

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MONTES CLAROS
PROGRAMA DE PÓS - GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

RAUL DE MAGALHÃES FILHO

**SENSORIAMENTO REMOTO NA ANÁLISE DE EVOLUÇÃO DO USO
E COBERTURA DO SOLO E IMPACTO ECOLÓGICO EM VEREDAS
EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO – APAS RIO PANDEIROS,
COCHÁ / GIBÃO E PARQUE ESTADUAL VEREDAS DO PERUAÇU**

MONTES CLAROS - MG
2020

RAUL DE MAGALHÃES FILHO

**SENSORIAMENTO REMOTO NA ANÁLISE DE EVOLUÇÃO DO USO
E COBERTURA DO SOLO E IMPACTO ECOLÓGICO EM VEREDAS
EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO – APAS RIO PANDEIROS,
COCHÁ / GIBÃO E PARQUE ESTADUAL VEREDAS DO PERUAÇU**

Dissertação de mestrado apresentada ao
Programa de Pós-Graduação em Geografia –
PPGEO, da Universidade Estadual de Montes Claros,
Como parte dos requisitos para obtenção do título de
Mestre em Geografia.

Linha de Pesquisa: Território, Cultura e Meio Ambiente.

Orientador: Prof. Dr. Marcos Esdras Leite

Coorientador: Prof. Dr. Cristiano Marcelo Pereira de
Souza

MONTES CLAROS - MG
2020

M188s Magalhães Filho, Raul de.
Sensoriamento remoto na análise de evolução do uso e cobertura do solo e impacto ecológico em veredas em unidades de conservação - APAS Rio Pandeiros, Cochá / Gibão e Parque Estadual Veredas do Peruaçu [manuscrito] / Raul de Magalhães Filho. – Montes Claros, 2020.
83 f. : il.

Bibliografia: f. 74-83.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Montes Claros - Unimontes, Programa de Pós-Graduação em Geografia/PPGEO, 2020.

Defesa: 03/03/2020.

Orientador: Prof. Dr. Marcos Esdras Leite.

Coorientador: Prof. Dr. Cristiano Marcelo Pereira de Souza.

1. Métricas de paisagem. 2. Algoritmo *Random Forest*. 3. Integridade ecológica. 4. Área úmida. 5. Índice espectral. I. Leite, Marcos Esdras. II. Souza, Cristiano Marcelo Pereira de. III. Universidade Estadual de Montes Claros. IV. Título.

**SENSORIAMENTO REMOTO NA ANÁLISE DE EVOLUÇÃO DO USO
E COBERTURA DO SOLO E IMPACTO ECOLÓGICO EM VEREDAS
EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO – APAS RIO PANDEIROS,
COCHÁ / GIBÃO E PARQUE ESTADUAL VEREDAS DO PERUAÇU**

Dissertação de mestrado apresentada ao
Programa de Pós-Graduação em Geografia –
PPGEO, da Universidade Estadual de Montes Claros,
Como parte dos requisitos para obtenção do título de
Mestre em Geografia.

Linha de Pesquisa: Território, Cultura e Meio Ambiente.

Orientador: Prof. Dr. Marcos Esdras Leite

Coorientador: Prof. Dr. Cristiano Marcelo Pereira de
Souza

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Marcos Esdras Leite – Orientador (PPGEO - Unimontes)

Prof. Dr. Cristiano Marcelo Pereira de Souza – Coorientador (PPGEO - Unimontes)

Prof^ª. Dr^a. Maria Ivete Soares de Almeida (PPGEO - Unimontes)

Prof. Dr. Rodrigo José Pisani (Universidade Federal de Alfenas)

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho a minha Mãe Denise e ao meu Pai Raul.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais (Denise Maria e Raul) e aos meus irmãos (Eduardo e Mariela) pela confiança, zelo e apoio na realização deste sonho.

A Maria Carolina, pelo companheirismo, pela parceria, pelos estímulos e momentos de ócio criativo.

Ao professor Dr. Marcos Esdras Leite pela oportunidade de ingresso no Laboratório de Geoprocessamento da UNIMONTES, pela confiança, pelo apoio e incentivos constantes, assim como pela orientação de mestrado e pela paciência.

Ao Professor Dr. Cristiano Marcelo Pereira de Souza pela confiança, pelo apoio e incentivos constantes, assim como pela Coorientação de mestrado e pela paciência.

Ao André, Alexia, Bruno, Felipe, Lucas, Matheus, Milena e Samuel, colegas do Laboratório de Geoprocessamento, pelo auxílio prestado e pelas contribuições efetivadas.

Aos meus amigos Robson, Rodrigo (Bin Laden), Samuel, William, Professor Rodrigo e à Valéria pela amizade, parceria e pelo apoio.

Às professoras Maria Ivete, Anete, Iara França e ao Professor Casimiro Balsa do Programa de Pós-Graduação em Geografia - PPGeo/UNIMONTES, pelas disciplinas ofertadas e pelas contribuições diretas e indiretas na realização deste trabalho.

À Universidade Estadual de Montes Claros, pela oportunidade de ingresso no Programa de Pós-Graduação em Geografia - PPGeo/UNIMONTES.

Esta pesquisa foi financiada pelo Programa de Pesquisa Ecológica de Longa Duração (Sítio PELD-VERE) do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico –CNPq (Processo 441440/2016-9), Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES (Código de Financiamento 88887.136273/2017-00) e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais - FAPEMIG (APQ-04816-17).

RESUMO

O Cerrado possui a flora mais rica entre as savanas do mundo e altos níveis de endemismo. No entanto, o nível de desmatamento se eleva ano a ano e os esforços para sua conservação ainda são tímidos. As conversões dos ambientes naturais por usos antrópicos é uma ameaça real a diversificada paisagem do Cerrado. Atividades antropogênicas como a agropecuária, expansão urbana, adensamento de estradas e a produção de carvão descaracterizam as diferentes fitofisionomias do Cerrado. Dentre as fitofisionomias presentes no bioma, deve-se dar atenção ao subsistema das Veredas, esta formação savânica pantanosa é um ecossistema de baixa resiliência e mais vulnerável as perturbações antrópicas do que as outras formações do Cerrado. Embora existam leis que estabeleçam prioridade de proteção e conservação das Unidades de Conservação e Veredas, é o avanço do desmatamento para a produção de carvão e a introdução de cultivos agrícolas e pastagens são constantes, atividades que são frequentes no Norte de Minas. Assim, este trabalho analisou por meio das técnicas de sensoriamento remoto, a dinâmica espaço temporal do uso e a cobertura do solo em três unidades de conservação e o nível de impacto ecológico das Veredas contidas neste espaço. A metodologia empregada usou o algoritmo Random Forest no software Qgis para a elaboração dos mapas de uso e cobertura do solo nos anos de 1984, 2001 e 2018. O nível de impacto ecológico foi dado a partir do IIEV, um indicador adimensional no qual quanto menor o seu valor mais severo é o impacto no ecossistema investigado. Tal índice foi obtido pelo somatório de cinco índices primários (Tx de Alteração, FRAC, IFP, NDWI e IAF). Como resultado foi gerado três mapas de uso e cobertura do solo, identificando as classes de cobertura natural e usos antrópicos. Foi gerado o mapeamento do nível de impacto ecológico das Veredas no ano de 2018 e em conjunto o nível de interferência antrópica, a fragmentação da paisagem, a taxa de alteração e a função. Constatou-se neste trabalho que as Unidades de Conservação mais restritivas possuem melhor desempenho nas taxas de regeneração da vegetação natural. O Cerrado, na área de estudo, tem sua área de abrangência determinada pela manutenção dos cultivos do agronegócio. As veredas mais impactadas estão alocadas em regiões que tinham cultivos na década de 1984. Mais da metade das Veredas apresentaram perda de um quarto da sua cobertura vegetal.

Palavras-chave: Métricas da Paisagem, *Random Forest*, Integridade Ecológica, Área úmida, Índice espectral

ABSTRACT

The Cerrado has the richest flora among the world's savannas and high levels of endemism. However, the level of deforestation is increasing year by year and conservation efforts are still timid. Conversions from natural environments to human uses are a real threat to the diverse landscape of the Cerrado. Anthropogenic activities such as agriculture, urban expansion, densification of roads and the production of coal mischaracterize the different phytophysognomies of the Cerrado. Among the phytophysognomies present in the biome, attention should be paid to the Veredas subsystem, this swampy savanna formation is a low-resilience ecosystem and more vulnerable to anthropogenic disturbances than other Cerrado formations. Although there are laws that establish priority for the protection and conservation of Conservation Units and Footpaths, deforestation for the production of coal and the introduction of agricultural crops and pastures are constant, activities that are frequent in the North of Minas. Thus, this work analyzed, by means of remote sensing techniques, the time-space dynamics of land use and cover in three conservation units and the level of ecological impact of the Veredas contained in this space. The methodology used used the Random Forest algorithm in the Qgis software for the elaboration of land use and cover maps in the years 1984, 2001 and 2018. The level of ecological impact was given from the IIEV, a dimensionless indicator where the lower the its most severe value is the impact on the investigated ecosystem. This index was obtained by the sum of five primary indexes (Alteration Tx, FRAC, IFP, NDWI and IAF). As a result, three land use and cover maps were generated, identifying the classes of natural cover and anthropic uses. The mapping of the ecological impact level of Veredas in 2018 was generated and together the level of anthropic interference, landscape fragmentation, rate of change and function. It was found in this work that the most restrictive Conservation Units have better performance in the regeneration rates of natural vegetation. The Cerrado in the study area has its coverage area determined by the maintenance of agribusiness crops. The most impacted paths are located in regions that were cultivated in the 1984s. More than half of the paths had lost a quarter of their vegetation

Keywords: Landscape Metrics, Random Forest, Ecological Integrity, Wetland, Spectral Index

LISTA DE FIGURAS

Figura 01 - Fitofisionomias do Cerrado - Biblioteca EMBRAPA.....	18
Figura 02 - Estratos herbáceo e arbóreo de uma Vereda.....	26
Figura 03 - Tipos de Veredas quanto a sua posição no terreno.....	27
Figura 04 - Domínios pedogenéticos do ambiente de Veredas.....	28
Figura 05 - Localização da área de estudo.....	33
Figura 06 - Hipsometria da área de estudo.....	35
Figura 07 - Procedimentos metodológicos - mapeamento do uso e cobertura do solo.....	39
Figura 08 - Mosaicos <i>Landsat TM</i> – 1984 \ 2001 e <i>Landsat OLI\ TIRS</i> - 2018.....	40
Figura 09 - Fluxo de trabalho produção do IIEV.....	42
Figura 10 - Diferença de resolução espacial dos produtos <i>WorldView 2</i> e <i>Landsat 5\ 8</i>	44
Figura 11 - Mapa de Uso e cobertura do solo referente ao ano de 1984.....	51
Figura 12 - Mapa de Uso e cobertura do solo referente ao ano de 2001.....	54
Figura 13 - Mapa de Uso e cobertura do solo referente ao ano de 2018.....	56
Figura 14 - Gráficos de distribuição das Veredas por classe de IIEV e Unidades de Conservação.....	64
Figura 15 - Dimensão Fractal das Veredas.....	67
Figura 16 - Índice de Impacto Ecológico em Veredas.....	70

LISTA DE TABELAS

Tabela 01 - Área total e de pastagem dos biomas brasileiros.....	21
Tabela 02 - Matriz de confusão do mapeamento de 1984 em (%).....	48
Tabela 03 - Matriz de confusão do mapeamento de 2001 em (%).....	49
Tabela 04 - Matriz de confusão do mapeamento de 2018 em (%).....	49
Tabela 05 - Uso e cobertura do solo APAP, APACG, PEVP 1984.....	50
Tabela 06 - Uso e cobertura do solo APAP, APACG, PEVP 2001.....	53
Tabela 07 - Uso e cobertura do solo APAP, APACG, PEVP 2018.....	56
Tabela 08 - Classes de uso e cobertura no PEVP em km ² e (%).....	60
Tabela 09 - Classes de uso e cobertura na APAP em km ² e (%).....	61
Tabela 10 - Classes de uso e cobertura na APCG em km ² e (%).....	62

LSITA DE GRÁFICOS

Gráfico 01: Número de Unidades de Conservação por km ² de abrangência.....	23
Gráfico 02: Percentagem de ocupação das Classes Vegetação Natural e Área Antrópica por ano mapeado PEVP.....	58
Gráfico 03: Percentagem de ocupação das Classes Vegetação Natural e Área Antrópica por ano mapeado APAP.....	59
Gráfico 04: Percentagem de ocupação das Classes Vegetação Natural e Área Antrópica por ano mapeado APACG.....	60
Gráfico 05: Percentagem de ocupação das Classes Vegetação Natural e Área Antrópica por ano mapeado Zona de Amortecimento.....	62
Gráfico 06: Quantidade de Veredas por Classe de Taxa de Alteração.....	67

LISTA DE SIGLAS

APA - Área de Proteção Ambiental
 APAP – Área de Proteção Ambiental Rio Pandeiros
 APCG – Área de Proteção Ambiental Cochá \ Gibão
 APP - Área de Preservação Permanente
 CA - *Class Area*
 CDB - Convenção Sobre Diversidade Biológica
 EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
 ESRI - *Environmental Systems Research Institute*
 ETM - *Enhanced Thematic Mapper*
 FRAC - Dimensão Fractal
 FED – Floresta Estacional Decidual
 IAF – Índice de Área Foliar
 IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
 IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
 IEF - Instituto Estadual de Florestas
 IFP – Índice de Fragmentação da Paisagem
 IIEV – Índice de Impacto Ecológico em Veredas
 INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
 MAXVER - Máxima Verossimilhança
 MDE - Modelo Digital de Elevação
 MIR - *Middle Infra-Red*
 MMA - Ministério do Meio Ambiente
 NASA - *National Aeronautics and Space Administration*
 NDVI - *Normalized Difference Vegetation Index*
 NDWI - *Normalized Difference Water Index*
 NIR - *Near Infra-Red*
 NumP - Number of Patches
 OLI - *Operational Land Imager*
 PAN - Pancromática
 PEVP - Parque Estadual Veredas do Peruaçu
 PNUD - Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento
 POLOCENTRO - Programa de Desenvolvimento dos Cerrados
 PRODECER - Programa de Cooperação Nipo-Brasileira para o Desenvolvimento dos Cerrados

SAVI - *Soil-Adjusted Vegetation Index*

SRTM - *Shuttle Radar Topography Mission*

THIRS - *Thermal Infrared Sensor*

TM - *Thematic Mapper*

UCs - Unidades de Conservação

UNIMONTES - Universidade Estadual de Montes Claros

USGS - *United States Geological Survey*

WDCI - *Wetlands Degradation Composite Index*

µm - Micrômetro

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	15
2.	REFERENCIAL TEÓRICO	18
	2.1. Aspectos geoambientais do Cerrado	18
	2.2. Processo de ocupação do Cerrado	20
	2.3. Áreas protegidas e o sistema nacional de Unidades de Conservação	22
	2.4. Veredas – Áreas úmidas do Cerrado	25
	2.5. Importância ecológica das Veredas do Norte de Minas	29
	2.6. Sensoriamento remoto e o monitoramento da vegetação	30
3.	MATERIAIS E MÉTODOS	33
	3.1. Área de estudo	33
	3.2. Metodologia – uso e cobertura do solo nos anos: 1984, 2001 e 2018.....	40
	3.3. Desenvolvimento do Índice de Impacto Ecológico em Veredas	42
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	49
	4.1. Análise do uso e cobertura do solo	49
	4.1.1. Uso e cobertura do solo em 1984	50
	4.1.2. Uso e cobertura do solo em 2001	54
	4.1.3. Uso e cobertura do solo em 2018	57
	4.2. Uso e cobertura do solo entre UCs de diferentes classes de restrição	60
	4.3. Índice de impacto ecológico em veredas	66
5.	CONSIDERAÇÕES FINAIS	73
6.	REFERÊNCIAS	75

1. INTRODUÇÃO

O Cerrado é o segundo maior Bioma brasileiro com 2.036.448 km², ocupando 22% do território nacional (IBGE, 2012). O Cerrado possui a flora mais rica entre as savanas do mundo (> 7.000 espécies) e altos níveis de endemismo (ECHTERNACHT *et al.*, 2011). Entretanto, ele sofre com altas taxas de desmatamento, que inclusive são maiores em relação as do Bioma amazônico, e os esforços para sua conservação ainda são modestos (KLINK; MACHADO, 2005).

O processo efetivo de ocupação do Cerrado ocorreu após eventos estratégicos, como a criação de ferrovias e rodovias e com a construção de Brasília. Além disso, houve a implementação do Programa de Desenvolvimento do Centro-oeste (Polocentro) e do Programa de Cooperação Nipo-brasileira para o Desenvolvimento do Cerrado (PRODECER), estes que impulsionaram o processo migratório que foi favorecido por determinados atrativos como a oferta de terras baratas e os incentivos fiscais para criação de novas regiões agrícolas (PIRES, 2000).

Com a ocupação do Cerrado, estima-se que 42,92% da sua área contínua tenha sido impactada pela ação antrópica (MAPBIOMAS, 2017; ALMEIDA *et al.*, 2016), principalmente pela conversão de vegetação nativa em pastagens e cultivos agrícolas (SANO *et al.*, 2019). Essas ações implicam mudanças na rugosidade da superfície, desequilibram a dinâmica dos ventos locais, fragmentam habitats e promovem a perda de biodiversidade local, fazendo com que alguns ecossistemas decresçam para um status ecológico inferior (OLIVEIRA-FILHO; MEDEIROS, 2008).

Diversos subsistemas do Cerrado estão sendo colocados em risco; neles há a presença de várias vegetações nativas, muitas vezes endêmicas e de crítico estado de regeneração (WERNECK *et al.*, 2012), mas que desempenham funções ecológicas fundamentais para o equilíbrio local ou regional no Bioma (RATTER; RIBEIRO; BRIDGEWATER, 1997). Entre as fitofisionomias, deve-se dar atenção ao subsistema das Veredas, formação savânica pantanosa que consiste em um ecossistema de baixa resiliência e mais vulnerável as perturbações antrópicas do que as outras formações do Cerrado (BAHIA *et al.*, 2009).

As Veredas se caracterizam por áreas rebaixadas do relevo e essencialmente planas. É um subsistema resultante da sobreposição de sucessivas camadas impermeáveis e permeáveis, com drenagem acumulada no talvegue. Este subsistema contribui para perenização dos rios

locais e serve aos moradores do campo nas atividades domésticas, nas lavouras e na criação de animais, além da sua beleza paisagística (BIJOS *et al.*, 2017; BOAVENTURA, 2007).

Por meio de Decreto Federal (12.727/12) e a Lei Estadual (20.922/13), o Estado Minas Gerais reconhece o importante papel ecológico e a função socioeconômica regional das Veredas. Entretanto, a ação antrópica avança deliberadamente sobre os seus recursos naturais. As Veredas no Norte de Minas passam por um rápido processo de alteração do seu ambiente, sendo invadidas ou convertidas em áreas de pastagem, de lavouras e de extração mineral em todos os subtipos de Veredas (AUGUSTIN; MELO; ARANHA, 2009).

As Veredas são caracterizadas como áreas úmidas, áreas que são fortemente afetadas pela ação antrópica. Em 2017, estima-se que a perda global de áreas úmidas foi de pelo menos 33% (HU *et al.*, 2017). Algumas vezes, a degradação das áreas úmidas está associada às formas de uso e à cobertura do solo no entorno. Alterações como desmatamento e excesso de pastagens afetam a capacidade de retenção de água no solo acentuando o processo de erosão e dificultando o sistema de recarga da zona úmida (CHATTERJEE *et al.*, 2015). No caso específico das Veredas, embora existam leis que estabeleçam a prioridade de proteção e conservação da vegetação natural, o avanço do desmatamento para a produção de carvão e a introdução de cultivos e pastagens são constantes. (SOUSA *et al.*, 2011).

No monitoramento do Cerrado, o uso do sensoriamento remoto é uma ferramenta essencial que permite a análise de evolução de uso e cobertura do solo (SANO *et al.*, 2010), a verificação das taxas de degradação (BREUNIG *et al.*, 2008) e o monitoramento de incêndios (ALVARADO *et al.*, 2017). No entanto, é necessária uma análise constante da evolução de uso e cobertura do solo, principalmente em Unidades de Conservação (UCs), verificando a implementação das leis que limitam as formas de uso. Além disso, é fundamental avaliar o estado de ambientes naturalmente frágeis, como as Veredas, que desempenham um papel ecológico de manutenção de água e que são afetadas pela ação antrópica (MAILLARD *et al.*, 2009, BORGES 2018).

O objetivo deste estudo é analisar por meio das técnicas de sensoriamento remoto a dinâmica espaço temporal do uso, a cobertura do solo em três unidades de conservação e o nível de impacto ecológico sofrido pelas Veredas contidas neste espaço. O estudo se propõe a atingir cinco objetivos específicos subdivididos em duas etapas. Primeiramente, pretende-se (i) Desenvolver o mapeamento de uso e cobertura do solo nos anos de 1984, 2001 e 2018 destacando a distribuição espacial por classes para cada ano mapeado. (ii) Avaliar o desempenho das unidades de conservação de acordo com suas restrições de manejo e a

distribuição das classes uso e cobertura do solo ao longo da série histórica. A segunda parte do trabalho pretende (iii) Avaliar a taxa de alteração da área úmida das Veredas. (iv) Mensurar as mudanças na paisagem por meio da Dimensão Fractal da paisagem e o índice de Fragmentação da Paisagem. (v) Avaliar o nível de impacto ecológico das Veredas por meio do Indicador Adimensional de Impacto Ecológico em Áreas Úmidas.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1. Aspectos geoambientais do Cerrado

O Bioma Cerrado está localizado na área interiorana do Brasil correspondente ao Planalto Central, formando zonas de transição diversificadas de acordo com o Bioma limítrofe. A região contínua do Bioma Cerrado localiza-se no Distrito Federal (100%); Goiás e Tocantins (90%) e os estados de Minas Gerais, Bahia, São Paulo, Paraná, Maranhão, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul possuem grande parte dos seus territórios nos limites de abrangência do Bioma. A formação savânica do Cerrado também pode ser encontrada como manchas dentro do bioma amazônico e da Mata Atlântica na forma de enclaves na paisagem (BASTOS; FERREIRA, 2010).

O clima do Cerrado é classificado como continental tropical semiúmido, apresentando duas estações bem definidas, sendo um período de seca (maio a setembro) e um período de chuvas (outubro a abril). A precipitação média chega a 1.500 mm anuais. As menores médias variam de 400 mm e 600 mm anuais, em regiões como o Vale do Jequitinhonha em Minas Gerais e centro-sul do Piauí. Já a temperatura tem médias anuais que variam de 20 °C a 22 °C a temperatura mínima e de 24 °C a 26 °C a máxima, com umidade atingindo níveis abaixo de 40% no inverno e superando 95% em períodos chuvosos (ALBURQUEQUE; SILVA, 2008).

Na paisagem do Cerrado ocorrem diferentes litologias. As rochas mais antigas estão nas depressões do relevo, constituídas por rochas graníticas máficas ou ultramáficas, que foram carregadas para estas depressões por meio dos constantes processos de erosão; posteriormente os processos de litificação deram origem a rochas metamórficas e sedimentares com variados níveis de metamorfismo. Desenvolvidas no Terciário, as rochas sedimentares ocupam maior área do Cerrado e possuem grande variedade de arenitos, com texturas finas, moderadas e grosseiras, também associados a rochas pelíticas (COSTA; OLSZEWSKI, 2008).

Os solos que ocorrem no Cerrado são os Latossolos, Neossolos Quartzarênicos, Argissolos, Nitossolos Vermelhos e os Cambissolos. Os tipos de Latossolos dominam a paisagem, sobretudo nas grandes áreas aplainadas e nos planaltos residuais. Estes solos são classificados como profundos, pobres em nutrientes, com pouco minerais primários e facilmente intemperizáveis. No entanto, há também áreas com Latossolos férteis, originados a partir de rochas máficas, onde é comum a presença da agricultura intensiva e da agropecuária (KER, 1997; LANDELL *et al.*, 2003).

As condições climáticas agem sobre a estrutura do solo, em que as camadas superficiais se mantêm secas por um longo período durante o ano. Esta condição favorece o desenvolvimento de plantas lenhosas com sistemas radiculares profundos, garantindo a transpiração ativa. Com o sistema radicular menos profundo, a vegetação herbácea tem seu desenvolvimento comprometido e acaba ressecando (OLIVEIRA; MEDEIROS, 2008).

O Cerrado tem o *status* de *Hotspot* para conservação da biodiversidade; este status é dado a áreas com alta concentração de espécies endêmicas e com exponencial perda de habitat. Foram catalogadas no Cerrado aproximadamente 160.000 espécies de seres vivos entre fungos, plantas e animais. Esta rica biodiversidade está ligada aos diferentes ambientes do Cerrado e tal variabilidade é ocasionada devido aos sucessivos eventos de pedogênese regional (MYERS *et al.*, 2000; BASTOS; FERREIRA, 2010; FURLEY, 2007).

A Vegetação do Cerrado foi dividida em três formações: florestais, savânicas e campestres, que se subdividem em 13 fitofisionomias, sendo que a classificação leva em consideração o porte arbóreo, a densidade e a posição geográfica de cada formação na paisagem. A divisão proposta por Ribeiro e Walter (1998) e adotada pela EMBRAPA Cerrados, define: Formações Florestais - Mata Ciliar, Mata de Galeria, Mata Seca e Cerradão; Formações Savânicas – Cerrado Denso, Cerrado típico, Cerrado Ralo, Parque Cerrado, Palmeiral e Vereda; Formações Campestres – Campo Rupestre, Campo Sujo, Campo Limpo (Figura 01).

