



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO
FACULDADE/INSTITUTO DE FÍSICA
PÓS-GRADUAÇÃO EM FÍSICA AMBIENTAL**

NIVALDA DA COSTA NUNES

**PREDIÇÕES DE USO E COBERTURA DA TERRA E SEUS IMPACTOS NA
EROSÃO DO SOLO NA BACIA DO ALTO PARAGUAI**

**CUIABÁ - MT
2024**

NIVALDA DA COSTA NUNES

**PREDIÇÕES DE USO E COBERTURA DA TERRA E SEUS IMPACTOS NA
EROSÃO DO SOLO NA BACIA DO ALTO PARAGUAI**

Tese/Dissertação apresentada ao curso de Pós-Graduação em Física Ambiental da Faculdade/Instituto de Física da Universidade Federal de Mato Grosso como requisito parcial para a obtenção do título de doutora em Física Ambiental.

Orientador(a): Prof.^a Dr.^a Nadja
Gomes Machado

**CUIABÁ-MT
2024**

Dados Internacionais de Catalogação na Fonte.

N972p Nunes, Nivalda da Costa.

Predições do uso e cobertura da terra e seus impactos na erosão do solo na Bacia do Alto Paraguai [recurso eletrônico] / Nivalda da Costa Nunes. -- Dados eletrônicos (1 arquivo : 92 f., il. color., pdf). -- 2024.

Orientadora: Nadja Gomes Machado.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Mato Grosso, Instituto de Física, Programa de Pós-Graduação em Física Ambiental, Cuiabá, 2024.

Modo de acesso: World Wide Web: <https://ri.ufmt.br>.

Inclui bibliografia.

1. pantanal. 2. impactos ambientais. 3. desenvolvimento sustentável. 4. uso da terra. I. Machado, Nadja Gomes, *orientador*. II. Título.

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Permitida a reprodução parcial ou total, desde que citada a fonte.



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO
PRÓ-REITORIA DE ENSINO DE PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM FÍSICA AMBIENTAL

FOLHA DE APROVAÇÃO

TÍTULO: PREDIÇÕES DO USO E COBERTURA DA TERRA E SEUS IMPACTOS NA EROÇÃO DO SOLO NA BACIA DO ALTO PARAGUAI

AUTORA: DOUTORANDA NIVALDA DA COSTA NUNES

Tese defendida e aprovada em **16 de julho de 2024**.

COMPOSIÇÃO DA BANCA EXAMINADORA

1. Profa. Dra. NADJA GOMES MACHADO (Presidente Banca / **ORIENTADORA**)

INSTITUIÇÃO: INSTITUTO FEDERAL DE MATO GROSSO

2. Prof. Dr. MARCELO SACARDI BIUDES (Membro Interno)

INSTITUIÇÃO: UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO

3. Prof. Dr. LEONE FRANCISCO AMORIM CURADO (Membro Interno)

INSTITUIÇÃO: UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO

4. Prof. Dr. FREDERICO TERRA DE ALMEIDA (Membro Externo)

INSTITUIÇÃO: UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO

5. Prof. Dr. LUCAS PERES ANGELINI (Membro Externo)

INSTITUIÇÃO: INSTITUTO FEDERAL GOIANO

Cuiabá, 16/07/2024.



Documento assinado eletronicamente por **MARCELO SACARDI BIUDES, Coordenador(a) de Programas de Pós-Graduação em Física Ambiental - IF/UFMT**, em 17/07/2024, às 11:41, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **LEONE FRANCISCO AMORIM CURADO**, **Docente da Universidade Federal de Mato Grosso**, em 17/07/2024, às 11:45, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Lucas Peres Angelini**, **Usuário Externo**, em 17/07/2024, às 11:46, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **FREDERICO TERRA DE ALMEIDA**, **Docente da Universidade Federal de Mato Grosso**, em 17/07/2024, às 12:00, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **NADJA GOMES MACHADO**, **Usuário Externo**, em 17/07/2024, às 16:09, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site http://sei.ufmt.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **6988235** e o código CRC **2AD553CB**.

Dedico este trabalho aos meus pais, Sônia e Nivaldo, por todo o amor e dedicação a mim e aos meus irmãos, por sempre me incentivarem a estudar e jamais desistir dos meus sonhos, por mais impossíveis que parecessem. E aos meus irmãos, por sempre estarem presentes, e me incentivando e acreditando nos meus sonhos.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo dom da vida e por sempre está ao meu lado em todos os momentos.

À minha família, meu pai Nivaldo, minha mãe Sônia, meus irmão Rafael, Daiane e Adriana, e os meus sobrinhos Pedro e Lucas, por todo o carinho, apoio e compreensão durante esse período de ausência em inúmeros momentos.

A prof^ª. Dra. Nadja Gomes Machado, pela orientação, confiança e paciência, fatores que contribuíram para a elaboração deste trabalho. Ao professor Marcelo, que sempre esteve ajudando no decorrer da pesquisa.

Aos amigos de laboratório, Luiz Octávio, Fernando e Emilly pela amizade, companheirismo e carinho. Nossa convivência diária foi essencial para deixar os dias mais leves e felizes.

Aos amigos que a pós-graduação me proporcionou, Amanda, André, Ian, Thamires, Haline, Adriano, Lucas, Nicolas, João Guilherme, Luiz Otávio, e demais amigos por todo o apoio e companheirismo, e os inúmeros momentos de descontração que deixaram os dias alegres.

As minhas amigas Letícia e Hérica pela amizade e apoio, e os muitos momentos de descontração, a amizade de vocês deixaram os dias melhores.

A todos os professores do Programa de Pós-Graduação em Física Ambiental, por todo conhecimento transmitido, pelo incentivo e acolhimento.

A Soilce e Flair pela amizade e apoio nesse período de doutorado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo auxílio financeiro durante todo o doutorado.

RESUMO

NUNES, N. C. **PREDIÇÕES DO USO E COBERTURA DA TERRA E SEUS IMPACTOS NA EROÇÃO DO SOLO NA BACIA DO ALTO PARAGUAI** Cuiabá, 2024, 80f. Tese (Doutorado em Física Ambiental) - Instituto de Física, Universidade Federal de Mato Grosso.

A Bacia do Alto Paraguai (BAP), que está localizada nos estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, é composta pelos biomas Cerrado, Amazônia e Pantanal. Apesar da importância desses biomas, a BAP vem enfrentando mudanças significativas no uso e cobertura da terra, resultando em grandes impactos no Pantanal. Nesse contexto, este estudo analisou as mudanças de uso e cobertura da terra na Bacia do Alto Paraguai entre os anos de 1985 e 2020, como também fez projeções para os anos de 2030, 2040 e 2050, com a estimativa das perdas de solo para alguns anos analisados, incluindo as projeções futuras. A análise de uso e cobertura da terra utilizou dados do projeto MapBiomas, e modelagem baseada em Cadeias de Markov para fazer as projeções futuras. A estimativa das perdas de solo foi feita usando o modelo USLE (*Universal Soil Loss Equation*), composto por fatores naturais (erosividade, erodibilidade e topográfico) e os antrópicos (uso e cobertura da terra, e práticas conservacionistas). A simulação do ano de 2020 apresentou um índice *Kappa* geral de 0,7521. Analisando a BAP de 1985 a 2020, observou-se uma redução significativa dos corpos d'água, dos campos alagados e áreas pantanosas, enquanto a agricultura expandiu no planalto e as pastagens aumentaram no planalto e planície. As projeções indicam que, até 2050, os corpos d'água ocuparão apenas 0,5% da BAP, uma perda de 93,5% desde 1985, o que representa um sério risco ambiental ao Pantanal. A erosão média anual das sub-bacias da BAP teve valores que variaram de 4.990,12 MJ mm h⁻¹ ha⁻¹ ano⁻¹ a 11.116,31 MJ mm h⁻¹ ha⁻¹ ano⁻¹, com as maiores médias nas bacias do Alto Rio Cuiabá, Corrente e Taquari. A média da erodibilidade em toda a bacia foi de 0,0189 t h MJ⁻¹ mm⁻¹. O valor médio do fator LS foi de 0,90 na BAP, onde as menores médias foram nas sub-bacias localizadas na planície. Os maiores valores do fator CP foram nas atividades antrópicas desenvolvidas na BAP, que tiveram aumento de área a cada ano analisado. As médias de perda de solo na BAP foram de 3,66 t ha⁻¹ ano⁻¹ em 1985, chegando à média de 5,55 t ha⁻¹ ano⁻¹ em 2020. Ao observar as sub-bacias, percebe-se o quanto as atividades antrópicas influenciam nos valores de perda de solo, principalmente nas regiões onde os fatores naturais propiciam a perda de solo, como altos valores de Fator LS e Fator R. A sub-bacia São Lourenço foi a que teve os maiores valores de erosão real dentre as demais sub-bacias, fato que se explica pela sua propensão natural a erosão, sendo a bacia com maior valor do Fator LS e alta média de erosividade (Fator R), além da constante atividade antrópica. Esses resultados demonstram o quanto a BAP está sendo afetada com as mudanças de uso e cobertura de solo com o decorrer dos anos, devido o aumento de atividades antrópicas, como agricultura e pastagem. Além disso, essas mudanças estão ocorrendo de forma muito rápida, o que requer atitudes imediatas.

Palavras-chave: Pantanal; impactos ambientais; desenvolvimento sustentável; uso da terra.

ABSTRACT

NUNES, N. C. **PREDICTIONS OF LAND USE AND LAND COVER AND THEIR IMPACTS ON SOIL EROSION IN THE ALTO PARAGUAY BASIN.** Cuiabá, 2024, 80f. Thesis (PhD in Environmental Physics) - Institute of Physics, Federal University of Mato Grosso.

