

Aplicação de Sensoriamento Remoto na análise das mudanças da vegetação de campos de altitude no Pantanal usando dados multitemporais Landsat

Application of Remote Sensing to the analysis of changes in high-altitude vegetation of the 'Pantanal' (Brazil) using multitemporal Landsat data

Aplicación de la Teledetección al análisis de cambios de la vegetación de pastizales de altitud del 'Pantanal' (Brasil) utilizando datos multitemporales Landsat

Dhonatan Diego Pessi

<https://orcid.org/0000-0003-0781-785X>

dhonatan.pessi@gmail.com

*Universidade Federal de Mato Grosso do Sul,
UFMS, Campo Grande, MS, Brasil*

Mateus Antonio Gums Gomes

<https://orcid.org/0000-0001-7905-6653>

mateusgums47@gmail.com

*Universidade Federal de Rondônia, UNIR,
Porto Velho, RO, Brasil*

Normandes Matos da Silva

<https://orcid.org/0000-0002-4631-9725>

normandes@ufr.edu.br

*Universidade Federal de Rondonópolis, UFR,
Rondonópolis, MT, Brasil*

Alfredo Marcelo Grigio

<https://orcid.org/0000-0002-2094-9710>

alfredogrigio1970@gmail.com

*Universidade do Estado do Rio Grande do Norte,
UERN, Natal, RN, Brasil*

Camila Leonardo Mioto

<https://orcid.org/0000-0002-6951-9527>

ea.mioto@gmail.com

*Universidade Federal de Rondonópolis, UFR,
Rondonópolis, MT, Brasil*

Vinicius de Oliveira Ribeiro

<https://orcid.org/0000-0002-4373-1132>

viniciusoribeiro@yahoo.com.br

*Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul,
UEMS, Dourados, MS, Brasil*

Domingos Sávio Barbosa

<https://orcid.org/0000-0001-6793-0956>

domingos@ufr.edu.br

*Universidade Federal de Rondonópolis, UFR,
Rondonópolis, MT, Brasil*

Marco Antonio Diodato

<https://orcid.org/0000-0002-9088-836X>

diodato@ufersa.edu.br

*Universidade Federal Rural do Semi-Árido,
UFERSA, Mossoró, RN, Brasil*

Rodrigo Martins Moreira

<https://orcid.org/0000-0001-6794-6026>

rodrigo.moreira@unir.br

*Universidade Federal de Rondônia, UNIR,
Porto Velho, RO, Brasil*

Antonio Conceição Paranhos Filho

<https://orcid.org/0000-0002-9838-5337>

antonio.paranhos@ufms.br

*Universidade Federal de Mato Grosso do Sul,
UFMS, Campo Grande, MS, Brasil*

Resumo: Devido ao clima frio e altitude, identificar as tendências dinâmicas da vegetação e os principais fatores que contribuem para mudanças de cobertura vegetal em áreas de Campos de Altitude é essencial para entender alterações climáticas em regiões montanhosas. Imagens Landsat-8 OLI e Landsat-1 MSS de 1973 a 2022 da Morraria do Urucum e Serra do Amolar foram pré-processadas na plataforma de nuvem GEE e QGIS. O método de reamostragem por *pixel* na escala de valores definidos para vegetação Campos de Altitude foi empregado para evidenciar mudanças da cobertura da vegetação e suas dinâmicas através do índice NDVI. Em ambas as áreas de estudo foi verificada tendência contínua de redução significativa da vegetação de campos de altitude em 50 anos. O decréscimo médio foi de 49% para Urucum (menos 2.164 hectares) e 43% para o Amolar (menos 3.959 hectares). O uso do GEE para obter dados de sensoriamento remoto combinado com a análise de imagens temporais oferece o potencial de perceber rapidamente tendências de mudança de cobertura da vegetação em grande e pequena escala.

Palavras-chave: Vegetação de montanha, Habitats Naturais, Conservação, Monitoramento de Ecossistemas.

Abstract: Due to the cold climate and altitude, to identify trends in the dynamic vegetation and the main factors that contribute to changes in vegetation cover in grassland areas is essential to understand climate change in mountainous regions. Landsat-8 OLI and Landsat-1 MSS images from 1973 to 2022 of Morraria do Urucum and Serra do Amolar were pre-processed in the GEE cloud platform and QGIS. The resampling method per pixel in the scale of values defined for vegetation Campos de Altitude was used to show changes in vegetation cover and its dynamics through the NDVI index. In both study areas, a continuous trend of significant reduction of vegetation in highland grasslands was observed over 50 years. The average decrease was 49% for Urucum (less 2,164 hectares) and 43% for Amolar (less 3,959 hectares). The use of GHG to obtain remote sensing data combined with temporal image analysis offers the potential to quickly perceive trends in large- and small-scale vegetation cover change.

Keywords: Mountainous Vegetation, Natural Habitats, Conservation, Ecosystem Monitoring.

Resumen: Debido al clima frío y la altitud, identificar las tendencias dinámicas de la vegetación y los principales factores que contribuyen a los cambios en la cobertura vegetal en las áreas de Campos de Altitud es fundamental para comprender el cambio climático en las regiones montañosas. Las imágenes Landsat-8 OLI y Landsat-1 MSS de 1973 a 2022 de Morraria do Urucum y Serra do Amolar fueron preprocesadas en la plataforma de nube GEE y QGIS. Se utilizó el método de remuestreo por píxel en la escala de valores definida para la vegetación Campos de Altitud para mostrar los cambios en la cobertura vegetal y su dinámica a través del índice NDVI. En ambas áreas de estudio, se observó una tendencia continua de reducción significativa de la vegetación en los pastizales de altura durante 50 años. La disminución promedio fue de 49% para Urucum (menos 2.164 hectáreas) y 43% para Amolar (menos 3.959 hectáreas). El uso de GEI para obtener datos de teledetección combinados con el análisis de imágenes temporales ofrece el potencial de percibir rápidamente las tendencias en el cambio de la cubierta vegetal a gran y pequeña escala.

Palabras clave: Vegetación de Montaña, Hábitats Naturales, Conservación, Monitoreo de Ecosistemas.

INTRODUÇÃO

A capacidade de resposta espectral de uma planta está relacionada a como as espécies competem e respondem aos efeitos estressores do ambiente (Mahaut et al., 2020; Scher et al., 2020), refletindo na forma com que se distribuem no espaço, moldando assim a estrutura das comunidades vegetais (Scher et al., 2020).

A produtividade vegetal é tradicionalmente estimada diretamente pela medição da biomassa e cobertura acima do solo, processo que requer altos recursos humanos, financeiros e tempo. Para contornar esse desafio, o uso de estimativas de biomassa a partir de produtos de sensoriamento remoto surge como uma ferramenta que pode ser aplicada para estudos de extensas áreas (Heinsch et al., 2006; Yu et al., 2018).

Imagens de satélite, por exemplo, por meio de suas bandas espectrais, ao serem processadas em Sistemas de Informações Geográficas geram índices de vegetação que medem a biomassa vegetal, ocorrência de distúrbios na saúde das plantas, além sua distribuição espacial, entre outras variáveis. A estimativa da cobertura vegetal requer relativamente pouco tempo e recursos quando se utilizam métodos de sensoriamento remoto aplicando-se índices de vegetação.

Com o avanço e melhoria das imagens multiespectrais, mais sensíveis em medir a interação das plantas com a radiação solar, houve uma melhora na capacidade de estimar a produtividade da planta e padrão fenológico (Cerasoli et al., 2018; Fischer et al., 2019). Os índices de vegetação multiespectrais envolvem uma coleção de razões e transformações de intensidades de refletância de luz detectadas em certas bandas espectrais, tais como NIR (Infravermelho próximo), MIR (infravermelho médio) etc. As imagens de satélite de alta resolução estão cada vez mais sendo disponibilizadas de forma gratuita por plataformas digitais, sendo importantes para aplicações agroambientais, como por exemplo o projeto CBERS, uma parceria entre Brasil e China.

O índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI), proposto por Rouse et al. (1974), baseado na razão da diferença normalizada da refletância relativa da superfície em comprimentos de onda vermelho e infravermelho próximo, está correlacionado com a cobertura de vegetação saudável (Myneni et al., 1995). O NDVI está fortemente associado à cobertura vegetal, índice de área foliar, biomassa e uso da terra, que pode refletir de forma abrangente a intensidade da fotossíntese e do metabolismo da vegetação (Krakauer et al., 2017). O NDVI pode ser empregado para avaliar quantitativamente a cobertura e o crescimento da vegetação, e considerado um indicador eficaz para monitorar as mudanças na vegetação terrestre. Portanto, tem sido amplamente utilizado em pesquisas e manejo em áreas como agricultura e ecologia (Krakauer et al., 2017).

Este trabalho analisou as mudanças temporais e espaciais da cobertura vegetal campestre em área montanhosa do Pantanal entre os anos de 1973 e 2022 por meio do índice de vegetação NDVI através da técnica de reamostragem por *pixel* validado por índices de ecologia da paisagem, com o uso de produtos do Landsat sensor MSS e OLI.

METODOLOGIA

Área de estudo

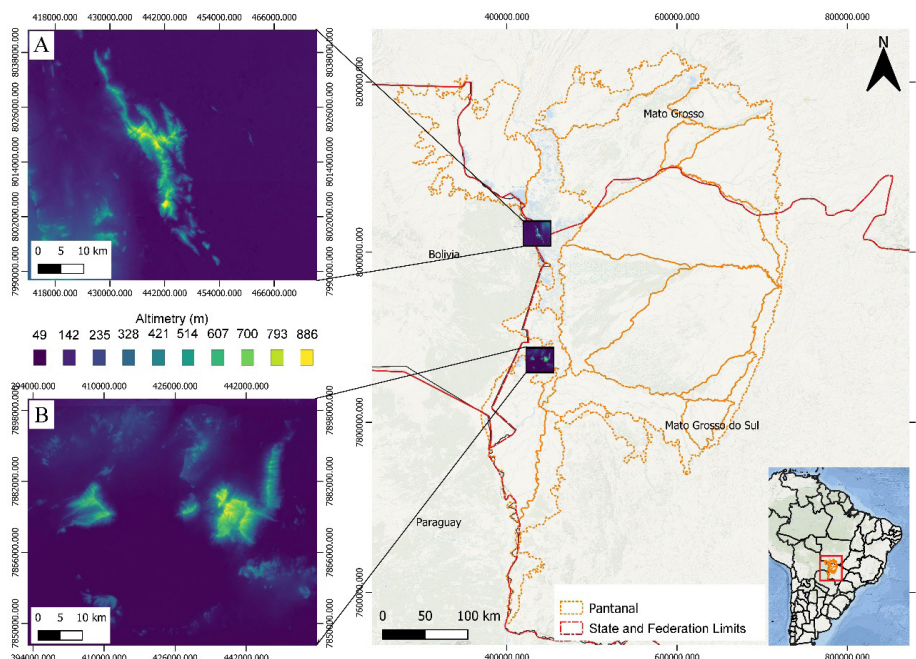
A área de estudo compreende a Serra do Amolar e a Morraria do Urucum, ambas inseridas no contexto do Pantanal Sul-mato-grossense, no município de Corumbá, MS (Fig. 1). O clima da região é tipo Aw de Koeppen (1948), com temperatura média anual na ordem de 25,1°C, com média no mês mais quente de 30,6°C e mês mais frio com 19,8°C. A temperatura máxima absoluta atinge por volta de 40°C de outubro a janeiro, e as mínimas absolutas próximas a 0°C de maio a agosto (Zucco et al., 2011). A precipitação anual é por volta de 1.070 mm com *déficit* hídrico anual de 318 mm (Urbanetz et al., 2012).

