

# Mudanças no uso e cobertura da terra em uma bacia hidrográfica da borda ocidental da Bacia Sedimentar do Paraná, em Campo Grande/MS

Changes in land use and land cover in a watershed on the western edge of the Paraná Sedimentary Basin, in Campo Grande/MS

Cambios en el uso y cobertura de la tierra en una cuenca hidrográfica en el borde occidental de la Cuenca Sedimentaria del Paraná, en Campo Grande/MS

Viviane Capoane  

Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul – UEMS, Campo Grande (MS), Brasil

[capoane@gmail.com](mailto:capoane@gmail.com)

---

## Resumo

Neste trabalho foram analisadas as mudanças no uso e cobertura da terra em uma bacia hidrográfica que se encontra em zona de expansão da soja, na transição entre o planalto e a escarpa de erosão, na região central do estado de Mato Grosso do Sul. A análise foi conduzida utilizando a série histórica da Rede MapBiomass, coleção 7.1 (1985-2021). Nos anos de 2021, marcado por uma situação de seca, e 2023, com distribuição de chuvas dentro da média histórica, foram calculados índices radiométricos de vegetação a partir de imagens Sentinel-2. Esse refinamento permite observar as mudanças interanuais na cobertura e uso da terra e os efeitos da seca sobre a vegetação. Em 1985 a vegetação nativa composta por formações florestais, savânicas e campo alagado, ocupava 29,16% da área da Bacia Hidrográfica do Córrego Limpo (BHCL). Em 2021, a vegetação nativa aumentou para 30,02%, principalmente devido à regeneração natural em áreas de pastagens abandonadas em terrenos declivosos. Durante o período analisado, a classe de uso predominante foi pastagem, ocupando 50,04% da área em 1985 e 37,41% em 2021. A redução na área de pastagem é consequência do avanço da cultura da soja, que em 2021 correspondia a 11,81% da área total da BHCL. Apesar da área estar inserida em uma Unidade de Conservação de uso sustentável, os processos de degradação observados são os mesmos que os de áreas não protegidas.

**Palavras-chave:** Transformação da paisagem. Commodities. Pecuária. Degradação.

---



### Abstract

In this study, changes in land use and land cover were analyzed in a watershed located in an expanding soybean zone, transitioning between the plateau and the erosion scarp in the central region of the state of Mato Grosso do Sul. The analysis was conducted using the historical series from the MapBiomias Network, collection 7.1 (1985-2021). In the years 2021, marked by a drought situation, and 2023, with rainfall distribution within historical averages, vegetation radiometric indices were calculated from Sentinel-2 images. This refinement allows us to observe interannual changes in land cover and use, as well as the effects of drought on vegetation. In 1985, native vegetation consisting of forest formations, savannahs, grasslands, and wetlands occupied 29.16% of the watershed area. In 2021, native vegetation increased to 30.02%, primarily due to the natural regeneration in abandoned pasture areas on steep terrain. Throughout the analyzed period, the predominant land use class was pasture, occupying 50.04% of the area in 1985 and 37.41% in 2021. The reduction in pasture area is a result of the expansion of soybean cultivation, which accounted for 11.81% of the total watershed area in 2021. Despite the area being part of a sustainable use Conservation Unit, the observed degradation processes are like those in unprotected areas.

**Keywords:** Landscape transformation. Commodities. Livestock. Degradation.

---

### Resumen

En este trabajo se analizaron cambios en el uso y cobertura de la tierra en una cuenca hidrográfica ubicada en una zona de expansión de la soja, en la transición entre el altiplano y el escarpe de erosión, en la región central del estado de Mato Grosso do Sul. El análisis fue realizado utilizando la serie histórica de la Red MapBiomias, colección 7.1 (1985-2021). En los años 2021, marcados por una situación de sequía, y 2023, con distribución de lluvias dentro de promedios históricos, se calcularon índices radiométricos de vegetación a partir de imágenes del Sentinel-2. Este refinamiento permite observar los cambios interanuales en la cobertura y uso del suelo, así como los efectos de la sequía sobre la vegetación. En 1985, la vegetación nativa compuesta por formaciones forestales, sabanas, pastizales y humedales ocupaba el 29,16% del área de la cuenca hidrográfica. En 2021 la vegetación autóctona aumentó hasta el 30,02%, debido principalmente a la regeneración natural en zonas de pasto abandonadas en terrenos inclinados. Durante el período analizado, la clase de uso predominante fue el pastizal, que ocupaba el 50,04% del área en 1985 y el 37,41% en 2021. La reducción en el área de pastizal es consecuencia del avance del cultivo de soja, que en 2021 representaba 11,81% del área total de la cuenca hidrográfica. A pesar de que el área está incluida en una Unidad de Conservación de uso sostenible, los procesos de degradación observados son los mismos que los de áreas no protegidas.

**Palabras-clave:** Transformación del paisaje. Commodities. Ganadería. Degradación.

---

## Introdução

A mudança no uso e cobertura da terra é o fator dominante que altera a superfície terrestre (Song *et al.*, 2018) e o mais significativo dos impactos antrópicos no meio ambiente (Vitousek *et al.*, 1997), com implicações para o funcionamento dos ecossistemas, ciclos biogeoquímicos e processos biofísicos, entre outros (Zalles *et al.*, 2021). Por isso, o potencial de mitigação das atividades de uso da terra, incluindo aquelas relacionadas a florestas e agricultura, foi reconhecido como essencial para

atingir as metas climáticas do Acordo de Paris, tornando o uso da terra um componente central de muitos debates políticos internacionais (Arneth; Brown; Rounsevell, 2014; Popp *et al.*, 2014; Grassi *et al.*, 2017; Powers; Jetz, 2019). Dessa forma, quantificar e compreender a dinâmica da mudança no uso da terra é fundamental para apoiar esse debate e enfrentar os desafios sociais globais, como segurança alimentar, mudanças climáticas e perda de biodiversidade (Winkler *et al.*, 2021).

No Brasil, a reconstrução de mais de três décadas de mudanças no uso e cobertura da terra, com base em imagens do satélite Landsat (MapBiomass, 2023), revela uma significativa redução na cobertura natural composta por formações florestais, savânicas e campestres, no período entre 1985 e 2021. Nesse período, as formações florestais sofreram uma redução de 54.493.977 ha, as savanas de 25.008.208 ha e as áreas campestres de 2.596.094 ha. Essa diminuição da área com vegetação nativa ocorreu em detrimento do aumento da área destinada à agropecuária, que teve um incremento de 5.626.966 ha. Embora 60,01% do território brasileiro corresponda a classe floresta (MapBiomass, 2023), destaca-se que isso não significa que sejam ecossistemas íntegros, mas sim uma classificação que engloba áreas com diferentes níveis de conservação e degradação. Dentre as atividades agropecuárias, em 2021, as pastagens ocupavam a maior área, com 149.559.028 ha, colocando o Brasil entre os maiores produtores mundiais de carne bovina. A soja, por sua vez, teve um incremento expressivo na área plantada, passando de 4.400.143 ha em 1985 para 38.033.646 ha em 2021 (MapBiomass, 2023). A produção de soja atingiu 134.934.935 toneladas neste ano (IBGE, 2022a), consolidando o Brasil como o maior produtor mundial desse grão oleaginoso.

A região Centro-Oeste do Brasil é marcada pela intensificação da agricultura, com foco na produção de grãos como soja e milho, no algodão, além da pecuária bovina (IBGE, 2022b). No estado de Mato Grosso do Sul (MS), que é o contexto geográfico do presente trabalho, os dados da Rede MapBiomass, coleção 7.1 (2023), mostram que, no período entre 1985 e 2021, as formações florestais e savânicas reduziram 3.178.391 ha e 1.695.166 ha, respectivamente. Por outro lado, a vegetação campestre apresentou um incremento de 2.737.725 ha, passando de 1.435.841 ha em 1985 para 4.173.566 ha em 2021. Essa transformação é resultado da descaracterização das formações florestais e savânicas (Capoane, 2023). A área de campo alagado, que possuía 3.415.267 ha em

1985, reduziu para 1.334.984 ha em 2021, representando uma diminuição de 60,9%. No mesmo período, o espelho d'água diminuiu 68,5%, passando de 2.007.482 ha em 1985 para 631.560 ha em 2021, sendo a maior perda observada na planície inundável do Pantanal (MapBiomias, 2023). As áreas de pastagens que ocupavam 11.313.016 ha em 1985, aumentaram para 13.350.811 ha em 2021. A soja que em 1985 era plantada em uma área de apenas 495.836 ha, aumentou para 3.151.534 ha em 2021. As áreas destinadas à silvicultura também apresentaram um aumento, passando de 33.940 ha em 1985 para 935.871 ha em 2021 (MapBiomias, 2023).

Os dados acima refletem as mudanças significativas ocorridas no uso e cobertura da terra no Brasil e no estado de Mato Grosso do Sul ao longo dos últimos 37 anos, com a diminuição da cobertura vegetal natural e o aumento das áreas destinadas à agropecuária. Tais transformações têm impactos importantes no meio ambiente, na biodiversidade e na sustentabilidade. Considerando que a mudança no uso e cobertura da terra tem sido o indicador mais visível da pegada humana e o mais importante fator de perda de biodiversidade e outras formas de degradação da terra, o presente trabalho tem como objetivo fazer uma análise das mudanças no uso e cobertura da terra em uma bacia hidrográfica que se encontra em zona de expansão da soja, na transição entre o planalto e a escarpa de erosão, na região central do estado de Mato Grosso do Sul.