The Upper Paraguay Basin (BAP), located in the states of Mato Grosso and Mato Grosso do Sul, encompasses the biomes Cerrado, Amazon, and Pantanal. Despite the importance of these biomes, the BAP has been experiencing significant changes in land use and cover, resulting in substantial impacts on the Pantanal. In this context, this study analyzed land use and cover changes in the Upper Paraguay Basin between 1985 and 2020, as well as projections for 2030, 2040, and 2050, with estimates of soil losses for some analyzed years, including future projections. The land use and cover analysis used data from the MapBiomas project and Markov Chain-based modeling for future projections. The soil loss estimates were made using the USLE (Universal Soil Loss Equation) model, composed of natural factors (erosivity, erodibility, and topography) and anthropogenic factors (land use and cover, and conservation practices). The simulation for the year 2020 presented an overall Kappa index of 0.7521. Analyzing the BAP from 1985 to 2020, a significant reduction in water bodies, flooded fields, and swampy areas was observed, while agriculture expanded on the plateau and pastures increased on both the plateau and plain. Projections indicate that by 2050, water bodies will occupy only 0.5% of the BAP, a loss of 93.5% since 1985, representing a serious environmental risk to the Pantanal. The average annual erosion of the BAP sub-basins ranged from $4,990.12 \text{ MJ mm h}^{-1} \text{ ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ to $11,116.31 \text{ MJ mm h}^{-1} \text{ ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, with the highest averages in the Alto Rio Cuiabá, Corrente, and Taquari basins. The average erodibility across the basin was $0.0189 \text{ t h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$. The average LS factor value was 0.90 in the BAP, with the lowest averages in the sub-basins located in the plain. The highest CP factor values were in the anthropogenic activities developed in the BAP, which increased in area each year analyzed. The average soil loss in the BAP was $3.66 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ in 1985, reaching an average of $5.55 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ in 2020. Observing the sub-basins, it is evident how anthropogenic activities influence soil loss values, especially in regions where natural factors favor soil loss, such as high LS and R Factor values. The São Lourenço sub-basin had the highest real erosion values among the other basins, a fact explained by its natural propensity for erosion, being the basin with the highest LS Factor value and high average erosivity (R Factor), apart from the constant anthropic activity.. These results demonstrate how much the BAP is being affected by changes in land use and cover over the years, due the increase in anthropogenic activities such as agriculture and pasture. Additionally, these changes are occurring very quickly, requiring immediate actions.

Keywords: Pantanal; environmental impacts; sustainable development; land use.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1: Localização da Bacia do Alto Paraguai (BAP), Brasil.	20
Figura 2: Fluxograma das etapas realizadas para obtenção de projeções futuras de UCT na Bacia do Alto Paraguai, Brasil.	26
Figura 3: Dinâmica espaço-temporal do uso e cobertura da terra na Bacia do Alto Paraguai, Brasil, de 1985 (A) a 2020 (B); classes que tiveram perda de área do período de 1985 a 2020: formação florestal (C), Formação savânica (D), Campo alagado e área pantanosa (E), Corpos d'água (F), e as classes que tiveram perda de área: Formação campestre (G), Pastagem (H) e Agricultura (I).	27
Figura 4: Ganhos e perdas para os períodos de: 1985-1995 (A), 1995-2005 (C), 2005-2015 (E), 2015-2020 (G); as variações líquidas nos períodos de: 1985-1995 (B), 1995-2005 (D), 2005-2015 (F) na Bacia do Alto Paraguai, Brasil.	29
Figura 5: Transições de classes de UCT na BAP, Brasil, de 1985 a 2020: Formação florestal (A), Formação Savânica (B), Campo alagado e área pantanosa (C), Formação campestre (D), Pastagem (E), Agricultura (F), Mosaico de uso (G), Corpos d'água (H), Outros usos (I).	30
Figura 6: Tendência das principais classes de uso e cobertura da terra na BAP, Brasil de 1985 a 2020: Formação florestal (A), Formação savânica (B), Campo alagado e área pantanosa (C), Corpos d'água (D), Formação campestre (E) e Pastagem (F). ..	31
Figura 7: Erros da validação de uso e cobertura da terra na BAP, Brasil para 2020 (A) e projeções de 2030 (B), 2040 (C) e 2050 (D).	34
Figura 8: Localização da Bacia do Alto Paraguai (BAP) e suas sub-bacias.	51
Figura 9: Sub-bacias da BAP e a localização das estações pluviográficas que apresentam fórmula calibrada para o cálculo de erosividade.	54
Figura 10: Mapa dos tipos de solo (A); mapas dos fatores naturais: erosividade (Fator R) (B), comprimento da encosta e declividade do terreno (Fator LS) (C), erodibilidade (Fator K) (D); e erosão potencial (E).	61
Figura 11: Mapas de uso e cobertura da terra dos anos de 1985 (A), 2005 (B) e 2020 (C), e o fator de uso e cobertura da terra e de práticas conservacionistas (Fator CP) para os anos de 1985 (A), 2005 (B) e 2020 (C).	63
Figura 12: Mapa de erosão real na Bacia do Alto Paraguai para os anos de 1985, 2005	

e 2020, e as projeções futuras dos anos 2030, 2040 e 2050.....	65
Figura 13: Áreas degradadas pela erosão em algumas sub-bacias da BAP, como: APA (A); Correntes Taquari (B); e Miranda (C) e São Lourenço (D).	67
Figura 14: Áreas assoreadas das sub-bacias Taquari (A) e Correntes Taquari (B). ..	68

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Classes de UCT para a Bacia do Alto Paraguai, Brasil.....	21
Tabela 2: Variáveis explicativas usadas nas projeções futuras de UCT na BAP, Brasil.	22
Tabela 3: Área (km ²) e porcentagem (%) das classes de uso e ocupação da terra na Bacia do Alto Paraguai, Brasil em 1985, 1995, 2005, 2015 e 2020.	28
Tabela 4: Valores de V-Cramer das variáveis explicativas selecionadas.	32
Tabela 5: Validação estatística da projeção das classes de uso e cobertura do solo na BAP, Brasil para 2020 utilizando mapas de cobertura de 1985-2015.	33
Tabela 6: Área (km ²) e porcentagem (%) de cada classe na BAP, Brasil nas projeções para 2030, 2040 e 2050, e diferença entre o ano de 2020 real e as projeções.	34
Tabela 7: Equações de Erosividade disponíveis para aplicações nas sub-bacias de Bacia do Alto Paraguai, Brasil.	53
Tabela 8: Classes de erosividade de chuva média anual e mensal.....	55
Tabela 9: Classificação dos solos em função do fator da erodibilidade (K).	55
Tabela 10: Valore dos fatores CP para as classes de uso e cobertura da terra da BAP	57
Tabela 11: Classificação e categoria de perdas de solo por potencial natural de erosão.	58
Tabela 12: Classificação e categorias de perda de solo para a erosão real.	58
Tabela 13: Sob-bacias da BAP e suas respectivas estações pluviográfica, juntamente com seus valores de correlação e RMSE.	60
Tabela 14: Distribuição porcentagem das áreas para erosão real nos anos analisado (1985, 2005 e 2020) e nas projeções (2030, 2040, 2050).	66

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL.....	5
2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	7
2.1. SENSORIAMENTO REMOTO APLICADO AO ESTUDO DE MUDANÇAS DE USO E COBERTURA DA TERRA	7
2.2. MODELAGEM DE MUDANÇA DE USO E COBERTURA DA TERRA	10
2.3. EROSIÃO DO SOLO APLICANDO O MODELO USLE	13
3. CAPÍTULO 01. PANTANAL ESTÁ SECANDO: DINÂMICA DA COBERTURA DA TERRA E SUAS PROJEÇÕES FUTURAS NA BACIA DO ALTO PARAGUAI, BRASIL.....	16
RESUMO.....	16
ABSTRACT	16
INTRODUÇÃO	17
MATERIAL E MÉTODOS.....	19
RESULTADOS.....	26
DISCUSSÃO	35
CONSIDERAÇÕES FINAIS	41
REFERÊNCIAS	41
4. CAPÍTULO 02: ESTIMATIVA DE PERDA DE SOLO UTILIZANDO ULSE NA BACIA DO ALTO PARAGUAI, BRASIL.....	47
RESUMO.	47
ABSTRACT	47
INTRODUÇÃO	48
MATERIAL E MÉTODOS.....	50
RESULTADOS.....	59
DISCUSSÃO	68
CONCLUSÃO	73
REFERÊNCIAS	73
5. CONCLUSÃO GERAL	79
6. REFERÊNCIAS DA INTRODUÇÃO GERAL E FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	80

1. INTRODUÇÃO GERAL

No Brasil, a Bacia do Alto Paraguai se destaca pela importância ambiental e econômica. Com uma área de aproximadamente 356.000 km², a BAP engloba três biomas, com destaque para o Pantanal, que possui 135.000 km² e características únicas, como os baixos gradientes topográficos e os planaltos circundantes (Schulz *et al.*, 2019). Uma das características do Pantanal é a pecuária, considerada a principal atividade econômica na região. A densidade de gado varia de acordo com a cobertura vegetal de cada propriedade, e frequentemente as fazendas estão substituindo a vegetação nativa por pastagem cultivada (Tomas *et al.*, 2019).

Outra atividade econômica do Pantanal é a pesca, que desempenha papel vital na subsistência das comunidades tradicionais, enquanto a pesca recreativa é a base do turismo extensivo. Medidas devem ser tomadas para o controle do pescado, como o fechamento de quatro meses durante o período de reprodução, tamanhos mínimos para diferentes espécies, limites de peso para sacos e uso exclusivos de anzóis como instrumento de pesca (Tomas *et al.*, 2019).

Outro bioma importante da BAP é o Cerrado, que ocupa a parte do planalto, e conseqüentemente os sedimentos produzidos nessa região são transportados para o Pantanal, situação que é agravada pelas atividades antrópicas, como intensificação da agricultura, indústrias e centrais hidrelétricas (Louzada *et al.*, 2023).

As interações entre o Cerrado e o Pantanal devem ser destacados, pois as atividades antrópicas, como a conversão da cobertura vegetal do Cerrado em pastagem e agricultura impacta diretamente a integridade ecológica do Cerrado, como também afeta transporte de sedimentos e a dinâmica fluvial do Pantanal (Schulz *et al.*, 2019). A rápida alteração no uso e cobertura da terra emerge como um dos principais impulsionadores do declínio das condições ecossistêmicas e ambientais, além de causar sérios danos ao clima local e regional (Barbosa de Souza *et al.*, 2023).

Nesse contexto, é fundamental compreender a estrutura e dinâmica recente e prevista do uso e cobertura da terra, para uma gestão eficaz da paisagem e na implementação de políticas públicas e de prevenção ambiental que visam a preservação e conservação (Barbosa de Souza *et al.*, 2023). Geotecnologias, como o sensoriamento remoto, sistemas de informações geográficas (SIG) e modelagem do

ambiente terrestre para o estudo de mudanças de comportamento e simulações futuras (Mishra; Rai, 2016).

