



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA

Instituto de Ciências Humanas - IH

Departamento de Geografia - GEA

**MUDANÇAS AMBIENTAIS NO MEGALEQUE DO RIO CUIABÁ, NORTE DO
PANTANAL: Gatilhos climáticos e antropogênicos.**

Pedro Alves da Silva

Brasília
2024

PEDRO ALVES DA SILVA

**MUDANÇAS AMBIENTAIS NO MEGALEQUE DO RIO CUIABÁ, NORTE DO
PANTANAL: Gatilhos climáticos e antropogênicos.**

Dissertação de Mestrado apresentada ao
Departamento de Geografia, da Universidade de
Brasília (UnB), como parte dos requisitos para
obtenção do título de Mestre em Geografia.

Orientador: Prof. Dr. Eder Renato Merino

Brasília
2024

PEDRO ALVES DA SILVA

**MUDANÇAS AMBIENTAIS NO MEGALEQUE DO RIO CUIABÁ, NORTE DO
PANTANAL: Gatilhos climáticos e antropogênicos.**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Departamento de Geografia, da Universidade de Brasília (UnB), como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Geografia.

Comissão Examinadora

Prof. Dr. FABIANO DO NASCIMENTO PUPIM

Prof. Dr. VINICIUS VASCONCELOS DE SOUZA

Prof. Dr. EDER RENATO MERINO - Orientador

Resultado:

Brasília
2024

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos os meus familiares, especialmente minha tia Mirene pelo amor e cuidados incondicionais. Vocês sempre foram os maiores apoiadores da minha vida acadêmica e acreditam em mim até quando eu mesmo não sou capaz de o fazer.

Agradeço a todos os professores que tive e ajudaram a construir a pessoa e o profissional que eu sou hoje. Especialmente ao meu orientador Prof^o Dr^o Eder Renato Merino que pacientemente me orientou durante essa etapa e sempre teve confiança no potencial desta pesquisa.

Agradeço ao meu companheiro Lucas Lima Barreto por estar sempre ao meu lado. Seu apoio, calma, compreensão, carinho e confiança são importantíssimos pilares deste trabalho e da minha vida.

Agradeço a todos os muitos amigos que fiz ao longo desses poucos anos de pesquisa, aqueles que conheci dentro e fora da universidade. Agradeço especialmente aos meus parceiros de profissão, conselheiros e fonte de extrema admiração Bárbara Costa e Wallace Silva.

Agradeço a rede MapBiomias por ceder de forma pública e gratuita informações de altíssima qualidade que foram indispensáveis para a construção desse trabalho. É uma honra imensa fazer parte desse projeto, agradeço principalmente a Carolina Del Lama pela compreensão e apoio fundamentais para o meu processo de escrita.

Agradeço aos meus amigos de infância pelo companheirismo de tantos anos.

Agradeço ao Departamento de Geografia, o Instituto de Ciências Humanas e a Universidade de Brasília por me proporcionar tantas oportunidades.

RESUMO

Zonas úmidas (*wetlands*) é um termo que abrange uma grande diversidade de ambientes e oferece ampla variedade de serviços ecossistêmicos, contudo, apesar de sua importância para a biodiversidade global, a degradação ambiental é uma realidade nas últimas décadas. Dentre as grandes *wetlands* brasileiras o Pantanal se destaca como uma das maiores planícies alagáveis do mundo e uma das mais biodiversas do planeta, sendo considerado patrimônio nacional do Brasil. Entre os sistemas fluviais presentes no bioma, destaca-se o rio Cuiabá por sua grandeza, segundo maior sistema fluvial do bioma, proximidade com a capital do estado Mato Grosso e por ser um sistema diretamente impactado pelo reservatório de Manso. Este estudo examina as transformações da paisagem no Megaleque do Rio Cuiabá, em seus compartimentos geomorfológicos e na sua bacia de contribuição entre 1985 e 2022. A pesquisa, baseada em dados orbitais, hidrológicos e climáticos, utilizou práticas de sensoriamento remoto para avaliar os impactos das atividades humanas sobre a região, no contexto das transformações do bioma Pantanal. Os resultados revelam uma expansão significativa de áreas dedicadas à agropecuária, com o aumento de pastagens em detrimento da vegetação nativa, particularmente nas formações florestais e savânicas da Bacia do Rio Cuiabá. No Megaleque, esse processo de conversão da cobertura vegetal resultou na perda de corpos d'água e áreas de campos alagados, além de um crescimento expressivo da classe formação campestre em todos os compartimentos geomorfológicos, especialmente nas planícies desconfinadas. A pesquisa destaca ainda o papel que a presença de hidrelétricas possui ao afetar a dinâmica de cheias e secas, agravando a perda de áreas úmidas. Além disso, o estudo observou uma crescente incidência de queimadas no megaleque, com destaque para os anos de 2020 e 2021, quando eventos de seca extrema resultaram em incêndios inéditos e devastadores na região. Esses eventos estão associados a condições climáticas adversas, como secas prolongadas e aumento das temperaturas, verificados nos últimos anos da série histórica. As análises, junto com demais trabalhos consultados, sugerem que o Megaleque do Cuiabá, assim como o bioma Pantanal, enfrentam um cenário crítico em decorrência das forças antropogênicas, com a possibilidade de perdas irreversíveis de seus serviços ecossistêmicos, biodiversidade e regime hidrológico.

Palavras-chave: Megaleque do Cuiabá, Mudanças da paisagem, forças antropogênicas, sensoriamento remoto, áreas alagadas.

ABSTRACT

Wetlands encompass a wide variety of environments and provide a wide range of ecosystem services. However, despite their importance for global biodiversity, environmental degradation has been a reality in recent decades. Among the large Brazilian wetlands, the Pantanal stands out as the world's largest floodplain and one of the most biodiverse wetlands on the planet, being considered a Brazilian national heritage. Among the river systems present in the biome, the Cuiabá River stands out for its size, being the second largest depositional system in the biome, its proximity to the capital of the state of Mato Grosso, and for being a system directly impacted by the Manso reservoir. This study examines the landscape transformations in the Cuiabá River Megaleque, in its geomorphological compartments and in its contributing basin between 1985 and 2022. The research, based on orbital, hydrological, and climatic data, used remote sensing practices to assess the impacts of human activities on the region, in the context of the transformations of the Pantanal biome. The results reveal a significant expansion of areas dedicated to agriculture, with the increase of pastures at the expense of native vegetation, particularly in the forest and savanna formations of the Cuiaba River Basin. In the Megaleque, this conversion process resulted in the loss of water bodies and flooded areas, as well as a significant growth of the grassland formation class in all geomorphological compartments, especially in the unconfined plains. The research also highlights the role that the presence of hydroelectric dams plays in affecting the dynamics of floods and droughts, aggravating the loss of wetlands. In addition, the study observed a growing incidence of fires in the megaleque, with emphasis on the years 2020 and 2021, when extreme drought events resulted in unprecedented and devastating fires in the region. These events are associated with adverse climatic conditions, such as prolonged droughts and increased temperatures, observed in the last years of the historical series. The analyzes, together with other consulted works, suggest that the Cuiabá Megaleque, as well as the Pantanal biome, face a critical scenario due to anthropogenic forcing, with the possibility of irreversible losses of its ecosystem services, biodiversity, and hydrological regime.

Keywords: Cuiabá Megafan, landscape changes, anthropogenic activities, remote sensing, flooded areas

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	8
2. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA	12
2.1. Aspectos Regionais	12
2.2. Aspectos Locais	14
3. OBJETIVOS	15
4. MÉTODOS E MEIOS	16
4.1. Análise de mudanças de Uso e Cobertura Da Terra	16
4.1.1 Tabulação e visualização dos dados	18
4.2. Análise das transições entre classes de uso e cobertura da terra	19
4.3. Processamento de dados orbitais	20
4.3.1 Processamento dos índices espectrais ambientais	20
4.3.2 Processamento dos dados climáticos do modelo CHIRPS	21
4.4. Processamento de dados de vazão	22
4.5 Processamento das mudanças espacializadas dos corpos hídricos	22
4.6 Processamento dos dados referentes às ocorrências de queimadas	23
5. RESULTADOS	24
5.1. Mudanças no Uso e Cobertura da Terra na porção da Bacia do Alto Paraguai que alimenta o Megaleque do rio Cuiabá.	24
5.2. Mudanças no Uso e Cobertura da Terra no Megaleque do rio Cuiabá	26
5.3. Mudanças no Uso e Cobertura da Terra nos compartimentos geomorfológicos do Megaleque do rio Cuiabá	28
5.3.1 Mudanças no Uso e Cobertura da Terra no Paleoleque	29
5.3.2 Mudanças no Uso e Cobertura da Terra nas planícies confinadas	31
5.3.3 Mudanças no Uso e Cobertura da Terra nas planícies desconfinadas	34
5.4 Transições entre classes de Uso e Cobertura da Terra no Megaleque do rio Cuiabá	36
5.5 Mudanças de dados orbitais, dados hidrológicos e climáticos	41
5.5.1 Mudanças nos dados hidrológicos e índices de vazão média	41
5.5.2 Mudanças nos índices derivados de dados orbitais	43
5.5.2.1 Mudanças nos índices derivados de dados orbitais nos compartimentos geomorfológicos do Megaleque do rio Cuiabá	44
5.5.3 Variações nos dados climáticos	47
5.5.4 Mudanças espacializadas dos corpos hídricos no Megaleque do rio Cuiabá	50
5.6 Ocorrência de queimadas	51
6. DISCUSSÃO	53
6.1 Discussão sobre a ação das forçantes antropogênicas no Megaleque do Cuiabá	53
6.2 Consequências da atuação das forçantes antropogênicas	56
7. CONCLUSÃO	58
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	60

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Mapa de localização dos compartimentos geomorfológicos do Megaleque do Cuiabá (adaptado de Pupim et al., 2014).	13
Figura 2 - Sistemas deposicionais da bacia do Pantanal e relevos degradacionais na bacia hidrográfica do alto Paraguai (baseado em Assine, 2015)	15
Figura 3 - Mapa de aspectos locais do Megaleque do Cuiabá (baseado em dados do SRTM e dados do IBGE)..	17
Figura 4 - Evolução do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica que alimenta o Megaleque do Rio Cuiabá ao longo do período 1985 - 2022 (adaptado de MapBiomias Brasil 2023)..	27
Figura 5 - Evolução do uso e ocupação do solo no Megaleque do Rio Cuiabá ao longo do período 1985 - 2022 (adaptado de MapBiomias Brasil 2023).	30
Figura 6 - Evolução do uso e ocupação do solo no paleoleque longo do período 1985 - 2022 (adaptado de MapBiomias Brasil 2023)..	33
Figura 7 - Evolução do uso e ocupação do solo nas planícies fluviais confinadas do Rio Cuiabá ao longo do período 1985 - 2022 (adaptado de MapBiomias Brasil 2023)..	35
Figura 8 - Evolução do uso e ocupação do solo nas planícies fluviais desconfinadas ao longo do período 1985 - 2022 (adaptado de MapBiomias Brasil 2023)..	37
Figura 9 - Transições entre classes de uso e ocupação do solo, definidas pela rede MapBiomias no Megaleque do rio Cuiabá ao longo do período 1985 - 2022 (adaptado de MapBiomias Brasil 2023).	39
Figura 10 - Dinâmica das transições entre classes de uso e ocupação do solo no Megaleque do rio Cuiabá (1985-2000). (adaptado de MapBiomias Brasil 2023).	40
Figura 11 - Dinâmica das transições entre classes de uso e ocupação do solo no Megaleque do rio Cuiabá (2000-2022). (adaptado de MapBiomias Brasil 2023).	41
Figura 12 - Dinâmica das transições entre classes de uso e ocupação do solo no Megaleque do rio Cuiabá (1985-2022). (adaptado de MapBiomias Brasil 2023).	42
Figura 13 - Descarga fluvial média mensal no Megaleque do Rio Cuiabá para as estações	44
Figura 14 - Médias mensais e anuais dos índices espectrais monitorados (NDVI e MNDWI) e médias mensais de precipitação obtidas a partir do modelo CHIRPS, dados do Megaleque do Rio Cuiabá ao longo do período de 1985 a 2022.	46
Figura 15 - Valores do índice de água (MNDWI) identificados nas diferentes categorias geomorfológicas do Megaleque do rio Cuiabá ao longo do período de 1985 a 2022.	48
Figura 16 - Valores do índice de vegetação (NDVI) identificados nas diferentes categorias geomorfológicas do Megaleque do rio Cuiabá ao longo do período de 1985 a 2022.	49
Figura 17 - Índice Padronizado de Precipitação (SPI) para o período de 1985 a 2022 no Megaleque do Rio Cuiabá.	50
Figura 18 - Classificação das condições climáticas mensais de acordo com o Índice Padronizado de Precipitação (SPI) no período de 1985 a 2022.	52
Figura 19 - Mudança na classe de corpos hídricos no Megaleque do Cuiabá (adaptado de MapBiomias Água 2023).	53
Figura 20 - Informações que retratam diferentes aspectos relacionados à passagem de eventos de queima no Megaleque do Cuiabá, na série histórica de 1985-2022 (adaptado de MapBiomias Fogo 2023).	55

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Sistema de classificação das condições climáticas de acordo com os valores do índice SPI - Standardized Precipitation Index - baseado em McKee et al. (1993). 24

Tabela 2 - Porcentagem de ocorrência no Megaleque do rio Cuiabá das condições climáticas definidas no sistema de classificação das condições de acordo com os valores do índice SPI - Standardized Precipitation Index - baseado em McKee et al. (1993). 51

1. INTRODUÇÃO

Zonas úmidas ou *wetlands* é um termo que abrange uma grande diversidade de áreas alagáveis, sejam naturais ou artificiais, permanentes ou temporárias, com água estática ou fluindo, podendo ser doce, salobra ou salgada (RAMSAR, 2010). As zonas úmidas ocupam apenas 0.8% da superfície do planeta, mas abrigam cerca de 6% de todas as espécies descritas, incluindo 35% de todos os vertebrados (Dudgeon et al., 2006). Esses ecossistemas oferecem uma ampla variedade de serviços ecossistêmicos (Revenga e Tyrrell, 2018; Keddy et al., 2009), como filtração (Kadlec and Knight, 1996) redução à ameaça de eutrofização (Mitsch et al., 2001), armazenamento de sedimentos (Batker et al., 2007), recarga dos lençóis freáticos (Hayashi et al., 2009; Ewel, 1990) e controle de enchentes (Hey e Philippi, 1995). Além disso, desempenham um papel crítico quanto às alterações climáticas (Ramsar Convention Bureau, 2000) e possuem um importante valor social, visto seu uso para diversas atividades humanas em diferentes escalas de nível doméstico a industrial (Brismar, 2002).

Embora sejam bem documentadas a variedade de serviços ambientais e a importância dessas áreas para a biodiversidade global, a degradação das zonas úmidas é uma realidade nas últimas décadas (Asselen et al., 2013). Mapeamentos espaço-temporais da localização e permanência de áreas alagadas, globalmente, mostraram que ações humanas e a variabilidade do clima interferem incisivamente na disponibilidade de água em superfície (Pekel et al., 2016). A perda de área alagada em zonas úmidas é registrada entre 54-57%, em média, mas pode ter sido tão alta quanto 87% desde 1700 dC, em todo o planeta (Davidson, N.C. 2014; Hu et al., 2017). Mundialmente, a perda de áreas úmidas diretamente relacionadas com atividades antrópicas foi de 33%, esse valor pode ter sido subestimado por não considerar diretamente fatores ambientais (Hu et al., 2017). De acordo com os autores, as perdas concentradas de áreas alagadas levantaram questões relativas à segurança hídrica, qualidade de vida e gestão fronteiriça. Dentre as pressões antrópicas exercidas nesses ambientes, Galatowitsch (2018) lista três fatores como principais agentes de mudanças hidrológicas: conversão de terras, retirada de água e desenvolvimento de infraestrutura.

O Brasil apresenta um rico conjunto de grandes áreas úmidas, caracterizadas por regimes hídricos permanentes ou periódicos, que ocupam cerca de 21% do território nacional. Entre as mais emblemáticas estão a Planície Amazônica, o Pantanal e a planície alagável do Rio Araguaia. Essas extensas áreas úmidas são cruciais para a segurança hídrica, a biodiversidade e o equilíbrio climático desses ecossistemas e do país (MMA, 2024; WWF Brasil 2024). O País desempenha um papel central no cenário global da conversão de terras,

lidando com o paradigma de ser uma potência agrícola e preservar ecossistemas naturais ricos em biodiversidade, assim como uma das maiores reservas de água potável do planeta (Stabile et al., 2020).

Informações espaciais sobre a dinâmica temporal do uso e cobertura da terra, evidenciam um crescimento de 172% das áreas agrícolas no Brasil e 46% das áreas de pastagem nas últimas três décadas, resultando na perda de 71 milhões de hectares de vegetação natural, entre esses 700 mil hectares de campo alagado e área pantanosa (Souza et al., 2020). Para além disso a expansão da matriz energética por meio da instalação de hidrelétricas também é um tópico sensível para o país, visto que a construção de estrutura voltadas a produção deste tipo de energia está distribuída em importantes bacias hidrográficas como a amazônica, com previsão de instalação de mais de 200 empreendimentos hidrelétricos (Time e Kaplan, 2017) e a Bacia do Alto Paraguai (BAP), área fonte do Pantanal, com 47 empreendimentos instalados e mais de 100 outros em diferentes etapas do processo de construção (Medinas de Campos et al., 2020). A energia gerada por hidrelétricas apesar de ser considerada uma fonte limpa de energia, tais empreendimento podem ser danosos sistemas fluviais e áreas alagáveis (Manyari e Carvalho, 2007; Figueiredo et al., 2021).

A BAP é fundamental para o funcionamento do Pantanal, visto sua importância como área fonte de água e sedimento para o bioma que é dependente de alagamento sazonal para seu funcionamento integral (Assine et al., 2015). A notoriedade desse bioma é expressiva, visto que o Pantanal é uma das maiores áreas alagáveis contínuas de água doce do planeta (Silva & Abdon, 1998; Keddy et al., 2009). O ecossistema pantaneiro é condicionado por uma dinâmica sazonal de inundação que origina um mosaico de ambientes aquáticos, semi aquáticos e terrestres (Junk et al., 1989). Os aspectos naturais do Pantanal o configuram como uma das áreas alagáveis mais diversas do planeta, proclamado em 1988 pela Constituição Brasileira como Patrimônio Nacional, sendo reconhecido como um “hotspot” da biodiversidade mundial (Junk et al., 2014).

Dado o contexto da relevância do Pantanal, diversos estudos foram realizados sobre os principais impactos das atividades antrópicas nesse sistema. Destacam-se na região estudos sobre a expansão do agronegócio (Simões et al., 2003; Da Silva et al., 2015; Bergier et al., 2019 e Dick et al., 2021) e das alterações provenientes da implantação de barragens nos planaltos que circundam o bioma pantaneiro (Jardim et al., 2020; Coelho da Silva et al., 2019 e Ely et al., 2020). Os impactos registrados relatam alterações nos padrões vegetacionais (Abdon et al. 2007; Galvanin et al. 2014; Miranda et al., 2018; Guerra et al., 2020), no regime

de ocorrência de incêndios e queimadas (Marques et al. 2021 e Magalhães et al., 2022), bem como no regime de alagamento e na hidrodinâmica do bioma que é controlada pelo rio Paraguai e seus principais afluentes (Bergier 2013 e Marques e Rodriguez, 2022).

Entre os diversos sistemas fluviais que compõem o Pantanal, destaca-se o rio Cuiabá, maior afluente da margem esquerda do rio Paraguai. De acordo com Pupim et al. (2014) o rio Cuiabá ao adentrar a planície pantaneira assume características aluviais e forma um importante sistema deposicional conhecido como Megaleque do Cuiabá (Figura 1). Devido ao padrão distributário de sua drenagem, gradiente topográfico baixo e uma vasta área de abrangência, o sistema deposicional formado pelo rio Cuiabá se enquadra na classificação de megaleque fluvial proposta por Horton e DeCelles (2001). Este megaleque representa um dos maiores sistemas deposicionais continentais do Brasil, com uma área superior a 1,5 milhão de hectares, e é caracterizado por diferentes unidades de relevo, que podem ser subdivididas em cinco compartimentos geomorfológicos distintos (Figura 1A). O megaleque situa-se inteiramente no bioma pantaneiro e também está condicionado às dinâmicas sazonais de inundação, existindo ampla diferença paisagística entre os períodos de cheias e secas (Figuras 1B e 1C).

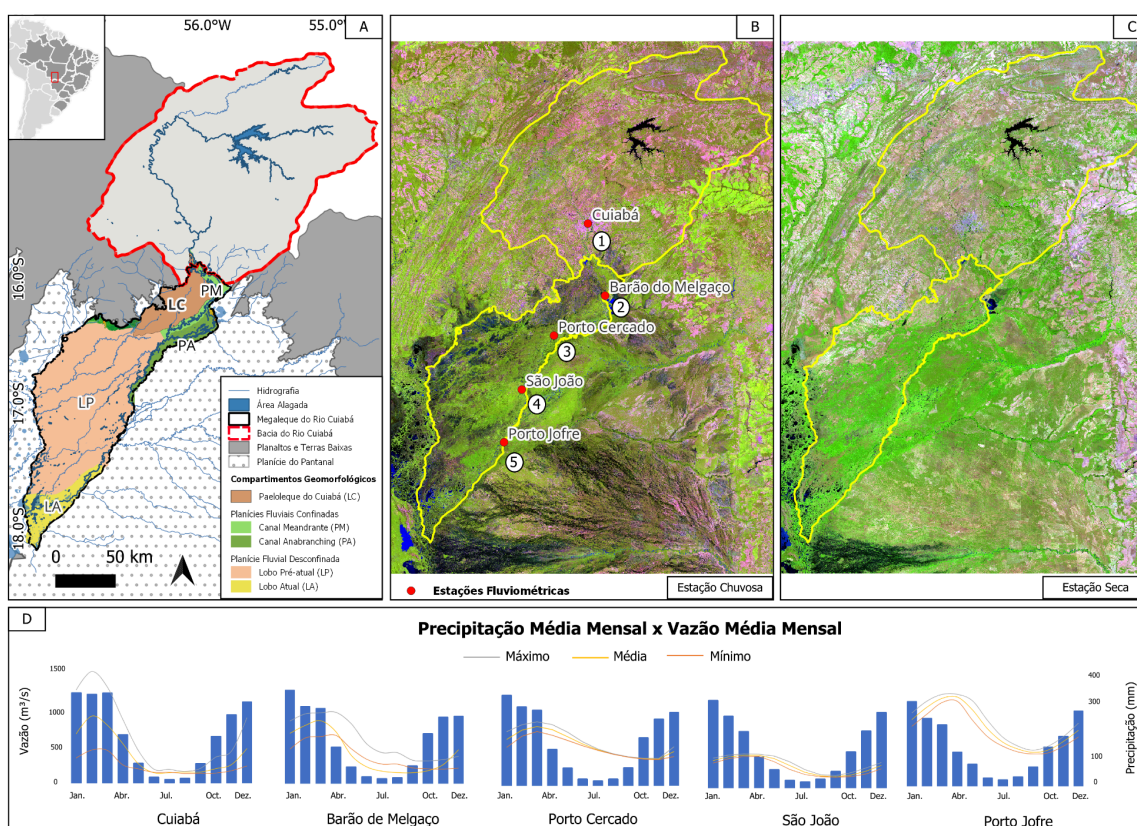


Figura 1 - Mapa de localização da área de estudo. (A) Compartimentos Geomorfológicos do Megaleque do Cuiabá (LC, Paleoleque do Cuiabá; PM, Canal Meandrante; PA, Canal Anabranching; LP, Lobo Pré-atual; LA,

Lobo Atual, adaptado de Pupim et al., 2017) e bacia hidrográfica do Rio Cuiabá. (B) Megaleque do Cuiabá durante estação chuvosa (1, Cuiabá; 2, Barão do Melgaço; 3, Porto Cercado; 4, São João; 5, Porto Jofre). (C) Megaleque do Cuiabá durante a estação seca. (D) Hidrogramas das estações fluviométricas no Megaleque do Cuiabá, localização em figura B (média mensal durante o período de 1985-2021).