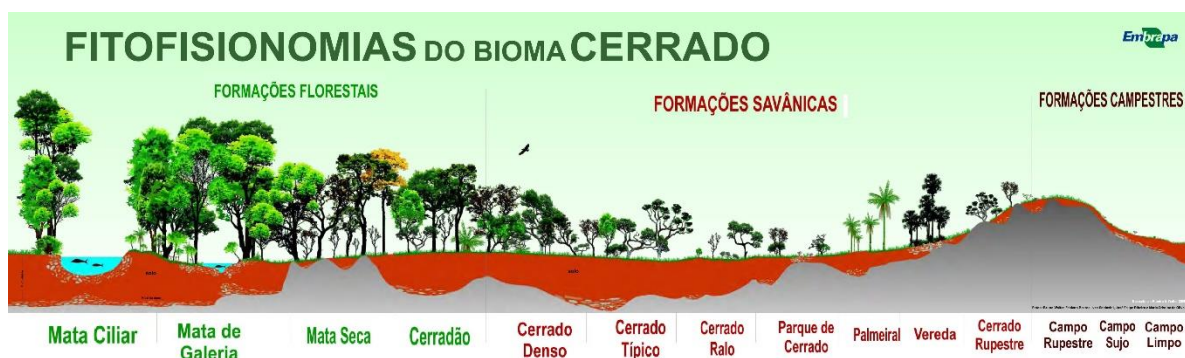


Figura 01 - Fitofisionomias do Cerrado – Biblioteca EMBRAPA
Fonte: BIBLIOTECA EMBRAPA

As Formações Florestais do Cerrado são as fitofisionomias de porte arbóreo com formação de dossel contínuo e estrato herbáceo, distribuídas pelas linhas de drenagem de médio porte a Mata Ciliar. Nos vales encaixados e rios de pequeno porte ocorre a presença da Mata de Galeria. Já nos interflúvios suavemente aplainados e bem drenados florescem o Cerradão e a Mata Seca, esta última pode ser encontrada em áreas constituídas por rocha calcária praticamente desnudada (IBGE, 2012).

As Formações Savânicas abrangem quatro fitofisionomias: Cerrado sentido restrito, Parque de Cerrado, Palmeiral e a Vereda. O Cerrado sentido restrito caracteriza-se pela paisagem composta árvores pequenas e medianas, com três a dez metros de altura, inclinadas e tortuosas, compartilhando o espaço com contínuo estrato herbáceo arbustivo. O aspecto xeromórfico é extremamente presente na grande maioria das espécies vegetais, apresentando cascas grossas e fendidas, folhas duras e coriáceas, sistema radicular desenvolvido e sinuoso, adaptado a obtenção de água, principalmente em espécies arbóreas maiores. Esta fitofisionomia se estratifica pela densidade das árvores, denominadas como: Cerrado Denso, Cerrado Típico, Cerrado Ralo e Cerrado Rupestre (RIBEIRO; WALTER, 2008).

As Formações Campestres abarcam três fitofisionomias principais: Campo Sujo, Campo Limpo e Campo Rupestre, que se diferenciam pelos atributos edáficos, pela altitude e composição florística (GRAEF, 2015). O Campo Sujo é constituído por arbustos e subarbustos espaçados sem a presença de indivíduos arbóreos, sendo a base florística formada por indivíduos do Cerrado Stricto Sensu. O Campo Limpo é predominantemente herbáceo e se distribui por diversos terrenos em variados patamares do relevo, com solos bem drenados ou encharcados. No Campo Rupestre, as características determinantes são a altitude e os solos ácidos e rasos, com a forte presença de afloramentos rochosos. Além disso, há presença de espécies endêmicas e raras e especialistas em se adaptarem a um ambiente de condições edáficas e climáticas peculiares.

2.2. Processo de ocupação do Cerrado

O processo de ocupação do Cerrado está ligado à história de desenvolvimento da agropecuária nacional, que desde o período imperial foi estimulada por incentivos financeiros e políticos com o objetivo de desenvolver a região (INOCÊNCIO; CALAÇA, 2010). A primeira atividade a se desenvolver foi a criação bovina, inserida na região por volta do século XVIII, caracterizada por uma produção de caráter rudimentar, alimentada por pastos naturais em propriedades delimitadas de forma pulverizada pelo território. Neste momento, a criação do rebanho tinha como objetivo, quase que exclusivo, a alimentação da população envolvida na mineração (SILVA, 2013).

Por volta de 1930, o governo Vargas, inspirado no fenômeno histórico norte americano batizado como “Marcha para o oeste”, implementa no Brasil uma série de incentivos públicos

em forma de planos de ação e financiamentos aplicados na região do Cerrado, principalmente na região Centro-Oeste. Foram criadas políticas de preço mínimo, de subsídios de créditos e de infraestrutura (CAVALCANTI, 2009). Estes incentivos que tinham como objetivo povoar o Cerrado, aumentar a produção agrícola e a geração de matéria prima para abastecer o polo industrial do Sudeste. Já no governo de Juscelino Kubitschek 1956 – 1961, investiu-se primordialmente em infraestrutura, sobretudo na malha rodoviária e na construção de Brasília, intensificando o povoamento do Planalto Central e das demais áreas do Cerrado brasileiro (CHAUL, 2009).

A partir de 1964, os governos militares incentivaram o povoamento permanente do Centro Oeste e do Norte do Brasil. Na década de 1970 foram realizados estudos pela Embrapa através do CPAC – Centro de Pesquisa Agropecuária dos Cerrados - que comprovaram a aptidão agrícola do Cerrado e apontaram as tecnologias de manejo e maquinário a serem usadas no processo de desenvolvimento da agricultura (SANTOS; AGUIAR, 1985). Ainda neste período, foi colocado em prática o Plano Nacional de Desenvolvimento II (PND II), programa que estimulava a ocupação territorial com base na aptidão produtiva de cada área. Posterior a estas iniciativas, surge o programa de Desenvolvimento dos Cerrados (POLOCENTRO) (CAVALCANTI, 2009).

Em 2015, foi criado o Plano de Desenvolvimento Agropecuário (PDA) do MATOPIBA, a mais nova fronteira agrícola do Brasil, uma faixa contínua de terra entre os estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia. O objetivo é coordenar políticas públicas que promovam o desenvolvimento econômico e sustentável, baseado nas atividades agropecuárias que tenham como resultante a melhoria da qualidade de vida da população desta região (BOLFE *et al.*, 2016).

Todos estes programas e suas medidas adotadas transformaram a forma de trabalho no Cerrado, estabeleceram o agronegócio profissionalizado e elevaram o Brasil ao 1º lugar na exportação de produtos como açúcar, café e suco de laranja.; ao 2º Lugar na exportação de carne bovina e de frango, e soja em grão e ao 3º exportador de milho e soja em farelo (USDA, 2019). Porém, estes resultados estão sustentados sob uma expansão agrícola horizontal, provocadora de profundas alterações na paisagem do bioma. Nas últimas décadas, o Cerrado tem sido impactado por significativas intervenções humanas; mais da metade de sua vegetação natural já foi substituída por pastagem, cultivos e outros usos (KLINK, 2014).

O mapeamento do projeto TerraClass do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) aponta que a pressão antrópica sobre o Cerrado já ocupa 42,95% de seu território, sendo

esta área dividida em 174.178 km² para Agricultura anual, 64.237 km² destinados a Agricultura Perene, 30.607 km² ocupados pela silvicultura e 12.461 km² com áreas urbanas e de solo exposto. Já a pastagem ocupa 600.832 km². Os dados mostram que o Cerrado possuía, no ano de 2015, 54% de sua cobertura natural.

A pastagem é o vetor de maior impacto na vegetação natural do Cerrado. De acordo com os dados levantados pelo IBGE (2006), ela ocupa 26,82% do bioma (Tabela 01). Assim, o Cerrado é o Bioma com maior área de pastagem bruta ou em porcentagem em relação a sua área total.

Tabela 01 -- Área total e de pastagem dos biomas brasileiros.

Biomias	Área	Pastagem	Representatividade no bioma
	ha		%
Amazônia	419.694.300	24.580.800	5,86
Cerrado	203.644.800	54.624.600	26,82
Mata Atlântica	111.018.200	29.560.700	26,63
Pantanal	15.035.500	1.651.700	10,99
Pampa	17.649.600	9.673.500	54,80
Caatinga	84.445.300	29.375.600	34,78

Fonte: IBGE, 2006.

A região Sudeste e Sul do Cerrado foram as mais afetadas pelo processo de ocupação, principalmente nos estados de São Paulo e Paraná. Os estados com as maiores taxas de preservação são: Maranhão, Piauí e Tocantins na região norte do Cerrado. No entanto, esta referida taxa de preservação pode ser explicada pelo afastamento destas regiões dos grandes centros urbanos e industriais do país (SANO *et al.*, 2008).

2.3. Áreas protegidas e o sistema nacional de Unidades de Conservação

O Brasil teve importantes avanços em relação às políticas de conservação, sobretudo no que se refere à conservação dos ecossistemas florestais, principalmente com a criação de um Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) (MEDEIROS; GARAY, 2006). Apesar dos avanços no sistema de leis ambientais, determinados ecossistemas não são considerados devidamente. Isto fica evidente no Código Florestal Brasileiro que reserva à Amazônia a

conservação de 80% dos terrenos de uma propriedade na forma de Reserva Legal, contra 35% de manutenção de áreas preservadas nas propriedades localizadas no Cerrado dentro dos limites da Amazônia Legal e 20% nas demais áreas do país (DURIGAN *et al.*, 2006). Dessa maneira, o Cerrado, considerado um dos *hotspots* de alta prioridade para conservação no globo, é desfavorecido no manejo de investimentos e de esforços políticos em prol de sua conservação.

As políticas de conservação menos exigentes para o Cerrado não são exclusivas ao Código Florestal, o programa de proteção dos Biomas Brasileiros, desenvolvido pela Comissão Nacional de Biodiversidade (Conabio), regulamentou as metas recomendadas pela Convenção sobre Diversidade Biológica das Nações Unidas. Até o ano de 2020, 30% do Bioma amazônico deveria estar preservado por unidades de conservação e 17% para os demais biomas nacionais e a Zona Costeira marinha. Além disso, de acordo com os dados no painel interativo do Ministério do Meio Ambiente (MMA), esta meta para o Cerrado ainda não foi atingida (GURGEL *et al.*, 2009; CNUC, 2019).

Desde 2001, o Brasil passou a ter um sistema unificado para a gestão das UCs, o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), que é responsável por implantar e monitorar estas unidades. Atualmente, a rede de UCs é subdividida em dois grupos: proteção integral (PI) e uso sustentável (US). O primeiro grupo determina a conservação da biodiversidade como principal objetivo. Já as unidades de uso sustentável permitem várias formas de utilização dos recursos naturais, tendo a conservação da biodiversidade como segundo plano (RYLANDS; BRANDON, 2005).

Inseridos no grupo de PI estão inclusos os Parques Nacionais, as Reservas Biológicas, as Estações Ecológicas, os Monumentos Naturais e os Refúgios da Vida Silvestre. Os Parques são as UCs destinadas a fins educacionais, recreativos e pesquisas científicas. As Reservas Biológicas são fechadas ao público, tendo como exceção visitas que visem a educação ambiental e, normalmente, possuem menor área territorial que os Parques. Nas Estações Ecológicas, o objetivo central de criação é a preservação da natureza e a promoção do desenvolvimento de pesquisas científicas. O Refúgio da Vida Silvestre tem a finalidade proteger os ambientes naturais que reúnam atributos e características que garantam a existência ou reprodução de espécies ou comunidades da flora ou fauna (MEDEIROS *et al.*, 2005).

Nas unidades de uso sustentável estão inclusos: Área de Proteção Ambiental (APA), Áreas de Relevante Interesse Ecológico, Reservas extrativistas, Reservas de Fauna, Reservas de Desenvolvimento Sustentável e Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN).

Existem no Brasil 662 unidades de uso sustentável, sendo as APA's o tipo de unidade com maior abrangência territorial entre USs e PIs (Gráfico 01).

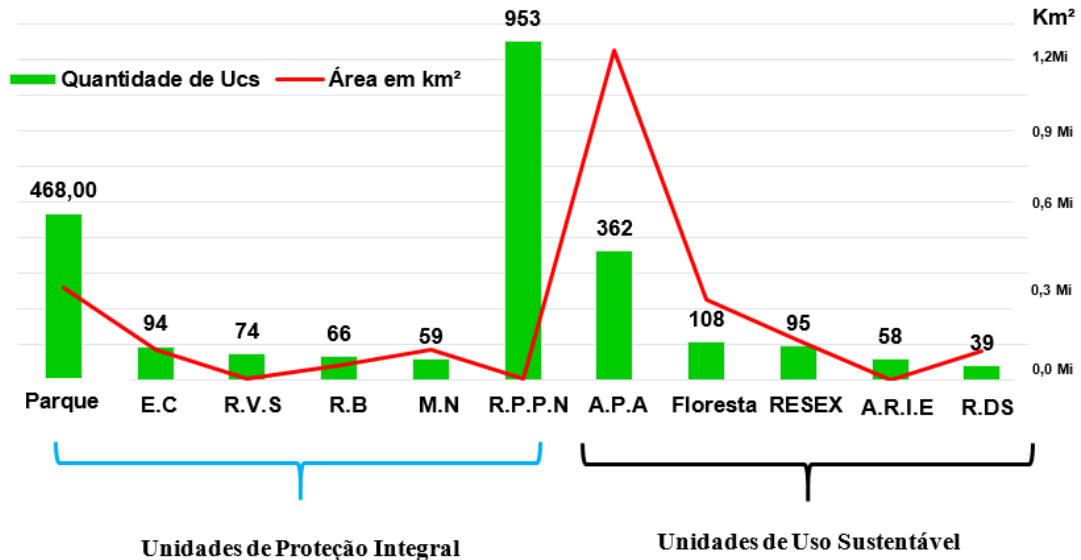


Gráfico 01: Número de Unidades de Conservação por km² de abrangência
Fonte: ICMBIO, 2019 - Org: Magalhães Filho, 2020

Atualmente, a distribuição das Unidades de Conservação nos biomas brasileiros ocorre da seguinte forma: Bioma Amazônico com 28,6 % de sua área protegida, Caatinga 9,1%, Cerrado 8,7%, Mata Atlântica 10,5%, Pampa 3,2% e Pantanal 4,6 %. Nestes valores estão inclusas unidades do tipo proteção integral e uso sustentável. É inegável que o Brasil avançou nos números de UCs, mas ainda não atingiu o objetivo da Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB) na maioria dos Biomas, com exceção da Mata Atlântica (CNUC, 2019).

No que tange ao Bioma Cerrado, a implantação de UCs é a principal estratégia de conservação da flora e da vida silvestre. No entanto, a sua implantação, quase que por regra, não segue os fatores prioritários da preservação dos recursos e da biodiversidade. Estão geralmente alocadas em regiões remotas com preço da terra desvalorizado e pouco viáveis para o desenvolvimento da prática agropecuária ou outras atividades antrópicas, por estarem em áreas de relevo movimentado, encharcadas, ou de solos com horizontes rasos. Normalmente estas áreas já estão à luz de outros mecanismos de proteção como Áreas de Proteção Permanente e não estão gerando muito ganho de preservação ao estabelecer uma UC (GARCIA; FERREIRA; LEITE, 2011).

De acordo com CNUC (2018), 5,6% do Cerrado que está protegido por UCs está sob o manejo de uso sustentável, sendo principalmente as APA's que permitem a exploração em seu

polígono de abrangência. Na verdade, uma APA está mais associada a um controle de manejo do que a uma Unidade de Conservação propriamente dita. Os outros 3,1% do Cerrado protegido são unidades de proteção integral, destas 65% possuem áreas inferiores a 100 km². Portanto, a rede de UCs do Cerrado é fragmentada e não possui padronização de distribuição das unidades, o que não garante a representatividade dos diversos ecossistemas pertencentes ao Bioma. Além disso, não permite a conexão entre os habitats preservados que, em vários casos, são circundados por extensas áreas caracterizadas pela conversão de áreas naturais para atividade antrópica, comprometendo o desempenho da UC (GARCIA; FERREIRA; LEITE, 2011; SNUC, 2019).

Na mesorregião Norte de Minas Gerais, existem várias unidades de conservação conectadas ou muito próximas, formando o mosaico “Grande Sertão Veredas”. O objetivo do mosaico é a promoção de uma gestão integrada de uma área com 15.000 km² à esquerda do rio São Francisco, abarcando unidades do Norte de Minas e do Sudoeste da Bahia. Compõem o mosaico as unidades de proteção integral (Parques Nacionais, Parques Estaduais e Refúgios da Vida Silvestre) e as unidades de conservação de uso sustentável (Reservas de Desenvolvimento Sustentável, Áreas de Proteção Ambiental e Reservas Particulares do Patrimônio Natural). Teoricamente esta gestão integrada tornaria mais fácil a implantação um extenso corredor ecológico na região e um desenvolvimento econômico mais sustentável (MENSES, 2016).

O desempenho e o cumprimento das funções de uma UC são dados por variados fatores ambientais, que estão distribuídos quanto aos aspectos físicos, considerando-se a extensão de seu território e a sua presença em unidades geomorfológicas constantes, como bacias hidrográficas por exemplo. É levado em conta também a proteção de áreas de fragilidade geoambiental ou suscetíveis a ocorrência de processos geológicos. No meio biótico, pode-se avaliar seu desempenho pela sua integridade, biodiversidade e presença de exemplar raro. Já o meio antrópico tem o seu desempenho mensurado pelos serviços ecossistêmicos desempenhados que favorecem diretamente ou indiretamente o bem-estar humano (FONSECA; ANDRADE; OLIVEIRA, 2014).

2.4. Veredas – Áreas úmidas do Cerrado

Em 1971, na convenção de Ramsar, estabeleceu-se como áreas úmidas os pântanos, as turfeiras, os corpos d’água naturais e artificiais frescos ou salobros permanentes ou temporários.

Inclui-se águas fluidas, paradas e marinhas (JUNK *et al.*, 2013). As áreas úmidas ocupam uma pequena parte da superfície terrestre (6%) e desempenham importantes funções ecossistêmicas, que se dividem entre os de fornecimento, como: ambiente ideal para procriação de peixes, refúgio de animais silvestres, produção de alimentos e água limpa; além de serviços de regulação, como: sedimentar, hidrológica, térmica, armazenamento de carbono e controle de erosões (HU *et al.*, 2017).

O crescimento populacional, o desenvolvimento econômico e a expansão urbana acelerada impulsionam a intensa exploração de matéria prima, a obtenção de terras cultiváveis e água limpa, sendo que as áreas úmidas ricas nesses ativos ambientais acabam sendo extremamente afetadas pelas intervenções antrópicas (FENGQIN; SHUEN, 2019). Além disso, as áreas úmidas são ecossistemas frágeis e de baixa resiliência. Estima-se que metade das zonas úmidas do planeta já tenham sido totalmente degradadas nos últimos cem anos (ALCAMO *et al.*, 2005).

O sistema Veredas do Bioma Cerrado pode ser caracterizado como área úmida. Trata-se de uma fitofisionomia do Cerrado que ocorre em áreas ligeiramente aplainadas, ocupando vales rasos que seguem a linha de drenagem e há presença de água constante. São também comumente encontradas em relevos intermediários próximos a nascentes ou na borda de Matas de Galeria. A existência das Veredas é condicionada ao afloramento do lençol freático, resultante das sucessivas camadas sedimentares com diferentes níveis de permeabilidade (RIBEIRO; WALTER, 1998).

A fitofisionomia das Veredas é marcada por dois níveis vegetativos distintos, (i) gramíneo e herbáceo, com agrupamento mais ou menos densos. Este estrato herbáceo (campo limpo) úmido não possui a presença de indivíduos arbóreos, sendo comum neste extrato as espécies de Capim-rabo-de-burro (*Andropogon bicornis*), Pés de Galinha, Capituvas, Capim forquilha (*Paspalum conjugatum*), Pimentas d'água, Ervas Lanceta, Amendoins do brejo, Tiririca, Juncos, Capins navalhas, etc. O outro é (ii) arbóreo com a constante presença da palmeira arbórea Buriti (*Mauritia flexuosa*), com vegetação densa em meio ao solo encharcado, que assume aspecto pantanoso nas proximidades da calha. Aqui são encontrados, em meio aos arbustos fechados, trepadeiras e cipós, indivíduos arbóreos com altura média de 10 metros, facilmente superados pelas palmeiras buritis emersas na área aquática onde estão os exemplares mais velhos, com altura média de 15 a 20 metros (Figura 02) (CARVALHO, 2015).

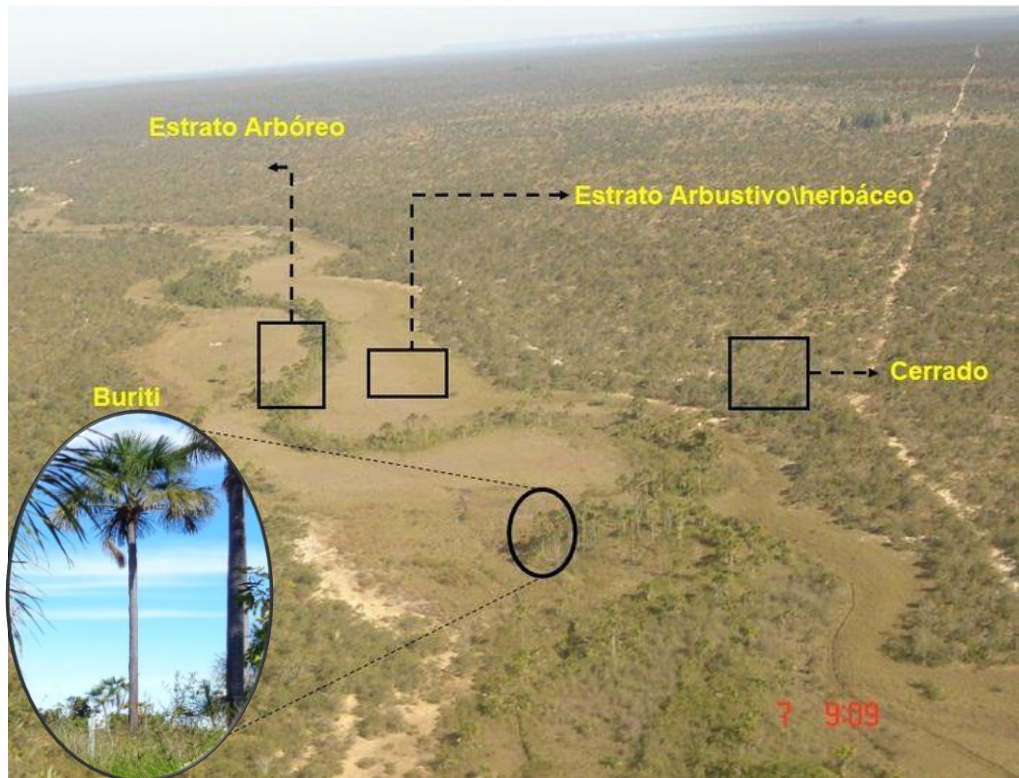


Figura 02 – Estratos herbáceo e arbóreo de uma Vereda
 Fonte: BERILO, 2008 - Org.: Magalhães Filho, 2020.

Se tratando dos aspectos hidrológicos, a Vereda pode ser descrita como um ambiente de drenagem superficial, com caminhos de água estreitos, mal definidos e intermitentes. Em alguns casos, em períodos de estiagem alguns interflúvios largos, o seu nível freático subsiste abaixo dos talvegues (FERREIRA, 2003). Boaventura (1981) estabelece três condicionantes do ambiente para existência do subsistema: primeiro a existência de uma superfície aplainada; segundo a sobreposição de camadas geológicas litificadas com estado de permeabilidade diferencial e terceiro que as camadas estejam sobrepostas. Baseado no posicionamento das Veredas no relevo, Boaventura (1981) diferencia três classes distintas de Veredas, como representado na Figura 03.

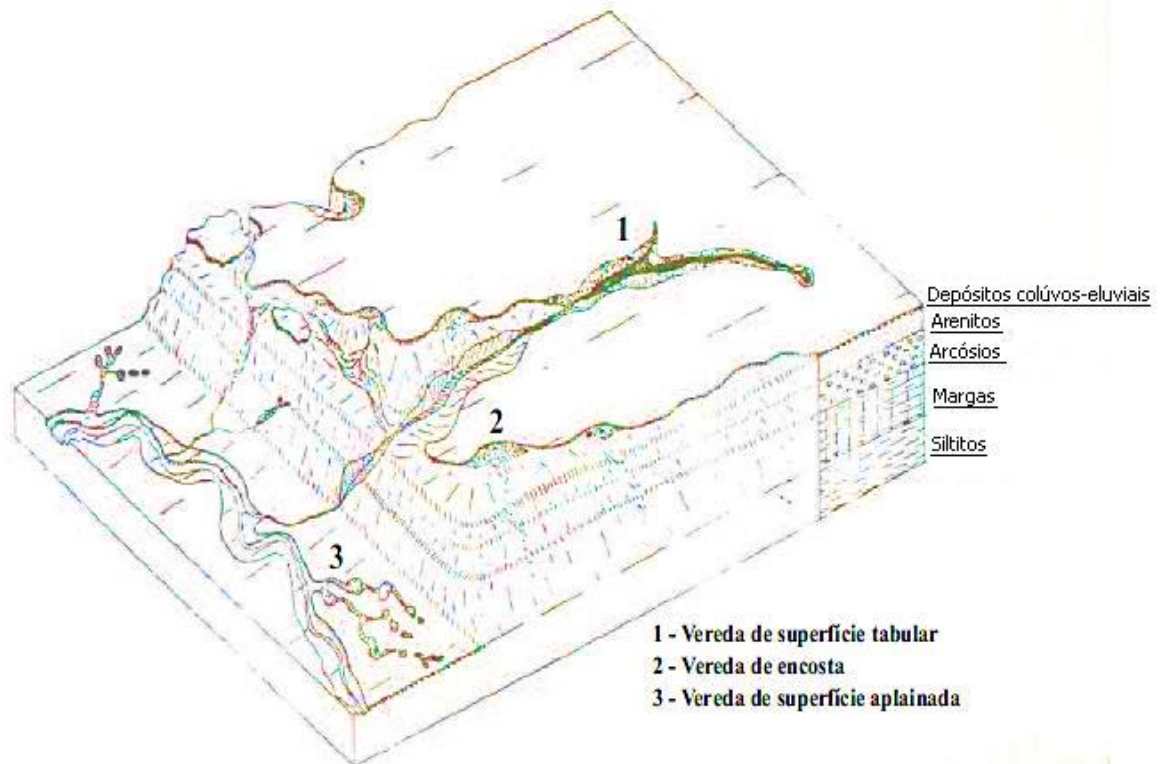


Figura 03 – Tipos de Veredas quanto a sua posição no terreno
 Fonte: Boaventura, 1981

Veredas de superfície tabular e de encosta se desenvolvem em áreas de Planaltos, surgidas a partir do extravasamento do nível freáticos superficial. A Vereda de encosta é constituída a partir das antigas Veredas de planalto. Por fim, o desenvolvimento das Veredas de superfície aplainada ocorre nas depressões originadas por extravasamento do nível freático superficial.