A modelagem de uso e cobertura da terra é amplamente empregada para entender a dinâmica da cobertura do solo, prever mudanças e estabelecer cenários futuros associados a diferentes fatores (Girma; Fürst; Moges, 2022). o *Land Change Modeler* (LCM) é um dos modelos utilizados, integrando técnicas de *Multi-layer Perceptron* e Cadeias de Markov, necessitando de imagens qualitativas e variáveis explicativas das mudanças observadas (Eastman; Toledano, 2018).

Outra modelagem a ser destacada é de erosão do solo, onde a USLE – *Universal Soil Loss Equation* é amplamente empregada para estimar taxas de erosão hídrica hídricas (Panagos; Katsoyiannis, 2019). A USLE é uma técnica de fácil compreensão e aplicação, requer poucos recursos e permite avaliar taxas de erosão em larga escala (Lense *et al.*, 2023).

Esta tese está dividida em dois capítulos no formato de artigos. O primeiro artigo analisa as mudanças de uso e cobertura da terra na Bacia do Alto Paraguai, com projeções futuras para os anos de 2030, 2040 e 2050. O segundo capítulo apresenta um estudo de modelagem para estimar a perda de solo na BAP utilizando a USLE, identificando os fatores que mais influenciam nessa perda, e determinando quais regiões da bacia são mais propensas à erosão.

Sendo assim, objetivo geral da tese é analisar as mudanças de uso e cobertura da terra na Bacia do Alto Paraguai entre os anos de 1985 e 2020 Além disso, fazer projeções para os anos de 2030, 2040 e 2050 na BAP, com a estimativa das perdas de solo para alguns anos analisados, incluindo as projeções futuras.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1. SENSORIAMENTO REMOTO APLICADO AO ESTUDO DE MUDANÇAS DE USO E COBERTURA DA TERRA

O sensoriamento remoto (SR) desempenha papel fundamental no estudo das mudanças de uso e cobertura da terra. O SR é definido de modo geral como uma forma de adquirir informações sobre um objeto através de medidas realizadas por um sensor que não está em contato físico com ele (Novo, 2010), ou seja, envolve a interação de modernos sensores, equipamentos para processamento e transmissão de dados, plataformas aéreas ou espaciais. Desse modo, é possível estudar o ambiente terrestre ao registrar e analisar as interações entre a radiação eletromagnética e as substâncias que compõem o planeta Terra em suas diversas manifestações (Xie; Sha; Yu, 2008).

A classificação de imagens de sensoriamento remoto é considerada um procedimento importante no processamento de imagens, logo, é aplicada para extrair informações valiosas ao categorizar as características espectrais da cobertura do solo, contribuindo para a gestão de recursos naturais (Panigrahi; Verma; Tripathi, 2017).

A partir do SR é possível a elaboração de mapas temáticos que oferecem representação similar a um mapa de superfície da terra, contendo alta confiabilidade, consistência e sendo acessível em diversas escalas temporais (MohanRajan; Loganathan; Manoharan, 2020). O uso do sensoriamento remoto para estudar as mudanças na cobertura vegetais é prático e econômico, além de possibilitar a observação sistemática em várias escalas e produzir grandes quantidades de dados, que vai desde o presente até várias décadas atrás (Xie; Sha; Yu, 2008). Essa visão temporal abrangente permite uma análise de padrões de mudança ao longo de década, o que possibilita entender as tendências históricas e os ciclos naturais.

A compreensão da dinâmica da distribuição espacial é crucial no estudo do uso e cobertura da terra, e para mapear essa distribuição é necessário empregar ferramentas e técnicas que possibilite a caracterização e análise da área de maneira rápida e integrada (Souza *et al.*, 2020). No Brasil, uma das iniciativas voltadas para o mapeamento de uso e cobertura da terra foi o projeto MapBiomias.

O projeto MapBiomias teve início no ano de 2015 durante um seminário realizado em São Paulo, que contou com a participação de especialistas em sensoriamento remoto e mapeamento de cobertura vegetal (MapBiomias, 2023). O

principal desafio do projeto consistia em gerar mapas anuais de uso e cobertura da terra para todo o território brasileiro de maneira economicamente viável, eficiente e capaz de recuperar o histórico das últimas décadas (Souza *et al.*, 2020).

O MapBiomias gera as classificações anuais de uso e cobertura da terra usando algoritmo de aprendizado de máquina disponível na plataforma *Google Earth*, e o trabalho é feito em rede com instituições responsáveis por diversos biomas e temas transversais, visando otimizar as soluções (Alencar *et al.*, 2020). Quando ocorre a integração dessas tecnologias avançadas com abordagens inovadoras, como o uso de algoritmos de aprendizado de máquinas que acontece no projeto MapBiomias, o sensoriamento remoto amplifica a eficiência de coleta de dados e constrói um conjunto de dados robustos e confiáveis.

Os mapas produzidos pelo MapBiomias têm como referência imagens da série de satélites *Landsat*, que possui resolução espacial de 30 metros, e com disponibilidade de dados desde 1985 até os dias atuais (MapBiomias, 2023). Esses dados permitem a identificação detalhada de diferentes tipos de cobertura e possibilita análise minuciosa das mudanças ocorridas ao longo do tempo, se destacando da maioria dos conjuntos de dados de cobertura terrestre global disponíveis atualmente (Fendrich *et al.*, 2020).

Outro ponto a destacar é a disponibilidade consistente dos dados da série *Landsat* desde 1985, que possibilita ao MapBiomias uma perspectiva histórica das mudanças, e assim permite a análise de padrões e tendências ao longo das décadas. Esses dados históricos fornecem aos pesquisadores e gestores ambientais uma base sólida para compreender a dinâmica da cobertura da terra, identificar ciclos naturais e antropogênicos, além de embasar políticas públicas a longo prazo para a sustentabilidade e preservação ambiental.

Desde o ano de 2015 o projeto MapBiomias lançou várias coleções, pois o projeto está em constante desenvolvimento e aprimoramento metodológico. A primeira coleção foi lançada em 2016, chamada de Coleção 1.0 com sete classes, abrangendo o período de 2008 a 2015. A cada coleção tem uma melhoria na classificação e o aumento da quantidade de classes. A última coleção foi lançada em agosto de 2023, com 23 classes mapeadas e cobrindo o período de 1985 a 2022 (MapBiomias, 2023).

Os produtos do MapBiomias possibilitam a identificação e o mapeamento das

alterações que ocorreram nas áreas agrícolas, naturais e urbanas. Essas análises auxiliam na detecção de desmatamento, na transformação nos padrões de uso do solo e até na expansão urbana descontrolada, contribuindo para a tomada de decisões relacionadas a conservação da biodiversidade e a mitigação das mudanças climáticas (Souza *et al.*, 2020).

Os mapas gerados pelo MapBiomas possuem diversas aplicações práticas, destacando-se, por exemplo, no contexto de políticas ambientais. Ao identificar áreas críticas, como regiões de desmatamento acelerado ou ameaças a vegetação nativa, esses mapas oferecem suporte para a formulação de estratégias de conservação de biodiversidade e mitigação de impactos ambientais.

Além disso, desempenha papel importante no planejamento territorial, contribuindo para a identificação de áreas propícias para atividades agrícolas, expansão urbana controlada e a implementação de práticas de manejo sustentáveis. Essa contribuição se traduz em tomada de decisões que buscam o equilíbrio entre o crescimento econômico com a preservação ambiental. Adicionalmente, os dados do MapBiomas podem ser usados no monitoramento contínuos de áreas críticas, tais como aquelas propensas a desastres ambientais, desmatamento ilegal ou degradação ambiental.

O MapBiomas é amplamente utilizado no meio acadêmico para os mais diversos estudos. Um estudo no Cerrado Brasileiro analisou três décadas de mudanças de uso e cobertura da terra utilizando os dados do Mapbiomas (Alencar *et al.*, 2020). Em outra pesquisa feita no Cerrado, os dados do MapBiomas foram empregados para avaliar o risco de desmatamento para as áreas de cobertura vegetal natural em 101 municípios (Castagna *et al.*, 2024).

Estudos em outros biomas também têm utilizado os dados do MapBiomas. Por exemplo, um estudo na Amazônia analisou as conexões entre o crescimento histórico da população e a cobertura antrópica da terra no Amazonas (Martin, 2023). Além disso, um estudo relevante realizado no bioma Mata Atlântica investigou o impacto do uso e cobertura da terra na dinâmica de vazão e produção de sedimentos em uma bacia tropical úmida (Viana *et al.*, 2023).

Estudo desenvolvido na bacia do rio São Francisco avaliou os impactos da mudança de uso e cobertura da terra nos estoques de carbono na bacia em 1997, 2007

e 2017 usando dados do MapBiomas para esses períodos (Fernandes *et al.*, 2021). Outro estudo relevante desenvolvido no bioma Pantanal, que passou por muitos incêndios em 2020. Esse estudo investigou o clima, as mudanças na área inundada e os padrões espaço-temporal de uso e cobertura da terra na Bacia do Alto Paraguai, de modo a entender como essas variáveis contribuíram para explicar os incêndios sem precedentes ocorridos no Pantanal naquele ano (Ferreira Barbosa *et al.*, 2022).

2.2. MODELAGEM DE MUDANÇA DE USO E COBERTURA DA TERRA

A modelagem é caracterizada como um processo cognitivo que envolve a aplicação dos princípios de uma ou mais teorias para criar modelo representativo de um fenômeno real específico (Souza, 2020). Esses modelos podem ser matemáticos, empregando sistemas de equações e podendo ser classificados como determinísticos ou estocástico-probabilísticos. O modelo determinístico busca representar fenômenos ou sistemas sem incorporar a aleatoriedade, ou seja, dado um conjunto específico de condições iniciais, o modelo produzirá resultados consistentes e previsíveis (Cunha, 2021). Por outro lado, o modelo estocástico-probabilístico utiliza variáveis aleatórias, produzindo resultados diferentes ao executar o mesmo modelo várias vezes com as mesmas condições iniciais.

De modo geral, os modelos espaciais são a representação matemática de um processo do mundo real, no qual uma localização na superfície terrestre se modifica em resposta a variações em suas forças direcionadoras. A construção desses modelos, conhecida como modelagem, é um processo de pesquisa que busca criar uma representação significativa de um sistema (Brown *et al.*, 2005).

