ, M. J. *et al.* Earth Observing System (EOS) **Aura Microwave Limb Sounder (MLS) Version 4.2x Level 2 Data Quality and Description Document; Technical Report**. Jet Propulsion Laboratory. Pasadena, CA, USA: California Institute of Technology, 2020.

MA, H.; MARTI-GUTIERREZ, N.; PARK, S. *et al.* Ma et al. reply. **Nature**, v. 560, p. E10-E23, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0381-y>.

MANFENG, Zhao. [National central cities]. **China Daily**. Disponível em: usa.chinadaily.com.cn. Acesso em: 20 maio 2018.

- MANNEY, Gloria L. *et al.* Recordlow Arctic stratospheric ozone in 2020: MLS observations of chemical processes and comparisons with previous extreme winters. **Geophysical Research Letters**, v. 47, n. 16, p. e2020GL089063, 2020.
- MEHMOOD, Usman *et al.* Air pollution and hospitalization in megacities: empirical evidence from Pakistan. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, p. 1-7, 2021
- MIGLIORINI, S. *et al.* Evaluation of ozone total column measurements by the Ozone Monitoring Instrument using a data assimilation system. **Journal of Geophysical Research: Atmosphere**, v. 113, p. 1-19, 2008.
- MILLS, I. C.; ATKINSON, R. W.; ANDERSON, H. R.; MAYNARD, R. L.; STRACHAN, D. P. Distinguishing the associations between daily mortality and hospital admissions and nitrogen dioxide from those of particulate matter: a systematic review and meta-analysis. **BMJ Open**, v. 6, n. 7, p. 10, 2016.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Poluentes Atmosféricos**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/qualidade-do-ar/poluentes-atmosfericos.html>. Acesso em: 8 jun. 2019.
- MUOIO, D. The Coronavirus Comeback No One Wants: New York City Traffic. **Político**, 17 jul. 2020. Disponível em: <https://www.politico.com/states/new-york/albany/story/2020/07/17/the-coronavirus-comeback-no-one-wants-new-york-city-traffic-1301905>. Acesso em: 20 set. 2020.
- NAKADA, L. Y. K. AND URBAN, R. C. COVID-19 pandemic: Impacts on the air quality during the partiallockdown in São Paulo state, Brazil. **Sci. Total Environ.**, v. 730, p. 139087, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139087>.
- NAKASHIMA, Yoshihiro; HONGO, Shun; AKOMO-OKOUE, Etienne François. Landscape-scale estimation of forest ungulate density and biomass using camera traps: Applying the REST model. **Biological Conservation**, v. 241, p. 108381, 2020.
- NEW YORK State Gazetteer. New York: United States Census Bureau, 2010.
- NICHOL, Janet E. *et al.* Air pollution scenario over China during COVID-19. **Remote Sensing**, v. 12, n. 13, p. 2100, 2020.
- OGA, Seizi; CAMARGO, Márcia Maria de Almeida; BATISTUZZO, José Antonio de Oliveira. **Fundamentos de toxicologia**. São Paulo: Atheneu, 2008. p. 677-677
- OKUMURA, R. Incidência de raios aumenta 60% na cidade de São Paulo. Estudo do ELAT/INPE mostra que fenômenos como El Niño e La Niña em 2019 influenciaram alta na capital paulista. **O Estadão**, 27 jan. 2020. Disponível em: <https://sao-paulo.estadao.com.br/noticias/geral,incidencia-de-raios-aumenta-60-na-cidade-de-sao-paulo,70003174075>. Acesso em: set. 2021.

OLIVEIRA, J. G. I. *et al.* Poluição do ar e internações hospitalares por doenças respiratórias em Volta Redonda (RJ). **Brazilian Journal of Environmental Sciences (Online)**, v. 55, n. 1, p. 72-88, 2020.

OMI TEAM *et al.* **Ozone Monitoring Instrument (OMI) data user's guide**. Washington, D.C.: NASA, 2012. Disponível em: https://docserver.gesdisc.eosdis.nasa.gov/repository/Mission/OMI/3.3_ScienceDataProductDocumentation/3.3.2_ProductRequirements_Designs/README.OMI_DUG.pdf. Acesso em: jun. 2021.

ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE LA SALUD (OMS) *et al.* **Guías de calidad del aire de la OMS relativas al material particulado, el ozono, el dióxido de nitrógeno y el dióxido de azufre**: actualización mundial 2005. Ginebra: Organización Mundial de la Salud, 2006.

PATEL, K. Airborne nitrogen dioxide plummets over China. **NASA Earth Observatory**, 2 mar. 2020. Disponível em: <https://www.earthobservatory.nasa.gov/images/146362/airborne-nitrogen-dioxide-plummets-over-china>. Acesso em: 4 out. 2020

PEI, S.; KANDULA, S.; SHAMAN, J. Differential effects of intervention timing on COVID-19 spread in the United States. **Science advances**, v. 6, n. 49, p. eabd6370, 2020.

PETTA, N. L.; OJEDA, E. A. **História**: uma abordagem integrada. (Coleção Base). São Paulo: Moderna, 2003.

PHUONG, Dinh Thi Kim; NHUT, Mai Cong; TRI, Nguyen Duc. Air Pollution Assessment Using RS and Gis in Ho Chi Minh City, Viet Nam: A Case Study of Period 2015-2019 for SO₂ and NO₂. **IOP Conference Series Earth and Environmental Science**, v. 652, n. 1, p. 012004, fev. 2021.

PUTAUD, J. *et al.* Impacts of the COVID-19 lockdown on air pollution at regional and urban background sites in northern Italy. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 21, n. 10, p. 7597-7609, 2021.

QIN, X.; PARK, B. O.; LIU, J.; CHEN, B.; CHOESMEL-CADAMURO, V.; BELGUISE, K.; HEO, W. D.; WANG, X. Cell-matrix adhesion and cell-cell adhesion differentially control basal myosin oscillation and *Drosophila* egg chamber elongation. **Nat. Commun.**, v. 8, p. 14708, 2017.

REQUIA, W. J. *et al.* Associação entre emissões veiculares e risco de doença cardiorrespiratória no Brasil e sua variação por agrupamento espacial de fatores socioeconômicos. **Pesquisa Ambiental**, v. 150, 2016. Disponível em: <https://www.nytimes.com/2020/04/09/nyregion/nyc-coronavirus-empty-streets.html>. Acesso em: 10 ago. 2020.

RODRIGUES, L. Covid-19 e poluição: como a pandemia afetou o ar que

respiramos. Estudos nacionais e internacionais indicam que o isolamento social fez que poluentes atmosféricos diminuísse. Entenda as consequências para o meio ambiente e sua saúde. **Galileu**. Disponível em: <http://www.inpe.br/webelat/elatMidia/arquivos/20200916141107Clipping-Galileu-%20estudo%20covid.png>. Acesso em: set. 2021.

SAN MARTIN, Maristel Coelho; SAN MARTIN, Meister Coelho. Condições atuais das emissões dos poluentes atmosféricos durante a quarentena da Covid-19 e as perspectivas futuras. **Boletim de Conjuntura (BOCA)**, Boa Vista, v. 2, n. 5, p. 85-96, abr. 2020. Disponível em: <https://revista.ufr.br/boca/article/view/SanMartin2>. Acesso em: 26 abr. 2021. ISSN 2675-1488. DOI: <http://dx.doi.org/10.5281/zenodo.3767111>.

SANTOS, Alessandro Santiago dos *et al.* Desafios e oportunidades da aplicação de Sistemas Ciberfísicos no monitoramento da poluição urbana. In: WORKSHOP DE COMPUTAÇÃO URBANA, 4., Porto Alegre, 2020. **Anais...** Cidade: SBC, 2020. p. 276-289.

SCHWARTZ, M.; FROIDEVAUX, L.; LIVESEY, N.; READ, W. **MLS/Aura Level 2 Ozone (O₃) Mixing Ratio V004**. Greenbelt, MD, USA: Goddard Earth Sciences Data and Information Services Center (GES DISC), 2020. DOI: [10.5067/Aura/MLS/DATA2017](https://doi.org/10.5067/Aura/MLS/DATA2017).

SEVIK, Hakan *et al.* Determining toxic metal concentration changes in landscaping plants based on some factors. **Air Quality, Atmosphere & Health**, v. 12, n. 8, p. 983-991, 2019.

SHIKWAMBANA, L.; MHANGARA, P.; MBATHA, N. Trend analysis and first time observations of sulphur dioxide and nitrogen dioxide in South Africa using TROPOMI/Sentinel-5 P data. **Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 91, p. 102130, 2020.

SICILIANO, B., CARVALHO, G., DA SILVA, C. M. *et al.* The Impact of COVID-19 Partial Lockdown on Primary Pollutant Concentrations in the Atmosphere of Rio de Janeiro and São Paulo Megacities (Brazil). **Bull Environ Contam Toxicol.**, v. 105, p. 2-8, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00128-020-02907-9>.

SIDER, T. *et al.* Uso da terra e socioeconômica como determinantes das emissões de tráfego e exposição individual à poluição do ar. **Revista de Geografia de Transportes**, v. 33, 2013.

SILVA, C. M.; SOARES, R.; MACHADO, W.; ARBILLAA, G. A Pandemia de COVID-19: Vivendo no Antropoceno. **Rev. Virtual Quim.**, v. 12, n. 4, p. 1001-1016, 7 jul. 2020.