Os solos em Veredas são influenciados pelo hidromorfismo, formando principalmente os Organossolos. O hidromorfismo confere ao solo a cor acinzentada resultante do intenso processo de gleização (BISPO *et al.*, 2011). O ambiente de veredas pode ser dividido em três: domínios de características pedogenéticas, vegetação e topográfica (Figura 04). (i) O primeiro terço, a parte superior da suave vertente, caracteriza-se por ser uma zona envoltória com solos arenosos cobertos por gramíneas e arbustos. (ii) O segundo terço tem o solo úmido, com a presença de vegetação arbustiva arbórea, zona de constante hidromorfismo caracterizando uma zona úmida. (iii) Já o terceiro terço é a parte inferior do ambiente, com hidromorfia permanente e superfície marcada pela grossa camada de matéria orgânica encharcada (MELO, 1992).



Figura 04 - Domínios pedogenéticos do ambiente de Veredas
 Fonte: Foto de campo – Org: Magalhães Filho, 2020

2.5. Importância ecológica das Veredas do Norte de Minas

A água doce fornecida pelas Veredas na região Norte do estado de Minas para muitas famílias é a única opção de abastecimento hídrico. Assim, nas últimas décadas as transformações destas áreas têm se intensificado, sobretudo com o avanço da agricultura que é visto como alternativa viável para garantir a segurança alimentar local. Isso gera preocupação quanto aos diversos impactos que podem ser causados com as tendências de uso e de cobertura do solo em ambientes de Veredas no Norte de Minas (BAHIA *et al.*, 2009).

De acordo com Borges (2018), a mesorregião Norte de Minas possui 233,68 km² de sua área ocupada por Veredas, que estão distribuídas em 27 municípios. No entanto, a maior concentração está no vale do São Francisco sobretudo nos municípios de Bonito de Minas (70,73 km²) e Januária (49,26 km²). Além de mensurar suas áreas, as Veredas foram discriminadas individualmente por meio de Sensoriamento Remoto, sendo detectadas 439 Veredas distribuídas por 27 municípios, com a maior concentração nos municípios de Buritizeiro (90), Bonito de Minas (87) e Januária (57).

No Norte de Minas, as Veredas são fontes hídricas regionalmente relevantes e exercem o papel de controlador da vazão nos rios contribuintes da margem esquerda do São Francisco. O reconhecimento desta função foi assegurado pela Lei Estadual 9375 de 1988, alterada na Lei estadual 9375 de 1998 que classificou o subsistema como Área de Preservação Permanente - APP (IGA, 2006; BOAVENTURA, 2007).

Estudos de Carvalho (2015) sugerem que a preservação deste subsistema depende não apenas da proteção de sua área encharcada ou zona de recarga mais próxima, mas também de uma avaliação das condições de preservação das terras adjacente e a jusante, e, desta forma, evitar perturbações provocadas pelo manejo nas proximidades. Estas áreas, quando

devidamente protegidas, garantem o funcionamento do processo ecossistêmico local e garantem, assim, o equilíbrio dos sistemas hidrológico, fauno-florístico e biofísico.

A necessidade de quantificar o estado atual das intervenções antrópicas nas Veredas é importante. Entretanto, no monitoramento de áreas úmidas é imprescindível avaliar as alterações considerando o contexto histórico da evolução do sistema de uso e cobertura do solo, além de considerar áreas de entorno e incluir a análise o status de sua estrutura e função (MA *et al.*, 2012).

2.6. Sensoriamento remoto e o monitoramento da vegetação

A velocidade de obtenção e distribuição dos dados em conjunto com a qualidade científica e cartográfica das imagens e sua disponibilidade por um baixo custo de aquisição, são fatores que disseminaram e solidificaram o imageamento orbital como principal ferramenta de monitoramento terrestre e, com isso, o uso dessas informações se intensificaram a partir do século XX (ROSA, 2011; SHIMABUKURO; EIJI-MAEDA; FORMAGGIO, 2009).

Imagens de satélite passaram a ser acessíveis à comunidade civil a partir de 1972, quando foi realizado o lançamento do *Earth Resource Technological Satellites* (ERTS-1), futuramente rebatizado de *Landsat 1*. Dando continuidade à série *Landsat*, em julho de 1982 é lançado o *Landsat 4*, seguido do *Landsat 5* em março de 1984. O *Landsat 6* foi projetado com o sensor ETM, entretanto este satélite teve problemas no seu lançamento e não chegou a ser lançado. O seu sucessor, *Landsat 7*, operou até o ano de 2003 (JENSEN, 2011).

O satélite da série em operação, o *Landsat-8*, orbita a Terra a uma altitude de 705 km, em órbita heliosíncrona com uma inclinação de 98,2° em relação ao Equador, seguindo a mesma tendência das órbitas do *Landsat 5* e 7. O satélite passa sobre o mesmo ponto e orbita a cada 16 dias; cobre quase todo o globo terrestre, excluindo apenas as altas latitudes polares. As dimensões de sua cena são de 170 km no sentido Norte-Sul por 183 km no sentido Leste-Oeste. Suas imagens possuem 16 Bits de resolução radiométrica e são fornecidas no Datum WGS 1984, projeção UTM, sendo necessário reprojeta-las para o hemisfério sul (USGS, 2018).

Abarcados ao satélite *Landsat 8* estão dois sensores de imageamento. O *Operational Land Imager (OLI)* possui nove bandas espectrais e uma banda pancromática com 15 metros de resolução espacial (Tabela 03). Já o *Thermal Infrared Sensor (TIRS)* possui apenas duas bandas em que sua resolução espacial é, originalmente, de 100 metros, processadas e

disponibilizadas em 30 metros para se adequar a maioria das bandas multiespectrais do sistema imageador OLI (TURNER; GARDNER, 2015).

As pesquisas no ramo do monitoramento da vegetação por imagens orbitais têm a capacidade de interpretar as imagens de satélite de diversas maneiras. Dentre os métodos, pode-se citar a *interpretação visual*, que se baseia na fotointerpretação para gerar uma chave de interpretação dos alvos detectados na imagem (PANIZZA; FONSECA, 2011). Outro método é a classificação digital, que consiste no ordenamento dos pixels em classes de uso e cobertura do solo. A ordenação é realizada por algoritmos que compõe as técnicas de classificação e que ordenam o valor do Número Digital (ND) contido no pixel em classes temáticas. Esta técnica se divide em classificação supervisionada e não-supervisionada (MENESES; ALMEIDA, 2012).

Dentre os métodos de classificação supervisionada, há o algoritmo paramétrico Máxima Verossimilhança (MAXVER). O algoritmo emprega a média e a covariância das amostras de treinamento. A partir disso, é computada a probabilidade estatística de um dado pixel pertencer a cada classe, sendo ele, então, rotulado a classe com a maior probabilidade estatística (ANDRADE; FRANCISCO; ALMEIDA, 2013).

Outro método a ser empregado é o classificador Árvore de Decisão, pertencente à classe dos algoritmos não-paramétricos ou também chamado de algoritmos contextuais, estes que se baseiam em regras de categorização por meio da divisão hierárquica dos dados, na forma de uma amostragem binária de decisões (sim ou não). A árvore de decisão faz parte dos algoritmos de aprendizado de máquina, trabalhando na busca de encontrar a hipótese que melhor se ajusta aos exemplos de treinamento. Sendo assim, este é um dos métodos mais utilizados para inferência indutiva, realizando uma busca expressiva e completa no espaço de hipóteses (CARVALHO JUNIOR *et al.*, 2008).

Recentemente criados, os classificadores baseados em *deep learning* na tradução literal “aprendizagem profunda”, como o *Random Forest*, é um algoritmo de aprendizagem supervisionada, que cria um arranjo de árvores de decisão em que o treinamento é focado na combinação das árvores para aumentar a acurácia e estabilidade da predição (BELGIU; DRAGUT, 2016).

Nos processos de classificação outras informações podem subsidiar os algoritmos; alguns deles são os índices de vegetação (LUNETTA *et al.*, 2006; BELLÓN *et al.*, 2017). Os Índices de Vegetação são empregados na obtenção de parâmetros biofísicos e no monitoramento das alterações sazonais e fenológicas das superfícies vegetadas e referem-se à

medida de radiação eletromagnética refletida pela vegetação. A reflectância das folhas na faixa do visível é baixa em virtude da alta absorção da radiação dos pigmentos fotossintetizantes. Já na faixa do infravermelho próximo ocorre o espalhamento da radiação no interior das folhas. Como consequência, a reflectância torna-se alta. Atualmente, diversos índices têm sido propostos na literatura pautados nos parâmetros biofísicos da cobertura vegetal, tais como: biomassa, radiação ativa absorvida e Índice de Área Foliar (IAF) (PONZONI; SHIMABUKURO, 2007).

Os índices também são utilizados para o monitoramento e para identificação de áreas vulneráveis à perda da biodiversidade, tanto em ecossistemas em escala local ou regional. Nesse contexto, destaca-se o Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI), que expressa, de forma indireta, o vigor da vegetação em relação a sua robustez ou carência hídrica, às atividades sazonais e fenológicas, ao pico de verde e às mudanças fisiológicas das folhas. Além disso, os valores resultantes do NDVI variam de -1 a +1. Em superfícies com vegetação, o NDVI varia de 0 (quase sem vegetação) a 1 (totalmente ou na sua maioria vegetada). Para água e nuvens o NDVI é menor que 0 (JENSEN, 2011).

O estudo de Sano *et al.* (2008) indica que 39,5% do Cerrado tem suas áreas perturbadas; as classes pastagem cultivadas dominam 26,5 % do Cerrado e as culturas agrícolas 10,5%, o que evidencia a tendência de se substituir o Cerrado nativo por culturas e pastagens. Portanto, para reconhecer o padrão de evolução de uso, o monitoramento sistemático através do sensoriamento remoto e geoprocessamento é de vital importância para atingir conservação em extensas áreas de controle ambiental, como é o caso das Unidades de Conservação do Norte de Minas Gerais.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

Á área de estudo compreende três UCs, APA Cochá\Gibão, APA Rio Pandeiros e o Parque Estadual Veredas do Peruaçu (Figura 05) que estão localizadas no Norte do Estado de Minas Gerais entre as coordenadas 15°4'.30" de Latitude Sul e 43°26'.60" de Longitude Oeste. Foi acrescentado à área de estudo um aumento de área de 10 km² (Buffer), que representa a área de amortecimento das três unidades de conservação, sendo que, desta forma, a área de estudo totaliza 12.492,31 km².

As UCs estão inseridas nos limites municipais de Januária, Bonito de Minas e Cônego Marinho na margem esquerda do Rio São Francisco. Os rios que drenam as três UCs compõem três importantes sub-bacias do São Francisco, são elas: Rio Pandeiros e Rio Peruaçu, afluentes diretos do São Francisco, e os rios Cochá/Gibão, importantes contribuintes da Bacia do Rio Carinhanha, contribuinte do Rio São Francisco no estado da Bahia.

A área de estudo localiza-se em uma região de clima Tropical Subúmido-Úmido, próximo ao limite do Subúmido-Seco, em que o período chuvoso é entre os meses de outubro a março sendo os meses de novembro a janeiro os mais chuvosos. Já o período mais seco desenvolve-se entre junho e agosto. O índice pluviométrico varia entre 900 a 1250 mm anuais, mas não é diferente do que ocorre em toda mesorregião Norte de Minas. As chuvas ocorrem de forma irregular e em conjunto com a alta evapotranspiração regional, o que acaba gerando o registro de déficit hídrico em algumas localidades da região (ANTUNES, 1994).

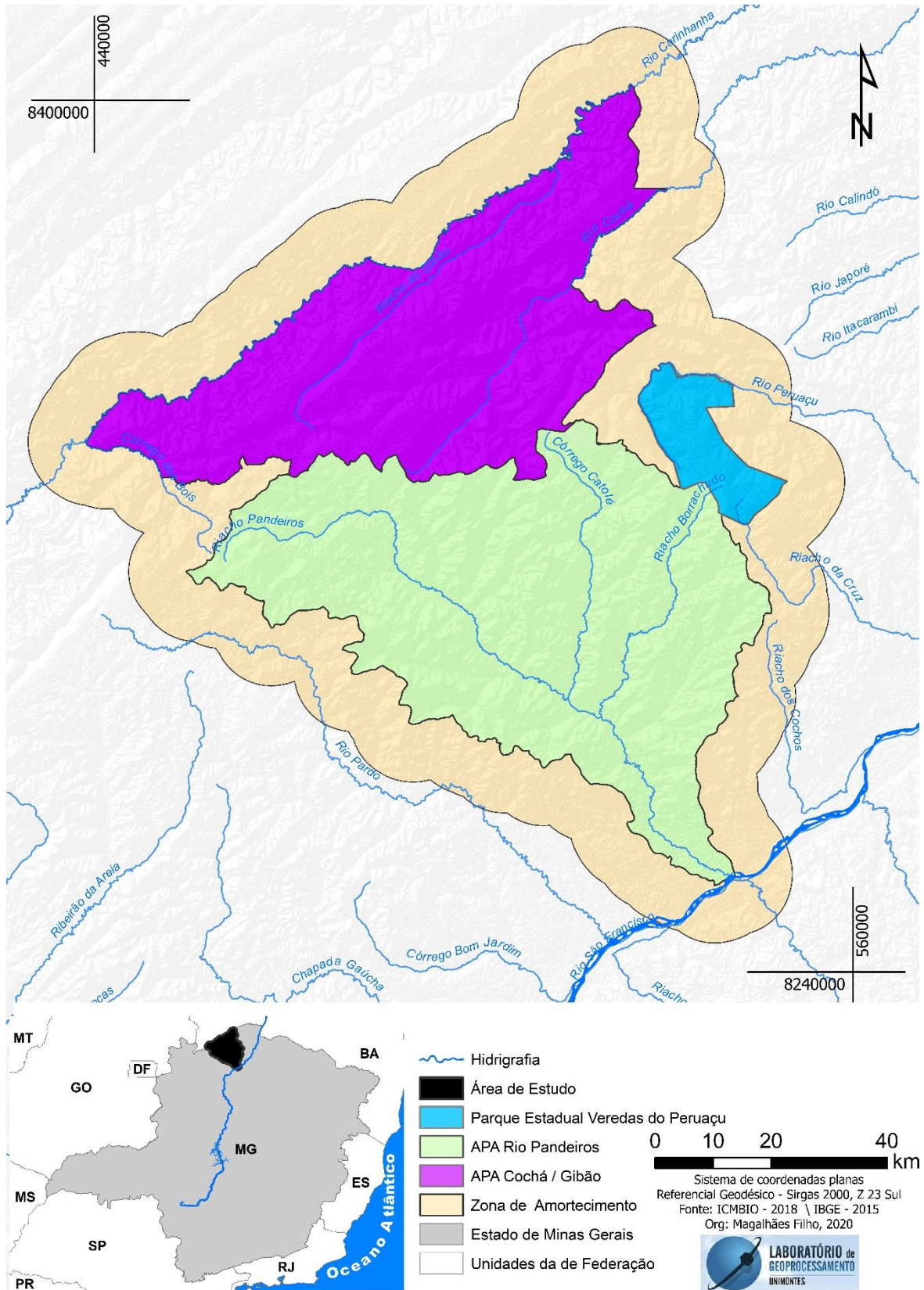


Figura 05 - Localização da área de estudo

Quanto à geotectônica, toda a área de estudo está inserida no Cráton São Francisco. Na região há as formações Serra das Araras e Posse, ambas do Grupo Urucua, constituídas por arenitos avermelhados por vezes laterizados ou arenitos brancos localmente com siltitos. Também são encontrados arenitos finos variando do quartzo até arenitos feldspáticos porosos (IGA, 2006).

Do grupo Bambuí há a formação da Lagoa do Jacaré, unidade geológica composta por calcilito a calcirrudito de retrabalhamento estratificado e maciço. O calcarenito aflora em estratos aplainados. A formação Serra da Santa Helena é composta por siltito – argilito com diversas cores de alterações, do esverdeado ao rosado – avermelhado. A estrutura sedimentar principal é a laminação planar paralela centimétrica (IGA, 2006).

A paisagem regional é consequência de processos de remoção de material sedimentar no período terciário (JACOMINE *et al.*, 1979). Desta maneira, a geomorfologia da área de estudo é a combinação de superfícies aplainadas, de vales rasos e da presença de morros residuais. Isolados na paisagem, estes morros são característicos da depressão periférica do São Francisco, que passou por processos de desnudação efetuado pela drenagem sobre a litologia de ardósia, metassiltitos e calcários (ROSS, 2006). A área de estudo possui terrenos que variam de 449 metros a 857 metros de altitude (Figura 06).

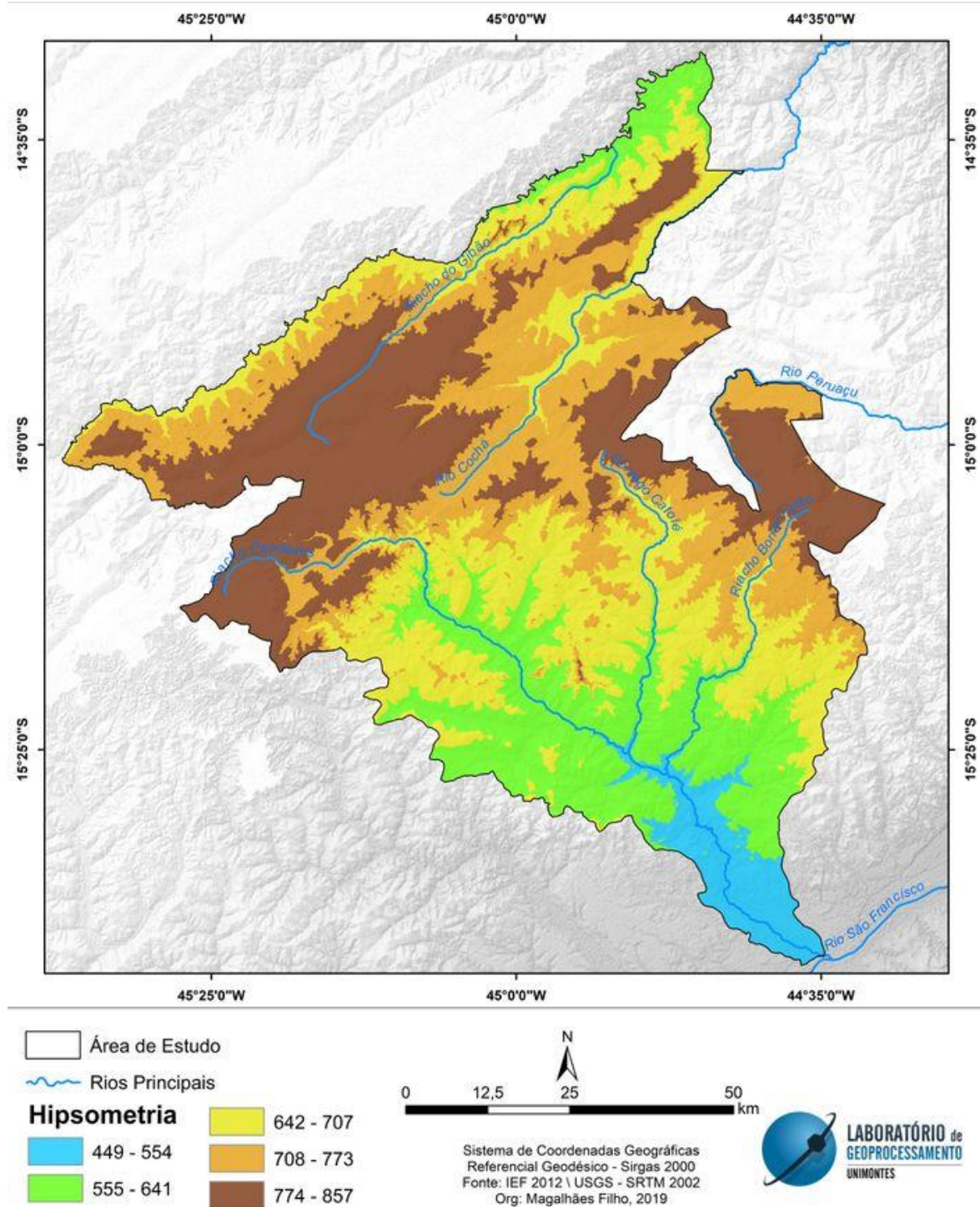


Figura 06 - Hipsometria da área de estudo

Na área das três UCs predominam os Latossolos Vermelhos – Amarelos e Neossolos Quartzarênicos Órticos. Nas áreas próximas às planícies fluviais ocorrem os Neossolos Flúvicos e nas áreas de Veredas, o Gleissolo Melânico e Gleissolo Háptico. Nessas áreas a montante do relevo são solos secos e solos formados por areia quartzosa. Já nas áreas mais baixas os solos são mais férteis e úmidos, principalmente nas Veredas (NEVES, 2011).

De acordo com o levantamento de solos do estado de Minas Gerais, atualizado pela Universidade Federal de Viçosa UFV – 2010, destacam-se nas UCs os solos com as seguintes associações às fases do relevo e vegetação: Solos da classe Cambissolo; - Cambissolo háplico eutróficos com textura argilosa associado ao Argissolo vermelho-amarelo eutrófico também de textura argilosa. Estes estão presentes em vegetações do tipo floresta caducifólia, relevo plano e suave ondulado.

Os solos da classe Gleissolo Melânico distrófico ocorrem em áreas úmidas, como as de ocorrência das Veredas, onde o relevo geralmente é plano a rebaixado. Já o Gleissolo Háplico está inserido em áreas abaciadas dentro do domínio de Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico com textura argilosa. Estes solos estão associados ao Cerrado *stricto sensu*.

O Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico de textura argilosa ocupa a área do Cerrado, relevo plano e suave ondulado; na área de estudo compete às altitudes mais elevadas, variando de 774 a 857 metros. Dentro das áreas em que predominam os Latossolos Vermelho Amarelo podem ocorrer o Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico, o Latossolo Vermelho eutrófico típico de textura argilosa e o Nitossolo Vermelho eutrófico típico. Estes são solos férteis e ocorrem nas manchas de floresta estacional, sobretudo em áreas mais acidentadas do relevo.

As áreas de Neossolo Flúvico eutrófico típico, nas quais também podem ocorrer Gleissolo Melânico distrófico e Gleissolo Háplico distrófico típico, são áreas de ocorrência das Matas Ciliares e de Galeria perenifólia ou subperenifólia em relevos aplainados.

As três unidades de conservação estão em uma região de transição entre os domínios morfoclimáticos do Cerrado e da Caatinga, sendo, então, a vegetação da região um gradiente que se distribui das formações florestais do Cerrado até as fitofisionomias campestres. No entanto, a vegetação predominante é o Cerrado *stricto sensu* em suas variações de porte: Cerrado Denso e Cerrado Típico. Também ocorre a floresta decídua (Mata Seca) em áreas de solos mais férteis e nos inselbergs cobrindo afloramentos de calcário (BORGES *et al.*, 2017).

Devido à considerável quantidade de córregos e rios existentes na região, ocorre o desenvolvimento de uma expressiva formação florestal as margens destes cursos d'água. As Matas Ciliares e de Galeria são de vital importância para a proteção da vida silvestre e a manutenção do equilíbrio no transporte de sedimentos. Entretanto, na APA Pandeiros estas matas sofrem progressiva alterações, fazendo com que vários pontos se tornem descontínuos. Tal intervenção se reproduz na APA Cochá e Gibão, que por também se tratar de uma unidade de uso sustentável a presença de moradores é recorrente (NUNES *et al.*, 2009).

No município de Bonito de Minas, as Veredas ocupam (70,73 km²) de seu território; já em Januária ocupam (49,26 km²). De acordo com Borges *et al.* (2017), estes municípios estão entre os que concentram as maiores áreas de ocorrência desta fitofisionomia. No mesmo estudo são contabilizadas (87) Veredas em Bonito de Minas e (57) em Januária. As APA's Rio Pandeiros, Cochá e Gibão e o Parque Veredas do Peruaçu se destacam pelo número de Veredas presente em seus terrenos. As Veredas estão diretamente ligadas ao abastecimento dos principais rios destas áreas, mantendo a constante a vazão de diversos córregos que são afluentes dos rios principais: Pandeiros, Peruaçu, Cochá e Gibão.

O Parque Estadual Veredas do Peruaçu foi criado em 27/09/1994, por meio do Decreto 36.070. Este parque é uma unidade do tipo PI com 334,84 km². Administrado pelo Instituto Estadual de Florestas (IEF - MG), ele foi criado com o objetivo de proteger a fauna e a flora regionais, as Veredas e sítios arqueológicos existentes, além de também fornecer condições ao desenvolvimento de pesquisas científicas e a ampliação do turismo ecológico na região (IEF, 2001).

A APA Rio Pandeiros foi criada 02/09/1995 por meio da Lei 11.901, que declara proteção ambiental as áreas de interesse ecológico situadas na bacia hidrográfica do rio Pandeiros, Minas Gerais (1995). A APA Pandeiros é uma unidade do tipo US com 4.086,99 km² de extensão territorial. Administrada pelo IEF – MG, a APA tem como objetivo proteger os mananciais e as várzeas alagadas, além das áreas de reprodução animal. Sendo assim, esta região foi incluída na área do pântano, que posteriormente foi transformado em Refúgio de Vida Silvestre através do Decreto nº 43910, de 5 de novembro de 2004 (IEF, 2008).

Já a APA Cochá e Gibão foi criada 11/05/2004 pelo Decreto 43.911, sendo uma unidade de US com 3.040,87 km². Também administrada pelo IEF – MG, a criação da APA objetiva proteger as formações de Cerrado do ecossistema local (IEF, 2008).

De acordo com os dados de população estimada do IBGE – 2018, os municípios que abrangem a área das UCs somam uma população de 86.311 habitantes. Os habitantes estão distribuídos da seguinte forma: Bonito de Minas (11.088), Cônego Marinho (7.595), Januária (67.628).