A análise das mudanças no uso e cobertura da terra na Bacia Hidrográfica do Córrego Limpo (BHCL) permitirá identificar e avaliar os impactos ambientais decorrentes da expansão da soja, bem como as interações entre as atividades agrícolas (pecuária e lavouras) e os recursos naturais. Os resultados desse estudo podem fornecer subsídios importantes para o planejamento e a implementação de estratégias de manejo sustentável da terra, visando conciliar o desenvolvimento agrícola com a conservação dos recursos naturais e a preservação dos ecossistemas locais.

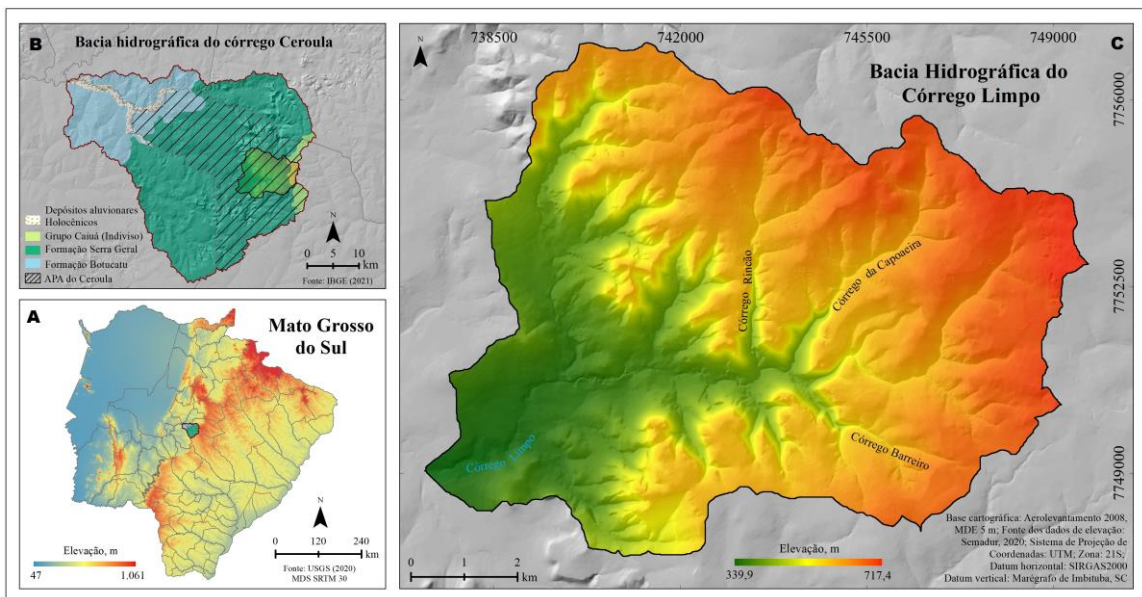
## **Área de estudo**

A Bacia Hidrográfica do Córrego Limpo possui uma área de 7.891,2 hectares e perímetro de 54,4 quilômetros. Ela está situada na região central do estado de Mato Grosso do Sul, no município de Campo Grande (Figura 1). A BHCL integra a Área de

Proteção Ambiental (APA) da Bacia Hidrográfica do Córrego Ceroula, também conhecida como APA do Ceroula (Figura 1B).

A APA do Ceroula compreende a porção da bacia de drenagem do córrego Ceroula que está dentro dos limites territoriais do município de Campo Grande, correspondendo a 44,3% da área total da BHCL (Capoane; Carvalho, 2024). Conforme o Decreto Municipal n. 8.264 de 27 de julho de 2001 (Campo Grande, 2001, p. 01), a APA foi criada com as finalidades de: “recuperar, proteger e conservar os cursos d’água [...]; proteger os ecossistemas locais, suas paisagens, o solo e demais atributos naturais [...]; promover programas, projetos e ações de gestão e manejo da área que contribuam com a sustentabilidade econômica e social [...]”.

Figura 1: Localização da Bacia Hidrográfica do Córrego Limpo, Campo Grande, Mato Grosso do Sul



Fonte: Autora, 2024.

Quanto aos aspectos abióticos, o clima da região é o tropical savânico (Alvares *et al.*, 2014), com precipitação acumulada em 2021 de 1.348,6 mm, sendo janeiro o mês mais chuvoso (387,2 mm) e julho o mês mais seco (1,8 mm). Para 2023, a precipitação acumulada foi de 1.503,4 mm/ano, sendo janeiro o mês mais chuvoso (342,4 mm) e julho o mês mais seco (4,6 mm) (CEMTEC, 2023).

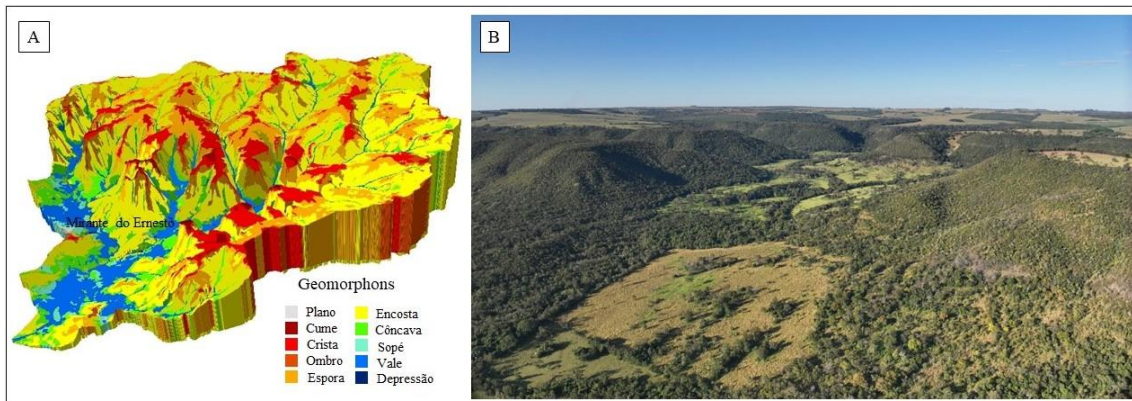
A geologia é composta pelos basaltos da Formação Serra Geral (91,5%) e os arenitos do Grupo Caiuá indiviso (8,5%) (Lacerda Filho *et al.*, 2006; IBGE, 2021). A classe de solo mais representativa em área é Latossolo Vermelho distroférrico (LVdf 31,6%) seguida das classes Neossolo Litólico eutrófico (RLe 24,4%), Latossolo Vermelho eutrófico (LVef 22,7%), Latossolo Vermelho distrófico (LVd 21,2%) e Neossolo Quartzarênico órtico (RQo 0,04%) (Motta *et al.*, 2013). Considerando a geologia da área, e os trabalhos de campo realizados na BHCL pela autora, a classe RQo foi subestimada. Esta classe tem como material de origem os arenitos do Grupo Caiuá indiviso (Figura 1B).

No contexto geomorfológico, a BHCL encontra-se na macroforma de relevo dos Planaltos e Chapadas da Bacia do Paraná (Ross *et al.*, 2019), nas Unidades Geomorfológicas Planalto de Campo Grande (47,1%), Planalto Dissecado da Borda Ocidental da Bacia do Paraná (35,0%) e Planalto Sul-Mato-Grossense (17,8%) (IBGE, 2021). Os fenótipos de relevo (geomorphons) derivados do MDE 5 m, em ordem de representação de área são: encosta (44,8%), espora (20,2%), vale (10,8%), cônica (10,6%), crista (9,6%), sopé (1,6%), ombro (1,4%), cume (0,8%), depressão (0,3%) e plano (0,14%). A Figura 2 mostra um recorte espacial em área de transição entre o planalto e a escarpa de erosão.

As elevações na BHCL (MDE 5 m, aerolevanteamento de 2008, escala 1:10.000) variam de 339,9 a 717,4 m (Figura 1C), com amplitude de 377,4 m, e declives variando de 0,002 a 108,2%, com média de 12,7% e desvio padrão de 14,3. Os declives mais íngremes estão nas cuestas basálticas na escarpa de erosão da borda ocidental bacia sedimentar do Paraná, como ilustrado na Figura 2B. Essas características topográficas evidenciam a presença de relevos acidentados e a influência da litologia na configuração do terreno.

No contexto hidrográfico, a BHCL está na bacia hidrográfica do rio Paraguai e é um afluente do córrego Ceroula, que por sua vez é um afluente do rio Aquidauana, o qual desemboca no rio Miranda, e finalmente alcança o rio Paraguai. Essa conexão hidrográfica evidencia a relação da BHCL com o sistema fluvial da região.

Figura 2: Fenótipos de relevo da Bacia Hidrográfica do Córrego Limpo e fotografia aérea na zona de transição entre o planalto e a escarpa de erosão



Fonte: Autora, 2023. Foto: 21/06/2023.

Em termos de vegetação, a área está inserida no bioma Cerrado, especificamente na ecorregião Planalto do Paraná Guimarães (Sano *et al.*, 2019). Os remanescentes mais íntegros de vegetação natural estão localizados em áreas declivosas, principalmente nas cuestas basálticas da escarpa de erosão como pode ser observado na Figura 2B.

Em termos econômicos, a atividade predominante na região é a pecuária extensiva. Essa forma de criação de gado é amplamente praticada na BHCL. No entanto, é importante destacar que nos últimos anos houve uma expansão da sojicultura em áreas de solos argilosos localizadas no planalto e, avançando na borda ocidental da bacia sedimentar do Paraná (Capoane; Carvalho, 2024). Esse aspecto será abordado no presente trabalho. Além da pecuária e da produção de grãos, a atividade turística também é desenvolvida na região. A BHCL conta com mirantes e cachoeiras que atraem visitantes interessados em apreciar a beleza cênica do local (Carvalho; Capoane, 2023).