Às margens do rio Cuiabá está situada a capital do estado de Mato Grosso, que leva o mesmo nome do rio. Esta cidade é um centro político-administrativo de grande importância para o agronegócio do país (Cavalcanti e Fernandes, 2012; Araújo e Boa Ventura, 2020). Além disso, localizada na calha do rio Cuiabá, encontra-se o reservatório de Manso, a maior hidrelétrica da região, abrangendo uma área alagada de 42 mil hectares (Figura 2). Esta usina tem um impacto direto no rio, e estudos indicam que os impactos associados a esse empreendimento estão relacionados aos fluxos de vazão, afetando diretamente os padrões de alagamento do Pantanal na área de influência do rio Cuiabá (Zeilhofer e Moura, 2009; Jardim et al., 2020).

Dado os impactos decorrentes da instalação da represa de Manso e das mudanças ocorridas na bacia de captação do Rio Cuiabá, o presente estudo tem por objetivo compreender como os impactos se manifestam na paisagem do megaleque do Cuiabá, por meio da análise multi-temporal de dados orbitais e hidrológicos. Busca-se (i) identificar as mudanças no uso e ocupação do solo nas diferentes paisagens do Megaleque (ii) compreender a relação entre o uso da terra e o regime hídrico local, e (iii) analisar a dinâmica de índices ambientais ao longo de uma série histórica (1985-2022). Dessa forma, o estudo pode contribuir com o aprofundar dos conhecimentos sobre impactos das ações antrópicas tanto na Bacia do Rio Cuiabá como nos sistemas fluviais pantaneiros estão correlacionadas, por meio de uma abordagem abrangente das diferentes variáveis analisadas.

2. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA

2.1. Aspectos Regionais

O Pantanal fica situado na região central do continente sul-americano, possui cerca de 150,000 km², o que corresponde a 1.8% do território nacional (Padovani, 2010; IBGE, 2004). Assine (2015), com base na interpretação de imagens de satélite e utilização de parâmetros geomorfológicos e sedimentológicos, propôs que a planície pantaneira é um trato de sistemas sedimentares cenozoicos, tectonicamente ativa e composto por megaleques fluviais, planícies fluviais e sistemas lacustres rodeados por planaltos. O trato deposicional moderno compreende um complexo sistema deposicional composto por vários sistemas fluviais de grande escala que originam um sistema dinâmico formado por rios com rede de canais

heterogêneas ligados ao rio Paraguai, tronco do sistema (Assine et al., 2015) (Figura 2).

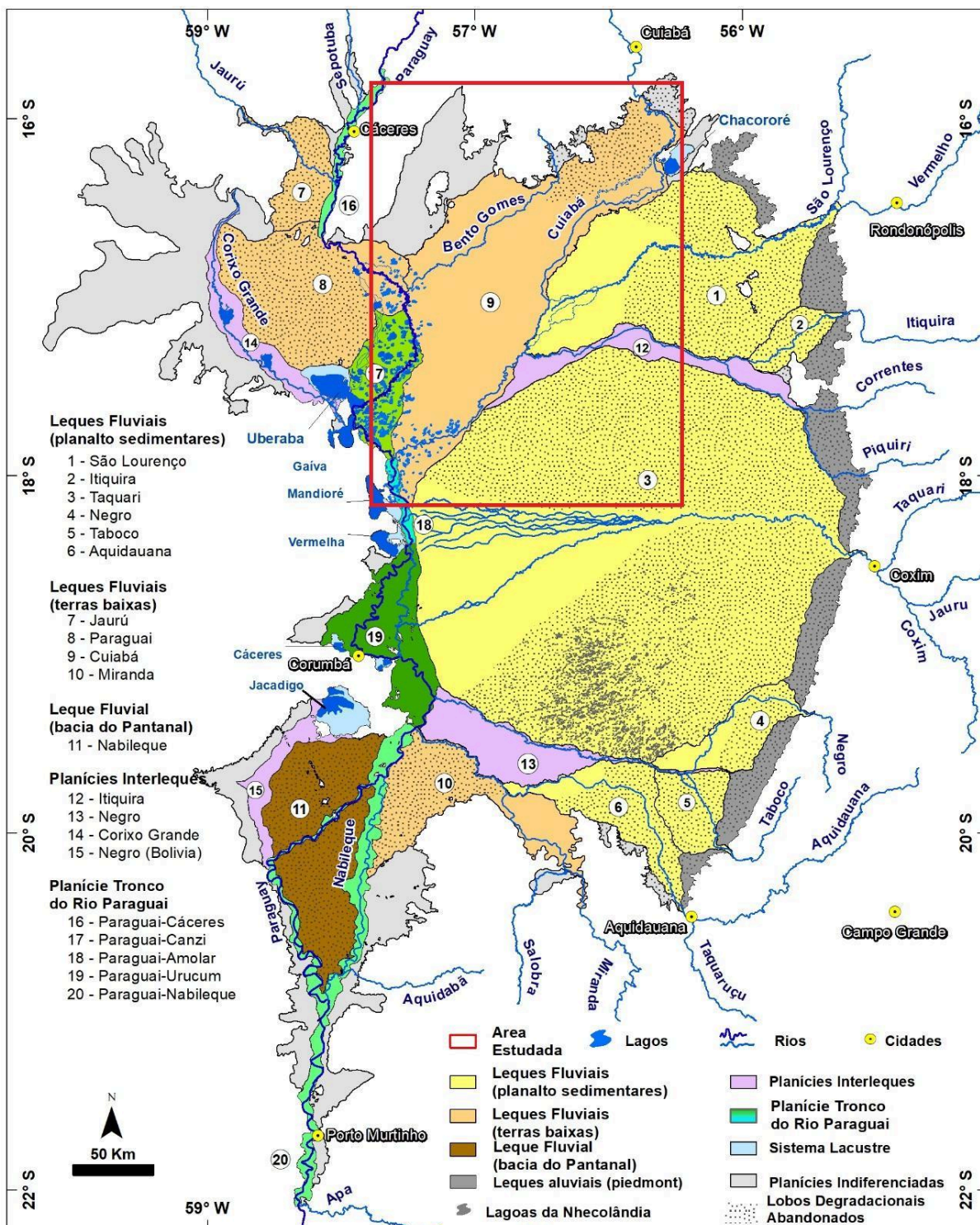


Figura 2 - Sistemas deposicionais da bacia do Pantanal e relevos degradacionais na bacia hidrográfica do alto Paraguai (baseado em Assine, 2015). O quadro vermelho destaca a região-alvo desta pesquisa: o megaleque do rio Cuiabá.

A planície está localizada em uma zona de transição climática no centro da América do Sul, entre o domínio de clima tropical úmido ao norte (Amazônia) e as condições

semiáridas subtropicais ao sul (Grande Chaco), sendo caracterizado como clima tropical do Brasil central (Mendonça e Danni-Oliveira, 2007). A dinâmica de inundações depende diretamente de interações complexas entre fatores endógenos e exógenos sendo as chuvas o elemento principal (Plink-Björklund, 2015). O padrão de distribuição temporal das chuvas está associado à monção de verão da América do Sul que resulta em fortes chuvas convectivas no verão austral e secas durante o inverno (Zhou e Lau, 1998). As médias pluviométricas anuais variam de 1500 mm nos planaltos a 1000 mm na planície pantaneira (Hamilton, 2002). A média anual de temperatura atinge 25 °C, e as taxas de evaporação excedem as de precipitação durante maior parte do ano nas terras baixas (Por, 1995).

Os aspectos geomorfológicos e a geologia são importantes na compreensão da variabilidade das inundações sazonais, visto que estes conduzem a magnitude, duração e frequência desses eventos, devido à elementos limitantes do escoamento (Assine 2015; Pereira et al., 2021). A dinâmica sazonal de alagamento configura a complexidade ecológica nos padrões vegetacionais do Pantanal, caracterizada por espécies tanto de savana como aquáticas e de florestas de planície de inundação (Evans et al., 2014). Durante o ciclo de inundação o ecótono entre os ambientes formados é constantemente modificado (Hamilton, 2002). A complexidade ecológica nos padrões vegetacionais do Pantanal é fortemente impulsionada pela dinâmica sazonal de alagamento (Ivory et al., 2019). A distribuição espacial dos principais tipos de vegetação é controlada localmente pela topografia, tipo de solo e a propagação do pulso de inundação (Prance e Schaeller, 1982).

2.2. Aspectos Locais

O Rio Cuiabá é o principal afluente da margem esquerda do Rio Paraguai, possui suas nascentes localizadas na porção nordeste da BAP e extensão total aproximada de 570 km. Sua bacia hidrográfica abrange uma área de aproximadamente 22.851 km², ao longo de seu trajeto, o rio atravessa as formações rochosas pré-cambrianas da região do planalto dos Guimarães e ao chegar à cidade de Santo Antônio do Leverger, assume características aluviais ao adentrar a planície pantaneira, criando o megaleque do Cuiabá, o segundo maior da bacia (Chiaranda et al., 2016; Pupim et al., 2014).

A unidade geomorfológica conhecida como Megaleque do Rio Cuiabá está localizada na região Centro-Oeste do Brasil, mais especificamente no sul do Estado do Mato Grosso entre as coordenadas -57.47S e -55.81S e -18.15W e -15.72W. Sendo o sistema deposicional mais importante da margem esquerda do rio Paraguai ocupando área de 15.300 km². O megaleque do Cuiabá possui gradiente topográfico suave em variações de 40 metros de

altitude ao longo dos seus mais de 15 mil quilômetros de extensão (Figura 3B). A vegetação no Megaleque se distribui em cinco classes, sendo a mais abundante a savana-estépica, seguida por savana arborizada, com manchas de formação florestal, savana florestada e savana gramíneo-lenhosa (Figura 3D)

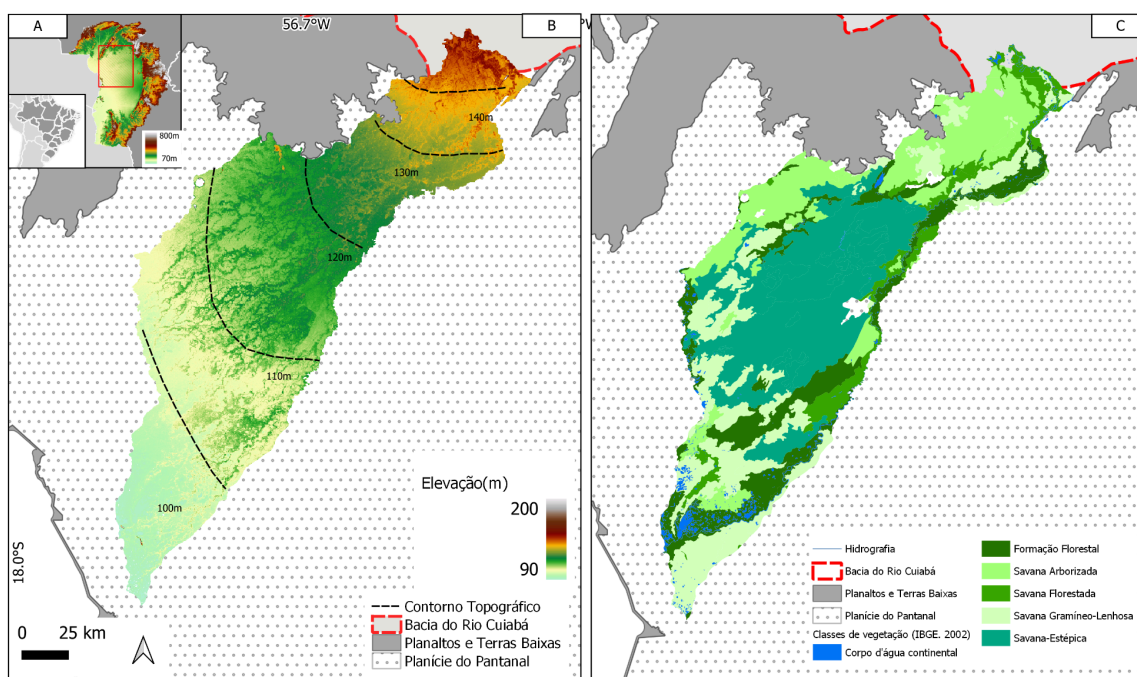


Figura 3 - Mapa de aspectos locais do Megaleque do Cuiabá (baseado em dados do SRTM e dados do IBGE). (A) e (B) Imagens MDE/SRTM 90m respectivamente da Bacia do Alto Paraguai (BAP) e do Megaleque do Cuiabá (linhas pretas tracejadas = linhas de contorno em metros acima do nível do mar). (C) Vegetação do Megaleque do Cuiabá em escala 1:250.000 (adaptado IBGE, 2023).

Este sistema deposicional pode ser subdividido em distintos compartimentos geomorfológicos de acordo com suas especificidades (Figura 1A), a saber: a) Paleoleque do Cuiabá, o segundo maior megaleque do Pantanal. b) Planícies fluviais com canais meandantes e anabranching desenvolvidos em vale entrincheirado. c) Planícies de inundação não confinadas formadas por canal sinuoso (Pupim et al., 2017). Cada compartimento se comporta de forma única e foram especialmente importantes no contexto dessa pesquisa para entender a dinâmica das transformações paisagísticas no Pantanal.

3. OBJETIVOS

O presente trabalho teve por meta o reconhecimento de impactos das ações antrópicas no sistema deposicional do Megaleque do Rio Cuiabá, localizado na porção Noroeste do bioma Pantanal, bem como a investigar as consequências dessas interações em índices ambientais. Os seguintes objetivos foram definidos para atingir tal meta:

- 1) Identificar, quantificar e analisar espacialmente as mudanças nas classes de uso e ocupação do solo nas diferentes feições geomorfológicas do Megaleque do Rio Cuiabá no período de 1985 a 2022.
- 2) Identificar as principais consequências no regime hidrológicos das feições afetadas pelas mudanças no uso da terra no Megaleque do Rio Cuiabá, com foco nos impactos sobre a disponibilidade de corpos hídricos.
- 3) Avaliar a tendência temporal de índices espectrais ligados a variáveis ambientais, como biomassa e reflectância da água no período de 1985 a 2022.
- 4) Analisar a influência de barragens e as transformações no uso e ocupação do solo no megaleque do Rio Cuiabá.

4. MÉTODOS E MEIOS

O presente estudo aborda a associação de dados orbitais e métodos de Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento com dados terrestres provenientes de estações hidrológicas e modelos climáticos, abrangendo o intervalo temporal entre os anos de 1985 a 2022.

As análises tiveram como recorte espacial o Megaleque do Rio Cuiabá e a bacia de captação do rio, onde encontra-se o reservatório de Manso. Os dados de uso e cobertura da Bacia do Rio Cuiabá foram utilizados para compreender as alterações na paisagem do Megaleque, visto que é preciso examinar as transformações do sistema que alimenta o rio Cuiabá para se entender os impactos no megaleque.

Considerando a heterogeneidade da paisagem no megaleque do rio Cuiabá, optou-se por utilizar a delimitação e os compartimentos geomorfológicos definidos por Pupim et al. (2017). Foram utilizados os seguintes compartimentos: “Paleoleque Fluvial”; “Planícies Confinadas”, composta por “Planície Meandrante” e “Planície Anabranching”; e “Planícies Desconfinadas”, composta por “Lobo Moderno” e “Lobo Atual”.

4.1. Análise de mudanças de Uso e Cobertura Da Terra

Para compreender e mapear as alterações no uso e cobertura da terra foi criado um banco de dados baseado no produto anual de cobertura e uso da terra (LULC) gerado pela rede colaborativa MapBiomass Brasil. O projeto MapBiomass combina coleções de imagens dos satélites Landsat, aprendizado de máquina e conhecimento humano para classificar e monitorar as mudanças no uso e cobertura da terra no Brasil. São produzidos mapas anuais de cobertura com resolução espacial de 30 metros e uma precisão média geral de 89% (Souza et al., 2020).

Os dados do MapBiomas são públicos e abertos, foram obtidos por meio de toolkits ([Toolkit - Coleção 8](#)) de acesso a dados, disponibilizados na plataforma da rede colaborativa. A posteriori, os dados foram processados no software QuantumGIS 3.8.2, para extração de oito classes de uso do solo. As classes analisadas foram: "Formação Florestal", "Formação Savânica", "Campo Alagado", "Formação Campestre", "Pastagem", "Agricultura", "Corpos hídricos" e "Soja".

As categorizações de vegetação nativa são diferentes em cada bioma e refletem a diversidade de formações vegetais e os diferentes níveis de interação entre os fatores edáficos, topográficos e de manejo humano no Brasil. A rede MapBiomas descreve as classes de vegetação nativa no Pantanal da seguinte forma:

- **Formação Campestre:** Trata-se de uma vegetação dominada por um estrato herbáceo graminoide, com presença esparsa de arbustos isolados e plantas lenhosas raquíticas. A composição botânica dessa classe é influenciada por gradientes edáficos e topográficos, além do manejo pastoril, principalmente pela pecuária. Essas áreas podem apresentar manchas de vegetação exótica invasora ou de uso forrageiro, como pastagens plantadas.
- **Campo Alagado:** Com vegetação herbácea predominada por gramíneas, essa classe está sujeita a alagamentos permanentes ou temporários, que ocorrem ao menos uma vez ao ano devido aos pulsos naturais de inundação. Elementos lenhosos, como arbustos ou árvores, podem estar presentes sobre a matriz campestre, formando mosaicos com plantas arbustivas ou arbóreas, como o cambarazal, paratudal e carandazal. Áreas pantanosas, geralmente localizadas nas margens de lagoas temporárias ou permanentes, são ocupadas por plantas aquáticas emergentes, submersas ou flutuantes, como brejos e baceiros. Regiões com superfície de água que apresentam dificuldade de classificação devido à quantidade de macrófitas, eutrofização ou sedimentos também são incluídas nesta categoria.
- **Formação Savânica:** Caracterizada por espécies arbóreas de pequeno porte distribuídas de forma esparsa, esta classe contém vegetação contínua de porte arbustivo e herbáceo. A vegetação herbácea é mesclada com arbustos eretos e decumbentes, formando uma paisagem diversificada.

- **Formação Florestal:** Composta por árvores altas e arbustos no estrato inferior, essa classe engloba formações como Floresta Estacional Decidual e Semidecidual, Savana Florestada, Savana-Estépica Florestada e Formações Pioneiras influenciadas por ambientes fluviais e/ou lacustres.

A partir dos dados levantados foram produzidos gráficos nas plataformas Google Data Studio e Google Planilhas. Os mapas foram produzidos em ambiente Quantum 3.8.2 ‘Zanzibar’ (QGIS Development Team, 2019).

4.1.1 Tabulação e visualização dos dados

Os dados de uso e cobertura da terra foram analisados anualmente ao longo da série histórica. Foram destacados os extremos dessa série, bem como o ano de inauguração da Usina Hidrelétrica de Manso. A análise visou evidenciar os impactos ocorridos nos quinze anos anteriores e nos vinte anos posteriores ao início do funcionamento da usina.

Para compreender as alterações ao longo dos anos de análise, foram elaborados diagramas de Sankey e gráficos em formato de colunas empilhadas. A tabulação dos dados coletados e a customização dos gráficos se deu no painel interativo Google Data Studio e na plataforma SankeyMatic.

O diagrama de Sankey é uma representação visual que ilustra de maneira clara e eficaz os fluxos de recursos e materiais em um sistema. Ele consiste em blocos e linhas cujas larguras são proporcionais às quantidades representadas, com as linhas conectando os blocos que representam as etapas de transformação dos recursos ao longo do processo (Schmidt, 2008). Este diagrama é amplamente utilizado para apresentar as transformações entre as classes de uso e cobertura do solo, na aplicação do diagrama para essas análises, as barras/linhas que conectam os blocos indicam a quantidade de pixels na imagem que permaneceram ou mudaram de classe ao longo do período analisado (Sena-Souza, 2022).

Dessa forma, as imagens que representam as análises de uso e cobertura da terra nesta pesquisa foram elaboradas baseando-se em três ferramentas (Figuras 4 a 8):

- **Mapa de uso e cobertura:** Oferece uma representação visual das classes presentes nos extremos da série temporal (1985 e 2022), permitindo identificar padrões espaciais e visualizar as áreas que sofreram as maiores alterações;
- **Diagrama de Sankey:** As barras cinzas e transparentes representam a quantidade de pixels que permaneceram ou mudaram de classe ao longo do período analisado, apresentando dados em porcentagem da ocupação de cada

classe, facilitando a identificação das classes que perderam ou ganharam área ao longo dos anos;

- **Gráfico de colunas empilhadas:** Ilustra a trajetória de cada classe e mostra a oscilação das classes ao longo dos 37 anos analisados.

4.2. Análise das transições entre classes de uso e cobertura da terra

Utilizamos o módulo de observação de transições de classes da rede MapBiomas para analisar as mudanças de uso e cobertura do solo, através de mapas que destacam as transições entre classes em dois pares de anos selecionados: 1985–2000 e 2000–2022. Esses mapas permitem visualizar o dinamismo do território e quantificar a área convertida entre classes. De acordo com a plataforma do MapBiomas Brasil, as transições são mapeadas pixel a pixel, após a geração dos mapas é aplicado um filtro espacial para eliminar pixels de transição isolados ou de borda.

A rede MapBiomas agrupa as classes de transição da seguinte maneira:

- Transições de áreas agropecuárias ou não vegetadas para cobertura florestal ou áreas naturais não florestais;
- Transições que aumentam a superfície de água;
- Transições que reduzem a superfície de água;
- Transições de cobertura florestal ou áreas naturais não florestais para agropecuária ou áreas não vegetadas;
- Áreas sem transição ou transições envolvendo classes não observadas ou classes dentro do mesmo nível da legenda.

Para aprofundar a análise e identificar mudanças específicas nas classes de uso e cobertura da terra no Megaleque do Cuiabá, utilizamos uma abordagem baseada em pixels no Google Earth Engine (GEE), aplicando as oito classes de uso e cobertura, mencionadas na seção anterior, da Coleção 8.0 do MapBiomas.

As imagens resultantes foram convertidas em polígonos shapefile para gerar as classes de transição. Após a criação dos shapefiles para cada ano, refinamos a análise agregando esses polígonos em classes exclusivas de transição. Foram identificados mais de 29 tipos de transição entre as classes. Essa agregação foi realizada aplicando a ferramenta dissolve no ArcGIS, que mesclou polígonos adjacentes com os mesmos valores de atributo, resultando em uma representação simplificada das mudanças na paisagem ao longo do período do estudo. Foram gerados mapas que representam as áreas com transições de

cobertura, destacando as regiões transformadas e indicando claramente a classe original e a classe resultante de cada transição.

Ao agrupar os shapefiles em classes distintas de uso e cobertura da terra, aplicamos a ferramenta *intersect* para os períodos 1985–2000 e 2000–2022. Essa etapa permitiu identificar as transições entre as classes, como por exemplo, a mudança de áreas de água para formação campestre. A calculadora de campo do ArcGIS foi utilizada para calcular a área de cada polígono em hectares, o que possibilitou a tabulação dos dados em gráficos comparativos de área no excel. Os pixels que não apresentaram mudanças de classe foram agrupados na categoria "áreas sem transição" e excluídos da análise gráfica comparativa de áreas.

4.3. Processamento de dados orbitais

4.3.1 Processamento dos índices espectrais ambientais

Foram utilizados índices espectrais para identificar e mapear as mudanças ambientais e avaliar mudanças nos padrões de inundação do megaleque realçando e quantificando as transformações na paisagem. Foram utilizados dados de biomassa e áreas alagáveis/corpos hídricos.

Para quantificação, mapeamento e monitoramento dos índices de água e vegetação foram utilizadas as imagens corrigidas da coleção TOA dos satélites Landsat 5, 7, 8 e 9 (30 m de resolução espacial e 16 dias de resolução temporal). As imagens foram processadas em nuvem na plataforma online Google Earth Engine (GEE). Foi elaborado um código em linguagem JavaScript para remoção de pixel com nuvens e processamento dos índices espectrais.