A Morraria do Urucum está localizada às margens da cidade de Corumbá, Oeste do estado de Mato Grosso do Sul, nas coordenadas Latitude 19°13'18.92"S e Longitude 57°35'8.12"O, em altitude variando de 100 a 900 m. Uma parte da área da Morraria do Urucum vem sendo minerada há décadas (Freitas, 2010).

O Morro São Domingos (parte integrante da Morraria do Urucum) apresenta superfície estrutural tabular de bordas escarpadas no qual ocorrem solos predominantemente com litologias pré-cambrianas do grupo Jacadigo, Formação Urucum (Franco & Pinheiro, 1982; Urbanetz et al., 2012). Alguns dos tipos de solo encontrados na Morraria do Urucum são Planossolo (encontrados a 100 m de altitude), Argissolo eutrófico (200 m de altitude), Cambissolo distrófico (300 m e 500 m de altitude) e Neossolo eutrófico (acima de 700 m de altitude) (Urbanetz et al., 2012).

A tipologia vegetal na Morraria do Urucum varia de Floresta Estacional Semidecídua (a cerca de 100 m de altitude) a Campos de Altitude (topo dos morros na cota de 1000 m de altitude, tipologia de vegetação campestre), além de Floresta Estacional Decidual nas áreas calcárias (Tomas et al., 2010; Urbanetz et al., 2012; Lima et al., 2019). Ocorrem também gradações com Floresta Perenifolia e Mata de Galeria, e uma estreita faixa de Cerrado na transição para Campos de Altitude.

Figura 1: Localização das duas áreas de estudos: a) Serra do Amolar; b) Morraria do Urucum, Pantanal Sul-matogrossense.



Fonte: Dados vetoriais do Pantanal: Mioto (2016). Dados vetoriais de Estados e municípios: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Sistema de coordenadas UTM SIRGAS 2000, 21S. Dados de imagens de elevação: TOPODATA.

A Serra do Amolar está localizada a cerca de 180 km do município de Corumbá, e prossegue nas cristas montanhosas orientadas no sentido sudeste e noroeste, se estendendo por mais 40 km ao longo da fronteira com a Bolívia, até atingir a divisa com o Estado de Mato Grosso. As suas morrarias têm origem Pré-Cambriana, e funcionam como um controle geológico do escoamento fluvial do Pantanal, desempenhando um papel importante na intrincada rede ecológica que integra rios, planícies e comunidades bióticas (Collischonn, 2005; Zucco et al., 2011). O ponto mais elevado da Serra do Amolar chama-se “Pico do Amolar”, com uma altitude aproximada de 900 m. A característica peculiar desta região é a presença desta formação montanhosa relativamente isolada associada com as influências do rio Paraguai, e com vegetação específica nos pontos mais altos de características campestre, os Campos de Altitude.

Dados de satélite e processamento de imagens

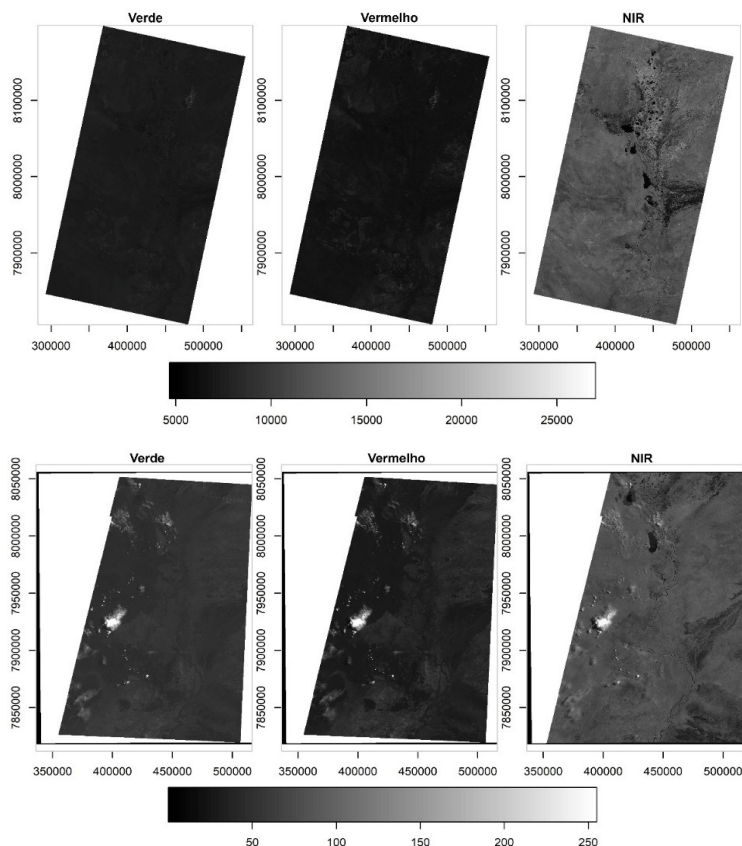
Devido às características climáticas na estação chuvosa, há dificuldades de obtenção de imagens sem nuvens. Assim, coletou-se duas cenas de imagens Landsat 8 (para realizar mosaico que abrange toda a área de estudo) na estação seca durante o período de abril a outubro de 2022 e uma cena de imagens Landsat 1 de 1973 (USGS, 2022), porém apenas uma cena do mês de março estava em boas condições de uso (Tab. 1).

Tabela 1: Dados técnicos e datas das cenas dos satélites usados na análise temporal da vegetação da Serra do Amolar e Morro do Urucum.

Satélite	Sensor	Resp. Temporal	Resol. Radiométrica	Operação	Resol. Espacial	Data das Cenas
Landsat 1	MultiSpectral Scanner (MSS)	18 dias	6 bits	1972 - 1978	80 m	16/03/1973
Landsat 8	Operational Land Imager (OLI)	16 dias	16 bits	2013 até o momento	30 m	14/06/2022 (Cenas 1 e 2)

As imagens Landsat foram pré-processadas usando a plataforma QGIS 3.10 (QGIS, 2022). As principais etapas do processamento incluem (i) aquisição do produto de reflexão de superfície do USGS no site: <https://earthexplorer.usgs.gov/> (USGS, 2022) e GEE (*Google Earth Engine*) (Gorelick et al., 2017); (ii) seleção da cena alvo de entrada e cenas de referência; (iii) detecção de cenas com ausência de nuvens para evitar o mascaramento por sombra nas imagens e; (iv) processamento das imagens no QGIS. A Figura 2 mostra as bandas separadamente (NIR-R-G) e a Figura 3 mostra o resultado das imagens compostas de saída (vermelho = banda do infravermelho próximo, verde = banda vermelha, azul = banda verde) do Landsat 8 e Landsat 1.

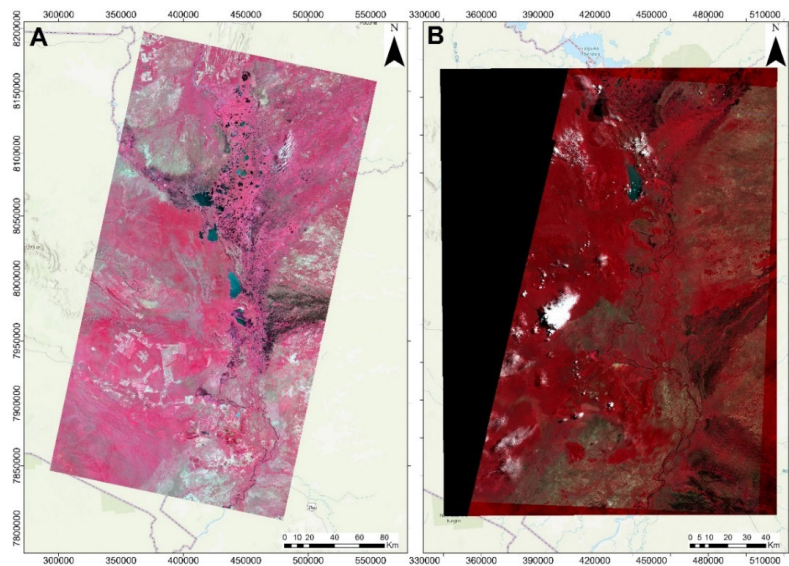
Figura 2: Plotagem das camadas individuais das cenas multiespectral Landsat 8 e Landsat 1 respectivamente em níveis de cinza para as bandas do verde, vermelho e NIR.



Fonte: dados de imagens: Landsat 8 (USGS, 2022); Landsat 1 (Gorelick et al., 2017).
Sistema de coordenadas UTM SIRGAS 2000, 21S.

As imagens do satélite Landsat 1, sensor *MultiSpectral Scanner* (MSS) foram obtidas a partir da plataforma de computação em nuvem *Google Earth Engine*. Os dados do MSS estão disponíveis de 1972 a 1978. Foram utilizadas as bandas do verde, vermelho e infravermelho próximo (NIR), bandas 4, 5 e 6, respectivamente, do Landsat 1 MSS *Collection 1 Tier 2* com valores de Números Digitais, representando a radiância no sensor dimensionada e calibrada. As imagens foram redimensionadas para 30 metros de resolução utilizando os algoritmos de *reducing resolution* com o método de vizinho mais próximo. Foi redimensionado para a mesma resolução da cena do Landsat 8 para padronizar em uma mesma resolução espacial e obter melhor resultado na análise.

Figura 3: Cenas compostas com os canais NIR-R-G para os períodos encontrados com baixa quantidade de nuvens para as áreas de estudo. A: cena do sensor OLI a bordo do satélite Landsat 8; B: cena do sensor MSS a bordo do satélite Landsat 1.