### Dados cartográficos e delimitação da bacia hidrográfica

Os dados planialtimétricos utilizados neste estudo foram obtidos no site da Secretaria Municipal de Meio Ambiente e Desenvolvimento Urbano no ano de 2020 (SEMADUR, 2020). Esses dados foram gerados por aerofotogrametria em voo realizado em março de 2008, na escala 1:10.000.

A partir dos dados de elevação, foi gerado o Modelo Digital de Elevação (MDE) no *software* ArcMap 10.8.2 (licença para a autora). Neste processo, as curvas de nível com equidistância de cinco metros e os pontos cotados do levantamento aerofotogramétrico foram interpolados utilizando o interpolador *topo to raster*. A resolução espacial de saída escolhida, de cinco metros, foi baseada em estudos conduzidos por Hancock, Willgoose e Evans (2002), Hancock, Martinez e Wells (2007) e Amorim e Capoane (2022), os quais concluíram que MDEs com essa resolução espacial são adequados para avaliações geomorfológicas em escala de bacia hidrográfica.

A delimitação da BHCL foi realizada utilizando a ferramenta *Spatial Analyst Tools*. O processo inclui as seguintes etapas: *Fill* → *Flow Direction - D8* → *Flow Accumulation - D8, Conditional - limiar 3.000*, *Conversion Tools - Raster to Polyline* → *Feature to Point* → *Watershed*. Cabe ressaltar que o MDE utilizado para delimitar a bacia hidrográfica teve as depressões preenchidas (*Fill*). Essa abordagem foi adotada exclusivamente para a delimitação da bacia, uma vez que, conforme mencionado por Lindsay e Creed (2005), o preenchimento de depressões em MDEs pode alterar significativamente a distribuição espacial e a estatística dos atributos do terreno derivados.

## Uso e cobertura da terra

A análise das mudanças no uso e cobertura da terra no período entre 1985 e 2021, foi feita com base nos dados disponibilizados pela Rede MapBiomias, coleção 7.1. No intervalo temporal de 37 anos, os recortes temporais selecionados para a análise foram 1985 (início da série histórica), 1988, 1991, 1994, 1997, 2000, 2003, 2006, 2009, 2012, 2015, 2018 e 2021. Detalhes sobre o método de classificação podem ser encontrados no trabalho de Souza *et al.* (2020) e no *hub* da Rede MapBiomias.

Considerando que o produto MapBiomias é uma fotografia anual do uso e cobertura da terra, para o ano de 2021 (28/04, 07/07, 31/08 e 25/10) foram derivados índices radiométricos de vegetação de imagens Sentinel-2 a fim de ilustrar o efeito da sazonalidade climática no vigor da vegetação, e a resposta da vegetação a seca que atingiu a região. A maior resolução espacial (10 m) das imagens Sentinel-2 também



permite uma análise mais refinada da fenologia da vegetação e do uso e cobertura da terra.

Com o intuito de analisar o comportamento da vegetação sob condições de precipitação dentro da média histórica e estabelecer uma relação com a seca ocorrida em 2021 (1.348,6 mm ano<sup>-1</sup>), também foi calculado o NDVI para o ano de 2023 (1.503,4 mm ano<sup>-1</sup>). As datas selecionadas foram 27/02, 29/03, 13/05, 07/06, 22/06, 02/07, 22/07, 01/08, 11/08, 31/08, 10/09, 15/09, 05/10, 14/12 e 29/12. Essa análise objetiva avaliar a resposta da vegetação à disponibilidade de água e identificar possíveis impactos da seca anterior na saúde e qualidade da vegetação no presente ano. Essa abordagem pode fornecer *insights* valiosos sobre a resiliência da vegetação e sua capacidade de se recuperar após períodos de estresse hídrico.

O índice radiométrico de vegetação utilizado foi o *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI). O NDVI foi proposto por Rouse *et al.* (1973), a partir da normalização do Índice de Vegetação da Razão Simples para o intervalo de -1 a +1, utilizando as bandas do vermelho (red) e verde (green). Estudos posteriores demonstraram que substituir a banda verde pela infravermelho próximo (Near-infrared - NIR) é mais eficaz. Isso porque, segundo Rosa (2009), as faixas do vermelho e do infravermelho têm uma probabilidade de variação espectral da vegetação superior a 90%, o que destaca o comportamento espectral das plantas e sua correlação com parâmetros biofísicos.

As imagens do satélite Sentinel-2 foram obtidas no *hub* Copernicus e os índices radiométricos de vegetação foram gerados no *software* SeNtinel Application Platform (SNAP), versão 9.0.0 (ESA, 2022).

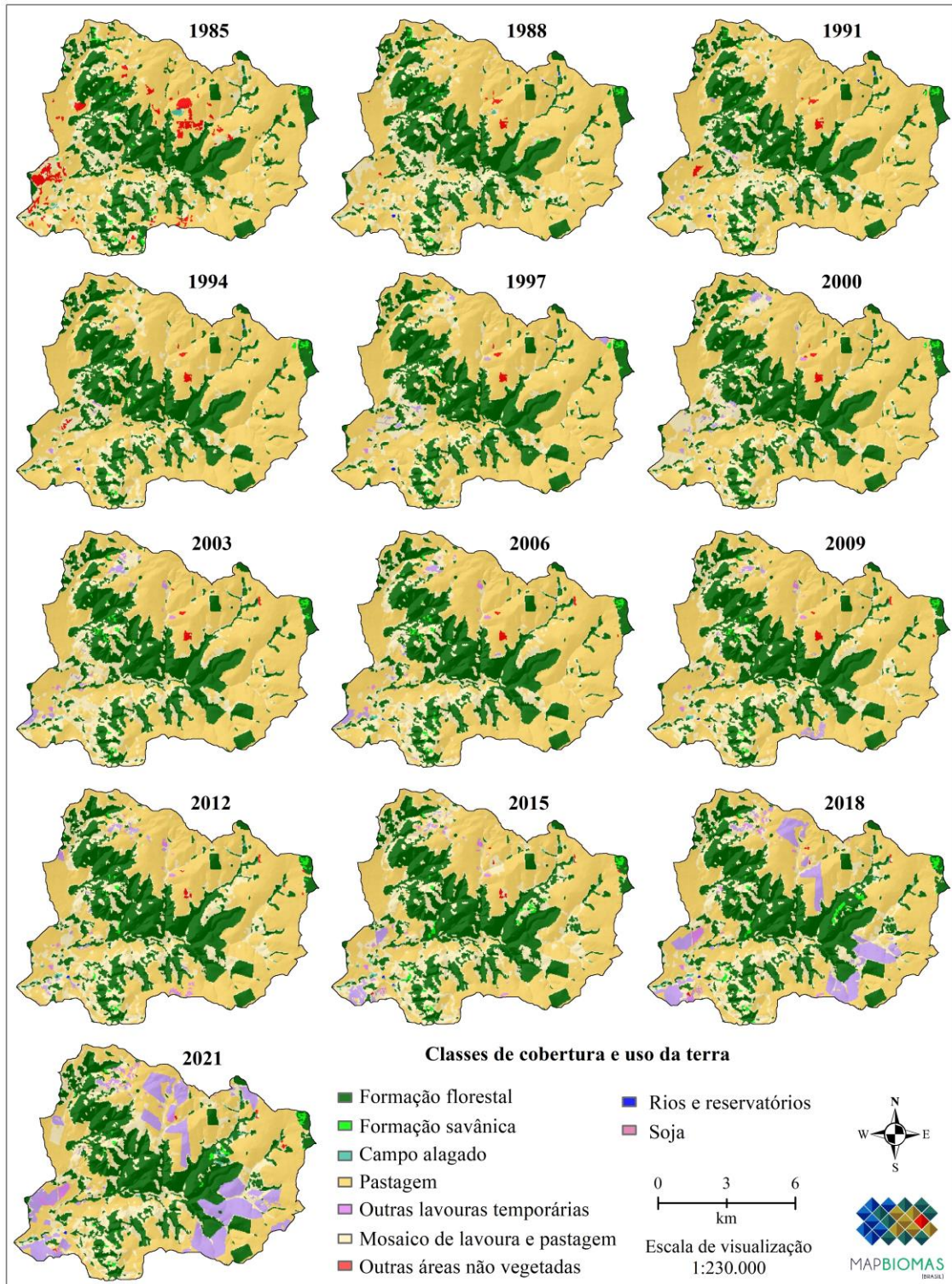
Trabalhos de campo foram realizados na BHCL nos anos de 2022 e 2023 com o objetivo de registrar fotograficamente diferentes áreas, visando estabelecer uma correlação com as classes de uso e cobertura da terra mapeadas pela Rede MapBiomias. A combinação dos dados obtidos em campo com as informações do MapBiomias e índices radiométricos de vegetação proporciona uma visão mais abrangente e precisa do uso e da cobertura da terra na BHCL, contribuindo para um melhor entendimento da dinâmica ambiental e suporte à tomada de decisões relacionadas à gestão dos recursos naturais e ao planejamento ambiental.

## Resultados e discussões

Em 1985, a vegetação natural, composta por formações florestais, savânicas e campo alagado, representava 29,2% da área total da BHCL, enquanto o uso agrícola predominante era a pastagem, ocupando 29,7% da área. De 1985 a 1997 a classe pastagem teve um aumento na área, atingindo 57,5% em 1997. A partir deste ano, observou-se uma redução na área de pastagem (Tabela 1). Mesmo com essa diminuição, em 2021 ainda se mantinha como a classe predominante de uso da terra, ocupando uma área de 37,4% da bacia hidrográfica.