Foi utilizado o índice de água "modification of the normalized difference water index" (MNDWI) (Xu, 2006), que destaca a máxima reflectância de corpos d'água ou áreas vegetadas úmidas. Para aplicação da fórmula foram utilizados os valores de reflectância da banda verde (banda 2 para Landsat 5 e 7, banda 3 para Landsat 8) e do infravermelho médio (banda 5 para Landsat 5 e 7, banda 6 para Landsat 8).

$$MNDWI = GREEN + SWIR / GREEN - SWIR$$

Enquanto que para a avaliação da biomassa, foi empregado o "normalized difference vegetation index" (NDVI) (Tucker, 1979). Para essa equação foram utilizados as bandas do infravermelho próximo (banda 4 para Landsat 5 e 7, banda 5 para Landsat 8), assim como banda do vermelho (banda 3 para Landsat 5 e 7, banda 4 para Landsat 8).

$$NDVI = NIR + RED / NIR - RED$$

As análises das variações nos valores dos índices ambientais mencionados acima foram realizadas tanto para todo o Megaleque do Cuiabá quanto para os compartimentos geomorfológicos definidos por Pupim et al. (2011). Os valores obtidos por meio do Google Earth Engine (GEE) foram organizados em planilhas e posteriormente plotados em gráficos no software Excel.

4.3.2 Processamento dos dados climáticos do modelo CHIRPS

As informações sobre precipitação foram obtidas através do modelo CHIRPS (Climate Hazards group Infrared Precipitation with Stations), que é baseado em conjuntos de dados de precipitação provenientes de observações locais e remotas (Funk et al., 2016). A partir desses dados, foi aplicado o Standardized Precipitation Index (SPI), um índice amplamente utilizado para quantificar a anormalidade das condições de precipitação em uma região, permitindo a identificação de secas e períodos de umidade excessiva.

O cálculo do SPI para uma determinada região é baseado no registro histórico de precipitação de longo prazo, ajustado a uma distribuição de probabilidade. Essa distribuição é então transformada em uma distribuição normal, de forma que o SPI médio para a localidade e o período de interesse seja igual a zero (Edwards e McKee, 1997). A principal limitação do SPI é que ele quantifica apenas o déficit de precipitação. Além disso, os valores calculados podem mudar com a incorporação de dados preliminares ou conforme o período de registro aumenta (WMO, 2012).

Nesta pesquisa, foram utilizados 37 anos de dados de precipitação, em conformidade com as recomendações de Guttman (1994), que sugere um intervalo mínimo de 20 a 30 anos de dados para a aplicação adequada do SPI.

McKee et al. (1993) desenvolveram o sistema de classificação para o SPI, utilizado para definir as intensidades de seca. Eles também estabeleceram os critérios para a caracterização de um evento de seca, que ocorre sempre que o SPI permanece negativo e atinge uma intensidade de -1,0 ou menor. O sistema de classificação das condições climáticas elaborado a partir dos valores de SPI citado anteriormente está disponível na tabela abaixo, (Tabela 1):

Valor do SPI	Condição
≥ 2.0	Período chuvoso extremo
$1.5 \leq \text{SPI} < 2.0$	Período chuvoso significativo

$1.0 \leq \text{SPI} < 1.5$	Período moderadamente chuvoso
$-1.0 < \text{SPI} < 1.0$	Sem eventos extremos
$-1.5 < \text{SPI} \leq -1.0$	Período moderadamente seco
$-2.0 < \text{SPI} \leq -1.5$	Período de seca significativa
$\text{SPI} \leq -2.0$	Período de seca extrema

Tabela 1 - Sistema de classificação das condições climáticas de acordo com os valores do índice SPI - Standardized Precipitation Index - baseado em McKee et al. (1993).

O SPI para o Megaleque do Cuiabá foi calculado utilizando o software SPI Generator, desenvolvido pelo Centro Nacional de Mitigação da Seca da Universidade de Nebraska. Após a obtenção dos valores de SPI, estes foram organizados em planilhas e trabalhados no software Excel para a criação de gráficos e tabelas que ilustram as variações de precipitação e a identificação de eventos climáticos extremos.

4.4. Processamento de dados de vazão

Foi construído uma base de dados sobre vazão média para seis diferentes estações fluviométricas distribuídas ao longo do curso do Rio Cuiabá (Figura 1), os dados são provenientes da Agência Nacional de Águas e estão disponíveis no Portal HidroWeb um ferramenta do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH). A escolha das estações se deu através de análise da consistência dos dados, sendo escolhidas as estações que possuíam séries mais completas dentre as estações presentes no sistema para o Megaleque do Cuiabá.

A partir dos dados mensais de vazão média de cada estação foi realizada a média anual de cada estação para análise da vazão anual em cada uma das estações. Todas as estações foram submetidas a médias mensais, para identificar mudanças no padrão de vazão na série histórica entre os período prévio e posterior a instalação da Usina de Manso.

Com base nas médias fluviométricas mensais, foram elaborados gráficos que ilustram o comportamento do fluxo do Rio Cuiabá ao longo do ano. A série histórica foi dividida em dois períodos distintos: pré e pós-instalação da Usina Hidrelétrica de Manso, em 2000. Dessa forma, esses gráficos permitem uma análise comparativa das variações no regime hidrológico

do rio, destacando as alterações no padrão de vazão ao longo do tempo, com foco nos impactos potenciais decorrentes da operação da usina.

4.5 Processamento das mudanças espacializadas dos corpos hídricos

A análise das mudanças espaciais na dinâmica hídrica foi realizada com base nos dados da segunda coleção do MapBiomias Água, acessados por meio da sua API. Essa plataforma forneceu informações detalhadas sobre frequência, transição e tendências de variação da superfície d'água no período analisado.

Os dados de água superficial e corpos hídricos no Brasil, disponibilizados pelo MapBiomias, é baseado em mosaicos de imagens dos satélites Landsat, com resolução de 30 metros, conforme descrito nas notas metodológicas disponíveis no link: [Método MapBiomias Água](#). Os dados obtidos foram transformados em produtos cartográficos no software Quantum 3.8.2 'Zanzibar' (QGIS Development Team, 2019). Estes foram fundamentais para auxiliar na identificação de padrões e mudanças espaciais e temporais dos corpos hídricos no Megaleque do rio Cuiabá.

A partir desses dados foram gerados mapas temáticos que permitiram visualizar as alterações na área de corpos hídricos ao longo do tempo nos compartimentos geomorfológicos do Megaleque.

4.6 Processamento dos dados referentes às ocorrências de queimadas

A análise de cicatrizes de fogo são da terceira coleção do MapBiomias Fogo e foram obtidas por meio do toolkit de acesso a dados, disponível em [Toolkit - MapBiomias Fogo](#). O mapeamento é baseado em mosaicos de imagens dos satélites Landsat, com resolução espacial de 30 metros, conforme descrito nas notas metodológicas disponíveis no link: [Método MapBiomias Fogo](#).

Foram elaborados mapas com base nas seguintes informações: (i) frequência de queima, (ii) último ano com ocorrência de fogo e (iii) tamanho das cicatrizes de fogo. Essas informações fornecem um panorama geral sobre o comportamento dos eventos de fogo nos últimos 37 anos no Megaleque do Cuiabá.

O uso de dados secundários para avaliar a dinâmica de uso e cobertura da terra requer a consideração do nível de incerteza da classificação e do banco de dados. Para isso, foram analisados os índices de acurácia disponibilizados na plataforma MapBiomias. Esses índices foram levados em conta na interpretação e análise dos dados de dinâmica temporal, tanto da cobertura da terra quanto dos dados de água e fogo na área de estudo. Detalhes sobre os

procedimentos adotados pela rede MapBiomas podem ser encontrados em <https://brasil.mapbiomas.org> (Souza et al., 2020).

5. RESULTADOS

5.1. Mudanças no Uso e Cobertura da Terra na bacia de captação do rio Cuiabá.

A Bacia do Rio Cuiabá desempenha um papel crucial no funcionamento hidrológico e ecológico do Pantanal. A análise do uso da terra na porção da Bacia do Rio Cuiabá que alimenta o Megaleque do Rio Cuiabá, baseada nos dados do MapBiomas Brasil, revela mudanças significativas nas principais classes de vegetação e uso da terra ao longo dos anos (Figura 4). A expansão da agricultura em detrimento da vegetação nativa é a principal tendência observada.

Os dados revelam a transformação intensa da paisagem na bacia de captação do Megaleque do Rio Cuiabá entre 1985 e 2022, caracterizada pela expansão acelerada da agropecuária, principalmente da pastagem e da soja, a partir de 2000. A conversão de formações savânicas e áreas alagadas em áreas agrícolas foi a principal dinâmica observada, com destaque para a expansão da mancha urbana de Cuiabá, em vermelho ao sul do mapa, e a criação do reservatório da Usina Hidrelétrica de Manso, em azul no centro (Figuras 4A e 4B).

Quantitativamente, a cobertura de vegetação savânica reduziu-se de 73% para 45% entre 1985 e 2022, enquanto a área de pastagem aumentou de 5% para 30% no mesmo período, um aumento proporcional de 500%. A expansão da soja intensificou-se a partir de 2004, com um crescimento contínuo ao longo dos anos, atingindo valores mais elevados no último ano da análise, quando passou a representar 5% da área total da bacia. A construção do reservatório de Manso também resultou em uma expansão significativa da classe de corpos hídricos, que aumentou de 0,5% para 1,6% da área total da bacia, representando um acréscimo percentual de 220%.

Embora o crescimento urbano seja perceptível nos mapas, o aumento da mancha urbana em termos absolutos não foi significativo do ponto de vista estatístico, representando menos de 1% da área total da bacia.

No geral, as mudanças identificadas reforçam a influência da ação humana na modificação da paisagem da Bacia do Rio Cuiabá, assim como as transformações do Alto Paraguai que alimentam diretamente a planície pantaneira e por consequência o Megaleque do rio Cuiabá.

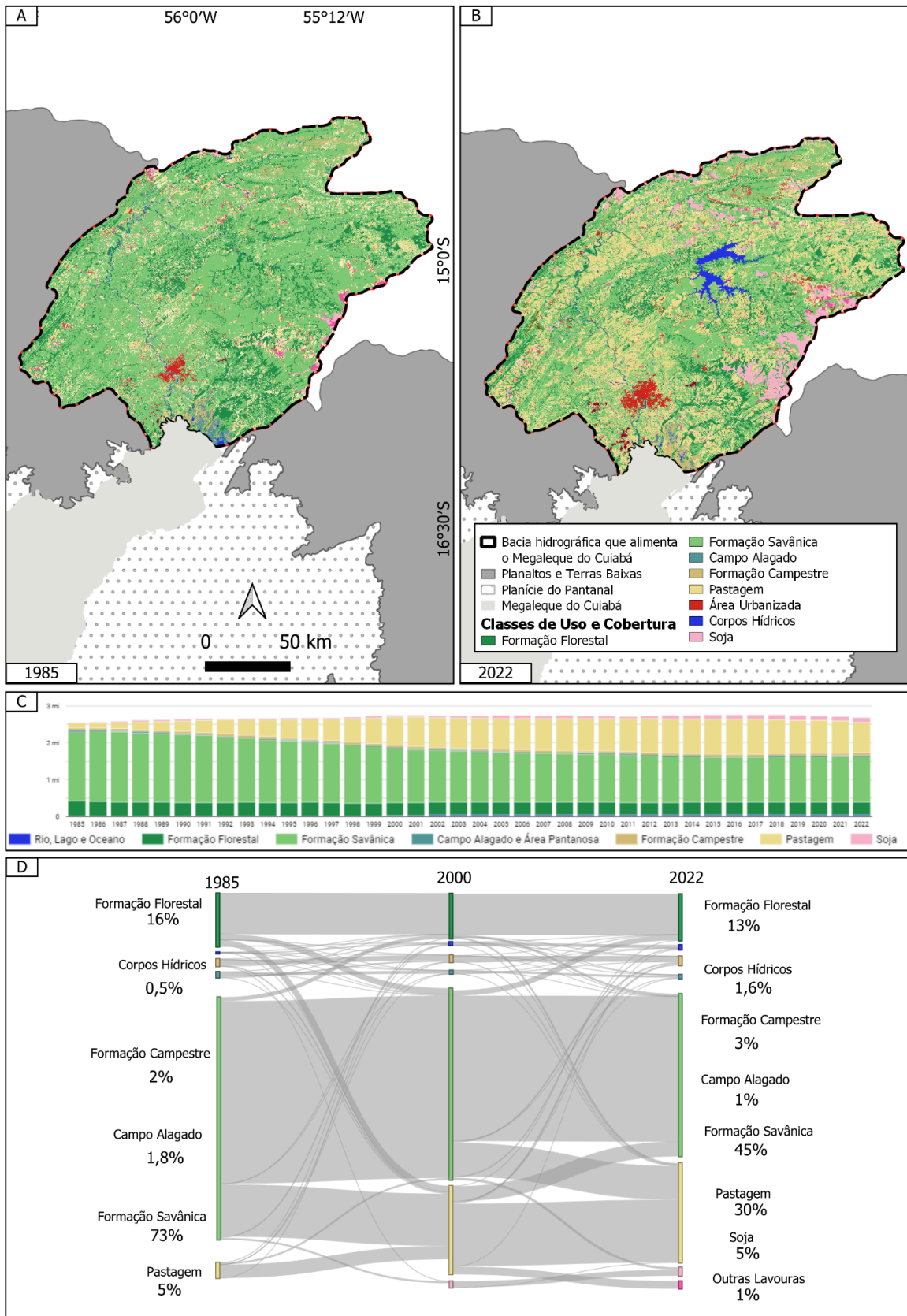


Figura 4 - Evolução do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica que alimenta o Megaleque do Rio Cuiabá ao longo do período 1985 - 2022 (adaptado de MapBiomas Brasil 2023). (A) Mapa de uso e cobertura na bacia hidrográfica que alimenta o Megaleque do Cuiabá no ano de 1985, utilizando nível dois de descrição da legenda do MapBiomas. (B) Mapa de uso e cobertura na bacia hidrográfica que alimenta o Megaleque do

Cuiabá no ano de 2022, utilizando nível dois de descrição da legenda do MapBiomias. (C) Gráfico de colunas empilhadas mostrando os dados em hectares de cada classe de uso e cobertura em toda a série histórica (1985 - 2022) (D) Diagrama de Sankey mostrando as tendências de transformações do uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica que alimenta o Megaleque do Cuiabá entre os anos 1985, 2000 e 2022.

5.2. Mudanças no Uso e Cobertura da Terra no Megaleque do rio Cuiabá

É possível identificar padrões de transformação na paisagem do Megaleque do Cuiabá, como a tendência notável de redução da área de corpos hídricos, evidenciada tanto no mapa quanto nos gráficos (Figura 5). Essa perda de área é mais proeminente na porção distal do Megaleque, onde os corpos hídricos eram mais adensados em 1985. A expansão das formações campestres também é observada em todo o Megaleque do Cuiabá, sendo mais presente no mapa de 2022, embora menos predominante na porção sul dessa unidade geomorfológica em comparação com as demais regiões.

É perceptível uma tendência de diminuição na classe Corpos Hídricos, mesmo antes do início das operações da usina, no período entre 1985 e 2000. Nos anos anteriores à instalação da usina de Manso, a classe de corpos hídricos era mais proeminente, com anos notáveis como 1985 e 1988. Após a instalação, o ano com mais água foi 2018, embora com um valor inferior a metade do registrado no ano de maior quantidade de água. Vale destacar que, embora o funcionamento da usina tenha começado em 2000, o enchimento do reservatório ocorreu em 1999, com as primeiras obras relacionadas à barragem datadas de 1988, interrompidas por dez anos e retomadas em 1998. Importante citar que em 2020, um ano atipicamente seco, houve reduções significativas nos valores dessas classes, registrando os menores valores em hectares da série histórica.

Observa-se uma relação inversa entre as classes Formação Campestre e Campo Alagado; quando uma aumenta, a outra diminui ao longo da série histórica. De maneira geral, as alterações no uso e cobertura da terra no Megaleque do Cuiabá ao longo da série temporal estão caracterizadas por uma tendência de perda de área na categoria de Corpos Hídricos, enquanto as classes de Formação Campestre, Formação Savânica apresentaram aumento.

Embora o diagrama de Sankey apresente uma redução na área da classe Campo Alagado em anos específicos, uma análise mais aprofundada da série histórica revela um panorama mais complexo. Ao invés de uma tendência linear de perda, o Campo Alagado se caracteriza por oscilações entre períodos de decréscimo e expansão. Entre os anos de retração, destaca-se 2001 quando a área correspondeu a 14%, além do período recente entre 2020 e 2021 com 4% e 7%, respectivamente. Anos de expansão mais significativos incluem 1989 e 2006, que registraram, respectivamente, 34% e 37% (Figura 5C).

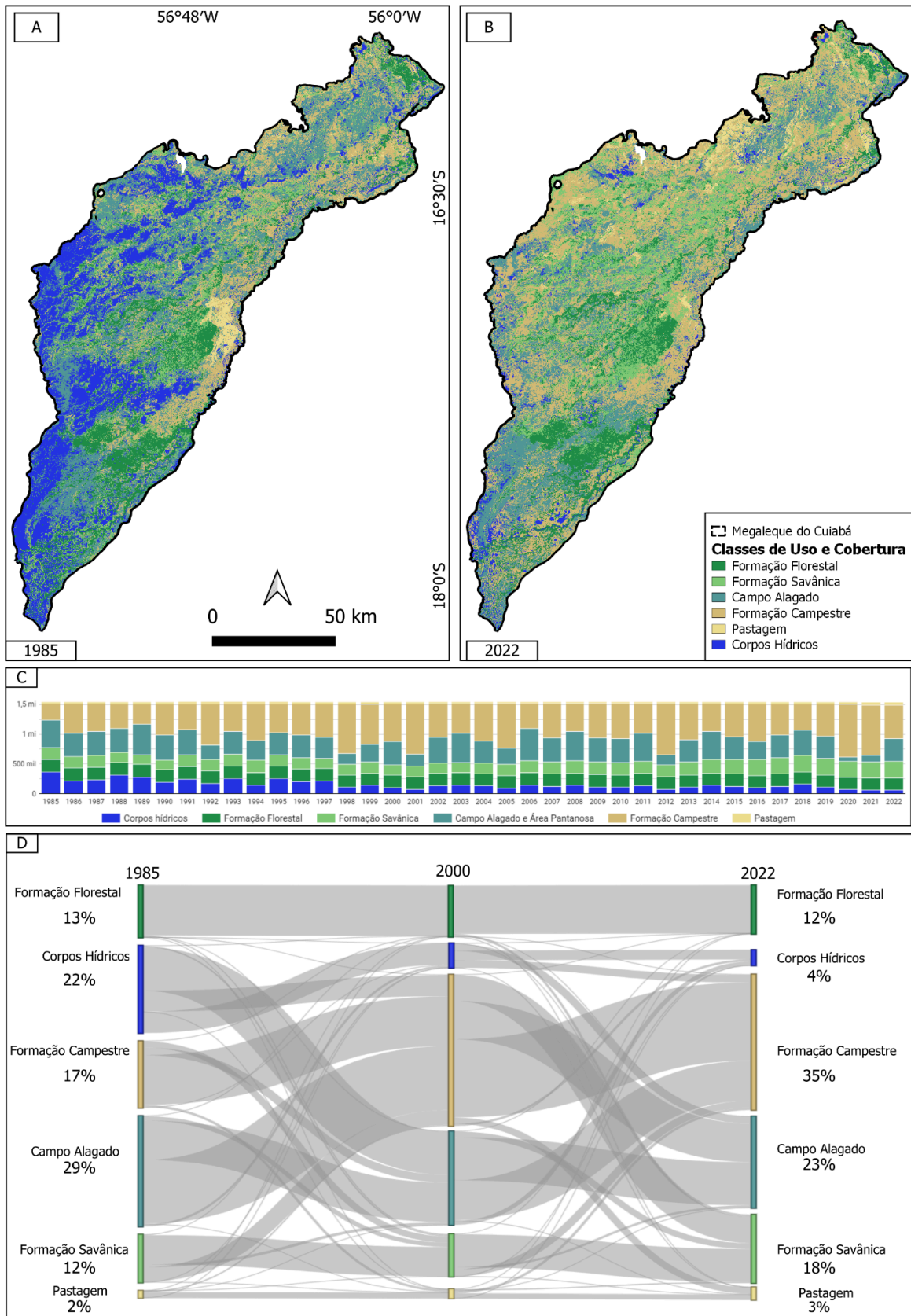


Figura 5 - Evolução do uso e ocupação do solo no Megaleque do Rio Cuiabá ao longo do período 1985 - 2022 (adaptado de MapBiomas Brasil 2023). (A) Mapa de uso e cobertura do Megaleque do Cuiabá no ano de 1985, utilizando nível dois de descrição da legenda do MapBiomas. (B) Mapa de uso e cobertura do Megaleque do

Cuiabá no ano de 2022, utilizando nível dois de descrição da legenda do MapBiomias. (C) Gráfico de colunas empilhadas mostrando os dados em hectares de cada classe de uso e cobertura em toda a série histórica (1985 - 2022) (D) Diagrama de Sankey mostrando as tendências de transformações do uso e cobertura da terra no Megaleque do Cuiabá entre os anos 1985, 2000 e 2022.

5.3. Mudanças no Uso e Cobertura da Terra nos compartimentos geomorfológicos do Megaleque do rio Cuiabá

Para compreender como as transformações identificadas no Megaleque se manifestaram nos diferentes compartimentos geomorfológicos, foram elaborados mapas e gráficos específicos para cada um desses compartimentos. Esses compartimentos foram classificados em três categorias: Paleoleque do Cuiabá, Planícies Fluviais Confinadas (formadas por canais meandantes e anabranching) e Planícies Fluviais Desconfinadas (formadas pelos lobos pré-atual e lobo atual), seguindo proposta de Pupim et al. (2017).

5.3.1 Mudanças no Uso e Cobertura da Terra no Paleoleque

O Paleoleque do Cuiabá se diferencia das Planícies Fluviais do Rio Cuiabá por sua posição topográfica mais elevada, o que a torna isenta às inundações sazonais provocadas pelo transbordamento do rio. Essa característica topográfica molda a hidrografia local, transformando o escoamento e concentração dessas águas em uma rede de canais atuais, composta por cursos d'água de pequeno porte, a maioria dos quais intermitentes (Pupim et al., 2014).

A análise das mudanças no Paleoleque revela tendências semelhantes às observadas no Megaleque com um todo, com as classes de Corpos Hídricos sofrendo perdas de área ao longo do período (Figura 6A). Em contraste, as classes de Formação Campestre e Pastagem registraram acréscimos consideráveis, evidenciando um processo de intensificação da atividade agropecuária na região. O Paleoleque se destaca como o compartimento mais afetado pela expansão da pastagem, possivelmente impulsionada por sua topografia mais elevada, maior tempo livre de alagamentos e proximidade com as áreas alteradas da bacia de captação do Rio Cuiabá.