SILVA, Leandro Bomfim; SOUZA MENDES, Debora Fernandes de; SILVA, Rosália Maria Passos da. Impactos da Poluição das Queimadas à Saúde Humana: Internações por Doenças Respiratórias no Estado de Rondônia entre 2009 e 2018.

ID on line Revista de Psicologia, v. 14, n. 52, p. 414-427, 2020.

SONG, Fengxiang *et al.* Emerging 2019 novel coronavirus (2019-nCoV) pneumonia. **Radiology**, v. 295, n. 1, p. 210-217, 2020.

SOUSA OLIVEIRA, E. *et al.* Os impactos ambientais ocasionados pelo isolamento social em decorrência da Covid-19. **Educação Ambiental em Ação**, v. 19, n. 73, 2021.

SOUSA, C. T.; LEME, N. M. P.; MARTINS, M. P. P.; SILVA, F. R.; PENHA, T. L. B.; RODRIGUES, N. L. *et al.* Ozone trends on equatorial and tropical regions of South America using Dobson spectrophotometer, TOMS and OMI satellites instruments. **Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics**, v. 203, p. 105272, 2020. DOI: 10.1016/j.jastp.2020.105272

SOUZA, Felipe Foroni Cota *et al.* **Análise de NO₂, NH₃ e PTS na Atmosfera de Paranaguá-PR**. Journal of Social, Technological and Environmental Science. v. 9 n. 1. Anápolis: Fronteiras, 2020.

SOUZA, Marcelo Lopes. **Os conceitos fundamentais da pesquisa sócio-espacial**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil Editora, 2013.

TREACY, M. El pasado puede ser discutido en el futuro: de la modernización de Deng Xiaoping a las tensiones que despierta China como potencia mundial. **Izquierdas**, Santiago, v. 49, n. 10, 2020. Disponível em: http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0718-50492020000100210&lng=es&nrm=iso. Acesso em: 10 jun. 2021. DOI: <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-50492020000100210>.

TREACY, Mariano. **El pasado puede ser discutido en el futuro**: de la modernización de Deng Xiaoping a las tensiones que despierta China como potencia mundial. **Izquierdas**, V. 49, enero 2020:159-177. Santiago: Scielo, 2020.

TUTTITALIA. Disponível em: <https://www.tuttitalia.it/italia/>. Acesso em: set. 2021.

VASS, Hunor *et al.* Air pollution sources in Timis County, Romania. **Knowledge International Journal**, v. 40, n. 3, p. 573-577, 2020.

VENTURA, B. L. M.; OLIVEIRA PINTO, F.; GIODA, A.; ALMEIDA D'AGOSTO, M. Inspection and maintenance programs for in-service vehicles: an important air pollution control tool. **Sustainable Cities and Society**, v. 53, p. 1-9, 2020.

WATERS, J. W.; FROIDEVAUX, L.; HARWOOD, R. S.; JARNOT, R. F.; PICKETT, H. M.; READ, W. G.; SIEGEL, P. H.; COFIELD, R. E.; FILIPIAK, M. J.; FLOWER, D. A. *et al.* The Earth Observing System Microwave Limb Sounder (EOS MLS) on the aura satellite. **IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.**, v. 44, p. 1075-1092, 2006.

WELLEMEYER, C.; BHARTIA, P. K; TAYLOR, S. L.; QIN, W.; AHN, C. Version 8 Total Ozone Mapping Spectrometer (TOMS) algorithm. **Proc. Quadrennial Ozone Symp.**, p. 635-636, 2004.

WHO. World Health Organization. **7 million premature deaths annually linked to air pollution**. Geneva: WHO, 2014.

WORLD BANK. **Italy**. [s.d.]. Disponível em: <https://data.worldbank.org/country/italy>. Acesso em: set. 2021.

YAN, Yingying *et al.* On the local anthropogenic source diversities and transboundary transport for urban agglomeration ozone mitigation. **Atmospheric Environment**, v. 245, p. 118005, 2021.

ZHANG, Zhuosheng *et al.* Modeling multi-turn conversation with deep utterance aggregation. *In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON COMPUTATIONAL LINGUISTICS (COLING)*, 27., 2018. **Proceedings.. COLING**, 2018. p. 3740-3752.

ZHENG, Huang *et al.* Significant changes in the chemical compositions and sources of PM_{2.5} in Wuhan since the city lockdown as COVID-19. **Science of the total environment**, v. 739, p. 140000, 2020.

ZHOU, Y.; BRUNNER, D.; SPURR, R. J. D.; BOERSMA, K. F.; SNEEP, M.; POPP, C.; BUCHMANN, B. Accounting for surface reflectance anisotropy in satellite retrievals of tropospheric NO₂. **Atmos. Meas. Tech.**, v. 3, p. 1185-1203, 2010. DOI: <https://doi.org/10.5194/amt-3-1185-2010>.

CAPÍTULO 8

DESMATAMENTO NA AMAZÔNIA LEGAL: uso do SIG para identificação de áreas prioritárias no combate ao desmatamento

DEFORESTATION IN THE LEGAL AMAZON: use of GIS to identify priority areas in combating deforestation.

Alessandra Magnus Lazuta

Maiara Moraes Costa

Karine Fonseca de Souza

Diuliana Leandro

Gabriela Tombini Ponzi

Denise dos Santos Vieira

Tirzah Moreira Siqueira

Resumo

Uma problemática amplamente discutida no Brasil é o desmatamento de áreas de floresta, para colonização e produção agropecuária, o que leva conseqüentemente à inserção de estradas que cortam determinadas regiões para facilitar o acesso local. A re-

gião da Amazônia legal sofre constantemente com essa realidade; por isso, foram analisadas neste trabalho as áreas desmatadas no Bioma Amazônia, bem como suas causas, através do uso de geotecnologias e dados disponibilizados pelo banco oficial de dados espaciais brasileiro, no período de 2015 a 2019. Desse modo, o objetivo deste trabalho é fazer o uso das ferramentas de SIG para gerar mapas temáticos que permitam a visualização de áreas prioritárias na Amazônia Legal no combate ao desmatamento, além de apontar os possíveis desafios dos órgãos responsáveis e do Governo Federal na gestão ambiental dos recursos da região. O tratamento dos dados foi realizado através do software QGIS, versão 3.10, para geração dos mapas temáticos e cálculos de área desmatada anual entre 2015 e 2019. Também foram calculadas as áreas totais acumuladas para cada estado pertencente à Amazônia Legal e a taxa anual de desmatamento. Os resultados mostram principalmente que no estado de Roraima a Taxa Anual de Desmatamento (TAD) cresceu intensamente no ano de 2019, quando comparado ao ano de 2018. Além disso, o Pará apresentou a maior área desmatada em 2019, seguido pelos estados de Rondônia, Mato Grosso e Amazonas, devido à inserção de atividades como pecuária e plantação de soja. Em suma, foi possível observar a necessidade de investimento em pesquisas que informem os fatores associados ao aumento das TADs e a necessidade de fomento ao uso e acesso a dados através de geotecnologias.

Palavras-chave: Desmatamento; Amazônia Legal; Geotecnologias; Sistema de Informações Geográficas.

Keywords: Deforestation; Legal Amazon; Geotechnologies; Geographic Information System.

Introdução

A Amazônia Legal corresponde à área de atuação da Superintendência de Desenvolvimento da Amazônia (SUDAM). É composta por municípios do norte do Brasil, sendo 52 de Rondônia, 62 do Amazonas, 15 de Roraima, 144 do Pará, 22 do Acre, 16 do Amapá, 141 do Mato Grosso, 181 do Maranhão e 139 do Tocantins. A região possui uma área de 5.015.067,749 km², correspondente a cerca de 58,9% do território brasileiro (IBGE, 2020).

Em 1953, a Amazônia Legal foi definida com a intenção de planejamento regional. No século XX, a região foi alvo de muitas políticas desenvolvimentistas, visto que a região apresenta características estruturais e econômicas distintas do restante do país (CARVALHO; DOMINGUES, 2016). O conceito de Amazônia Legal equivale a dizer, primordialmente, manter a floresta viva e em pé (TASSIGNY; BANDIERA, 2019).

A pesquisa de Carvalho e Domingues (2016) discorre que, com o intuito do governo de integrar a Amazônia na economia brasileira, na década de 1960 o governo decidiu reduzir o chamado vazio demográfico da região, através da construção de aproximadamente 60.000 km de estradas, ao longo das quais foram assentadas milhares de pessoas. Para isso, foram disponibilizados créditos, isenção de impostos e concessão de terras para empresários que possuíam interesse em investir em agricultura na região.

Em 1970 foi criado o Programa de Integração Nacional (PIN), com o objetivo de integrar a área de atuação da SUDAM à economia nacional, através do financiamento das obras de infraestrutura, como a construção imediata das rodovias Transamazônicas e Cuiabá-Santarém, contribuindo para o desmatamento (ALENCAR, 2015). Além disso, foram disponibilizados fundos internacionais para investimentos em hidrelétricas, portos e ferrovias, o que ocasionou,

consequentemente, o crescimento da economia, da população e do desmatamento (CARVALHO; DOMINGUES, 2016).