Ao comparar os anos de 1985 e 2021, observa-se um aumento de 0,92% na classe formação florestal (Tabela 1). No processo de ocupação do Centro-Oeste, a vegetação natural foi suprimida e as áreas convertidas em pastagens. Ao longo do tempo, devido a fatores como abandono de atividades agrícolas, algumas dessas áreas, principalmente as localizadas em um contexto de relevo declivoso, começaram a se regenerar, permitindo o retorno da vegetação florestal. Esse processo de regeneração natural é crucial para restaurar ecossistemas que ainda não perderam a resiliência, promover a biodiversidade (Figura 4) e melhorar a qualidade ambiental dessas áreas. A regeneração da vegetação florestal também desempenha um papel importante na mitigação das mudanças climáticas, uma vez que as florestas são capazes de absorver grandes quantidades de dióxido de carbono da atmosfera.

Figura 3: Recortes temporais das classes de uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do córrego Limpo no período entre 1985 e 2021



Fonte: Autora, 2023.

Tabela 1: Quantificação das classes de uso e cobertura da terra para a bacia hidrográfica do córrego Limpo, Campo Grande/MS

Ano/Classe	1985	1988	1991	1994	1997	2000	2003	2006	2009	2012	2015	2018	2021
	Área %												
Formação florestal	28,3	26,7	26,9	27,8	27,4	27,5	27,4	27,5	28,4	29,2	29,6	29,6	29,2
Formação savânica	0,6	0,5	0,4	0,4	0,3	0,3	0,5	0,5	0,5	0,5	0,7	0,8	0,5
Campo alagado	0,26	0,11	0,08	0,06	0,04	0,09	0,10	0,13	0,15	0,19	0,24	0,22	0,28
Pastagem	50,0	52,8	55,2	57,2	57,5	54,1	52,8	53,7	51,9	48,9	46,7	42,5	37,4
Mosaico de agricultura e pastagem	18,2	19,7	17,0	14,2	14,0	17,1	18,2	17,0	18,0	19,9	21,2	19,3	19,8
Outras áreas não vegetadas	2,56	0,25	0,33	0,25	0,18	0,18	0,21	0,19	0,17	0,14	0,13	0,08	0,09
Rios e reservatórios	0	0,04	0,04	0,03	0,03	0,02	0,01	0,02	0,02	0,02	0,02	0,03	0,02
Soja	0	0	0,11	0,04	0,48	0,57	0,64	0,64	0,61	0,70	0,98	6,64	11,8
Outras lavouras temporárias	0	0	0,04	0,10	0,05	0,08	0,27	0,28	0,27	0,47	0,47	0,85	0,89

Fonte: MapBiomass, coleção 7.1 (2023).

A classe "mosaico de agricultura e pastagem" variou de 14,0 a 21,2% entre 1985 e 2021 (Tabela 1). Esta classe corresponde a áreas que apresentam um uso misto, com atividades agrícolas, onde tanto a produção de alimentos vegetais como a criação de animais ocorrem de forma integrada ou em sistemas agropecuários mistos, sendo uma categoria relevante para compreender a dinâmica das paisagens agrícolas e a interação entre lavoura e pecuária em determinadas regiões. A variação encontrada (Tabela 1) reflete as transformações no uso da terra em resposta a políticas agrícolas e desenvolvimento econômico.

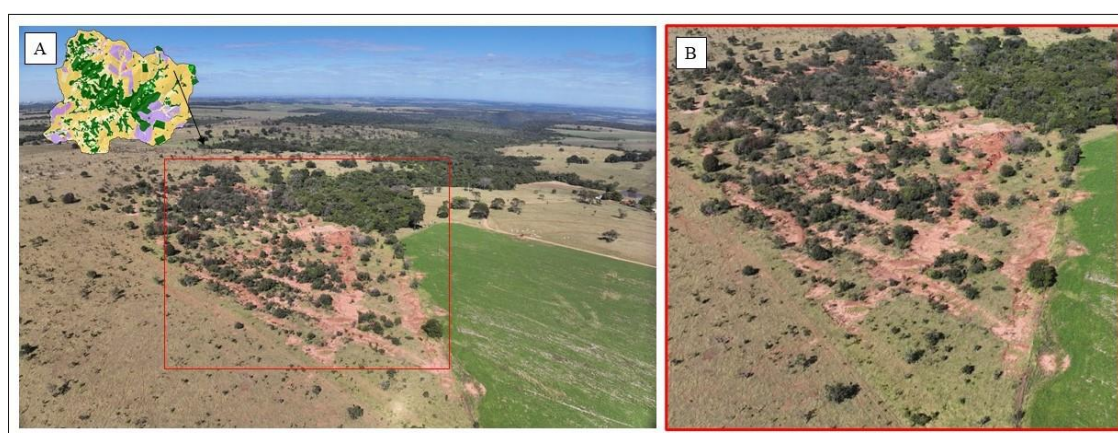
Figura 4: A) Arara-canindé (*Ara ararauna*) e B) tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), mamífero ameaçado de extinção, categoria vulnerável



Fonte: Autora, 2023. Fotos: 20/05/23.

A classe "outras áreas não vegetadas" que correspondia a 2,56% da área da BHCL em 1985 reduziu para 0,09% em 2021 (Tabela 1). Esta classe se refere a áreas que não são cobertas por vegetação e englobam diversos tipos de cobertura do solo que não são considerados como vegetação. A Figura 5 ilustra pastagens degradadas em área de solos arenosos (RQ) no alto curso do Córrego da Capoeira (Figura 1), que foi classificada pela Rede MapBiomas como outras áreas não vegetadas. Observa-se processos erosivos lineares conectando encosta-rio.

Figura 5: Pastagem degradada próxima a zona de interflúvio das bacias hidrográficas do Paraná e Paraguai



Fonte: Autora, 2023. Foto: 21/06/2023.

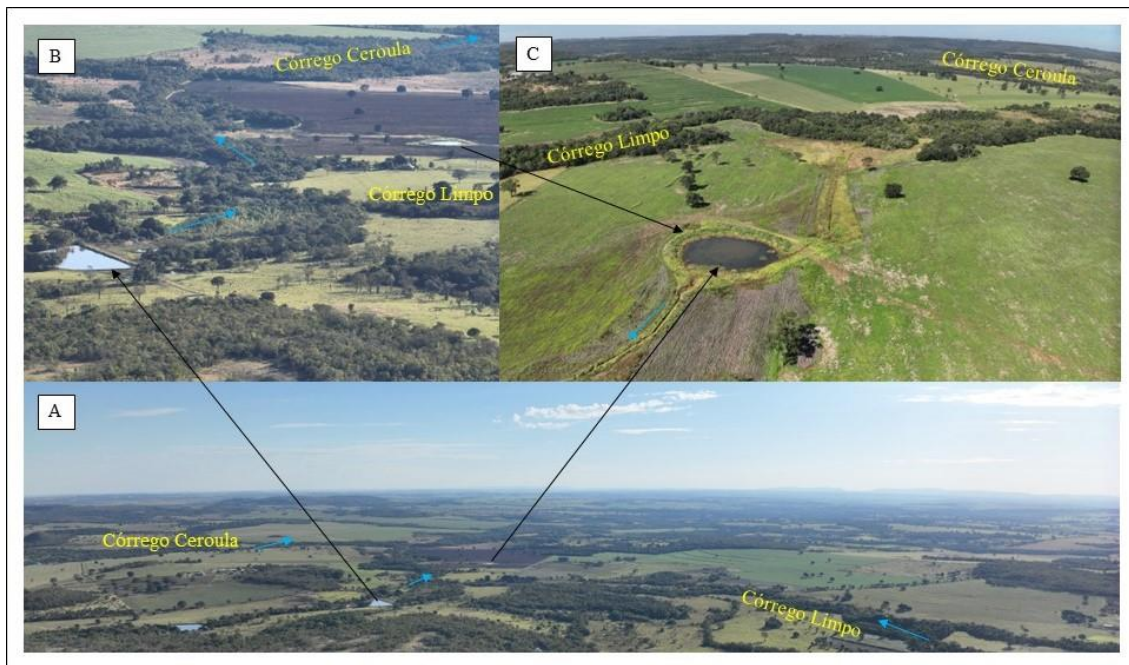
A classe "outras lavouras temporárias" ocupava menos de 1,0% da área da BHCL em todo o período analisado (Tabela 1). Esta classe engloba áreas onde as culturas agrícolas são plantadas e colhidas em um período relativamente curto. Essas lavouras temporárias incluem uma variedade de culturas sazonais, como feijão, mandioca entre outras. Isso demonstra que a diversidade de culturas agrícolas plantadas na BHCL é baixa.

A classe "campo alagado" se refere a áreas que são periodicamente inundadas ou que possuem um alto nível de umidade devido a condições de drenagem limitada ou proximidade de corpos d'água. Essas áreas geralmente apresentam um solo saturado de água por um período significativo durante o ano, o que favorece a presença de vegetação adaptada a ambientes alagados, como gramíneas e outras plantas aquáticas. A baixa representatividade da classe "campo alagado", que é inferior a 0,30% da área da

BHCL (Tabela 1), está relacionada ao contexto geográfico, cuestas basálticas da escarpa de erosão na borda da bacia sedimentar do Paraná, assim como ao impacto da intervenção humana em áreas de menor declive. Essas áreas foram descaracterizadas devido a atividades como agricultura e drenagem de terrenos úmidos.