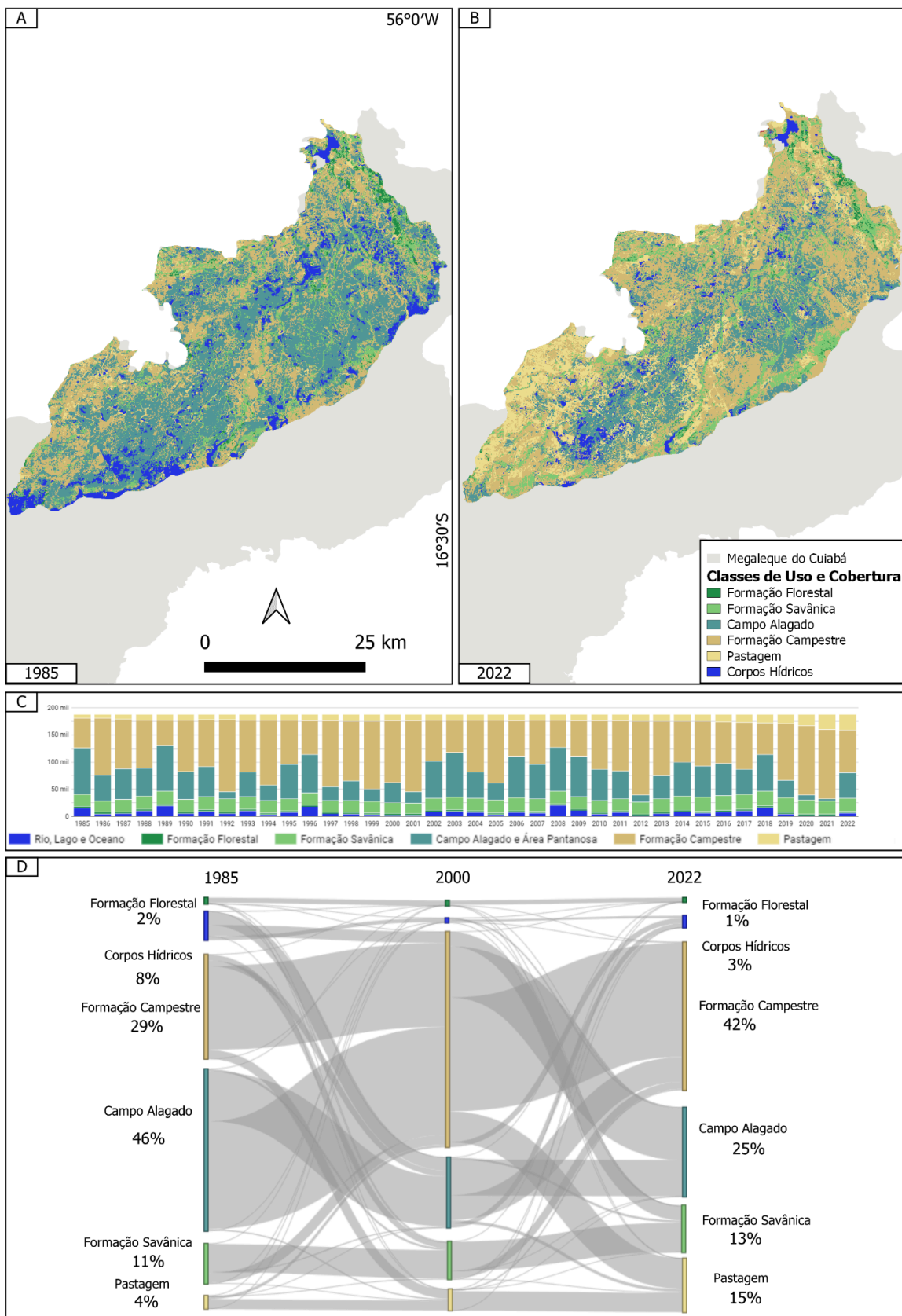


Figura 6 - Evolução do uso e ocupação do solo no paleoleque longo do período 1985 - 2022 (adaptado de MapBiomas Brasil 2023). (A) Mapa de uso e cobertura do paleoleque do Cuiabá no ano de 1985, utilizando nível dois de descrição da legenda do MapBiomas. (B) Mapa de uso e cobertura do paleoleque do Cuiabá no ano

de 2022, utilizando nível dois de descrição da legenda do MapBiomias. (C) Gráfico de colunas empilhadas mostrando os dados em hectares de cada classe de uso e cobertura em toda a série histórica (1985 - 2022) (D) Diagrama de Sankey mostrando as tendências de transformações do uso e cobertura da terra no paleoleque do Cuiabá entre os anos 1985, 2000 e 2022.

O Paleoleque é o compartimento que apresenta a maior perda percentual de área na classe Campo Alagado (Figura 6D). Entre os anos de 1985 e 2000, observa-se uma significativa transformação dessa classe em Formação Campestre, evidenciada por um aumento proporcional de 125% na ocupação dessa categoria. Apesar de ocorrer o processo inverso entre 2000 e 2022, ainda é possível identificar a conversão de Campo Alagado em Formação Campestre durante esse período. No gráfico de colunas empilhadas, verifica-se uma oscilação na área de Campo Alagado, com quedas acentuadas entre 1997 e 2001 e novamente entre 2019 e 2021, sendo este último o ano com os menores valores de área registrados na série histórica (Figura 6C).

5.3.2 Mudanças no Uso e Cobertura da Terra nas planícies confinadas

As planícies confinadas do Megaleque do Cuiabá são caracterizadas por dois cinturões com diferentes estilos fluviais, sendo um deles composto por canais meandantes, enquanto o outro apresenta canais *anabanching* (multi-canais) (Pupim et al., 2017). Localizado ao norte do Megaleque (Figura 1), esse compartimento é composto por leitos encaixados, canais incisos e boa drenagem do solo que permite o desenvolvimento de vegetação arbórea de médio e grande porte, embora áreas localmente deprimidas, tendem a ser ocupadas por vegetação composta por gramíneas e arbustos (Zeilhofer & Schessi, 1999).

Os canais meandantes e *anabanching* se distinguem pela presença de uma área de Formação Florestal no extremo norte (Figuras 7A e 7B). Este é um dos compartimentos com maior proporção de área coberta por Formação Florestal no Megaleque. No entanto, em ambos os cinturões, as formações campestres predominam, representando 33% e 41% da área em 1985, respectivamente (Figura 7D).

As tendências de mudanças nesse compartimento também seguem a lógica das mudanças no Megaleque. No entanto, a diminuição na área de Corpos Hídricos nos canais meandantes e *anabanching* foi menos acentuada ao longo da série histórica e menor em porcentagem quando comparada a outros compartimentos geomorfológicos durante o período analisado (Figura 7C e 7D).

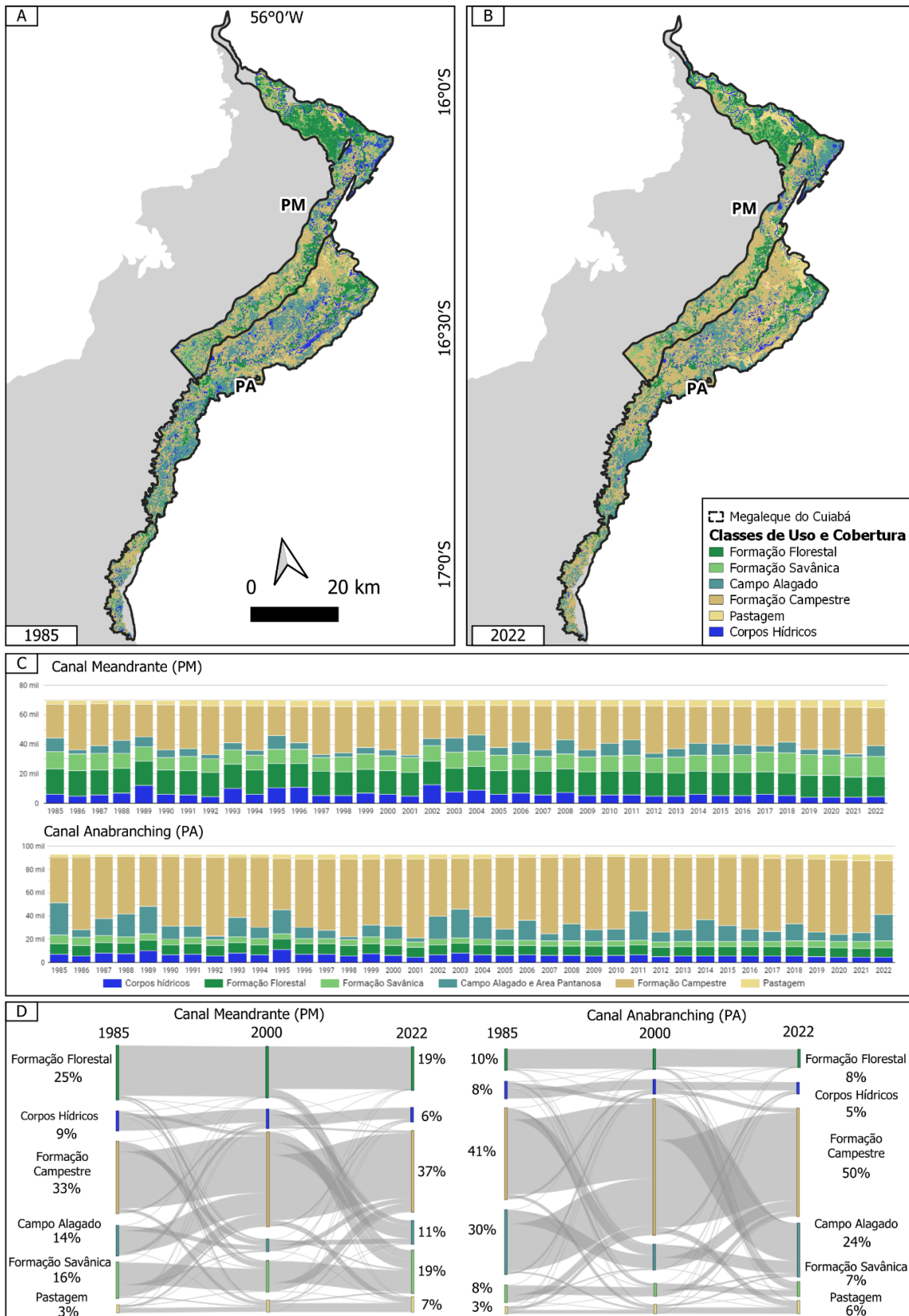


Figura 7 - Evolução do uso e ocupação do solo nas planícies fluviais confinadas do Rio Cuiabá ao longo do período 1985 - 2022 (adaptado de MapBiomas Brasil 2023). (A) Mapa de uso e cobertura das planícies fluviais confinadas do Rio Cuiabá no ano de 1985, utilizando nível dois de descrição da legenda do MapBiomas. (B) Mapa de uso e cobertura das planícies fluviais confinadas do Rio Cuiabá no ano de 2022, utilizando nível dois

de descrição da legenda do MapBiomias. (C) Gráfico de colunas empilhadas mostrando os dados em hectares de cada classe de uso e cobertura em toda a série histórica (1985 - 2022) (D) Diagrama de Sankey mostrando as tendências de transformações do uso e cobertura da terra nas planícies fluviais confinadas do Rio Cuiabá entre os anos 1985, 2000 e 2022.

A análise revela que a tendência de diminuição nas áreas de corpos hídricos não se aplica de forma uniforme a todo o período. Apesar da perda geral de hectares para essa classe, observa-se que em alguns anos, como 2008, 2018, 1996 e 1989, houve um aumento significativo da área desta classe.

As transições entre as classes Formação Campestre e Campo Alagado também apresentam características complexas, com oscilações ao longo da série histórica. No período entre 1997 e 2001, houve quedas significativas e persistentes nas áreas úmidas, enquanto entre 2006 e 2009, observaram-se acréscimos irregulares de hectares para esta classe. O inverso é observado para a área da classe Formação campestre que apesar das irregularidades durante a série histórica mostrou tendência de aumento da área ao longo dos anos.

As planícies confinadas mostraram um aumento nas áreas destinadas à pastagem. No Canal Meandrante, a proporção de pastagem cresceu de 3% para 7% da área total do compartimento, enquanto no Canal Anabanching, expandiu de 3% para 6%, no período entre 1985 e 2022.

5.3.3 Mudanças no Uso e Cobertura da Terra nas planícies desconfinadas

As planícies fluviais desconfinadas abrangem as maiores extensões territoriais e ocupam as regiões intermediárias e distais do sistema deposicional do Cuiabá (Figura 1). Esses compartimentos se caracterizam por apresentar gradientes topográficos mais suaves do que os anteriores e por exibir canais com comportamento distributário, o que resulta na formação de lagoas e áreas alagadas. É importante notar que as planícies fluviais desconfinadas estão sujeitas a constantes inundações devido ao extravasamento do rio Cuiabá e ao significativo aporte de água dos sistemas vizinhos (Pupim et al., 2017).

Dessa forma, tanto o Lobo Pré-Atual (26%) quanto o Lobo Atual (40%) são os compartimentos geomorfológicos com a maior proporção de áreas ocupadas por Corpos Hídricos, em todo o Megaleque do Cuiabá. Ambos os lobos apresentam áreas de pastagem estatisticamente insignificantes para a análise, representando menos de 1% da área total do lobo atual e menos de 3% da área total no lobo pré-atual (Figura 8).

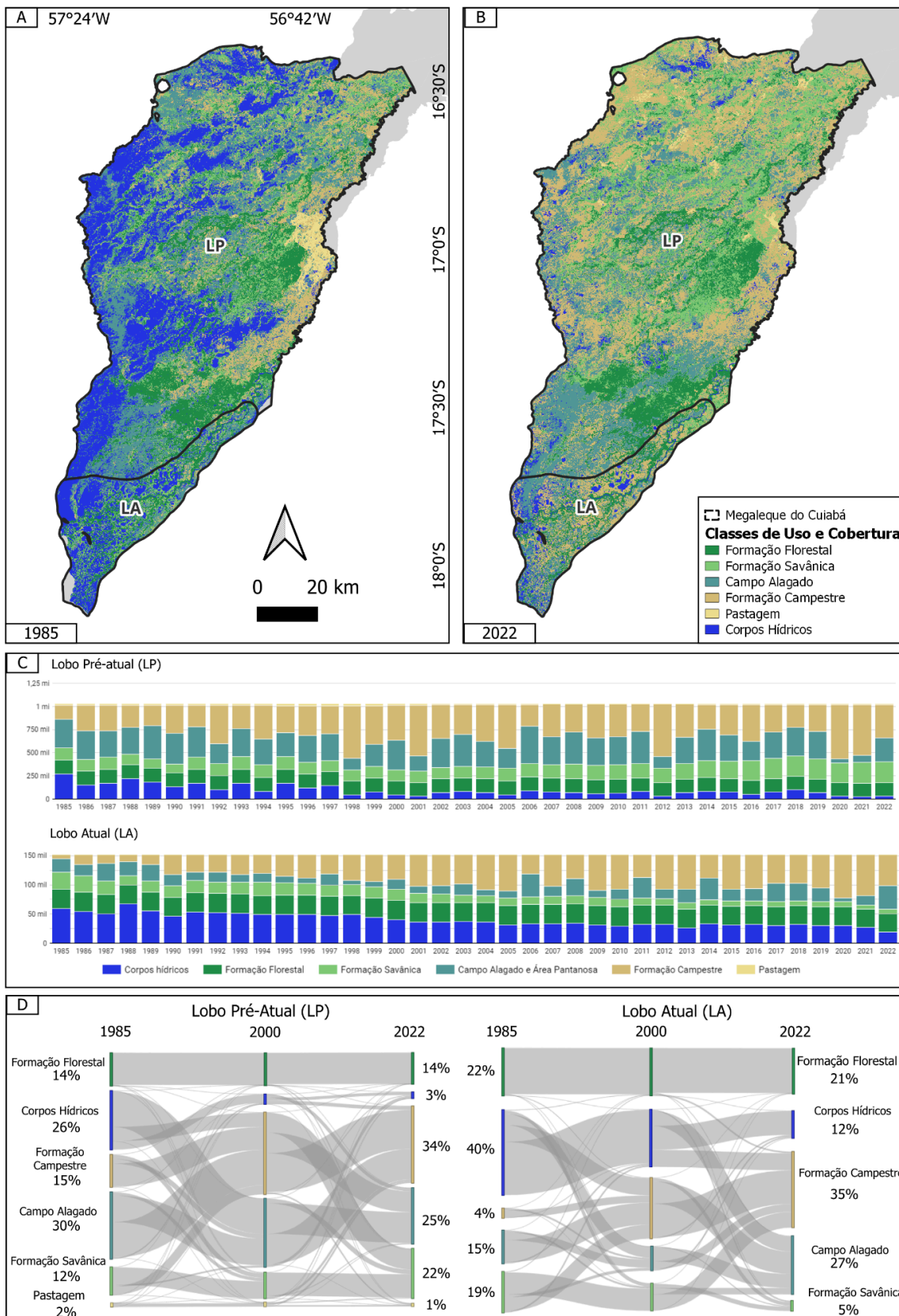


Figura 8 - Evolução do uso e ocupação do solo nas planícies fluviais desconfiadas ao longo do período 1985 - 2022 (adaptado de MapBiomias Brasil 2023). (A) Mapa de uso e cobertura nas planícies fluviais desconfiadas do rio Cuiabá no ano de 1985, utilizando nível dois de descrição da legenda do MapBiomias. (B) Mapa de uso e

cobertura nas planícies fluviais desconfinadas do rio Cuiabá no ano de 2022, utilizando nível dois de descrição da legenda do MapBiomias. (C) Gráfico de colunas empilhadas mostrando os dados em hectares de cada classe de uso e cobertura em toda a série histórica (1985 - 2022) (D) Diagrama de Sankey mostrando as tendências de transformações do uso e cobertura da terra as planícies fluviais desconfinadas do rio Cuiabá entre os anos 1985, 2000 e 2022.

As tendências de mudanças nesse compartimento seguem a lógica das mudanças observadas no Megaleque. A classe denominada Corpos Hídricos apresentou redução de área em ambos os compartimentos, com perda expressiva no Lobo Pré-Atual, com uma diminuição de 26% em 1985 para apenas 3% em 2022 (Figuras 8A e 8D). No Lobo Atual, a queda também é significativa, embora menos abrupta, com uma diminuição de 40% em 1985 para 12% em 2022.

Ao longo da série histórica, essa perda de hectares da classe corpos hídricos foi visível entre 1998 e 2001, com um aumento a partir de 2002, mas sem atingir os valores anteriores, e uma queda ainda mais acentuada nos últimos três anos da série (2020-2022).

Observa-se alterações oscilantes na área ocupada por Formações Campestres, mas caracterizada por uma tendência de crescimento especialmente desde o ano de 1990. No Lobo Pré-atual, a proporção de formações campestres aumentou de 15% para 34% ao comparar os extremos temporais. A mudança é ainda mais acentuada no Lobo Atual, que registrou um crescimento de 4% para 35% da área total coberta por essas formações. Esse aumento nas formações campestres resulta da conversão de outras classes, principalmente Corpos Hídricos e Campo Alagado em ambos os compartimentos, e Formação Savânica no Lobo Atual.

Em consonância com os compartimentos previamente analisados, a classe Campo Alagado apresenta uma dinâmica oscilante ao longo da série histórica. Essa flutuação se manifesta em ciclos de decréscimo e expansão. Em alguns intervalos temporais, a classe experimenta retração em sua área, como observado em 1998, 2001 e 2012 para o Lobo Pré-Atual e entre 1991 e 2004 para o Lobo Atual.

5.4 Transições entre classes de Uso e Cobertura da Terra no Megaleque do rio Cuiabá

O mapa apresentado na Figura 9 revela como se deu as transições de uso e cobertura da terra no Megaleque do Rio Cuiabá entre os anos de 1985 e 2022, levando em consideração categorias de transição adotadas pela rede MapBiomias.

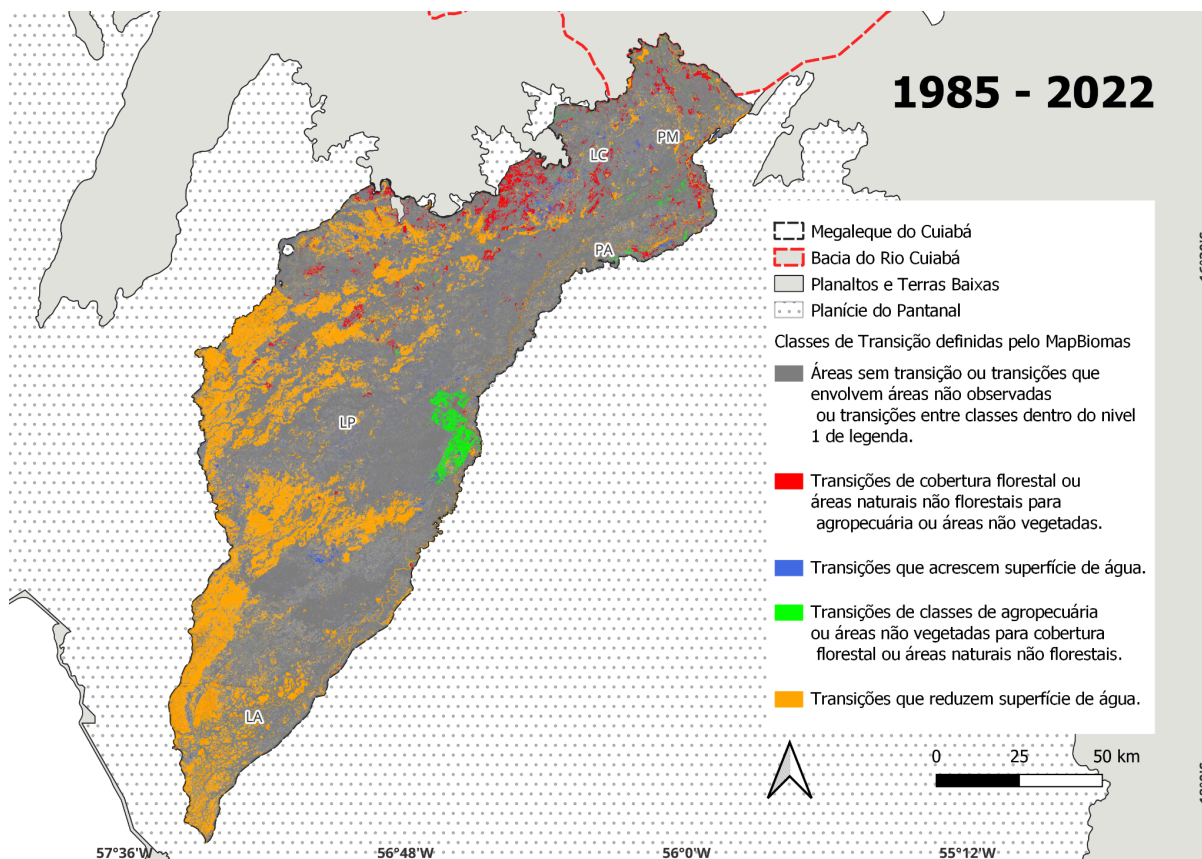


Figura 9 - Transições entre classes de uso e ocupação do solo, definidas pela rede MapBiomias no Megaleque do rio Cuiabá ao longo do período 1985 - 2022 (adaptado de MapBiomias Brasil 2023).

No mapa destaca-se a ocorrência da classe “transições que reduzem superfície de água” em quase toda a extensão do megaleque, ocupando cerca de 21% da área total. É perceptível a maior incidência dessa transição nas regiões sul e central, onde se encontram os compartimentos Lobo Atual (LA) e Lobo Pré-Atual (LP), que pertencem a planícies desconfinadas. Acentuando a tendência de perda significativa de corpos hídricos no megaleque do Cuiabá.

As áreas em vermelho no mapa indicam transições onde cobertura florestal e demais áreas naturais foram convertidas para áreas de agropecuária ou áreas não vegetadas. Essas áreas estão localizadas nas regiões norte e nordeste do Megaleque, especialmente em torno dos compartimentos Canais Meandrantés (PM) e Canais Anabranching (PA) e representam 5% da área total do megaleque.

Áreas em verde no mapa indicam reversão de áreas agrícolas ou não florestadas em vegetação natural, a mancha mais proeminente dessa transição se encontra no Lobo Pré-atual (LP), mostrando pontual processo de recuperação de áreas nessa região. Também foram

observadas pequenas manchas espaçadas sobre transições com acréscimo de superfície d'água, mas sem regiões visivelmente marcantes.

As áreas em cinza representam regiões onde não ocorreram transições significativas entre os diferentes tipos de uso da terra, ou onde as transições foram mínimas. Elas estão amplamente distribuídas por todo o megaleque.

As classes de transição definidas pelo MapBiomas oferecem uma visão geral das transformações e conversões de cobertura do solo. Para uma análise mais detalhada, as Figuras 10 e 11 dividem essas mudanças em dois períodos distintos: antes (1985-2000) e após o funcionamento da Usina hidrelétrica de Manso (2000-2022). Essa divisão temporal permite identificar como a construção da usina influenciou as dinâmicas espaciais da região. As figuras apresentam 29 diferentes tipos de transição que representam as mudanças na paisagem do Megaleque. As classes mais envolvidas nas transições foram wetlands, corpos d'água e formação campestre, todas relacionadas às oscilações naturais do Pantanal. No entanto, observam-se tendências claras de perda de áreas de corpos d'água e wetlands, acompanhadas por um aumento das áreas de formação campestre. As áreas sem mudança de classe foram desconsideradas do gráfico para melhorar a visualização.