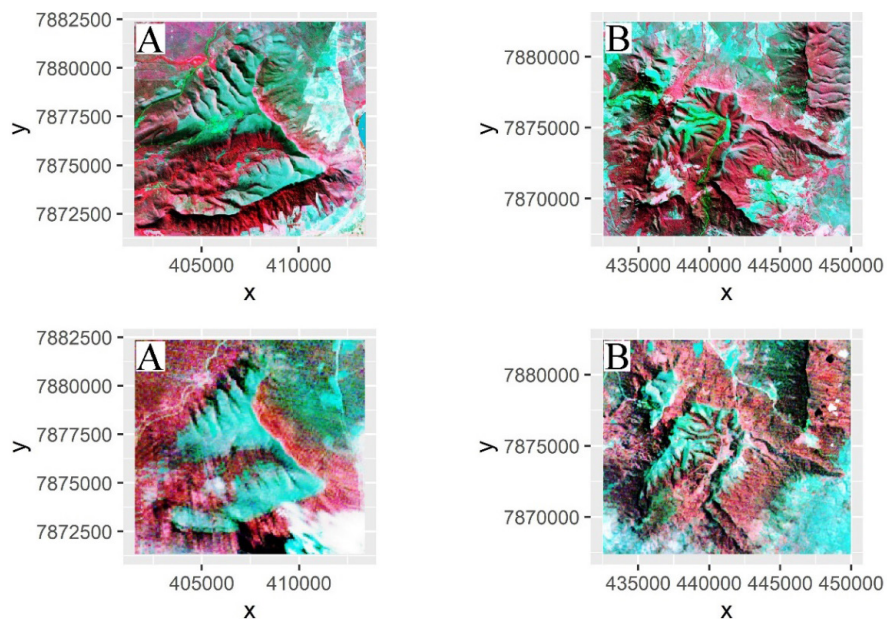


Fonte: dados de imagens: Landsat 8 (USGS, 2022); Landsat 1 (Gorelick et al., 2017).
Sistema de coordenadas UTM SIRGAS 2000, 21S.

Seleção das áreas analisadas

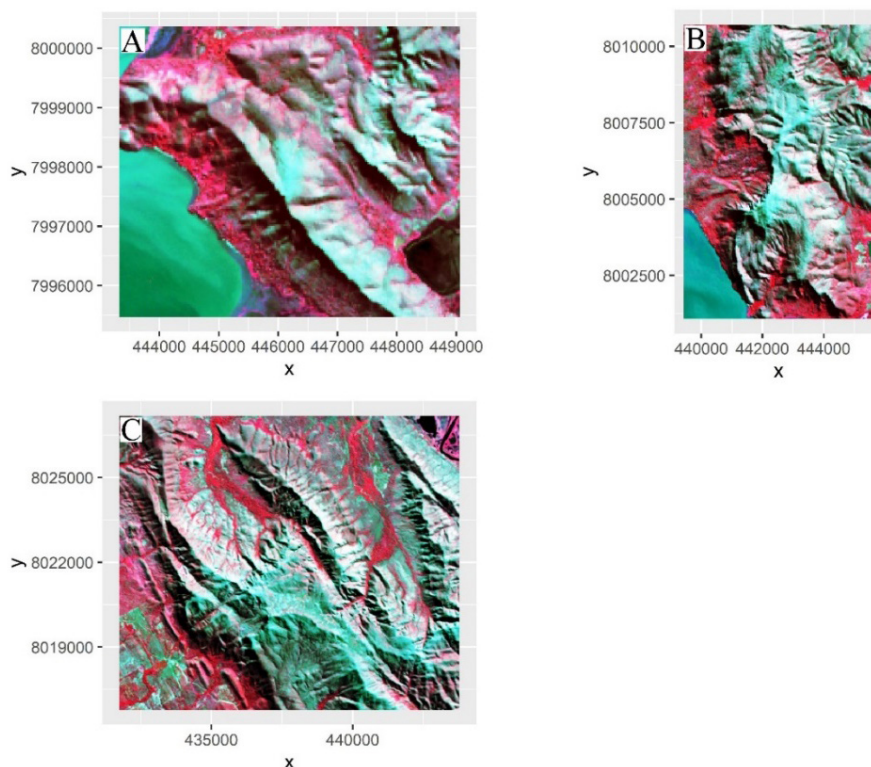
As áreas utilizadas para as análises foram previamente selecionadas por recortes em locais onde havia informações da vegetação de interesse, em especial a cena do Landsat 1, a qual possui presença de nuvens em boa parte da área de estudo. Portanto optou-se em realizar recortes das áreas de estudo onde não havia interferência de objetos ou falhas que comprometessem a qualidade da análise e consequentemente os resultados. Para tanto, as cenas Landsat 8 e Landsat 1 foram exportadas para o software RStudio versão 4.2.1 (R Core Team, 2022), onde através do pacote Raster (Hijmans, 2022) aplicou-se o comando de recorte das áreas selecionadas para posterior plotagem (Figs. 4, 5 e 6).

Figura 4: Recorte de áreas amostrais na Morraria do Urucum para: A) recorte 1, cena do Landsat 8 (2022); B) recorte 2, cena do Landsat 1 (1973).



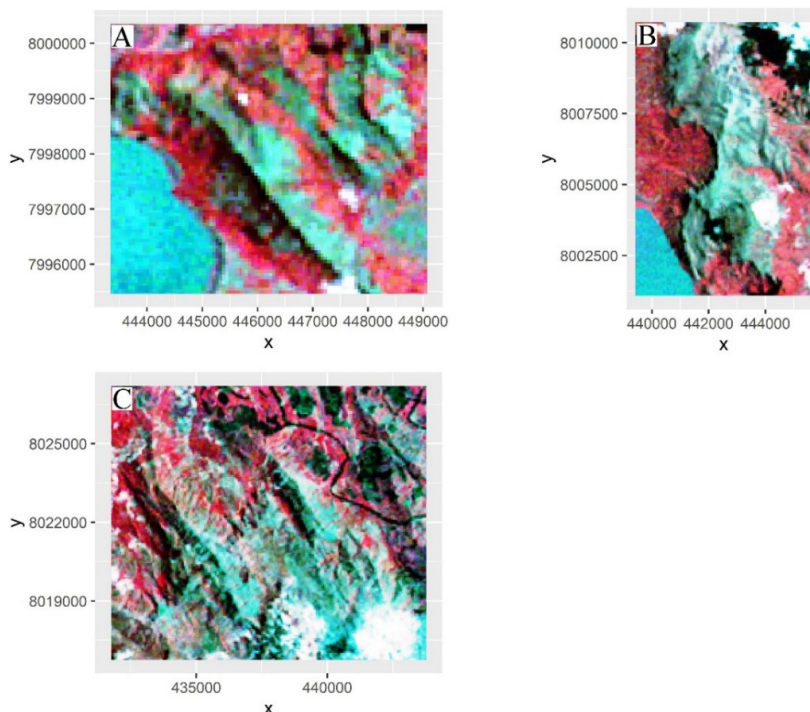
Fonte: dados de imagens: Landsat 8 (USGS, 2022); Landsat 1 (Gorelick et al., 2017). Sistema de coordenadas UTM SIRGAS 2000, 21S.

Figura 5: Recorte de áreas amostrais na Serra do Amolar para a cena do Landsat 8 (2022): A) recorte 1; B) recorte 2; C) recorte 3.



Fonte: dados de imagens: Landsat 8 (USGS, 2022); Landsat 1 (Gorelick et al., 2017). Sistema de coordenadas UTM SIRGAS 2000, 21S.

Figura 6: Recorte de áreas amostrais na Serra do Amolar para a cena do Landsat 1 (1973).



Fonte: dados de imagens: Landsat 8 (USGS, 2022); Landsat 1 (Gorelick et al., 2017).
Sistema de coordenadas UTM SIRGAS 2000, 21S.

Índice de NDVI

O NDVI é um dos índices amplamente utilizados para classificação de imagens, monitoramento e avaliação rápida da qualidade florestal. Os valores mais altos de NDVI correspondem a vegetação densa, como florestas perenes, árvores caducifolias na estação chuvosa ou culturas em seu estágio de pico de crescimento. Com base nas características do crescimento, a floresta decídua e a floresta perene podem ser extraídas pela diferença dos valores de NDVI entre as estações seca e chuvosa. Como um estimador de biomassa, os valores de NDVI também diferem entre floresta perene e vegetação herbácea (Pessi et al., 2022).

Nesta análise, o NDVI foi gerado a partir de imagens compostas sem nuvens do Landsat 8 e Landsat 1 para a estação seca, conforme a Equação (1):

$$NDVI = \frac{(NIR - RED)}{(NIR + RED)} \quad (1)$$

Onde:

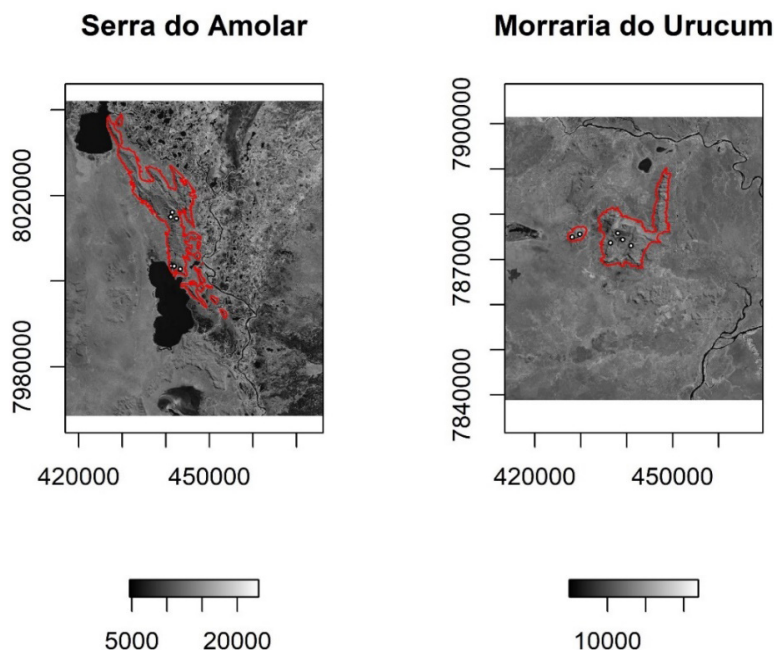
NIR é o valor da refletância da superfície da banda do infravermelho próximo;

RED é o valor da refletância da superfície da faixa vermelha das imagens Landsat.

Seleção dos alvos

Os alvos a serem classificados foram identificados em trabalho de campo que identificou a vegetação de campos de altitude e georreferenciou com GPS seis pontos amostrais na Morraria do Urucum e seis pontos amostrais na Serra do Amolar (Fig. 7). A reamostragem foi realizada dentro das áreas selecionadas pré-definidas como locais acima de 400 metros de altitude.

Figura 7: Localização dos pontos amostrais de campos de altitude nas áreas da Serra do Amolar e Morraria do Urucum. Legenda: Em linha vermelha, delimitação das áreas de estudo. Pontos brancos, pontos de amostragem.