A modelagem é considerada uma ferramenta importante no gerenciamento e na pesquisa de questões ambientais. Os modelos de simulação possui aplicações em várias áreas do conhecimento, como climatologia, hidrologia e geografia, sendo utilizados para análise e monitoramento dos sistemas ambientais (Souza, 2020). O estudo da dinâmica do sistema de cobertura da terra utiliza modelos de mudança de uso e cobertura da terra.

Diversos modelos foram desenvolvidos para prever as alterações do uso da terra, sendo que a escolha do melhor modelo deve considerar a sua relevância, o suporte do modelo, a expertise necessária, os dados de entrada, a resolução espacial, a

resolução temporal, interface com outros *software*, acessibilidade, aplicabilidade e referências de aplicação (Development, [s. d.]). Dentre os modelos existentes, pode-se destacar o *Land Changer Modeler* (LCM), que é um módulo integrado ao ambiente Terrset, *software* criado na Universidade de Clark, *Massachusetts*, EUA e desenvolvido pelo doutor J. Ronald Eastman.

O LCM possui uma série de recursos e funcionalidades nas áreas de processamento de imagens, sensoriamento remoto, sistemas de informação geográfica (SIG), geoestatística, apoio a tomada de decisão e análise de imagens geográficas, e tem como principal objetivo realizar análises detalhadas das mudanças de uso e cobertura da terra ao longo do tempo, fornecendo informações importantes que vai desde planejamento urbano até a conservação ambiental (Eastman; Toledano, 2018).

A partir do LCM, várias tarefas podem ser realizadas, como a comparação de imagens de diferentes datas para identificar mudanças na paisagem, avaliação de perdas e ganhos de diferentes tipos de cobertura da terra, análise da persistência de determinadas classes ao longo do tempo e determinação das contribuições de cada tipo de uso e cobertura da terra para a conversão em outra classe (Eastman; Toledano, 2018).

O processo de previsão de mudança feita pelo LCM é feita a partir do cálculo da matriz de transição obtida pela comparação de dois mapas distintos de uso e cobertura da terra, onde cada um representa uma data diferente (Eastman; Toledano, 2018). A partir dessa comparação, são identificadas as mudanças ocorridas entre as datas analisadas, e é considerada as variáveis explanatórias das mudanças, resultando em uma previsão detalhada e precisa das mudanças futuras na paisagem.

O LCM é composto por cinco funções, sendo elas a ‘Análise de Mudanças’, ‘Potencial de Transição’, ‘Predição de Mudanças’, ‘Implicações’ e ‘Ambiente Planejado’. No ambiente de ‘Análise de Mudanças’ é obtida a avaliação quantitativa detalhada das alterações que ocorrem no uso e cobertura da terra em dois períodos distintos (Gupta; Sharma, 2020). Nessa ferramenta, avalia-se os ganhos e perdas, as mudanças líquidas, persistências e transições específicas, seja em forma de mapa ou em gráfico (Gibson *et al.*, 2018).

As mudanças identificadas nessa seção são significativas para determinar a transição predominante de uma classe para outra, possibilitando o agrupamento e a

orientação das transições predominantes (Armenteras *et al.*, 2019). Com base na análise dos dados fornecidos nesta seção, o usuário obtém informações exploratórias que facilitam a compreensão do processo de mudanças na cobertura, que são utilizadas para identificar possíveis variáveis explicativas no próximo módulo.

Na seção ‘Potencial de Transição’ permite listar todas as transições que ocorrem comparando os dois mapas de cobertura da terra (Eastman; Toledano, 2018). Nessa seção, as transições podem ser agrupadas em conjuntos de submodelos, sendo considerada apenas as grandes transições, que são aquelas que exercem papel importante na dinâmica da área de estudo (Mishra; Rai, 2016). Além disso, nessa aba é possível explorar o potencial das variáveis explicativas, que contribuem de forma significativa para a exploração da distribuição espacial das categorias de ocupação do local de estudo (Pérez-Vega; Mas; Ligmann-Zielinska, 2012). As variáveis devem passar por um teste estatístico, o teste Cramer-V, que indica o quanto a variável explicativa está associada a distribuição das categorias de cobertura da terra (Eastman; Toledano, 2018).

Após realizar a escolha das transições e das variáveis explicativas, é feita a modelagem de alocação de mudanças utilizando o *Multi-layer perceptron* (MLP). O MLP modela múltiplas transições ao mesmo tempo, onde examina cada uma das transições ao longo do período histórico para determinar o número de pixels que foram alterados e os que persistiram (Eastman; Toledano, 2018).

O MLP é treinado com diversos fatores de influência para cada um dos submodelos e, em seguida, gera mapas do potencial de transição para um tempo específico para cada um deles, que são representados pelo potencial de mudanças em período específico (Mas *et al.*, 2014). No processo de execução do MLP, deve ser definida a quantidade de interações, onde 50% das células são usadas para treinamento e as outras 50% para a validação.

O ambiente de ‘Predição de Mudanças’ é onde as informações da seção anterior são usadas, sendo as transições definidas, a quantidade e a alocação da mudança de cobertura da terra. A quantidade de mudança é modelada usando a Cadeia de Markov, onde são calculados quantos pixels irão mudar de estado (Eastman; Toledano, 2018).

A Cadeia de Markov é um processo estocástico que avalia a probabilidade de transição de um estado para o outro ao longo de um período de tempo específico

(Shafizadeh Moghadam; Helbich, 2013). Três resultados são obtidos usando a Cadeia de Markov, que são a matriz de transição, a matriz de área de transição e as imagens de probabilidade de transição (Ghosh *et al.*, 2017).

As principais vantagens da Cadeia de Markov reside na sua simplicidade tanto operacional quanto matemática, juntamente com a facilidade de aplicação a dados provenientes de sensoriamento remoto e a de implementação em Sistemas de Informação Geográfica (SIG), além de não precisar de grande quantidade de dados antigos para prever o futuro (Shafizadeh Moghadam; Helbich, 2013).

O módulo ‘Implicações’ fornece informações sobre a análise de habitats, abrangendo aspectos de sustentabilidade e distribuição de espécies (Eastman; Toledano, 2018). Por fim o módulo ‘Ambiente Planejado’ permite incluir na modelagem a incorporação de variáveis de restrições, como áreas de proteção permanente, e variáveis de incentivos como projetos de implantação de rodovias, que podem alterar a trajetória da mudança do uso e cobertura da terra (Eastman; Toledano, 2018). Esses dois últimos módulos não serão usados nesta pesquisa.

2.3. EROSIÃO DO SOLO APLICANDO O MODELO USLE

A erosão do solo, impulsionada pelo aumento populacional global e a necessidade crescente de produção agrícola, é um problema global significativo, pois reduz a área disponível para a agricultura e diminui os níveis de nutrientes, intensificando a pressão sobre a terra (Parsons, 2019).

A erosão do solo, um processo gradual resultante do impacto da água que desloca e deteriora as partículas do solo, é uma preocupação ambiental global significativa que afeta a produtividade agrícola, a quantidade da água, as infraestruturas dentre outras (Efthimiou, 2018). A erosão do solo causada pela água pode ser agravada por diversas atividades humanas, tais como práticas agrícolas inadequadas, superpastoreio, desmatamento, incêndios florestais, compactação do solo e diminuição da matéria orgânica (Parsons, 2019).

Diante do exposto, estimar a perda de solo por erosão é importante para que o conhecimento do problema da erosão do solo seja traduzido em prática de gestão da terra, de modo a minimizar o impacto da atividade agrícola na erosão do solo. Uma importante ferramenta de análise ambiental é a geotecnologia, que é usada para

identificar áreas de risco, avaliar os impactos de diferentes cenários de uso da terra e os efeitos de conservação do solo na erosão hídrica em áreas agrícolas (Galdino *et al.*, 2016).

Juntamente com a geotecnia, os modelos de erosão do solo são ferramentas importantes na análise da perda do solo, especialmente devido ao vasto tamanho das bacias hidrográficas brasileiras e à escassez de dados disponíveis, oferecendo assim informações valiosas mesmo com uma base de dados limitada (Batista *et al.*, 2017). Dentre os modelos de perda de solo, a *Universal Soil Loss Equation* (USLE), também conhecida como Equação Universal de Perda de Solo (EUPS) foi favorecida pelo Sistema de Informações Geográficas (SIG), que facilita a integração de sensoriamento remoto, geoprocessamento e modelagem ambiental, possibilitando a criação de banco de dados georreferenciados e a produção de documentos cartográficos (Couto *et al.*, 2019).

A USLE é um modelo que calcula a perda média anual de solo, proporcionando uma estimativa da erosão bruta do solo, sem considerar a deposição de sedimentos durante o transporte (Thomas; Joseph; Thriyakramji, 2018). Ela foi desenvolvida por pesquisadores do Serviço de Pesquisa Agrícola do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA) (Wischmeier; Smith, 1978), e adaptada para o Brasil pelos pesquisadores Lombardi Neto e Moldenhauer (1980).

A USLE considera em sua análise fatores naturais e antrópicos, onde os fatores naturais são a erosividade, a erodibilidade e o topográfico. Os fatores antrópicos são uso e cobertura da terra e as práticas conservacionistas. A erosividade é definida como a capacidade potencial de causar erosão do solo, e é considerada um parâmetro crucial para o planejamento da conservação do solo e da água (de Sousa Teixeira *et al.*, 2023).

A erodibilidade está associada às propriedades do tipo de solo, que influencia a velocidade de infiltração, a permeabilidade e a capacidade total de armazenamento de água, além de conferir resistências às forças de dispersão, salpico, abrasão e transporte pela chuva e escoamento (Bertoni e Lombardi Neto, 2014). Por fim, o fator natural topográfico, onde se tem o fator de declividade de rampa (L) e o fator de comprimento de rampa (S).

O uso e cobertura da terra é um fator antrópico que se refere à influência das atividades humanas na forma como a terra é utilizada e coberta, englobando as práticas

de agricultura, pastoreio, urbanização, desmatamento, entre outras (Bertoni e Lombardi Neto, 2014). Os valores fator uso e cobertura da terra variam de 0 a 1, com valores próximos a 0 representando paisagens densamente vegetadas, como áreas florestais, e os valores próximos a 1 são associados a solos expostos, como áreas desprovidas de cobertura vegetal (Batista *et al.*, 2017).