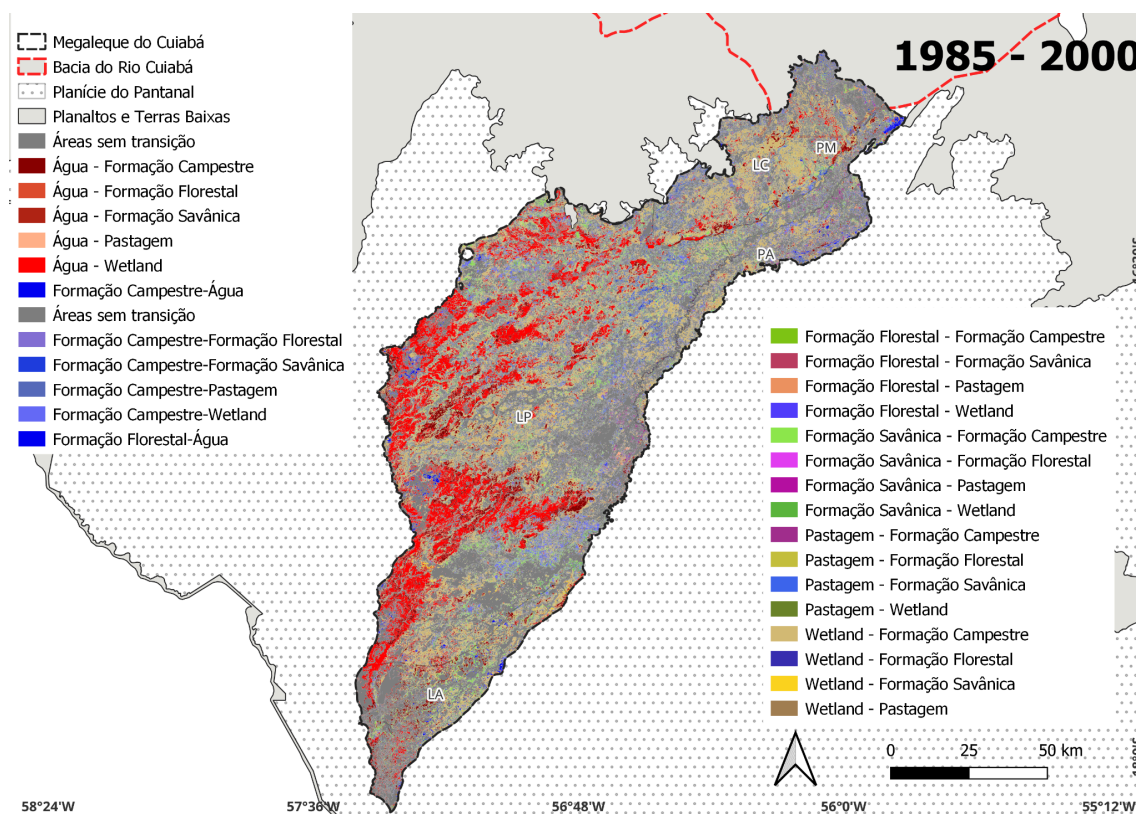


Figura 10 - Dinâmica das transições entre classes de uso e ocupação do solo no Megaleque do rio Cuiabá (1985-2000). (adaptado de MapBiomas Brasil 2023).

As principais conversões identificadas no megaleque do rio Cuiabá ocorreram de áreas de água para classes de vegetação natural, com destaque para a conversão em campo alagado (*wetlands*), representadas por transições em vermelho que se concentram nas regiões central e sul do megaleque nas planícies desconfinadas. Adicionalmente, houve uma significativa transformação de campo alagado (*wetlands*) para formação campestre, simbolizada por manchas marrom claro espaçadas (Figura 10).

Foi identificada uma desaceleração nas transições que indicam perda de água nos 22 anos seguintes da análise, com poucas áreas vermelhas localizadas no megaleque (Figura 11). Nesse período, destacaram-se manchas azuladas no mapa, indicando transformações da classe de formação campestre para outras classes de vegetação nativa. Além disso, foram observadas áreas de conversão de *wetlands* para formação campestre em grande parte do megaleque.

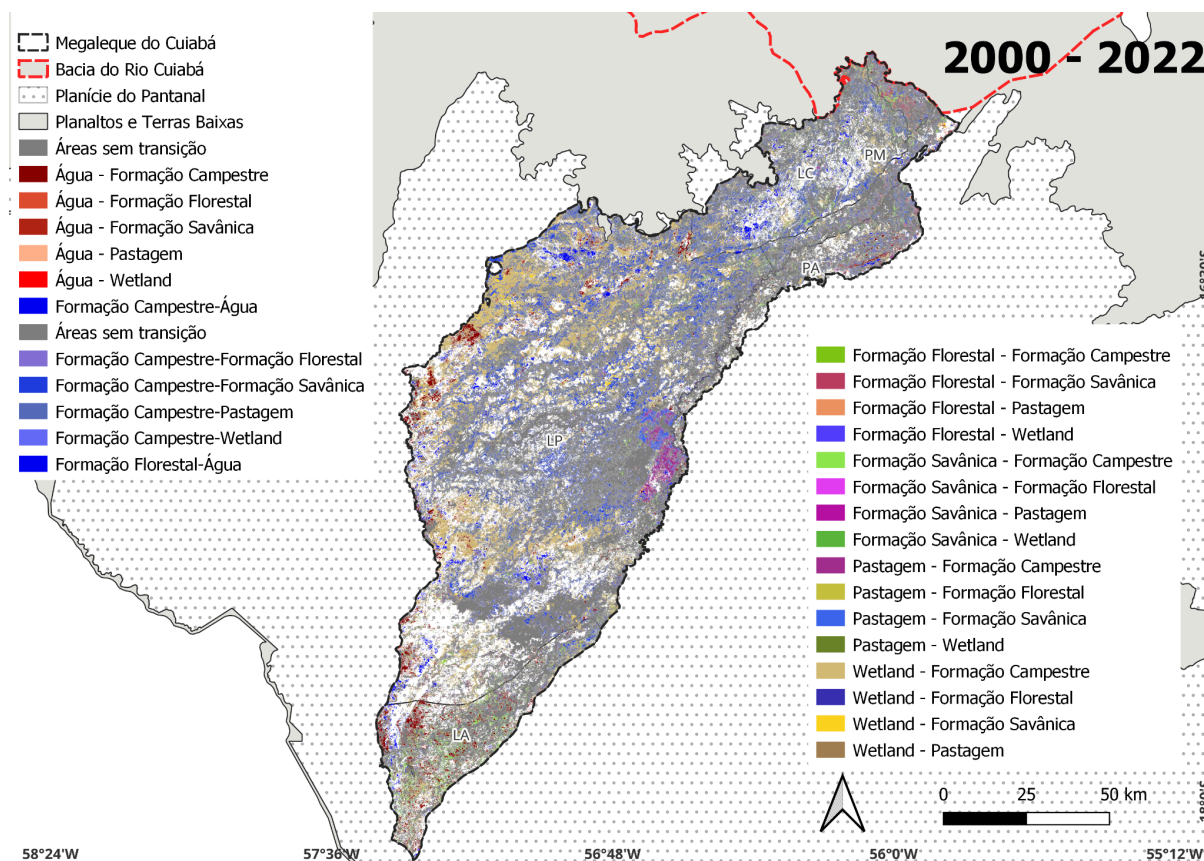


Figura 11 - Dinâmica das transições entre classes de uso e ocupação do solo no Megaleque do rio Cuiabá (2000-2022). (adaptado de MapBiomas Brasil 2023).

No mapa, destaca-se a predominância de áreas em cinza, que indicam regiões sem transições entre classes de uso e cobertura. Adicionalmente, as áreas em branco podem

sugerir transições entre classes que não foram consideradas nos mapeamentos deste estudo, representando, assim, transições não verificadas.

Destaca-se, na Figura 11, uma mancha em roxo que representa a transição de áreas de pastagem para formação campestre. Essa mancha está localizada na mesma região onde as classes do MapBiomias indicam a reversão de áreas agrícolas ou não florestadas em vegetação natural. Portanto, trata-se de áreas em processo de restauração da vegetação natural.

As conversões mais expressivas no período de 1985 a 2000 foram de áreas de wetlands para formação campestre, totalizando 267.080 hectares, seguidas pelas conversões de corpos d'água para wetlands (179.110 hectares) e de corpos d'água para formação campestre (85.940 hectares). No período de 2000 a 2022, as conversões mais significativas foram de wetlands para corpos d'água (167.249 hectares), de formação campestre para savânica (108.499 hectares), além de conversões de corpos d'água para formação campestre (31.460 hectares) e de corpos d'água para wetlands (28.411 hectares).

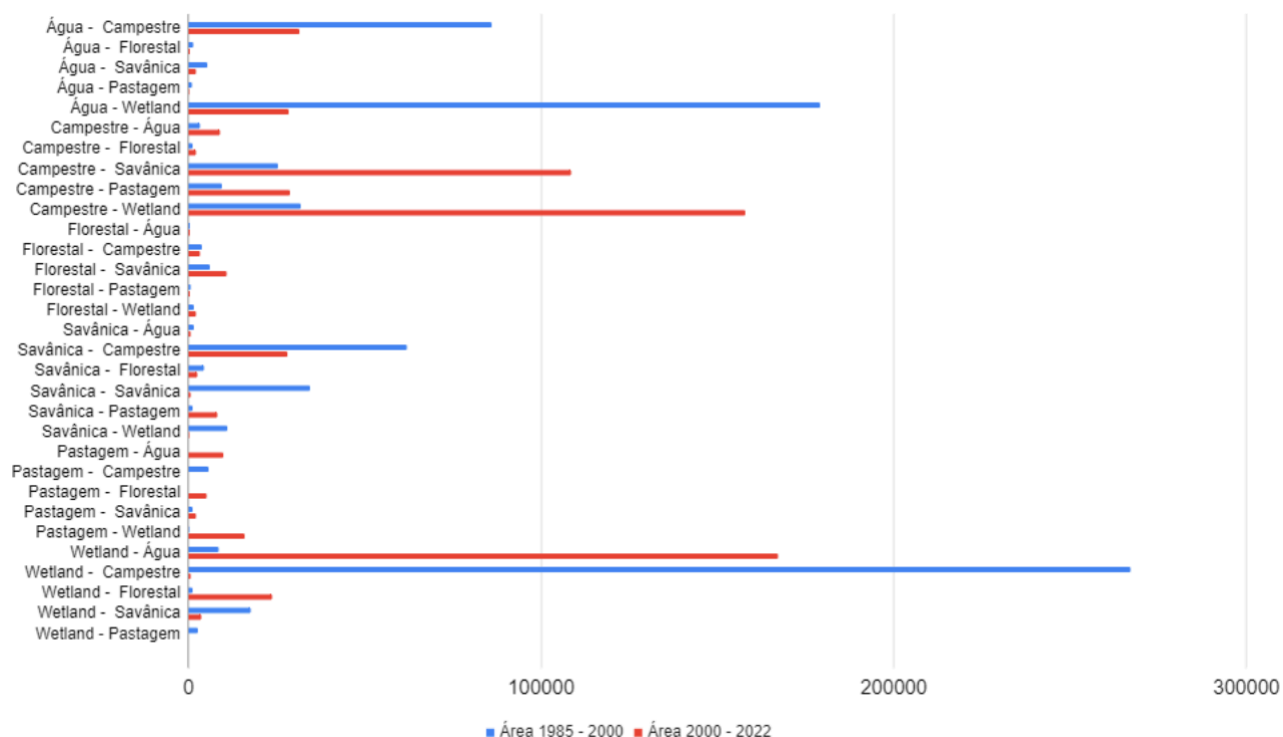


Figura 12 - Dinâmica das transições entre classes de uso e ocupação do solo no Megaleque do rio Cuiabá (1985-2022). As áreas em azul representam as transições ocorridas entre 1985 e 2000, enquanto as áreas em vermelho destacam as mudanças ocorridas entre 2000 e 2022. (adaptado de MapBiomias Brasil 2023).

Importante citar que apesar do funcionamento da usina ser datado em 2000, o enchimento do reservatório ocorreu em 1999, com as primeiras obras relacionadas à barragem datadas de 1988, interrompidas por dez anos e retomadas em 1998. Esses fatores são essenciais na interpretação e análise dos dados acima. Enfatiza-se a necessidade de análises mais aprofundadas em intervalos temporais mais especificados dos dados apresentados nesta seção.

5.5 Análise dos dados orbitais, dados hidrológicos e climáticos

5.5.1 Mudanças nos dados hidrológicos e índices de vazão média

Com base nas médias fluviométricas mensais, foram criados gráficos que ilustram o comportamento fluviométrico do rio ao longo do ano, tanto antes quanto depois da instalação da Usina de Manso em 2000 (Figura 13).

A análise dos dados permite inferir que tanto as estações de cheia quanto as de seca foram afetadas pela instalação da usina. Após a instalação, as estações de cheia apresentaram vazões médias mensais mais brandas, enquanto as estações de seca mostraram valores acima do observado no período anterior à instalação da usina.

Os índices de vazão média apresentam comportamentos similares em todas as estações, com valores elevados nos primeiros cinco meses do ano e valores baixos posteriormente, que só voltam a subir no mês de dezembro (Figura 1D). A localização das estações é relevante para a análise dos índices de vazão. A estação Rosário do Oeste, localizada a montante, é a estação mais próxima da Barragem de Manso e está situada na Bacia do Rio Cuiabá. Em contrapartida, a estação Porto Jofre está mais próxima da foz do rio Cuiabá, nas planícies fluviais desconfinadas do Megaleque. A estação Cuiabá encontra-se mais próxima do desnível entre a Bacia do Rio Cuiabá e a planície pantaneira e apresenta os maiores valores de vazão máxima. Entre as estações analisadas, São João e Porto Cercado registraram as médias fluviométricas mais baixas em comparação com as outras estações. Por outro lado, as estações Porto Jofre, Barão do Melgaço e Rosário do Oeste apresentaram médias mais altas, próximas de mil metros cúbicos por segundo no trimestre de cheia (Figura 13).

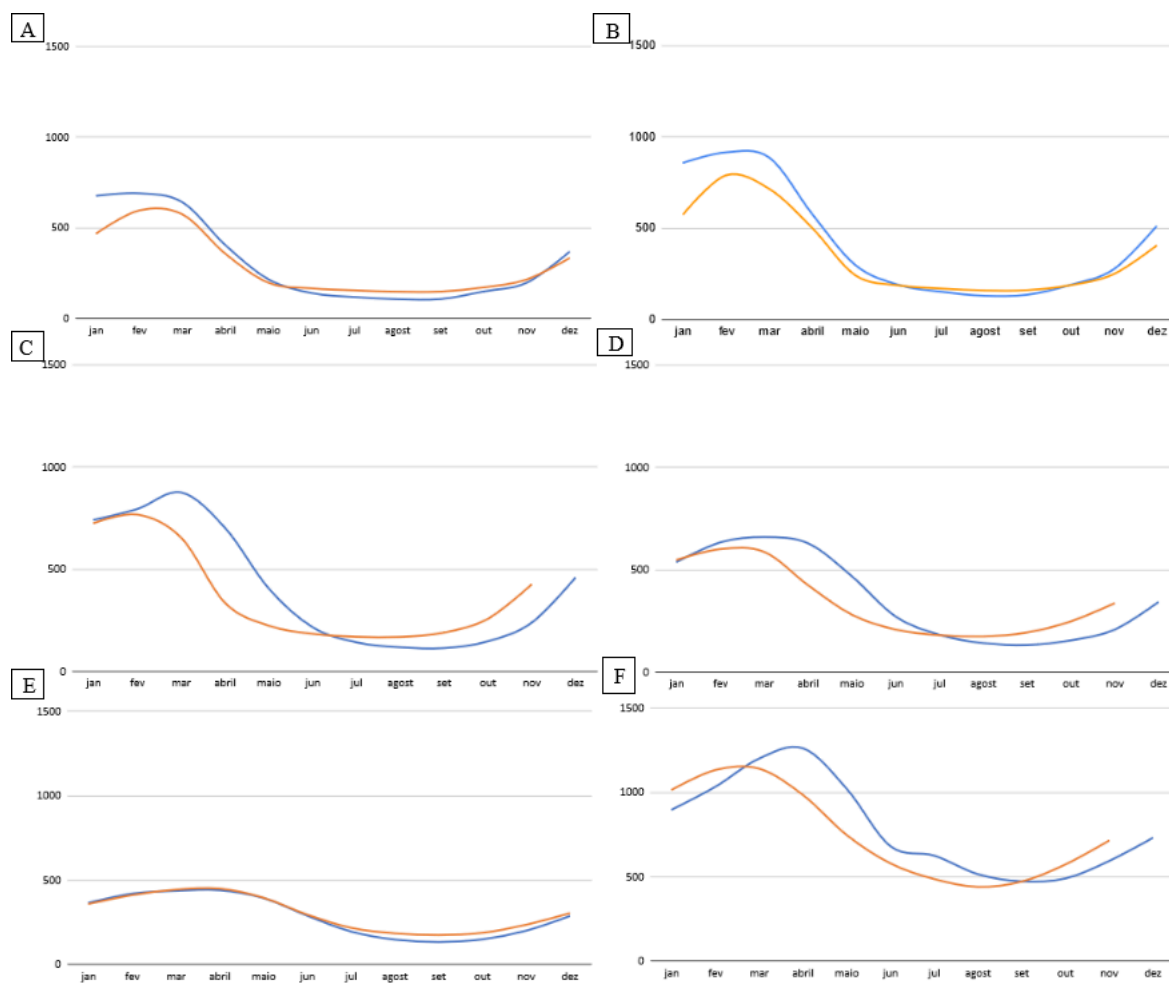


Figura 13 - Descarga fluvial média mensal no Megaleque do Rio Cuiabá para as estações: (A) Rosário do Oeste, (B) Cuiabá, (C) Barão do Melgaço, (D) Porto Cercado, (E) São João e (F) Porto Jofre. A diferenciação é feita entre o período pré-instalação (1985-2000) representado pela linha azul, e o período pós-instalação (2000-2020) representado pela linha laranja.

Dessa forma, é perceptível que as alterações de vazão média entre os períodos analisados ocorreram de forma distinta entre os compartimentos geomorfológicos. As mudanças mais evidentes se apresentam em estações a jusante, especialmente nas estações de Barão do Melgaço, Porto Cercado e Porto Jofre. Estações a montante, especialmente Rosário do Oeste e Cuiabá, apresentaram padrões mensais de vazão similares entre os períodos analisados.

5.5.2 Mudanças nos índices derivados de dados orbitais

Os gráficos da Figura 14 apresentam o resultado da aplicação dos índices espectrais na identificação das mudanças ambientais, realçando e quantificando as transformações na biomassa e corpos hídricos (Figura 14). As médias mensais correspondentes aos índices

NDVI e MNDWI apresentam mudanças após o funcionamento da usina de Manso (Figura 14A) esses resultados também são visíveis nos dados das médias anuais para os índices espectrais com linhas de tendência indicando o aumento do NDVI e o decréscimo do MNDWI (14B e 14C).

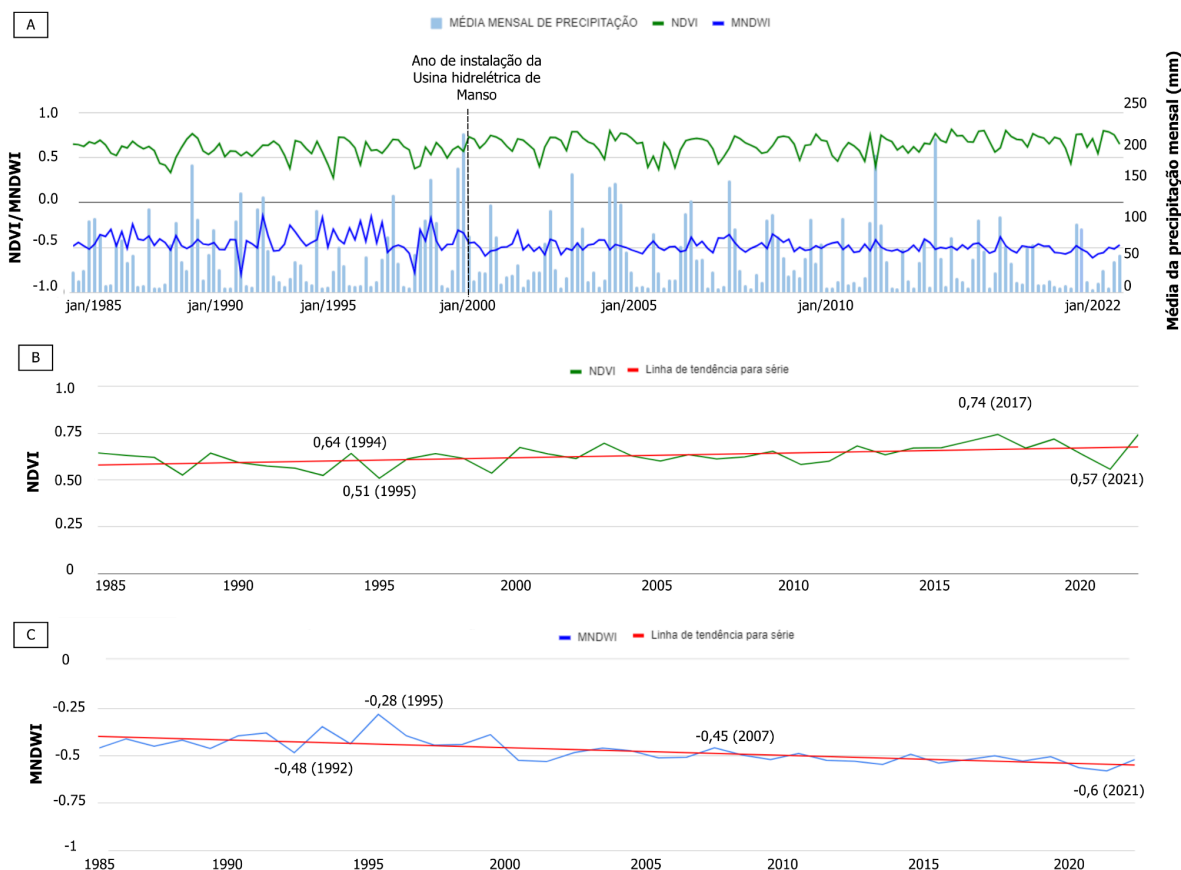


Figura 14 - Médias mensais e anuais dos índices espectrais monitorados (NDVI e MNDWI) e médias mensais de precipitação obtidas a partir do modelo CHIRPS, dados do Megaleque do Rio Cuiabá ao longo do período de 1985 a 2022. (A) Médias mensais de NDVI, MNDWI e CHIRPS ao longo de toda a série histórica. A linha verde representa os valores de NDVI, as linhas azuis representam os valores de MNDWI, as colunas em azul claro representam os dados de precipitação, e a linha preta pontilhada marca o ano de início do funcionamento da Usina Hidrelétrica de Manso (ano 2000). (B) Média anual do índice de vegetação (NDVI), representada pela linha verde. A linha vermelha indica a tendência na série temporal, com os valores destacados representando os picos mais altos e mais baixos nos períodos anteriores e posteriores ao funcionamento da Usina de Manso. (C) Média anual do índice de áreas alagadas (MNDWI), representada pela linha azul. A linha vermelha indica a tendência na série temporal, com os valores destacados representando os picos mais altos e mais baixos nos períodos anteriores e posteriores ao funcionamento da Usina de Manso.

Como citado anteriormente, a análise dos dados processados revela uma queda nos valores de MNDWI (Figura 14A e 14C), especialmente após o ano 2000, quando ocorreu a

instalação e o funcionamento da Barragem de Manso. Nos últimos anos, os valores frequentemente se mantiveram acima de -0,5, indicando superfícies mais secas. Em contraste, os valores mais próximos a -0,25, que representam superfícies com água, ocorreram nos primeiros quinze anos da análise, com destaque para o ano de 1995, que teve um valor de -0,28. O maior valor de MNDWI identificado acima da linha de tendência após o ano 2000 (-0,48) é apenas 0,03 inferior ao menor valor registrado abaixo da linha nos anos anteriores a 2000 (-0,45). O menor valor de MNDWI na série temporal (-0,6 em 2021) representa um aumento de 25% em relação ao menor valor pré-barragem (-0,48 em 1992), evidenciando a intensificação da escassez hídrica no Megaleque do Cuiabá.

