

Avaliação das Dinâmicas da Vegetação Lenhosa no Pantanal do Abobral: Contribuições de Índices Funcionais Derivados de Séries Temporais de Imagens de Satélite

Assessing the Dynamics of Woody Vegetation in the Abobral region, southern Pantanal wetland (Brazil): Contributions of Functional Indices Derived from Satellite Image Time Series

Uelison Mateus Ribeiro*, Mauro Henrique Soares da Silva**, Samuel Corgne***, Damien Arvor****

* CNRS, Univ Rennes, Univ Brest, Nantes Université, LETG, UMR 6554, uelison.ribeiro@univ-rennes2.fr

** Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campus Três Lagoas - UFMS/CPTL, mauro.soares@ufms.br

*** CNRS, Univ Rennes, Univ Brest, Nantes Université, LETG, UMR 6554, samuel.corgne@univ-rennes2.fr

**** CNRS, Univ Rennes, Univ Brest, Nantes Université, LETG, UMR 6554, damien.arvor@univ-rennes2.fr

<https://doi.org/10.5380/raega.v63i2.99924>

Resumo

O bioma Pantanal é um ecossistema heterogêneo e dinâmico localizado no centro da América do Sul que possui relações complexas com fatores climáticos e geomórficos. Aqui, investigamos a variabilidade espaço-temporal nas dinâmicas das formações lenhosas no Pantanal do Abobral (2015-2023), uma das sub-regiões do Pantanal. A evolução dessas formações foram analisadas a partir dos mapas do Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil (MAPBIOMAS). Séries temporais do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) do produto Harmonized Landsat Sentinel-2 (HLS) e de precipitação do Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Stations (CHIRPS) foram utilizados para identificar padrões espaciais nas relações entre a fenologia dessas formações e a precipitação. As relações foram avaliadas por meio da correlação de Pearson. Adicionalmente, foram mapeadas variações espaciais em índices funcionais derivados das séries temporais de NDVI. Embora a proporção de cobertura lenhosa tenha se mantido estável entre 2015-2023 (~16,75%), foram observadas 19,85% de perda nas áreas savânicas em relação à 2015, compensada pela transição de 21,81% de áreas não-lenhosas para savânicas. Adicionalmente, tipologias distintas, mesmo dentro de uma mesma classe de cobertura da terra, respondem diferentemente aos regimes locais de precipitação. Essa heterogeneidade das formações lenhosas foi evidenciada pelos índices funcionais, que também identificaram padrões de distribuição de grupos funcionais. Este estudo ressalta ainda a importância de mapeamentos que descrevem atributos funcionais da vegetação para o planejamento de estratégias de mitigação e adaptação às mudanças climáticas.

Palavras-chave:

Áreas úmidas tropicais, Atributos funcionais, Séries temporais de imagens de satélite, NDVI.

Abstract

The Pantanal biome is a heterogeneous and dynamic ecosystem in central South America, exhibiting complex relationships with climatic and geomorphological factors. This study investigates the spatiotemporal variability of woody vegetation dynamics in the *Pantanal do Abobral*, a subregion of the Pantanal. We analyzed: (1) Land cover changes (2015–2023) using annual maps from the Brazilian Annual Land Use and Land Cover Mapping Project (MAPBIOMAS); Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) from the Harmonized Landsat Sentinel-2 (HLS) product and precipitation from the Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Stations (CHIRPS) to identify spatial patterns in vegetation-precipitation relationships via Pearson correlation; and Functional indices derived from NDVI time series. Although woody cover remained stable (~16.75% from 2015–2023), we observed a 19.85% loss in savanna areas relative to 2015, compensated by a 21.81% transition from non-woody to savanna areas. Even within the same land cover class, distinct vegetation types showed differential responses to local precipitation regimes. Functional indices corroborated this heterogeneity, revealing spatial patterns in plant functional groups. Our findings underscore the importance of vegetation functional trait mapping for climate change mitigation and adaptation planning in this ecosystem.

Keywords:

Tropical wetlands, Functional attributes, Satellite image time series, NDVI.

I. INTRODUÇÃO

O Pantanal é uma das maiores áreas úmidas sazonalmente inundadas do mundo. Esse ecossistema compreende uma área de ~150.000 km² (Bergier et al., 2018) em uma região de subsidência geológica no centro da América do Sul (Bergier, 2013) e que se estende pelo Brasil (78%), Bolívia (18%) e Paraguai (4%) (Tomas et al., 2019). Cercado pelo Cerrado, Amazônia, Mata Atlântica, Chaco e Floresta Chiquitana da Bolívia (Bergier et al., 2018), possui paisagens únicas e uma grande diversidade de tipos de vegetação, favorecida pelos ecossistemas circundantes (Pott et al., 2011; Alho; Silva, 2012). Dada a sua importância para a conservação da biodiversidade e o seu valor para a humanidade, a região foi declarada Patrimônio Nacional pela Constituição Brasileira, possui quatro Sítios Regionais na Lista de Zonas Úmidas de Importância Internacional (Lista de Ramsar) e um complexo de áreas protegidas contínuas declaradas como Reserva da Biosfera e Patrimônio Mundial Natural pela UNESCO.

Esse ecossistema está sob um pulso de inundação monomodal previsível (Junk; Cunha, 2005). A inundação possui uma sincronicidade com as chuvas de verão austral em sua parte norte e propaga-se lentamente de norte a sul, atingindo o sul do Pantanal vários meses após o pico das chuvas (Ivory et al., 2019).

Esse regime de inundação tem um papel importante na heterogeneidade de habitats do Pantanal e, consequentemente, na diversidade de flora e fauna (Alho, 2008).

Todavia, a região vem sendo diretamente influenciada pelas alterações climáticas assistidas nos últimos anos. Cenários futuros para o território brasileiro em decorrência das mudanças climáticas globais já apontavam uma tendência de aumento de períodos secos com chuvas cada vez mais concentradas e menos intensas para o Pantanal (Marengo, 2006). Tais eventos extremos têm ocorrido nos últimos anos e estão afetando o regime hidrológico do Pantanal (Marengo, 2021), que tem sofrido com secas severas e incêndios florestais catastróficos (Thielen et al., 2021). Soma-se a essa problemática a perda de biodiversidade associada ao processo de ocupação e uso das terras no território pantaneiro, caracterizada por uma estrutura fundiária composta por grandes fazendas e latifúndios (Silva et al., 2017).

O Pantanal do Abobral, uma das sub-regiões do Pantanal Sul-mato-grossense (Silva; Abdon, 1998), ilustra bem esse cenário. De acordo com Andrade et al. (2020), por exemplo, desde 1995 o Pantanal do Abobral vem perdendo espaços com predomínio de formações florestais, os quais estão sendo substituídos por áreas de pastagens. Além disso, foi identificado um aumento de áreas compostas por formações monodominantes.

Nesse sentido, evoca-se aqui que o mapeamento e monitoramento detalhado são essenciais para a compreensão dos processos e dinâmicas de formação e evolução das unidades da paisagem que constituem complexos mosaicos ambientais como o do Pantanal do Abobral. Destaca-se que muitos mapas globais ou regionais se encontram disponíveis para servir a comunidade científica, como o Projeto MAPBIOMAS (Souza Jr et al., 2020), por exemplo. No entanto, áreas úmidas são difíceis de caracterizar devido ao limiar estreito entre os seus diferentes tipos de cobertura da terra (Rapinel et al., 2019), enquanto mapas de cobertura da terra geralmente apresentam classes estáticas (tipos gerais de vegetações como, por exemplo, “formação florestal”) (Arvor et al., 2021), que não contemplam dinâmicas sazonais (i.e., uma área pode ser chamada de “vegetação herbácea”, por exemplo, mas esta mesma área pode ser “água” em certos momentos do ano) e que estão sujeitas à exclusão entre classes (se um *pixel* é “floresta”, que dizer que ele não pode ser “savana”, enquanto no Pantanal um *pixel* pode ser “árvore”, “herbácea” e “água” ao mesmo tempo ou em diferentes momentos do ano). Ou seja, há ainda uma lacuna no que se refere à descrição e espacialização de atributos funcionais da vegetação a partir do sensoriamento remoto.

Vários índices de vegetação foram desenvolvidos para estudos de sensoriamento remoto de parâmetros biofísicos, sendo o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI; Rouse Jr et al., 1974) o mais amplamente utilizado (Miranda et al., 2017). As séries temporais de NDVI baseadas em sensoriamento remoto,

por exemplo, têm sido usadas com frequência para acessar padrões fenológicos (Miranda et al., 2017). No entanto, a taxa de revisita deve ser suficiente para capturar os padrões do sinal investigado (Inglada et al., 2016). Por outro lado, as séries temporais de imagens de satélite (SITS) geralmente são prejudicadas pela alta cobertura de nuvens em regiões como o Pantanal. Portanto, dados de alta resolução temporal são essenciais nesse tipo de ecossistema. Os produtos *harmonized Landsat Sentinel-2* (HLS) fornecem observações com um ciclo de revisita de 2 a 3 dias com resolução espacial de 30 m, graças às medições combinadas derivadas dos dados do *Landsat-8/9 Operational Land Imager* (OLI) e do *Sentinel-2A/B Multi-Spectral Instrument* (MSI). O projeto HLS é uma iniciativa da NASA que produz dados de refletância de superfície contínua dos sensores OLI e MSI com base em uma coleção de algoritmos (para obter detalhes, consulte Claverie et al., 2018).