Por fim, tem o fator das práticas conservacionistas, que apresentam as ações humanas destinadas a reduzir a erosão e promover a conservação do solo, como o uso de técnicas de manejo e práticas agrícolas sustentáveis, como o plantio direto, a rotação de culturas, o cultivo em contorno, a construção de terraços, o reflorestamento de áreas degradadas e a manutenção de cobertura vegetal (Karamage *et al.*, 2016). Assim como o fator de uso e cobertura da terra, seus valores variam de 0 a 1.

3. CAPÍTULO 01. PANTANAL ESTÁ SECANDO: DINÂMICA DA COBERTURA DA TERRA E SUAS PROJEÇÕES FUTURAS NA BACIA DO ALTO PARAGUAI, BRASIL

RESUMO

Bacia do Alto Paraguai (BAP), que abrange a planície pantaneira e as terras altas circundantes (Cerrado e Amazônia), exhibe mudanças significativas no uso e cobertura da terra, principalmente nas terras altas. Essas alterações, juntamente com as mudanças climáticas, têm um impacto profundo no Pantanal. Este estudo analisa a dinâmica do uso e cobertura da terra na BAP de 1985 a 2020, projetando cenários futuros para 2030, 2040 e 2050. As projeções, geradas utilizando Cadeias de Markov e Autômatos Celulares, empregaram mapas anuais de uso e cobertura da terra do projeto MapBiomass, derivados de imagens de satélite *Landsat*. A simulação das mudanças no uso e cobertura da terra apresentou resultados satisfatórios, com um índice *Kappa* geral de 0,7521. A análise espaço-temporal (1985-2020) indicou um declínio nos corpos d'água, campos alagados e áreas pantanosas no Pantanal, contrastando com a expansão da agricultura nas terras altas e das pastagens em ambas as regiões. Analisando os resultados das mudanças, 71,2% dos campos alagados e áreas pantanosas, e 79,8% dos corpos d'água foram convertidos em formação campestre. As projeções indicaram o avanço da pastagem ao longo da borda leste do Pantanal e a expansão da formação campestre por toda a planície, enquanto a agricultura se intensifica nas terras altas. A partir das projeções, observa-se que os corpos d'água ocuparão apenas 0,5% da BAP até 2050, representando uma perda de 93,5% de área desde 1985. A significativa perda de corpos d'água, campos alagados e áreas pantanosas, em contraste com o ganho de pastagens e agricultura, representa uma ameaça severa à maior área úmida do mundo.

Palavras-chave: mudanças no uso da terra; degradação ambiental; áreas úmidas.

ABSTRACT

The Upper Paraguay River Basin (UPRB), encompassing the Pantanal lowland and the surrounding highlands (Cerrado and Amazon), exhibits significant land use changes, particularly in the highlands. These alterations, coupled with climate change, have a profound impact on the Pantanal. This study analyzes land use dynamics in the UPRB from 1985 to 2020, projecting future scenarios for 2030, 2040, and 2050. The projections, generated using Markov Chains and Cellular Automata, employed annual land cover maps from the MapBiomass project, derived from Landsat satellite imagery. The simulation of land use changes yielded satisfactory results, with an overall Kappa index of 0.7521. Spatiotemporal analysis (1985-2020) revealed a decline in water bodies, flooded fields, and marshlands in the Pantanal, contrasting with the expansion of agriculture in the highlands and pastureland in both regions. Analyzing the results of the changes, 71.2% of flooded fields and marshlands and 79.8% of water bodies were converted to grasslands. The projections indicate the advancement of pastureland along the eastern edge of the Pantanal and the expansion of grasslands across the region, while agriculture intensifies in the highlands. Based on the projections, it is observed that the bodies of water will occupy only 0.5% of the UPRB by 2050,

representing a 93.5% loss since 1985. The significant loss of water bodies, flooded fields, and marshlands, in contrast to the gain in pastureland and agriculture, poses a severe threat to the world's largest wetland.

Keywords: land use change; Environmental degradation; wetlands.

INTRODUÇÃO

A Bacia do Alto Paraguai (BAP), que alimenta todo o Pantanal, tem grande importância para o contexto estratégico de recursos hídricos no Brasil (Guerra *et al.*, 2020). Ela é constituída por dois grandes ecossistemas, definidos pelo relevo e pelo regime hídrico: o Planalto, caracterizado pelo bioma Cerrado e uma parte da Amazônia, cuja altitude varia entre 400 e 1.500 metros e a Planície, onde se forma o Pantanal, cuja altitude varia entre 100 e 150 metros (Barbosa; Alves; Grelle, 2021). Há uma intensa relação ecológica Planalto-Planície, pois as nascentes dos rios que descem para a Planície estão localizadas no Planalto e transportam grande volume de água e sedimentos para o Pantanal (Rabelo, 2021).

Embora haja muitas hidrelétricas de pequeno porte no planalto circundante à planície (Calheiros; Castrilon; Bampi, 2018), a BAP é uma das poucas bacias hidrográficas no mundo que não passaram por grandes obras de engenharia como modificações nos canais dos rios que resultassem em alterações irreversíveis. Porém, esta bacia tem apresentado mudanças na cobertura da terra, principalmente pelo avanço da agropecuária no Planalto, o que tem causado mudanças severas sobre a paisagem da Planície (Guerra *et al.*, 2020). A perda de vegetação no Planalto provoca aumento significativo no escoamento de água e no transporte de solutos (nutrientes e sedimentos) para a Planície (Bergier, 2013). Outro impacto decorrente das mudanças na paisagem do Planalto é o movimento sazonal de animais (peixes e aves) entre a Planície e o Planalto (Roque *et al.*, 2016).

A substituição de vegetação nativa por pastagens e monoculturas nos biomas brasileiros tem causado impactos negativos tanto no campo social como no ambiental (Parente *et al.*, 2019). Do ponto de vista social, esta substituição provoca concentração de terra e de renda, êxodo rural, relações precárias de trabalho, agravamento das desigualdades sociais etc (Bufebo; Elias, 2021; Suharyanto *et al.*, 2021). Do ponto de vista ambiental, a substituição de vegetação tem provocado a contaminação do ar, água e solo por uso intensivo de agrotóxicos, a perda de biodiversidade, a liberação de gases

de efeito estufa, a degradação e erosão do solo etc (Borrelli *et al.*, 2020; Armenteras *et al.*, 2019; Garcia; Ballester, 2016; Li; Fang, 2016).

Por outro lado, o levantamento, o monitoramento e o mapeamento das mudanças no uso e cobertura da terra (UCT) permitem criar estratégias e ações de conservação e manejo sustentável dos recursos naturais, de combate e mitigação às mudanças climáticas, o que pode gerar impactos positivos nas economias e nas sociedades (Barbosa de Souza *et al.*, 2023). Os estudos de mudanças no UCT podem ser realizados por meio de tecnologia geoespacial, como o Sensoriamento Remoto (SR), o Sistema de Informação Geográfica (SIG), o Sistema de Posicionamento Global (GPS) e o Sistema Global de Navegação por Satélite (GNSS) (Beroho *et al.*, 2023). O uso destas tecnologias associado ao uso de ferramentas e técnicas estatísticas facilitam a obtenção de dados e reduzem seus custos (Sérgio Campos *et al.*, 2019).

O MapBiomass é uma rede colaborativa de co-criadores, formada por ONGs, universidades e startups de tecnologia que mapeia e monitora as transformações do território brasileiro (MapBiomass, 2023). Essa rede produz mapas de uso e cobertura da terra, mapas de superfície da água, mapas de cicatrizes do fogo, mapas de estoque de carbono no solo, mapas de irrigação, mapas de qualidade da pastagem, mapas de mineração, mapas de vegetação secundária e mapas de desmatamento. Estes produtos utilizam dados do Landsat processado pixel por pixel e algoritmos de aprendizado de máquina na plataforma de computação Google Earth Engine (GEE) sob supervisão de especialistas para o período de 1985 a 2022 (MapBiomass, 2023).

A partir dos dados de uso e cobertura da terra é possível prever e simular alterações de UCT, utilizando vários modelos e pacotes de software (Girma; Fürst; Moges, 2022). Dentre os modelos mais utilizados, a modelagem por Autômatos Celulares (CA) e Cadeias de Markov ganharam ampla popularidade nos estudos espaciais nas últimas décadas (Ghosh *et al.*, 2017). Eles são usados de forma integrada, por serem mais eficiente e flexível, bem como têm a capacidade de modelar mudanças multidirecionais no uso da terra e na cobertura florestal a partir de variáveis complexas que impulsionam mudanças no UCT (Kura; Beyene, 2020).

Essa técnica de análise do uso e cobertura da terra é amplamente utilizada no mundo (Cunha *et al.*, 2021; Bunyangha *et al.*, 2021; Girma; Fürst; Moges, 2022; Agudelo-Hz; Castillo-Barrera; Uriel, 2023; Barbosa de Souza *et al.*, 2023), mas com

poucos trabalhos desenvolvidos no Brasil. Alguns destes estudos foram realizados na bacia do rio Taperóia no nordeste Brasileiro, projetando um cenário futuro para 2035 (Silva *et al.*, 2020); na bacia do Rio do Prata com projeções para 2033, 2050, 2080 e 2100 (Cunha *et al.*, 2021); no bioma Amazônia com simulações para 2044 (Barbosa de Souza *et al.*, 2023). Diante deste cenário, este estudo teve por objetivo analisar a dinâmica do uso e cobertura do solo na BAP de 1985 a 2020 e projetar cenários futuros para 2030, 2040 e 2050.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A Bacia do Alto Paraguai (BAP) está localizada nos estados de Mato Grosso (48%) e Mato Grosso do Sul (52%) no Brasil, com uma área de 362.380 km² (Figura 1) (Colman *et al.*, 2019). O Cerrado corresponde a 50% da área da BAP, a Amazônia a 8% e o Pantanal a 42% (Colman *et al.*, 2019; Ferreira Barbosa *et al.*, 2022). De acordo com a classificação de Köppen, o clima predominante é Aw, típico clima de savana, com temperatura média entre 22,5 a 26,5 °C e precipitação média variando de 800 mm a 2.000 mm, onde a estação chuvosa é de outubro a março e a estação seca de abril a setembro (Alvares *et al.*, 2013).