A Figura 6 mostra um recorte espacial do baixo curso da BHCL. Em B observa-se um reservatório formado pela construção de uma barragem de terra e em C, um reservatório em área úmida ribeirinha. A Figura 6C mostra um afluente do córrego Limpo onde a vegetação ripária, característica de solos hidromórficos, foi removida e as áreas úmidas drenadas e incorporadas às lavouras. A montante do reservatório, observa-se vegetação seca, que corresponde a soja não colhida em função da saturação do solo pelos altos volumes de precipitação. A construção de barragens de terra para dessedentação (pecuária) e irrigação (lavouras) é prática comum na região e, embora os pequenos reservatórios sejam onipresentes na paisagem, seus impactos ambientais são, no geral, ignorados (Capoane, 2021).

Figura 6: Imagens ilustrando o impacto das atividades antrópicas em áreas de campo alagado (as setas em azul indicam o sentido do fluxo)



Fonte: Autora, 2023. Fotos: A e B 21/06/2023 e C 19/05/2023.

A área plantada com soja representava menos de 1,0% da BHCL até 2015 (Tabela 1). O maior aumento ocorreu entre 2018 e 2021 e a área plantada com soja praticamente dobrou, chegando a 11,81% (Tabela 1). O incremento da área plantada com soja ocorreu em áreas anteriormente utilizadas para a pecuária extensiva.

A mudança no uso da terra, da pecuária para a soja, foi impulsionada pela instabilidade política e pelo Golpe de 2016 (Souza, 2016; 2019), que teve como reflexo a desvalorização do Real (R\$) (Carvalho, 2018). A desvalorização do Real torna as *commodities* brasileiras, como a soja, mais competitivas no mercado internacional. Quando a moeda nacional perde valor em relação a outras moedas estrangeiras, os produtos brasileiros ficam mais baratos para os compradores estrangeiros. Isso estimula a demanda externa e incentiva os produtores a expandirem suas áreas de plantio para aproveitar as oportunidades de exportação.

A expansão da área plantada com soja também pode ser atribuída ao aumento da demanda internacional, especialmente por parte da China, que é um dos principais importadores da soja brasileira. Assim, em resposta a desvalorização do Real e aumento na demanda internacional, muitas áreas de pastagens no estado de Mato Grosso do Sul, assim como de outros estados brasileiros, foram convertidas em lavouras de soja (Capoane, 2023).

Após a colheita da soja, em muitas áreas de resteva, é realizado o plantio de milho safrinha. Os monocultivos de soja e milho safrinha impactam o ambiente e a saúde dos organismos vivos que usufruem dos serviços ecossistêmicos, devido ao uso massivo de agroquímicos (Bombardi, 2017; Pignati *et al.*, 2017; Tygel *et al.*, 2023).

O refinamento da análise do uso e cobertura da terra a partir de quatro recortes temporais do índice radiométrico de vegetação para ano de 2021 (Figura 7) ilustram o efeito da sazonalidade climática e, principalmente, da seca (Tabela 2), no vigor da vegetação. No dia 28 de abril de 2021, no final do período chuvoso na região, os valores do NDVI variaram de -0,358 a 0,999, com uma média de 0,64 e desvio padrão de 0,20. Em 07 de julho, observa-se uma queda significativa no vigor da vegetação (Figura 7), com valores do NDVI variando de -0,452 a 0,899, média de 0,50 e desvio padrão de 0,17. Em 31 de agosto, o vigor da vegetação estava ainda menor do que em julho, com valores variando de -0,392 a 0,897 (Figura 7), média de 0,34 e desvio padrão de 0,15. Isso se deve às baixas precipitações e aos ventos fortes que aumentam a evaporação da

água do solo, deixando as plantas com suprimento insuficiente de umidade no solo. Em 25 de outubro de 2021, os valores do NDVI aumentaram em resposta às primeiras chuvas na região, variando de  $-0,370$  a  $0,920$  (Figura 7), média de  $0,56$  e desvio padrão de  $0,22$ .

No período seco na região é esperado que o vigor da vegetação diminua. Contudo, os recortes temporais de 07/07 e 31/08, mostram uma expressiva diminuição do vigor em comparação a distribuição dentro da média esperada como mostra a Figura 8. Mesmo em área de vale, que apresentam maior disponibilidade de água, houve uma diminuição significativa do vigor da vegetação. Com o retorno das chuvas, observa-se a resposta positiva das plantas, resultando em uma melhoria no vigor da vegetação após o período de seca prolongada.

Tabela 2: Precipitação mensal de Campo Grande nos anos de 2021 e 2023

Ano / Mês	Jan.	Fev.	Mar.	Abr.	Mai	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.
2021	387,2	112,6	65,0	53,6	34,0	52,0	1,8	34,2	27,0	179,8	251,6	149,8
2023	342,4	225,8	203,6	140,6	63,2	77,6	4,6	47,0	58,4	15,4	114,4	210,4

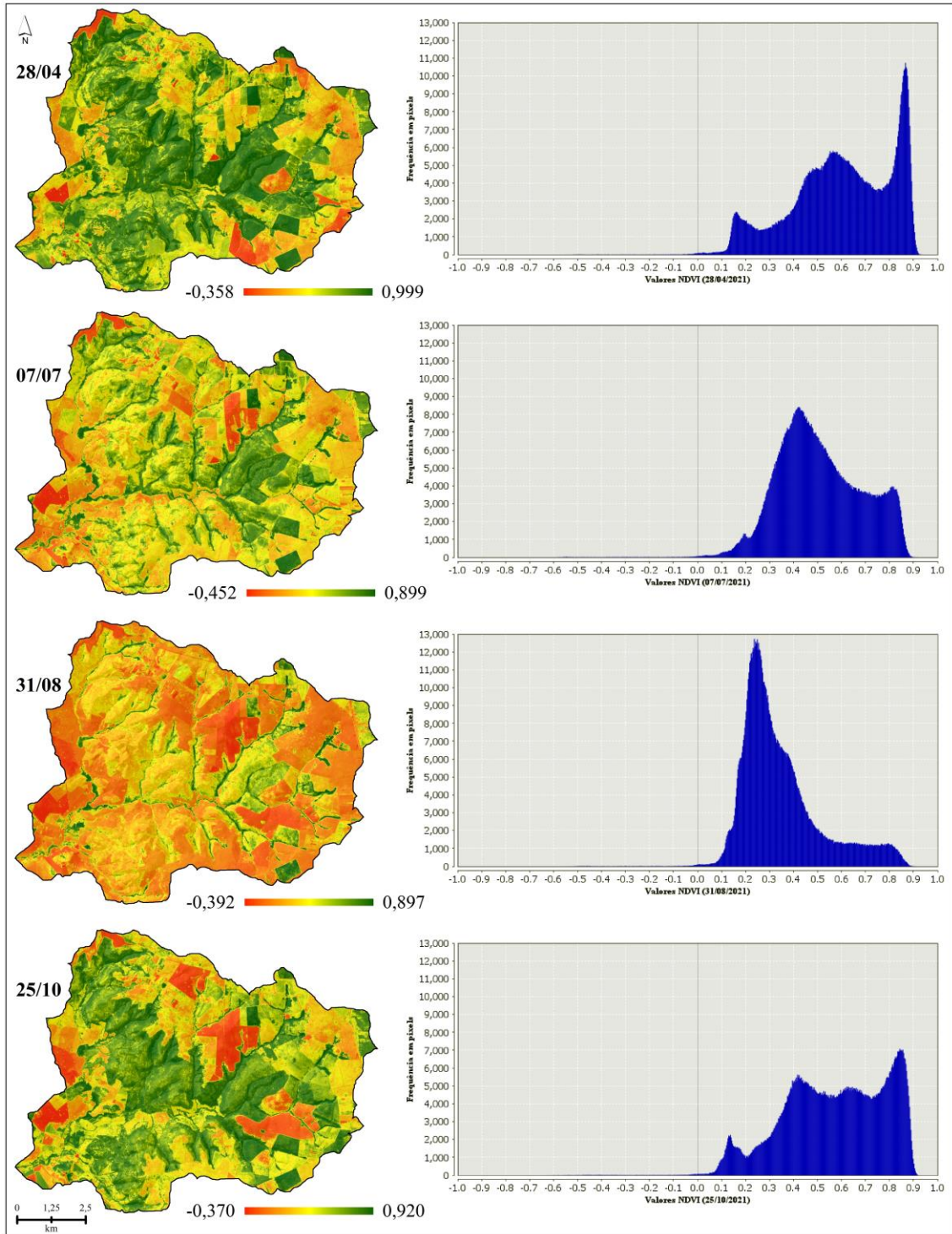
Fonte: CEMTEC, 2024.

A Figura 8 ilustra o efeito da sazonalidade climática e da precipitação em situação de distribuição de chuvas dentro da média histórica sobre a cobertura vegetal. Nos recortes temporais na entressafra (29 de março) e no plantio da soja (14 de dezembro), é possível observar as lavouras com solo exposto. No ápice do crescimento vegetal da safrinha e das pastagens (13 de maio), a BHCL apresentava a maior cobertura vegetal (Figura 8).

Como mencionado acima, durante o inverno, é esperado que o vigor da vegetação diminua devido à redução da precipitação e da umidade do solo, juntamente com a caducifolia de algumas fitofisionomias do Cerrado. No entanto, é interessante notar que essa redução foi menos acentuada do que em 2021, durante o período de seca (Figura 7). Estes resultados ressaltam como a disponibilidade de água influencia diretamente a saúde e a densidade da vegetação, tanto em ambientes naturais quanto em áreas cultivadas.