No contexto das mudanças climáticas globais, o entendimento de como diferentes fisionomias vegetais respondem aos regimes hidroclimáticos em curso são informações basilares no planejamento de estratégias de mitigação e adaptação no nível da paisagem. Eventos extremos, especialmente secas e incêndios, estão se tornando mais recorrentes e, associados a impactos antropogênicos, podem mudar o Pantanal como o conhecemos hoje. Esses eventos têm o potencial de empobrecer a composição florística e degradar funções ecológicas das diferentes tipologias de vegetação. Logo, a aplicação de uma abordagem de avaliação funcional de áreas úmidas poderia melhorar a eficiência da gestão ambiental (Rapinel et al., 2015), bem como orientar estratégias de restauração florestal da paisagem. Rapinel et al. (2019), por exemplo, mostraram que as análises das mudanças temporais de indicadores funcionais evidenciaram os efeitos das práticas de gerenciamento climático e hidrológico nas funções das áreas úmidas.

Neste estudo, nosso objetivo foi investigar a variabilidade espaço-temporal nas dinâmicas da vegetação lenhosa no Pantanal do Abobral, Mato Grosso do Sul. Especificamente, buscamos: (1) analisar a evolução dessas formações entre 2015 e 2023; (2) identificar padrões de distribuição espacial nas relações entre fenologia e precipitação; e (3) mapear a heterogeneidade espacial de atributos funcionais do ecossistema derivados partir de séries temporais de NDVI.

II. MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

O Pantanal do Abobral é uma das sub-regiões do bioma Pantanal, segundo a delimitação proposta por Abdon; Silva (1998) (Figura 1). Compreendendo uma área de 2.833 km² localizada no território sul-mato-grossense do Pantanal (19°18'31''S e 57°03'15''O), esta sub-região constitui uma planície de inundação comum

aos rios Abobral, Miranda e Negro (Andrade et al., 2022), que fluem no sentido L-O em direção ao Rio Paraguai. Destaca-se ainda que o Rio Abobral se origina na planície fluvial e não possui bacia própria, recebendo água extravasada dos outros dois rios.

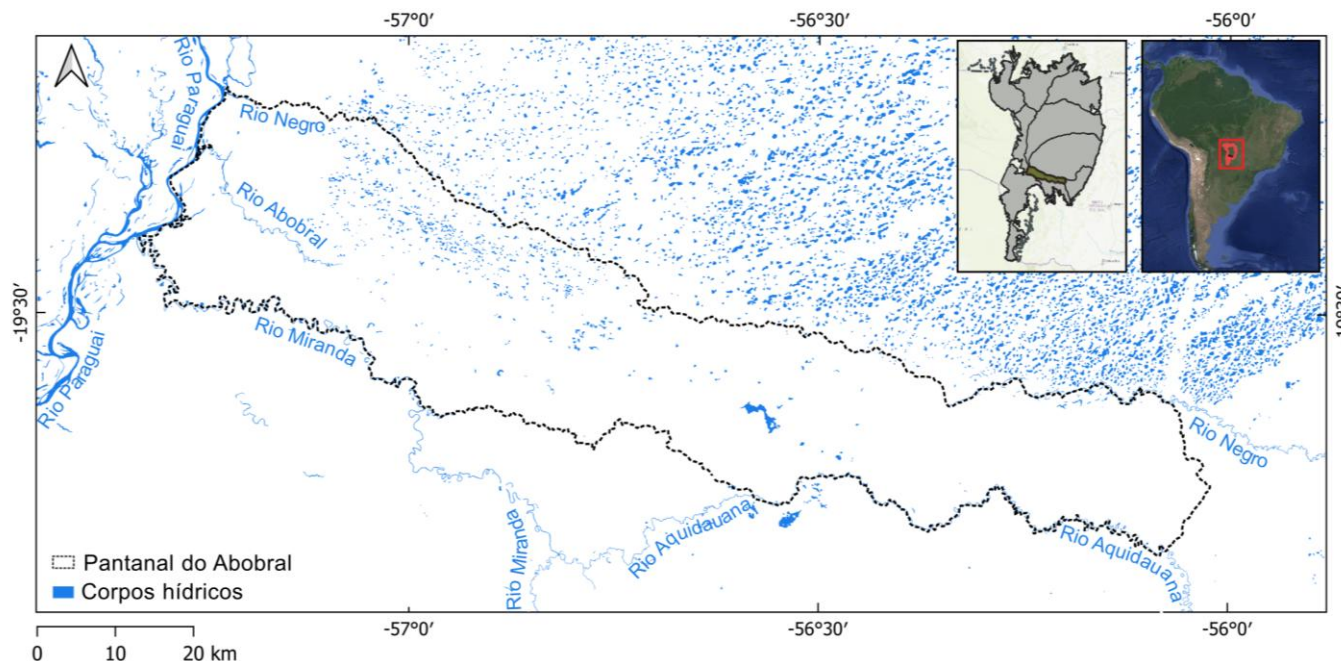


Figura 1 – Mapa de localização do Pantanal do Abobral.

De acordo com o Projeto RADAMBRASIL (1982), as fitofisionomias da região são caracterizadas como savana parque, fisionomia estritamente campestre é encontrada nas planícies inundáveis; savana gramíneo-lenhosa, formada por substrato gramínoide, plantas lenhosas raquíticas e pequenas palmeiras; e savana estépica, com cobertura arbórea estépica, como plantas lenhosas, baixas e espinhosas.

Já Andrade et al. (2022) apresenta o detalhamento da fitofisionomia das unidades de paisagens denominadas capões e cordilheiras evidenciando se tratar de formações florestais que diferenciam-se por constituírem ilhas arbóreas que ocupam áreas cuja elevação pode atingir até três metros de altura em relação à planície de inundação, o que permite que essas unidades de paisagem florestais não sejam atingidas pelas águas durante o período de cheia. Essas ilhas arbóreas se diferenciam pelo formato, enquanto as cordilheiras formam cordões alongados, os capões possuem formato circular ou elíptico. Adicionalmente, a vegetação é geralmente caracterizada por espécies decíduas no centro e ripárias nas bordas (Pott; Silva, 2015).

Nesse sentido, Boni et al. (2022) aponta que essas formações florestais possuem importância ecológica na região devido à sua função de servir como abrigo para a fauna, principalmente durante os períodos de cheias. Silva et al. (2017) aponta ainda a função microclimática dessas unidades de paisagem na região atribuindo mais

importância a essas áreas. No entanto, ambos os autores concordam se tratar de áreas vulneráveis, uma vez que são consequentemente utilizadas pelos fazendeiros como refúgio para o gado e ainda estão sob pressão das mudanças de ocupação do solo em suas áreas de entorno.

Cobertura da terra

A evolução da cobertura da terra foi avaliada para as classes formação florestal e formação savânica a partir dos mapas da Coleção 9 do Projeto de Mapeamento Anual de Cobertura e Uso da Terra no Brasil (MAPBIOMAS; Souza et al., 2020) e disponíveis gratuitamente em https://code.earthengine.google.com/?accept_repo=users/mapbiomas/user-toolkit. A variação na cobertura da terra entre os anos 2015 e 2023 foi obtida por meio de álgebra de mapas.

Fenologia da vegetação arbórea

Os padrões fenológicos da vegetação foram avaliados por meio do NDVI médio mensal com base em séries temporais de imagens HLS. Os dados HLS (cenas T21KVU e T21KWU) com cobertura de nuvens inferior a 80% foram adquiridos gratuitamente para o período de 2015 a 2023 do arquivo na nuvem *Cumulus* do Centro de Arquivo Ativo Distribuído da NASA Processos Terrestres (LP DAAC; Masek et al., 2021). Para cada banda, o NDVI foi calculado para todas as observações (equação 1).

$$\text{NDVI} = (\text{NIR} - \text{R}) / (\text{NIR} + \text{R}) \quad (1)$$

Onde, NIR: reflectância da superfície na banda do infravermelho próximo e R: reflectância da superfície na banda do vermelho.

A banda de avaliação de qualidade (*Fmask*) foi usada para remover *pixels* classificados como nuvens ou sombras de nuvem. *Pixels* erroneamente altamente positivos [negativos] também foram mascarados com a remoção de valores maiores que 1 [menores que -1]. O NDVI médio mensal foi calculado como o valor médio de todas as observações de cada mês de 2015 a 2023, gerando um cubo de dados raster com 108 camadas (12 camadas por ano).

A vegetação lenhosa foi obtida a partir do Projeto MAPBIOMAS. Apenas as áreas sempre classificadas como formação florestal e sempre classificadas como formação savânica das classificações de 2015 a 2023 foram usadas para minimizar a variabilidade não relacionada à fenologia. As séries temporais de NDVI médio mensal foram então extraídas apenas para os *pixels* dessas duas formações.