A BAP apresenta diferentes características nos seus ciclos hidrológicos entre as regiões norte e sul. O Pantanal funciona como um imenso reservatório, gerando uma defasagem de até cinco meses entre as entradas e saídas de água (Marengo *et al.*, 2021). O padrão de precipitação durante o verão determina o período de cheias, ocorrendo entre novembro e março no norte, e entre maio e agosto no sul, sendo este último influenciado pela presença do Pantanal (Marengo *et al.*, 2021). A extensa planície retém água durante a estação chuvosa e a libera gradualmente para as áreas mais baixas do rio Paraguai, suavizando, assim, a intensidade das inundações (Junk; Cunha, 2005).

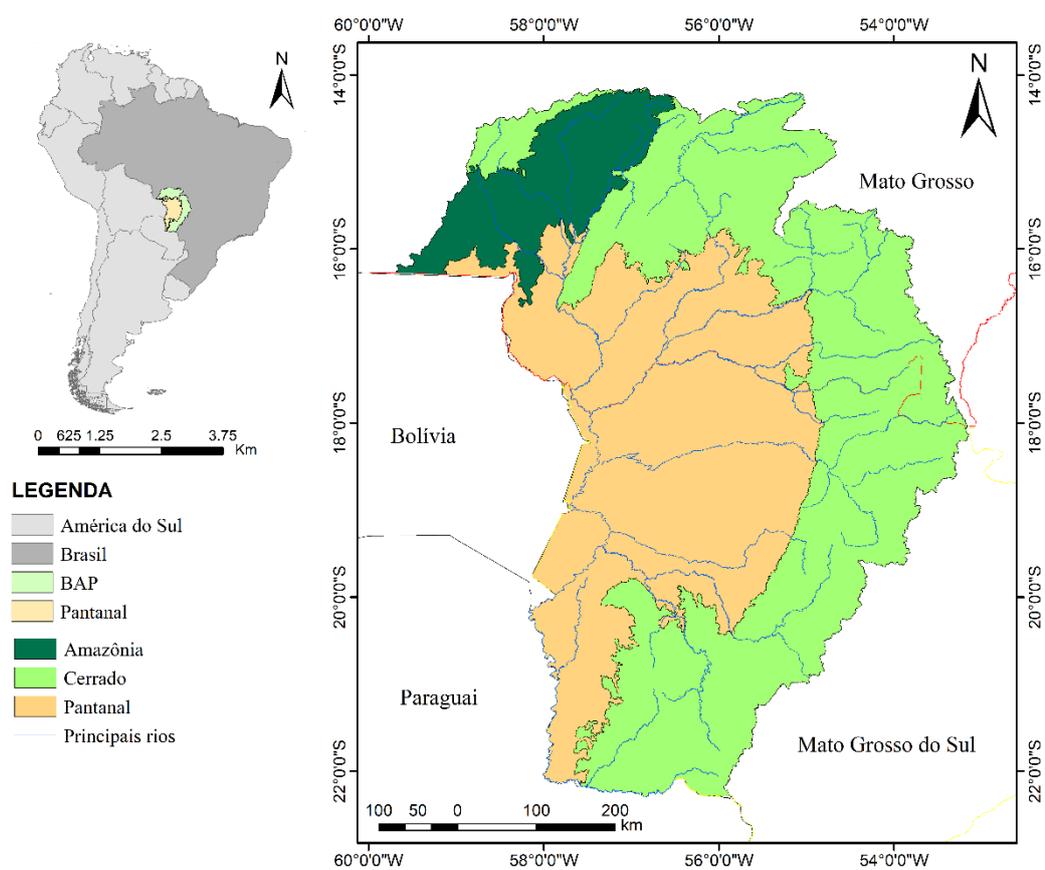


Figura 1: Localização da Bacia do Alto Paragui (BAP), Brasil.

Banco de dados

As imagens raster de uso e cobertura da terra (UCT) foram obtidas do projeto MapBiomas (versão 7.1; <https://mapbiomas.org/>) para os anos de 1985, 1995, 2005, 2015 e 2020. Essas imagens com resolução de 30 metros foram obtidas na plataforma de computação em nuvem *Google Earth Engine* (GEE). O projeto MapBiomas organiza as classes de UCT em uma estrutura hierárquica com seis grandes classes e cada uma com suas subclasses. Porém, as subclasses de UCT foram reagrupadas conforme Tabela 1.

Tabela 1: Classes de UCT para a Bacia do Alto Paraguai, Brasil.

Classe	Sub-classe	ID	Classes reagrupadas	Novo ID
Florestas	Formação florestal	3	Formação florestal	1
	Formação savânica	4	Formação savânica	2
Formação Natural não Florestal	Campo Alagado e Área Pantanosa	11	Campo Alagado e Área Pantanosa	3
	Formação Campestre	12	Formação Campestre	4
Agropecuária	Pastagem	15	Pastagem	5
	Soja	39	Agricultura	6
	Cana-de-açúcar	20	Agricultura	6
	Outras lavouras temporárias	41	Agricultura	6
	Silvicultura	9	Agricultura	6
	Algodão	62	Agricultura	6
	Mosaicos de usos	21	Mosaicos de usos	7
Área não vegetada	Área urbanizada	24	Outros usos	9
	Mineração	30	Outros usos	9
	Afloramento Rochoso	29	Outros usos	9
	Praias, dunas e areal	23	Outros usos	9
	Outras áreas não vegetadas	25	Outros usos	9
Corpos d'água	Rios, lagos e oceanos	33	Corpos d'água	8

Um banco de dados geoespacial composto por um conjunto de variáveis foi criado para explicar as mudanças na UCT, o que permitiu a criação de um modelo explicativo para cada transição. Os fatores impulsionadores das mudanças foram agrupados de acordo com as características proposta por Agudelo-Hz; Castillo-Barrera; Uriel (2023) (Tabela 2).

Todos as variáveis foram produzidas em imagem *raster* com resolução espacial de 30. Os dados de acessibilidade foram obtidos em formato vetorial, e em seguida feito o cálculo das suas distâncias euclidianas em metros utilizando o Qgis. Os dados topográficos foram obtidos a partir das correções do DEM que, posteriormente, foram usados para calcular a declividade utilizando o Qgis.

As variáveis características de paisagem e práticas de produção e degradação ambiental foram obtidas a partir do mapa de uso e cobertura da terra do ano de 2020, e posteriormente feito o cálculo das suas distâncias euclidianas. A frequência de fogo foi obtida da do projeto MapBiomass fogo. Os dados de gado e de tamanho populacional foram obtidos do IBGE e convertidos em densidade para cada pixel.

Tabela 2: Variáveis explicativas usadas nas projeções futuras de UCT na BAP, Brasil.

Grupos	Nome da variável	Unidades	Fonte
Acessibilidade	Distância euclidiana de estradas	m	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE)
	Distância euclidiana das cidades	m	MAPBIOMAS
	Distância euclidiana dos rios	m	Agência Nacional de Águas (ANA)
Clima	Temperatura média anual	°C	CHIRPS e CHIRTS
	Precipitação média anual	mm	
Topográfico	Altitude	m	Coleção DEM SRTM 30 m
	Declividade (Slope)	%	
Características de paisagem	Distância euclidiana de Formação Florestal	m	MAPBIOMAS
	Distância euclidiana de Formação Savânica	m	
	Distância euclidiana de Formação Campestre	m	
	Distância euclidiana de Campos euclidiana Alagados e Áreas Pantanosas	m	
	Distância euclidiana de Pastagem	m	
Práticas de produção e degradação ambiental	Distância euclidiana de Soja	m	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE)
	Densidade de Gado	Gado/km ²	
	Frequência de fogo	%	
	MAPBIOMAS		
Gerenciamento de Paisagem	Distância euclidiana de áreas de proteção	m	ICMBio
	Distância euclidiana de áreas de conservação	m	
Socioeconômica	Densidade populacional	Pessoas/km ²	IBGE
	Dados de IDH	-	

Análise das mudanças de uso e cobertura da terra

O módulo *Land Change Modeler* (LCM) do *software* TerrSet tem um conjunto de ferramentas para análise de mudanças, que permite avaliações de ganhos, perdas, persistências e transições específicas através de dados quantitativos, gráficos ou mapas (Eastman; Toledano, 2018). Esta ferramenta faz uma avaliação quantitativa detalhada das alterações que ocorreram no UCT em dois períodos diferentes (Gupta; Sharma, 2020), sendo um período mais antigo e outro mais recente. Com isso, é possível

mapear a tendência espacial de mudança de uma categoria para outra categoria ou para todas as categorias, e assim identificar a transição dominante de uma classe para outra (Armenteras *et al.*, 2019).

Os parâmetros ‘ganhos e perdas por categoria’ e ‘contribuição para variação líquida’ foram utilizados, porque são melhores para identificar as variações em cada classe de UCT (Ghosh *et al.*, 2017). Para analisar as mudanças de UCT foram utilizados os mapas de 1985, 1995, 2005, 2015 e 2020, divididos em quatro períodos: 1985-1995, 1995-2005, 2005-2015 e 2015-2020.

Além disto, uma análise de tendência foi realizada para as seis principais classes da BAP: formação florestal, formação savânica, campos alagados e áreas pantanosa, formação campestre, pastagem e corpo d’água. O teste não paramétrico de Mann-Kendall (MK) é usado para calcular as tendências, onde valor positivo indica tendência de aumento e um valor negativo indica tendência de redução (Mann, 1957; Kendall, 1975). O teste MK supõe que a série temporal tenha dados independentes e aleatoriamente distribuídos, que são verificados a partir da Função de Autocorrelação (ACF). Devido o conjunto de dados possuir autocorrelação, utilizou o teste Modificado de Mann-Kendall (MMK). Este método é insensível a outliers e pode ser significativamente mais robusto e preciso do que a regressão linear simples para dados distorcidos e heterocedásticos (Mengistu *et al.*, 2020).

Projeções futuras de uso e cobertura da terra

A criação de projeções futuras para a BAP envolveu uma série de etapas no módulo *Land Change Modeler* (LCM) do *software* TerrSet (Figura 02). O LMC utiliza o modelo Cadeias de Markov - Autômatos Celulares (CM-AC) associado a técnica de *artificial neural network - multi-layer perceptron* (MLP-NN). A Cadeia de Markov é um processo estocástico que analisa a probabilidade de mudança de uma estado para outro dentro de um período de tempo, enquanto os Autômatos Celulares, organizados em uma grade, consideram não só o estado anterior de uma células, mas também o de suas vizinhas para determinar mudanças de estado (Shafizadeh Moghadam; Helbich, 2013; Ghosh *et al.*, 2017).