Em contraste com a dinâmica hidrológica, o NDVI apresenta um aumento sutil nos valores anuais no Megaleque do Cuiabá após 2000 (Figura 14A e 14B). Os picos identificados antes de 2000, com um máximo de 0,64 em 1994 e um mínimo de 0,51 em 1995, são menores do que os picos identificados após 2000, que alcançaram um máximo de 0,74 em 2017 e um mínimo de 0,57 em 2021. No entanto, o pico de valor mínimo identificado em 2021 (0,57) era esperado devido às intensas queimadas que ocorreram em todo o bioma pantanal no ano anterior. Foram identificados outros quatro picos acima de 0,64 após 1994, sendo o mais expressivo em 2017, com um valor de 0,74, o maior na série histórica. Após a instalação da barragem, os dados mostraram uma certa estabilidade, com valores entre 0,6 e 0,7 para quase todos os anos entre 2011 e 2020.

5.5.2.1 Mudanças nos índices derivados de dados orbitais nos compartimentos geomorfológicos do Megaleque do rio Cuiabá

As análises dos índices espectrais (MNDWI e NDVI) também foram aplicadas nos diferentes compartimentos geomorfológicos do Megaleque do Cuiabá, divididos em três categorias: Paleoleque do Cuiabá, Planícies Fluviais Confinadas e Planícies Fluviais Desconfinadas (Figuras 15 e 16).

Nos gráficos (Figura 15), é possível perceber que todas as unidades geomorfológicas exibem uma diminuição nos valores de MNDWI, embora essa redução não ocorra de maneira uniforme. As maiores mudanças de valores ocorrem no Paleoleque e nas planícies fluviais desconfinadas. No Paleoleque, os valores caem de -0,1 para -0,4, enquanto nas planícies fluviais desconfinadas os valores variam de 0,2 para -0,2 ao longo da série histórica. Nas planícies fluviais confinadas, a tendência de perda é mais suave em comparação com as outras unidades geomorfológicas.

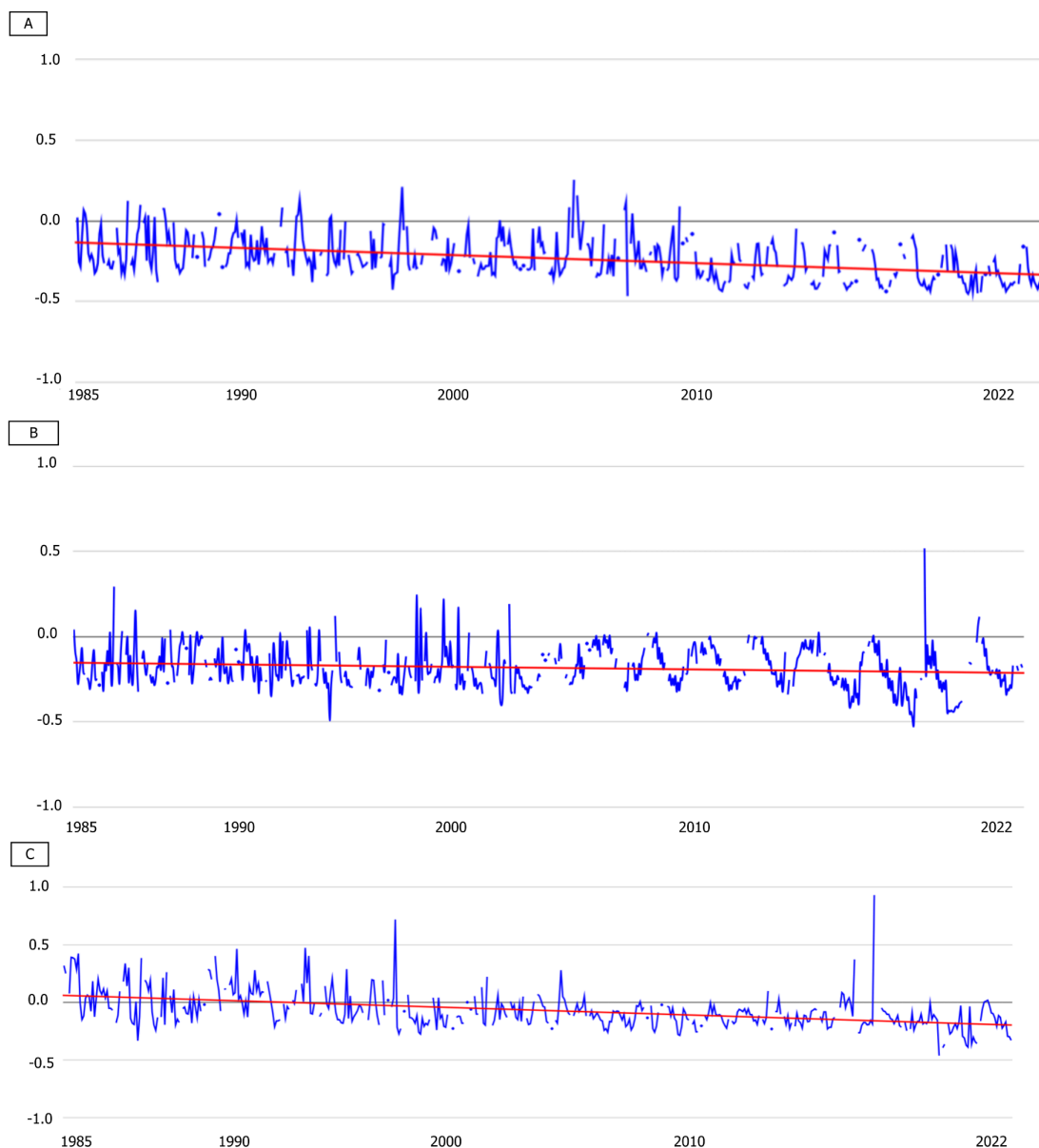


Figura 15 - Valores do índice de água (MNDWI) identificados nas diferentes categorias geomorfológicas do Megaleque do rio Cuiabá ao longo do período de 1985 a 2022. A linha vermelha marca a linha de tendência dos dados na série temporal. (A) Valores de MNDWI na unidade geomorfológica Paleoleque do Megaleque do Cuiabá. (B) Valores de MNDWI na unidade geomorfológica Planícies Fluviais Confinadas do Megaleque do Cuiabá. (C) Valores de MNDWI na unidade geomorfológica Planícies Fluviais Desconfinadas do Megaleque do Cuiabá.

Podemos identificar que já havia uma leve tendência de diminuição dos valores em todos os compartimentos antes do início do funcionamento da Usina de Manso. No entanto, essas perdas foram acentuadas nos 22 anos subsequentes ao início de suas operações. Um pico de cheia foi identificado em 2018, considerado um ano de cheia no Pantanal; entretanto, este é um dos poucos registros de valores de MNDWI acima de 0,0 após o ano 2000.

Os dados de NDVI para cada uma das categorias geomorfológicas também apresentam comportamento similar aos resultados encontrados para a totalidade do Megaleque do Cuiabá, com aumentos suaves de valores de NDVI (Figura 16).

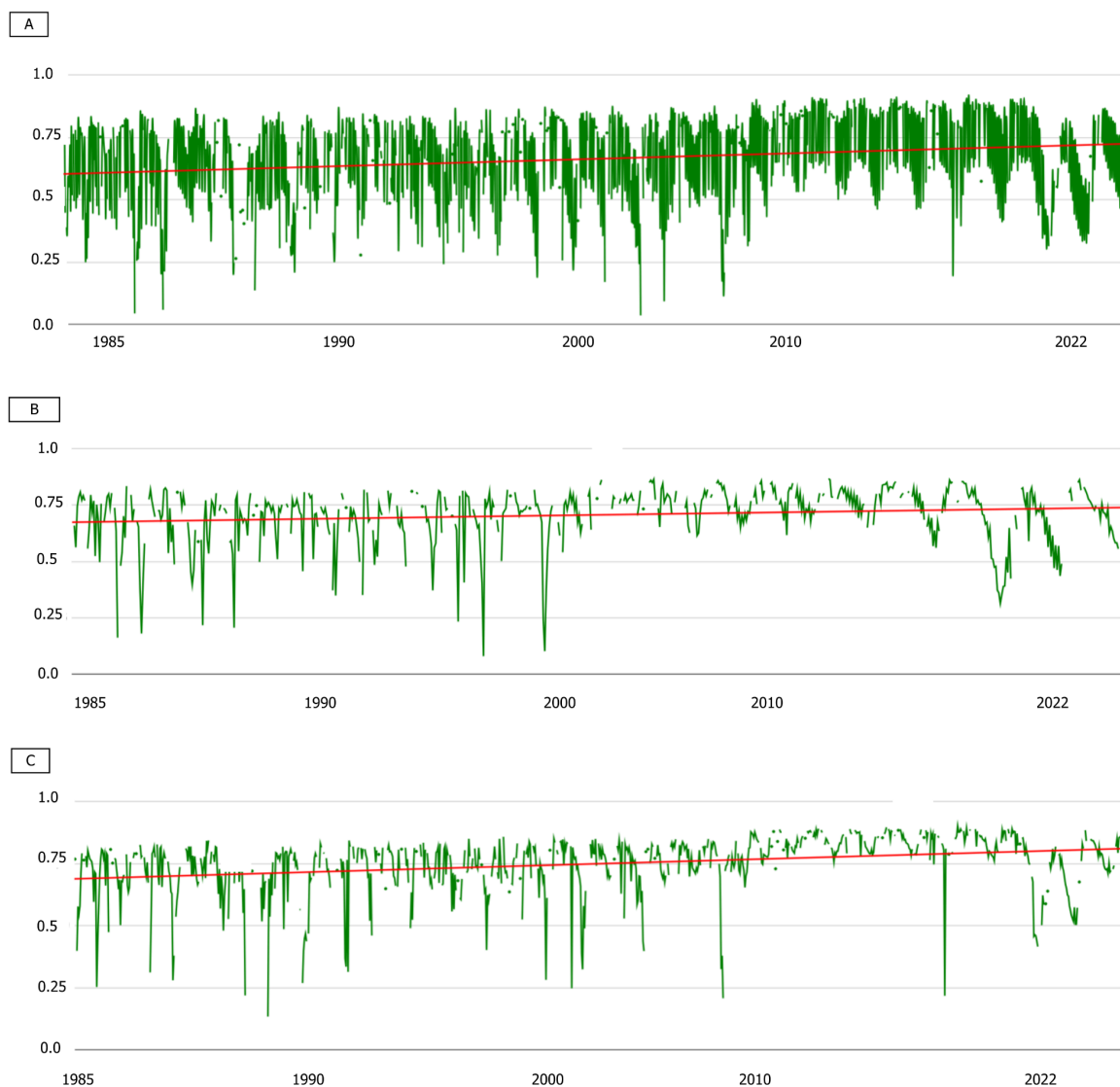


Figura 16 - Valores do índice de vegetação (NDVI) identificados nas diferentes categorias geomorfológicas do Megaleque do rio Cuiabá ao longo do período de 1985 a 2022. A linha vermelha marca a linha de tendência dos dados na série temporal. (A) Valores de NDVI na unidade geomorfológica Paleoleque do Megaleque do Cuiabá. (B) Valores de NDVI na unidade geomorfológica Planícies Fluviais Confinadas do Megaleque do Cuiabá. (C) Valores de NDVI na unidade geomorfológica Planícies Fluviais Desconfinadas do Megaleque do Cuiabá.

Observa-se que os menores valores se concentram nos primeiros anos da série temporal com aumento gradual das linhas de tendência. Apesar dos resultados semelhantes, os comportamentos diferem em cada compartimento geomorfológico. No Paleoleque, os valores de NDVI são inferiores, em comparação com as planícies, e a linha de tendência

oscila entre 0,5 e 0,7 indicando cobertura menos densa entre as áreas analisadas. Vale ressaltar que o paleoleque é o compartimento geomorfológico com maior ocorrência de áreas de pastagem e possui os menores valores proporcionais de formação florestal.

Ambas as planícies apresentam valores que variam entre 0,7 e 1,0 na linha de tendência, revela um aumento gradual dos valores ao longo do tempo. A maior parte dos valores se concentra acima da linha de tendência, reforçando a tendência positiva. Entretanto, é importante ressaltar os valores abaixo do padrão nos últimos três anos de análise, podendo estar diretamente relacionados aos eventos de queima extraordinários mais recentes.

5.5.3 Variações nos dados climáticos

Os dados dos dados de precipitação mensal CHIRPS evidenciam as oscilações de precipitação características da área, com períodos de secas e cheias (Figura 14A). Esses dados foram aplicados na construção dos dados mensais do índice SPI, uma ferramenta métrica de monitoramento das condições climáticas que auxilia nas análises quantitativas das condições hídricas de uma região. O gráfico (Figura 17) compartimenta a série histórica, indicando períodos de seca (barras vermelhas) e de umidade excessiva (barras azuis).

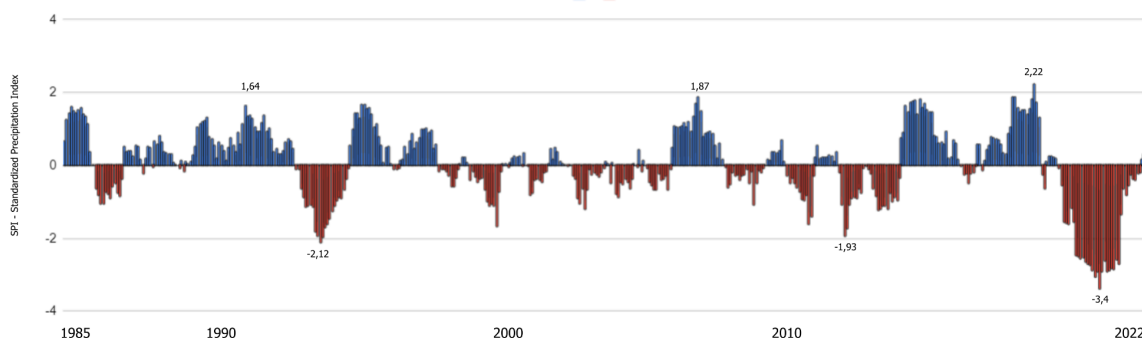


Figura 17 - Índice Padronizado de Precipitação (SPI) para o período de 1985 a 2022 no Megaleque do Rio Cuiabá. Valores positivos (representado por colunas azuis) indicam condições mais úmidas do que a média, enquanto valores negativos (representados por colunas vermelhas) indicam condições mais secas.

Observa-se que os valores positivos do índice SPI, representando anos chuvosos, predominam no início da série histórica, com exceção dos anos de 1986 e 1993, que apresentam valores negativos associados a períodos de seca. A partir de 2000, há uma predominância mais acentuada de valores negativos, indicando uma maior frequência de secas. Entre esses eventos, destacam-se as secas de 2020 e 2021, que apresentam os picos negativos mais intensos da série histórica, com vários meses registrando valores abaixo de -2

e um mínimo de -3,4. Embora outros períodos de seca sejam visíveis no gráfico, este é o mais severo. O registro mais baixo anterior a esse período havia ocorrido em 1993, com um SPI de -2,12.

Eventos de umidade também são notáveis, como nos anos de 2006, 2014 e 2018, que apresentam picos positivos expressivos. Destacam-se especialmente os anos de 2014 e 2018, com valores de SPI de 1,87 e 2,22, respectivamente, sendo este último o maior valor registrado em toda a série histórica. Podemos inferir desse gráfico que o megaleque do rio Cuiabá apresenta uma alta variabilidade climática, marcada por frequentes alternâncias entre períodos úmidos e secos. Após o ano 2000, nota-se uma sequência de meses secos que, embora não apresentem valores extremamente baixos, pode indicar períodos prolongados de seca. Além disso, nas últimas décadas, há indícios de uma intensificação dos eventos climáticos extremos. Isso fica claro pelo fato de que os maiores valores do SPI, tanto negativos quanto positivos, ocorrem após 2010.

Com base nos valores de SPI, os meses da série histórica foram classificados em diferentes condições climáticas (McKee et al., 1993). Além disso, foi calculada a porcentagem de ocorrência de cada uma dessas condições ao longo da série histórica (Tabela 2).

Valor do SPI	Condição	% de ocorrência na área
≥ 2.0	Período chuvoso extremo	0,2%
$1.5 \leq \text{SPI} < 2.0$	Período chuvoso significativo	5,7%
$1.0 \leq \text{SPI} < 1.5$	Período moderadamente chuvoso	9,6%
$-1.0 < \text{SPI} < 1.0$	Sem eventos extremos	71,3%
$-1.5 < \text{SPI} \leq -1.0$	Período moderadamente seco	5,9%
$-2.0 < \text{SPI} \leq -1.5$	Período de seca significativa	2,8%
$\text{SPI} \leq -2.0$	Período de seca extrema	4,4%

Tabela 2 - Porcentagem de ocorrência no Megaleque do rio Cuiabá das condições climáticas definidas no sistema de classificação das condições de acordo com os valores do índice SPI - Standardized Precipitation Index - baseado em McKee et al. (1993).

A análise da tabela demonstra que a maior parte dos meses (71,3%) não apresentou eventos climáticos extremos. As condições moderadamente chuvosas (9,6%) e moderadamente secas (5,9%) foram as mais frequentes entre os eventos não extremos. Já os eventos extremos, como seca extrema (4,4%) e significativamente seca (2,8%), somaram 7,2% do total de meses analisados.

Ao comparar as porcentagens de meses classificados entre as diferentes classes de condições secas e chuvosas, observa-se que 13,1% dos meses analisados pertencem ao espectro das secas, enquanto 15,5% se enquadram nas categorias chuvosas. Embora a ocorrência de meses chuvosos seja ligeiramente maior, os eventos extremos de seca ocorreram com uma frequência 4,2% superior em relação aos eventos de chuva extrema.

Os resultados das classificações dos meses em condições climáticas foram organizados em um gráfico de colunas empilhadas de distribuição anual (Figura 18), onde cada barra vertical representa um ano, e as diferentes cores correspondem às categorias climáticas, variando de seca extrema a extremamente chuvoso.

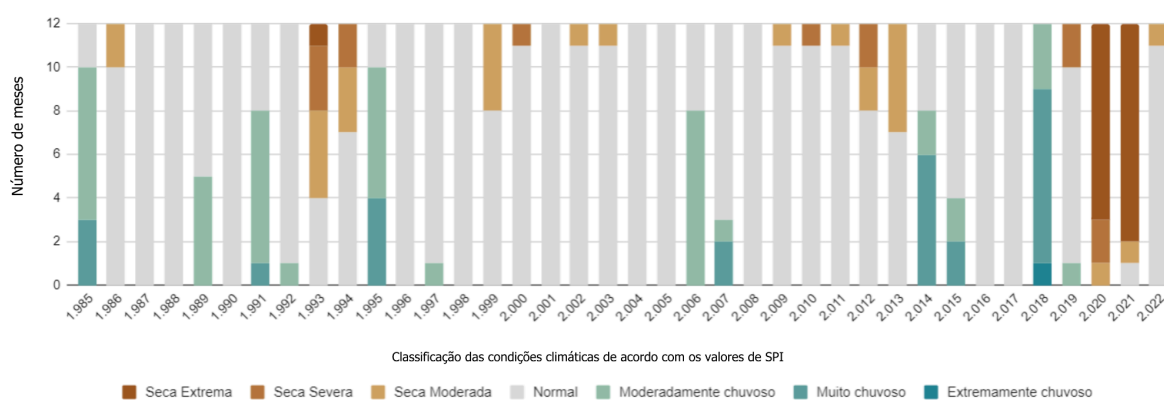


Figura 18 - Classificação das condições climáticas mensais de acordo com o Índice Padronizado de Precipitação (SPI) no período de 1985 a 2022.

O gráfico apresenta as condições climáticas ao longo da série histórica. Levando em consideração os eventos extremos, é possível identificar que embora os eventos chuvosos, incluindo os classificados como moderadamente e significativamente chuvosos, tenham ocorrido em um maior número de meses (15,5% do total), os eventos secos (13,1% do total), especialmente os classificados como seca moderada e severa, estiveram presentes em um maior número de anos. Essa observação indica que, embora a porcentagem de meses classificados como períodos secos tenha sido menor, eles se distribuíram de forma mais dispersa ao longo da série histórica.

Destaca-se a presença de eventos extremos tanto de seca quanto de chuva no quadriênio 2018 a 2021. Em 2018, observou-se um padrão de precipitação significativamente acima da média, com todos os meses classificados como chuvosos, sendo a maioria caracterizada como muito chuvosa e tendo o único registro de mês extremamente chuvoso da

série histórica. 2019 foi o único ano da série histórica a registrar uma condição de seca e chuva no mesmo ano.

Em contraste, os anos de 2020 e 2021 apresentaram um cenário de déficit hídrico acentuado, com predominância de condições de seca extrema. Em particular, 2020 destacou-se pela concentração de meses extremamente secos, enquanto 2021 apresentou uma sequência prolongada de meses classificados como secos, com apenas um mês sem eventos extremos.

5.5.4 Mudanças especializadas dos corpos hídricos no Megaleque do rio Cuiabá

A superfície d'água no megaleque do Cuiabá foi uma das classes de uso e ocupação que mais sofreu transformações ao longo dos 37 anos de análise. A partir dos dados disponibilizados pelo MapBiomias Água foram construídos mapas com diferentes parâmetros sobre as mudanças na superfície d'água no Megaleque (Figura 19). A Figura 19A apresenta a frequência da ocorrência de água em cada pixel, permitindo identificar as áreas com maior ocorrência de inundação ao longo dos anos. A Figura 19B demonstra a tendência de aumento ou diminuição da área de água ao longo do tempo, evidenciando as áreas que estão perdendo ou ganhando cobertura hídrica. A Figura 19C, por sua vez, ilustra as transições entre as classes de uso da terra, mostrando a conversão de áreas úmidas em outras classes e vice-versa.

A tendência de perda de áreas de superfície d'água é evidente em todo o megaleque do Cuiabá, sendo mais acentuada nas planícies fluviais desconfinadas (lobos pré-atual e atual). O mapa de tendência (Figura 19B) apresenta áreas com redução significativa de superfície d'água, corroboradas pelas zonas de decréscimo no mapa de transições (Figura 19C). Dessa forma, a região centro-sul do megaleque perde seu histórico de frequência de inundação, tornando-se mais seca ao longo dos anos.

Os gráficos de série temporal da superfície d'água (Figura 19A e 19B) mostram uma mudança notável a partir de 1998, com picos de inundação inferiores aos registrados anteriormente. Este fato pode estar relacionado com a retomada das obras em 1998 e a operação da Usina de Manso a partir de 2000. Em contraste, o extremo sul e o limite oeste mantêm taxas mais elevadas de superfícies alagadas, conforme registrado no mapa de transição como áreas persistentes de alagamento.

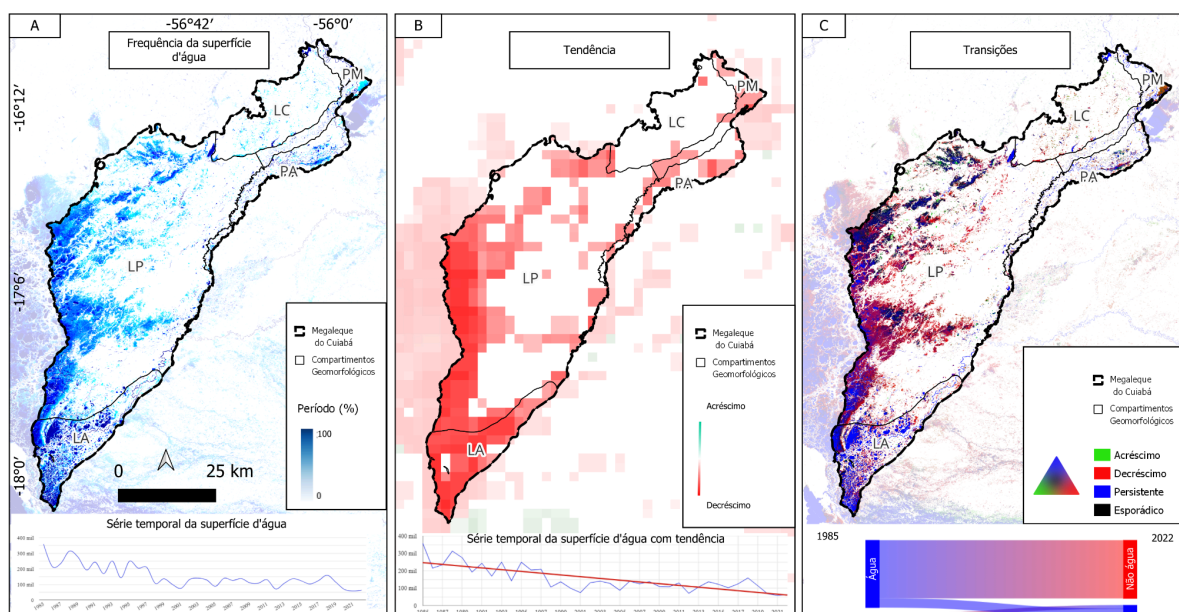


Figura 19 - Mudança na classe de corpos hídricos no Megaleque do Cuiabá (adaptado de MapBiomás Água 2023). (A) Frequência da superfície d'água no Megaleque do Cuiabá entre 1985 e 2022. (B) Tendência de decréscimo e acréscimo da área de superfície d'água no Megaleque do Cuiabá entre 1985 e 2022. (C) Tipos de transição entre classes de água e não água no Megaleque do Cuiabá entre 1985 e 2022.