Precipitação mensal

Os regimes de precipitação nos locais de estudo foram monitorados por meio dos dados diários de precipitação do *Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Stations* (CHIRPS; Funk et al., 2015). O conjunto de dados de precipitação de 2014-2023 com resolução espacial de 0,05° foi obtido gratuitamente em (https://data.chc.ucsb.edu/products/CHIRPS-2.0/global_daily). O conjunto de dados foi recortado para a área de estudo e a precipitação mensal foi obtida pela adição dos valores diários para cada mês de 2014 a 2023 (2014 foi incluído devido às correlações com atraso).

Correlação pontual

As relações entre a fenologia e os padrões hidrológicos foram avaliadas por meio da correlação de Pearson (R). A correlação pontual (correlação entre a série temporal de cada *pixel* de NDVI com a série temporal do *pixel* de precipitação correspondente) foi realizada na resolução espacial do HLS (i.e., 30m). Portanto, as séries temporais mensais de precipitação CHIRPS foram reamostradas para a resolução do HLS usando o método do vizinho mais próximo. A correlação foi realizada entre o NDVI médio mensal (i.e., série com o NDVI médio para cada um dos 108 meses entre 2015 e 2023) e a precipitação acumulada mensal.

Além da correlação convencional onde, para cada ponto (ou seja, para a localização de cada *pixel*), os valores de ambas as séries temporais (NDVI e chuva) são alinhadas em pares de mesma data, também foram realizadas correlações com atraso. As correlações com atraso foram realizadas de maneira que, para uma correlação com um mês de atraso, o par de um dado NDVI na data *i* seria o valor de precipitação correspondente na data *i* – 1. Estas correlações foram feitas com um a seis meses de atraso. Correlações com *p*-valor < 0,001 foram consideradas significativas. A partir dos sete mapas de correlação, com 0 a 6 meses de atraso, foram obtidos i) o mapa de correlação maximizada onde, para cada *pixel*, seleciona-se entre os sete valores de correlação aquele que apresenta maior valor absoluto; e ii) o mapa com o número de meses de atraso associado à correlação maximizada de cada *pixel*.

Índices funcionais

As séries de NDVI médio mensal derivadas de produtos HLS foram utilizadas para acessar variações em processos funcionais das formações florestal e savânica. Os indicadores funcionais derivados da curva anual de NDVI foram: (1) a integral anual do NDVI (NDVI-I), como indicador de produção primária líquida e (2) a amplitude relativa intra-anual (RREL), para descrever a sazonalidade dos fluxos de carbono (Rapinel et al., 2019; Alcaraz et al., 2006). Os valores negativos nos *pixels* foram substituídos por zeros para evitar tendências relacionadas à

inundações (Rapinel et al., 2019). Devido à alta cobertura de nuvens, que afetaria diretamente o NDVI-I (pois haveria uma tendência de subestimação do NDVI-I em função da falta de dados) e, consequentemente, o RREL, calculamos o ciclo anual médio a partir do NDVI mensal médio para o período 2015-2023. Por fim, o NDVI-I foi obtido a partir da soma dos NDVIs do ciclo anual médio, e o RREL a partir da subtração entre o NDVI máximo e o NDVI mínimo do ciclo anual médio, dividido pelo NDVI-I.

Todas as etapas de processamento e análise foram realizadas usando o software R v.4.2.3.

III. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Evolução das formações florestal e savânica

A área ocupada pelas formações florestal e savânica no Pantanal do Abobral permaneceu praticamente inalterada entre 2015 e 2023, como base na classificação do Projeto MAPBIOMAS (Coleção 9) (Figura 2). Estas classes representavam aproximadamente 16,74% da cobertura da terra em 2015, sendo 9,39% florestal e 7,38% savânica, e passaram a ocupar 16,77% em 2023, quando houve uma pequena redução da área de formação florestal (9,21%) e aumento da formação savânica (7,52%).

Embora não tenha ocorrido uma mudança importante na cobertura de vegetação lenhosa nesse período, verifica-se transições entre as formações lenhosas e não lenhosas (que pode ser notado no diagrama de Sankey no canto inferior esquerdo da Figura 2). Por exemplo, dos cerca de 209 km² classificados como formação savânica em 2015, 19,85% passaram para outras coberturas da terra não lenhosas em 2023. No entanto, essa perda de formação savânica foi compensada por transições no sentido oposto (*pixels* das classes não lenhosas para a classe savânica), que representou uma área equivalente à 21,81% da área de formação savânica em 2015.

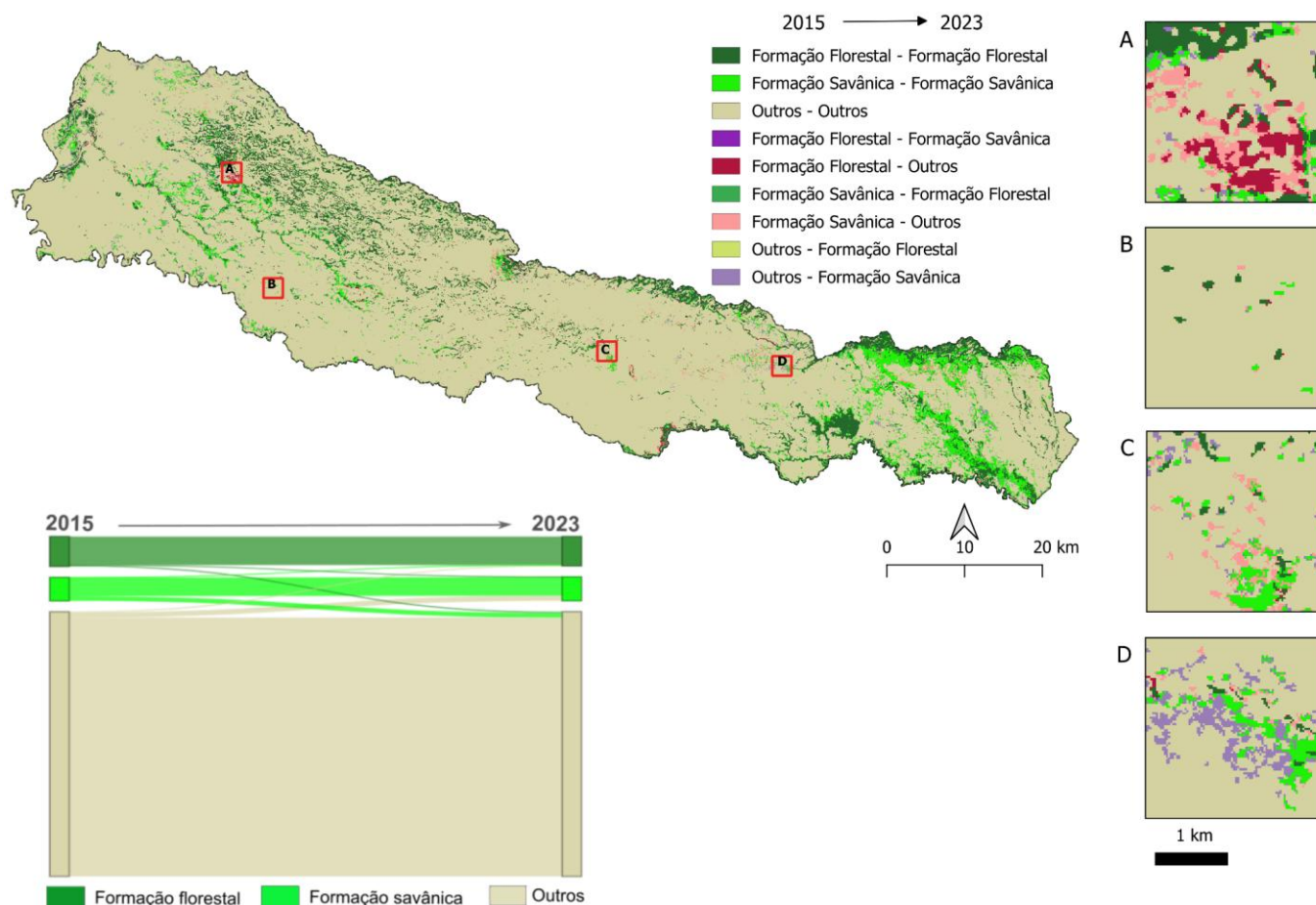


Figura 2 – Evolução das formações florestal e savânica no Pantanal do Abobral entre 2015 e 2023 com base na classificação da cobertura e uso da terra do Projeto MAPBIOMAS. ‘Outros’ reúne as classes (MAPBIOMAS): formação campestre, pastagem, campo alagado e área pantanosa e corpos hídricos.