O MLP é uma técnica robusta que modela relações não lineares complexa entre variáveis, executa múltipla transições de classes e gera uma modelagem precisa

(Eastman; Toledano, 2018). Sendo assim, a projeção futura foi feita com imagens de uso e cobertura da terra (UCT) dos anos 1985, 2015 e 2020 por meio da integração do MLP-NN com o modelo CM-AC. Todos os dados de entrada no modelo estavam na mesma geometria, extensão e sistema de projeção para garantir a execução do modelo.

As três guias utilizadas do módulo LCM do TerrSet foram: “análise de mudanças”, “potencial de transição” e “previsão”. A guia “análise de mudança” foi empregada para realizar uma análise quantitativa das alterações entre dois períodos diferentes (Gupta; Sharma, 2020). Esta ferramenta possibilita a identificação das transições dominantes entre as classes de uso da terra, permitindo o agrupamento em submodelos associados a tipos específicos de uso da terra de transição (Armenteras *et al.*, 2019). Para calibrar o modelo, a análise histórica de mudança foi realizada entre o tempo 1 ($T_1=1985$) e o tempo 2 ($T_2=2015$), sendo essencial para a definição das classes de transição.

Dada a complexidade das mudanças de UCT e as múltiplas possibilidades de transição (Agudelo-Hz; Castillo-Barrera; Uriel, 2023), as áreas com transições > 4.000 km² foram selecionadas, formando 10 submodelos de transição de maior importância para representar a dinâmica e as mudanças na UCT durante o período de estudo.

Os submodelos de transição selecionados estão relacionados aos padrões de transformação da paisagem que envolvem degradação (formação florestal para pastagem; formação savânica para pastagem) e substituição (mosaicos de usos para pastagem; pastagem para agricultura; mosaicos de uso para agricultura; campo alagado e área pantanosa para formação campestre; corpos d’água para formação campestre; corpos d’água para campo alagado e área pantanosa; formação florestal para formação savânica; campo alagado e área pantanosa para formação savânica). O padrão de transformação da paisagem por degradação se refere a remoção de vegetação nativa para inserção de áreas antropizadas e por substituição corresponde a troca de uma vegetação natural por outra vegetação natural.

Em seguida, as variáveis explicativas relevantes para as transições foram selecionadas com base no coeficiente de V-Cramer. O teste de coeficiente de V-Cramer indica o grau de associação de cada variável explicativa com a distribuição das classes de UCT (Pérez-Vega; Mas; Ligmann-Zielinska, 2012). Os valores do coeficiente de V-Cramer variam de zero a um, onde valores $> 0,40$ apontam alto

potencial explicativo das variáveis (Eastman; Toledano, 2018). Porém, somente variáveis com V-Cramer $> 0,15$ foram escolhidas, o que resultou na seleção de 09 das 21 variáveis para explicar as mudanças no UCT.

Após a seleção das variáveis explicativas, os submodelos do potencial de transição de 1985 para 2015 foi criado utilizando a técnica MLP com 10.000 iterações, onde 50% das células foram usadas para treinamento e 50% para a validação das projeções futuras de UCT. O potencial de transição de cada submodelo varia de 0–1, onde os valores próximos a zero indicam sem probabilidade de mudança e os valores próximos a 1 indicam alta probabilidade de mudança.

As projeções futuras foram geradas a partir dos submodelos de potencial de transição na guia “previsão” para os anos 2020, 2030, 2040 e 2050. A validação do mapa simulado de 2020 de UCT foi realizado com base no mapa de referência do ano de 2020 disponibilizado pelo MapBiomias. A validação da simulação de 2020 é fundamental para avaliar a precisão das projeções futuras (Hasan *et al.*, 2020).

A precisão do modelo foi avaliada pelo índice de Kappa geral (K) e o índice k de concordância (KIA). O índice K avalia a concordância da simulação geral para todas as coberturas em relação aos dados reais, expressos em valores de 0–1; onde um $K > 0,80$ é um valor razoável de concordância (Agudelo-Hz; Castillo-Barrera; Uriel, 2023). O KIA é uma medida estatística da diferença entre uma concordância observada entre duas classificações *versus* concordância por acaso. KIA varia de 0–1, onde o valor 0 indica nada melhor que o acaso e 1 indica uma combinação perfeita (Girma; Fürst; Moges, 2022). Em suma, a Figura 2 traz o fluxograma das etapas desenvolvidas.

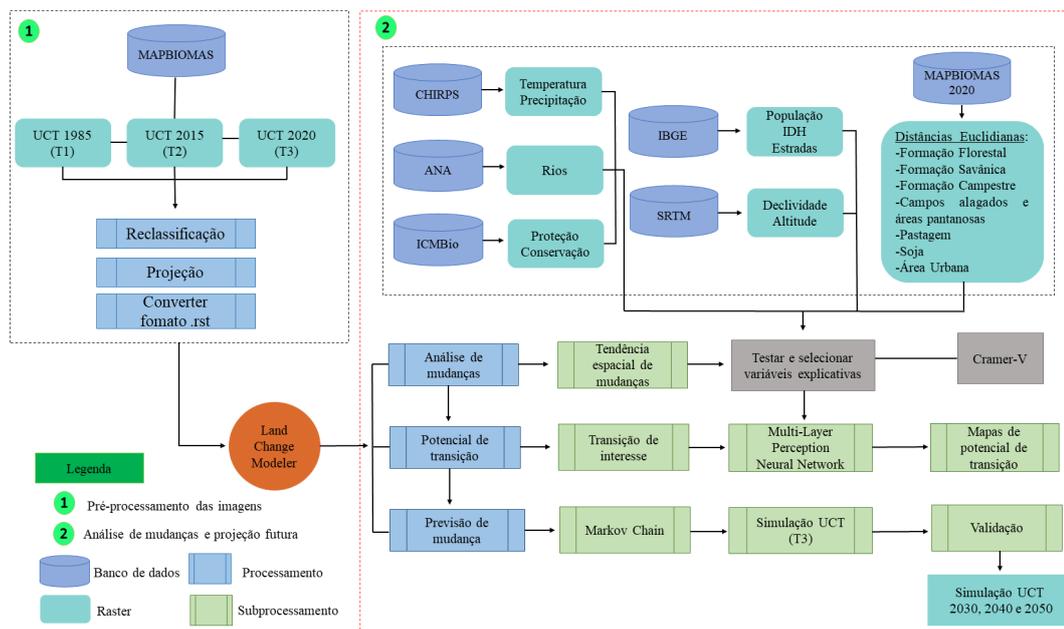


Figura 2: Fluxograma das etapas realizadas para obtenção de projeções futuras de UCT na Bacia do Alto Paraguai, Brasil.

RESULTADOS

Dinâmica espaço-temporal de UCT dos anos de 1985 a 2020

A redução da área de corpo d'água (área azul) é perceptível na planície (Pantanal) da BAP (Figuras 3A e 3B), assim como, o aumento da área da agricultura (área rosa) no planalto e da área da pastagem (área vermelha) no planalto e planície.

Corpo d'água e campo alagado e área pantanosa é uma das classes de maior importância para a BAP e tiveram a maior redução em área em toda a BAP, uma vez que deixaram de ocupar 19,95% da área da BAP em 1985 para ocupar 5,40% em 2020 (Tabela 3). Por outro lado, pastagem e agricultura que ocupavam 15,70% da BAP em 1985, tem ocupado 34,76% em 2020. A pastagem que ocorria principalmente na região do planalto da BAP em 1985, avançou a área da planície (Pantanal) em 2020 enquanto a agricultura permaneceu restrita a região do planalto (Figuras 3H e 3I).

A redução da área da formação florestal ocorreu nas regiões norte (Floresta Amazônica), oeste e sul (Cerrado) da BAP de 1985 a 2020 (Figura 3C), enquanto a formação savânica teve sua área reduzida na região leste (Figuras 3D). A contração do campo alagado e da área pantanosa ocorreu ao longo de toda a planície (Figura 3E). Houve uma contração da área de corpo d'água, tornando-se restrita a uma região

central da planície (Figura 3F). Por outro lado, a expansão da formação campestre ocorreu ao longo da região leste da planície (Figura 3G). A expansão da pastagem ocorreu principalmente na região norte do planalto e na região leste da planície (Figura 3H).