Não foram verificadas áreas significativas de acréscimo de superfície d'água, o que já era esperado, dado que tal aumento geralmente está correlacionado com o represamento de rios e a construção de barragens. Apesar disso, pequenas manchas de acréscimo são observadas a noroeste do megaleque, possivelmente refletindo mudanças naturais nas trajetórias de rios e lagos.

De forma geral, os dados indicam um ressecamento do Megaleque, especialmente nas planícies fluviais desconfinadas, que são historicamente as regiões ocupadas por lagoas e áreas alagadas.

5.6 Ocorrência de queimadas

Foram elaborados mapas que apresentam diferentes aspectos relacionados ao padrão de queimadas no Megaleque do Cuiabá (Figura 20). Essa representação cartográfica permite uma visualização clara da distribuição espacial e temporal das cicatrizes de fogo na região.

A distribuição espacial e temporal das queimadas no Megaleque do Cuiabá apresenta características marcantes. A Figura 20A evidencia que a frequência de áreas queimadas se concentra no norte-nordeste do Megaleque, onde as manchas mais escuras estão presentes. As regiões do Megaleque do Cuiabá, como o "Paleoleque" (LC), "Planície Anabranching" (PA) e "Planície Meandrante" (PM) apresentam as áreas com maior frequência de

queimadas. Entretanto, pode-se inferir que existe um baixo histórico de frequência de queima no Megaleque, visto que o mapa não apresenta nenhuma mancha laranja avermelhada.

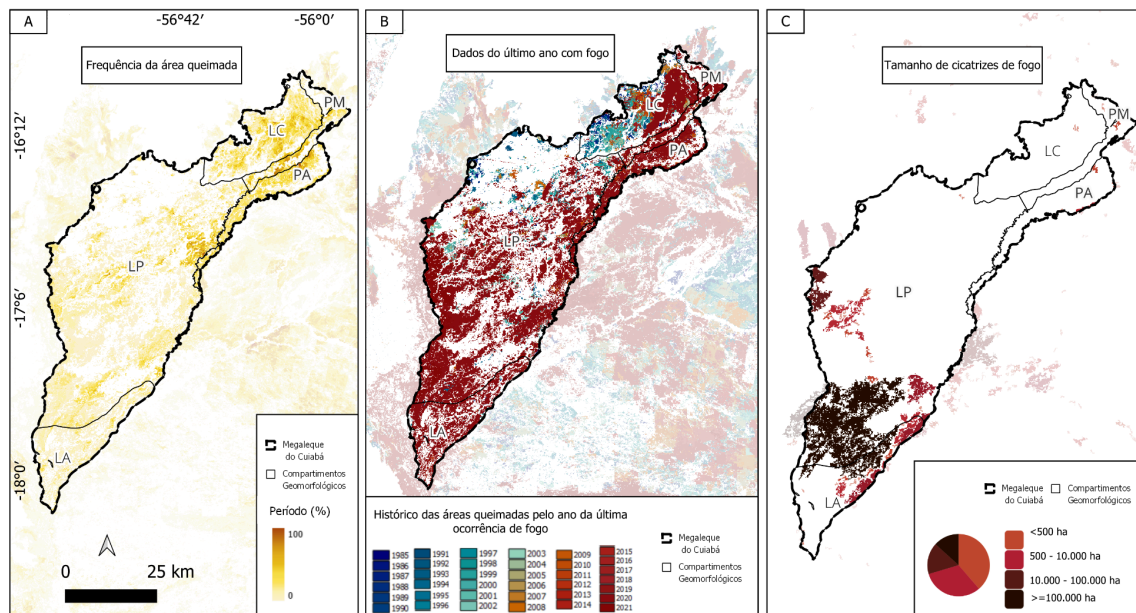


Figura 20 - Informações que retratam diferentes aspectos relacionados à passagem de eventos de queima no Megaleque do Cuiabá, organizado em compartimentos geomorfológicos, na série histórica de 1985-2022 (adaptado de MapBiomias Fogo 2023). (A) Frequência de área queimada no Megaleque do Cuiabá entre 1985 e 2022. As áreas são representadas em uma escala de cores que varia do amarelo claro (menor frequência de queima) ao amarelo mais intenso (maior frequência de queima). (B) Dados do último ano com fogo no Megaleque do Cuiabá entre 1985 e 2022. O segundo mapa indica quando as áreas do Megaleque do Cuiabá foram queimadas pela última vez. As cores variam de azul (queimadas mais antigas) a vermelho (queimadas mais recentes). (C) Tamanho das cicatrizes de fogo no Megaleque do Cuiabá entre 1985-2022. Os tamanhos das cicatrizes foram divididos em quatro categorias: áreas menores que 500 hectares, entre 500 e 10.000 hectares, entre 10.000 e 100.000 hectares, e maiores que 100.000 hectares.

Ao analisar os dados do último ano com ocorrência de fogo, percebe-se que a maioria indica queimas recentes, representadas por manchas vermelho-escuras que cobrem praticamente todo o Megaleque, principalmente nas áreas "Lobo Moderno" (LP) e "Lobo Atual" (LA). As manchas que indicam eventos de queimas mais antigas estão concentradas no Paleoleque e no extremo noroeste do Megaleque, apresentando colorações azuladas que correspondem a áreas queimadas antes dos anos 2000 (Figura 20B). Este mapa fornece uma visão cronológica das queimadas, evidenciando que a passagem de fogo tem se mostrado um evento mais recente e abrangente na região.

Quanto ao tamanho das cicatrizes de fogo, as maiores cicatrizes estão localizadas nas planícies desconfinadas ao sul do Megaleque, com áreas superiores a cem mil hectares com as maiores cicatrizes localizadas no "Lobo Atual" (LA). (Figura 20C). Este mapa sugere que

os incêndios nesta região tendem a afetar grandes extensões de terra, resultando em cicatrizes significativas principalmente em áreas que não tem histórico de queimadas.

A partir desses dados, é possível inferir que o Megaleque vem sofrendo mais queimadas nos anos recentes, resultando em cicatrizes maiores. Portanto, os fogos recentes têm deixado cicatrizes extensas. A frequência das queimadas indica que não há um histórico frequente de queimas no passado do Megaleque, visto que não há manchas tão escuras no mapa, sugerindo uma ausência de eventos de fogo constantes no histórico da região.

6. DISCUSSÃO

6.1 Discussão sobre a ação das forçantes antropogênicas no Megaleque do Cuiabá

Os dados apresentados neste estudo estão em conformidade com pesquisas que indicam uma perda global significativa de áreas alagadas (Hu et al., 2017). A redução de áreas alagadas está fortemente relacionada a ações antropogênicas em diversas partes do mundo, sendo as mudanças no uso e cobertura da terra uma das principais causas da perda global de áreas úmidas e superfícies de água. Recentemente, essas perdas têm sido proeminentes principalmente na Ásia, África e América do Sul, impulsionadas por mudanças causadas pelo crescimento populacional e atividades diretamente ligadas ao desenvolvimento econômico, como a conversão de áreas naturais em pastagens e cultivos agrícolas, a expansão de centros urbanos e a drenagem de água para produção agrícola (Murray, 2023; Fluet-Chouinard et al., 2023).

Na Etiópia, estudos indicam que a expansão de centros urbanos em ambientes úmidos afeta diretamente os valores ecossistêmicos desempenhados por esses ambientes (Belay et al., 2022). A perda de áreas úmidas relacionadas a mudanças de uso e cobertura também foi identificada nas proximidades do rio Tumen, no leste da Ásia, onde quase 30% da área total desses ecossistemas foi convertida em campos secos e áreas construídas (Zhang et al., 2020). Na Argentina, um terço das áreas úmidas do delta inferior do Rio Paraná foi substituído por pastagens (70% da área convertida) e silvicultura (18% das áreas convertidas) entre 1999 e 2013. (Sica et al., 2016).

No Brasil, entre 1985 e 2018, foi observada a conversão de 71 milhões de hectares de vegetação natural (Souza et al., 2020). Apesar dos indicadores de conservação das vegetações naturais na planície pantaneira apontarem para uma taxa de 80% de preservação (Franco et al. 2019), o bioma vem enfrentando desafios significativos nas últimas décadas. Isso se deve principalmente à conversão de terras nas áreas de planalto da Bacia do Rio Cuiabá e da BAP, o que provavelmente provocou mudanças na cobertura vegetal da planície, assim como a

intensa pressão de conversão de terras naturais impulsionada pela pecuária no Pantanal (Seidl et al., 2001; Lourival et al., 2011; Bergier et al., 2013).

Nesta pesquisa, foram identificadas mudanças significativas no uso e cobertura do solo na bacia de captação do Rio Cuiabá, com expansão das áreas de pastagem (aumento proporcional de 500%) e plantio de soja em áreas anteriormente cobertas por vegetação nativa do Cerrado. No Megaleque do Cuiabá, houve perdas nas classes Corpos Hídricos e Campo Alagado, enquanto houve um aumento expressivo na área da classe Formação Campestre. Essas alterações foram observadas em todos os cinco compartimentos geomorfológicos analisados, com variações conforme as características de cada compartimento. Dessa forma, os dados observados estão em consonância com pesquisas realizadas na BAP, que associam a conversão da vegetação nativa às mudanças paisagísticas da planície pantaneira, especialmente no que diz respeito à intensidade, duração e extensão das áreas úmidas (Silva et al., 2011; Watanabe e Ortega, 2013; Roque et al., 2016).

Os resultados desta pesquisa também refletem o aumento da presença de vegetação rasteira, como campos e pastagens em detrimento de áreas alagadas, observado em outras áreas do Pantanal mato-grossense (Miranda et al., 2018). Essa tendência não é isolada, pois estudos destacam que as mudanças no uso da terra, impulsionadas por fatores naturais e atividades humanas, resultaram em uma drástica redução das áreas úmidas em várias partes do mundo, frequentemente convertidas em outros tipos de cobertura natural (Li et al., 2022). Essas mudanças são, por vezes, acompanhadas pelo aumento da cobertura florestal (Sibanda et al., 2021; Jamal et al., 2020), enquanto em outras áreas observa-se a perda de vegetação arbórea (Singh et al., 2020; Musetsho et al., 2021; Na et al., 2015).

Além da conversão de áreas nativas em agropecuária na BAP e seus impactos na transformação dos padrões de vegetação e na hidrodinâmica da planície pantaneira (Bergier, 2013), outras variáveis antropogênicas, como os impactos causados por usinas hidrelétricas, também contribuem para a perda de áreas úmidas e corpos hídricos.

De acordo com Kondolf (1997) uma das consequências da instalação de barragens é a interrupção na continuidade do transporte sedimentar em rios, levando à escassez de sedimentos e à erosão do leito e margens do canal, produzindo rebaixamento do talvegue. Esse fenômeno influencia diretamente a dinâmica dos sistemas e conseqüentemente na formação de corpos hídricos como lagoas e áreas alagadas em regiões distributivas. Em Shanghai, observou-se uma perda constante de áreas úmidas, ao mesmo tempo em que o aumento exponencial de áreas de armazenamento de água construídas pelo ser humano ocorreu (Bo et al., 2015). Os impactos das usinas hidrelétricas nos corpos d'água e na

biodiversidade na Suécia também são documentados, principalmente relacionados à descontinuidade no fluxo dos rios (Malm-Renöfält et al., 2010). Na África Ocidental, a hidrelétrica de Kossou também alterou o uso e a cobertura da área, sendo responsável pelo aumento de corpos d'água e pela redução das classes de vegetação nativa, incluindo campos úmidos (Kouame et al., 2019).

No Brasil, a expansão da matriz energética por meio da instalação de hidrelétricas também é um tópico sensível, visto que a construção de estruturas em importantes bacias hidrográficas (Medinas de Campos et al., 2020). Embora a energia gerada por hidrelétricas seja considerada uma fonte limpa, tais empreendimentos podem ser danosos aos sistemas fluviais e áreas alagáveis (Manyari e Carvalho, 2007; Figueiredo et al., 2021). No Pantanal, as preocupações aumentam devido à importância ecológica do pulso de cheias e ao impacto cumulativo das represas, que podem modificar fortemente o regime hidrológico dos rios afetados (Junk e Cunha, 2005; Girard et al., 2002).

A usina hidrelétrica de Manso é o maior empreendimento instalado na BAP, e diversos estudos analisam as alterações hidrológicas a jusante do reservatório. Esses estudos quantificam mudanças derivadas da instalação da usina, como o aumento de fósforo e nitrogênio total acumulado (Souza et al., 2009), assim como mudanças nos padrões de alagamento que levam a estações chuvosas com inundações reduzidas e estações secas com inundações mais proeminentes (Zeilhofer e Moura, 2009). Esses resultados estão alinhados aos registros do HIDROWEB processados neste documento, que reforçam as mudanças nas vazões médias das estações hidrológicas analisadas.

A operação da barragem também alterou o regime do rio. Estudos recentes mostram que a PCH interfere na magnitude das inundações nas planícies alagáveis e na conectividade dos cursos d'água (Timpe e Kaplan, 2017; Jardim et al., 2020). De acordo com os dados processados nessa pesquisa é possível entender esse fenômeno por meio da perda de áreas alagadas durante os últimos trinta e sete anos no Megaleque do Cuiabá. O declínio das áreas alagadas impacta diretamente a perda de serviços ecossistêmicos, gerando distúrbios nos ciclos físico-químicos e biológicos, além de perturbações paisagísticas que afetam a biodiversidade e a disponibilidade hídrica (Zhang et al. 2020; Rojas et al. 2021; Lázaro et al., 2020; Alho et al., 2019; Li, Song e Liu, 2020). Embora os dados já evidenciem impactos relevantes, é necessário aprofundar as análises sobre a taxa de aporte sedimentar e o aprofundamento do talvegue no rio Cuiabá. Visto que, os dados de uso e cobertura do solo indicam uma redução nas áreas úmidas, o que pode estar associado aos efeitos da Usina de Manso na dinâmica de sedimentação do rio.

As modificações no ciclo hidrológico e no uso e cobertura do solo demonstram alterações na tendência de variáveis ambientais como a crescente evapotranspiração, aumento nos índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) e temperatura, enquanto para a umidade do solo, observou-se uma tendência decrescente (Marques et al. 2021). Observações também identificadas para as áreas estudadas com tendências de retração dos valores de MNWDI e aumento sutil dos valores de NDVI para todo o Megaleque do Cuiabá, assim como individualmente para cada um de seus compartimentos. Esses resultados corroboram os dados encontrados nas análises dos dados de uso e cobertura que apontam a perda de áreas alagadas e as transformações nas diferentes classes de vegetação.

6.2 Consequências da atuação das forçantes antropogênicas

A redução da circulação de água, observada pelo decréscimo de áreas úmidas e alagadas, além de influenciada pelas alterações atmosféricas, também impõe consequências ao clima local e regional (Andrade et al. 2014). Apesar das incertezas associadas a modelos preditivos e das especificidades locais que podem interferir na aplicação de algumas metodologias, estudos indicam que as mudanças climáticas podem afetar o Pantanal, resultando em secas mais severas e temperaturas mais elevadas, fatores que já contribuíram para a perda de água observada e podem intensificar essa perda no futuro (Clarke et al., 2005; Bravo et al., 2014; Marengo et al., 2016; Ferreira et al., 2024). Os dados do CHIRPS, analisados neste estudo, juntamente com os resultados obtidos a partir da aplicação do índice SPI, indicam que, nos últimos anos, as médias mensais de precipitação têm sido inferiores à normal climatológica para o bioma Pantanal.

Estudos citados neste trabalho evidenciam que as forçantes antropogênicas e as mudanças climáticas, em escala global e regional, têm agravado a perda de água na planície pantaneira. Nos últimos 10 anos, a massa de água na estação seca foi reduzida, em média, em 16%, sendo a seca atual mais severa que as anteriores (Lázaro et al., 2020). Estudos que correlacionam as mudanças no uso e cobertura da terra com o comportamento das nascentes identificaram uma redução significativa nos fluxos de água, o que compromete a resiliência da região frente às secas (Marques e Rodriguez, 2022).

Essas mudanças afetam diretamente os aspectos hidroclimáticos em todo o bioma Pantanal. Os impactos nos sistemas naturais são diversos, e episódios extremos de seca interferem nos níveis dos rios, gerando consequências socioambientais e a criação de ambientes propícios para diversos distúrbios, incluindo queimadas (Marengo et al., 2021). Outros impactos incluem a perda de habitat para espécies endêmicas, a exemplo da ariranha e

tuiuiu (Harris et al., 2005; Alho, 2008). Esses impactos também são observados globalmente. Em Bornéu, por exemplo, a região enfrenta um processo de seca hidrológica desde o início do século XX, levando a alterações na vegetação e, conseqüentemente, a incêndios florestais de maior extensão (Taufik et al., 2017).

A drenagem de canais resultou em temporadas de incêndios precoces em zonas úmidas alteradas pela ação humana no Sudeste Asiático (Taufik et al., 2019). Nos Everglades da Flórida, Estados Unidos, observou-se que queimadas alteram as dinâmicas ecossistêmicas dos ecótonos úmidos, modificando áreas de mangues e pântanos (Smith et al., 2013). Em Sumatra, *wetlands* que passaram por repetidos eventos de queima mostraram-se mais suscetíveis a inundações e alterações na composição das espécies (Chokkalingam, 2009). Assim, estudos indicam que a passagem do fogo pode interferir nos processos e dinâmicas hidrológicas de áreas úmidas. Os efeitos do fogo em áreas úmidas que sofreram secas severas são especialmente preocupantes, pois podem aumentar a propagação e a severidade das queimadas, como os episódios ocorridos no Pantanal em 2020 (Leal Filho et al., 2021).

Os dados desta pesquisa estão alinhados com estudos anteriores, indicando que a seca observada entre 2019 e 2020 teve repercussões significativas, especialmente em relação aos incêndios. Aproximadamente um terço da área total do bioma foi queimada em 2020, representando um aumento de 514% nos incêndios (Leal Filho et al., 2021). Essa situação teve um impacto severo na biodiversidade, com a morte de milhões de vertebrados e o comprometimento de comunidades inteiras de grandes mamíferos (Tomas et al., 2021; Bardales et al., 2024; De Barros et al., 2022). Cerca de 84% do material queimado era vegetação nativa, e 35% das áreas foram queimadas pela primeira vez neste ano (Barbosa et al., 2022).

Esses resultados também estão refletidos nos dados de incêndios analisados para o Megaleque, que registrou uma área queimada acima da média em 2020. Grande parte dessas áreas não apresentava uma frequência significativa de queimadas nos anos anteriores. Outro dado relevante é que a maioria das ocorrências de fogo no Megaleque ocorreu após 2012, sendo que as cicatrizes de queimadas de 2020 foram as maiores registradas desde 1985.

A perda de áreas alagadas que também foi verificada no megaleque é um problema observado em todo o Pantanal. O declínio de áreas alagadas e o desequilíbrio das cheias sazonais podem levar para além dos impactos hidroclimáticos à assoreamento de rios que inclui problemas no transporte de pessoas e mercadoria pelos rios (transporte fluvial),

impactar a manutenção de cadeias alimentares, a biodiversidade aquática e impacta diretamente em importantes setores da economia local como a produção pesqueira e atividades agrícolas da região (Padovani et al., 2010).

Os resultados deste estudo estão em consonância com predições de pesquisas anteriores que descreveram cenários futuros complexos para o bioma (Loureiro e Oliveira, 1997; Seidl et al., 2001; Junk e Cunha, 2005). Estudos recentes, que analisam as atuais pressões ambientais, preveem um agravamento das dificuldades, incluindo secas mais severas (Marengo et al., 2018), incêndios mais intensos (Silva et al., 2022), perda de áreas de vegetação nativa e transformações drásticas na paisagem, com risco de degradação irreversível do bioma (Miranda et al., 2018).

De forma geral, os resultados desta pesquisa estão em consonância com outros estudos que mapearam as transformações paisagísticas em todo o bioma Pantanal. No Megaleque do Cuiabá observa-se uma tendência de perda de áreas alagadas e campos úmidos, um aumento da vegetação campestre e uma ocorrência mais frequente de eventos de queima em regiões que antes não eram atingidas pelo fogo.

7. CONCLUSÃO

Os resultados desta pesquisa indicam que as mudanças no uso e cobertura da terra, impulsionadas por atividades humanas intensas, têm transformado profundamente a dinâmica hidrológica e a paisagem do Megaleque do Rio Cuiabá. A conversão de áreas alagadas, como campos inundados e corpos hídricos, para formações mais secas tem sido um fator central na modificação da ecologia local. Essa substituição é especialmente notável em todas as unidades geomorfológicas estudadas, com destaque para as planícies fluviais desconfinadas, que sofreram a redução mais drástica de áreas alagadas. As consequências dessas mudanças se manifestam não apenas na redução dos corpos hídricos, mas também no aumento de eventos extremos, como secas e queimadas, que afetaram grandes áreas do megaleque e do bioma nos últimos quatro anos de análise. Esses distúrbios agravam ainda mais a perda de biodiversidade e afetam a resiliência dos ecossistemas locais, essenciais para a manutenção dos ciclos hídricos e climáticos. Além disso, o impacto da Usina Hidrelétrica de Manso é evidente, pois sua instalação e operação alteraram significativamente a vazão do rio que alimenta a região. Os dados de vazão média indicam que, nos 22 anos após o início de seu funcionamento, as cheias tornaram-se menos intensas e as secas mais prolongadas. As análises dos índices espectrais confirmam a redução das áreas alagadas e indicam mudanças

significativas na dinâmica de inundação, que são essenciais para a manutenção dos serviços ecossistêmicos no Pantanal. Essas transformações estão alinhadas com as tendências globais de degradação de áreas úmidas, como demonstrado em diversos estudos. A perda de áreas alagadas e a conversão de vegetação nativa têm sido uma constante em regiões da Ásia, África e América Latina, impulsionadas pelo crescimento populacional e pela expansão da agropecuária. Esse cenário aponta para um futuro preocupante, em que, se não forem adotadas medidas de conservação e manejo sustentável, tanto o Megaleque quanto todo o bioma Pantanal poderão sofrer danos irreversíveis, resultando na perda de biodiversidade, em mudanças paisagísticas e na descaracterização do bioma. Este estudo contribui significativamente para o debate sobre a necessidade urgente de intervenções eficazes que possam mitigar os efeitos das ações humanas e promover a sustentabilidade do Pantanal, garantindo que futuras gerações possam continuar a beneficiar

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alho, C. J. R. (2008). Biodiversity of the Pantanal: response to seasonal flooding regime and to environmental degradation. *Brazilian Journal of Biology*, 68, 957-966.

Alho, C. J., Mamede, S. B., Benites, M., Andrade, B. S., & SEPÚLVEDA, J. J. (2019). Ameaças à biodiversidade do Pantanal Brasileiro pelo uso e ocupação da terra. *Ambiente & Sociedade*, 22.

Assine, M. L. (2003). Sedimentação na bacia do Pantanal mato-grossense, centro-oeste do Brasil.

Assine, M. L., Merino, E. R., Pupim, F. D. N., Macedo, H. D. A., & Santos, M. G. M. D. (2015). The Quaternary alluvial systems tract of the Pantanal Basin, Brazil. *Brazilian Journal of Geology*, 45, 475-489.

Assis, T., Martins, E.S., Couto Junior, A.F. 2016. Relações entre o relevo e a organização espacial dos agroecossistemas na ecorregião ParanáGuimarães. *Revista Brasileira de Geografia Física*. Pernambuco 9, 498-510.