Adicionalmente, a paisagem do Pantanal do Abobral, saturada de capões, favorece a ocorrência de um alto número de *pixels* mistos entre as formações florestal e campestre nas bordas dessas ilhas de árvores, contribuindo para erros de omissão e sobreprevisão (*omission and comission errors*) nos mapas de classificação (Figura 3). Verifica-se, no entanto, uma melhora nos produtos da Coleção 9 gerados para esta área de estudo, em relação à anterior. Em um estudo preliminar (Ribeiro et al., 2024), a área de vegetação lenhosa observada para o ano de 2015 a partir do mapa anual de cobertura e uso da terra proveniente da Coleção 8 do Projeto MAPBIOMAS foi 3,36% superior ao observado a partir da Coleção 9 (com base na Coleção 8, a formação florestal ocupava 10,2% e a savânica 10,0% do Pantanal do Abobral em 2015). Essa diferença pode indicar uma superestimação da vegetação lenhosa em 2015 por parte da Coleção 8, uma vez que alguns dos principais erros de sobreposição presentes nesta coleção não foram observados na Coleção 9 (Figura 4).

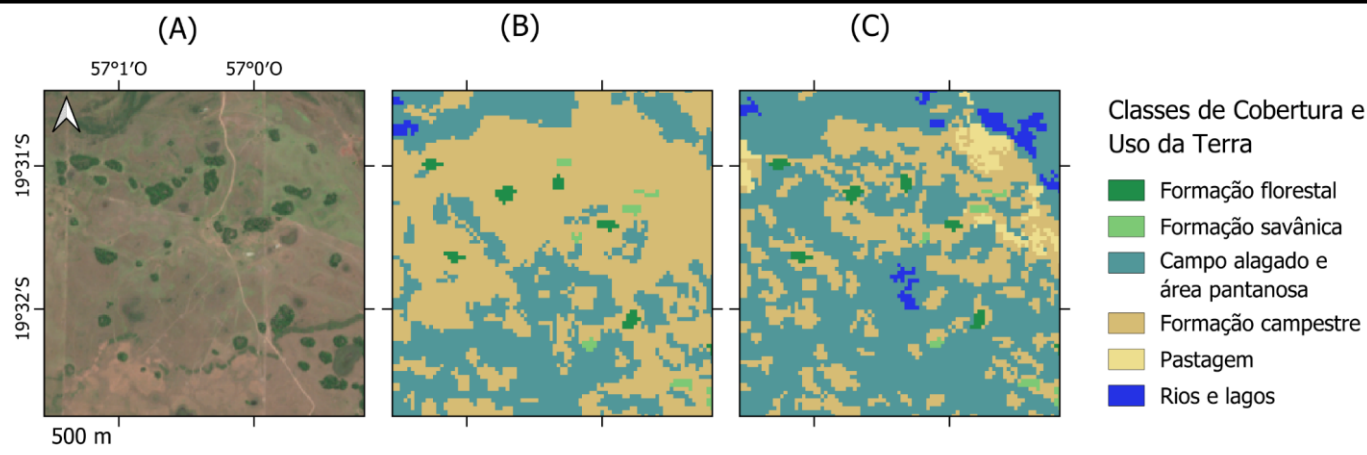


Figura 3 – Cobertura da terra em uma área do no Pantanal do Abobral caracterizada pela presença de capões. A) Imagem de satélite: Sentinel-2 (02/03/2023); B) Classificação do Projeto MAPBIOMAS para 2015; e C) Classificação do Projeto MAPBIOMAS para 2023. Localização indicada na Figura 2 (B).

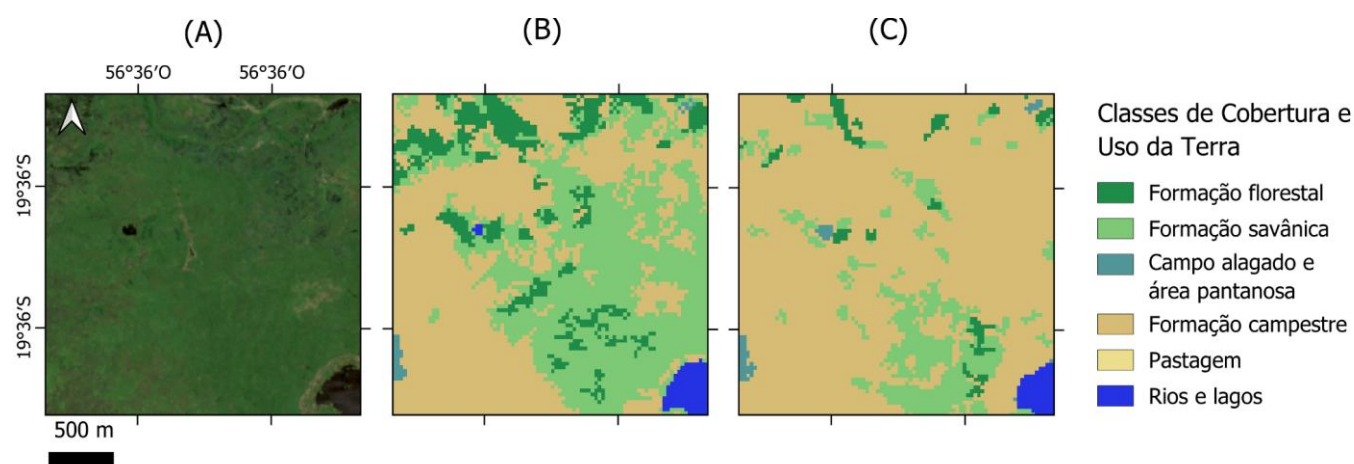


Figura 4 – Comparação entre as classificações da cobertura da terra das coleções 8 e 9 do Projeto MAPBIOMAS para uma mesma área do Pantanal do Abobral em 2015. A) Imagem de satélite: Sentinel-2 (13/03/2016); B) Coleção 8; e C) Coleção 9. Localização indicada na Figura 2 (C).

Dinâmica entre fenologia e precipitação

De maneira geral, a vegetação arbórea responde à precipitação com um a dois meses de atraso (Figura 5). A correlação foi mais forte com um mês de atraso em 43,3% dos *pixels* e com dois meses em 42,2%. Não houve correlação significativa ($p\text{-valor} > 0,001$) em 7,4% da área e R foi maximizado com 3 meses de atraso em outros 4.9%. No restante da área, R é maximizado com 6, 0 (atraso nulo ou R convencional), 4, e 5 meses de atraso (respectivamente, 1,1%, 0,8%, 0,2% e 0,02% dos *pixels*). Essa dinâmica espaço-temporal evidencia a ampla variedade de tipologias de vegetação desse ecossistema. Entre as formações lenhosas do Pantanal, por exemplo, Pott et al. (2011) cita, as florestas semidecíduas, o cerradão mesotrófico e o distrófico, a floresta de galeria e as florestas ripárias (inundáveis). O autor menciona ainda as comunidades dominadas por uma única espécie, geralmente pioneiras, onde a sucessão ecológica é impedida pela ocorrência de inundações regulares.

Apesar de comporem uma mesma classe de cobertura da terra, tipologias distintas respondem diferentemente aos regimes locais de precipitação (Figura 6 e Figura 7). As áreas que responderam à precipitação com um mês de atraso, por exemplo, apresentaram amplitudes intra-anuais importantes em suas séries de NDVI (e.g., Figura 6-C,G e Figura 7-C,G). Nessas áreas, espera-se encontrar formações típicas de Floresta Estacional Decidual de Terras Baixas, onde mais de 60% das árvores são caducifólias (Pott et al., 2011). Por outro lado, formações ripárias são caracterizadas como Floresta Estacional Semidecidual Aluvial, nas quais 20 a 50% das árvores perdem as folhas (Pott et al., 2011). Como as árvores com folhas perenes tendem a predominar nessas áreas, a contribuição de espécies caducifólias na variação anual do NDVI é minimizada e os valores deste índice se mantêm altos ao longo de todo o ano (Figura 7-E). Nessas áreas, as dinâmicas de inundação também possuem um papel importante na variabilidade da vegetação (Ivory et al., 2019), que está menos suscetível à estresses hídricos.

As secas dos últimos anos favoreceram a propagação de fogo no Pantanal (Marengo et al., 2021). Esses incêndios florestais, por sua vez, afetaram a composição e estrutura de formações lenhosas em diversas áreas do Pantanal do Abobral. Nas áreas afetadas (as áreas queimadas em 2019, 2020 e 2021 podem ser identificadas nas Figuras S1, S2, S3), o impacto desses eventos na vegetação lenhosa é evidente nas séries temporais de NDVI, que apresentam uma queda abrupta nos valores após os incêndios, seguida por uma alteração na dinâmica intra-anual (Figura 7-A, B, F, H). A área indicada na Figura 6-F, por exemplo, sofreu uma grande redução na riqueza de espécies arbóreas após os incêndios de 2021 e se tornou um fragmento dominado pelo Acuri (*Attalea phalerata*) (Figura S4), que ocupava o sub-bosque. Adicionalmente, períodos prolongados de seca também favorecem a colonização de campos sazonalmente alagáveis por espécies lenhosas (Alho et al., 2019), como pode estar ocorrendo na área indicada na Figura 6-D, que apresentou uma tendência de redução na amplitude anual do NDVI ao longo dos últimos anos (Figura 7-D).