Ademais, além do desmatamento para a criação das rodovias, existia também o processo de colonização por agricultores que era largamente incentivado pelo governo brasileiro, seguindo a motivação de integrar para não entregar, diante do fato de os agricultores do Nordeste estarem passando por dificuldades referentes ao clima, enquanto no Sul os pequenos agricultores estavam falindo devido ao avanço tecnológico no campo. Esses agricultores foram incentivados então a colonizar o território da Amazônia Legal (ZANATA, 2021).

Contudo, a ausência de controle efetivo e incisivo sobre a área da Amazônia Legal acabou deixando a região vulnerável a meios de exploração predatória, como à implementação de sistemas econômicos escusos ao desenvolvimento da região, impactando diretamente o território e as populações tradicionais que lá habitam (TASSIGNY; BANDIERA, 2019).

O conhecimento sobre os comportamentos temporais e regionais dos desmatamentos da Amazônia é viabilizado através dos avanços na área de sensoriamento remoto e de processamento de imagens, os quais permitem grande acessibilidade de recursos com custos reduzidos (MARGULIUS, 2003; SANTOS *et al.*, 2019). O Brasil realiza o monitoramento do desmatamento na Amazônia Legal, por satélites, desde 1988, através do projeto PRODES, que produz as taxas anuais de desmatamento na região. Esses dados, desde 2004, estão disponíveis para acesso, possibilitando a realização de avaliações independentes pela comunidade usuária (INPE, 2020).

Os dados geográficos estão contidos na plataforma TerraBrasilis, desenvolvida pelo INPE a partir do projeto PRODES, no qual o monitoramento é feito por corte raso na Amazônia Legal (PINHEIRO; PONTES, 2019). O corte raso é a ação de eliminar toda e qualquer vegetação existente sobre uma área, na maioria dos casos

feito para plantar outra cultura, onde em suma é feita a conversão de uma área de floresta para promover a agricultura (PARANÁ, 2019).

Diante do exposto, nota-se que os recursos geotecnológicos estão sendo utilizados em larga escala para realização de monitoramento ambiental e controle de processos em todo o território brasileiro (SANTOS *et al.*, 2021). Os estudos de impactos ambientais são feitos com o auxílio de ferramentas geotecnológicas, através de Sistemas de Informações Geográficas (SIG), como softwares e aplicativos, que contam com a cartografia digital, a webcartografia, o geoprocessamento e o trabalho com imagens digitais de sensoriamento remoto (OLIVEIRA; NASCIMENTO, 2017).

Desse modo, fica evidente a importância das geotecnologias como ferramenta de monitoramento, devido à sua funcionalidade, demonstrando a possibilidade e necessidade da aplicação de geoprocessamento para a análise e controle do desmatamento (COSTA, 2018).

Posto isso, a motivação para o presente estudo surgiu devido à necessidade de observar as taxas de desmatamento da Amazônia Legal entre os anos de 2015 a 2019 disponibilizadas pelo banco oficial de dados espaciais brasileiro. O objetivo deste trabalho é fazer o uso das ferramentas de SIG para gerar mapas temáticos que permitam a visualização de áreas prioritárias na Amazônia Legal no combate do desmatamento, além de apontar os possíveis desafios dos órgãos responsáveis e do Governo Federal na gestão ambiental dos recursos da região.

Materiais e métodos

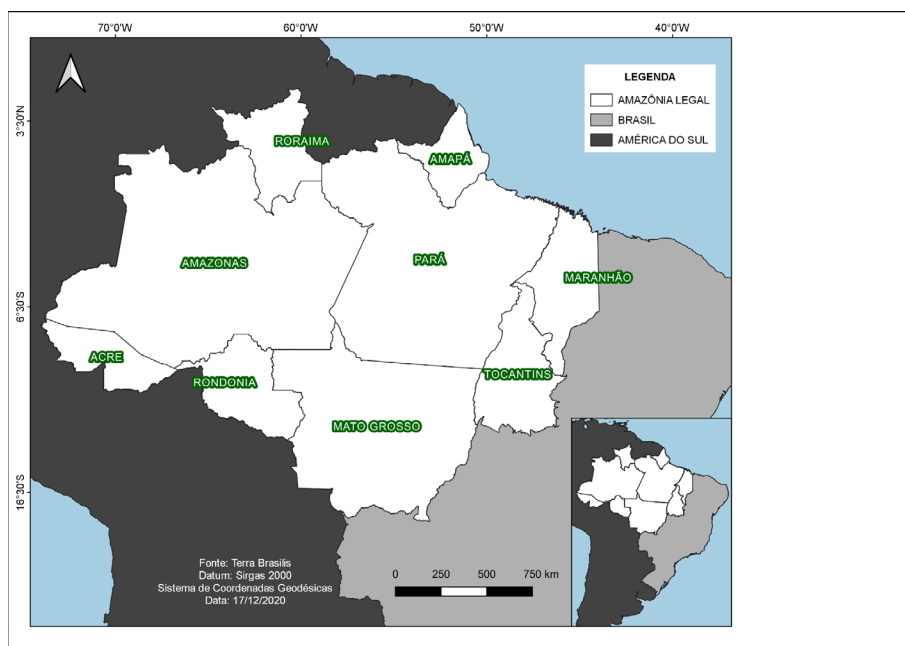
Foi realizada uma pesquisa quantitativa, descrita por Fonseca (2002) como uma pesquisa que recorre à linguagem matemática

para descrever as causas de um fenômeno, em que a realidade pode ser compreendida com base na análise de dados brutos.

2.1 Local de estudo

A área de estudo escolhida para análise dos dados espaciais de desmatamento foi a região da Amazônia Legal (Figura 1), que abrange os estados de Rondônia (RO), Acre (AC), Amazonas (AM), Roraima (RR), Pará (PA), Amapá (AP), Tocantins (TO), Mato Grosso (MT) e Maranhão (MA) (IBGE, 2020).

Figura 1 – Localização da área de estudo



Fonte: Elaboração própria.

2.2 Tratamento de dados

Os dados espaciais de desmatamento utilizados foram obtidos no portal TerraBrasilis, uma plataforma desenvolvida pelo INPE para acesso, consulta, análise e disseminação de dados geográficos gerados pelos projetos de monitoramento da vegetação nativa do instituto como o PRODES e o DETER (TERRABRASILIS, 2020). O Projeto de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia Legal por Satélite utiliza imagens de satélite Landsat ou similares, capazes de registrar e quantificar as áreas desmatadas maiores que 6,25 hectares. O PRODES declara desmatamento a remoção completa da cobertura florestal primária por corte raso, independentemente da futura utilização desta área (INPE, 2020). Neste trabalho também foram utilizados dados espaciais de uso e ocupação do solo dos anos de 2015 e 2019 para identificar principais atividades que possam influenciar no desmatamento da região.

Para o tratamento dos dados foi utilizado o software QGIS, versão 3.10, para geração de mapas temáticos. Este é um software livre com código-fonte aberto, sendo uma multiplataforma de Sistema de Informação Geográfica (SIG) capaz de transmitir a informação necessária da área total desmatada em 2015 comparada com a área desmatada acumulada até 2019. A planilha eletrônica do software Excel foi utilizada para calcular a área desmatada anual entre 2015 e 2019, a área total acumulada para cada estado pertencente à Amazônia Legal e a taxa anual de desmatamento (TAD) para cada estado. Esta última pode ser visualizada na Equação 1:

$$TAD (\%) = \frac{A_n - A_{n-1}}{A_{n-1}} \times 100 \quad TAD (\%) = \frac{A_n - A_{n-1}}{A_{n-1}} \times 100 \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

TAD: Taxa anual de desmatamento (%);

A: área total desmatada;

n: ano de referência.

Resultados e discussão

Atualmente, a questão ambiental é discutida nas esferas nacional e internacional. Diversos países se reúnem para discutir e lançar metas ambientais devido às preocupações com questões relacionadas à mudança climática, dentre as quais o desmatamento de florestas (ALMEIDA; FROTA, 2017).

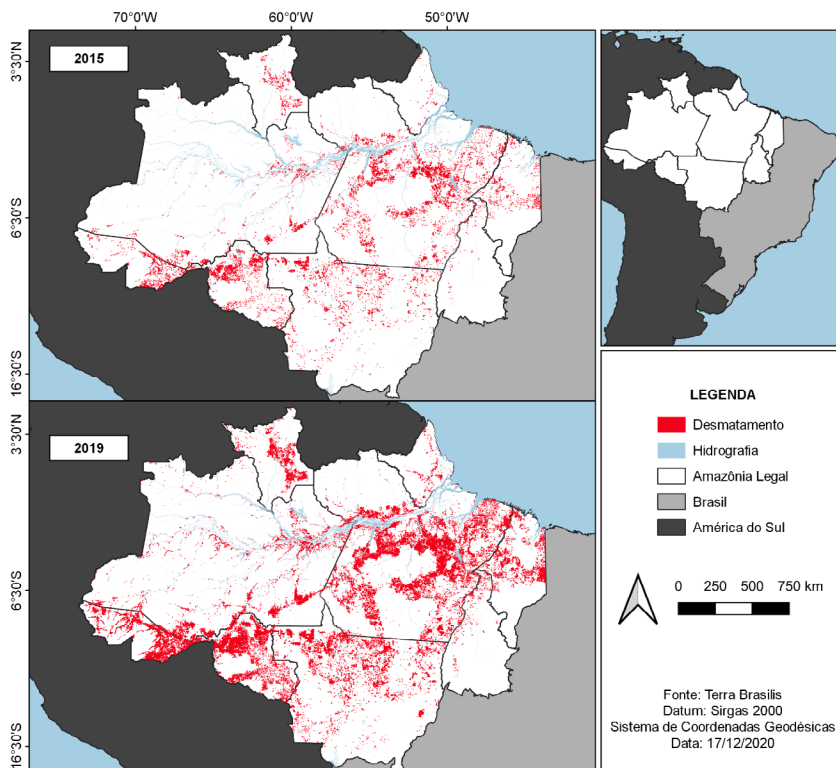
O desmatamento na Amazônia Legal é um assunto bastante abordado nos meios de comunicação, causando preocupação com relação aos impactos ambientais decorrentes desta prática. A Figura 2 mostra a área desmatada acumulada dos anos de 2015 até 2019 na Amazônia Legal.