Método Proposto

Com base na diferença dos valores de NDVI entre a vegetação florestal perene e a vegetação herbácea na estação seca, e a correlação entre os valores de retroespalhamento das imagens multitemporais, foi proposto um esquema de classificação por reamostragem baseado nos objetos classificados pelo NDVI conforme detalhado nas Figuras 8 e 9. Após a geração do NDVI, foi realizada a reamostragem dos valores de *pixel* de NDVI definidos na seleção dos alvos. Extraídos os valores, buscou-se identificar quais valores da reamostragem condiziam com a classe de cobertura de interesse (Campos de Altitude). Após definir os valores, foi realizada a extração dos *pixels* para cada área analisada e aplicadas as rotinas definidas no RStudio para se saber dados de área e quantidade de *pixels*.

Figura 8: Matriz de valores por *pixel* e reamostragem dessa mesma matriz por valores pré definidos no RStudio.

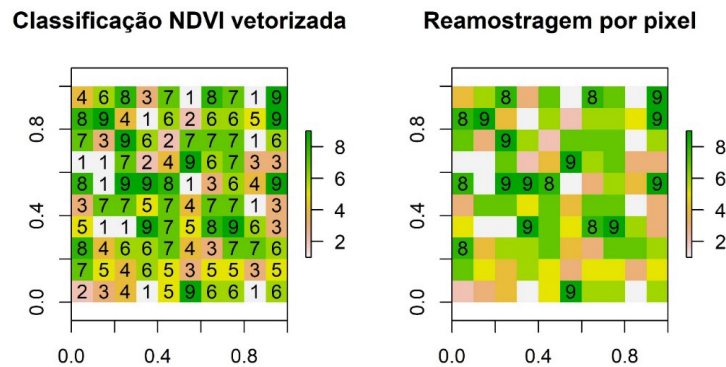
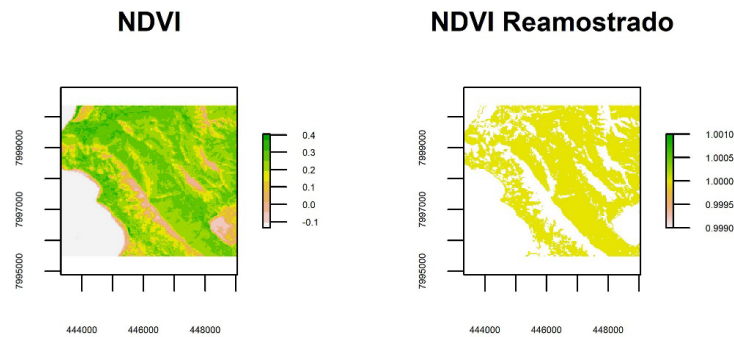


Figura 9: Exemplo de reamostragem por *pixel*. Valores de 0.3 a 0.4 foram definidos para serem reamostrados.



O processo de classificação foi conduzido por meio de três etapas principais: (i) segmentação da classificação do NDVI para definir os objetos homogêneos (objeto alvo) com base em suas propriedades espectrais; (ii) utilização do limiar de valores médios de cada padrão homogêneo para classificar cada objeto das cenas usadas nesse estudo e; (iii) quantificação, em proporção de área em hectares, de cada padrão homogêneo encontrado na classificação NDVI, definindo o que é vegetação herbácea. A avaliação da precisão da reamostragem foi realizada comparando-se os dados gerados classificados de NDVI das parcelas de verificação dos dados do levantamento de campo, quando foram levantadas 12 parcelas de amostragem (Fig. 9).

Índices de ecologia da paisagem

Com base no mapa de fragmentos de vegetação gerados na reamostragem, foram calculados dois índices de ecologia da paisagem com ênfase em sua distribuição espacial e fragmentação da cobertura campestre através do *software* Fragstats versão 4.2 (McGarigal, 2013). Foram calculados o número de fragmentos (NP) e área total de fragmentos (TA), enquanto métricas de que representam a configuração da paisagem (Volotão, 1998).

RESULTADOS

Variação de tendências espaciais de NDVI

As Figuras 10 e 11 demonstram o padrão de distribuição espacial da média de NDVI para a Morraria do Urucum no período de 1973 a 2022.

Figura 10: Distribuição do NDVI para os dois recortes usados na análise para a área de estudo Morraria do Urucum no ano de 1973.

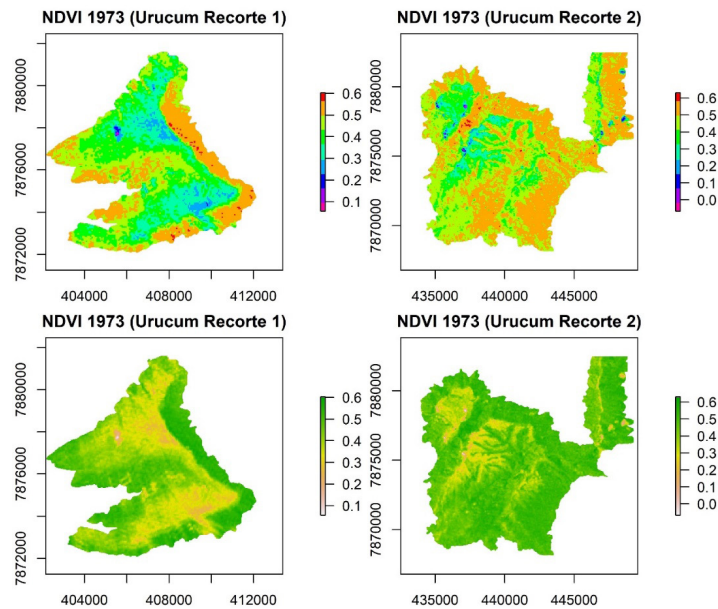
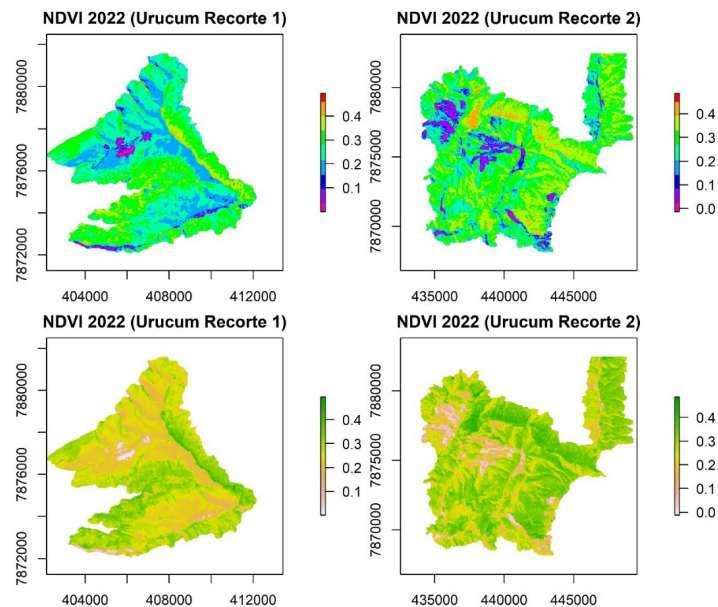


Figura 11: Distribuição do NDVI para os dois recortes usados na análise para a área de estudo Morraria do Urucum no ano de 2022.

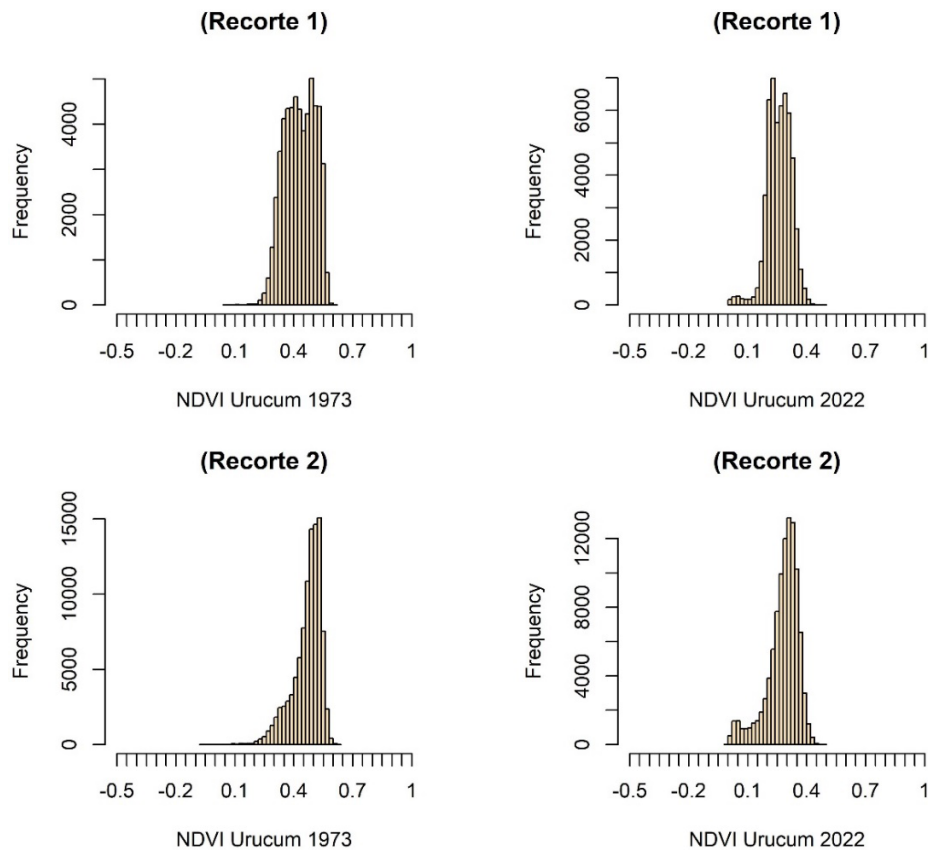


O NDVI variou de -0.06 a 0.63, com valor médio de 0.4298 para o recorte 1 e de 0.4674 para o recorte 2 para o ano de 1973. No entanto, houve desvio de valores de NDVI para o ano de 2022, variando de -0.01 a 0.4945, com valor médio de 0.2604 para o recorte 1 e de 0.2801 para o recorte 2 (Tab. 2, Fig. 12).

Tabela 2: Resumo dos valores de NDVI para cada recorte e ano de análise na Morraria do Urucum.

Urucum 1973 (Landsat 1)		Urucum 2022 (Landsat 8)	
NDVI Recorte 1	NDVI Recorte 2	NDVI Recorte 1	NDVI Recorte 2
Mín. :0.0564	Mín. :-0.0667	Mín. :0.00069	Mín. :-0.0129
1st Qu.:0.3679	1st Qu.: 0.4348	1st Qu.:0.22048	1st Qu.: 0.2466
Median :0.4311	Median : 0.4872	Median :0.26277	Median : 0.2962
Mean :0.4298	Mean : 0.4674	Mean :0.26047	Mean : 0.2801
3rd Qu.:0.4956	3rd Qu.: 0.5207	3rd Qu.:0.30451	3rd Qu.: 0.3340
Máx. :0.6027	Máx. : 0.6306	Máx. :0.49450	Máx. : 0.4859

Figura 12: Distribuição de *pixels* dos recortes analisados em escala de valor de NDVI na Morraria do Urucum.