Atualmente, a economia destes municípios ainda está baseada na agropecuária de corte. O PIB per capita dos municípios registrado pelo IBGE – 2016 foi de: Bonito de Minas (R\$ 6.076,58), Cônego Marinho (R\$ 6.415,33), Januária (R\$ 9.283,74). Considerando o valor médio do Dólar para 2019 que é de (US\$ 3,70), é possível afirmar que os habitantes dos municípios de Bonito de Minas e Cônego Marinho sobrevivem com (US\$ 4,6) dólares por dia.

Assim, eles são, então, classificados em situação de renda média a baixa, segundo que é estabelecido pelo Banco Mundial, que classifica desta maneira os habitantes de países ou regiões que sobrevivem com valor igual ou inferior a (US\$ 5,50) dólares por dia.

Seguindo a faixa de desenvolvimento humano municipal desenvolvida pelo PNUD\IPEA, o IDHM de Bonito de Minas é 0,537, o que o classifica com um município de Baixo desenvolvimento humano. Já Cônego Marinho, com 0,621, se classifica como um município de Médio desenvolvimento humano, assim como Januária que tem o IDHM de 0,658.

Nos limites das APA's, existem diversas comunidades rurais que desenvolvem atividades agrícolas, como o cultivo de feijão, arroz, mandioca, milho e cana-de-açúcar. Elas também realizam o trabalho extrativista de frutos e sementes do Cerrado e das Veredas, como Favela, Sucupira, Pequi, Buriti, Cajú do Cerrado e Coco Macaúba. No entanto, é comum também encontrar propriedades rurais ali estabelecidas desde o período anterior à constituição das UCs, onde ocorre a criação de rebanho bovino.

3.2. Metodologia – uso e cobertura do solo nos anos: 1984, 2001 e 2018

Foi realizada uma revisão bibliográfica, reunindo autores que discutem sobre o Cerrado e suas fitofisionomias, dando ênfase aos estudos envolvendo as Unidades de Conservação, a legislação ambiental e as técnicas de monitoramento ambiental por sensoriamento remoto. O sistema metodológico adotado para o processamento dos dados e para a elaboração do uso e cobertura do solo nas UCs APA Pandeiros, Parque Veredas do Peruaçu e APA Cochá \ Gibão está sintetizado no fluxograma (Figura 07).

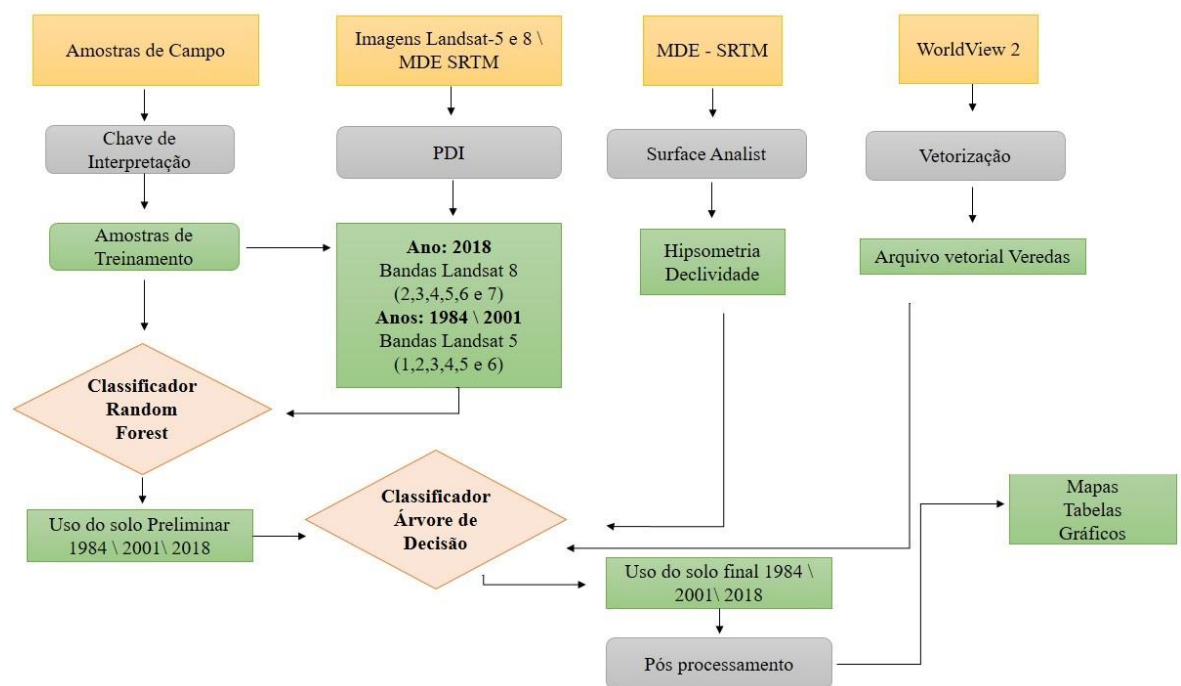


Figura 07 –Procedimentos metodológicos – mapeamento do uso e cobertura do solo
Org. Magalhães Filho, 2020

A aquisição dos dados foi iniciada em 2018, com imagens do satélite *Landsat 8* adquiridas no sitio eletrônico *United States Geological Survey (USGS)*. As imagens são do período seco que compreende os meses de junho a setembro, na órbita/pontos 219/70, 71 e 220/70, 71. As bandas utilizadas como entrada no mapeamento de uso e cobertura do solo são do comprimento de onda no (B2) Azul (0.450 - 0.51 μm), (B3) Verde (0.53 - 0.59 μm), (B4) Vermelho (0.64 - 0.67 μm), (B5) Infravermelho Próximo (0.85 - 0.88 μm), (B6) Infravermelho Médio 1 (1.57 - 1.65 μm) e (B7) Infravermelho Médio 2 (2.11 - 2.29 μm), com 30 metros de resolução espacial.

Posteriormente, adquiriu-se as imagens do *Landsat 5* referente aos anos de 1984 e 2001, também no período de junho a setembro. A série *Landsat* possui a mesma articulação de ponto e órbita para os satélites da quinta e oitava edição. O intervalo espectral dos produtos *Landsat 5* são: (B1) Azul (0,45 – 0,52 μm), (B2) Verde (0,50 – 0,60 μm), (B3) Vermelho (0,63 – 0,69 μm), (B4) Infra Vermelho próximo (0,76 – 0,90 μm), (B5) Infravermelho médio (1,55 – 1,75 μm), (B6) Infravermelho médio (2,08 – 2,35 μm).

A terceira etapa corresponde ao Processamento Digital das Imagens (PDI), realizada no *software* ENVI 5.3. Foi realizada a conversão radiométrica, convertendo seus valores de números digitais para valores físicos. Foram mantidas as resoluções radiométricas para cada imagem, *Landsat 5* 8 bits e *Landsat 8* 16 bits. (OLIVEIRA; PONZONI; MORAES, 2009). Em seguida, foi feito o empilhamento de bandas (composição espectral) por meio da ferramenta *Layer Stacking*. Posteriormente, removeu-se os efeitos atmosféricos usando o algoritmo de correção atmosférica FLAASH. Foi utilizado o modelo atmosférico tropical para imagens com visibilidade definida para 100 km (RODRIGUES, 2017). Por fim, foi construído o mosaico das três imagens no algoritmo *Seamless Mosaic* para cada ano do salto temporal (Figura 08).

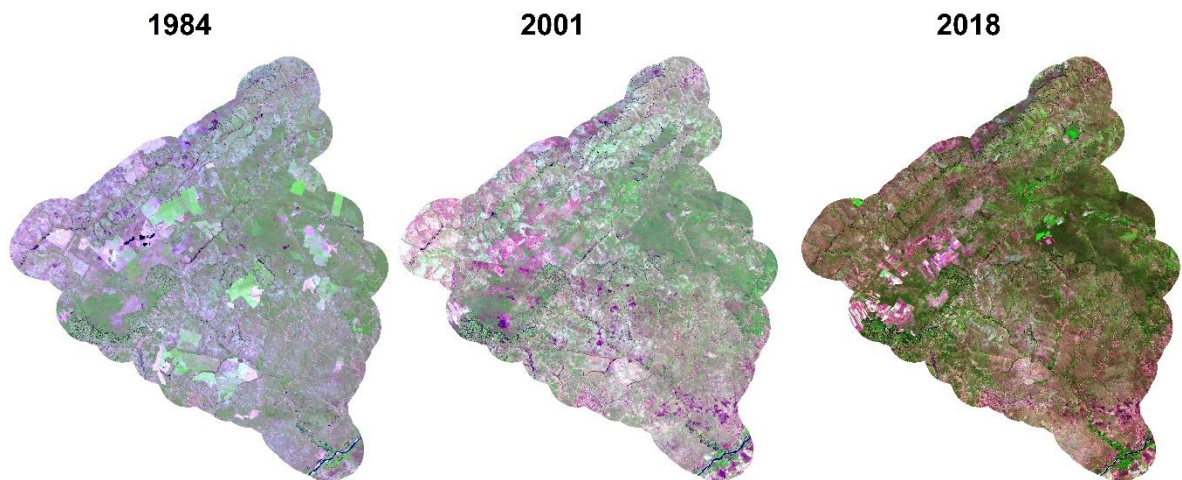


Figura 08: Mosaicos *Landsat* TM – 1984 \ 2001 e *Landsat* OLI\ TIRS - 2018
Fonte: USGS, 2018 - Org: Magalhães Filho, 2020

Na quarta etapa, realizou-se a interpretação visual da imagem de 2018, identificando 11 classes de mapeamento (Lâmina d'água, Mata Ciliar, Floresta Estacional Decidual, Cerrado *stricto sensu* típico e denso, Cerrado alterado, Pastagem, Solo exposto, Cultivo e Área Urbana). A interpretação destas classes se deu a partir dos valores físicos contidos em cada pixel, que foram interpretados a partir dos atributos visuais de cada alvo, como a coloração, a textura,

sombreamento e posição no terreno (RIBEIRO; WALTER, 1998; PANIZZA; FONSECA, 2011). Também foram realizados trabalhos de campo, o que possibilitou a coleta de amostras por pontos de GPS e um melhor entendimento da verdade terrestre da área de estudo.

Com as classes escolhidas e padronizadas, foi realizado o treinamento das amostras no ambiente do *software* Envi 5.3, usando a ferramenta *Region Of Interest* (ROI). O método de treinamento foi padronizado usando a proposta de Congalton (1991), indicando no mínimo 75 amostras de treinamento por classe. As amostras foram coletadas em polígonos de 4 pixels, gerando um total de 300 pixels por classe. As amostras treinadas sob a imagem de 2018 foram conferidas nas imagens de alta resolução disponíveis no *software Google Earth Pro* e imagens do satélite WorldView 2, disponibilizadas pelo Laboratório de Geoprocessamento da UNIMONTES.

As amostras de treinamento dos mapeamentos de 2001 e 1984 foram geradas utilizando o método de amostragem *Generate Random Sample Using Ground Truth Image*. Esta ferramenta do ENVI 5.3 gera uma amostragem aleatória proporcional que envolve todas as amostras em subgrupos homogêneos e em seguida cria uma aleatória simples para cada subgrupo. A ferramenta disponibiliza três tipos de amostragem: Aleatório estratificado, Aleatório Equalizado e Aleatória. Neste estudo foi adotado o método Aleatório Equalizado por ele dividir a população de pontos em subgrupos homogêneos, garantindo que o tamanho da amostra de cada classe seja o mesmo. Desta forma, independentemente do tamanho da classe, os valores e os tamanhos das amostras serão semelhantes. Posteriormente, os grupos de amostras foram supervisionados, momento em que alguns pontos de coleta foram deslocados para assegurar o padrão de qualidade das amostras.

A partir das imagens (mosaicos) e das respectivas amostras de treinamento das classes de uso e cobertura do solo, realizou-se a classificação supervisionada com o algoritmo Random Forest, associado ao *software* QGIS 3.8 (KARASIAK, 2016).

3.3. Desenvolvimento do Índice de Impacto Ecológico em Veredas

O indicador de impacto ecológico em Veredas desenvolvido é uma adaptação da metodologia de Shen *et al.* (2019). Esta metodologia considera os dados de cobertura vegetal, as métricas da paisagem, a biomassa obtida por sensoriamento remoto e os dados socioeconômicos e, sobretudo, a quantidade de rebanho por unidade administrativa. Estes dados

são parametrizados e têm pesos a eles atribuídos e, por fim, o cálculo do WDCI (*Wetlands Degradation Composite Index*) é gerado.

A escolha de adaptação deste método é devido à possibilidade de aplicar o monitoramento do impacto ecológico sofrido pelas Veredas por sensoriamento remoto, além de permitir uma análise para grandes áreas. O procedimento foi dividido em cinco etapas que estão resumidas na Figura 09.

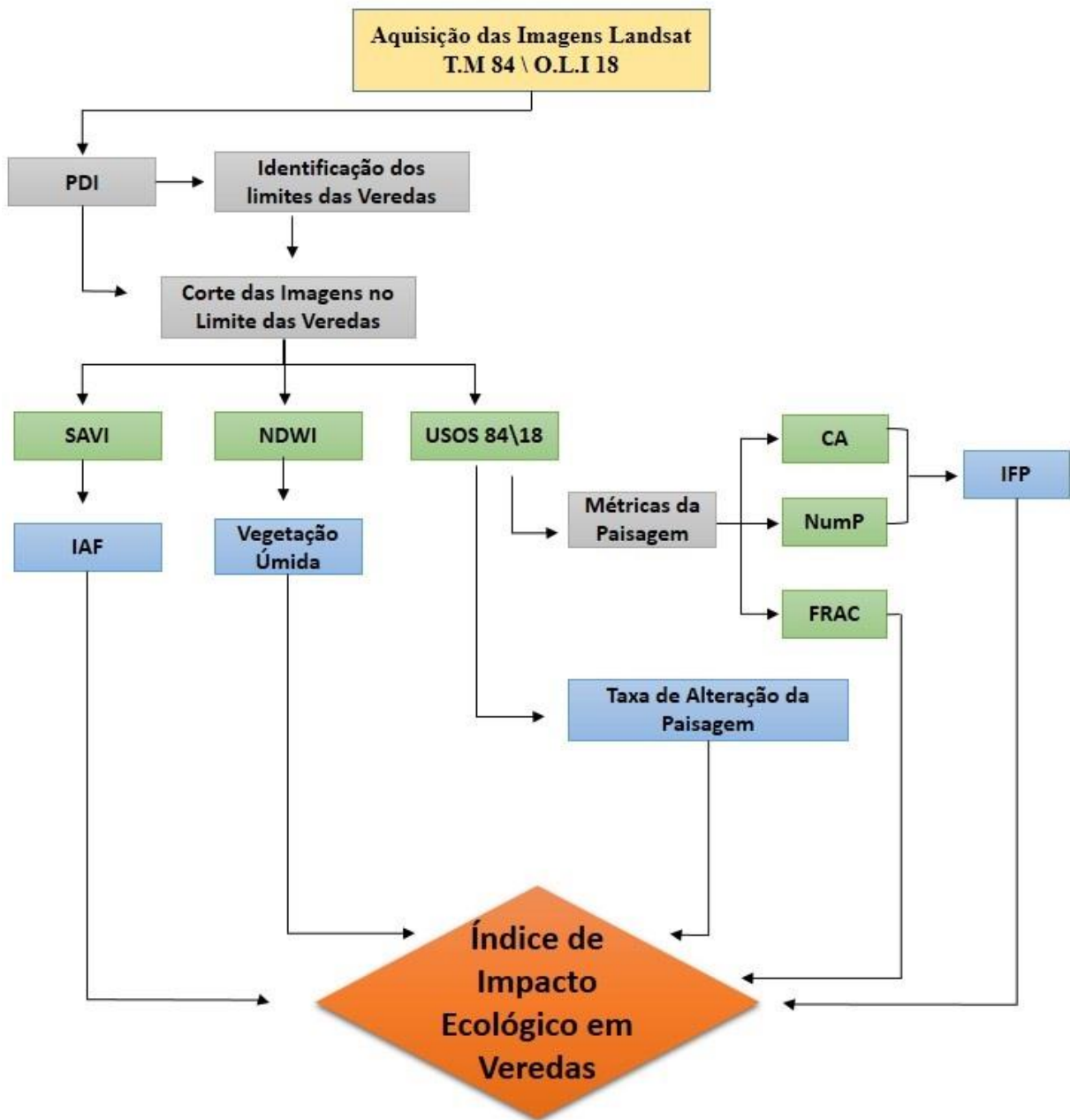


Figura 09: Fluxo de trabalho produção do IIEV
Org: Magalhães Filho, 2020

(i) Foi realizada a aquisição de imagens dos satélites Landsat TM\OLI 30X30 m (USGS-Serviço Geológico dos Estados Unidos) para os anos de 1984 e 2018, considerando os períodos de junho a setembro (período seco) e de outubro a abril (período de chuvas). Nas imagens, foi realizado o pré-processamento, envolvendo a correção radiométrica e atmosférica baseada no método de correção FLAASH.

(ii) Nesta etapa, foi realizada a construção de índices. Foi realizado também o cálculo do Índice de Vegetação Corrigido ao Solo (SAVI). Esse índice tem um melhor desempenho em comparação com o NDVI para as áreas com baixa cobertura vegetal (HUETE, 1988) em comparação ao NDVI. O SAVI pode ser obtido conforme a Equação 02.

$$SAVI = \frac{(P_{IVP} - P_V)}{(P_{IVP} + P_V)} (1 + L)$$

Equação 1 - Índice de Vegetação Ajustado para o Solo
Fonte: Huete, 1988

Nesta equação, L é uma constante determinada para minimizar o efeito do índice de vegetação nas variações de reflectância dos tipos de solo. Neste estudo, será utilizado o valor 0,5 para a constante L , pois na área de estudo a vegetação não é de alta densidade. O fator $(1 + L)$ assegura que o intervalo de valores do SAVI seja o mesmo que o do NDVI (entre -1+1).

Posteriormente, criou-se o Índice de Diferença Normalizada da Água (NDWI). De acordo com Gao (1996), o NDWI mede o teor de umidade na vegetação e é calculado através da reflectância do infravermelho próximo e infravermelho médio. O NDWI pode ser obtido conforme a Equação 03.

$$NDWI = \frac{P_{IVP} - P_{IVM}}{P_{IVP} + P_{IVM}}$$

Equação 2: Índice de Diferença Normalizada da Água
Fonte: Gao, 1996

Ainda na segunda etapa, foi calculado o Índice de Área Foliar que é definido pela razão entre a área foliar de toda a vegetação por unidade de área utilizada por essa vegetação, podendo ser obtido pela seguinte equação:

$$IAF = - \frac{\ln\left(\frac{0,69 - SAVI}{0,59}\right)}{0,91}$$

Equação 03: Índice de Área Foliar

(iii) Refere-se à identificação do ambiente de Veredas. Esta tarefa foi desenvolvida por meio da interpretação visual das imagens de alta resolução *WorldView 2* e do apoio das imagens *Landsat 5* e *8*. O objetivo nesta etapa era estabelecer um limite para o ecossistema para que fosse possível realizar a avaliação das Veredas tanto em 2018 quanto em 1984. Por isto os vetores foram constantemente adequados à interpretação da imagem *WorldView 2* (Figura 10).

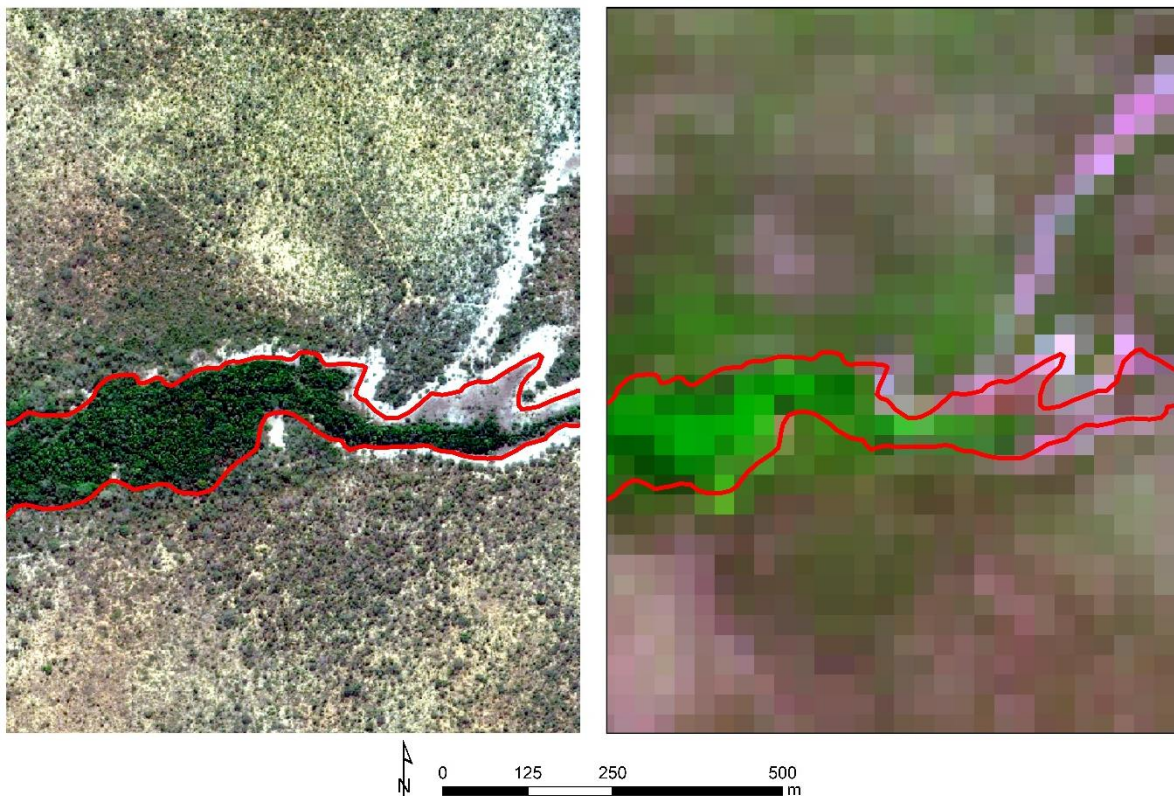


Figura 10: Diferença de resolução espacial dos produtos *WorldView 2* e *Landsat 5\ 8* e a adequação do vetor.
Org: Magalhães Filho, 2020

(iv) Foi desenvolvido o mapeamento de uso e cobertura do solo nos limites cartográficos do subsistema Veredas para os anos de 1984 e 2018. Nestes produtos, foram estabelecidas as classes: Arbóreo, Herbáceo e Outros. A classe denominada outros representa todo tipo de resposta espectral que não seja herbáceo ou arbóreo.

(v) Iniciou-se a produção dos dados de entrada no Índice de Impacto Ecológico em Veredas (IIEV). De acordo com nível de análise a ser desenvolvida, cada produto foi gerado utilizando os dados desenvolvidos até a quarta etapa.

A taxa de variação da área úmida será o dado que apontará o grau de mudança da área úmida ao longo dos anos e determinará a porcentagem da área úmida original existente e da

perdida em relação ao primeiro ano de análise. O cálculo da taxa de alteração de área úmida e desenvolvido a partir da Equação 04:

$$TX\ alt = \frac{(Ai - Af)}{Af} \times 100\%$$

Equação 04: Cálculo da Taxa de alteração da área úmida

Fonte: Shen *et al.*, 2019

Na equação em questão, *TX alt* é a taxa de alteração da área úmida, (*Af*) é a área final da área úmida (referindo-se a área úmida das Veredas de 2018); (*Ai*) seria a área inicial da área úmida (referindo-se ao computo das áreas úmidas de 1984). Aqui considera-se área úmida a junção das classes Arbóreo e Herbáceo obtidas nos mapeamentos de uso e cobertura do solo de 2018 e 1984.

Com o intuito de avaliar a estrutura da vegetação das Veredas por meio de Sensoriamento Remoto, foram desenvolvidos índices e métricas da paisagem. Estas medidas trazem orientação quantitativa da análise da paisagem apoiada por SIG e apontam o estado do fluxo de energia, matéria e organismos distribuídos de acordo com o uso e cobertura do solo. Há inúmeras métricas de paisagem com variadas interpretações ecológicas. Ao fazer escolha por um determinado índice é necessária atenção ao efeito de tamanho, uma vez que isso significa que um mesmo índice pode mostrar valores diferentes para escalas diferentes (LANG; BLASCHKE, 2009; TURNER; GARDNER, 2015).

Usando o pacote livre *Patch Analyst* instalado no *software* ArcMap 10.5, calculou-se 15 índices de métricas da paisagem para as 61 Veredas analisadas. Três índices de métricas da paisagem Área da Classe (CA), Número de manchas (NumP), Dimensão Fractal (FRAC) foram escolhidos para compor a análise de integridade ambiental das Veredas por eles representarem as informações da paisagem tanto de áreas grandes quanto de áreas menores. A FRAC (Dimensão Fractal) representa a complexidade de forma das manchas, em que os valores próximos de 01 representam perímetros simples e mais antrópicos; já perímetros com valores mais próximos de 02 representam perímetros complexos e, teoricamente, ambientes naturais saudáveis. A CA expressa área total da classe, o somatório de todas as manchas de uma determinada classe de uso e cobertura do solo. O NumP indica o número total de manchas por tipo de classe.

A partir destes dois últimos índices, CA e NumP, foi gerado o Índice de Fragmentação da Paisagem (IFP) pela equação 05:

$$IFP = NumP \div CA$$

Equação 05: Índice de Fragmentação da Paisagem

Fonte: Shen *et al.*, 2019

Na equação, IFP é o Índice de Fragmentação da Paisagem, NumP o número de manchas de uma classe específica e CA é a área total de uma classe específica. Quanto maior for o valor do IFP, maior o grau de fragmentação da paisagem analisada.

A vegetação úmida é a Vereda propriamente dita; então as condições dessa vegetação reverberam diretamente no equilíbrio ecológico do subsistema. Desta forma, as informações da cobertura vegetal úmida obtida pelo NDWI sazonal e o Vigor da Vegetação obtido IAF entram como indicadores primários da estrutura e do vigor da vegetação, sendo um importante parâmetro de avaliação do nível de saúde em que a Vereda se encontra. O nível de umidade do dossel da área úmida pode destacar condições mais sensíveis da vegetação, como possíveis declínios de função da vegetação (LIU, 2019).