A área desmatada acumulada entre os anos de 2015 a 2019 foi de aproximadamente 38.374km², equivalente a mais de 5 mil campos de futebol de aproximadamente 7,14km². Carvalho e Domingues (2016) observaram uma queda do desmatamento entre os anos de 2004 e 2012, que passou de aproximadamente 25 mil para 5 mil km². ano⁻¹ desmatados, respectivamente. Entretanto, em 2015 esse valor voltou a aumentar em relação aos anos anteriores, com 6.100km² desmatados, e, em 2019, ultrapassou 10.000km², sendo que desde 2008 a área desmatada anualmente não atingia este último valor.

Bizzo e Farias (2017) atribuem a redução de desmatamento observada desde 2004 a diversas iniciativas e articulações, principalmente em nível federal. A principal identificada foi a instituição do Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm), que atualmente está em sua 4^a Fase, abrangendo o período de 2016-2020. Contudo, a meta de redução

até 2020 era de $3.925\text{km}^2.\text{ano}^{-1}$, e evidenciamos uma tentativa falha nas ações do PPCDAm atual, em que fechamos 2019 com 64% a mais do que o previsto pela meta. Diante da série histórica, o mínimo atingido foi em 2012, com 4.571km^2 desmatados (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2018).

Figura 2 – Área desmatada acumulada no ano de 2015 até 2019 na Amazônia Legal



Fonte: Elaboração própria.

Um dos fatores de desmatamento apontados pelo Ministério do Meio Ambiente (2018) na Fase 4ª do PPCDAm ocorre especialmente nas áreas de influência das estradas. É possível identificar na região norte do estado de Rondônia e sul do estado do Amazonas, onde há a ligação das BR-230 e 364, áreas vastamente desmatadas. O mesmo cenário se repete na região que abrange áreas dos esta-

dos do Amazonas, Mato Grosso e Pará, próximo às BR-163, BR-230 e BR-158 (SANCHES *et al.*, 2018).

A TAD é apresentada na Tabela 1. A taxa anual de desmatamento tem sido utilizada pelo INPE como um indicador para propor políticas públicas e avaliar a efetividade de suas implementações (INPE, 2020). As TADs próximas a zero significam a mesma quantidade desmatada em relação ao ano anterior.

Tabela 1 – Taxa anual de desmatamento (TAD) para região da Amazônia Legal

Ano	Taxa média anual desmatado
2015-2016	+19%
2016-2017	-4%
2017-2018	+1%
2018-2019	+54%

Fonte: Elaboração própria.

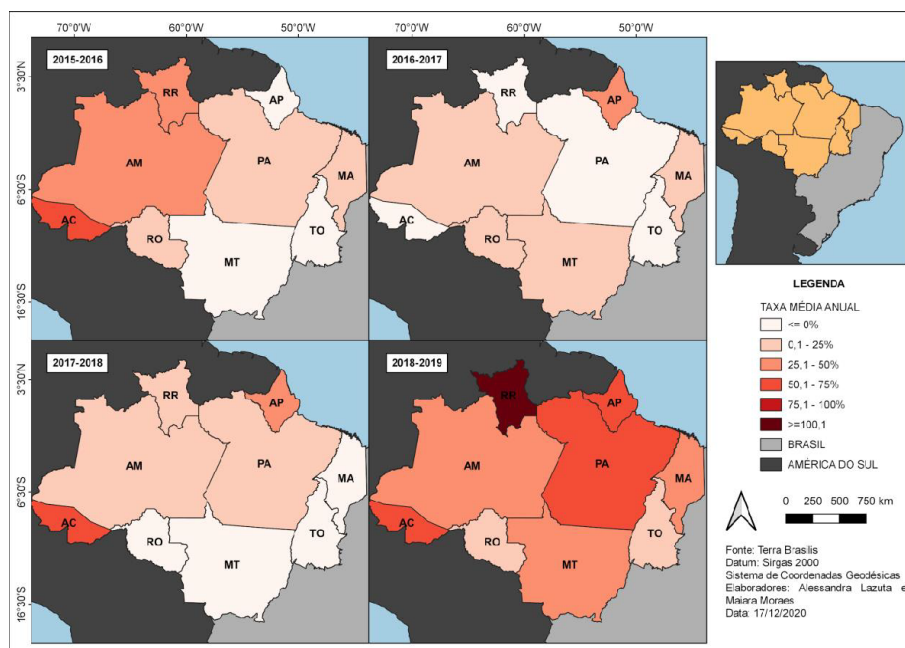
As TADs de 2016-2017 e 2017-2018 foram negativas e próximas de zero. Respectivamente, isso significa que a área desmatada entre esses anos manteve-se constante. Entretanto, em 2019 observou-se um crescimento de 54% comparado ao ano de 2018. Uma possível causa desse crescimento pode ter relação com a redução da fiscalização na região da Amazônia Legal. Na fase 4 do PPCDAm, foi observada uma redução de 43% nas operações de fiscalização quando comparado à fase 3. Entre 2018 e 2019, essa redução foi de 32% (ARTIGOg, 2020).

Carvalho e Domingues (2016) associam a queda do desmatamento dos anos de 2004-2012 à influência de fatores econômicos. A redução dos preços internacionais da soja e da carne, bem como a valorização do real, desestimula as exportações. Os autores observaram também a criação de ações através de políticas públicas, como monitoramento integrado, fiscalizações, criação de unidades de conservação, reconhecimento de terras indígenas e avaliação

das intervenções. Esta última tem o caráter de identificar e incentivar os programas que funcionam com mais efetividade, eficácia e eficiência, e orientar aqueles com fraco desempenho para seu aperfeiçoamento (BIZZO; FARIAS, 2017).

Para áreas extensas, como a região da Amazônia Legal, é interessante analisar as TDAs de cada estado, com o objetivo de entender como esse indicador de desmatamento se comporta. Com isso, construiu-se também um mapa temático com as TDAs de cada estado da Amazônia Legal para o período de 2015 a 2019 (Figura 2).

Figura 3 – Taxa anual de desmatamento em estados da região da Amazônia Legal



Fonte: Elaboração própria.

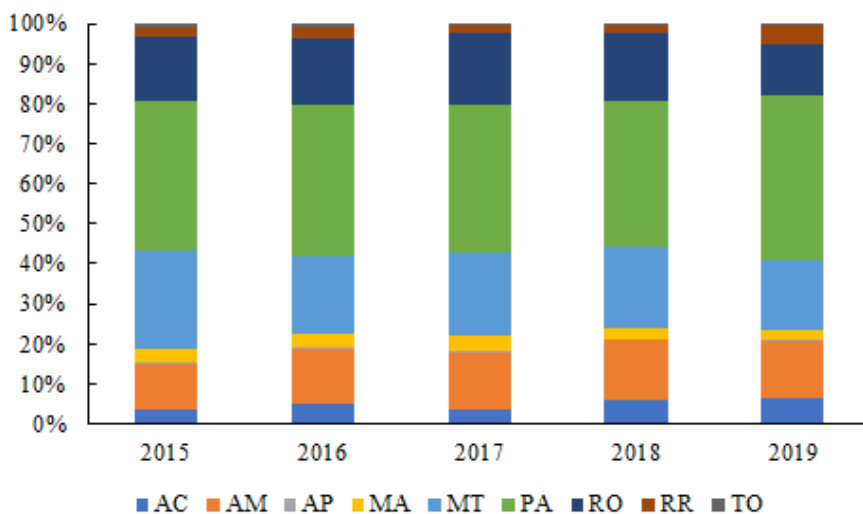
No ano de 2016, comparado ao ano de 2015, o Acre teve o maior TAD, com 64%. Como pode-se observar, no mapa de 2016-2017, apenas o Amapá registrou um aumento significativo na TAD, com 39%. No entanto, em 2018 em relação a 2017, o Acre voltou a registrar aumento de 74% na TAD. Em 2019, nenhum estado da

Amazônia Legal apresentou uma diminuição na TAD, sendo o estado de Rondônia o que apresentou a menor delas, em torno de 16%.

No estudo de Paiva (2019) foi observado que Roraima estava entre os estados que possuía a menor TAD entre os anos de 2004 a 2015. No entanto, a Figura 3 mostra que, atualmente, a realidade é outra, pois o estado de Roraima apresentou um aumento de 329% na TAD em 2019 comparado a 2018.

Avaliar apenas a TAD pode ocultar níveis extremamente altos de desmatamento. Como revelado na Figura 4, os estados do Pará (PA), Mato Grosso (MT), Amazonas (AM) e Rondônia (RO) apresentam um alto percentual de desmatamento.