As Figuras 13 e 14 mostram o padrão de distribuição espacial da média de NDVI para a área de estudo Serra do Amolar, entre os anos de 1973 e 2022.

Figura 13: Distribuição do NDVI para os três recortes usados na análise para a Serra do Amolar no ano de 1973.

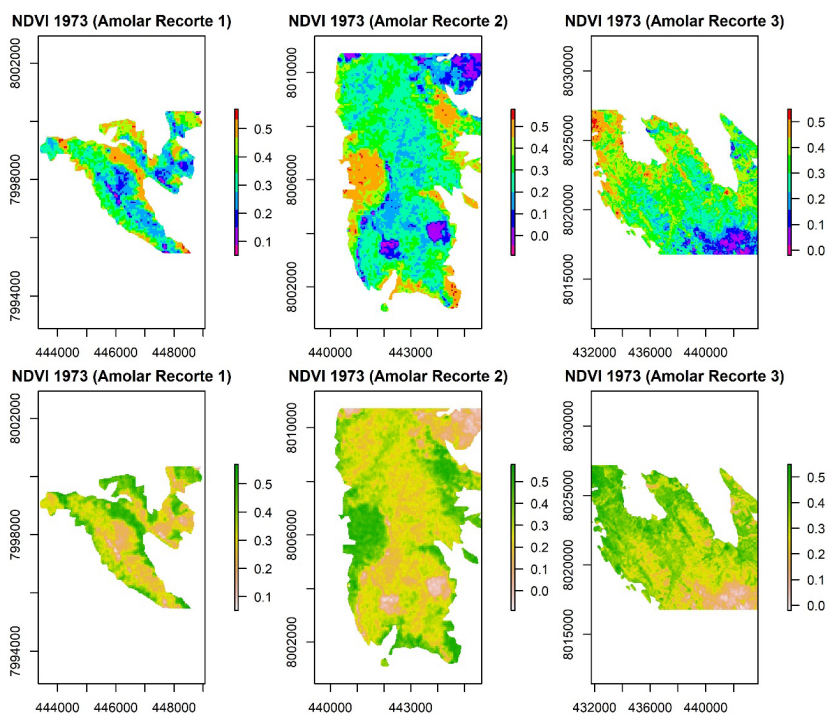
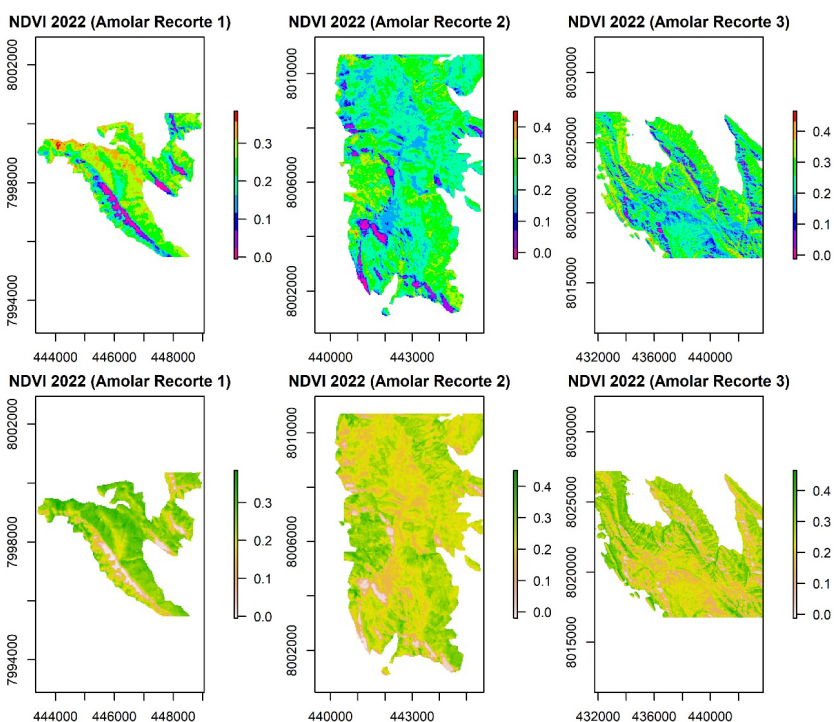


Figura 14: Distribuição do NDVI para os três recortes usados na análise para a Serra do Amolar no ano de 2022.



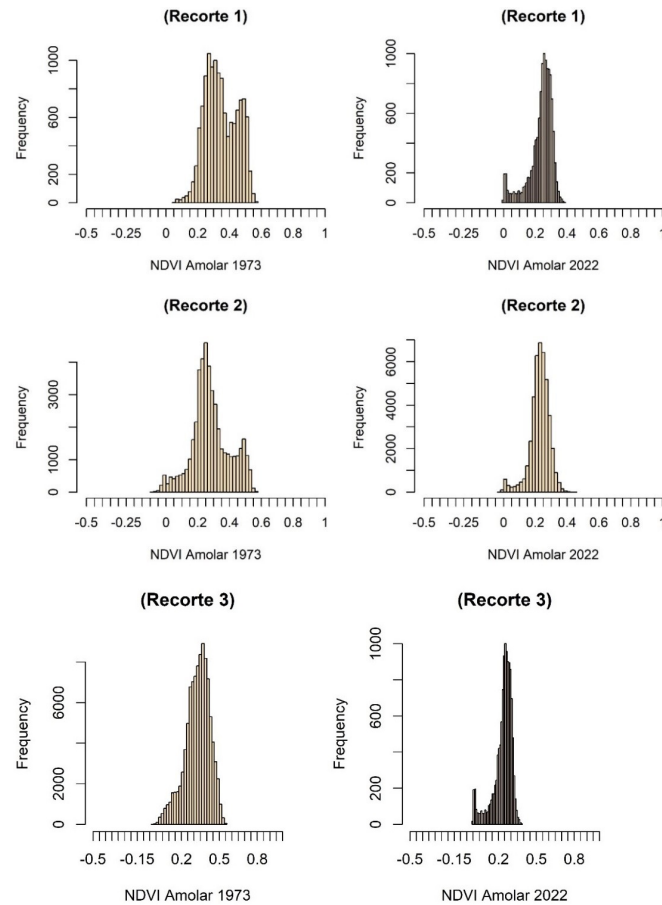
Para a Serra do Amolar o NDVI para o ano de 1973 variou de -0.09 a 0,5797, com valor médio de 0.3467 para o recorte 1, de 0,2807 para o recorte 2, e de 0,3264 para o recorte 3. Já os valores de NDVI de 2022 divergiram, variando de -0.02 a 0,4655, com valor médio de 0.2353 para o recorte 1, de 0.2273 para o recorte 2, e de 0.2448 para o recorte 3 (Tab. 3).

Tabela 3: Resumo dos valores de NDVI para cada recorte e ano de análise na Serra do Amolar.

Amolar 1973 (Landsat 1)		
NDVI Recorte 1	NDVI Recorte 2	NDVI Recorte 3
Mín. :-0.0508	Mín. :-0.0909	Mín. :-0.0204
1st Qu.:0.2692	1st Qu.: 0.2115	1st Qu.: 0.2701
Median :0.3333	Median: 0.2661	Median : 0.3370
Mean :0.3467	Mean : 0.2807	Mean : 0.3264
3rd Qu.:0.4355	3rd Qu.: 0.3488	3rd Qu.: 0.3956
Máx. :0.5694	Máx. : 0.5797	Máx. : 0.5494
Amolar 2022 (Landsat 8)		
NDVI Recorte 1	NDVI Recorte 2	NDVI Recorte 3
Mín. :-0.00492	Mín. :-0.0201	Mín. :-0.0129
1st Qu.: 0.20955	1st Qu.: 0.1994	1st Qu.: 0.2019
Median :0.25305	Median: 0.2323	Median : 0.2532
Mean : 0.23530	Mean : 0.2273	Mean : 0.2448
3rd Qu.:0.28556	3rd Qu.: 0.2657	3rd Qu.: 0.2961
Máx. : 0.38493	Máx. : 0.4510	Máx. : 0.4655

A Figura 14 ilustra a distribuição de *pixels* na escala de valores de NDVI para os recortes estudados na Serra do Amolar.

Figura 14: Distribuição de *pixels* dos recortes analisados em escala de valor de NDVI.



Reamostragem por valor de *pixel* de NDVI

Os valores máximos e mínimos de NDVI encontrados na reamostragem por *pixel* para cada uma das áreas estudadas e recortes usados, estão elencados nas Tabelas 4 e 5.

Tabela 4: Valores máximo e mínimo na reamostragem por *pixel* para os recortes usados nas análises para a Morraria do Urucum em 1973 e 2022. NA's = *Pixels* sem valores.

Urucum 1973 (Landsat 1)		Urucum 2022 (Landsat 8)	
NDVI Recorte 1	NDVI Recorte 2	NDVI Recorte 1	NDVI Recorte 2
Mín. :0.2660	Mín. :0.2167	Mín. :0.1707	Mín. :0.1763
Median :0.3369	Median :0.3356	Median :0.2247	Median :0.2495
Mean :0.3397	Mean :0.3295	Mean :0.2324	Mean :0.2574
Máx. :0.4489	Máx. :0.4020	Máx. :0.2597	Máx. :0.2444
NA's :23	NA's :23	NA's :23	NA's :23

Tabela 5: Valores máximo e mínimo na reamostragem por *pixel* para os recortes usados nas análises para a Serra do Amolar em 1973 e 2022. NA's = *Pixels* sem valores.

Amolar 1973 (Landsat 1)		
NDVI Recorte 1	NDVI Recorte 2	NDVI Recorte 3
Mín. :0.1652	Mín. :-0.000473	Mín. :0.3440
1st Qu.:0.2096	1st Qu.: 0.133320	1st Qu.:0.3546
Median :0.2540	Median : 0.151244	Median :0.3653
Mean :0.2444	Mean : 0.149136	Mean :0.3653
3rd Qu.:0.2839	3rd Qu.: 0.188680	3rd Qu.:0.3759
Máx. :0.3139	Máx. : 0.264294	Máx. :0.3866
NA's :24	NA's :21	NA's :25
Amolar 2022 (Landsat 8)		
NDVI Recorte 1	NDVI Recorte 2	NDVI Recorte 3
Mín. :0.1839	Mín. :0.1798	Mín. :0.1968
1st Qu.:0.2118	1st Qu.:0.1890	1st Qu.:0.2055
Median :0.2396	Median :0.2049	Median :0.2143
Mean :0.2226	Mean :0.2059	Mean :0.2143
3rd Qu.:0.2419	3rd Qu.:0.2175	3rd Qu.:0.2230
Máx. :0.2443	Máx. :0.2402	Máx. :0.2317
NA's :24	NA's :21	NA's :25

A reamostragem por *pixel* mostra mudanças significativas de NDVI por área amostrada (Figs 15 e 16).