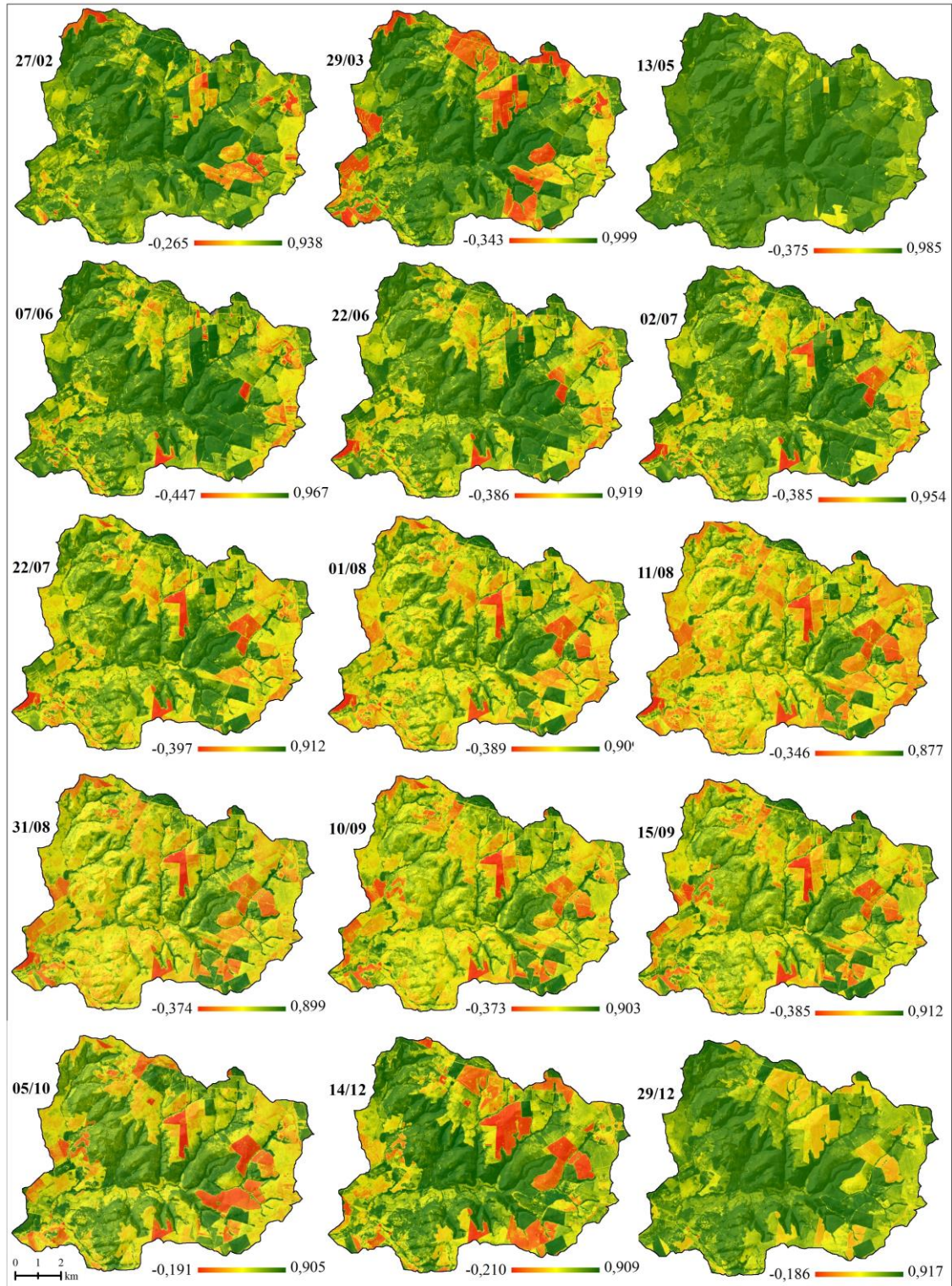


Figura 7: Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) e frequência em pixels para o ano de 2021 na Bacia Hidrográfica do Córrego Limpo



Fonte: ESA, Copernicus, 2023.

Figura 8: Índice de vegetação por diferença normalizada ao longo do ano de 2023 na  
Bacia Hidrográfica do Córrego Limpo

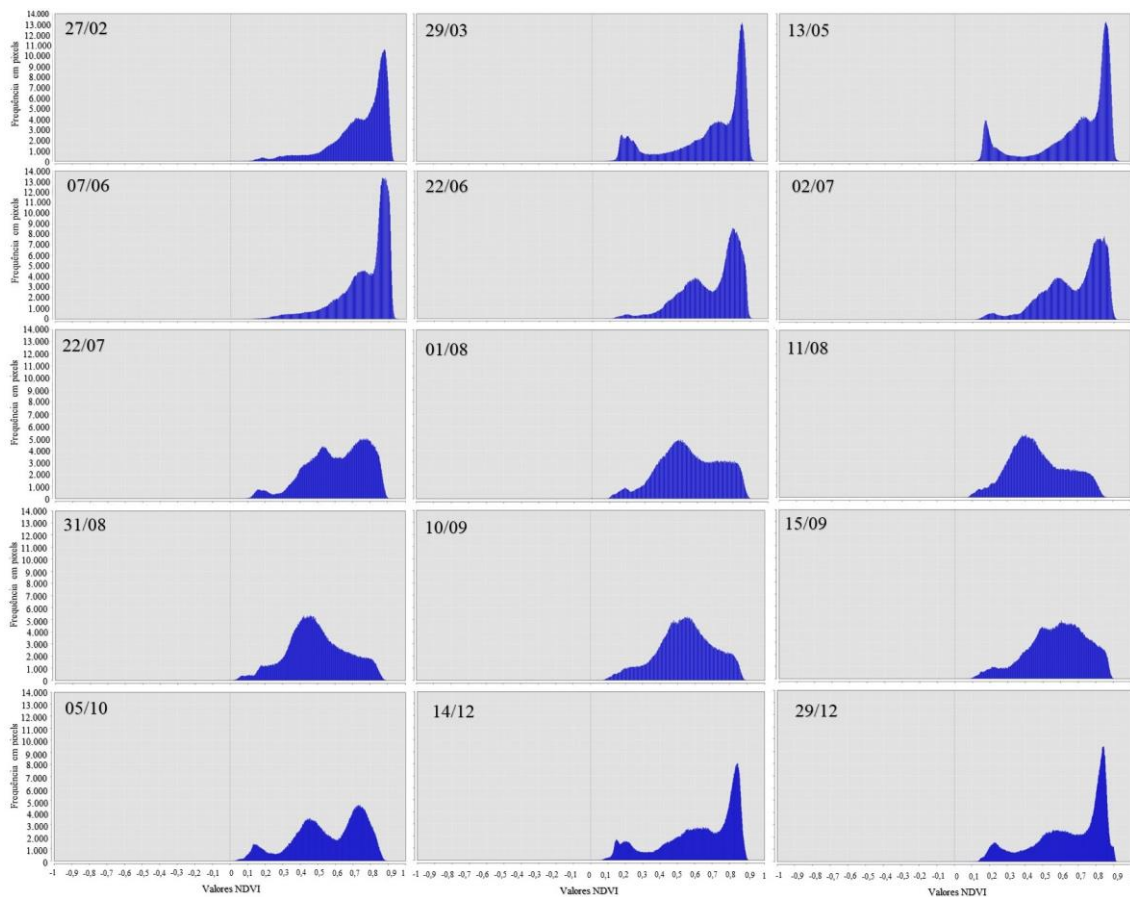


Fonte: ESA, Copernicus, 2023.

A análise temporal a partir do NDVI permite uma compreensão mais profunda das interações complexas entre o clima e a vegetação, evidenciando a sensibilidade das paisagens às variações sazonais e climáticas. Ao observar como o vigor e a cobertura vegetal respondem ao ciclo sazonal e às condições climáticas específicas, é possível discernir melhor como os ecossistemas se adaptam e se modificam ao longo do tempo. Isso ressalta a importância de monitorar e entender essas dinâmicas para uma gestão sustentável da terra e recursos naturais, especialmente diante das mudanças climáticas globais.

Na Figura 9, são apresentados os histogramas dos recortes temporais da Figura 8. Comparando com 2021 (Figura 7) observa-se que em março de 2023 (Figura 8) o vigor das pastagens e lavouras era muito maior que em 2021, e no inverno (31/08) o vigor da vegetação florestal ainda está muito superior ao de 2021, o que demonstra o efeito da precipitação, mesmo para espécies decíduas.

Figura 9: Frequência em pixels do NDVI para o ano de 2023



Fonte: ESA, Copernicus, 2023.

Embora em 2021 a área estudada estivesse em situação de seca, tanto para 2021 quanto para 2023, é possível observar que os maiores valores de NDVI estão diretamente relacionados à sazonalidade climática e à variável precipitação. As áreas com vegetação mais densa tendem a apresentar valores próximos a 1, porque a vegetação mais verde e com maior vigor mostra maior contraste na região do visível, especificamente no vermelho e no infravermelho (Zhong *et al.*, 2017). No inverno, embora a vegetação nativa apresente caducifolia (Ribeiro; Walter, 2008), a condição de seca, classificada como severa a excepcional pelo Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (CEMADEN, 2021), amplificou o efeito da caducifolia.