Figura 4 – Distribuição percentual da área desmatada entre os estados

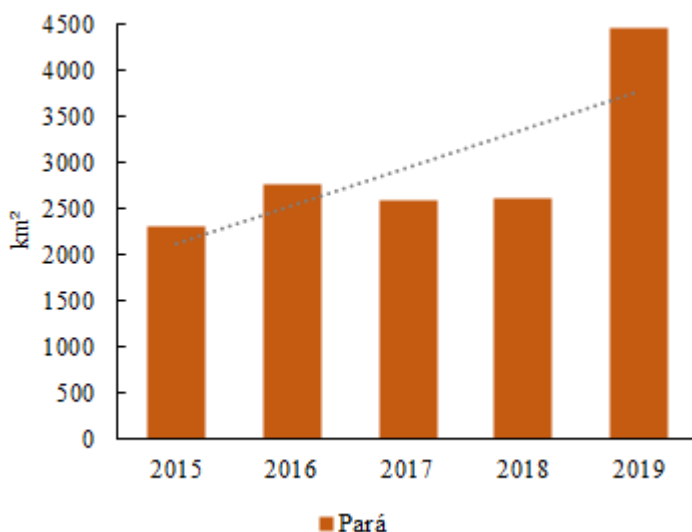


Fonte: Elaboração própria.

O Pará, como o ente federado com maior percentual em todos os anos analisados, merece destaque nesta discussão. O estado ultrapassou a área de 4.000km² desmatada (Figura 5) por corte raso, contribuindo com 41%, apenas em 2019, do total da área desmatada. De acordo com o Ministério do Meio Ambiente no PPCDAm, este

estado apresentou uma redução significativa desde 2004, e pouca variação entre 2015 e 2018. Entretanto, em 2019, obteve um aumento próximo a 94% de área desmatada quando comparado a 2015.

Figura 4 – Área desmatada anualmente no estado do Pará



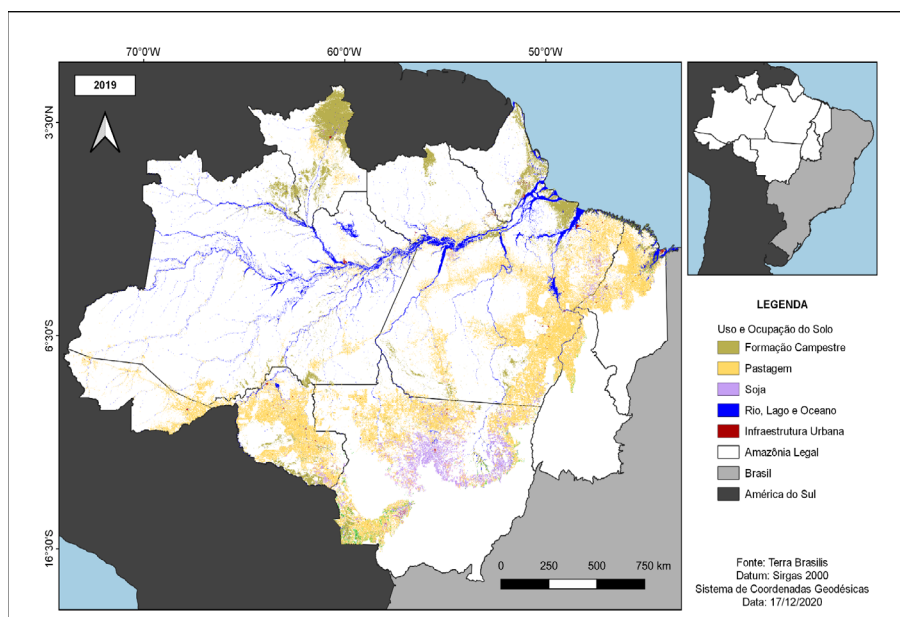
Fonte: Elaboração própria.

No PPCDAm, instituiu-se a Lista de Municípios Prioritários, com o objetivo de reduzir, de maneira contínua e consistente, o desmatamento amazônico, bem como criar condições para estabelecer um modelo de desenvolvimento sustentável na região. Nesta lista são selecionados os municípios com altas taxas de desmatamento registradas (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2018). Tupiassu *et al.* (2019) avaliaram o engajamento dos municípios prioritários do Pará em relação à distribuição do ICMS Ecológico paraense, que busca incentivar a participação no combate ao desmatamento. Os autores constataram que os municípios analisados não destinam os valores recebidos a seus fundos municipais de meio ambiente, além de verificar que, nas despesas orçamentárias municipais, não houve

tendência de aumento de gastos com gestão ambiental. Assim, a deficiência da distribuição de recursos pelos municípios paraenses para o combate ao desmatamento corrobora para estado com maior taxa de desmatamento amazônico.

Para identificar as principais atividades que colaboram para o aumento do desmatamento na Amazônia Legal, foi realizada a elaboração de um mapa temático de Uso e Ocupação do Solo no ano de 2019 (Figura 6). Neste mapa não foi considerada a classe de Formação Florestal.

Figura 5 – Uso e Ocupação do Solo na Amazônia Legal em 2019



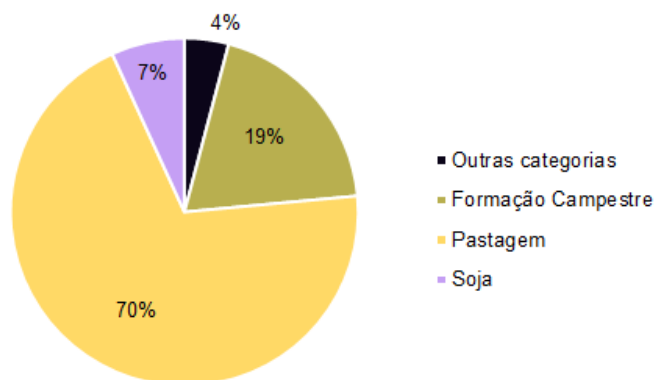
Fonte: Elaboração própria.

Assim, foram identificadas três classes principais, como pastagem, cultura de soja e formação campestre. A categoria pastagem é a mais visível, principalmente nos estados de maiores áreas desmatadas mencionadas neste estudo, como Pará, Rondônia e Mato Grosso. Romão *et al.* (2017) afirmam que, atualmente, o con-

sumo acelerado de pastos vem impulsionando a procura por novas áreas de pastagens, o que culmina ainda hoje, devido ao modelo tradicional dessa atividade, em derrubada de florestas.

No ano de 2019, a Formação Florestal representou 79% do território da Amazônia Legal. Essa categoria apresentou uma diminuição de 1% comparada ao ano de 2015. As demais classes representam 21% da área amazônica e estão apresentadas no gráfico abaixo (Figura 6).

Figura 6 – Percentual do Uso e Ocupação do Solo das principais classes



Fonte: Elaboração própria.

Como mencionado, a pecuária tem significativa contribuição para o desmatamento, contudo, obteve um aumento de 5% em 2019 comparado a 2015, enquanto a cultura de soja aumentou em 35% nesse período. Tanto a pastagem como a plantação de soja são atividades relacionadas, onde ocorre a necessidade de alimentação bovina à base desse grão. Entretanto, a soja destaca-se como um dos produtos mais valorizados no mercado (ANTUNES, 2020). O Brasil é líder mundial na produção e exportação de soja, e um fator de incentivo à sua produção decorre principalmente da alta do dólar (CONAB, 2020).

Contudo, de acordo com Pinheiro e Pontes (2019), as políticas públicas mitigadoras não têm sido efetivas, mas não por falha legislativa, e sim por ausência de aplicação das políticas por parte do Poder Público. Os autores concluem também que o modelo de produção desenvolvido na Amazônia Legal viola o direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado das atuais e futuras gerações.

Conclusão

Dado o exposto, através das ferramentas de SIG, foi possível a visualização da TAD na Amazônia Legal através dos mapas gerados, fato que ajuda na identificação de áreas prioritárias do desmatamento e na tomada de decisão para sua contenção. Através desses mapas, foi observado que o estado de Roraima necessita de atenção especial, para uma avaliação profunda das causas que fizeram a TAD neste estado crescer intensamente no ano de 2019, quando comparado ao ano de 2018.

Outros estados que não foram identificados pela TAD merecem atenção, como o Pará, com maior área desmatada em 2019, assim como Rondônia, Mato Grosso e Amazonas. Nestes três primeiros estados foi identificado o uso intensivo do solo para pecuária e plantação de soja, atividades que necessitam urgentemente de políticas públicas que as controlem e/ou fiscalizem.

Levando em consideração os fatos mencionados, diversos fatores podem estar associados às práticas de desmatamento na Amazônia Legal Brasileira. Existem ainda inúmeros desafios para os órgãos do Governo Federal, dos estados e dos municípios no que se refere à fiscalização do corte ilegal de árvores, bem como às práticas de agricultura e pecuária. Com isso, percebe-se a necessidade de investimento em pesquisas que informem os fatores associados ao aumento das TADs nos estados que são alvos do desmatamen-

to, de forma que se obtenham dados robustos para embasar ações para controlar e dificultar a prática e contribuir para a preservação da Amazônia Legal.