Figura 15: Valores de *pixels* de NDVI reamostrados para a Morraria do Urucum.

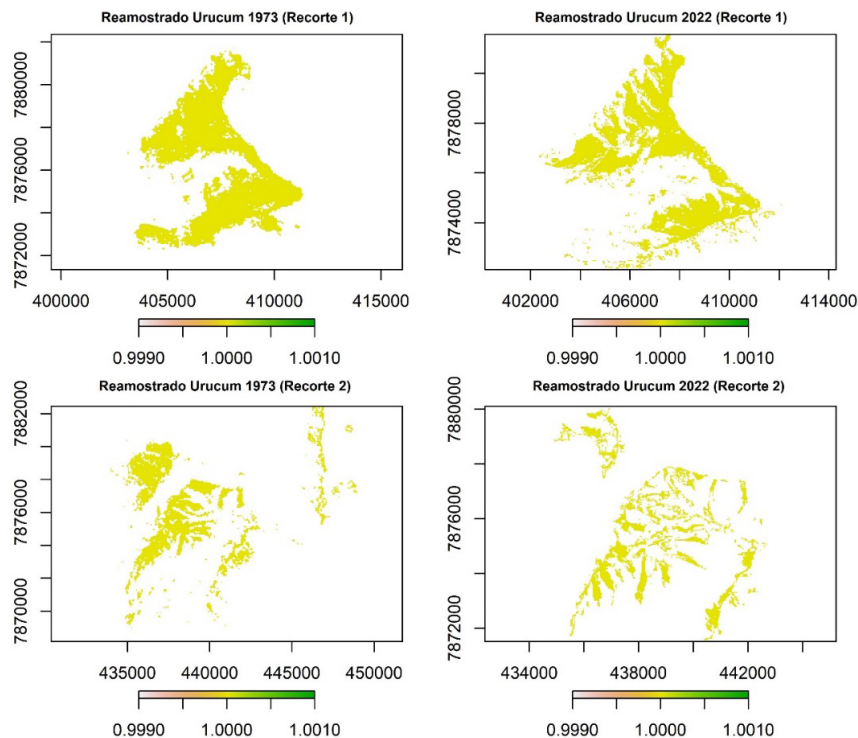
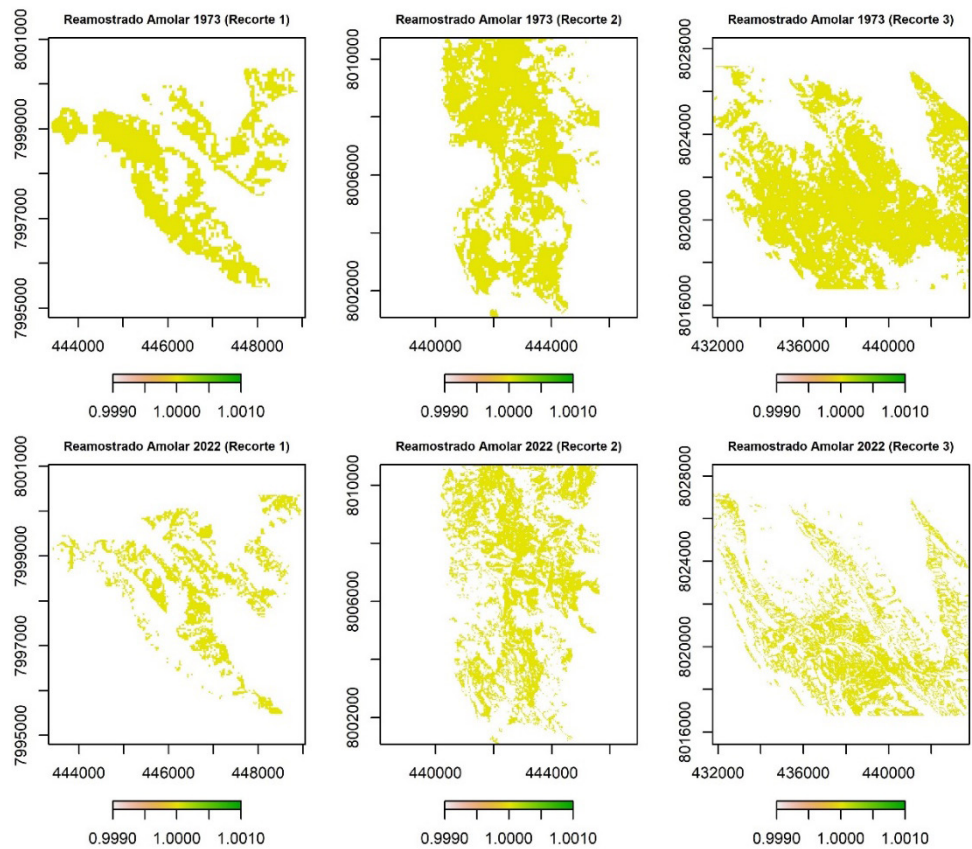


Figura 16: Valores de *pixels* de NDVI reamostrados para a Serra do Amolar.



Resposta multitemporal das áreas analisadas

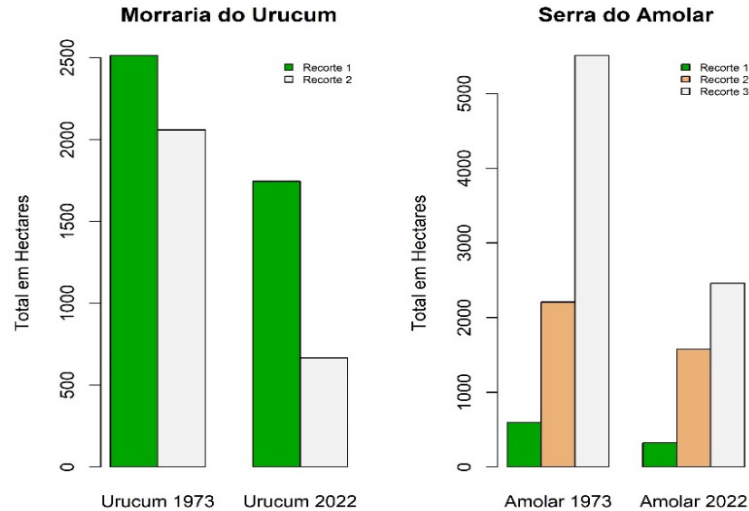
Os dados reamostrados mostraram uma tendência linear decrescente da cobertura de Campos de Altitude para ambas as áreas de estudo e recortes empregados durante o período de registro (de 1973 a 2022). Essa tendência variou entre a estação seca usada na análise e conforme elevação das áreas estudadas. No entanto, as diferenças foram mais significativas com uma ligeira tendência de declínio maior na Morraria do Urucum (Tab. 6).

Tabela 6: variação percentual de **área dos dados** reamostrados nas áreas e recortes analisados no período de 1973 a 2022.

Urucum 1973 (Landsat 1)			Urucum 2022 (Landsat 8)		
NDVI Recorte 1	NDVI Recorte 2		NDVI Recorte 1	NDVI Recorte 2	
2.515	2.059		1.745	665	
Déficit			770	1.394	
			30,61%	67,70%	
Amolar 1973 (Landsat 1)			Amolar 2022 (Landsat 8)		
NDVI Recorte 1	NDVI Recorte 2	NDVI Recorte 3	NDVI Recorte 1	NDVI Recorte 2	NDVI Recorte 3
598	2.209	5.514	324	1578	2.460
Déficit			274	631	3.054
			45,32%	28,56%	55,39%

A cobertura campestre de Campos de Altitude variou de 31% a 68,5% para Morraria do Urucum, com média de 49,15% de cobertura decrescente em 2022. Na Serra do Amolar a cobertura variou de 28,56% a 55,39%, com uma média de 43,09% de cobertura decrescente em 2022 (Fig. 17).

Figura 17: *Barplot* dos valores em área dos dados reamostrados para as áreas e recortes estudados.



As Figuras 18 e 19 discriminam os locais, em ambas as áreas estudadas, onde ocorreu variação da vegetação campestre (decréscimo ou expansão) e onde não houve alteração entre 1973 e 2022.

Figura 18: Sobreposição multitemporal em cores das diferenças da cobertura de Campos de Altitude para a Morraria do Urucum entre os anos de 1973 e 2022.

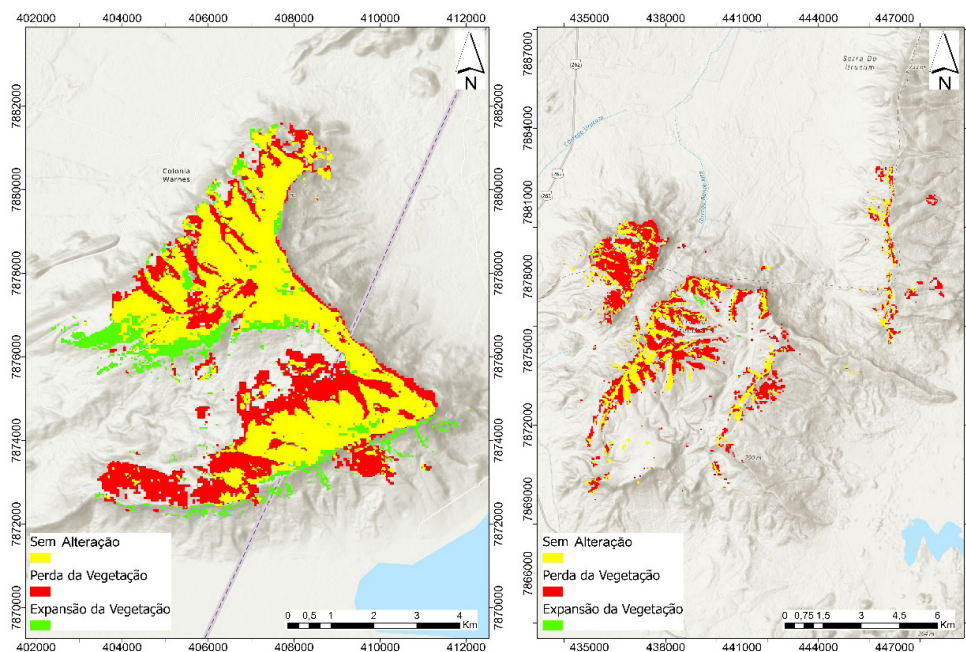
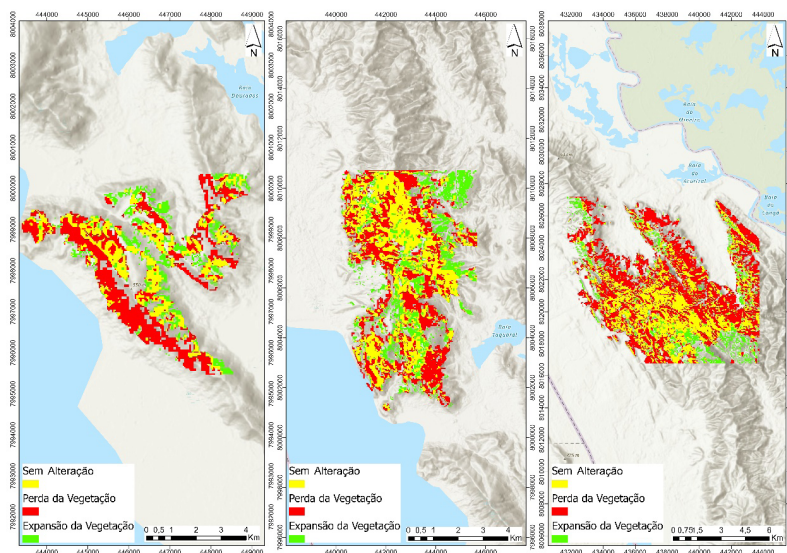


Figura 19: Sobreposição multitemporal em cores das diferenças da cobertura de Campos de Altitude para a Serra do Amolar entre os anos de 1973 e 2022.