No entanto, as correlações maximizadas com longos atrasos (5-6 meses), que representaram ~1,1% da área, estão possivelmente associadas à limitações inerentes ao método de análise de defasagem temporal. Um atraso de seis meses, por exemplo, faz com que o NDVI de agosto (período seco) seja comparado com a precipitação de fevereiro (período chuvoso), proporcionando uma relação inversa que não reflete uma resposta ecológica real, mas sim uma desconexão temporal artificial entre variáveis que seguem ciclos sazonais opostos. Já os atrasos intermediários (3-4 meses em ~1,0% da área) podem refletir processos ecológicos, como respostas adaptativas de formações vegetais específicas a regimes hídricos particulares e efeitos cumulativos decorrentes de estresse hídrico prolongado. Todavia, essas correlações maximizadas com longos atrasos também podem

refletir a influência de água superficial em formações arbóreas inundáveis de dossel aberto. Nesses casos, as reduções do NDVI ao longo do ano estariam associadas à interferência da água em pixels parcialmente vegetados, e não necessariamente a um declínio na atividade fotosintética decorrente de estresse hídrico (de Almeida et al., 2018).

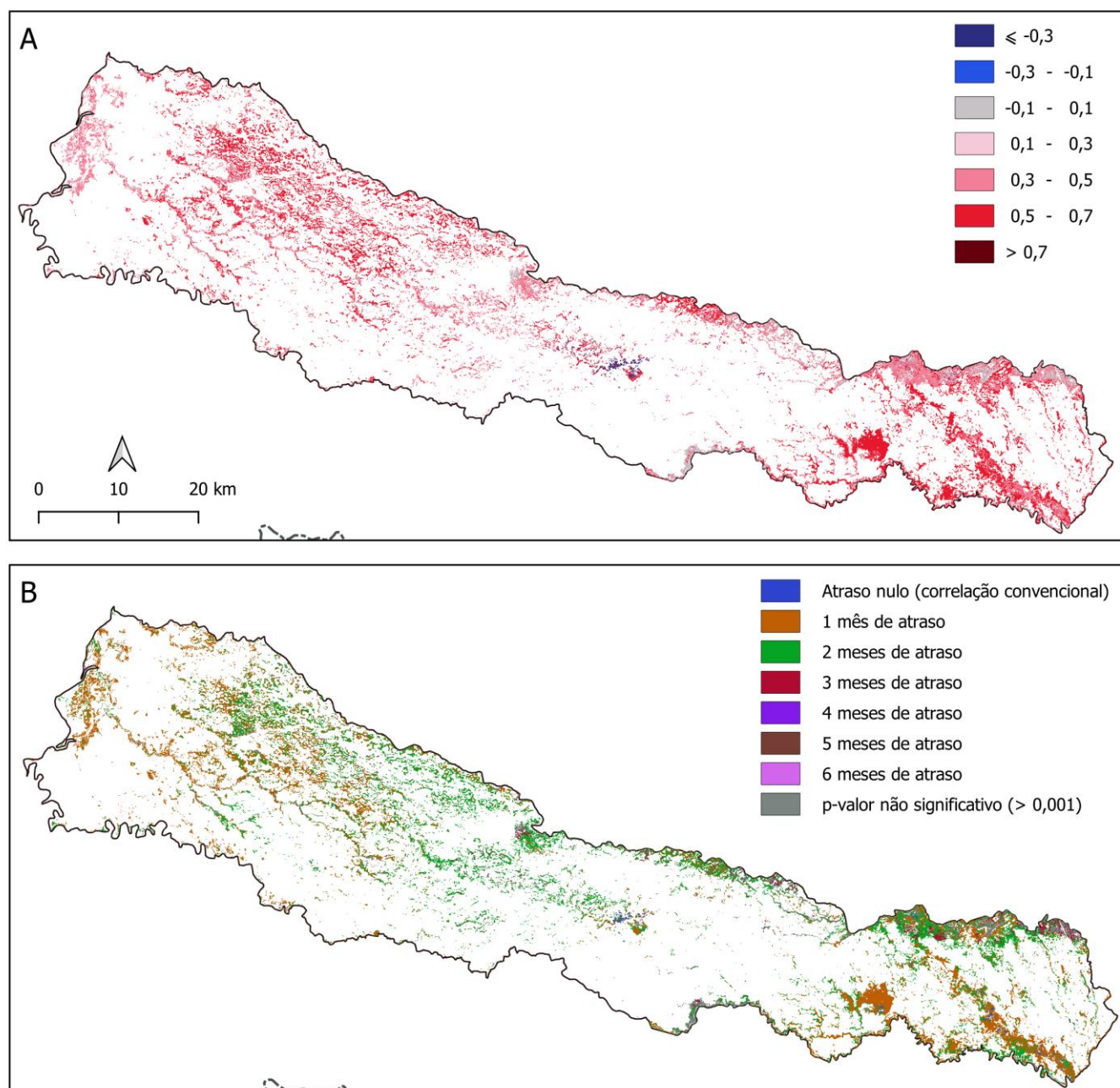


Figura 5 – Distribuição espacial da correlação de Pearson maximizada entres séries temporais mensais de NDVI da vegetação lenhosa e de precipitação para o Pantanal do Abobral, MS (A) e do número de meses de atraso necessários para maximizar a correlação (B).

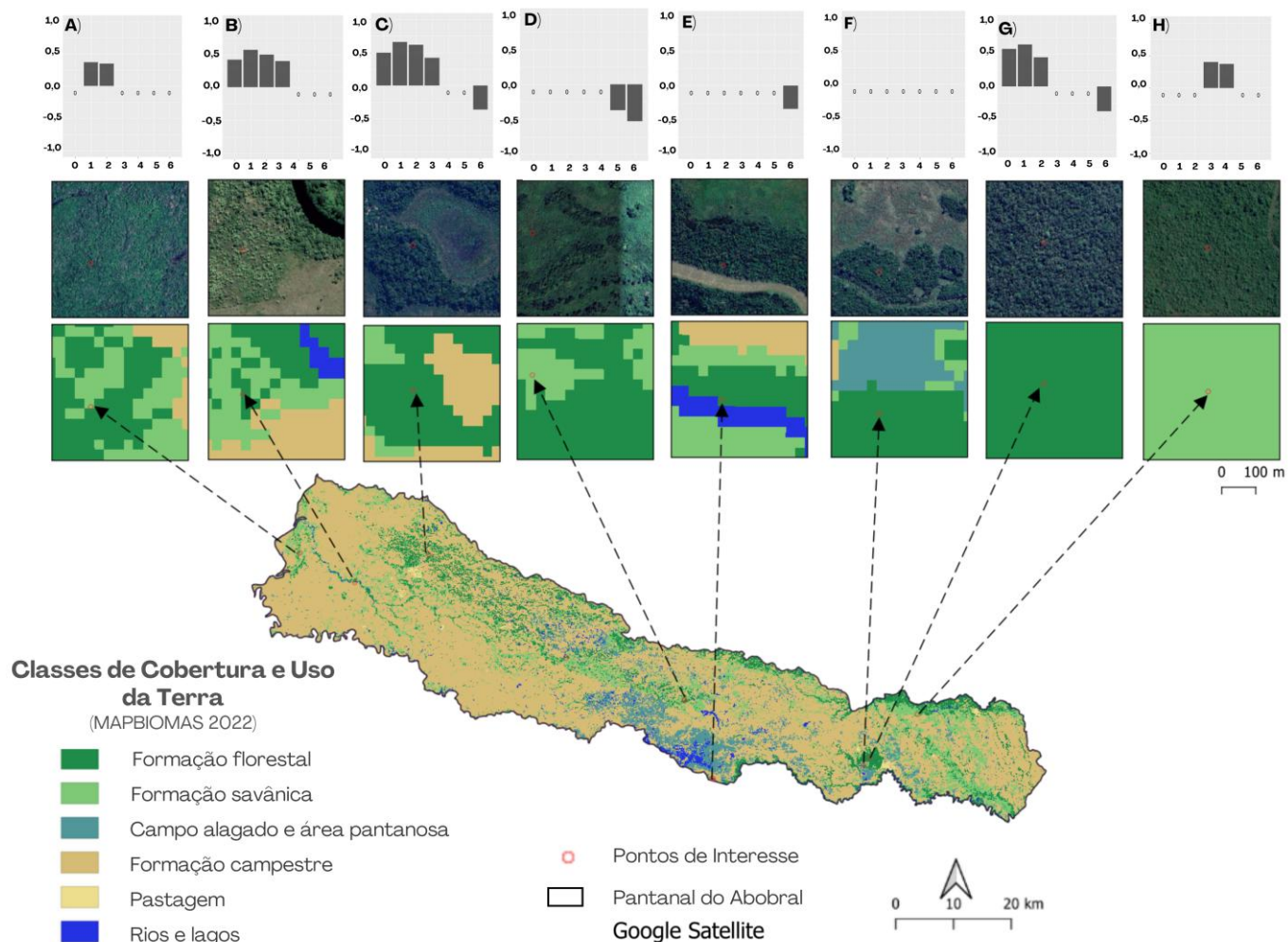


Figura 6 – Cobertura e Uso da terra no Pantanal do Abobral em 2022 (Projeto MAPBIOMAS). Destaque para os pontos A-H com representações gráficas das correlações de Pearson com 0 (correlação convencional) a 6 meses de atraso.