A Cobertura Vegetal úmida foi gerada a partir da média dos 04 produtos NDWI (NDWI Período Seco 1, NDWI período Seco 2, NDWI chuvoso 1, NDWI chuvoso 2). Posteriormente, as 04 imagens foram inseridas na ferramenta *Raster Calculator* contida no *software Arcmap 10.5*, sendo calculada a média aritmética das quatro imagens NDWI. Desta forma, foi gerada uma única imagem com a média dos 04 produtos NDWI de entrada, substituindo assim a resposta espectral de um único momento por uma imagem que represente a média de um ano, cobrindo os principais picos de sazonalidade de 2018.

A avaliação de vigor da vegetação normalmente é extraída pela biomassa tradicionalmente obtida através de métodos empíricos, com variados coeficientes de correlação e com a necessidade de inúmeras campanhas de campo para coleta de dados, tornando o processo dispendioso e de elevado valor financeiro para analisar diversas áreas ao mesmo tempo.

No entanto, o IAF proposto por Allen (2002) é uma alternativa viável, objetiva e amplamente utilizada na caracterização do dossel de vegetação por sensoriamento remoto. A área foliar do dossel está associado aos processos biofísicos, à fotossíntese das plantas, ao fluxo de absorção do carbono e ao processo de evapotranspiração (CAMPOS-TABERNER *et al.*, 2016). Por estas características, o IAF foi escolhido como parâmetro de avaliação das funções físicas da Vereda.

Os procedimentos metodológicos explicados acima determinaram produtos que caracterizam o nível de impacto ecológico das Veredas quanto a sua estrutura, função e

alterações de suas áreas úmidas. Adiante os dados foram reclassificados, levando em consideração seus valores máximos, mínimos e intervalos de comparação. Desta forma, todos os atributos seguiram uma única lógica de representação.

Optou-se por utilizar como valores de referência de pesos para cada produto os valores sugeridos por SHEN *et al.*, 2019. Os métodos aplicados por (MALEKMOHAMMADI; BLOUCHI, 2014; CHATTERJEE *et al.*, 2015; WANG, 2015; XIA *et al.*, 2017; SHEN *et al.*, 2019) descrevem cenários de perturbação ambiental semelhante a estudos que tratam especificamente da fitofisionomia Vereda no Norte de Minas Gerais (MAILLARD *et al.*, 2009; BOAVENTURA, 1981; SILVA, 2009; MELO, 2008), indo também de acordo com o cenário detectado nos trabalhos de campo.

Portanto, os valores de referência dos pesos ficaram da seguinte forma: Taxa de Alteração da área úmida (0,539), Dimensão Fractal (0,040), Índice de Fragmentação da Paisagem (0,122), Biomassa estimada (0,110), Cobertura Vegetal (0,178). Em seguida foi realizado o cálculo do Indicador de Impacto Ecológico em Veredas (IIEV). Usando a ferramenta *Raster Calculator* no *software* ArcMap 10.5 com a fórmula da Equação 06, tem-se o seguinte

$$IIEV = 0,539 TX alt + 0,040 D FRAC + 0,122 IFP + 0,110 Biomassa Estimada + 0,178 Cobertura Vegetal Úmida$$

Equação 06: Índice de Impacto Ecológico em Veredas

Fonte: adaptado de Shen *et al.*, 2019

O IIEV é um indicador adimensional e quanto menor o seu valor maior o nível de impacto ecológico da Vereda.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Análise do uso e cobertura do solo

O mapeamento de uso e cobertura do solo em série temporal das UCs APAs Pandeiros e Cochá\Gibão e o Parque Veredas do Peruaçu considerou as classes em dois níveis, dividindo em Ambiente natural e Áreas antrópicas. O Ambiente natural se ramifica no segundo nível para as classes: Corpos hídricos, Floresta Estacional Decidual (FED), Mata Ciliar e Cerrado, sendo os corpos hídricos representados por pequenas lagoas, a lâmina d'água do rio São Francisco e seus afluentes perenes. As Áreas antrópicas são representadas pelas classes: Cultivos, Área Urbana, Pastagem e Cerrado Alterado.

Em geral, as alterações na paisagem ocorrem principalmente nas áreas de relevo plano a suavemente ondulados, nos divisores de água das bacias, nas margens e nas proximidades dos cursos d'água. Isso deve-se ao fato destas áreas possuírem os melhores solos e as melhores condições de manejo para atividade agropecuária (OLIVEIRA *et al.*, 2013).

Os mapas de uso e cobertura do solo foram validados com as regiões de interesse coletadas a partir das imagens de alta resolução WorldView 2 (2018) e do software Google Earth Pró (1984 e 2001). A acurácia geral e o coeficiente Kappa das tabelas 02, 03 e 04 apontam níveis de boa qualidade para os anos mapeados.

Tabela 02: Matriz de confusão do mapeamento de 1984 em (%)

Classes	Copos Hídricos	FED	Cerrado	M. Ciliar	Cerrado alterado	Cultivo	Solo exposto	Pastagem	Área Urbana	Total
Copos Hídricos	86.6									8.95
FED		70								7.23
Cerrado	11.6	3.3	80	6.6	6.6			9.68		12.22
M. Ciliar		6.6	13.3	73.3						9.64
Cerrado alterado			6.6	13.3	86.6			3.23		11.36
Cultivo						100				10.33
Solo exposto					6.6		100		13.7	19.45
Pastagem	1.6	20		6.6				87.1	13.7	13.60
Área Urbana									72.4	7.23
Total	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Acurácia geral = 85,19%, Coeficiente Kappa = 0.83

Tabela 03: Matriz de confusão do mapeamento de 2001 em (%)

Classes	Copos Hídricos	FED	Cerrado	M. Ciliar	Cerrado alterado	Cultivo	Solo exposto	Pastagem	Área Urbana	Total
Copos Hídricos	100									11.11
FED		80								8.89
Cerrado			90		10					11.11
M. Ciliar			10	100						12.22
Cerrado alterado		2.5			85			10		10.83
Cultivo						100				11.11
Solo exposto							100		15	12.78
Pastagem		17.5			5			90		12.50
Área Urbana									85	9.44
Total	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Acurácia geral = 92,2%, Coeficiente Kappa = 0.91

Tabela 04: Matriz de confusão do mapeamento de 2018 em (%)

Classes	Copos Hídricos	FED	Cerrado	M. Ciliar	Cerrado alterado	Cultivo	Solo exposto	Pastagem	Área Urbana	Total
Copos Hídricos	81.8									9.28
FED		77.7								7.22
Cerrado	12.1		88.8	17.1	21.0			25		19.59
M. Ciliar	6			82.8						10.65
Cerrado alterado		14.81	11.1		68.4			3.5	3.5	12.37
Cultivo						100				10.31
Solo exposto		7.41					100		10.7	14.09
Pastagem					10.53			71.4		8.25
Área Urbana									85.7	8.25
Total	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00

Acurácia geral = 84,19 %, Coeficiente Kappa = 0.82

4.1.1. Uso e cobertura do solo em 1984

A paisagem nas UCs apresenta boa concentração de vegetação natural, com grandes remanescentes que somam 8.106,31 km² (65,2 % do território da área de estudo). As áreas de uso antrópico ocupam 4.550,46 km² (36,4% do território da área de estudo) e estão espalhadas pelas chapadas, nos interflúvios e nas margens dos rios. Os corpos hídricos ocupam 34,65 km²

(0,28% do território mapeado). A Tabela 05 apresenta as áreas e os percentuais para as classes dentro dos níveis 01 e 02. A classificação de Uso e cobertura do solo nas UCs APAP, APACG, PEVP 1984 está apresentado na Figura 11.

Tabela 05: Uso e cobertura do solo APAP, APACG, PEVP 1984

Classes de Nível 01	1984		Classes de Nível 02	1984	
	km ²	%		km ²	%
Área de Vegetação Natural e corpos hídricos	8139,96	65,2	Corpos Hídricos	34,65	00,28
			Cerrado	7464,71	59,76
			FED	104,3	00,83
			Mata Ciliar	536,3	04,29
			Vegetação Alterada	2468,1	19,76
Área de influência Antrópica	4550,46	36,4	Pastagem	260,25	02,08
			Solo exposto	38,42	00,31
			Cultivo	1783,57	14,28%
			Área Urbana	0,12	0%

A vegetação natural está subdividida em FED, que está totalmente concentrada na porção sul da área de estudo somando 104,3 km² (0,83%), localizada sobre estruturas de calcário e à margem direita do Rio São Francisco. As áreas detectadas estão de acordo com a descrição de Espírito-Santo (2006), formadas por fragmentos naturalmente descontínuos com bordas bem definidas devido à transição da qualidade de solo.

A Mata Ciliar apresenta o somatório das áreas de vegetação ciliar, Veredas e o pântano do rio Pandeiros. Esta classe no ano de 1984 ocupava 536,3 km² (4,29%). A mata ciliar é fragmentada e há inserção das Vegetação Alterada ou Pastagem (Figura 11). Áreas de vegetação ciliar funcionam como zona de transição dos ecossistemas terrestres para os aquáticos e desempenham funções como a redução da carga de nutrientes e de sedimentos no leito dos rios, redução de erosões e fornecem sombra e habitat para animais terrestres e aquáticos (ALEMU *et al.*, 2017).

O uso do solo antrópico próximo a estrutura da vegetação ciliar tende a fragmentar a vegetação ribeirinha, sendo que a fragmentação deixa essas áreas vulneráveis a atividades que as impactam negativamente, como o deslocamento de animais, o uso agrícolas que causam a compactação do solo e a diminuição na qualidade da água devido ao uso intensivo de fertilizantes (FERNANDES *et al.*, 2011; TANIWAKI *et al.*, 2017).

A vegetação de Cerrado é a maior classe de cobertura do solo, cobrindo 7.464,71 km² (59,76%), apresenta boa distribuição e com poucas interrupções de uso antrópico nas porções

sudeste e leste, com muita alteração na porção nordeste, principalmente nos limites com a Bahia, com o município de chapada Gaúcha e próximo ao médio curso do rio Pandeiros.

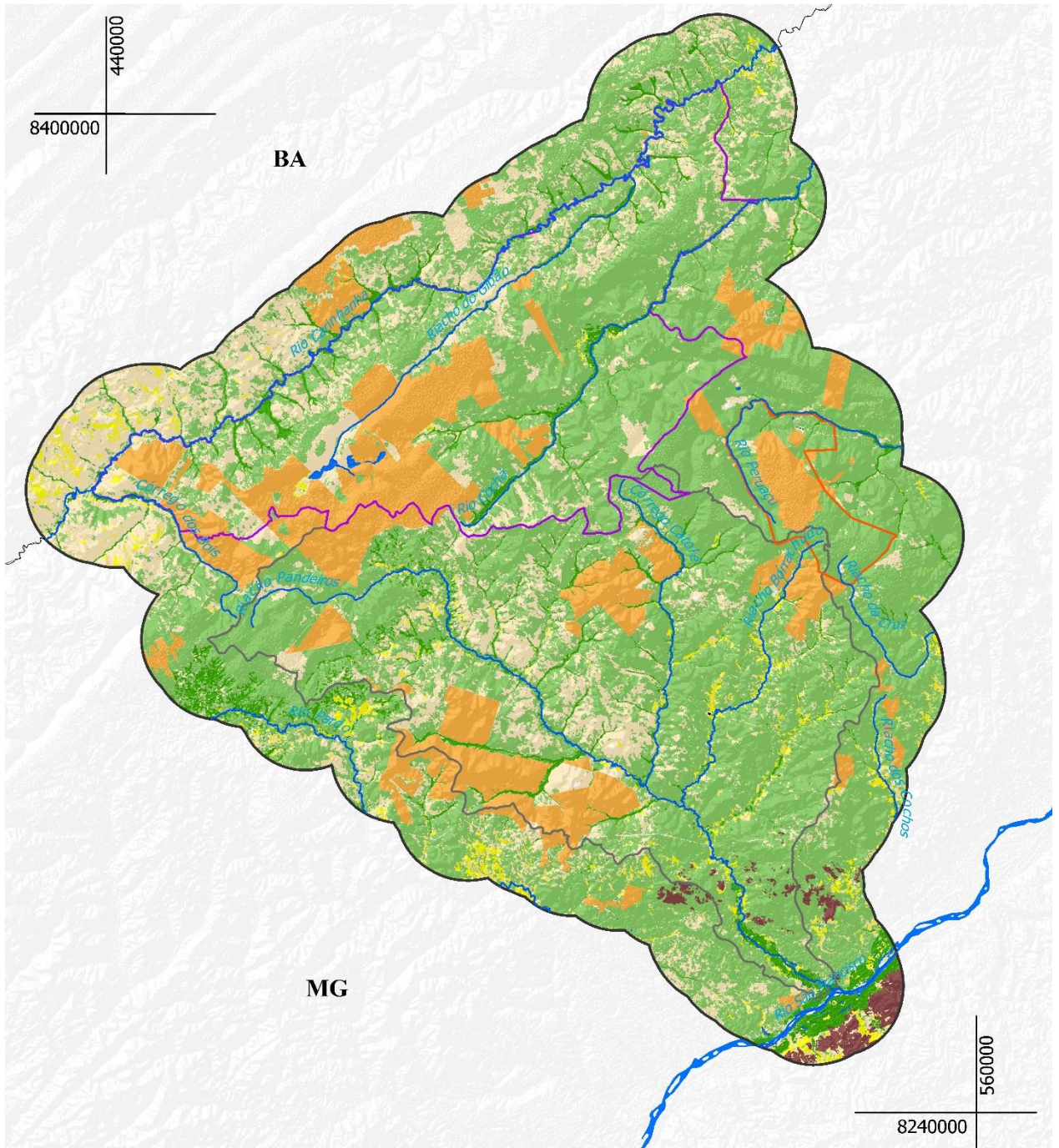
O povoamento dessa região próxima ao rio Pandeiros se deu por volta de 1957 com a construção da Pequena Central Hidrelétrica Pandeiros (PCH Pandeiros). A ocupação e, por consequência, a exploração do Cerrado se intensificaram nas décadas de 1960 e 1970, com a chegada dos projetos de reflorestamento de eucalipto para a produção de carvão vegetal (DIAS; MOSCHINI; TREVISAN, 2017), o que pode ter levado a uma maior alteração de vegetação natural.

A classe Vegetação alterada está concentrada na área central no médio curso do rio Pandeiros e em sua porção norte, concentrando-se nas proximidades da nascente do rio Gibão e no limite com o estado da Bahia e ocupa 2.468,1 km² (19,76%). Esta classe associa-se a áreas constantemente afetadas pelo fogo, com supressão da vegetação para retirada de lenha ou explorada a décadas pela monocultura (BETHONICO; CUNHA, 2009). Nestas áreas, a regeneração não conseguiu atingir o seu ápice e possuem, assim, status de densidade vegetal inferior ao Cerrado natural.













Os pastos estão localizados principalmente às margens dos cursos d'água, próximo ao pântano do rio Pandeiros e à margem direita do Rio São Francisco, interrompendo áreas de Floresta Estacional Decidual. A pastagem, apesar de cobrir áreas concentradas na paisagem, é responsável por processos de degradação, pois a vegetação gramínea associada a solos arenosos torna a área vulnerável ao pisoteio, o que corrobora para a aceleração de processos erosivos (FONSECA, 2011).

A classe cultivo compreende todas as feições ligadas à agricultura no território mapeado, à cultura com pivô, à agricultura perene e sazonal e à silvicultura. Em 1984 existia o predomínio da monocultura de arroz, algodão e silvicultura. A classe representa 1.783,57 km² (14,28%), ocupando principalmente as áreas planas das chapadas nas altitudes entre 774 e 857 metros e em várias áreas de relevo suave a ondulado, entre as linhas de drenagem. A questão da agricultura, além da sua ocupação e da forma a qual é manejada, é um fator de extrema importância para determinar a conservação de um local. Desde o princípio da ocupação desta região, são realizadas queimadas e a prática de carvoejamento (NUNES *et al.*, 2009).

As demais classes de influência antrópica possuem áreas pouco expressivas. A área urbana corresponde a sede do município de Bonito de Minas, possuindo 0,12 km². Em seguida Solo Exposto com manchas pontuais de 38,42 km² (0,31%) estão cercadas por Vegetação Alterada.



Uso e Cobertura do Solo - 1984

- | | | | |
|---|------------------------------|---|------------------------------------|
|  | Corpos Hídricos |  | Parque Estadual Veredas do Peruaçu |
|  | Cerrado |  | APA Cochá / Gibão |
|  | Floresta Estacional Decidual |  | APA Rio Pandeiros |
|  | Mata Ciliar | | |
|  | Cerrado Alterado | | |
|  | Pastagem | | |
|  | Solo Exposto | | |
|  | Cultivo | | |
|  | Área Urbana | | |

0 10 20 40 km

Sistema de coordenadas planas
Referencial Geodésico - Sirgas 2000, Z 23 Sul
Fonte: Landsat 5 \ USGS - 2018
Org: Magalhães Filho, 2020



Figura 11: Mapa de Uso e cobertura do solo referente ao ano de 1984

4.1.2. Uso e cobertura do solo em 2001

A paisagem da área de estudo apresenta grande modificação no ano de 2001 em relação a 1984. A mudança mais marcante é a ausência das grandes áreas de cultivos, que eram abundantes no mapeamento do ano anterior. A vegetação natural se expande registrando 9.026,72 km², um aumento de 11% em relação a década de 80 já os usos antrópicos reduzem para 3.462,47 km² (27,7%). Os corpos hídricos ocupam 30,78 km² (0,25 %) que, ao contrário da vegetação natural, tiveram uma regressão de 3,87 km². A Tabela 06 aponta as áreas e os percentuais para as classes dos níveis 01 e 02. A classificação de Uso e cobertura do solo nas UCs APAP, APACG, PEVP - 2001 está apresentada na Figura 12.

Tabela 06: Uso e cobertura do solo APAP, APACG, PEVP 2001

Classes de Nível 01	2001		Classes de Nível 02	Área 2001	
	km ²	%		km ²	%
Área de Vegetação Natural e corpos hídricos	9026,72	72,3	Corpos Hídricos	30,78	00,25
			Cerrado	8566,33	68,57
			FED	68,56	00,55
			Mata Ciliar	361,05	02,89
			Vegetação Alterada	3048,56	24,40
Área de influência Antrópica	3462,47	27,7	Pastagem	208,41	01,67
			Solo exposto	123,91	00,99
			Cultivo	81,34	00,65
			Área Urbana	0,25	0

As áreas de Cerrado expandiram ocupando 8.566,33 km² (68,57%), o que pode ser relacionado com o abandono de diversas áreas de cultivo. Com a criação das Unidades de Conservação APA Pandeiros em 1995 e o Parque Estadual Veredas do Peruacu em 1994, restrições de manejo foram impostas a região. Nas décadas de 1960 e 1970, o estado de Minas Gerais concedeu benefícios fiscais e arrendou terras a contratos de duas a três décadas, com prazo final dos contratos em 2000. Isto, aliado a legislação vigente após criação das UCs, não permitiu a renovação dos contratos no início dos anos 2000 (CERQUEIRA, 2016).

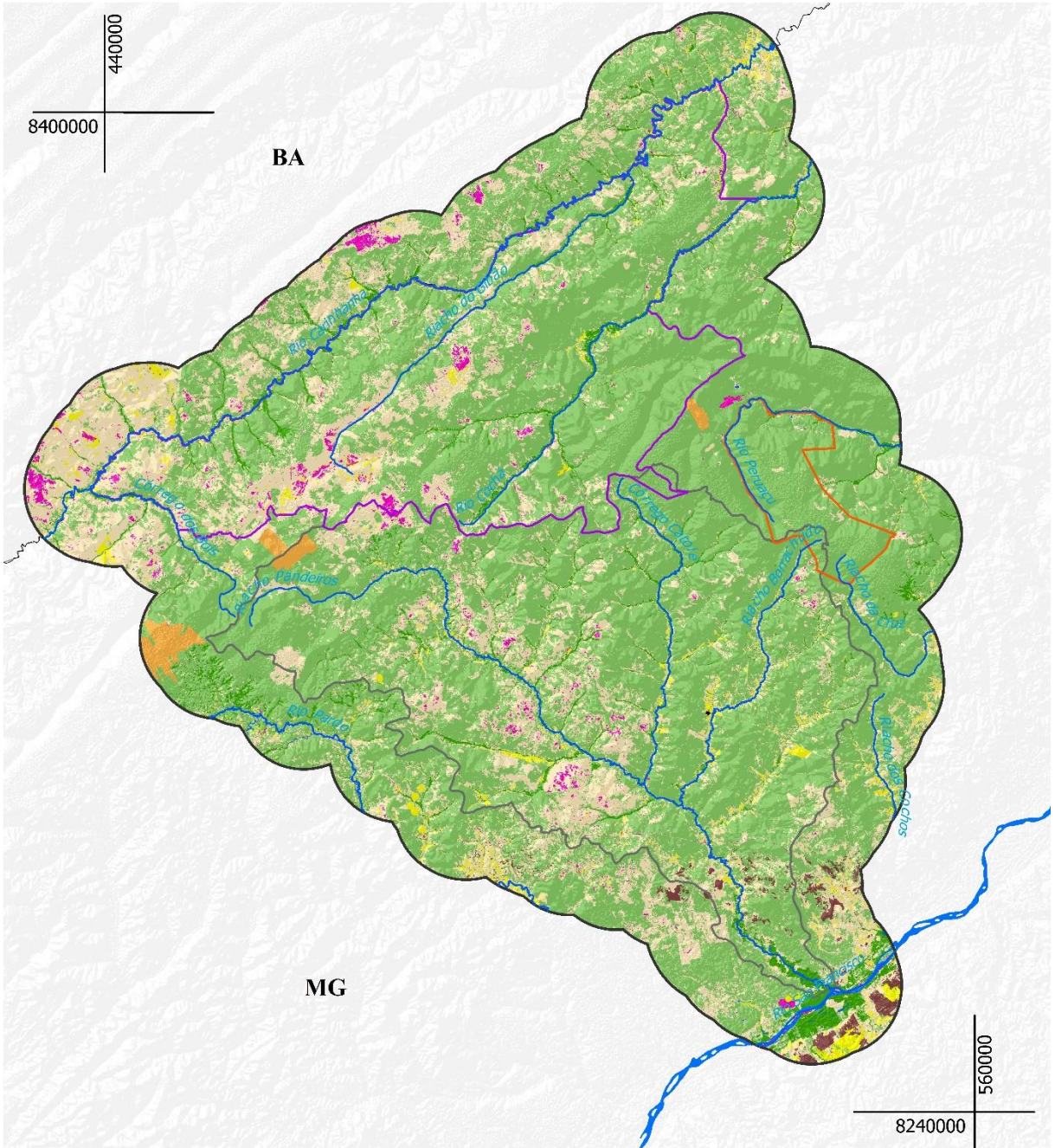
A FED tem redução de 34% da sua área em relação a 1984, sendo registrado a cobertura de 68,56 km² (0,55%) em 2001. O desmatamento da FED na mesorregião Norte de Minas segue um padrão em que as taxas de desmatamento são elevadas em municípios de grande extensão territorial, com vocação econômica para a agropecuária e em áreas planas (DUPIN *et al.*, 2018).

Isso está em total convergência com o município de Januária, município onde a FED mapeada se concentra.

A Mata Ciliar é outra classe de vegetação natural que passa por redução de 32,7% de área, ainda que protegida pelo Código Florestal Brasileiro, Lei 12.651 de 25 maio de 2012. O mapa de uso e cobertura do solo em 2001 aponta diversas áreas em que a Mata Ciliar é interrompida por pastagens, solo exposto ou vegetação secundária ao longo dos Rios Pandeiros, Borrachudo e Catulé. Este fato foi evidenciado por Rodrigues (2009), que destaca a fragmentação ou a inexistência da vegetação ciliar ao longo do curso do rio Pandeiros, apontando ainda a atividade agropecuária como principal vetor de supressão desta vegetação.

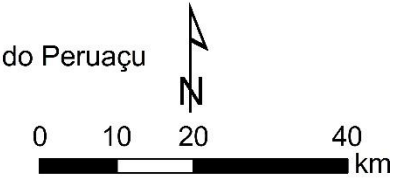
A classe Vegetação alterada teve sua área de cobertura expandida registrando 3.048,56 km² (24,4%), um acréscimo de 23,5% em relação a 1984. Outra classe que também expandiu foi o Solo exposto, sendo detectado 123,91 km² (0,99%). Seguindo a tendência de expansão da influência antrópica, a Área urbana também registra aumento de sua área, sendo computado 0,25 km² de crescimento dessa classe. É um considerável aumento em relação a sua própria área, mas, no contexto geral da área mapeada, é de pouca expressão. Em contrapartida, a pastagem passou por redução de área de 1984 a 2001, uma vez que perdeu 51,84 km² sendo mapeado em 2001 208,41km² (1,67%) do espaço mapeado.

As classes de usos antrópicos que detinham maiores áreas, Cultivo e Pastagem, tiveram massiva perda de cobertura. Isso promoveu uma considerável regeneração da vegetação natural, destacando-se neste movimento a classe Cerrado, o que confirmou a grande capacidade de resiliência desta vegetação, capaz de se recuperar em ambientes de cultivos ou pastos abandonados (DIAS; MOSCHINI; TREVISAN, 2017).



Uso e Cobertura do Solo -2001

- | | |
|------------------------------|------------------------------------|
| Corpos Hídricos | Parque Estadual Veredas do Peruaçu |
| Cerrado | APA Cochá / Gibão |
| Floresta Estacional Decidual | APA Rio Pandeiros |
| Mata Ciliar | |
| Cerrado Alterado | |
| Pastagem | |
| Solo Exposto | |
| Cultivo | |
| Área Urbana | |



Sistema de coordenadas planas
Referencial Geodésico - Sirgas 2000, Z 23 Sul
Fonte: Landsat 5 \ USGS - 2018
Org: Magalhães Filho, 2020



Figura 12: Mapa de Uso e cobertura do solo referente ao ano de 2001

4.1.3. Uso e cobertura do solo em 2018

Em 2018 é percebida a retomada da apropriação antrópica sob o espaço da área de estudo quando comparado ao período de 2001. A vegetação natural declina proporcionalmente ao avanço das classes sob influência antrópica. A vegetação natural cobre 7.852,58 km² (62,9%), já os corpos hídricos 20,50 km² (0,16%). Em 2018, a classe de corpos hídricos é representada apenas pelo curso d'água do São Francisco e algumas lagoas do pântano do rio Pandeiros.