Referências

- ALMEIDA, N. M.; FROTA, A. **Relações internacionais e impactos ambientais: uma análise das consequências do desmatamento da Amazônia em 2015 e 2016.** Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Relações Internacionais) Escola de Gestão Pública, Política, Jurídica e Segurança, Centro Universitário Internacional UNINTER, Curitiba, 2017. Disponível em: <https://repositorio.uninter.com/handle/1/222>. Acesso em: 21 dez. 2020.
- ANTUNES, Y. C. **Expansão da Soja e seu impacto na pecuária de corte no Bioma Pampa.** 25 f. 2020. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Administração) – Universidade Federal do Pampa, Santana do Livramento, 2020.
- ARTIGO19 (org.). **Transparência e Direitos Humanos.** v. 2: Acesso a informações sobre o Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal – PPCDAm. São Paulo: ISA, 2020. Disponível em: <https://artigo19.org/wp-content/blogs.dir/24/files/2020/12/Acesso-a-informacoes-sobre-o-plano-de-acao-para-a-prevencao-e-controle-do-desmatamento-na-Amazonia-Legal-PPCDAm-1.pdf>. Acesso em: 26 ago. 2021.
- BIZZO, E.; FARIAS, A. L. A. Priorização de municípios para prevenção, monitoramento e controle de desmatamento na Amazônia: uma contribuição à avaliação do Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAM). **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 42, p. 135-159, 2017.
- CARVALHO, T. S.; DOMINGUES, E. P. Projeção de um cenário econômico e de desmatamento para a Amazônia Legal Brasileira entre 2006 e 2030. **Nova Economia**, Belo Horizonte, v. 6, n. 2, 2016. Acesso em: 20 dez. 2020.
- CONAB. Companhia Nacional De Abastecimento. **Análise Mensal: Soja.** set. 2020. Brasília: CONAB, 2020.
- COSTA, J. D. M. Geotecnologia aplicada ao desflorestamento aponta 92% de desflorestamento ilegal em projeto de assentamento cedro no município de Tartarugalzinho no estado do Amapá. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 9 n. 5. 2018. Disponível em: <http://www.sustenere.co/index.php/rica/article/view/2357>. Acesso em: 26 ago. 2021.
- FONSECA, J. J. **Metodologia da pesquisa científica.** Fortaleza: UEC, 2002.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Amazônia Legal – O que é.** Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/>

mapasregionais/15819-amazonia-legal.html?=&t=o-que-e. Acesso em: 20 dez. 2020.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **A estimativa da taxa de desmatamento por corte raso para a Amazônia Legal em 2019 é de 9.762 km².** São José dos Campos: INPE, 2020a. Disponível em: http://www.inpe.br/noticias/noticia.php?Cod_Noticia=5294#:~:text=O%20valor%20estimado%20%C3%A9%20de,que%20foi%20de%207,536%20km%C2%B2. Acesso em: 22 dez. 2020.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **A taxa consolidada de desmatamento por corte raso para os nove estados da Amazônia Legal (AC, AM, AP, MA, MT, PA, RO, RR e TO) em 2019 é de 10.129 km².** São José dos Campos: INPE, 2020b. Disponível em: http://www.inpe.br/noticias/noticia.php?Cod_Noticia=5465#:~:text=A%20taxa%20consolidada%20de%20desmatamento%20tem%20um%20valor%203%2C76,que%20foi%20de%209,762%20km%C2%B2. Acesso em: 20 dez. 2020.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Prodes – Amazônia:** Monitoramento do Desmatamento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite. São José dos Campos: INPE, 2020c. Disponível em: <http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes>. Acesso em: 20 dez. 2020.

MARGULIUS, S. **Causas do desmatamento da Amazônia brasileira.** Brasília: Banco Mundial, 2003.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm).** Brasília: MMA, 2018. Disponível em: http://combateaodesmatamento.mma.gov.br/images/Doc_ComissaoExecutiva/Livro-PPCDam-e-PPCerrado_20JUN2018.pdf. Acesso em: 26 ago. 2021.

OLIVEIRA, F. R.; PAIVA, D. (org.). **Saberes geográficos e geografia institucional:** relações luso-brasileiras no século XX. Lisboa: Centro de Estudos Geográficos, 2019. p. 15.

OLIVEIRA, I. J.; NASCIMENTO, D. T. F. As geotecnologias e o ensino de cartografia nas escolas: potencialidades e restrições. **Revista Brasileira De Educação Em Geografia**, v. 7, n. 13, p. 158-172. 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.46789/edugeo.v7i13.491>. Acesso em: 11 ago. 2021.

PARANÁ. Instituto Ambiental do Paraná. **Corte Raso.** Curitiba: IAP, 2019. Disponível em: <http://www.iap.pr.gov.br/pagina-5.html>. Acesso em: 26 ago. 2021.

PINHEIRO, A. M. P.; PONTES, A. N. O desmatamento na Amazônia Legal e o Direito ao Meio Ambiente Ecologicamente Equilibrado. **Revista Observatorio de la Economía Latinoamericana**, nov. 2019. Disponível em: <https://www.eumed.net/rev/oel/2019/11/desmatamento-amazonia-legal.html>. Acesso em: 20 dez. 2020.

ROMÃO, E.; PONTES, A. N.; GUTJAHR, A. L. N.; TORRES, W. R. G. Análise temporal do uso e da cobertura do solo nas áreas desflorestadas do município de Altamira, Pará. **Enciclopédia Biosfera**, v. 14, n. 25, 2017.

SANCHES, A. C. M.; MENK, A.; AVELINO, A.; LUI, G.; GUIMARÃES, L.; BORGES, L.; MACHADO, L.; MOTTA, L.; DAVID, M.; NEGRÃO, M.; ABREU, P.; CHRIST, P.; PEREIRA, R.; OLIVEIRA, R.; MELLO, S.; KRUG, T. **Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento e das Queimadas no Cerrado (PPCerrado) e Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm) – Fase 2016-2020**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente MMA, 2018. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/publicacoes-mma>. Acesso em: 30 ago. 2021.

SANTOS, M. M. M.; MENDONÇA, G. C.; OLIVEIRA, L. C. M.; PISSARRA, T. C. T. Uso e Ocupação do Solo no Estado do Maranhão nos anos 2000 e 2016. *In*: CONGRESSO INTERNACIONAL DAS CIÊNCIAS AGRÁRIAS (COINTER), 4., 2019. **Anais...** PDVAgro, 2019. Disponível em: <https://cointer.institutoidv.org/inscricao/pdvagro/uploadsAnais2020/USO-EOCUPA%C3%87%C3%83O-DO-SOLO-NO-ESTADO-DO-MARANH%C3%83ONOS-ANOS-2000-E-2016.pdf>. Acesso em: 20 dez. 2020.

SANTOS, P. P.; MENEZES, S. J. M. C.; JESUS JÚNIOR, W. C.; TELLES, L. A. A.; SOUZA, M. H.; SILVA, S. F.; SANTOS, A. R. Geotecnologias aplicadas à análise do cadastro ambiental rural. **Land Use Policy**, v. 101, p. 105127, 2021. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0264837719311354?casa_token=UPRFoC4nRGkAAAAA:P--gn2xnUgMoWnPpEBPItjBY81_yuYodmkA7lbbxVIFXvdb-jeYcZC8eEQooqftsKraHm_F_2Q. Acesso em: 11 ago. 2021.

TASSIGNY, M. M.; BANDIERA, C. L. Perspectivas do uso de geotecnologias para a promoção da sustentabilidade/preservação ambiental da Amazônia Legal. **Revista da AJURIS**, Porto Alegre, v. 46, n. 146, 2019. Disponível em: https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/67769807/07_PERSPECTIVAS_DO_USO_DE_GEOTECNOLOGIAS_PARA_A_PROMOCAO_DA_SUSTENTABILIDADE-with-cover-page-v2.pdf?Expires=1629986576&Signature=Z3cqC3cyXfooJbr8fM8PldQygb3dd-VxNmr-WZGbiQKq7eWaiWE4QTZzpht7OUQqz6tK97mF-ur6e-NpQMol3Sm2m6Rfgx2D3EoMjrXPmtES9DUH-tjPcygnjMjGhaZaeMSkF~qHi8ymMCXaz5pδudNRTSIRB76y8DxktNdFkHN4u7yZQMoh8bbvDeKqBNTTToTgbSFmOmKzwwEtD8RKJ-RjTk8XE3Zx4FaglhO5l6iAfz582x0aocWv-BtNrr91uDkBTMRxvsWa2t-Gf5nNZPTUJG6UskQ2rKYPXKTjSkppy1LWkG7kYla14WJ4S-rsXDWDaLfw-6Q-tD1JO6tUQ-A_&Key-Pair-Id=APKAJLOHF5GGSLRBV4ZA. Acesso em: 26 ago. 2021.

TERRABRASILIS. **Downloads – Amazônia Legal – Auxiliares**. 2020. Disponível em: <http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/downloads/>. Acesso em: 12 dez. 2020.

TUPIASSU, L.; FADEL, L. P. S. L.; GROS-DÉSORMEAUX, J.-R. ICMS Ecológico e desmatamento nos municípios prioritários do estado do Pará. **Revista Direito GV**, v. 15, n. 3, 2019.

ZANATA, L. B. **A efetividade da ação civil pública e sua responsabilização no combate ao desmatamento da Amazônia Legal no estado do Pará**. Monografia (Bacharelado em Direito) Centro Universitário Curitiba, Curitiba, 2021. Disponível em: <https://repositorio.animaeducacao.com.br/handle/ANIMA/13277>. Acesso em: 26 ago. 2021.