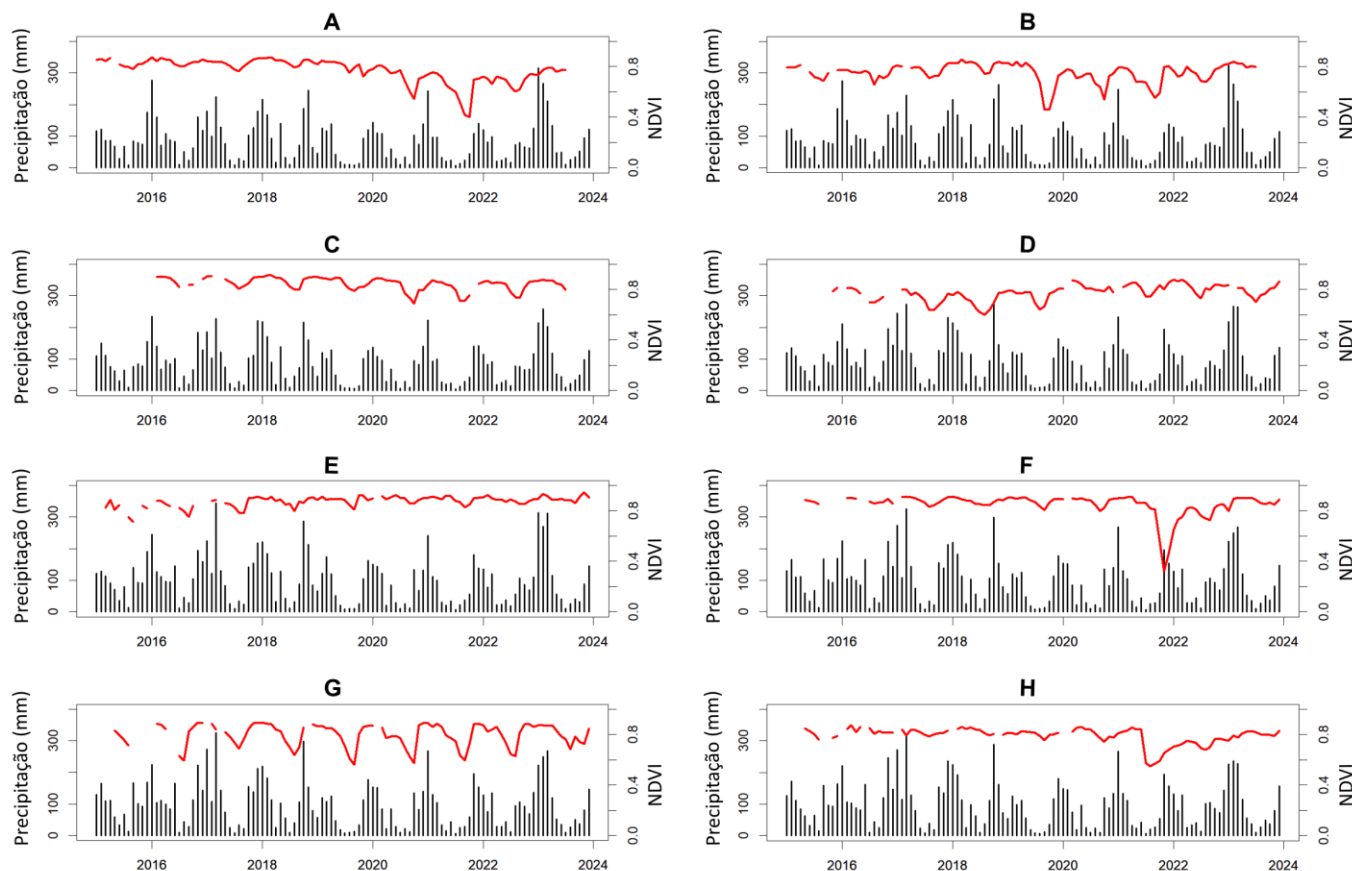


Figura 7 – NDVI mensal médio dos pontos A a H indicados na Figura 6, Pantanal do Abobral, MS.

Variações espaciais em índices funcionais

A variabilidade espacial de processos funcionais das formações florestal e savânica foram mapeados por meio da integral anual do NDVI (NDVI-I) e da amplitude relativa intra-anual (RREL) (Figura 8), como indicadores de produção primária líquida e sazonalidade dos fluxos de carbono (Rapinel et al., 2019). A média do NDVI-I foi de 9,78 ($\pm 0,48$) para a formação florestal e de 9,27 ($\pm 0,51$) para a formação savânica, sendo essas médias significativamente diferentes ($t = 352,56$, $df = 455643$, $p\text{-valor} < 2,2e-16$). Além disso, o NDVI-I tende a ser maior nas florestas ripárias e menor na planície de inundação do Rio Paraguai, na parte oeste do Pantanal do Abobral.

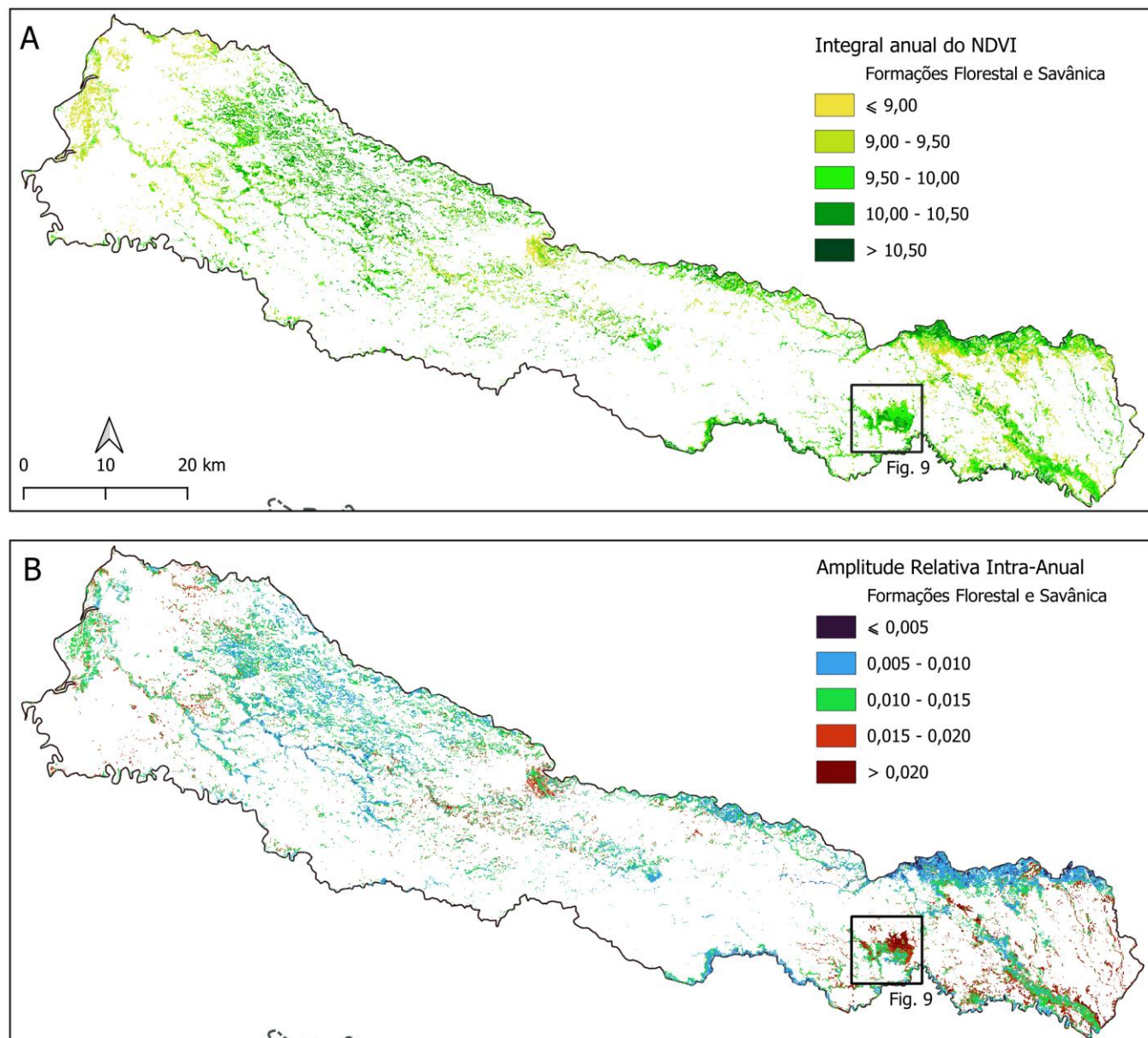


Figura 8 – Integral anual do NDVI (A) e amplitude relativa intra-anual (B) das formações florestal e savânica derivados do ciclo anual médio do NDVI (2015-2023), Pantanal do Abobral, MS.