Os usos antrópicos expandiram de forma desigual pela paisagem: as classes possuem características próprias de avanço sob o espaço que está associado às condições do ambiente natural e à forma de interação (produção) do homem. A área de influência antrópica foi registrada com 4.618,95 km² (37%). A Tabela 07 aponta as áreas e os percentuais para as classes dos níveis 01 e 02. A classificação de Uso e cobertura do solo nas UCs APAP, APACG, PEVP - 2018 está apresentada na Figura 13.

Tabela 07: Uso e cobertura do solo APAP, APACG, PEVP 2018

Classes de Nível 01	2018		Classes de Nível 02	Área 2001	
	km ²	%		km ²	%
Área de Vegetação Natural e corpos hídricos	7852,58	62,9	Corpos Hídricos	20,50	00,16
			Cerrado	7359,59	58,91
			FED	68,06	00,54
			Mata Ciliar	424,93	03,40
			Vegetação Alterada	3616,24	28,95
Área de influência Antrópica	4618,95	37,0	Pastagem	348,65	02,79
			Solo exposto	166,92	01,34
			Cultivo	486,51	3,89
			Área Urbana	63	0

O mapeamento de 2018 aponta um aumento de 17,7% na classe Mata Ciliar em relação a 2001. Vários dos cultivos desativados no início dos anos 2000 ocupavam áreas bem próximas aos rios, chegando a substituir a mata ciliar. Assim, avalia-se ser esta a origem da expansão da Mata Ciliar em 2018. No entanto, o processo de regeneração da vegetação depende, primariamente, do nível de distúrbio causado, da manutenção do banco de sementes, da dispersão de sementes e das chuvas, que podem garantir que este processo ocorra em ambientes de pouco a moderadamente perturbados. A regeneração natural está relacionada aos processos

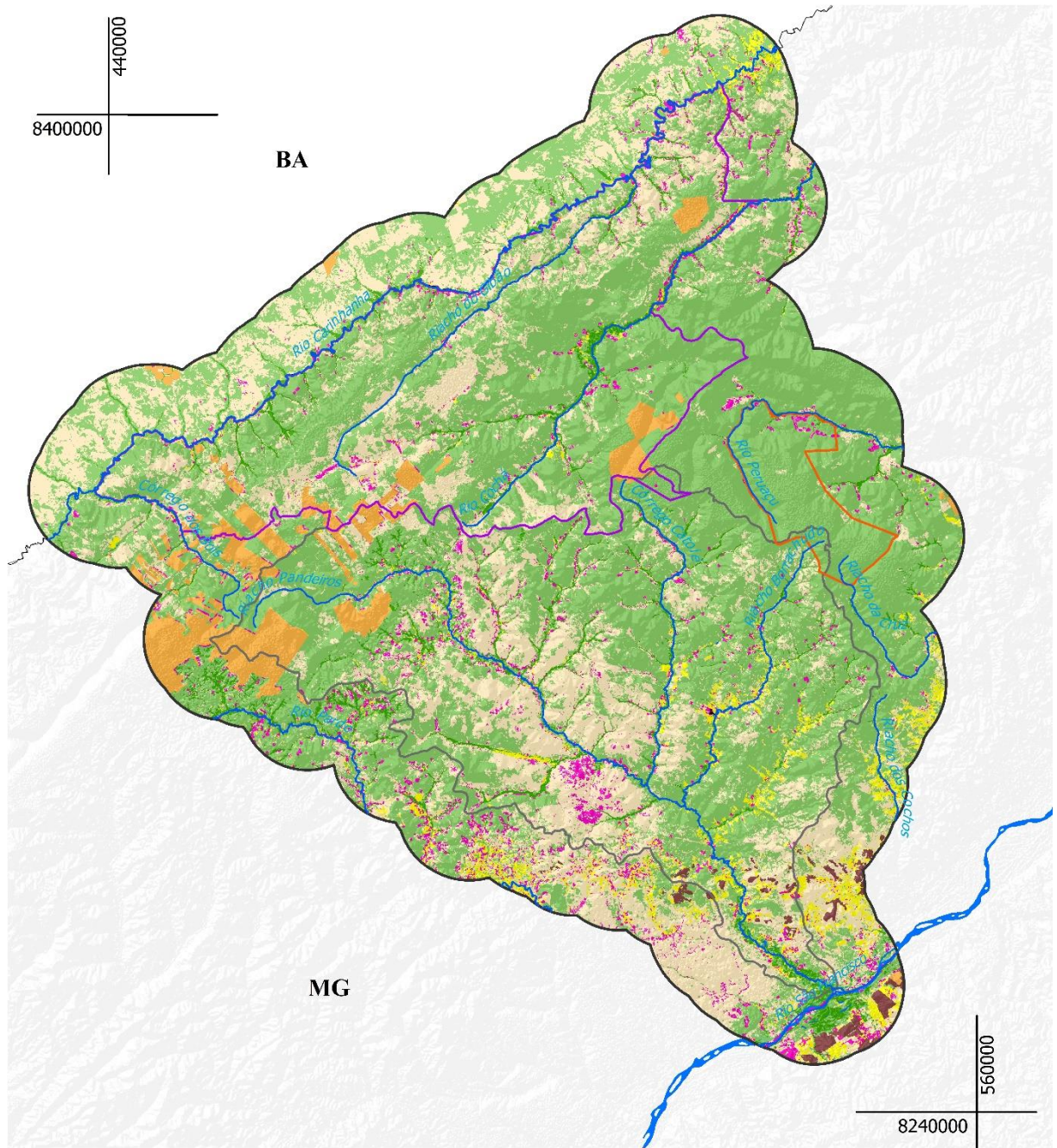
de restabelecimento natural do ecossistema e ao crescimento da vegetação até a fase adulta, mantendo a sua fisionomia (MENINO *et al.*, 2009).

A FED registra 68,06 km² de área mapeada (0,56%). Entre o período de 2001 a 2018, a FED permanece praticamente estática, registrando suave redução de 0,70 %. O mapeamento de 2018 aponta que a FED está presente em áreas de morros isolados e em algumas manchas aplainadas. Rocha *et al.* (2011) argumentam que 93% do desmatamento no Bioma Cerrado ocorreu em áreas com a declividade entre 0 e 8%. Portanto, provavelmente, os fragmentos estáveis de FED no período de 2001 a 2018 possuem um fator legislativo de proteção e estão sob proteção natural do relevo que causam impedimento para algumas formas de uso do solo comuns na região.













Considerando as alterações nos sistemas de uso e cobertura do solo, o Cerrado é a classe em que é possível observar as maiores mudanças em km² para os sistemas de uso antrópico. Foi detectada redução das áreas de Cerrado em 2018, computando-se 7.359,59 km² (58,91%), uma perda de (14%) em relação ao mapeamento de 2001. As perdas se concentraram nas chapadas, domínios naturais quase que exclusivos do Cerrado nesta região. Nestas áreas agora são encontrados novos cultivos agrícolas (monoculturas).

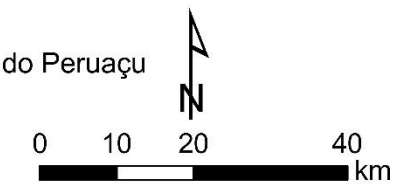
Na categoria das classes sobre a influência antrópica, todas as classes tiveram aumento de área registrado em relação a 2001. Os cultivos retornam para as áreas de chapadas, concentrados na porção noroeste da área de estudo, região limítrofe com o município de Chapada Gaúcha, que tem a economia pautada no agronegócio (LUCIO; PEREIRA; LUDEWIGS, 2013). Foi registrado o aumento de 498% para a classe cultivo. Também foi observado o surgimento de novas áreas de pasto nas porções leste e nordeste da área de estudo computando um aumento de 67,3%.

A classe Vegetação alterada novamente se expande em 2018, (18,6%). Isto demonstra a grande presença da atividade antrópica na região, da abertura de espaços na vegetação natural e da retirada de madeira. A Vegetação alterada se espalhou pelo médio curso do Rio Pandeiros, até a proximidade de sua foz às margens do São Francisco e da porção norte da área de estudo seguindo o rio Cochá (Figura 13). Quase que por regra, circundado por áreas de vegetação alterada, observa-se o solo exposto com aumento de 34,7% registrado. A sua distribuição espacial se dá principalmente nas áreas antes ocupadas pelos cultivos da década de 1980. A área urbana segue uma tendência geral de aumento expressivo de área se comparado de uma década a outra, mas de pouco destaque para área total mapeada. Mapeou-se 0,63 km² de área urbana (0,05 %).



Uso e Cobertura do Solo - 2018

- | | |
|--|--|
|  Corpos Hídricos |  Parque Estadual Veredas do Peruaçu |
|  Cerrado |  APA Cochá / Gibão |
|  Floresta Estacional Decidual |  APA Rio Pandeiros |
|  Mata Ciliar | |
|  Cerrado Alterado | |
|  Pastagem | |
|  Solo Exposto | |
|  Cultivo | |
|  Área Urbana | |



Sistema de coordenadas planas
Referencial Geodésico - Sirgas 2000, Z 23 Sul
Fonte: Landsat 8 \ USGS - 2018
Org: Magalhães Filho, 2020



Figura 13: Mapa de Uso e cobertura do solo referente ao ano de 2018

4.2. Uso e cobertura do solo entre UCs de diferentes classes de restrição

No que tange às classes de Unidade de Conservação que possuem restrição de uso, proteção integral ou uso sustentável, observa-se maior conservação da vegetação natural na classe proteção integral. Esta é a categoria de UC mais restritiva e é aqui representada pelo Parque Estadual Veredas do Peruaçu. O Gráfico 02 mostra a progressão da vegetação natural nos limites do PEVP. A expansão da classe Vegetação natural era de 48% no período de 1984 a 2001. No período seguinte, de 2001 a 2018, é registrando um aumento de 1% da Vegetação natural. No entanto, o PAVP já estava com 97,04% do seu território coberto por vegetação natural.

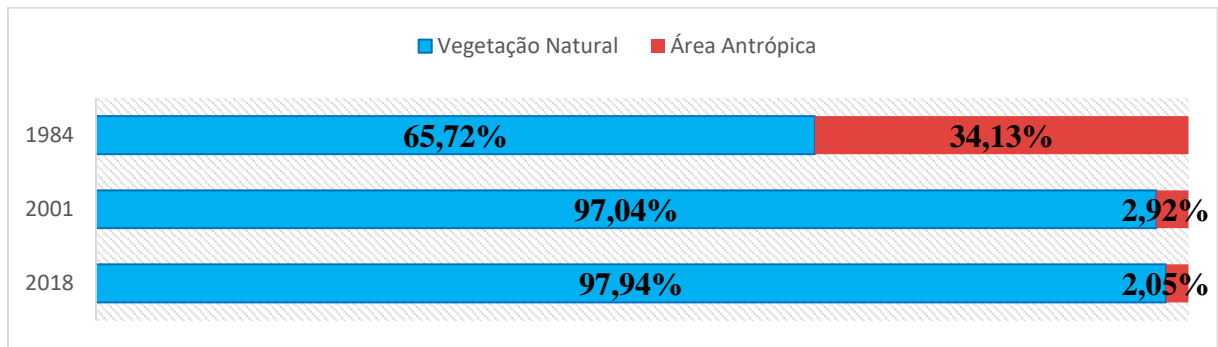


Gráfico 02: Percentagem de ocupação das Classes Vegetação Natural e Área Antrópica por ano mapeado PEVP.

Os dados da Tabela 08 apontam que as áreas destinadas a agropecuária, como a pastagem (0,35 km²) em 1984, foram extintas em 2001 e permanecem ausentes na paisagem do parque em 2018. A classe cultivos, com 96,98 km² computados, chegando a cobrir 31% dos limites do parque, assim como a pastagem, foi extinto em 2001 e continua ausente na paisagem em 2018.

As classes de influência antrópica ainda presentes na paisagem do PEVP estão em pontos isolados nos limites do parque e possuem características próprias. A vegetação alterada ocupa áreas onde se desenvolvia a silvicultura e os cultivos por irrigação. A esta classe, foi mensurado 8,92 km² (3%) em 1984, 9,05 km² (3%) em 2001 e 5,12 km² em 2018. Registra-se o decréscimo de 42,6% de 1984 a 2018. As áreas de solo exposto são as únicas desta categoria que obtiveram expansão, registrou-se 0,33 km² em 1984 e 1,27 km² em 2018 sendo a expansão de 88,5% em todo período de análise.

Tabela 08: Classes de uso e cobertura no PEVP em km² e (%)

CLASSE	1984	2001	2018	1984	2001	2018
	Km ²			%		
Corpos Hídricos	0,36	0,14	0,03	0%	0%	0%
Cerrado	203,45	301,87	303,46	65%	97%	97%
Mata Ciliar	1,87	1,14	2,38	1%	0%	1%
Vegetação Alterada	8,92	9,05	5,12	3%	3%	2%
Pastagem	0,35	0,00	0,00	0,11%	0,00%	0,00%
Solo Exposto	0,33	0,05	1,27	0%	0%	0%
Cultivos	96,98	0,00	0,00	31%	0%	0%
Total	312,26	312,26	312,26	100%	100%	100%

A APA Pandeiros apresenta distribuição da vegetação natural bastante variável ao longo do período (Gráfico 03).

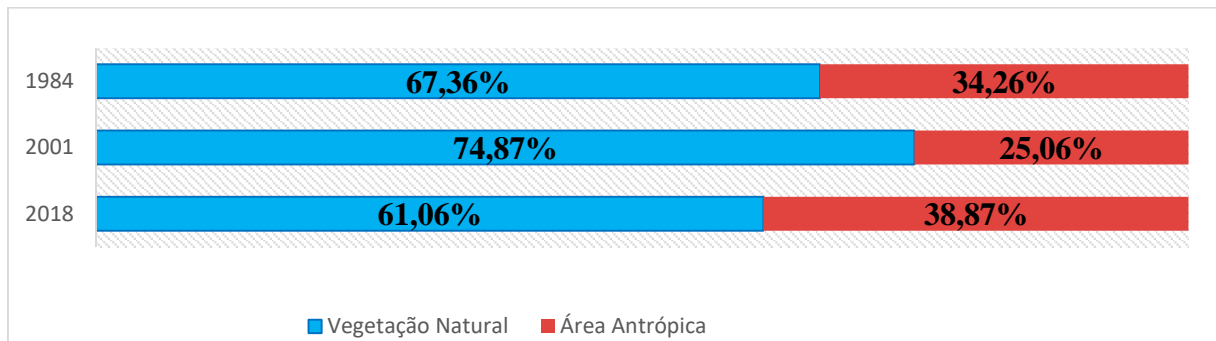


Gráfico 03: Percentagem de ocupação das Classes Vegetação Natural e Área Antrópica por ano mapeado APAP

As áreas antrópicas foram impulsionadas pelos cultivos (Tabela 09), sendo computado 601 km² (15%) em 1984; já em 2001 registrou-se apenas 15,7 km² e em 2018 130,37 km² (3%). As áreas de pastagem ocupavam 72,64 km² (2%) em 1984, foram reduzidas para 56,20 km² (1%) em 2001 e expandiram para 112,61 km² (3%) 2018. A classe área urbana é exclusiva da APA Pandeiros. Esta classe em 1984 teve 0,12 km² registrados, em 2001 0,25 km² e em 2018 0,63 km².

Tabela 09: Classes de uso e cobertura na APAP em km² e (%)

CLASSE	1984	2001	2018	1984	2001	2018
	Km ²			%		
Corpos Hídricos	3,03	2,02	2,50	0	0	0
Cerrado	2470,30	2836,02	2242,74	63	72	57
FED	12,18	11,76	13,39	0	0	0
Mata Ciliar	166,00	101,71	149,36	4	3	4
Vegetação Alterada	604,60	887,00	1228,11	15	23	31
Pastagem	72,64	56,21	112,61	2	1	3
Solo Exposto	10,90	28,83	59,68	0	1	2
Cultivos	599,63	15,60	130,37	15	0	3
Área Urbana	0,12	0,25	0,63	0	0	0
Total	3939,40	3939,40	3939,40	100%	100%	100%

O solo exposto segue uma tendência de expansão de área. Foi mapeado um aumento em 1984 de 10,90 km², em 2001 56,20 km² (1%) e em 2018, 59,68 km² (2%), crescimento de 447% no período de 1984 a 2018. Eventos como queimadas e o desflorestamento são os principais responsáveis pela expansão do solo exposto na APAP. Entretanto, estes eventos estão associados ao manejo do gado na região. A criação de gado não é impedida em Unidades de uso sustentável. Todavia na APAP, devido à limitada presença de fiscalização e à confusa delimitação das terras privadas e públicas, é comum a soltura do gado em áreas de Cerrado, sendo comum também a presença de áreas pisoteadas por animais. Outro problema são os pastos mal manejados, que interferem no escoamento superficial em áreas com pouca presença vegetal (DIAS; MOSCHINI; TREVISAN, 2017).

A APAP possui uma dinâmica espacial extremamente associada aos processos de desenvolvimento econômico do Cerrado mineiro. Políticas públicas influenciaram drasticamente na paisagem da APA desde a década de 1960, com incentivo da silvicultura e com projetos que estimularam a atividade agrícola na área, como é o caso do Pró Várzea (BETHONICO; CUNHA, 2009). Posteriormente, o mosaico de Unidades Conservação Grande Sertão Veredas, uma iniciativa conservacionista adotada nesta última década (MARTINS, 2018), influenciou na manutenção e na regeneração de vegetação natural.

A classe vegetação natural na APA Cochá/Gibão possui dinâmica espacial semelhante a APAP, registrando um aumento da classe Vegetação natural em 2001 com 18,97% em relação a 1984. No entanto, em 2018 as classes de uso antrópico avançam sobre as classes naturais, registrando um decréscimo de -7,56% da vegetação natural em relação a 2001.

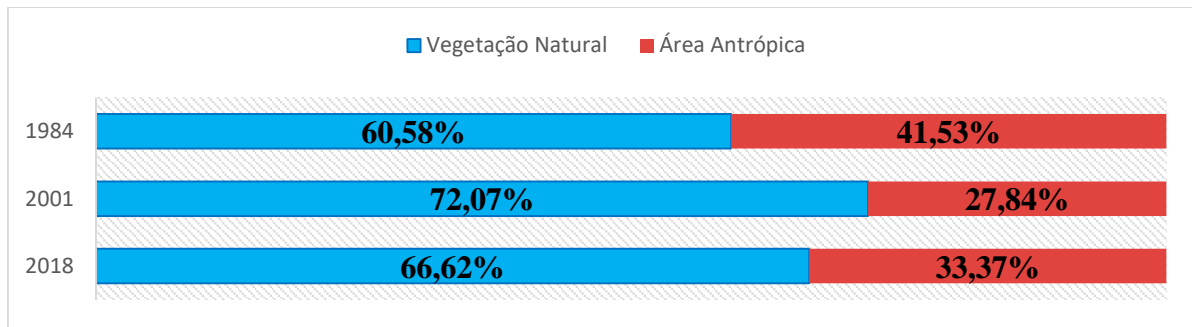


Gráfico 04: Percentagem de ocupação das Classes Vegetação Natural e Área Antrópica por ano mapeado APACG

Em 1984 as áreas antrópicas ocupavam (41,53%), passando por uma queda acentuada em 2001 (27,84%) e se expandindo em 2018 progredindo para (39,31%). Nesta categoria, a classe Vegetação alterada é a de maior expressão e segue um padrão de expansão progressiva. Ela registrou aumento de 27,4% no período de 2001 a 1984 e tornou a se expandir de 2018 a 2001 (5,4%). Assim, o aumento acumulado para esta classe no salto temporal 2018 a 1984 é de 34,2%.

Concentrado nas chapadas ao sul e nos limites com a APA Pandeiros, os cultivos ocuparam 553,88 km² (19,39%) em 1984; no ano de 2001 as áreas de cultivo foram praticamente extintas detectando apenas 0,03 km². No ano de 2018, a classe cultivo se expande e ganha destaque na paisagem novamente, no qual o mapeamento apontou 140,21 km² (Tabela 10). Este valor expressa a expansão de 480.440% em relação ao ano de 2001. Entretanto, a análise do salto temporal de 1984 a 2018 aponta uma perda acumulada na classe de cultivo (-76%). As outras classes de uso antrópico como solo exposto e pastagem possuem pouca expressão na escala de mapeamento adotada.

Tabela 10: Classes de uso e cobertura na APCG em km² e (%)

CLASSE	1984	2001	2018	1984	2001	2018
	km ²			%		
Corpos Hídricos	0,00	0,00	0,02	0	0	0
Cerrado	1620,69	1981,28	1806,68	57	69	63
FED	0,00	0,00	0,00	0	0	0
Mata Ciliar	109,80	77,00	96,00	4	3	3
Vegetação Alterada	555,74	732,94	772,28	19	26	27
Pastagem	12,84	25,60	18,51	0	1	1
Solo Exposto	2,89	38,99	22,14	0	1	1
Cultivos	553,88	0,03	140,21	19	0	5
Total	2855,84	2855,84	2855,84	100%	100%	100%

A dinâmica de exploração do solo na APACG, onde não há mancha urbana e poucas áreas de pastagem, com uma grande exploração por uma agricultura mecanizada e extensiva e com a abertura de grandes áreas do cerrado, provavelmente está relacionado à baixa densidade populacional, com os poucos ramais de acesso. Em linha reta, ela está aproximadamente a 100 km de distância da sede urbana de Januária e a 50 km de Bonito de Minas. Este isolamento espacial dificulta a fiscalização, a incursão de pesquisas de campo na APA e as ocorrências, como o combate a incêndios ou a derrubada de árvores nativas (PEREIRA *et al.*, 2014).

Para a Zona de amortecimento, foi adotado um buffer de 10 km² a partir dos limites das UCs. Nesta faixa de terreno, o mapeamento de uso e cobertura do solo aponta para um pequeno aumento da vegetação natural no período de 1984 a 2001 (4,84%), seguido de um declínio no período de 2001 a 2018 (-12,56%), fechando o salto temporal com decréscimo de -7,80%.

A classe influência antrópica na Zona de amortecimento distribui-se de forma aleatória na paisagem ao longo da análise temporal. Em 2001, essa classe passa por um processo de contração registrando 12,48% de redução e posteriormente volta a expandir-se em 2018 (27,34%). Acredita-se que as condições ambientais desta região atraíram investimento agropecuário intensificando a atividade agrícola no último período de análise.

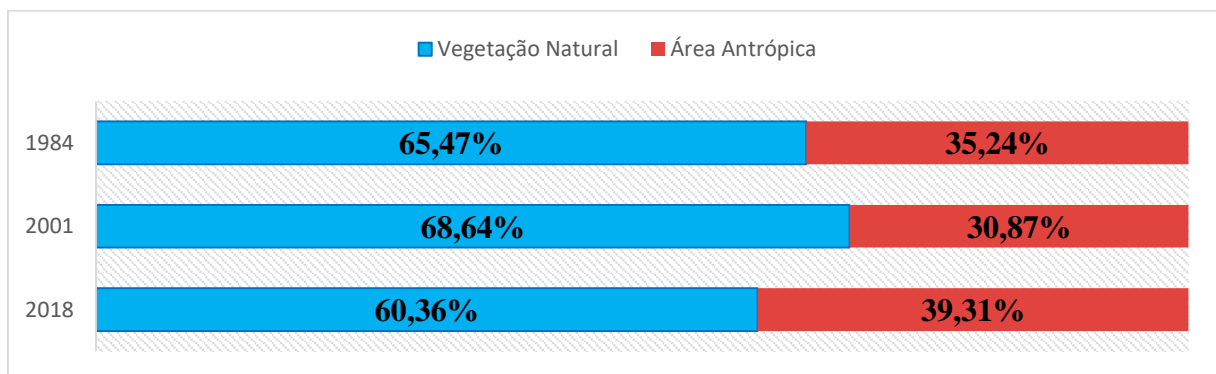


Gráfico 05: Percentagem de ocupação das Classes Vegetação Natural e Área Antrópica por ano mapeado Zona de Amortecimento

A vegetação alterada é a classe mais abundante entre as classes da categoria influência antrópica. Durante o período de análise, ela apresenta progressiva expansão, cobrindo o território com os seguintes percentuais: (22,51%) em 1984, (26,24%) 2001 e (29,74%) 2018. Já as áreas de cultivos que ocupam expressiva quantia de terreno em 1984 (9,08%) passam por uma retração em 2001 (1,21%), seguido por outra expansão em 2018 (4,01%). A pastagem segue a mesma dinâmica dos cultivos, observa-se as áreas percentuais em (3,20%) 1984,

(2,34%) em 2001 e (4,01%) em 2018. A pesquisa aponta aumento constante das áreas de solo exposto, (0,45%) 1984, (1,08 %) 2001 e (1,55%) 2018.

A zona de amortecimento tem como objetivo primordial a contenção do efeito de borda sob os ecossistemas protegidos aos quais ela envolve. A importância desta área para as Unidades de Conservação é um fato indiscutível, porém a sua eficiência pode ser contestada, uma vez que, costumeiramente, estas terras são compostas por propriedades privadas que não estão à luz das normas de manejo das UCs à qual circundam (VITALLI; ZAKIA; DURIGAN, 2009).

Área de Proteção Ambiental – APA - é o modelo de unidade conservação que possui as maiores áreas de abrangência por UC e também o modelo mais flexível entre as UCs no Brasil (SNUC, 2019). Este modelo de UC nasce com a proposta de uso sustentável da natureza. Desta forma, é comum a presença de comunidades, vilas e até de sedes urbanas nos limites destas UCs, o que torna o uso e cobertura do solo mais dinâmico do que outras Unidades de Conservação, a exemplo dos parques (RYLANDS; BRANDON, 2005) Recentemente, Leberger *et al.* (2019) estimaram o processo de desmatamento em áreas protegidas de diferentes níveis de restrição na escala global. Eles concluíram que, em escala global, categorias de proteção mais alta tiveram menos perda de vegetação. Portanto, áreas protegidas com a presença humana estabelecida em um ou vários núcleos sociais são complexas e para gerenciar estas áreas é preciso reconhecer esta complexidade.