Índice Remissivo

A

AÇÕES ANTRÓPICAS 174
ÁREAS DE PROTEÇÃO 10, 23, 93

B

BACIA 120

C

CARACTERÍSTICAS FÍSICAS 41, 118
COBERTURA E USO DO SOLO 32
CONAMA 146, 175
CORRELAÇÃO DE PEARSON 10, 12, 13
COVID-19 174, 176, 178, 179, 180, 181, 183

D

DECLIVIDADE 80, 119, 125, 126, 132, 133, 136, 139, 143
DEGRADAÇÃO DO SOLO 45, 46
DESASTRES NATURAIS 76, 78, 120, 140
DESMATAMENTO 9, 10, 11, 13, 18, 19, 22, 23, 24, 25, 95, 113, 115, 184, 185, 186, 187, 188, 189,
190, 191, 192, 193, 194, 195, 196, 197, 198, 199, 200, 201, 202
DIÓXIDO DE NITROGÊNIO 145, 152, 162, 168

E

EMISSÕES DE GASES 111, 151
EROSÃO 21, 36, 127, 135, 139
EVENTOS EXTREMOS 120, 138

G

GIOVANNI 144, 145, 151, 153

I

IMAGENS DE SATÉLITE 12, 33, 56, 95, 119, 153, 171, 190

INFRAVERMELHO PRÓXIMO 37, 39, 155

INUNDAÇÃO 120, 139, 142

M

MINERAÇÃO 29, 30, 31, 32, 33, 34, 35, 41, 42, 43, 44, 46, 48, 52, 53, 94

MODELO DIGITAL DE ELEVAÇÃO 39, 121

N

NASA 54, 144, 153, 154, 155, 162, 175, 176, 178, 180

O

OCUPAÇÃO DO SOLO 10, 11, 12, 15, 16, 17, 18, 20, 44, 45, 94, 97, 110, 118, 122, 130, 135, 136, 190

OMI 154, 155, 156, 175, 177, 178, 180, 182

OZÔNIO 145, 152, 153, 156, 159, 161, 165, 171, 176

P

PAMPA 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 47, 200

PARÂMETROS FISIAGRÁFICOS 117, 139

POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA 144, 145, 146, 150, 176

PRECIPITAÇÃO 35, 69, 110, 119, 120, 141, 142

Q

QUALIDADE DO AR 145, 146, 149, 152, 155, 165, 174

R

RECUPERAÇÃO 24, 30, 33, 41, 43, 47, 48, 52, 54

S

SENSORIAMENTO REMOTO 30, 32, 33, 95, 187, 188

SIG 32, 78, 113, 117, 119, 120, 121, 139, 141, 184, 185, 188, 190, 199

SOLOS 30, 32, 33, 36, 41, 43, 48, 53, 114, 126, 133, 135, 141, 143

SUPRESSÃO 11, 12, 18, 19, 21

T

TAD 185, 190, 191, 193, 194, 195, 199

V

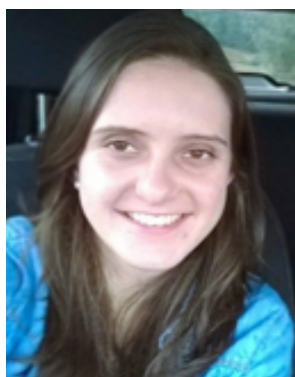
VEGETAÇÃO 10, 11, 13, 14, 18, 19, 21, 31, 32, 37, 39, 43, 48, 94, 98, 100, 110, 111, 112, 114, 187, 190

Sobre os Autores



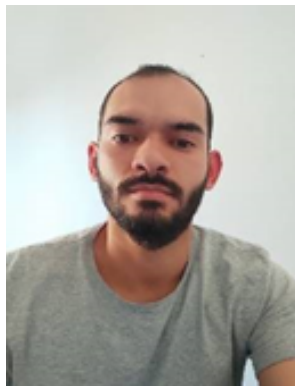
Alessandra Magnus Lazuta – Natural de Porto Alegre - RS. Técnica em Eletrônica (SENAI Porto Alegre) e Graduanda em Engenharia Ambiental e Sanitária (Universidade Federal de Pelotas). Participou, em sua graduação, de projetos de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos.

E-mail: alessandra.lazuta@gmail.com



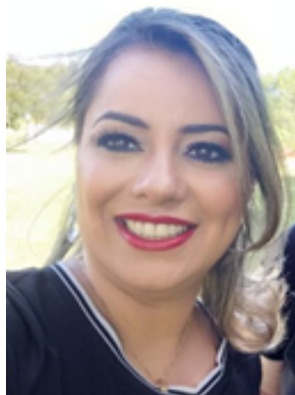
Ana Paula Knapp – Natural de São Lourenço do Sul-RS. Técnica em Automação Industrial (IFSul – Camaquã), Engenheira Agrônoma (FAEM/UFPEL) e mestranda do Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água (UFPEL), com enfoque em estudos de perda de solo e produção de sedimentos.

E-mail: anapaulaknapp@gmail.com



Anderson Gabriel Corrêa – Engenheiro Ambiental e Sanitarista pela Universidade Federal de Pelotas – UFPel. Atualmente, aluno regular do Programa de Pós-Graduação em Biocombustíveis da Universidade Federal de Uberlândia – UFU.

E-mail: anderson.correa@ufu.br



Andréa Souza Castro – Natural de Pelotas-RS. Engenheira Agrícola formada pela UFPel. Mestre e Doutora em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental (IPH/UFRGS). Atualmente, é professora Associada do Centro de Engenharias (CEng) da Universidade Federal de Pelotas (UFPel). É membro permanente do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (PPGCamb-UFPel).

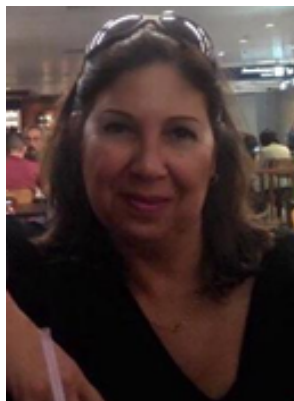
E-mail: andreascastro@gmail.com



Andreza A. Lautenschleger – Natural de Pelotas-RS. Formada em Licenciatura Plena em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de Pelotas no ano de 2018. Possui uma especialização em Educação Ambiental, e atualmente está cursando um mestrado em Ciências Ambientais. Durante sua formação acadêmica, manteve-se em contato com temas relacionados à ecologia teórica e

aplicada e à educação. Foi bolsista de iniciação à docência, e depois de formada atuou como professora em cursinho pré-ENEM. Atualmente, voltou suas pesquisas para a Educação Ambiental no ambiente escolar.

E-mail: andrezaalauten@hotmail.com



Denise dos Santos Vieira – Natural do Rio de Janeiro-RJ. Técnica em Eletrotécnica (CEFET/RJ). Engenheira Sanitarista Ambiental (UFPEL). Mestranda em Ciências Ambientais (PPGCamb/UFPEL), área de concentração: Gestão e Avaliação de Ambientes Naturais e Antrópicos. Bolsista CNPq de iniciação científica (2015-2016 e 2018-2019) durante a graduação. Bolsista FAPERGS (2021) no mestrado.
E-mail: denisevieira2503@gmail.com



Diuliana Leandro – Natural de Curitiba-PR. Engenheira Cartógrafa pela UFPR, Mestre e Doutora em Ciências Geodésicas (UFPR). Professora do Curso de Engenharia Sanitária Ambiental e do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais. Atua principalmente nos seguintes temas: Posicionamento GPS, Sensoriamento Remoto, monitoramento ambiental, fragilidade e vulnerabilidade ambiental, desastres naturais e mapeamento ambiental.

E-mail: diuliana.leandro@gmail.com



Érico Kunde Corrêa – Natural de Pelotas-RS. Professor Associado do Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal de Pelotas. Professor do PPG em Ciências Ambientais do Centro de Engenharias da Universidade Federal de Pelotas e do PPG em Ciência e Tecnologia Agroindustrial da Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel da UFPel. Coordenador do Laboratório de Resíduos e Ecotoxicologia (CEng-UFPel). Atua

como revisor de periódicos científicos nacionais e internacionais. Atua no desenvolvimento de produtos e processos para valorização de resíduos. Coordenador do Grupo de Gestão de Resíduos Sólidos. E-mail: ericokundecorrea@gmail.com

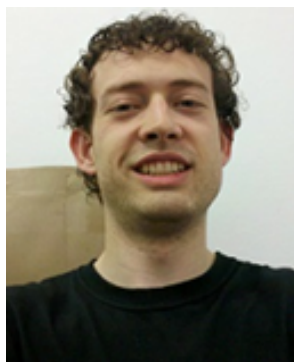


Everton Rodrigues Zirbes – Natural de Carazinho-RS. Graduando em Geoprocessamento pelo Centro de Engenharias (CEng) na Universidade Federal de Pelotas (UFPel). Atualmente, é bolsista de iniciação científica (PIBIC) no Laboratório de Drenagem e Águas Residuárias (LabDAR) e pesquisador no Laboratório de Geoprocessamento aplicado a Estudos Ambientais (LGEA), com enfoque em estudos da aplicação de sistemas de informações geográficas em meteorologia de mesoescala, análise de eventos extremos e sensoriamento remoto.