A amplitude relativa intra-anual, por sua vez, mostrou que a sazonalidade do NDVI é significativamente menor na formação florestal ($0,011 \pm 0,0042$) em relação à savânica ($0,013 \pm 0,0047$) ($t = -134,03$, $df = 442870$, $p\text{-valor} < 2,2e-16$). Complementando o NDVI-I, esse índice funcional aponta que a amplitude do NDVI é menor principalmente nas florestas ripárias. Adicionalmente, a Figura 9 destaca a heterogeneidade de um fragmento florestal nesta região. Nesse fragmento, ambos os índices funcionais evidenciaram um gradiente N-S de aumento na produção primária anual e diminuição na sazonalidade dos fluxos de carbono. Tendo em vista que

secas severas têm se tornado eventos recorrentes no pantanal, pode-se esperar um avanço de comunidades com padrões sazonais mais marcantes.

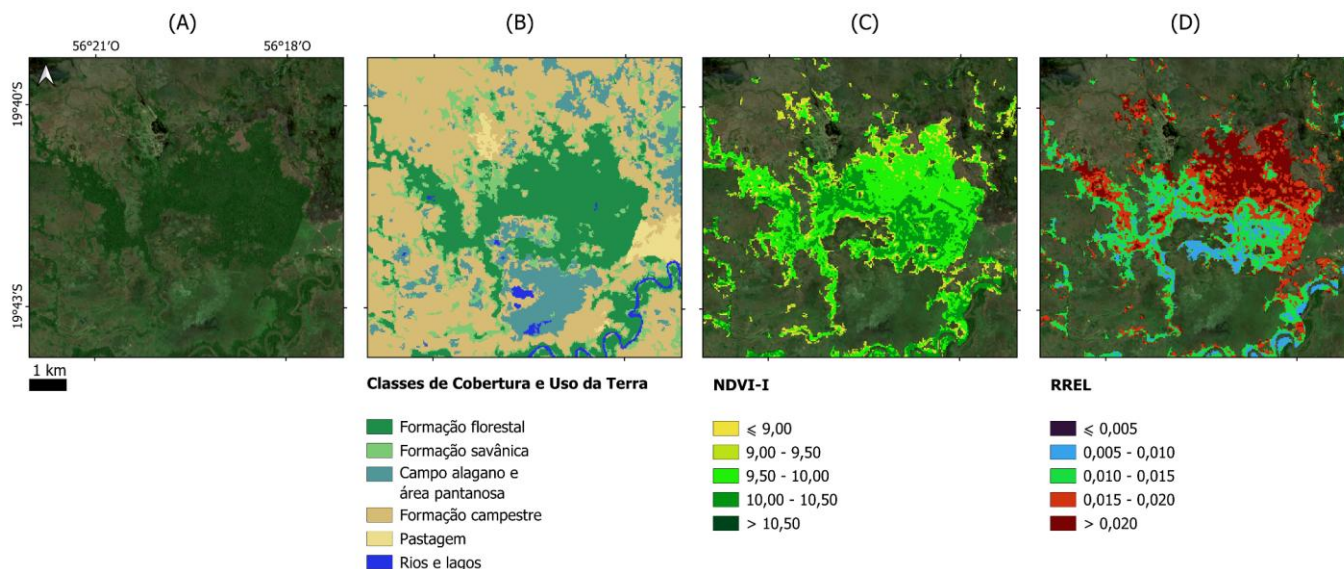


Figura 9 – Características de um fragmento florestal no Pantanal do Abobral, MS. A) Imagem de satélite: Sentinel-2 (02/03/2023); B) classificação anual da cobertura e uso da terra (MAPBIOMAS, 2022); C) Integral anual do NDVI (NDVI-I); and D) amplitude relativa intra-anual do NDVI (RREL). NDVI-I e RREL foram derivados do ciclo anual médio do NDVI referente ao período 2015-2023. Localização indicada na Figura 8.

O funcionamento do ecossistema pantaneiro será severamente impactado pelas mudanças nas dinâmicas inter e intra-anual das inundações causadas pelas mudanças climáticas (Thielen et al., 2020). Entre esses impactos, indícios de perda de habitats têm sido observados. Alho et al. (2019), por exemplo, observaram que formações homogêneas de plantas lenhosas têm colonizado campos sazonalmente inundáveis do Pantanal durante anos de seca. Importantes dinâmicas de expansão das formações pioneiras no Pantanal do Abobral, entre os anos de 1995 e 2015, também foram identificadas por Andrade et al. (2020). Embora o fogo faça parte da dinâmica natural do Pantanal (Marengo et al., 2021), o aumento da frequência e intensidade de incêndios florestais podem favorecer uma transição de formações florestais para savânicas, caracterizando assim um processo de ‘cerradização’ associado ao fogo, no qual espécies de ritidoma cortiçoso são favorecidas em detrimento de espécies sensíveis (Pott; Pott, 2004).

Vários mapas de cobertura da terra em escala global ou regional estão atualmente disponíveis e são essenciais para muitas aplicações, como o monitoramento de mudanças abruptas na cobertura do solo (e.g., desmatamento). No entanto, os esquemas de classificação e as abordagens metodológicas ainda apresentam limitações importantes, especialmente no monitoramento de conceitos geográficos vagos e ambíguos (Arvor et al., 2021), como gradientes de vegetação em áreas complexas como o Pantanal. Embora os limites entre macroclasses sejam geralmente bem definidos (e.g.; entre as formações florestal e campestre), a transição entre

tipologias são difíceis de serem observadas e podem esconder mudanças interanuais na composição e estrutura dessas macroclasses. Nesse sentido, as abordagens de mapeamento que descrevem os atributos funcionais da vegetação podem melhor explicar as transições e tendências dentro de unidades da paisagem, como as florestas. Essas informações, por sua vez, podem contribuir para uma melhor compreensão e monitoramento da influência de práticas de manejo e do clima nas funções de áreas úmidas (Rapinel et al., 2019). Além disso, o manejo futuro da dinâmica fogo-vegetação em florestas tropicais sazonalmente secas exige o conhecimento de sua variabilidade natural em escalas de tempo curtas e longas, bem como a reflexão de como esses processos vinculam as mudanças climáticas aos impactos sobre a diversidade dessas comunidades vegetais (Power et al., 2016).

IV. CONCLUSÕES

Este estudo evidencia as dinâmicas complexas entre estabilidade aparente e mudanças sutis na vegetação do Pantanal do Abobral. Embora a cobertura lenhosa (florestal + savânica) tenha mantido proporção similar entre 2015-2023 (~16,75%), observou-se um processo compensatório: as perdas de áreas savânicas foram equilibradas pela transição de áreas não-lenhosas para esta classe. A resposta fenológica da vegetação lenhosa ocorreu predominantemente com um a dois meses de atraso em relação à precipitação. No entanto, a variação nos tempos de resposta reflete a heterogeneidade das tipologias vegetacionais. Essa diversidade engloba desde florestas estacionais decíduas até formações ripárias semidecíduas, cerrados (mesotróficos e distróficos) e formações monodominantes, cada uma com estratégias ecofisiológicas particulares.

Contudo, o aumento da frequência de eventos extremos ameaça esses ecossistemas sensíveis e, embora fundamental, o efetivo monitoramento das dinâmicas dessas paisagens ainda é um desafio. Uma vez que as tipologias de vegetação geralmente estão distribuídas ao longo de gradientes sem limites claros separando uma das outras, abordagens tradicionais dificilmente conseguem captar mudanças na distribuição das comunidades de plantas e, consequentemente, nos atributos funcionais do ecossistema. Neste contexto, métodos baseados em atributos funcionais surgem como ferramentas essenciais para: (1) discriminar padrões dentro de macroclasses vegetacionais; (2) monitorar transições sutis; e (3) subsidiar estratégias de adaptação climática em nível de paisagem.

Agradecimentos

A bolsa de doutorado de U. M. R. é financiada pelo Centre National d'Études Spatiales (CNES) e pela Région Bretagne. Este trabalho também foi apoiado pelo: 1) CNES, por meio do Observatório do Espaço para o

Clima CHOVE-CHUVA (SCO CHOVE-CHUVA); 2) CNES, por meio do projeto SEMTI-SENT; 3) Agência Nacional de Pesquisa Francesa (ANR), por meio do projeto TELKANTE LAB; e 4) Fundação de Apoio ao Desenvolvimento do Ensino, Ciência e Tecnologia do Estado de Mato Grosso do Sul (FUNDECT; Chamada Fundect 31/2021 - Universal 2021). Os autores agradecem ainda aos dois revisores anônimos por suas sugestões e comentários que ajudaram a melhorar este artigo.