Assim, o entendimento sobre a dinâmica, a estrutura, as tendências e os impactos das diferentes alterações do uso e cobertura do solo de acordo com as interações antrópicas e naturais podem ajudar a revelar os efeitos das mudanças no sistema social e ecológico e, conseqüentemente, desenvolver estratégias de conservação mais efetivas.

4.3. Índice de impacto ecológico em veredas

De acordo com Shen *et al.* (2019), a característica de maior notoriedade em um processo de degradação de zonas úmidas é a perda da área úmida por ressecamento, assoreamento ou incêndios. Este aspecto é talvez o mais importante para indicar o nível de impacto ecológico sobre as Veredas, pois é o mais visível. Um dos produtos de entrada do IIEV é a Taxa de Alteração de Área, que fornece a noção do quanto de área foi perdida em percentagem.

O comportamento geral das Veredas quanto à taxa de alteração está exposto no Gráfico 06. Há maior presença de Veredas nas classes superiores, sendo 24% de Taxa de alteração, (33) Veredas. Isto indica que 57% das Veredas estudadas têm um quarto de suas áreas descaracterizadas. Por outro lado, apenas 14% estão em condição de menor alteração (1% a 15%).

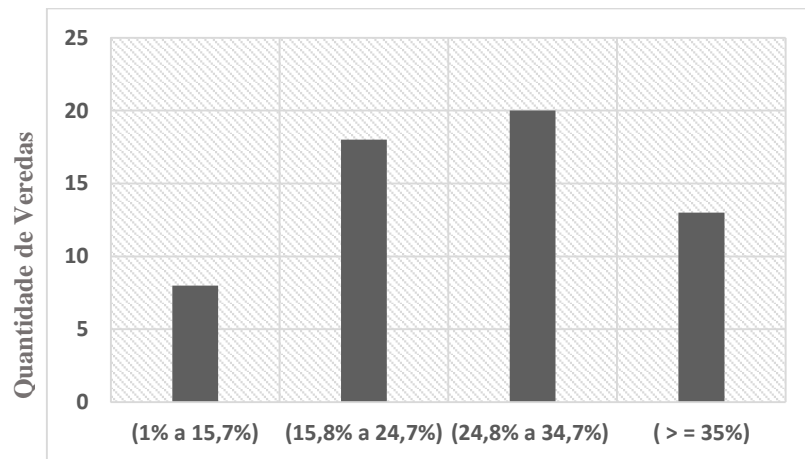


Gráfico 06: Quantidade de Veredas por Classe de Taxa de Alteração

As Veredas, no início da ocupação do Cerrado, eram vistas como terras "perdidas" para a ocupação, por serem áreas brejosas e instáveis e, por isso, eram e ainda são desmatadas e aterradas para criação de ambiente agropecuário ou estradas.

Os acessos às regiões por meio da criação de estradas são essenciais para o desenvolvimento regional: no entanto, o agravante ambiental é a maneira de implantação destas estradas, pavimentadas ou não. O modo de operação é "limpar" as Veredas, canalizar o que entendem como canal principal e aterrar o vale raso, eliminando abruptamente área de Vereda (FERREIRA, 2003). Quando não são eliminadas, as Veredas ficam adjacentes às estradas, sendo comum observar a descaracterização da Vereda de forma gradual em que suas características naturais vão sendo perdidas (SANTOS *et al.*, 2013).

A estrutura vegetal de uma paisagem é formada pelos aspectos próprios dos elementos naturais (*patches* ou manchas) de acordo com suas dimensões, geometria, quantidade e a forma que se distribuem no espaço. O homem, como gestor não instintivo do espaço, influencia fortemente nesta estrutura (CABRAL *et al.*, 2016). A paisagem natural ou pouco perturbada possui geometria disforme e fronteiras de vegetações suaves que se misturam (áreas de transição) criando feições específicas. Por outro lado, uma paisagem antrópica possui geometria simples e marcada por ângulos, retas e fronteiras diretas sem fase de transição (BOONGALING; ESLAVA; LANSING, 2018).

Para entender o processo de descaracterização do ambiente de Vereda, foi usada a análise de métrica da paisagem Dimensão Fractal, um Índice que varia de 1 a 2, sendo que quanto mais próximo de 2 mais natural é a paisagem (LANG; BLASCKHKE, 2009). Esta medida métrica forneceu um quadro geral de representação das Veredas e de seus padrões, ajudando na quantificação das estruturas e transmitindo o impacto das atividades antrópicas. Shen *et al.* (2019) apontam que valores de Dimensão Fractal abaixo de (1,10) são indicativos de interferências severas na paisagem.

Neste sentido, o estudo aponta que as Veredas analisadas estão sob moderado nível de interferência antrópica .uma vez que os limiares das classes mapeadas que possuem os valores mais baixos são as classes (1,38 a 1,42) e (1,43 a 1,46), indicando 75% das Veredas estudadas (Figura 16).

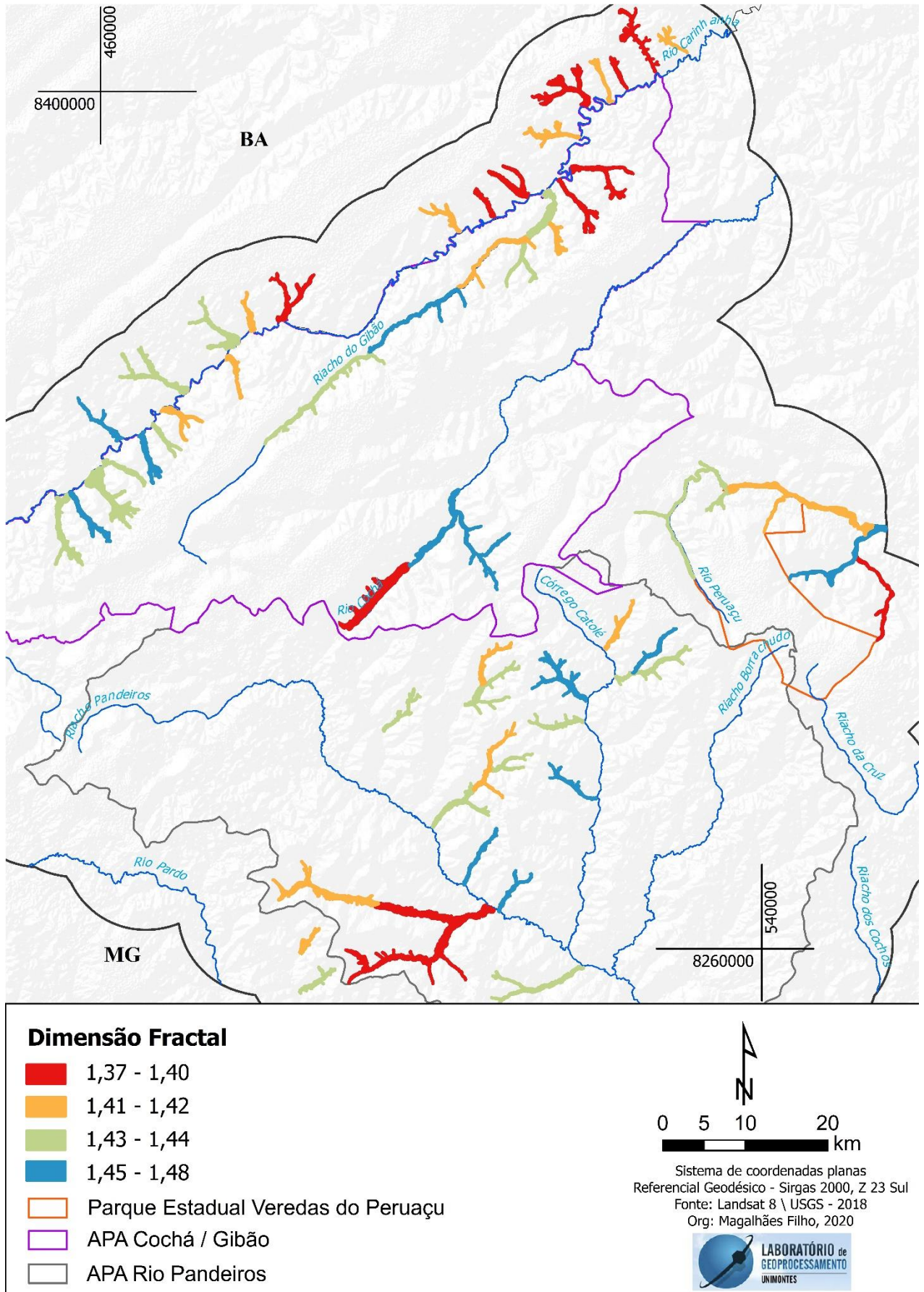


Figura16: Dimensão Fractal das Veredas

A perda de áreas úmidas do mundo é um fato indiscutível e a comunidade científica aponta a atividade antrópica como a maior causadora. São várias as estimativas acerca do quanto já se perdeu das áreas úmidas pelo globo e as taxas variam de 50% a 87% de perda. No entanto, recentemente Hu *et al.* (2017) estimaram a potencial distribuição destas áreas e mostrou uma perda global de área úmidas de pelo menos 33% em 2009, mas o próprio autor alerta para a variabilidade dos resultados, devido à grande dificuldade de se mapear este ecossistema devido às suas características físicas e dimensões.

A análise Índice de Impacto Ecológico em Veredas (IIEV) permitiu classificar as veredas em quatro classes, com base no método de intervalos iguais (SHEN *et al.*, 2019). A classificação segue o seguinte modelo: Severo (IIEV = 1,20 a 2,15), Moderado (IIEV = 2,16 a 3,10), Suave (IIEV = 3,11 a 4,04), Pouco ou não (IIEV = 4,05 a 4,99). De acordo com os intervalos e método de segmentação, as 61 Veredas analisadas tiveram a seguinte distribuição para cada classe: Sete em condições Severas, onze em condição Moderado, dezenove em Suave, quatorze em condição Pouco ou não impactadas. Em geral, O IIEV indicou que 44% das estão severamente ou moderadamente impactadas.

A análise da distribuição por UC (Figura 14) tem o intuito de mostrar o panorama ecológico das veredas nas UCs da área de estudo e não para compará-las entre si. Neste sentido, é observável a não existência de um padrão de predominância para o IIEV na APCG, pois os limiares extremos para os níveis de impacto estão igualmente concentrados. Foi computado para APA Impactos nas Veredas, Severos a Moderado (48%) e pouco ou não a suave (52%).

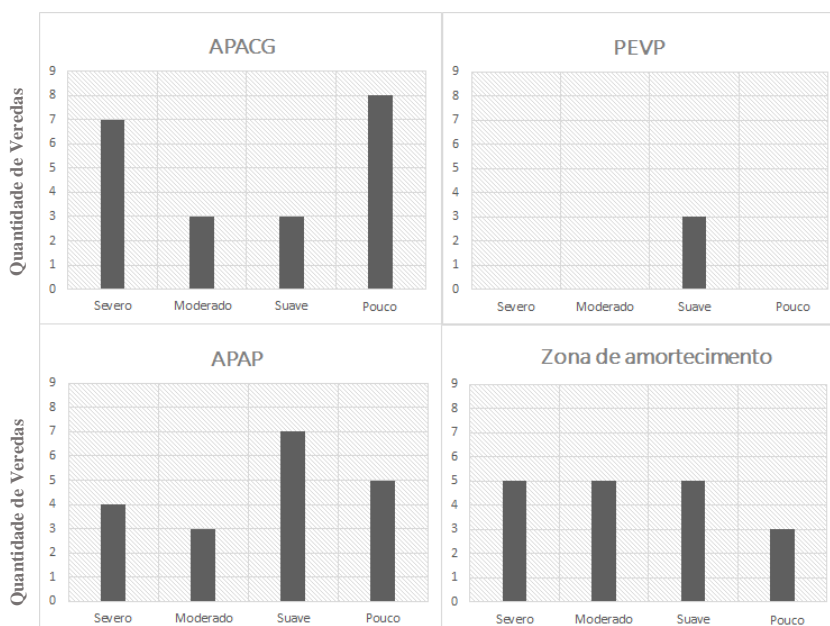


Figura 14: Gráficos de distribuição das Veredas por classe de IIEV e Unidades de Conservação

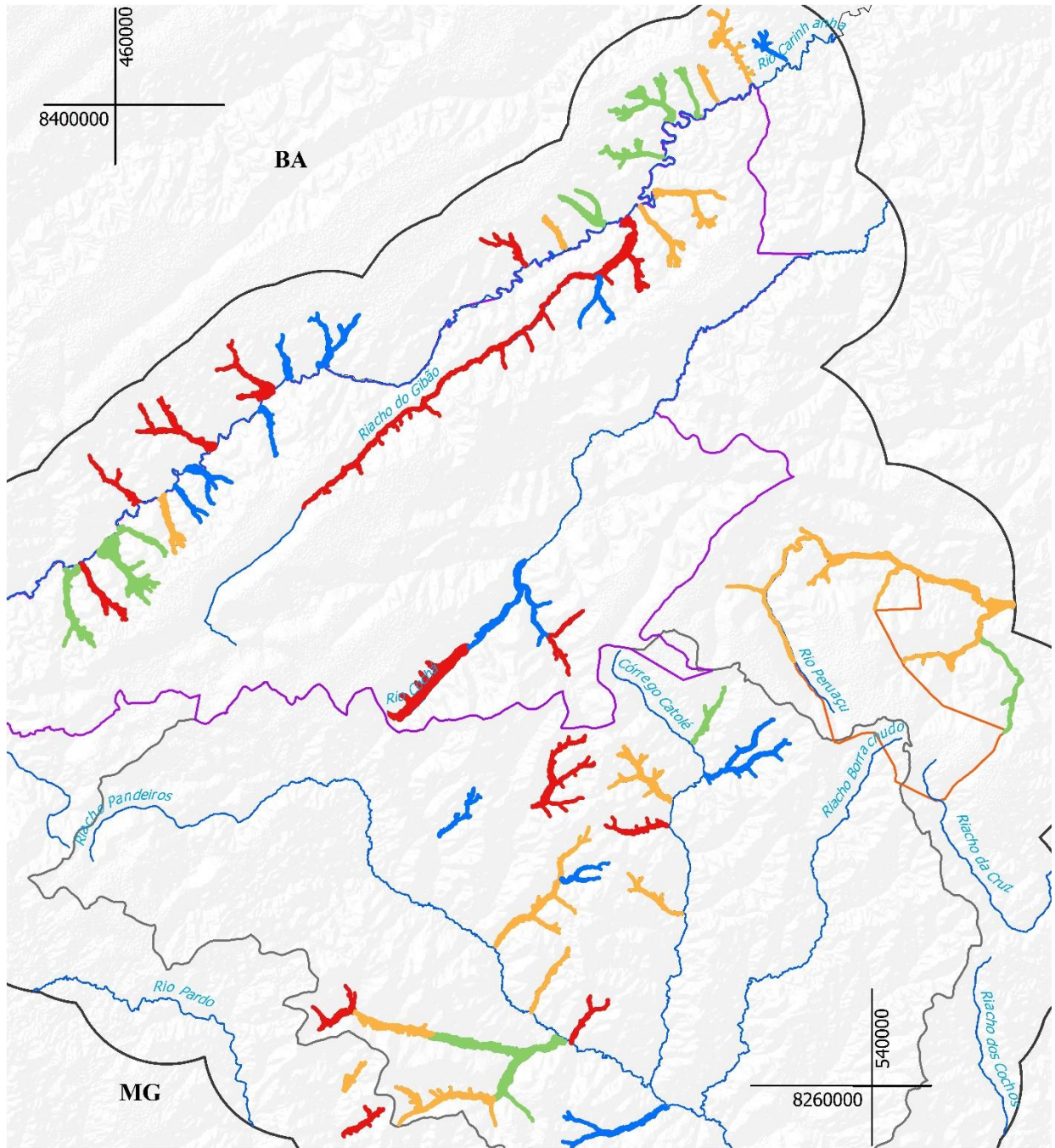
O PEVP registrou três Veredas, sendo todas pertencentes à classe de impacto suave. Esta área está longe de sedes urbanas em um contexto de proteção integral do PEVP e em que sua área de amortecimento sobrepõe o Parque Nacional Cavernas do Peruaçu e a APA Cavernas do Peruaçu. Sendo assim um ambiente menos vulnerável as investidas antrópicas (ICMBIO, 2018).

A APAP registra (63%), de suas Veredas classificadas, como Pouco e Suave Impactadas e (37%) para Moderado e Severamente impactadas. A Zona de amortecimento possui mesma distribuição de Veredas nas Classes Severo, Moderado e Suave, sendo inferior na Classe pouco impactada. Desta forma, a Zona de amortecimento registrou (56%) de suas Veredas com impacto Moderado a Severo e (44%) para Suave e Pouco impactadas.

As Veredas pertencentes à classe Impacto Moderado e Impacto Severo se concentram às margens do Rio Carinhanha (Figura 15), zona de limite entre a APACG com a Zona de amortecimento. As Veredas da Zona de amortecimento estão inseridas no território municipal de Cocos região oeste da Bahia. Esta região passa por intensa expansão agrícola devido às condições ambientais favoráveis como o clima, a estrutura do solo, o relevo e a disponibilidade de água para irrigação (HESSEL *et al.*, 2012).

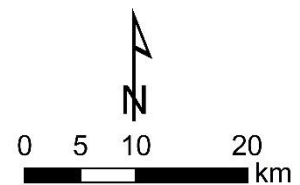
O processo de abertura do Cerrado para a implantação da agricultura nesta região se deu por meio queimadas, desmatamento e, posteriormente, do adensamento das estradas (HESSEL *et al.*, 2012). Estes processos citados parcelam a vegetação natural criando estruturas antrópicas, zoneamentos e diminuição da rugosidade da vegetação (XU *et al.*, 2012). Presumivelmente, estas formas de uso podem impactar as Veredas, pois são sistemas sensíveis às formas de uso adjacentes (HUDON; JEAN; LÉTOURNEAU, 2018).

As Veredas impactadas moderadamente e severamente na APAP estão entre os municípios de Bonito de Minas e Januária. Nesta porção, os impactos provocados às Veredas devem ter relação com a presença da população; estudos no Norte de Minas apontam que o uso de técnicas incorretas de manejo provoca a degradação do Cerrado e suas fitofisionomias (MARTINS, 2018; LÚCIO; PEREIRA; LUDEWIGS, 2013). Além disso, o estado com conjunto de medidas desenvolvimentistas para o Cerrado (NUNES *et al.*, 2009). Desde a década de 1970, programas governamentais como o Pró Várzea estimulava a produção agrícola em áreas alagadas, tendo como resultado o intenso avanço da conversão de áreas alagadas para agricultura no estado de Minas Gerais. Agravando o processo, a instalação de sistemas de drenos e diques era incentivada (BETHONICO; CUNHA, 2009).



Índice de Impacto Ecológico em Veredas

- Severo
- Moderado
- Suave
- Pouco
- Parque Estadual Veredas do Peruáçu
- APA Cochá / Gibão
- APA Rio Pandeiros



Sistema de coordenadas planas
Referencial Geodésico - Sirgas 2000, Z 23 Sul
Fonte: Landsat 8 \ USGS - 2018
Org: Magalhães Filho, 2020



Figura 15: Índice de Impacto Ecológico em veredas

Em áreas úmidas como as Veredas, após décadas de exploração agrícola, ocorre a conversão do solo orgânico e úmido em terra seca, improdutiva e arenosa (XU *et al.*, 2012). Este tipo de conversão da área úmida é um dos mais severos impactos na matriz deste ecossistema. Porém, este é um problema recorrente na área de estudo, as áreas de cultivos abandonados não se regeneraram completamente, sendo constante o processo de erosão e assoreamento dos rios e Veredas. Este processo é observado na Paisagem da APAP (FONSECA *et al.*, 2011).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O mapeamento de uso e cobertura do solo aponta a redução de área para todas as classes de cobertura natural. A FED, classe de vegetação que possui maior taxa de perda, 35% de 1984 a 2001, manteve praticamente mesma área em 2018. A classe Mata Ciliar regrediu 21% no período de 1984 a 2018, e, junto com a FED, esta classe é convertida em áreas de cultivos e pasto. O Cerrado apresenta variação de apenas 1%, de 1984 a 2018; no entanto passa por um período de regeneração seguido de contração da sua área. O comportamento de variação das taxas de alterações, marcadas por contrações e expansões, demonstra um zoneamento das áreas antropizadas, sendo estas mudanças apontadas pelo mapeamento a concentração de dinâmica nos planaltos e proximidade dos cursos d'água.

A UC com melhor desempenho de conservação da vegetação natural é o Parque Estadual Veredas do Peruaçu. A vegetação natural atinge o patamar de regeneração de 49% no salto temporal. As APAs Rio Pandeiros e Cochá \ Gibão tem comportamento semelhante à Zona de amortecimento, passando por um momento de regeneração da sua vegetação natural, com destaque ao Cerrado de 1984 a 2001, e retorna a perder áreas no período de 2001 a 2018. Fica evidente a vulnerabilidade da vegetação natural em ambientes em que a interação antrópica é permitida, sendo agravado pelas dificuldades de fiscalização dos órgãos gestores.

A metodologia aplicada na obtenção do IIEV desenvolvida para quantificar o nível de impacto ecológico nas Veredas mostrou-se eficaz para o monitoramento e gestão das Veredas por sensoriamento remoto, apontando áreas prioritárias para concentração de medidas conservacionistas e fornecendo um diagnóstico quantitativo aos gestores. O uso dos cinco índices (Tx de Alteração, FRAC, IFP, NDWI e IAF) representa o nível de impacto quanto à perda de área, de nível de interferência antrópica, de fragmentação da paisagem e da função do ecossistema.

O uso do IIEV é proposto como método complementar, visto que a análise proposta considera as superfícies vegetadas e é de amplo conhecimento que o subsistema Veredas tem forte relação com a geomorfologia, com a drenagem superficial e subterrânea local. Porém, a cobertura vegetal destaca-se no processo de diagnóstico de impacto, pois seu vigor está estritamente ligado às boas condições dos demais sistemas naturais.

Foram analisadas 61 veredas utilizando o cálculo do IIEV e concluiu-se que 44% das Veredas encontram-se em status de Impacto severo ou moderado. A classe de impacto suave registrou 30% e a classe Pouco impactada 26%. A Unidade de Conservação de proteção integral

apresentou resultados individuais mais positivos de IIEV em relação às Unidades de uso sustentável e à Zona de amortecimento. Porém, sua extensão geográfica é menor do que as APAs, abrigando apenas três Veredas. A métrica de paisagem Dimensão Fractal indicou que 75% das Veredas estudadas possuem moderada intervenção antrópica na sua estrutura vegetal. As Veredas com piores indicadores de IIEV estão localizadas na Zona de amortecimento, principalmente no Estado da Bahia e no interior das APAs, áreas que em 1984 eram circundadas por cultivos.

Os mapeamentos gerados na escala de detalhe em conjunto com campanhas de campo poderão contribuir com diagnóstico do nível de impacto sofrido pelo subsistema de Veredas. O uso e cobertura do solo, em uma escala temporal de 34 anos, destaca que as interferências governamentais praticadas nas décadas de 1970 a 1980, na área de estudo, deixaram profundos impactos ambientais nas Veredas da região, dado observado pela literatura consultada e evidenciado pela Taxa de Alteração, que aponta a perda de um quarto de área herbácea e arbórea em 57% das Veredas investigadas.

6. REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, A. C. S.; SILVA, A. G. **Agricultura Tropical**. Brasília: Embrapa, 2008.
- ALCAMO, J.; VUUREN, D. van; CRAMER, W. Changes in Ecosystem Services and Their Drivers across the Scenarios. *In*: CARPENTER, S. R. **Ecosystems and Human Well-Being**. Washington: Island Press. p. 300–370. 2005.
- ALEMU, T.; BAHRNDORFF, S.; HUNDERA, K.; ALEMAYEHU, E.; AMBELU, A. Effect of riparian land use on environmental conditions and riparian vegetation in the east African highland streams. **Limnologica**, v. 66, p. 1-11, 2017.
- ALLEN, R. G.; TASUMI, M.; TREZZA, R. **SEBAL (Surface Energy Balance Algorithms for Land)**: Advanced Training and Users Manual. Idaho Implementation. 2002.
- ALMEIDA, C. A.; COUTINHO, A. C.; ESQUERDO, J. C. D. M.; ADAMI, M.; VENTURIERI, A.; DINIZ, C. G.; DESSAY, N.; DURIEUX, L.; GOMER, A. R. High spatial resolution land use and land cover mapping of the Brazilian Legal Amazon in 2008 using Landsat-5/TM and MODIS data. **Acta Amazonica**, v. 46, n. 3, p. 291-302, 2016.
- ALVARADO, S. T.; FORNAZARI, T.; CÓSTOLA, A.; MORELLATO, L. P. C.; SILVA, T. S. F. Drivers of fire occurrence in a mountainous Brazilian cerrado savanna: Tracking long-term fire regimes using remote sensing. **Ecological Indicators**, v. 78, p. 270-281, 2017.
- ANDRADE, A. C.; FRANCISCO, C. N.; ALMEIDA, C. M. Desempenho de classificadores paramétrico e não paramétrico na classificação da fisionomia vegetal. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 66, n. 2, p. 349–363, 2014.
- ANTUNES, F. Z. Caracterização climática. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 17, n. 181, p. 15-19, 1994.
- AUGUSTIN, C. H. R. R.; MELO, D. R. de; ARANHA, P. R. A. Aspectos geomorfológicos de Veredas: um ecossistema do bioma do Cerrado, Brasil. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 10, n. 1, p. 103–114, 2009.
- BAHIA, T. O.; LUZ, G. R.; VELOSO, M. D. M.; NUNES, Y. R. F.; NEVES, W. V.; BRAGA, L. L.; LIMA, P. C. V. Veredas na APA do Rio Pandeiros: importância, impactos ambientais e perspectivas. **MG Biota**, v. 2, p. 1–15, 2009.
- BASTOS, L. A.; FERREIRA, I. M. Composições fitofisionômicas do bioma Cerrado: estudo sobre o subsistema de Vereda. **Espaço em Revista**, v. 12, n. 1, p. 97–108, 2010.
- BELGIU, M.; DRAGUT, L. Random forest in remote sensing: A review of applications and future directions. **Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 114, p. 24-31, 2016.
- BELLÓN, B.; BÉGUÉ, A.; SEEN, D. L.; ALMEIDA, C. A. de; SIMÕES, M. A remote sensing approach for regional-scale mapping of agricultural land-use systems based on NDVI time series. **Remote Sensing**, v 9, 2017.