Asselen, S. V., Verburg, P. H., Vermaat, J. E., & Janse, J. H. (2013). Drivers of wetland conversion: a global meta-analysis. *PloS one*, 8(11), e81292.

Arthington, A., Welcomme, R. L., Armantrout, N. B., & Wolotira Jr, R. J. (1995). The condition of large river systems of the world.

Batker D, de la Torre I, Costanza R, Swedeen P, Day J, Boumans R, Bagstad K. Gaining ground. Wetlands, hurricanes and the economy: the value of restoring the Mississippi River Delta. Tacoma: Earth Economics; 2010

Bardales, R., Boron, V., Passos Viana, D. F., Sousa, L. L., Dröge, E., Porfirio, G., ... & Hyde, M. (2024). Neotropical mammal responses to megafires in the Brazilian Pantanal. *Global Change Biology*, 30(4), e17278.

Belay, T., Melese, T., & Senamaw, A. (2022). Impacts of land use and land cover change on ecosystem service values in the Afroalpine area of Guna Mountain, Northwest Ethiopia. *Heliyon*, 8(12).

Bergier, I., Silva, A. P. S., de Abreu, U. G. P., de Oliveira, L. O. F., Tomazi, M., Dias, F. R. T., ... & Borges-Silva, J. C. (2019). Could bovine livestock intensification in Pantanal be neutral regarding enteric methane emissions?. *Science of the Total Environment*, 655, 463-472.

Bergier, I., Silva, A. P. S., de Abreu, U. G. P., de Oliveira, L. O. F., Tomazi, M., Dias, F. R. T., ... & Borges-Silva, J. C. (2019). Could bovine livestock intensification in Pantanal be neutral regarding enteric methane emissions?. *Science of the Total Environment*, 655, 463-472.

Bocco, G., Mendoza, M., & Velázquez, A. (2001). Remote sensing and GIS-based regional geomorphological mapping—a tool for land use planning in developing countries. *Geomorphology*, 39(3-4), 211-219.

Bravo, J. M., Collischonn, W., Da Paz, A. R., Allasia, D., & Domecq, F. (2014). Impact of projected climate change on hydrologic regime of the Upper Paraguay River basin. *Climatic Change*, 127, 27-41.

Brismar, A. (2002). River systems as providers of goods and services: a basis for comparing desired and undesired effects of large dam projects. *Environmental Management*, 29, 598-609.

Clarke, R. T. (2005). The relation between interannual storage and frequency of droughts, with particular reference to the Pantanal Wetland of South America. *Geophysical research letters*, 32(5).

Couto, T. B., & Olden, J. D. (2018). Global proliferation of small hydropower plants—science and policy. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16(2), 91-100.

Chokkalingam, U., Kurniawan, I., Permana, R. P., Buitenzorgy, M., & Susanto, R. H. (2009). Fire and land use effects on biodiversity in the southern Sumatran wetlands. In *Tropical Fire Ecology* (pp. 355-385). Springer, Berlin, Heidelberg.

Chiaranda, R., Colpini, C., & Soares, T. S. (2016). Caracterização da Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá. *Advances in Forestry Science*, 3(1), 13-20.

Davidson, N. C. (2014). How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*, 65(10), 934-941.

Da Silva, C. J., Sousa, K. N. S., Ikeda-Castrillon, S. K., Lopes, C. R. A. S., da Silva Nunes, J. R., Carniello, M. A., ... & Jongman, R. H. (2015). Biodiversity and its drivers and pressures of change in the wetlands of the Upper Paraguay–Guaporé Ecotone, Mato Grosso (Brazil). *Land Use Policy*, 47, 163-178.

De Andrade, R. B., Barlow, J., Louzada, J., Vaz-de-Mello, F. Z., Silveira, J. M., & Cochrane, M. A. (2014). Tropical forest fires and biodiversity: dung beetle community and biomass responses in a northern Brazilian Amazon forest. *Journal of Insect Conservation*, 18(6), 1097-1104.

De Barros, A. E., Morato, R. G., Fleming, C. H., Pardini, R., Oliveira-Santos, L. G. R., Tomas, W. M., ... & Prado, P. I. (2022). Wildfires disproportionately affected jaguars in the Pantanal. *Communications Biology*, 5(1), 1028.

Dick, M., da Silva, M. A., da Silva, R. R. F., Ferreira, O. G. L., de Souza Maia, M., de Lima, S. F., ... & Dewes, H. (2021). Environmental impacts of Brazilian beef cattle production in the Amazon, Cerrado, Pampa, and Pantanal biomes. *Journal of Cleaner Production*, 311, 127750.

Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., ... & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological reviews*, 81(2), 163-182.

Evans, T. L., Costa, M., Tomas, W. M., & Camilo, A. R. (2014). Large-scale habitat mapping of the Brazilian Pantanal wetland: A synthetic aperture radar approach. *Remote Sensing of Environment*, 155, 89-108.

Ewel, K. C. (1990). Multiple demands on wetlands. *BioScience*, 40(9), 660-666.

Ely, P., Fantin-Cruz, I., Tritico, H. M., Girard, P., & Kaplan, D. (2020). Dam-induced hydrologic alterations in the rivers feeding the Pantanal. *Frontiers in Environmental Science*, 8, 579031.

Ferreira Barbosa, M. L., Haddad, I., da Silva Nascimento, A. L., Máximo da Silva, G., Moura da Veiga, R., Hoffmann, T. B., ... & Oighenstein Anderson, L. (2022). Compound impact of land use and extreme climate on the 2020 fire record of the Brazilian Pantanal. *Global Ecology and Biogeography*, 31(10), 1960-1975.

Ferreira, F. H. M., Cabral de Sousa Júnior, W., Bressiani, D., Manoel Mendes Filho, W., & Aparecido Gonçalves, D. (2024). Climate change in the Upper Paraguay Basin and hydrological impacts on the Pantanal. *Journal of Water and Climate Change*, 15(7), 3210-3221.

FitzHugh, T. W., & Vogel, R. M. (2011). The impact of dams on flood flows in the United States. *River Research and Applications*, 27(10), 1192-1215.

Figueiredo, J. S. M. D., Fantin-Cruz, I., Silva, G. M. S., Beregula, R. L., Girard, P., Zeilhofer, P., ... & Hamilton, S. K. (2021). Hydropeaking by small hydropower facilities affects flow regimes on tributaries to the Pantanal wetland of Brazil. *Frontiers in Environmental Science*, 9, 577286.

Fluet-Chouinard, E., Stocker, B. D., Zhang, Z., Malhotra, A., Melton, J. R., Poulter, B., ... & McIntyre, P. B. (2023). Extensive global wetland loss over the past three centuries. *Nature*, 614(7947), 281-286.

Franco, J. L. D. A. (2019). *Biodiversidade e ocupação humana do Pantanal matogrossense: conflitos e oportunidades*. Garamond.

Galatowitsch, S. M. (2018). Natural and anthropogenic drivers of wetland change. In *The wetland book II: Distribution, description, and conservation* (pp. 359-367). Springer Nature.

Girard, P. (2002). Efeito cumulativo das barragens no Pantanal. Instituto Centro Vida Campo Grande-MS, 1-28.

Guerra, A., de Oliveira Roque, F., Garcia, L. C., Ochoa-Quintero, J. M., de Oliveira, P. T. S., Guariento, R. D., & Rosa, I. M. (2020). Drivers and projections of vegetation loss in the Pantanal and surrounding ecosystems. *Land Use Policy*, 91, 104388.

Grill, G., Lehner, B., Thieme, M., Geenen, B., Tickner, D., Antonelli, F., ... & Zarfl, C. (2019). Mapping the world's free-flowing rivers. *Nature*, 569(7755), 215-221.

Hayashi, T., Tokunaga, T., Aichi, M., Shimada, J., & Taniguchi, M. (2009). Effects of human activities and urbanization on groundwater environments: an example from the aquifer system of Tokyo and the surrounding area. *Science of the total environment*, 407(9), 3165-3172.

Hamilton, S. K. (2002). Hydrological controls of ecological structure and function in the Pantanal wetland (Brazil). *The ecohydrology of South American rivers and wetlands*, 6, 133-158.

Harris, Mônica B. et al. Safeguarding the Pantanal wetlands: threats and conservation initiatives. *Conservation Biology*, v. 19, n. 3, p. 714-720, 2005.

Hey, D. L., & Philippi, N. S. (1995). Flood reduction through wetland restoration: the Upper Mississippi River Basin as a case history. *Restoration Ecology*, 3(1), 4-17.

Horton, B. K., & DeCelles, P. G. (2001). Modern and ancient fluvial megafans in the foreland basin system of the central Andes, southern Bolivia: Implications for drainage network evolution in fold-thrust belts. *Basin research*, 13(1), 43-63.

Hu, S., Niu, Z., Chen, Y., Li, L., & Zhang, H. (2017). Global wetlands: Potential distribution, wetland loss, and status. *Science of the total environment*, 586, 319-327.

Ivory, S. J., McGlue, M. M., Spera, S., Silva, A., & Bergier, I. (2019). Vegetation, rainfall, and pulsing hydrology in the Pantanal, the world's largest tropical wetland. *Environmental Research Letters*, 14(12), 124017.

Jamal, S., & Ahmad, W. S. (2020). Assessing land use land cover dynamics of wetland ecosystems using Landsat satellite data. *SN Applied Sciences*, 2, 1-24.

Jardim, P. F., Melo, M. M. M., Ribeiro, L. D. C., Collischonn, W., & Paz, A. R. D. (2020). A modeling assessment of large-scale hydrologic alteration in south American pantanal due to upstream dam operation. *Frontiers in Environmental Science*, 195.

Junk, W. J., Bayley, P. B., & Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences*, 106(1), 110-127.

Junk, W. J., & de Cunha, C. N. (2005). Pantanal: a large South American wetland at a crossroads. *Ecological Engineering*, 24(4), 391-401.

Kadlec R, Knight R, Vymazal J, Brix H, Cooper P, Haberl R. *Constructed wetlands for pollution control processes, performance, design and operation*. ISBN: 9781900222051; 2000, 156 pp.

Kondolf, G. M. (1997). *Hungry Water: Effects of Dams and Gravel Mining on River Channels*, Environmental Management.

Keddy PA, Fraser LH, Solomeshch AI, Junk WJ, Campbell DR, Arroyo MTK, Alho CJR. Wet and wonderful: the world's largest wetlands are conservation priorities. *Bioscience*. 2009;59:39–51. doi:10.1525/bio.2009.59.1.8.

Kouame, Y. M., Obahoundje, S., Diedhiou, A., François, B., Amoussou, E., Anquetin, S., ... & Yao, E. K. (2019). Climate, land use and land cover changes in the Bandama Basin (Côte D'Ivoire, West Africa) and incidences on hydropower production of the Kossou Dam. *Land*, 8(7), 103.

Lázaro, W. L., Oliveira-Júnior, E. S., Silva, C. J. D., Castrillon, S. K. I., & Muniz, C. C. (2020). Climate change reflected in one of the largest wetlands in the world: an overview of the Northern Pantanal water regime. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 32.

Lehner, B., Liermann, C. R., Revenga, C., Vörösmarty, C., Fekete, B., Crouzet, P., ... & Wisser, D. (2011). High-resolution mapping of the world's reservoirs and dams for sustainable river-flow management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(9), 494-502.

Leal Filho, W., Azeiteiro, U. M., Salvia, A. L., Fritzen, B., & Libonati, R. (2021). Fire in Paradise: Why the Pantanal is burning. *Environmental Science & Policy*, 123, 31-34.

Li, M., Ti, P., Zhu, X., Xiong, T., Mei, Y., & Li, Z. (2022). Analysis of Spatial and Temporal Variability of Global Wetlands during the Last 20 Years Using GlobeLand30 Data. *Remote Sensing*, 14(21), 5553.

Loureiro, C. R., & de Oliveira, S. V. (1997). Environmental impacts of human activities in the Pantanal wetlands. *International Journal of Water Resources Development*, 13(1), 89-99.

Na, X. D., Zang, S. Y., Zhang, N. N., & Cui, J. (2015). Impact of land use and land cover dynamics on Zhalong wetland reserve ecosystem, Heilongjiang Province, China. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 12, 445-454.

Malm-Renöfält, B., Jansson, R., & Nilsson, C. (2010). Effects of hydropower generation and opportunities for environmental flow management in Swedish riverine ecosystems. *Freshwater Biology*, 55(1), 49-67.

Manyari, W. V., & de Carvalho Jr, O. A. (2007). Environmental considerations in energy planning for the Amazon region: Downstream effects of dams. *Energy Policy*, 35(12), 6526-6534.

Marengo, J. A., Cunha, A. P., Cuartas, L. A., Deusdará Leal, K. R., Broedel, E., Seluchi, M. E., ... & Bender, F. (2021). Extreme drought in the Brazilian Pantanal in 2019–2020: characterization, causes, and impacts. *Frontiers in Water*, 3, 639204.

Marengo, J. A., Oliveira, G. S., & Alves, L. M. (2016). Climate change scenarios in the Pantanal. *Dynamics of the Pantanal wetland in South America*, 227-238

Marengo, J. A., Alves, L. M., & Torres, R. R. (2016). Regional climate change scenarios in the Brazilian Pantanal watershed. *Climate Research*, 68(2-3), 201-213.

Marques, J. F., Alves, M. B., Silveira, C. F., e Silva, A. A., Silva, T. A., Dos Santos, V. J., & Calijuri, M. L. (2021). Fires dynamics in the Pantanal: Impacts of anthropogenic activities and climate change. *Journal of Environmental Management*, 299, 113586.

MapBiomass – Coleção [8.0] da série [anual] de Mapas de [Cobertura e Uso da Terra] do Brasil, acessado em [05/07/2024] através do link: [<https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/>]

MapBiomass – Coleção [2.0] da série [anual/mensal] de Mapas de [Cicatriz de Fogo] do Brasil, acessado em [05/07/2024] através do link: [<https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/fogo>]

MapBiomass – Coleção [2.0] da série [anual] de Mapas de [Superfície da Água] do Brasil, acessado em [05/07/2024] através do link: [<https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/agua>]

Melo, A.C.A., Couto Junior, A.F. 2021. O relevo como elemento organizador da ocupação antrópica na ecorregião do Planalto Central. *Espaço & Geografia*. 2, 154-177.

Medinas de Campos, M., Tritico, H. M., Girard, P., Zeilhofer, P., Hamilton, S. K., & Fantin-Cruz, I. (2020). Predicted impacts of proposed hydroelectric facilities on fish migration routes upstream from the Pantanal wetland (Brazil). *River Research and Applications*, 36(3), 452-464.

Mendonça, F., & Danni-Oliveira, I. M. (2017). *Climatologia: noções básicas e climas do Brasil*. Oficina de textos.

Miranda, C. D. S., Paranho Filho, A. C., & Pott, A. (2018). Changes in vegetation cover of the Pantanal wetland detected by Vegetation Index: a strategy for conservation. *Biota Neotropica*, 18(1), e20160297.

Mitsch, W. J., Day, J. W., Gilliam, J. W., Groffman, P. M., Hey, D. L., Randall, G. W., & Wang, N. (2001). Reducing Nitrogen Loading to the Gulf of Mexico from the Mississippi River Basin: Strategies to Counter a Persistent Ecological Problem: Ecotechnology—the use of natural ecosystems to solve environmental problems—should be a part of efforts to shrink the zone of hypoxia in the Gulf of Mexico. *BioScience*, 51(5), 373-388.

Murray, N. J. (2023). The extent and drivers of global wetland loss.

National Drought Mitigation Center (2018). SPI Generator [software]. University of Nebraska–Lincoln. <https://drought.unl.edu/Monitoring/SPI/SPIProgram.aspx>

Padovani, C. R., Lima, H. M., & Hamilton, S. K. (2010). "Floodplain dynamics and the fate of agriculture and fisheries in the Pantanal wetland of Brazil." *Wetlands Ecology and Management*, 18(5), 537-552.

Pekel, J. F., Cottam, A., Gorelick, N., & Belward, A. S. (2016). High-resolution mapping of global surface water and its long-term changes. *Nature*, 540(7633), 418-422.

Plink-Björklund, P. (2015). Morphodynamics of rivers strongly affected by monsoon precipitation: review of depositional style and forcing factors. *Sedimentary Geology*, 323, 110-147.

Pott, A., & Pott, V. J. (2004). Features and conservation of the Brazilian Pantanal wetland. *Wetlands Ecology and Management*, 12, 547-552.

Por, F. D. (1995). *The Pantanal of Mato Grosso (Brazil): world's largest wetlands* (Vol. 73). Springer Science & Business Media.

Prance, G. T., & Schaller, G. B. (1982). Preliminary study of some vegetation types of the Pantanal, Mato Grosso, Brazil. *Brittonia*, 228-251.

Pupim, F. D. N. (2014). Geomorfologia e paleo-hidrologia dos megaleques dos rios Cuiabá e São Lourenço, Quaternário da Bacia do Pantanal.

Pupim, F.d.N., Assine, M.L., Sawakuchi, A.O., 2017. Late Quaternary Cuiabá megafan, Brazilian Pantanal Channel patterns and paleoenvironmental changes. *Quaternary International*

Ramsar. Information Sheet on Ramsar Wetlands (RIS): Tanguar Haor. Gland: Ramsar Convention Secretariat; 2000.

Ramsar Convention Secretariat. Designating Ramsar sites: strategic framework and guidelines for the future development of the List of Wetlands of International Importance,

Ramsar handbooks for the wise use of wetlands, 4th ed., vol. 17. Gland: Ramsar Convention Secretariat; 2010

Renöfält, B. M., Jansson, R., & Nilsson, C. (2010). Effects of hydropower generation and opportunities for environmental flow management in Swedish riverine ecosystems. *Freshwater Biology*, 55(1), 49-67.

Revenge C, Tyrrell vT. Major river basins of the world. In: Finlayson CM, Milton GR, Prentice RC, Davidson NC, editors. *The wetland book II: distribution, description, and conservation*. Dordrecht: Springer; 2018.

Roque, F. O., Ochoa-Quintero, J., Ribeiro, D. B., Sugai, L. S., Costa-Pereira, R., Lourival, R., & Bino, G. (2016). Upland habitat loss as a threat to Pantanal wetlands. *Conservation Biology*, 30(5), 1131-1134.

Sena-Souza, J. P., Crespo, T. V., da Silva Soares, G. C., da Costa, L. R. F., & Leite, M. R. (2022). Influência do relevo na dinâmica temporal do uso e cobertura da terra no norte de Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 15(5), 2475-2485.

Sibanda, S., & Ahmed, F. (2021). Modelling historic and future land use/land cover changes and their impact on wetland area in Shashe sub-catchment, Zimbabwe. *Modeling Earth Systems and Environment*, 7, 57-70.

Seidl, A. F., de Silva, J. D. S. V., & Moraes, A. S. (2001). Cattle ranching and deforestation in the Brazilian Pantanal. *Ecological Economics*, 36(3), 413-425.

Sica, Y. V., Quintana, R. D., Radeloff, V. C., & Gavier-Pizarro, G. I. (2016). Wetland loss due to land use change in the Lower Paraná River Delta, Argentina. *Science of the Total Environment*, 568, 967-978.

Silva, J. D. S. V., & Abdon, M. D. M. (1998). Delimitação do Pantanal brasileiro e suas sub-regiões. *Área de Informação da Sede-Artigo em periódico indexado (ALICE)*

Silva, J., ABDON, M. D. M., da SILVA, S. M. A., & de MORAES, J. A. (2011). Evolution of deforestation in the Brazilian Pantanal and surroundings in the timeframe 1976-2008.

Silva, A. C. C. D., Fantin-Cruz, I., Lima, Z. M. D., & Figueiredo, D. M. D. (2019). Cumulative changes in water quality caused by six cascading hydroelectric dams on the Jauru River, tributary of the Pantanal floodplain. *Rbrh*, 24, e18.

Silva, P. S., Geirinhas, J. L., Lapere, R., Laura, W., Cassain, D., Alegría, A., & Campbell, J. (2022). Heatwaves and fire in Pantanal: Historical and future perspectives from CORDEX-CORE. *Journal of environmental management*, 323, 116193.

Singh, S., Bhardwaj, A., & Verma, V. K. (2020). Remote sensing and GIS based analysis of temporal land use/land cover and water quality changes in Harike wetland ecosystem, Punjab, India. *Journal of environmental Management*, 262, 110355.

Simões, M., Gilson, A. P., Singh, D. C., Singh, K. P., Heitor, L. C. C., Fraga, E., ... & Santos, U. P. (2003, July). Remote sensing and spatial decision support system for environmental degradation monitoring. In IGARSS 2003. 2003 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium. Proceedings (IEEE Cat. No. 03CH37477) (Vol. 3, pp. 2088-2090). IEEE.

Souza Jr, C. M., Z. Shimbo, J., Rosa, M. R., Parente, L. L., A. Alencar, A., Rudorff, B. F., ... & Azevedo, T. (2020). Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with landsat archive and earth engine. *Remote Sensing*, 12(17), 2735.

Smith, T. J., Foster, A. M., Tiling-Range, G., & Jones, J. W. (2013). Dynamics of mangrove-marsh ecotones in subtropical coastal wetlands: Fire, sea-level rise, and water levels. *Fire Ecology*, 9(1), 66-77.

Stabile, M. C., Guimarães, A. L., Silva, D. S., Ribeiro, V., Macedo, M. N., Coe, M. T., ... & Alencar, A. (2020). Solving Brazil's land use puzzle: Increasing production and slowing Amazon deforestation. *Land use policy*, 91, 104362.

Syvitski, J. P., Kettner, A. J., Overeem, I., Hutton, E. W., Hannon, M. T., Brakenridge, G. R., ... & Nicholls, R. J. (2009). Sinking deltas due to human activities. *Nature Geoscience*, 2(10), 681-686.

Taufik, M., Setiawan, B. I., & Van Lanen, H. A. (2019). Increased fire hazard in human-modified wetlands in Southeast Asia. *Ambio*, 48(4), 363-373.

Taufik, M., Torfs, P. J., Uijlenhoet, R., Jones, P. D., Murdiyarso, D., & Van Lanen, H. A. (2017). Amplification of wildfire area burnt by hydrological drought in the humid tropics. *Nature Climate Change*, 7(6), 428-431.

Tian, B., Zhou, Y. X., Thom, R. M., Diefenderfer, H. L., & Yuan, Q. (2015). Detecting wetland changes in Shanghai, China using FORMOSAT and Landsat TM imagery. *Journal of Hydrology*, 529, 1-10.

Timpe, K., & Kaplan, D. (2017). The changing hydrology of a dammed Amazon. *Science Advances*, 3(11), e1700611.

Tockner, K., Lorang, M. S., & Stanford, J. A. (2010). River flood plains are model ecosystems to test general hydrogeomorphic and ecological concepts. *River research and applications*, 26(1), 76-86.

Tomas, W. M., Berlinck, C. N., Chiaravalloti, R. M., Faggioni, G. P., Strüssmann, C., Libonati, R., ... & Morato, R. (2021). Distance sampling surveys reveal 17 million vertebrates directly killed by the 2020's wildfires in the Pantanal, Brazil. *Scientific Reports*, 11(1), 23547.

Tomczyk, P., & Wiatkowski, M. (2020). Shaping changes in the ecological status of watercourses within barrages with hydropower schemes: literature review. *Archives of Environmental Protection*, 46(4), 78-94.

Watanabe, M. D., & Ortega, E. (2014). Dynamic emergy accounting of water and carbon ecosystem services: A model to simulate the impacts of land-use change. *Ecological Modelling*, 271, 113-131.

World Meteorological Organization. (2012). *Standardized Precipitation Index User Guide* (2nd ed.). Geneva, Switzerland: World Meteorological Organization. Available from https://library.wmo.int/index.php?lvl=notice_display&id=21480.

Zhang, Y., Jin, R., Zhu, W., Zhang, D., & Zhang, X. (2020). Impacts of land use changes on wetland ecosystem services in the Tumen River Basin. *Sustainability*, 12(23), 9821.

Zeilhofer, P., & de Moura, R. M. (2009). Hydrological changes in the northern Pantanal caused by the Manso dam: Impact analysis and suggestions for mitigation. *Ecological Engineering*, 35(1), 105-117.

Zhou, J., & Lau, K. M. (1998). Does a monsoon climate exist over South America?. *Journal of climate*, 11(5), 1020-1040.