A caducifolia é uma característica das plantas que consiste na perda temporária de suas folhas durante a estação seca. Essa é uma estratégia adaptativa das espécies para lidar com as condições adversas de baixa disponibilidade de água no solo nesse período. Essa capacidade demonstra a sobrevivência e resiliência das plantas diante da escassez de água (Ribeiro; Walter, 2008), que na região em questão ocorre nos meses de julho e agosto (Capoane, 2022).

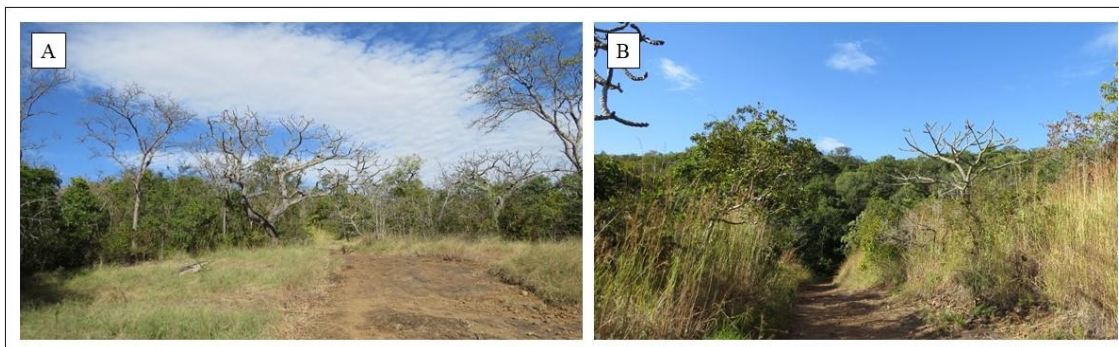
Conforme Ribeiro e Walter (2008), a caducifolia no Cerrado pode ser observada em diferentes grupos de plantas, como árvores, arbustos e gramíneas. Durante a estação seca, como resposta ao déficit hídrico no solo, essas plantas reduzem sua atividade fotossintética e interrompem o crescimento, preparando-se para enfrentar a escassez de água. A perda das folhas reduz a área de superfície exposta à evaporação, minimizando a perda de água pela planta. Quando as chuvas retornam, as plantas caducifolias rebrotam e voltam a produzir folhas verdes.

Na Figura 10A observa-se o fenômeno de caducifolia. No local os solos são rasos, com afloramento de rocha. Na Figura 10B observa-se que na parte mais alta o fenômeno de caducifolia e, na baixa (vale), onde há maior disponibilidade de água, as plantas mantêm suas folhas verdes, o que mostra que nem todas as espécies de plantas são caducifolias. Há espécies perenifólias e semidecíduas, com uma combinação de folhas verdes e folhas que caem durante a estação seca.

Nos fundos de vale, a vegetação responde à maior disponibilidade de água. A fitofisionomia predominante nesses locais são as matas de galeria não-inundável. De acordo com Ribeiro e Walter (2008), essa vegetação florestal acompanha um curso d'água, onde o lençol freático não permanece próximo ou sobre a superfície do terreno

durante a maior parte do ano, mesmo na estação chuvosa. Segundo esses autores, essa vegetação apresenta trechos longos e relevo acidentado, com solos bem drenados e uma linha de drenagem definida.

Figura 10: Comportamento da vegetação do Cerrado ilustrando à adaptação ao clima sazonal e à disponibilidade de água



Fonte: Autora, 2023. Fotos: 19/06/2021.

Ao comparar as cartas temáticas de uso e cobertura da terra com os índices radiométricos de vegetação dos anos de 2021 e 2023, nota-se que a classificação do MapBiomias subestimou as áreas com vegetação florestal e de cultivo de soja. Essa subestimação pode estar relacionada à escala espacial das imagens utilizadas (Landsat 30 m) e à precisão do método de classificação. Segundo o MapBiomias (2023), a acurácia geral da coleção 7.1 é de 91,5%, com uma discordância de alocação de 6,9% e uma discordância de quantidade de 1,7%.

Os resultados encontrados também mostram a rápida expansão de *commodities*. Se por um lado isso sustenta o desenvolvimento econômico, por outro, há elevados custos ambientais devido a perda dos serviços ecossistêmicos associados. Além disso, a expansão da soja e do milho safrinha representa uma ameaça à saúde dos organismos que dependem dos serviços ecossistêmicos, devido ao uso massivo de agroquímicos por essas culturas (Tygel *et al.*, 2023). A drenagem de áreas úmidas para expansão agrícola também provoca danos irreversíveis aos ecossistemas aquáticos, ao estoque de carbono, ao seu poder de filtragem e à emissão de gases de efeito estufa (CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>).

Se o modelo atual de agricultura predatória persistir, o conjunto robusto de evidências científicas já mostra que poderá haver um colapso ambiental sem

precedentes. A contínua expansão das atividades agrícolas sem considerar os limites ecológicos e sem adotar práticas de manejo conservacionistas está colocando em risco a saúde dos ecossistemas, a biodiversidade e a própria capacidade de produção agrícola como relatado por Marengo *et al.* (2022). Além disso, a dependência excessiva de agroquímicos cria um ciclo vicioso em que as pragas e doenças se tornam mais resistentes, exigindo o uso de quantidades ainda maiores dessas substâncias tóxicas, como apontado por Chaboussou (1980).

A dependência excessiva de monoculturas e a falta de diversificação de culturas aumentam a vulnerabilidade dos sistemas agrícolas a pragas e doenças, podendo resultar em perdas significativas de colheitas (Chaboussou, 1980). Além disso, a degradação dos ecossistemas naturais, responsáveis por fornecer serviços essenciais como polinização, regulação do clima e proteção contra eventos climáticos extremos, compromete a resiliência e a sustentabilidade da produção agrícola.

Apesar dos alertas científicos e das evidências claras sobre os impactos negativos da agricultura predatória e outras atividades humanas no meio ambiente, a resposta das autoridades e da sociedade em geral tem sido insuficientes. Mesmo com todo o conhecimento disponível, muitas ações tomadas até agora têm sido apenas superficiais, muitas vezes servindo como estratégias de marketing ou políticas paliativas. Isso demonstra que, mesmo diante de uma emergência global, os interesses econômicos e políticos prevalecem sobre a preservação do planeta.

A falta de vontade política, a influência da indústria em decisões importantes e a falta de conscientização generalizada sobre a gravidade da situação são alguns dos obstáculos que impedem uma ação efetiva e significativa. Em suma, a cada ano que passa sem ações efetivas, a magnitude dos desafios aumenta e as opções disponíveis se reduzem.

## **Considerações finais**

Neste estudo foram analisadas as mudanças no uso e cobertura da terra na Bacia Hidrográfica do Córrego Limpo no período entre 1985 e 2021, com o propósito de identificar e avaliar os impactos ambientais resultantes da expansão da cultura de soja, assim como as interações entre as atividades agrícolas (pecuária e lavouras) e os

recursos naturais. Em 1985, a vegetação nativa, composta por formações florestais, savânicas e de campo alagado, ocupava 29,16% da área da BHCL. Em 2021, devido principalmente à regeneração natural de áreas de pastagens abandonadas em regiões declivosas na escarpa de erosão, a área com vegetação nativa aumentou para 30,02%. Ao longo do período de análise, a classe de uso predominante foi a pastagem, ocupando 50,04% da área em 1985 e 37,41% em 2021. A redução na área de pastagem é resultado do avanço da cultura de soja, que em 2021 correspondia a 11,81% da área total da BHCL.

É importante destacar que a predominância de atividades agrícolas na bacia hidrográfica, sem a adoção, ou com práticas de manejo conservacionistas insuficientes, causa impacto significativos na qualidade do solo, na qualidade e quantidade das águas superficiais, na biodiversidade, no turismo e na saúde dos seres vivos. Apesar da área estar inserida em uma unidade de conservação de uso sustentável, que conta com um Plano de Manejo e um Conselho Gestor, os processos de degradação são semelhantes aos observados em áreas fora da UC. Isso pode ser atribuído a uma série de fatores, como a falta de implementação efetiva das medidas de conservação, a pressão humana nas áreas adjacentes à UC, a falta de fiscalização adequada na UC, a falta de recursos financeiros e técnicos, entre outros.

Além disso, é importante reconhecer que as Unidades de Conservação nem sempre são capazes de controlar ou mitigar totalmente os impactos negativos causados por atividades humanas nas áreas protegidas e em suas proximidades, principalmente nas de uso sustentável. Portanto, para garantir a eficácia das UCs na proteção e conservação dos recursos naturais, é fundamental a adoção de medidas de manejo adequadas, o envolvimento e participação ativa das comunidades locais, a fiscalização eficiente e a alocação de recursos via Pagamento por Serviços Ambientais, por exemplo, pois, somente com uma abordagem abrangente e integrada, que envolva múltiplos atores e considere os desafios específicos de cada área protegida, é possível reduzir os processos de degradação e garantir a preservação adequada dos ecossistemas naturais.

O índice radiométrico de vegetação NDVI permitiu observar em maior detalhe as mudanças no uso e cobertura da terra interanuais e o efeito da seca no vigor da vegetação. A realização dos trabalhos de campo também foi fundamental para complementar e enriquecer as informações obtidas via sensoriamento remoto orbital,

fornecendo detalhes adicionais sobre a cobertura vegetal, os usos antrópicos e a biodiversidade.