BETHONICO, M. B. M. **Área de Proteção Ambiental Estadual do Rio Pandeiros, MG: espaço, território e atores**. 2009. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2009.

BIJOS, N. R.; EUGENIO, C. U. O.; MELLO, T. R. B.; SOUZA, G. F.; MUNHOZ, C. B. R. Plant species composition, richness, and diversity in the palm swamps (Veredas) of Central Brazil. **Flora**, v. 236/237, p. 94–99, 2017.

BISPO, F. H. A.; SILVA, A. C.; TORRADO, P. V. Solos em topossequência de veredas das chapadas do Alto Vale do Jequitinhonha, MG: I - caracterização e classificação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 4, p. 1069-1080, 2011.

BOAVENTURA, R. S. Contribuição ao estudo sobre a evolução das Veredas. *In*:. **Plano de Desenvolvimento Integrado do Noroeste Mineiro: Recursos Naturais**. Belo Horizonte: CETEC, 1981.

BOAVENTURA, R. S. **Vereda berço das águas**. Belo Horizonte: Ecodinâmica, 2007.

BOLFE, E.; VICTÓRIA, D. C.; CONTINI, E.; BAYMA-SILVA, G.; SPINELLI-ARAÚJO, L.; GOMES, D. Matopiba em crescimento agrícola - Aspectos territoriais e socioeconômicos. **Revista de Política Agrícola**, v. 25, n. 4, 2016.

BOONGALING, C.G.K.; ESLAVA, D.V.F.; LANSIGAN, F.P., Modeling land use change impacts on hydrology and the use of landscape metrics as tools for watershed management: The case of an ungauged catchment in the Philippines, **Land Use Policy**, v 72, p 116-128, 2018.

BORGES, M. G. **Fitofisionomias do Cerrado e as áreas potenciais de ocorrência de Pequiheiro (*Caryocar brasiliense*) e Buritizeiro (*Mauritia flexuosa*) no Norte de Minas Gerais**. 2018. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Estadual de Montes Claros, Montes Claros, 2018.

BORGES, M. G.; RODRIGUES, H. L. A.; LEITE, M. E. Mapeamento de Fitofisionomias do Cerrado na Microrregião de Grão Mogol Através de Imagens de Satélite Landsat 8 e Sentinel-2A. **Revista Tocantinense de Geografia**, v. 6, p. 19-30, 2017.

BREUNIG, F. M.; GALVÃO, L. S.; FORMAGGIO, A. R. Detection of sandy soil surfaces using ASTER-derived reflectance, emissivity and elevation data: potential for the identification of land degradation. **International Journal of Remote Sensing**, v.29, n. 6, p. 1833-1840, 2008.

CABRAL, A.I.R.; SAITO, C.; PEREIRA, H.; LAQUES, A.E. Deforestation pattern dynamics in protected areas of the Brazilian Legal Amazon using remote sensing data, **Applied Geography**, v 100, p 101-115, 2018,

CAMPOS-TABERNER, M. C.; GARCÍA-HARO, F. J.; CAMPS-VALLS, G.; GRAU-MUEDRA, G.; NUTINI, F.; CREMA, A.; BOSCHETTI, M. Multitemporal and multiresolution leaf area index retrieval for operational local rice crop monitoring, **Remote Sensing of Environment**, v 187, p 102-118, 2016.

- CARVALHO JUNIOR, O. A. de; COELHO, M. A. N.; MARTINS, E. de S.; GOMES, R. A. T.; COUTO JUNIOR, A. F.; OLIVEIRA, S. N. de; SANTANA, O. A. Mapeamento da vegetação na Floresta Atlântica usando o classificador de Árvore de Decisão para integrar dados de Sensoriamento Remoto e Modelo Digital de Terreno. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 26, n. 3, p. 331–345, 2008.
- CARVALHO, A. C. A. **Análise ambiental de um subsistema de Vereda em unidades de conservação: Reserva Ecológica do IBGE - RECOR e Estação Ecológica de Águas Emendadas - ESECAE/DF**. 2015. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade de Brasília, Brasília, 2015.
- CAVALCANTI, M. A. **A concepção e a atuação dos programas da superintendência de desenvolvimento do centro-oeste – SUDECO – no território Goiano (1975-1985)**. 2009. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2009.
- CERQUEIRA, M. C. **Estudo do Uso e Cobertura da Terra e Fragmentação da vegetação natural na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras no Norte de Minas Gerais, Brasil**. 2016. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade de Brasília, Brasília, 2016.
- CHATTERJEE, K.; BANDYOPADHYAY, A.; GHOSH, A.; KAR, S. Assessment of environmental factors causing wetland degradation, using Fuzzy Analytic Network Process: A case study on Keoladeo National Park, India. **Ecological Modelling**, v. 216, p. 1-13, 2015.
- CHAUL, N. F. Cidades planejadas na Hinterlândia Goiânia: a capital do sertão. **Revista UFG**, v. 17, n. 6, p. 100–110, 2009.
- CNUC - CADASTRO NACIONAL DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2019. **Unidades de Conservação por Bioma**. Disponível em: www.mma.gov.br/cadastro_uc. Acesso em: 01 ago. 2019.
- CONGALTON, R. G. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. **Remote Sensing of Environment**, v. 37, p. 35-46, 1991.
- COSTA, L. M.; OLSZEWSKI, N. Caracterização da Paisagem do Cerrado. *In*: FALEIRO, F. G.; FARIAS NETO, A. L. de (Eds.). **Savanas: desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2008.
- DIAS, L. C. C.; MOSCHINI, L. E.; TREVISAN, D. P. A Influência das Atividades Antrópicas na Paisagem da Área de Proteção Ambiental Estadual do Rio Pandeiros, MG – Brasil. **Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science**, v. 6, n. 2, p. 85-105, 2017.
- DUPIN, M. G. V.; ESPIRITO-SANTO, M. M.; LEITE, M. E.; SILVA, J. O.; ROCHA, A. M.; BARBOSA, R. S.; ANAYA, F. C. Land use policies and deforestation in Brazilian tropical dry forests between 2000 and 2015. **Environmental Research Letters**, v. 13, n. 3, 2018.

- DURIGAN, G.; SIQUEIRA, M. F.; FRANCO, G. C.; RATTER, J. A. Seleção de fragmentos prioritários para a criação de unidades de conservação do Cerrado no estado de São Paulo. **Instituto Florestal**, v. 18, p. 23-37, 2006.
- ECHTERNACHT, L.; TROVO, M.; OLIVEIRA, C. T.; PIRANI, J. R. Areas of endemism in the Espinhaço Range in Minas Gerais, Brazil. **Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, v. 206, n. 9, p. 782-791, 2011.
- ESPÍRITO-SANTO, M. M.; FAGUNDES, M.; NUNES, Y. R. F.; FERNANDES, G. W.; SANCHEZ-AZOFEIFA, G. A.; QUESADA, M. Bases para a conservação e uso sustentável das florestas estacionais decíduais brasileiras: a necessidade de estudos multidisciplinares. **Unimontes Científica**, v. 8, p. 13-22, 2006.
- FENGQIN, Y.; SHUWEN, Z. Ecosystem service decline in response to wetland loss in the Sanjiang Plain, Northeast China. **Ecological Engineering**, v 130, p 117-121, 2019.
- FERNANDES, M. R.; AGUIAR, F. C.; FERREIRA, M. T. Assessing riparian vegetation structure and the influence of land use using landscape metrics and geostatistical tools. **Landscape and Urban Planning**, v. 99, n. 2, 2011.
- FERREIRA, I. M. **O afogar das Veredas: uma análise comparativa espacial e temporal das Veredas do Chapadão de Catalão (GO)**. 2003. Tese (Doutorado em Geografia) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2003.
- FONSECA, D. S. R.; NASCIMENTO, C. R.; MIRANDA, W. A.; FIGUEIREDO, F. P. Diagnóstico do uso do solo e degradação ambiental na bacia hidrográfica do Pandeiros –MG como subsídio para estudos de impacto ambiental. **Revista Geoaraguaia**, v. 1, n. 1, p. 1-20, 2011.
- FONSECA, S. F.; ANDRADE, M. M.; OLIVEIRA, A. S. Unidades de Conservação do município de Guarulhos: Avaliação com base em aspectos geoambientais e instrumentos de gestão. **Boletim Goiano de Geografia**, v. 34, n. 1, p 55-72, 2014.
- FURLEY, P. A. Tropical savannas and associated forests: Vegetation and plant ecology. **Progress in Physical Geography**, v. 31, n. 2, p. 203–211, 2007.
- GAO, B. NDWI - A Normalized Difference Water Index for Remote Sensing of Vegetation Liquid Water from Space. **Remote Sensing of Environment**, v. 58, p. 257-266, 1996.
- GARCIA, F. N.; FERREIRA, L. G.; LEITE, J. F. Áreas Protegidas no Bioma Cerrado: fragmentos vegetacionais sob forte pressão. *In*: XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. **Anais...** Curitiba: INPE, p. 4086, 2011.
- GRAEFF, O. **Fitogeografia do Brasil: uma atualização de bases e conceitos**. 1. ed. Rio de Janeiro: Nau Editora, 2015.
- GURGEL, H.; HARGRAVE, J.; FRANÇA, F.; HOLME, R. M.; RICARTE, F. M.; DIAS, B. F. S.; RODRIGUES, C. G. O.; BRITO, M. C. W. Unidades de conservação e o falso dilema entre conservação e desenvolvimento. **Boletim regional, urbano e ambiental**, v. 3, p. 109-119, 2009.

HESSEL, F.O *et al.* Dinâmica e sucessão dos padrões da paisagem agrícola no município de Cocos (Bahia). **Raega-O Espaço Geográfico em Análise**, v. 26, 2012.

HU, S.; NIU, Z.; CHEN, Y.; LI, L.; ZHANG, H. Global wetlands: Potential distribution, wetland loss, and status. **Science of the Total Environment**, v. 586, p. 319-327, 2017.

HUDON, C.; JEAN, M.; LÉTOURNEAU, G., Temporal (1970–2016) changes in human pressures and wetland response in the St. Lawrence River (Québec, Canada), **Science of The Total Environment**, v 643, p 1137-1151, 2018.

HUETE, A. R. A Soil-Adjusted Vegetation Index (SAVI). **Remote Sensing Environment**, v. 25, p. 295–309, 1988.

IBGE. **Manual Técnico de Vegetação brasileira**. 2 ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.

IEF - INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS. **Rio Pandeiros**. Januária: Escritório Regional Alto Médio São Francisco. Relatório Técnico. 2008.

IGA - Instituto de Geociências Aplicadas. **Áreas de Proteção Ambiental no Estado de Minas Gerais**: demarcação e estudos para o pré-zoneamento ecológico. APA Bacia do Rio Pandeiros. Belo Horizonte: IGA (Relatório Técnico), 2006.

INOCÊNCIO, M. E; CALAÇA, M. Estado e território no Brasil: reflexões a partir da agricultura no Cerrado. **Revista IDEAS**, v. 4, n. 2, p. 271-306, 2010.

JACOMINE, P. K. T.; CAVALCANTI, A. C.; FORMIGA, R. A.; SILVA, F. B. R.; BURGOS, N.; MEDEIROS, L. A. R.; LOPES, O. F.; MELO FILHO, H. F. R.; PESSOA, S. C. P.; LIMA, P. C. **Levantamento exploratório - reconhecimento de solos do Norte de Minas Gerais: Área de atuação da SUDENE**. Recife: EMBRAPA/SNLCS – SUDENE/DRN (Boletim técnico), 1979.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento Remoto do Ambiente**: uma perspectiva em recursos terrestres. 2. ed. São José dos Campos: Parêntese, 2011.

JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F.; LOURIVAL, R.; WITTMANN, F.; KANDUS, P.; LACERDA, L. D.; BOZELLI, R. L.; ESTEVES, F. A.; CUNHA, C. N.; MALTCHIK, L.; SCHÖNGART, J.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y; AGOSTINHO, A. A. Brazilian wetlandas: their definition, delineation, and classification, for research, sustainable management, and protection. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 24, p. 5 - 22, 2013.

KARASIAK, N. Dzetsaka: **Classification Plugin for QGIS** (2016). Disponível em: <https://github.com/nkarasiak/dzetsaka>. Acesso em: 01 ago. 2019.

KER, J. C. Latossolos do Brasil: Uma Revisão. **Geonomos**, v. 5, n. 1, p. 17–40, 1997.

KLINK, C. A. Policy Intervention in the Cerrado Savannas of Brazil Changes in Land Use and Effects on Conservation. *In*: CONSORTE-MCCREA, A.; SANTOS, E. F. (Eds.) **Ecology**

and Conservation of the Maned Wolf: Multidisciplinary Perspectives. Boca Raton: CRC Press, 2014.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. A Conservação do Cerrado Brasileiro. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 147-155, 2005.

LANDELL, M. G. de A.; PRADO, H.; VASCONCELOS, A. C. M.; PERECIN, D.; ROSSETTO, R.; BIDOIA, M. A. P.; SILVA, M. A.; XAVIER, M. A. Oxisol subsurface chemical attributes related to sugarcane productivity. **Scientia Agricola**, v. 60, n. 4, p. 741–745, 2003.

LANG, S.; BLASCHKE, T. **Análise da Paisagem com SIG.** São Paulo: Oficina de Textos, 2009.

LEBERGER, R.; ROSA, I. M. D.; GUERRA, C. A.; LOBO, F.; PEREIRA, H. M. Global patterns of forest loss across IUCN categories of protected areas. **Biological Conservation (in press)**, 2019.

LIU, X.; ZHANG, Y.; DONG, G.; HOU, G.; JIANG, M. Landscape Pattern Changes in the Xingkai Lake Area, Northeast China. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 16, 2019.

LUCIO, S. L. B.; PEREIRA, L. E. C.; LUDEWIGS, T. O Gado que Circulava: Desafios da Gestão Participativa e Impactos da Proibição do Uso do Fogo aos Criadores de Gado de Solta da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Veredas do Acari. **Biodiversidade Brasileira**, v. 4, n. 1, p. 130-155, 2014.

LUNETTA, R. S.; KNIGHT, J. F.; EDIRIWICKREMA, J.; LYON, J. G.; WORTHY, L. D. Land-cover change detection using multi-temporal MODIS NDVI data. **Remote sensing of environment**, v. 105, n. 2, p. 142-154, 2006.

MA, C.; ZHANG, G. Y.; ZHANG, X. C.; ZHAO, Y. J.; LI, H. Y. Application of Markov model in wetland change dynamics in Tianjin Coastal Area, China, **Procedia Environmental Sciences**, v. 13, p. 252-262, 2012.

MAILLARD, P.; PEREIRA, D. B.; SOUZA, C. G. Incêndios Florestais em Veredas: Conceitos e Estudo de Caso no Peruaçu. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 4, n. 61, p. 321–330, 2009.

MALEKMOHAMMADI, B.; BLOUCHI, L. R. Ecological risk assessment of wetland ecosystems using multi criteria decision making and geographic information system. **Ecological Indicators**, v. 41, p. 133–144, 2014.

MAPBIOMAS. 2017. Coleção 3 da série anual de mapas de cobertura e uso de solo do Brasil. Disponível em: https://mapbiomas.org/downloads_collections-1-2?cama_set_language=pt-BR. Acesso em: 31 jan. 2019.

MARTINS, G. I. Conservação da natureza e gestão integrada no mosaico Sertão Veredas Peruaçu – Norte de Minas Gerais. **GeoUERJ**, n. 32, 2018.

MEDEIROS, J. D.; SAVI, M.; BRITO, B. A. Seleção de áreas para criação de Unidades de Conservação na Floresta Ombrófila Mista. **Biotemas**, v. 18, n. 2, p. 33-50, 2005.

MEDEIROS, R.; GARAY, I. Singularidades do sistema de áreas protegidas para a conservação e uso da biodiversidade brasileira. *In*: GARAY, I.; BECKER, B. **As Dimensões Humanas da Biodiversidade**: O desafio de novas relações sociedade-natureza no século XXI. Petrópolis: Editora Vozes, 2006.

MELO, D. R. de. **As veredas nos planaltos do Noroeste Mineiro: caracterizações pedológicas e os aspectos morfológicos e evolutivos**. 1992. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade do Estado de São Paulo, Rio Claro, 1992.

MELO, D. R. de. **Evolução das veredas sob impactos ambientais nos geossistemas planaltos de Buritizeiro/MG**. 2008. Tese (Doutorado em Geografia) – Departamento de Geografia, Instituto de Geociências, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.

MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. **Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto**. Brasília: CNPQ, 2012.

MENEZES, ADRIANO TELES DE. **O Mosaico Sertão Veredas-Peruaçu: a ressignificação de Grande Sertão: Veredas pelo turismo literário**. 2016. 140 f., il. Dissertação (Mestrado Profissional em Turismo) Universidade de Brasília, Brasília, 2016

MENINO, G. C. O.; NUNES, Y. R. F.; TOLENTINO, G. S.; SANTOS, R. M.; AZEVEDO, I. F. P.; VELOSO, M. D. M.; FERNANDES, G. W. A regeneração natural da vegetação ciliar do rio Pandeiros como indicativo da futura composição da comunidade arbórea. **MG Biota**, v. 2, p. 38-57, 2009.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853–858, 2000.

NEVES, W. V. **Avaliação da Vazão em Bacias Hidrográficas com Veredas, em Diferentes Estádios de Conservação, na APA do Rio Pandeiros – MG**. 2011. Dissertação (Mestrado em Ciências Agrárias) – Instituto de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Minas Gerais, Montes Claros, 2011.

NUNES, Y. R. F.; AZEVEDO, I. F. P.; NEVES, W. V.; VELOSO, M. D. M.; SOUZA, R. A.; FERNANDES, G. W. Pandeiros: o Pantanal Mineiro. **MG Biota**, v. 2, n. 2, p. 4-17, 2009.

OLIVEIRA FILHO, E. C.; MEDEIROS, F. N. da S. **Cerrado**: desafios e oportunidades para o desenvolvimento sustentável. Planaltina: Embrapa, 2008.

OLIVEIRA, L. F. C.; CALIL, P. M.; RODRIGUES, C.; KLIEMANN, H. J.; OLIVEIRA, V. A. Potencial de uso dos solos da bacia hidrográfica do alto rio Meia Ponte, Goiás. **Revista Ambiente e Água**, v. 8, n. 1, p. 222-238, 2013.

OLIVEIRA, L. G. L.; PONZONI, F. J.; MORAES, E. C. Conversão de dados radiométricos orbitais por diferentes metodologias de caracterização atmosférica. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 27, n. 1, p. 121-133, 2009.

PANIZZA, A. D. C.; FONSECA, F. P. Técnicas de interpretação visual de imagens. **GEOUSP Espaço e Tempo**, v. 30, p. 30–43, 2011.

PEREIRA, A. A.; BARROS, D. A.; PEREIRA, J. A. A.; ACERBI JUNIOR, F. W.; MORELLI, F.; SCOLFORO, J. R. S. Frequência espaço-temporal dos focos ativos em Minas Gerais durante o período de 1999 a 2009. **CERNE**, v. 20, n. 3, p. 459-469, 2014.

PIRES, M. O. Programas Agrícolas na Ocupação do Cerrado. **Sociedade e Cultura**, v. 3, p. 111-131, 2000.

PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y. E. **Sensoriamento remoto no estudo da vegetação**. São José dos Campos: Parêntese, 2007.

RATTER, J. A.; RIBEIRO, J. F.; BRIDGEWATER, S. The Brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. **Annals of Botany**, v. 80, n. 3, p. 223–230, 1997.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. *In*: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Eds.). **Cerrado: Ecologia e flora**. Embrapa, 2008.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. Fitofisionomias do Bioma Cerrado. *In*: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. (Eds.). **Cerrado: Ambiente e Flora**. Planaltina: Embrapa–CPAC, 1998.
ROCHA, G. F.; FERREIRA, L. G.; FERREIRA, N. C.; FERREIRA, M. E. Detecção de Desmatamentos no Bioma Cerrado entre 2002 e 2009: Padrões, Tendências e Impactos. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 63, n. 3, p. 341-349, 2011.

RODRIGUES, M. A. de A. **Avaliação dos ganhos na classificação de imagens com a utilização da fusão de bandas em produtos de sensores de média resolução espacial**. 2017. Monografia (Especialização em Geoprocessamento) – Instituto de Geociências, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2017.

RODRIGUES, P.M.S., AZEVEDO, I.F.P., VELOSO, M.D.M., SANTOS, R.M., MEINO, G.C.O., NUNES, Y.R.F., FERNANDES, W. Riqueza florística da vegetação ciliar do rio Pandeiros, norte de Minas Gerais. **MG.BIOTA**, Belo Horizonte, v 2, n 2, p 18-36, 2009.

ROSA, R. Geotecnologias na Geografia aplicada. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 16, p. 81–90, 2011.

ROSS, J. L. S. **Ecogeografia do Brasil: subsídios para planejamento ambiental**. São Paulo: Oficina de Textos, 2006.

RYLANDS, A. B.; BRANDON, K. Unidades de Conservação Brasileiras. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 27-35, 2005.

SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J. L. S.; FERREIRA, L. G. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. **Environmental monitoring and assessment**, v. 166, p. 113-124, 2010.

SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J. L. S.; FERREIRA, L. G. Mapeamento semidetalhado do uso e cobertura do solo do Bioma Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, n. 1, p. 153–156, 2008.

SANO, E. E.; ROSA, R.; SCARAMUZZA, C. A. D. M.; ADAMI, M.; BOLFE, E. L.; COUTINHO, A. C.; ESQUERDO, J. C. D. M.; MAURANO, L. E. P.; NARVAES, I. D. S.; OLIVEIRA FILHO, F. J. B. D.; SILVA, E. B. D.; VICTORIA, D. D. C.; FERREIRA, L. G.; BRITO, J. L. S.; BAYMA, A. P.; OLIVEIRA, G. H. D.; BAYMA-SILVA, G. Land use dynamics in the Brazilian Cerrado in the period from 2002 to 2013. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 54, 2019.

SANTOS, E. V.; MARTINS, R. A.; FERREIRA, I. M.; LARANJA, R. E. P. Visão ambiental do subsistema de Vereda na microrregião do Catalão (GO). **Espaço em Revista**, v. 15, n. 2, p. 141-162, 2013.

SANTOS, N. D.; AGUIAR, J. D. **Evolução agropecuária da região nuclear dos cerrados: 1970-1980**. Planaltina: Embrapa/CPAC, 1985.

SHEN, G.; YANG, X.; JIN, Y.; XU, B.; ZHOU, Q. Remote sensing and evaluation of the wetland ecological degradation process of the Zoige Plateau Wetland in China. **Ecological Indicators**, v. 104, p. 48-58, 2019.

SHIMABUKURO, Y. E.; EIJI-MAEDA, E.; FORMAGGIO, A. R. Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informações Geográficas aplicados ao estudo dos recursos agronômicos e florestais. **Revista Ceres**, v. 56, n. 4, p. 399–409, 2009.

SILVA, E. B. **A dinâmica socioespacial e as mudanças na cobertura e uso e cobertura do solo no bioma Cerrado**. 2013. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2013.

SILVA, E. B. **Taxas de desmatamento anuais no bioma cerrado: uma análise a partir de dados modis para o período de 2003 a 2007**. 2009. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Instituto de Estudos Sócio-Ambientais, Universidade Federal de Goiás, 2009.

SOUSA, R. F.; NASCIMENTO, J. L.; FERNANDES, E. P.; LEANDRO, M. W.; CAMPOS, A. B. Matéria orgânica e textura do solo em veredas conservadas e antropizadas no bioma Cerrado. **Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental**, v. 15, n. 8, p. 861-866, 2011.

TANIWAKI, R. H.; CASSIANO, C. C.; FILOSO, S.; FERRAZ, S. F. B.; CAMARGO, P. B.; MARTINELLI, L. A. Impactos da conversão de pastagens de baixa intensidade em terras de bioenergia de alta intensidade na qualidade da água de córregos tropicais no Brasil. **Ciência do Meio Ambiente Total**, v. 584/585, p. 339-347, 2017.

TURNER, M. G.; GARDNER, R. H. Landscape Metrics. *In: Landscape Ecology in Theory and Practice*. Nova Iorque: Springer, 2015.

USDA – UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE. BRAZIL HOME. Disponível em: <http://www.usdabrazil.org.br/>. Acesso em: ago. 2019.

USGS. **Landsat 8 (L8) Data Users Handbook**. 2019.

USGS. National Land Imaging, **Landsat Colection**, 2018. Disponível em: <https://www.usgs.gov/land-resources/nli/landsat>. Acesso em 2018.

VITALLI, P. de L.; ZAKIA, M. J. B.; DURIGAN, G. Considerações sobre a legislação correlata à zona-tampão de unidades de conservação no Brasil. **Ambiente e Sociedade**, v. 12, n. 1, p. 67-82, 2009.

WANG, C.C. **Ecological Risk Assessment of the Zoige Plateau Alpine Wetland Degradation and its Evolution Analysis**. China University of Geosciences: Beijing. 2015.

WERNECK, F. P.; NOGUEIRA, C.; COLLI, G. R.; SITES JUNIOR, J. W.; COSTA, G. C. Climatic stability in the Brazilian Cerrado: implications for biogeographical connections of South American savannas, species richness and conservation in a biodiversity hotspot. **Journal of Biogeography**, v. 39, n. 9, p.1695-1706. 2012.

XIA, H. M.; ZHAO, W.; LI, A. N.; BIAN, J. H.; ZHANG, Z. J. Subpixel inundation mapping using landsat-8 OLI and UAV data for a wetland region on the Zoige Plateau, China. **Remote Sensing Environment**, v. 9, p. 31–50, 2017.

XU, M.; WATANACHATURAPORN, P.; VARSHNEY, P. K.; ARORA, M. K. Decision tree regression for soft classification of remote sensing data. **Remote Sensing of Environment**, v. 97, n. 3, p. 322–336, 2005.