V. REFERÊNCIAS

- ALCARAZ, D.; PARUELO, J.; CABELLO, J. Identification of current ecosystem functional types in the Iberian Peninsula. *Global Ecology and Biogeography*, v. 15, n. 2, p. 200-212, 2006. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00215.x>.
- ALHO, C. J. R. Biodiversity of the Pantanal: response to seasonal flooding regime and to environmental degradation. *Brazilian Journal of Biology*, v. 68, p. 957-966, 2008. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000500005>.
- ALHO, C. J. R.; SILVA, J. S. V. Effects of Severe Floods and Droughts on Wildlife of the Pantanal Wetland (Brazil)—A Review. *Animals*, v. 2, n. 4, p. 591–610, 2012. <https://doi.org/10.3390/ani2040591>.
- ALHO, C. J.; MAMEDE, S. B.; BENITES, M.; ANDRADE, B. S.; SEPÚLVEDA, J. J. Threats to the biodiversity of the Brazilian Pantanal due to land use and occupation. *Ambiente & Sociedade*, v. 22, p. e01891, 2019. <https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc201701891vu2019L3AO>.
- ANDRADE, B. DA S.; DA SILVA, M. H. S.; DE OLIVEIRA, A. K. M.; ALHO, C. J. R. Análise espaço-temporal das mudanças na cobertura vegetal e uso da terra no Pantanal do Abobral, Mato Grosso Do Sul. *Caderno Prudentino de Geografia*, v. 3, n. 42, p. 101-121, 2020.
- ANDRADE, B. S.; DA SILVA, M. H. S.; DE OLIVEIRA, A. K. M.; ALHO, C. J. R. Composição e estrutura vegetacional de formações florestais não inundáveis do Pantanal do Abobral, Mato Grosso do Sul. *Geosul*, v. 37, n. 83, p. 232-258, 2022. <https://doi.org/10.5007/2177-5230.2022.e83899>.
- ARVOR, D.; BETBEDER, J.; DAHER, F. R. G. et al. Towards user-adaptive remote sensing: Knowledge-driven automatic classification of Sentinel-2 time series. *Remote Sensing of Environment*, v. 264, p. 112615, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112615>.
- BERGIER, I. Effects of highland land-use over lowlands of the Brazilian Pantanal. *Science of the Total Environment*, v. 463, p. 1060-1066, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.036>.
- BERGIER, I.; ASSINE, M. L.; MCGLUE, M. M. et al. Amazon rainforest modulation of water security in the Pantanal wetland. *Science of the Total Environment*, v. 619, p. 1116-1125, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.163>.
- BONI, P. V.; DA SILVA, M. H. S.; SAKUMA, M. Z.; HALL, C. F. Análise biogeográfica de cordilheiras sob pressão da pecuária no Pantanal do Abobral. *Caminhos de Geografia*, v. 23, n. 85, p. 20–41, 2022. <http://doi.org/10.14393/RCG238557257>.
- CLAVERIE, M.; JU, J.; MASEK, J. G. et al. The Harmonized Landsat and Sentinel-2 surface reflectance data set. *Remote sensing of environment*, v. 219, p. 145-161, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.09.002>.

DE ALMEIDA, T. I. R.; DO AMARAL, C. H.; BOTELHO, M.; RIBEIRO, E. F.; PENATTI, N. C. Geobotany in a fault in the world's largest continuous wetland in central South America. *Wetlands Ecology and Management*, v. 27, n. 1, p. 171–185, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11273-018-9650-7>.

FUNK, C.; PETERSON, P.; LANDSFELD, M. et al. The climate hazards infrared precipitation with stations—a new environmental record for monitoring extremes. *Scientific data*, v. 2, n. 1, p. 1-21, 2015. <https://doi.org/10.1038/sdata.2015.66>.

INGLADA, J.; VINCENT, A.; ARIAS, M.; MARAIS-SICRE, C. Improved early crop type identification by joint use of high temporal resolution SAR and optical image time series. *Remote Sensing*, v. 8, n. 5, p. 362, 2016. <https://doi.org/10.3390/rs8050362>.

IVORY, S. J.; MCGLUE, M. M.; SPERA, S.; SILVA, A.; BERGIER, I. Vegetation, rainfall, and pulsing hydrology in the Pantanal, the world's largest tropical wetland. *Environmental Research Letters*, v. 14, n. 12, p. 124017, 2019. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab4ffe>.

JUNK, W. J.; DE CUNHA, C. N. Pantanal: a large South American wetland at a crossroads. *Ecological Engineering*, v. 24, n. 4, p. 391-401, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.11.012>.

MAPBIOMAS – Collection 9 of the annual series of Maps of Land Cover and Use of Brazil. Disponível em: https://code.earthengine.google.com/?accept_repo=users/mapbiomas/user-toolkit. Acesso em: 19 fev. 2019.

MARENGO, J. A. Mudanças climáticas globais e seus efeitos sobre a biodiversidade: caracterização do clima atual e definição das alterações climáticas para o território brasileiro ao longo do século XXI. ed. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2006. v.1, p. 214.

MARENGO, J. A.; CUNHA, A. P.; CUARTAS, L. A. et al. Extreme drought in the Brazilian Pantanal in 2019–2020: Characterization, causes, and impacts. *Frontiers in Water*, v. 3, p. 639204, 2021. <https://doi.org/10.3389/frwa.2021.639204>.

MASEK, J.; JU, J.; ROGER, J. et al. HLS Operational Land Imager Surface Reflectance and TOA Brightness Daily Global 30 m v2. 0. NASA EOSDIS L. Process. DAAC, 2021.

MIRANDA, C. S.; GAMARRA, R. M.; MIOTO, C. L. et al. Analysis of the landscape complexity and heterogeneity of the Pantanal wetland. *Brazilian Journal of Biology*, v. 78, n. 2, p. 318-327, 2017. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.08816>.

POTT, A.; POTT, V. J. Features and conservation of the Brazilian Pantanal wetland. *Wetlands Ecology and Management*, v. 12, p. 547-552, 2004. <https://doi.org/10.1007/s11273-005-1754-1>.

POTT, A.; OLIVEIRA, A. K.; DAMASCENO-JUNIOR, G. A.; SILVA, J. S. Plant diversity of the Pantanal wetland. *Brazilian journal of biology*, v. 71, p. 265-273, 2011. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842011000200005>.

POTT, A.; DA SILVA, J. S. V. Terrestrial and aquatic vegetation diversity of the Pantanal wetland. In: Bergier I.; Assine M.L. (eds). *Dynamics of the Pantanal wetland in South America. The Handbook of Environmental Chemistry*. v. 37, p. 111–131, 2015. Cham: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/698_2015_352.

POWER, M. J.; WHITNEY, B. S.; MAYLE, F. E. et al. Fire, climate and vegetation linkages in the Bolivian Chiquitano seasonally dry tropical forest. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 371, n. 1696, p. 20150165, 2016. <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0165>.

RADAMBRASIL, Projeto. Geologia, pedologia, geomorfologia, vegetação e uso e ocupação da terra. Ministério

de Minas e Energia. Secretaria Geral. X Folha SE. 21 Corumbá e parte da Folha SE. 20, Vol. 27, Rio de Janeiro, 1982.

RAPINEL, S.; HUBERT-MOY, L.; CLÉMENT, B. Combined use of LiDAR data and multispectral earth observation imagery for wetland habitat mapping. *International journal of applied earth observation and geoinformation*, v. 37, p. 56-64, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2014.09.002>.

RAPINEL, S.; FABRE, E.; DUFOUR, S. et al. Mapping potential, existing and efficient wetlands using free remote sensing data. *Journal of environmental management*, v. 247, p. 829-839, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.06.098>.

RIBEIRO, U. M.; DA SILVA, M. H. S.; CORGNE, S.; ARVOR, D. Dinâmicas espaço-temporais das formações florestal e savânica do Pantanal do Abobral, Mato Grosso do Sul. In: 8° GEOPANTANAL. Pocone, Brazil, 2024. ffhals04864234.

ROUSE JR, J. W.; HAAS, R. H.; DEERING, D. W. et al. Monitoring the vernal advancement and retrogradation (green wave effect) of natural vegetation. Technical Report, 1974. Disponível em: <https://ntrs.nasa.gov/citations/19740022555>. Acesso em: 23 fev. 2024.

SILVA, J. S. V.; ABDON, M. M. Delimitação do Pantanal brasileiro e suas sub-regiões. *Pesquisa agropecuária brasileira*, v. 33, n. 13, p. 1703-1711, 1998. <https://doi.org/10.1590/S1678-3921.pab1998.v33.5050>.

SOUZA JR, C. M.; Z. SHIMBO, J.; ROSA, M. R. et al. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with landsat archive and earth engine. *Remote Sensing*, v. 12, n. 17, p. 2735, 2020. <https://doi.org/10.3390/rs12172735>.

THIELEN, D.; SCHUCHMANN, K. L.; RAMONI-PERAZZI, P. et al. Quo vadis Pantanal? Expected precipitation extremes and drought dynamics from changing sea surface temperature. *PloS one*, v. 15, n. 1, p. e0227437, 2020. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0227437>.

THIELEN, D.; RAMONI-PERAZZI, P.; PUCHE, M. L. et al. The Pantanal under Siege—On the Origin, Dynamics and Forecast of the Megadrought Severely Affecting the Largest Wetland in the World. *Water*, v. 13, n. 21, p. 3034, 2021. <https://doi.org/10.3390/w13213034>.

TOMAS W. M.; DE OLIVEIRA ROQUE F.; MORATO R. G. et al. Sustainability agenda for the Pantanal Wetland: perspectives on a collaborative interface for science, policy, and decision-making. *Tropical Conservation Science*, v. 12, 2019. <https://doi.org/10.1177/19400829198726>.