## Referências

- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, [S./l.], v. 22, n. 6, p. 711-728, 2014.
- AMORIM, A. E. S.; CAPOANE, V. Classificação automatizada do relevo utilizando a ferramenta Geomorphons: estudo de caso para o município de Campo Grande - MS. **Revista Brasileira de Geografia Física**, [S./l.], v. 15, p. 750-766, 2022.
- ARNETH, A.; BROWN, C.; ROUNSEVELL, M. D. A. Global models of human decision-making for land-based mitigation and adaptation assessment. **Nature Climate Change**, [S./l.], v. 4, n. 12, p. 550-557, 2014.
- BOMBARDI, L. M. **Atlas: Geografia do uso de agrotóxicos no Brasil e conexões com a União Europeia**. São Paulo: FFLCH - USP, 2017 (Food and Agriculture Organization of the United Nations).
- CAMPO GRANDE, Poder Executivo, Decreto Municipal n. 8.264, de 27 de julho de 2001. Cria a Área de Proteção Ambiental da Bacia do Córrego Ceroula – APA do Ceroula – localizada no município de Campo Grande-MS, e dá outras providências. **Diário Oficial de Campo Grande - DIOGRANDE**, Poder executivo. Campo Grande, MS. 2001.
- CAPOANE, V.; CARVALHAL, H. O. D. Mudanças na cobertura e no uso da terra na bacia hidrográfica do córrego ceroula no período entre 1985 e 2021. **Revista Pantaneira**, [S./l.], v. 23, p. 1-18, 2024.
- CAPOANE, V. Expansão da soja no estado de Mato Grosso do Sul no período entre 1988 e 2020. In: BARBOSA, E. F. F. M.; MARINHO, V. L. F.; GÜNTZEL, A. M. (Org.) **Mato Grosso do Sul no início do século XXI: Integração e desenvolvimento urbano-regional**. Campo Grande, MS: Life Editora, 2023. p. 25-38.
- CAPOANE, V. Impactos do período seco e geadas no vigor da vegetação: estudo de caso para a bacia hidrográfica do córrego Guariroba, Campo Grande, Mato Grosso do Sul. **Revista Cerrados**, Montes Claros – MG, v. 20, n. 02, p. 221-241, jul./dez. 2022.
- CAPOANE, V. Mapeamento dos pequenos reservatórios e análise dos impactos ambientais associados na bacia hidrográfica do córrego Guariroba, Campo Grande – MS. **GEO UERJ** (2007), [S./l.], v. 39, p. 1-23, 2021.
- CARVALHAL, H. O. D.; CAPOANE, V. Caracterização Geoambiental da Bacia Hidrográfica do Córrego Ceroula, Mato Grosso do Sul. In: XIX SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA FÍSICA APLICADA. **Anais XIX SBGFA ...** Rio de Janeiro, 2022. pg. 132-136.



CARVALHO, L. **Valsa brasileira**: do boom ao caos econômico. São Paulo: Todavia, 2018.

CEMTEC. Centro de Monitoramento do Tempo e do Clima de MS. **Banco de dados 2024**. Disponível em: <https://www.cemtec.ms.gov.br/boletins-meteorologicos/>. Acesso em: 05 fev. 2024.

CHABOUSSOU, F. **Les plantes malades des pesticides**. Paris: Editions Débard, 1980.

ESA – European Spatial Agency. **Sentinel Application Platform – SNAP**. Desktop implementation version 9.0.0. 2022. Disponível em: <https://step.esa.int/main/download/snap-download/>. Acesso em: 20 nov. 2023.

GRASSI, G. et al. The key role of forests in meeting climate targets requires science for credible mitigation. **Nature Climate Change**, [S./l.], v. 7, p. 220-226, 2017.

HANCOCK, G. R.; WILLGOOSE, G. R.; EVANS, K. G. Testing of the Siberia landscape evolution model using the Tin Camp Creek, Northern Territory, Australia, field catchment. **Earth Surface Processes and Landforms**, [S./l.], v.27, n.2, p.125-143, 2002.

HANCOCK, G. R.; MARTINEZ, C.; WELLS, T. Modelling and assessment of soil carbon variability at the point and hillslope scale. In: OXLEY, L.; KULASIRI, D. (Eds), MODSIM 2007. **International Congress on Modelling and Simulation**. Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand, 2007. p.1743-1748.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapeamento de recursos naturais do Brasil**: Escala 1:250.000 – Documentação técnica. Rio de Janeiro: IBGE – Diretoria de Geociências, 2021.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. SIDRA. Sistema IBGE de Recuperação Automática. **Produção Agrícola Municipal 2022a**. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela>. Acesso em: 20 nov. 2023.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. SIDRA. Sistema IBGE de Recuperação Automática. **Produção Pecuária Municipal 2022b**. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/3939>. Acesso em: 20 nov. 2023.

LACERDA FILHO, J. V. et al. **Geologia e recursos minerais do estado de Mato Grosso do Sul - Escala 1:1.000.000**. CPRM, 2006.

LINDSAY, J. B.; CREED, I. F. Removal of artifact depressions from digital elevation models: towards a minimum impact approach. **Hydrological Processes**, [S./l.], v. 19, n. 16, p. 3113-3126, 2005. DOI: 10.1002/hyp.5835

MAPBIOMAS. Rede MapBiomas coleção 7.1, 2023. Disponível em: [https://mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas-1?cama\\_set\\_language=pt-BR](https://mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas-1?cama_set_language=pt-BR)

MAPBIOMAS. Estatística de Acurácia, Coleção 7.1. 2023. Disponível em:  
<https://plataforma.mapbiomas.org/>. Acesso em: 18 dez. 2023.

MARENGO, J. A. et al. Increased climate pressure on the agricultural frontier in the Eastern Amazonia–Cerrado transition zone. **Scientific Reports**, [S./l.], v. 12, n. 457, p. 1-10, 2022.

MOTTA, P. E. F. da et al. **Levantamento de reconhecimento de baixa intensidade dos solos do Município de Campo Grande, MS**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2013.

PIGNATI, W. A. et al. Distribuição espacial do uso de agrotóxicos no Brasil: uma ferramenta para a Vigilância em Saúde. **Ciência & Saúde Coletiva**, [S./l.], v. 22, n. 10, p. 3281-3293, out. 2017.

POPP, A. et al. Land-use protection for climate change mitigation. **Nature Climate Change**, [S./l.], v. 4, n. 12, p. 1095-1098, 2014.

POWERS, R. P.; JETZ, W. Global habitat loss and extinction risk of terrestrial vertebrates under future land-use-change scenarios. **Nature Climate Change**, [S./l.], v. 9, p. 323-329, 2019.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As principais fitofisionomias do bioma cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. de (Ed.). **Cerrado: ambiente e flora**. Embrapa Cerrados. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica. p. 151-212, 2008.

ROUSE, J. W. et al. Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. In: Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium, 3, Washington, 1973. Proceedings. Whashington: NASA, 1974, v.1, p. 309-317, 1973.

ROSA, R. **Introdução ao Sensoriamento Remoto**. 7. ed. Uberlândia: EDUFU, 2009.

ROSS, J. L. S. et al. Macroformas do relevo da América do Sul. **Revista do Departamento de Geografia**, [S./l.], v. 38, p. 58-69, 2019.

SANO, E. E. et al. Cerrado ecoregions: A spatial framework to assess and prioritize Brazilian savanna environmental diversity for conservation. **Journal of Environmental Management**, [S./l.], v. 232, p. 818-828, 2019.

SEMADUR. Secretaria Municipal de Meio Ambiente e Desenvolvimento Urbano. 2020. **Arquivos vetoriais**. Disponível:  
<http://www.campogrande.ms.gov.br/semadur/arquivos-vetoriais-de-campo-grande/> e  
[http://portal.capital.ms.gov.br/semadur/canaisTexto?id\\_can=5951](http://portal.capital.ms.gov.br/semadur/canaisTexto?id_can=5951). Acesso: 23 jan. 2020.

SONG X.-P. et al. Global land change from 1982 to 2016. **Nature**, [S./l.], v. 560, n. 7720, p. 639-643, 2018.

SOUZA, J. **A elite do atraso**. Rio de Janeiro: Estação Brasil, 2019.

SOUZA, J. **A radiografia do golpe**. Rio de Janeiro: Leya, 2016.

SOUZA, C. M. et al. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with Landsat archive and earth engine. **Remote Sensing**, [S./l.], v. 12, n. 17, p. 1- 27, 2020.

VITOUSEK, P. M. et al. Human domination of Earth's ecosystems. **Science**, [S./l.], v. 277, n. 5325, p. 494-499, 1997.

TYGEL, A. et al. **Atlas dos agrotóxicos**: fatos e dados sobre agrotóxicos na agricultura. 1. ed. Rio de Janeiro: Heinrich Böll, 2023.

WINKLER, K. et al. Global land use changes are four times greater than previously estimated. **Nature Communications**, [S./l.], v. 12, n. 2501, p. 1-10, 2021.

ZALLES, V. et al. Rapid expansion of human impact on natural land in South America since 1985. **Science Advances**, [S./l.], v. 7, n. 14, p. 1-11, 2021.

ZHONG, K. et al. Dynamic changes in temperature extremes and their association with atmospheric circulation patterns in the Songhua River Basin, China. **Atmospheric Research**, [S./l.], v. 190, p. 77-88, 2017.

---

#### Autora

---

**Viviane Capoane** – É Graduada em Geografia e Mestre em Ciência do Solo pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), e Doutora em Geografia pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Atualmente é Professora do Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul (UEMS).

**Endereço:** Avenida Dom Antonio Barbosa (MS-080), 4.155. Campo Grande - MS. CEP 79115-898.

---

**Artigo recebido em: 04 de julho de 2023.**

**Artigo aceito em: 20 de dezembro de 2023.**

**Artigo publicado em: 01 de janeiro de 2023.**