Métricas de paisagem

Os índices de métricas da paisagem e os valores resultantes estão apresentados nas figuras 20 (Serra do Amolar) e 21 (Morraria do Urucum).

Para a Serra do Amolar, o índice TA apresentou valores em área de hectares mais superiores para o ano de 1973 comparado com o ano de 2022 em todos os recortes analisados. O recorte 3 foi o que apresentou a maior diferença de percentual entre 1973 e 2022 de 55,47% a mais em 1973. Já o NP apresentou superioridade de números em 2022, sendo que o recorte 3 foi o que apresentou maior número de fragmentos comparado com 1973 (Tab. 7).

Figura 20: Métricas de paisagem para a Serra do Amolar e seus recortes de análise.

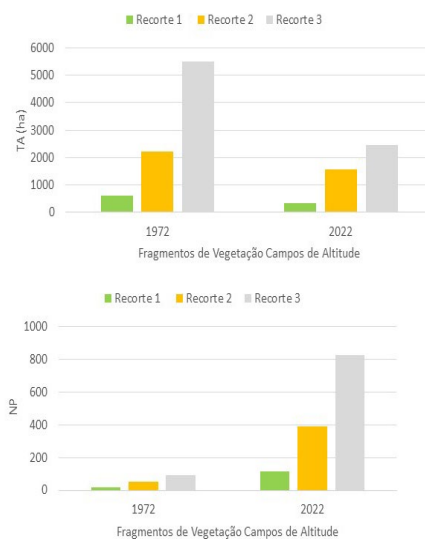
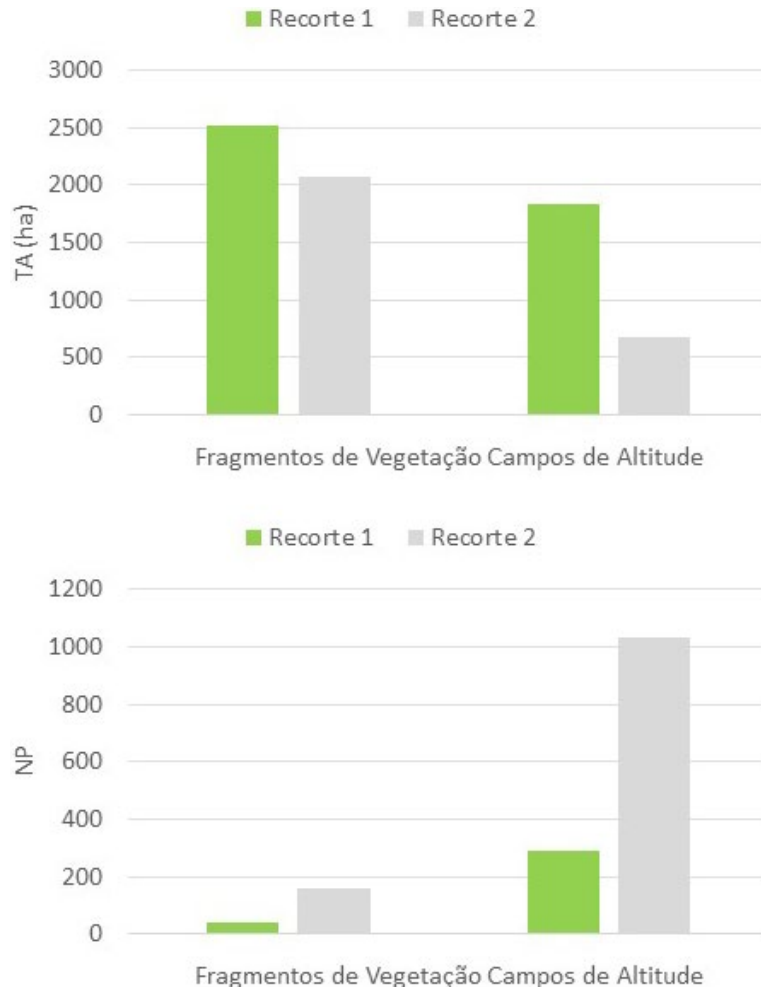


Tabela 7: Valores encontrados nas métricas de paisagem TA e NP para as áreas estudadas.

Área		TA (ha)			NP	
		1972	2022		1972	2022
Amolar	Recorte 1	600,39	324,9	Recorte 1	19	117
	Recorte 2	2219,85	1578,15	Recorte 2	51	391
	Recorte 3	5524,29	2460,78	Recorte 3	91	823
Urucum	Recorte 1	2510,64	1840,23	Recorte 1	42	292
	Recorte 2	2073,96	680	Recorte 2	159	1030

Para a Morraria do Urucum o TA apresentou declínio de área nos recortes 1 e 2 no período estudado. O recorte 2 foi o que apresentou maior variação de área com uma diferença de percentual de 67,20% de área a menor quando comparado com 1973. Já o NP apresentou assim como na Serra do Amolar maior número de fragmentação da vegetação, sendo que o recorte 2 foi o que teve maior fragmentação da vegetação ao longo da série histórica analisada apresentando o número de 1030 fragmentos em 2022 e 159 fragmentos em 1973.

Figura 21: Métricas de paisagem para a Morraria do Urucum e seus recortes de análise.



DISCUSSÃO

A área coberta com vegetação Campos de Altitude de 1973 era superior em mais de 49% da área total de 2022 para a Morraria do Urucum, e em mais de 43% na Serra do Amolar, ou seja, houve um decréscimo muito acentuado da vegetação Campos de Altitude talvez devido ao aumento da vegetação subarbórea nos pontos mais altos das áreas estudadas nos últimos anos. Esse mesmo fenômeno foi observado em outro estudo realizado por Pessi et al. (2022), para ambas as áreas de estudo, entre os anos de 1985 e 2020, com aproximadamente 36% de decréscimo de vegetação campestre na Serra do Amolar e 32% na Morraria do Urucum. Nesta análise as médias de área foram maiores por se tratar de uma janela de tempo comparativamente maior.

Ambas as métricas de paisagem (TA e NP) apresentaram declínio significativo para as duas áreas entre os anos estudados. Como esperado, aumentou o número de fragmentos, já que a alteração da cobertura da vegetação de Campos de Altitude pode ter levado a maior fragmentação e diminuição de área, principalmente na Morraria do Urucum, e com valores relativamente próximos entre os anos de análise para a Serra do Amolar. É importante notar que o índice de área total (TA) apresentou declínio dos anos de 1973 a 2022 em ambos os recortes, em conformidade com os resultados encontrados na análise dos dados reamostrados. Essa dinâmica de fragmentação dos Campos de Altitude está ligada ao avanço da tipologia florestal que expandiu ao longo do perfil altimétrico conforme foi visualizado por Pessi et al. (2022) nas mesmas áreas de estudo e janela de tempo próxima a esse estudo.

As áreas altas dessa região estão localizadas na zona de clima semiúmido a semiárido do Pantanal, que é uma área ambientalmente frágil, típica do Pantanal Sul-mato-grossense. A vegetação é particularmente sensível às mudanças climáticas durante seu período de crescimento, especialmente em áreas frágeis de altitude (Zhou et al., 2004; Xu et al., 2017; Jiang et al., 2022). O processo de mudança da dinâmica da vegetação é muito complexo. Se a contribuição relativa de vários fatores ambientais não for clara, a força motriz da atividade dinâmica da vegetação será difícil de reconhecer (Lou et al., 2021; Huang et al., 2021).

A Morraria do Urucum carece de estudos ecológicos, pois há muito tempo apresenta séria degradação do solo por conta da extração de minério. Os resultados dessa análise demonstraram que os dados reamostrados de Campos de Altitude na Serra do Amolar e Morraria do Urucum diminuíram em área de cobertura nos últimos 50 anos. Fatores ambientais tais como as mudanças climáticas e atividades humanas, como a extração de minério por exemplo, têm sido verificadas como os principais fatores causadores da mudança na vegetação (Zhang et al., 2018; Zou, Li & Hu, 2020; Jiang et al., 2022; Pessi et al., 2022).

As colocações acima têm implicações importantes para a conservação e restauração nas diferentes regiões montanhosas do Brasil. Os impactos dos fatores climáticos, ambientais e antrópicos precisam ser considerados de forma abrangente na formulação e implementação de políticas públicas. O NDVI é sensível aos fatores climáticos e ambientais relacionados às mudanças na resposta da vegetação (Zhang et al., 2018; Dong et al., 2021; Jiang et al., 2022; Huang et al., 2021).

Infere-se que a mudança na cobertura do solo reflete nos valores de NDVI, na medida em que os dados de cobertura do solo mostram uma diminuição considerável na área de campo e um aumento na área subarbórea e esta geralmente apresenta NDVI mais alto e mais constante do que a vegetação herbácea (Paruelo & Laurenroth, 1995). Embora a importância das mudanças antrópicas da cobertura do solo como causadora de impactos ambientais seja amplamente reconhecida (Jong et al., 2012; Pettorelli et al., 2005), os estudos das tendências globais e regionais das alterações da cobertura da vegetação montanhosa nas últimas décadas geralmente se concentraram nos fatores climáticos, sem explicitar quais fatores ambientais são responsáveis pela alteração da cobertura vegetal montanhosa.

Na análise da década de 1980, Pessi et al. (2022) apontaram a presença de mineração na região da Morraria do Urucum, o que pode ter acelerado uma série de mudanças na cobertura do solo para essa área. À época, os valores mais baixos de campos de altitude foram encontrados onde ocorria mineração (recorte 2), o que é consistente com os resultados deste trabalho, uma vez que o recorte 2 foi o que mais sofreu redução de cobertura.