E-mail: thor.zirbes@gmail.com



Gabriela Tombini Ponzi – Natural de Porto Alegre - RS. Bacharela em Eng. Ambiental e Sanitária (CEng/UFPEL) e mestranda em Ciências Ambientais (UFPEL) com foco em estudos sobre vulnerabilidade socioambiental.
E-mail: gtombini.ponzi@gmail.com



Jéferson Diego Leidemer – Natural de Teutônia-RS. Engenheiro Agrônomo (FAEM/UFPEL), mestrando do Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água (UFPEL), realizando trabalhos com mapeamento digital de solos.
E-mail: jeferson.leidemer@gmail.com



Karine Fonseca de Souza – Graduanda do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal de Pelotas e bolsista da Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler (FEPAM), na área de geotecnologias como ferramentas para mapear APPs no entorno de sistemas lagunares, e atua como voluntária do Núcleo de Ensino, Pesquisa e Extensão de Resíduos e Sustentabilidade (NEPERS), desenvolvendo atividades laboratoriais e projetos de extensão nas áreas: resíduos de serviço de saúde e projeto de pesquisa com higienizadores sobre gerenciamento de resíduos sólidos de instituições de ensino superior. Bolsista da Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler (FEPAM), na área de geotecnologias como ferramentas para mapear APPs no entorno de sistemas lagunares.

E-mail: karinefonseca486@gmail.com



Larissa Aldrighi da Silva – Engenheira Ambiental e Sanitarista formada pela Universidade Federal de Pelotas em 2021, natural e residente em Pelotas/RS, atualmente participante do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (UFPel), atuante em projetos e pesquisas voltados para as geotecnologias como auxílio de tomada de decisões. E-mail: larissa.aldrighi@gmail.com



Liciane Oliveira da Rosa – Gestora Ambiental e Mestre em Ciências Ambientais pela Universidade Federal de Pelotas – UFPel. Pesquisadora colaboradora no Núcleo de Ensino e Pesquisa e extensão de Resíduos e Sustentabilidade – NEPERS-UFPel, atuando em projetos de pesquisa e extensão na área de resíduos sólidos com ênfase no tratamento por processo biológico de resíduos orgânicos.

Bolsista de apoio técnico e pesquisa do conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, desenvolvendo trabalhos científicos e orientação de alunos de graduação.

E-mail: licianeoliveira2008@hotmail.com



Luciana Bilhalva Correa – Natural de Pelotas. Possui graduação em Economia Doméstica pela Universidade Federal de Pelotas (1999), Mestrado em Educação Ambiental pela Universidade Federal do Rio Grande (2005) e Doutorado em Educação Ambiental pela Universidade Federal do Rio Grande (2009). Professora Associada da Universidade Federal de Pelotas. Coordena o Laboratório de

Educação Ambiental e o Núcleo de Educação, Pesquisa e Extensão em Resíduos e Sustentabilidade. Atua nos Programas de Pós-Graduação nível lato sensu – Especialização em Educação Ambiental, e stricto sensu – Mestrado em Ciências Ambientais e Mestrado em Desenvolvimento Territorial e Sistemas Agroindustriais. Integra a Rede Brasileira de Educação Ambiental e a Rede Sul Brasileira de Educação Ambiental. Trabalha com pesquisas relacionadas aos

temas: consumo sustentável, família, criança, catadores, saneamento, educação ambiental na escola, universidade, educação ambiental no âmbito não formal, gerenciamento de resíduos sólidos domésticos, coleta seletiva, resíduos sólidos de serviços de saúde, higienização, qualidade de vida e sustentabilidade.

E-mail: luciarabc@gmail.com



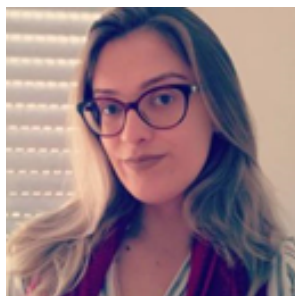
Marcio Francisco Denzer Krüger – Graduado em Gestão Ambiental pelo Instituto Federal Sul-Rio-Grandense (2017). Tem experiência na área de Ciências Ambientais.

E-mail: marciodenzerkruger@hotmail.com



Maria Bertaso de Garcia Fernandez – Natural de Pelotas-RS. Engenheira Agrônoma (FAEM/UFPel) e mestranda do Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água (UFPel), com enfoque em estudos de recuperação de áreas mineradas.

E-mail: mariabgfernandez@gmail.com



Maiara Moraes Costa – Natural de Tavares-RS. Engenheira Ambiental e Sanitarista, formada pela Universidade Federal de Pelotas. Atualmente aluna no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais na Universidade Federal de Pelotas. Contato: maiaraengambientalesanitaria@gmail.com



Mariela Vieira Peixoto da Silva – Natural de Pelotas. Técnica em Edificações pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia – IFSUL/RS (2007) e Engenheira Civil pela Universidade Católica de Pelotas (2015). Atualmente, mestranda no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais PPGCAmb e graduanda em Engenharia Ambiental e Sanitária pela Universidade Federal de Pelotas.
E-mail: mariela_peixoto@hotmail.com



Mery Luiza Garcia Vieira – Possui Graduação em Engenharia de Alimentos pela Universidade Federal do Rio Grande (2012), Mestrado (2014) e Doutorado (2018) em Engenharia e Ciência de Alimentos pela Universidade Federal do Rio Grande. Atuou como Professora substituta no Centro de Engenharias da Universidade Federal de Pelotas (2019).
Atua em Projetos que abrangem os seguintes temas: Operações Unitárias, Aproveitamento de rejeitos, Recobrimento de partículas,

Tratamento de efluentes e Adsorção. Presentemente, atua como mentora acadêmica.



Nelva Bugoni Riquetti – Natural do Alto Paraná/Paraguai. Técnica em Hidrologia (IFPR – Campus Foz do Iguaçu). Engenheira Ambiental (UNE/Paraguay), Mestre e doutoranda em Recursos Hídricos pelo Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos (UFPel) com destaque na área de Hidrologia/Modelagem Hidrológica.

E-mail: nelva.bugoni@gmail.com



Robson Andreazza – Engenheiro Agrônomo, Mestre e Doutor em Ciência do Solo, Professor Associado do Centro de Engenharias da Universidade Federal de Pelotas. Atualmente, é Professor Permanente do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, PPG em Ciência e Engenharia de Materiais, e PPG

em Desenvolvimento Territorial e Sustentável Agroindustriais.

E-mail: robsonandreazza@yahoo.com.br



Roseli Gueths Gomes

– Natural de Pelotas-RS. Possui Graduação em Meteorologia pela Universidade Federal de Pelotas (UFPel, 1986) e Doutorado em Física da Atmosfera pela Université Paul Sabatier (Toulouse – França, 1993). Foi professora titular pelo departamento de

Meteorologia na Universidade Federal de Pelotas (1987-2019). Tem experiência na área de Geociências, com ênfase em pesquisas de Meteorologia de Mesoescala, Física da atmosfera e Meteorologia Aplicada.

E-mail: roselizg@gmail.com



Thatiany Karlovic de Abreu – Natural de São José dos Campos-SP. Possui Graduação em Geoprocessamento pelo Centro de Engenharias (CEng) na Universidade Federal de Pelotas (UFPel, 2015) e Mestrado no Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Transportes (PPGET) na Universidade de São Paulo

(USP, 2017), com enfoque em estudos da aplicação de Sistemas de Informações Geográficas em Meteorologia de Mesoescala, Planejamento Espacial Marinho e Uso e Ocupação do solo.

E-mail: thatykarlovic@hotmail.com



Tirzah Moreira Siqueira – Engenheira de Bioprocessos e Biotecnologia pela Universidade Estadual do Rio Grande do Sul, Mestre e Doutora em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Professora Adjunta do Centro de Engenharias da Universidade Federal de Pelotas. Atualmente, é membro permanente do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da UFPel.

E-mail: tirzahsiqueira@hotmail.com



Willian César Nadaleti – Engenheiro Ambiental pela UNESP e doutor em Engenharia Ambiental pela UFSC. Fez doutorado-sanduiche no exterior no Institute of Thermal Technology – Silesian University of Technology (ITT-SUT/Polônia) e na Universidade Autônoma de Barcelona (Espanha) com financiamento do Programa Erasmus Mundus-European Funds/CAPES-PDSE.

Em 2016, foi pesquisador visitante na Universidade de Valladolid (Espanha) com financiamento da SCGas e no ITT-SUT/Polônia em 2018. Em 2019, realizou pós-doutorado na área de Engenharia Ambiental e Sanitária na UFSC com financiamento do CNPq/PDJ. É coordenador do Laboratório de Engenharia Ambiental e de Energia – LEAE – da UFPel e líder do grupo de pesquisa do CNPq “Estudos em Energia, Poluição Atmosférica e Gases de Efeito Estufa”. Bolsista de Produtividade em Pesquisa do CNPq – nível 2. Professor Adjunto do Centro de Engenharias da Universidade Federal de Pelotas. Atualmente, é membro permanente do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da UFPel.

E-mail: williancezarnadaletti@gmail.com

As geotecnologias são a base para a escolha e cruzamento de diferentes informações relevantes para o entendimento do meio ambiente, o desenvolvimento de projetos e a gestão urbana. Elas oferecem importantes contribuições com o intuito de análises direcionadas a problemas complexos. Esta edição mostra trabalhos em que ciências como o Sensoriamento Remoto, os Sistemas de Informações Geográficas e a Cartografia permitem a representação de uma pluralidade de ideias gerando conhecimento das realidades representadas.



aeditora.com.br