O método de reamostragem teve um impacto significativo na classificação paisagística com base em dados de sensoriamento remoto. Neste estudo, as técnicas empregadas foram satisfatórias para o tipo de vegetação estudada, no entanto esta metodologia deve ser testada em áreas com diferentes terrenos e outras características paisagísticas e ambientais.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A observação e classificação da cobertura vegetal é comumente vista como um diagnóstico vital da variação climática e também um controle de primeira ordem na interação biosfera-atmosfera. Consequentemente, os dados de observação da Terra têm sido fundamentais no monitoramento e mapeamento da dinâmica da vegetação nas últimas décadas. Como a maioria dos esforços são feitos em dados únicos ou em escalas maiores, ainda são necessárias mais investigações em escala local com vegetação campestre montanhosa tropical para monitorar alterações espaciais e buscar entender quais os fatores ligados a estes efeitos.

AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós-Graduação em Gestão e Tecnologias Ambientais (PGTA) da Universidade Federal de Rondonópolis (UFR), e ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais (PPGTA) da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS).

Ao CNPq pelo apoio financeiro (Processos 441975/2018-6 - Edital Prev-fogo e 315170/2018-2 - Bolsa Produtividade DT e EI) e pela bolsa de produtividade em pesquisa concedida a A.C. Paranhos Filho (Processo CNPq 305013/2018-1).

Ao Ministério Público de MT, pelo apoio financeiro (Projeto Prorad).

A CAPES pelo acesso ao Portal de Periódicos e pela bolsa de doutorado concedida ao D.D. Pessi (processo número 88887.494036/2020-00).

Ao Laboratório de Geomática e Estatística do Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Rondônia pelos recursos humanos que colaboraram com a execução do trabalho, e à Fundação UNISELVA pelo apoio.

REFERÊNCIAS

- Cerasoli, S.M., Campagnolo, J., Faria, A.C.N., & Caldeira, M.C. (2018). On estimating the gross primary productivity of Mediterranean grasslands under different fertilization regimes using vegetation indices and hyperspectral reflectance. *Biogeosciences*, 15(1), 5455–5471.
- Collischonn, B. (2005). Estimativa preliminar do comprimento do remanso do rio Paraguai a montante de Amolar. In *Simpósio de Recursos Hídricos do Sul*, Santa Maria, RS, Brasil.
- Dong, Y., Yin, Y., Li, X., Huang, J., Su, W..., & Wang, H. (2021). Spatial–Temporal Evolution of Vegetation NDVI in Association with Climatic, Environmental and Anthropogenic Factors in the Loess Plateau, China during 2000–2015: Quantitative Analysis Based on Geographical Detector Model. *Remote Sens.*, 13, 4380. <https://doi.org/10.3390/rs13214380>
- Fischer, R.N. et al. (2019). The relevance of forest structure for biomass and productivity in temperate forests: New perspectives for remote sensing. *Surveys in Geophysics*, 40(4), 709–734.
- Franco, M.S.M., & Pinheiro, R. (1982). Geomorfologia. In Projeto RADAMBRASIL. Levantamento dos Recursos Naturais. v. 27. pp. 161-224. Folha SE 21 Corumbá e parte da folha SE 20. Rio de Janeiro.
- Freitas, B.T. (2010). *Tectônica e Sedimentação do Grupo Jacadigo (Neoproterozóico, MS)*. Dissertação de Mestrado em Geoquímica e Geotectônica. Universidade de São Paulo, USP, São Paulo, SP, Brasil.
- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., & Moore, R. (2017). *Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone*. Recuperado de <https://earthengine.google.com>.
- Heinsch, F.A. et al. (2006). Evaluation of remote sensing based terrestrial productivity from MODIS using regional tower eddy flux network observations. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 44(7), 1908–1923. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2005.853936>
- Hijmans, R. (2022). *_raster: Geographic Data Analysis and Modeling_*. R package version 3.6-3. [Software]. Recuperado de <https://CRAN.R-project.org/package=raster>
- Huang, C., Yang, Q., & Huang, W. (2021). Analysis of the Spatial and Temporal Changes of NDVI and Its Driving Factors in the Wei and Jing River Basins. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 18, 11863. <https://doi.org/10.3390/ijerph182211863>
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2021). *Geociências Downloads*. Recuperado de: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/downloads-geociencias.html>
- Jiang, F., Deng, M, Long, Y., & Sun, H. (2022). Spatial Pattern and Dynamic Change of Vegetation Greenness From 2001 to 2020 in Tibet, China. *Front. Plant Sci.*, 13, 892625. <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.892625>
- Jong, R., Verbesselt, J., Schaepman, M.E., & Bruin, S. (2012). Trend changes in global greening and browning: Contribution of short-term trends to longer-term change. *Glob. Chang. Biol.*, 18, 642–655. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02578.x>
- Krakauer, N.Y., Lakhankar, T., & Anadón, J.D. (2017). Mapping and Attributing Normalized Difference Vegetation Index Trends for Nepal. *Remote Sens.*, 9, 986. <https://doi.org/10.3390/rs9100986>
- Koeppen, W. (1948). *Climatología: con un estudio de los climas de la tierra*. México, Fondo de la Cultura Económica.
- Lima, M.S. et al. (2019). Checklist of the flora in ironstone outcrops at the Urucum Plateau, Corumbá, Mato Grosso do Sul. *Biota Neotropica*, 19(3), e20180708
- Lou, J., Xu, G., Wang, Z., Yang, Z., & Ni, S. (2021). Multi-Year NDVI Values as Indicator of the Relationship between Spatiotemporal Vegetation Dynamics and Environmental Factors in the Qaidam Basin, China. *Remote Sens.*, 13, 1240. <https://doi.org/10.3390/rs13071240>

- Myneni, R.B., Hall, F.G., Sellers, P.J., & Marshak, A.L. (1995). The interpretation of spectral vegetation indexes. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.*, 33, 481–486.
- McGarigal, K. (2013). *Landscape Pattern Metrics*. Boston: John Wiley & Sons. DOI: 10.1002/9780470057339.val006.pub2
- Mahaut, L., Fort, F., Violle, C., & Freschet, G.T. (2020). Multiple facets of diversity effects on plant productivity: Species richness, functional diversity, species identity and intraspecific competition. *Functional Ecology*, 34(1), 287–298
- Mioto, C.L. (2016). *Geotecnologias na análise das peculiaridades dos recursos hídricos da planície pantaneira*. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, UFMS, Campo Grande, MS, Brasil.
- Pessi, D.D., Diodato, M.A., Guerra, A., Silva, N.M., Grigio, A.M. ..., & Paranhos Filho, A.C. (2022). Loss of Natural Habitats: High-Altitude Vegetation, Pantanal. *Research, Society and Development*, 11(3), e2911326242. DOI: <https://doi.org/10.33448/rsd-v11i3.26242>
- Paruelo, J.M., & Lauenroth, W.K. (1995). Regional Patterns of Normalized Difference Vegetation Index in North American Shrublands and Grasslands. *Ecology*, 76(6), 1888–1898.
- Pettorelli, N., Olav, J. Vik, Myrsetrud, A., Gaillard, J.-M., Tucker, C.J., & Stenseth, N.C. (2005). Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends Ecol. Evolut.*, 20, 503–510. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.05.011>
- QGIS Development Team. (2022). *QGIS Geographic Information System*. Version 3.16.13. [Software]. Open Source Geospatial Foundation Project. Recuperado de <http://qgis.osgeo.org>
- R Core Team (2022). *R: A language and environment for statistical computing*. Version 4.2.2. [Software]. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Recuperado de <https://www.R-project.org/>.
- Rouse, J.W., Haas, R.H., Schell, J.A., & Deering, D.W. (1974) Monitoring Vegetation Systems in the Great Plains with ERTS. In: *Third ERTS-1 Symposium NASA*, NASA SP-351, Washington DC, 309-317.
- Scher, C.L. et al. (2020). Application of remote sensing technology to estimate productivity and assess phylogenetic heritability. *Applications in Plant Sciences*, 8(11), e11401. doi:10.1002/aps3.11401
- Tomas, W.M. et al. (2010). Borda Oeste do Pantanal e Maciço do Urucum em Corumbá, MS: Área Prioritária para Conservação da Biodiversidade. In *Simpósio Sobre Recursos Naturais e Socioeconômicos do Pantanal*. Corumbá, MS, Brasil, 5.
- TOPODATA. *Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil*. Recuperado de <http://www.webmapit.com.br/inpe/topodata>
- USGS. *LANDSAT-8*. Image courtesy of the U.S. Geological Survey. Recuperado de <https://earthexplorer.usgs.gov>
- USGS. *LANDSAT-1*. Image courtesy of the U.S. Geological Survey. Recuperado de <https://earthexplorer.usgs.gov>
- Urbanetz, C. et al. (2012). Composição e distribuição de espécies arbóreas em gradiente altitudinal, Morraria do Urucum, Brasil. *Oecologia Australis*, 16(4), 859-877.
- Volotão, C.F.S. (1998). *Análise Espacial Métricas do Fragstats*. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, INPE. São José dos Campos, SJP, Brasil.
- Xu, H., Li, T.-B., Chen, J.-N., Liu, C.-N. ..., & Xia, L. et al. (2017). Characteristics and applications of ecological soil substrate for rocky slope vegetation in cold and high-altitude areas. *Sci. Total Environ.*, 609, 446–455. Recuperado de <https://www.sciencedirect.com/journal/science-of-the-total-environment/vol/609/suppl/C>
- Yu, T. Sun, R., Xiao, Z., Zhang, Q., Liu, G., Cui, T., & Wang, J. (2018). Estimation of global vegetation productivity from global land surface satellite data. *Remote Sensing*, 10(2), 327. <https://doi.org/10.3390/rs10020327>
- Zhang, Z., Chang, J., Xu, C.-Y., Zhou, Y., Wu, Y., ..., & Duan, Z. (2018). The response of lake area and vegetation cover variations to climate change over the Qinghai-Tibetan plateau during the past 30 years. *Sci.*

Total Environ., 635, 443–451. Recuperado de <https://www.duo.uio.no/bitstream/handle/10852/73658/edZhengxin%2BSTOTEN-D-17-08651R1.pdf?sequence=4>

Zhou, H.K. et al. (2004). Effect of long-term grazing on alpine shrub vegetation in Qinghai-Tibet plateau. *Grassl.*, 24, 107–128.

Zou, F.L., Li, H., & Hu, Q. (2020). Responses of vegetation greening and land surface temperature variations to global warming on the Qinghai-Tibetan plateau, 2001–2016. *Ecol. Indic.*, 119, p. 106867. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106867>

Zucco, C.A., Tizianel, F.A.T., Jesus, F., & Saracura, V.F. (2011). *Plano de Manejo da RPPN Eng. Eliezer Batista*. Corumbá: Instituto Homem Pantaneiro.

Recebido em 11/jan./2023

Aceito em 24/jan./2023

Publicado em 01/abr./2023