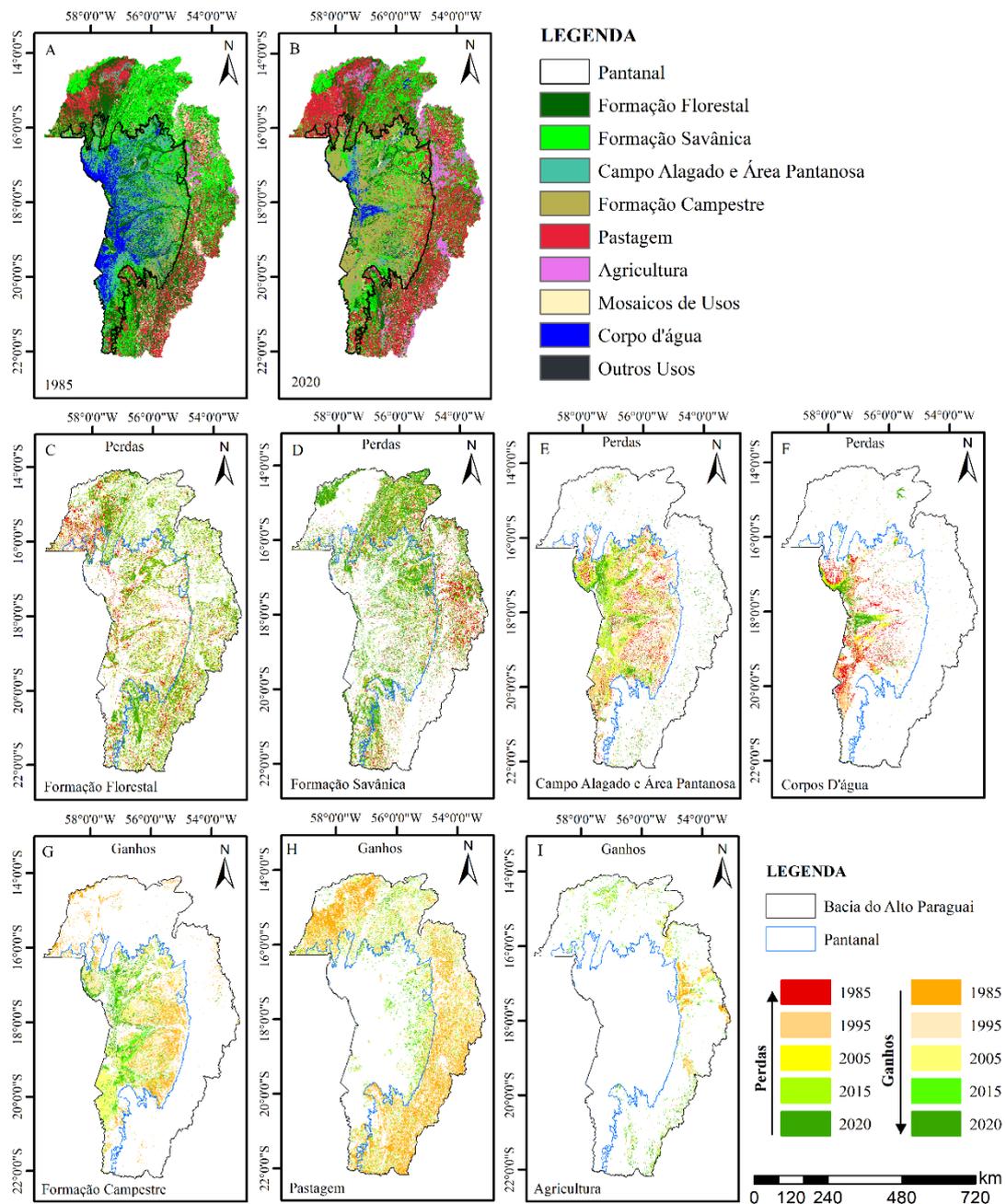


Figura 3: Dinâmica espaço-temporal do uso e cobertura da terra na Bacia do Alto Paraguai, Brasil, de 1985 (A) a 2020 (B); classes que tiveram perda de área do período de 1985 a 2020: formação florestal (C), Formação savânica (D), Campo alagado e área pantanosa (E), Corpos d'água (F), e as classes que tiveram perda de área: Formação campestre (G), Pastagem (H) e Agricultura (I).

Em 1985, a formação campestre predominava na BAP, ocupando 25,82% da área, seguida pela formação savânica com 24,75% e pastagem com 14,53%. No entanto, em 2020, a pastagem passou a ser a cobertura dominante na BAP, abrangendo 29,33% da área total, enquanto a formação savânica e campestre tiveram uma redução em suas áreas, representando 19,78% e 17,51%, respectivamente. Dentre as classes analisadas, a pastagem foi a que teve um dos maiores ganhos de área. Entre 1985 e 1995, houve um grande ganho de área da pastagem (+8,87%), e uma redução na formação florestal (-6,01%) e corpos d'água (-2,54%). No período de 1995 e 2005, observou-se um crescimento na formação campestre (+5,69%) e na agricultura (+1,36%), enquanto a área de campo alagado e área pantanosa diminuiu (-5,36%).

Tabela 3: Área (km²) e porcentagem (%) das classes de uso e ocupação da terra na Bacia do Alto Paraguai, Brasil em 1985, 1995, 2005, 2015 e 2020.

Classe	1985		1995		2005		2015		2020	
	Área	%	Área	%	Área	%	Área	%	Área	%
Formação florestal	93453.96	25.82	71617.00	19.81	62855.99	17.38	59678.65	16.50	58908.75	16.29
Formação savânica	89561.07	24.75	76810.88	21.24	70637.67	19.54	72004.88	19.91	71525.05	19.78
Campo Alagado e Área Pantanosa	44729.86	12.36	49622.93	13.72	30245.88	8.36	28133.55	7.78	12760.00	3.53
Formação Campestre	21268.13	5.88	28097.25	7.77	48679.33	13.46	48285.28	13.35	63315.68	17.51
Pastagem	52575.92	14.53	84605.30	23.40	103828.32	28.71	104995.23	29.04	106040.97	29.33
Agricultura	4196.27	1.16	8702.79	2.41	13640.18	3.77	17236.22	4.77	19640.63	5.43
Mosaicos de Usos	27110.60	7.57	22907.57	6.34	19278.49	5.33	21811.69	6.03	21371.61	5.91
Corpos d'água	27412.39	7.57	18180.67	5.03	11329.17	3.13	8245.77	2.28	6769.33	1.87
Outros usos	1313.22	0.36	1055.08	0.29	1099.29	0.30	1197.62	0.33	1252.43	0.35
Total	361620.78	100.00	361619.87	100.00	361620.99	100.00	361620.99	100	361679.53	100.00

A maior variação líquida (diferença entre ganhos e perdas) na área das classes de UCT ocorreu nos períodos 1985-1995 e 1995-2005 (Figuras 4B e 4D). Ao longo dos 37 anos analisados (Tabela 3), a área de pastagem aumentou mais de 100%, ultrapassando 53,4 mil km², seguida pela formação campestre (>42 mil km²) e a agricultura (>15,4 mil km²). Em contraste, o campo alagado e área pantanosa diminuíram em mais de 70%, perdendo 31,9 km², assim como os corpos d'água que perderam 20,6 mil km². Além disso, outras classes também tiveram grandes perdas de área, com uma redução maior do que 35% na formação florestal (-34,5 mil km²) e maior do que 20% em formação savânica (-18 mil km²) e mosaico de usos (-5,7 mil km²).

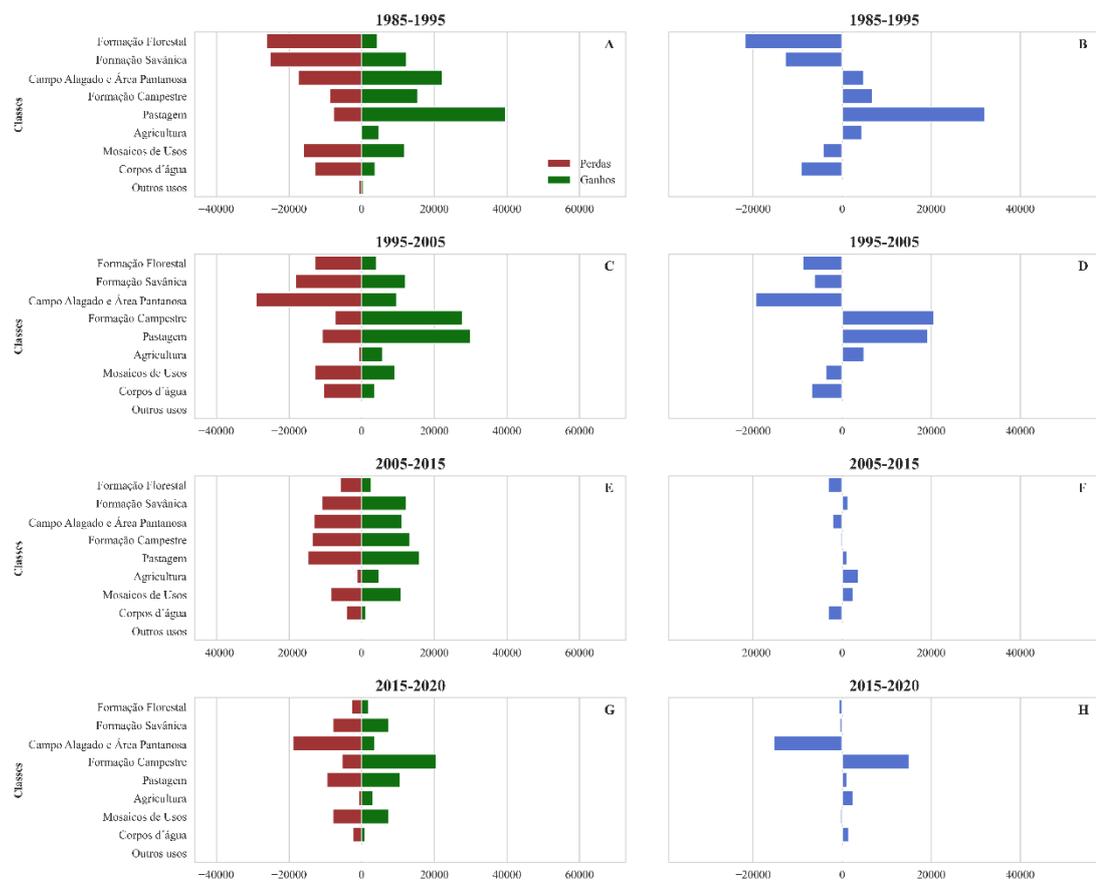


Figura 4: Ganhos e perdas para os períodos de: 1985-1995 (A), 1995-2005 (C), 2005-2015 (E), 2015-2020 (G); as variações líquidas nos períodos de: 1985-1995 (B), 1995-2005 (D), 2005-2015 (F) na Bacia do Alto Paraguai, Brasil.

Analisando as transições de cada classe, percebe-se que entre 1985 e 2020, grande parte das áreas perdidas pelas formações naturais foi convertida em pastagem e em menor parte em outras classes de uso. Especificando, 60,3% da área perdida pela formação florestal foi convertida em pastagem (Figura 5A), enquanto a formação savânica teve 74,5% convertida em pastagem e 10,4% convertida em agricultura (Figura 5B). Outra a classes a destacar é o campo alagado e área pantanosa, que teve grandes áreas secando, e convertendo em outras classes, como em formação campestre (71,2%) (Figura 5C). Os corpos d'água também perderam área para a formação campestre (79,8%) (Figura 5F). Quando analisa a formação campestre, 61,4% da sua área convertida foi para pastagem (61,4%) (Figura 5D).

Por outro lado, tiveram classes que tiveram ganhos, como a formação savânica, que recuperou 48,5% de sua área da formação florestal e 44,4% do campo alagado e área pantanosa (Figura 5B). O campo alagado e área pantanosa teve 82,8% de seu

ganho proveniente dos corpos d'água (Figura 5C), enquanto a formação campestre recuperou 53,2% de sua área de campos alagados e áreas pantanosas, além dos 35,2% dos corpos d'água (Figura 5D). A pastagem ganhou área exclusivamente da formação savânica (42,3%), e formação florestal (35,6%) (Figura 5E), classes predominantes na região do planalto da BAP. Por outro lado, a pastagem obteve 30% de suas áreas de pastagens e 20,41% da formação savânica (Figura 5F).

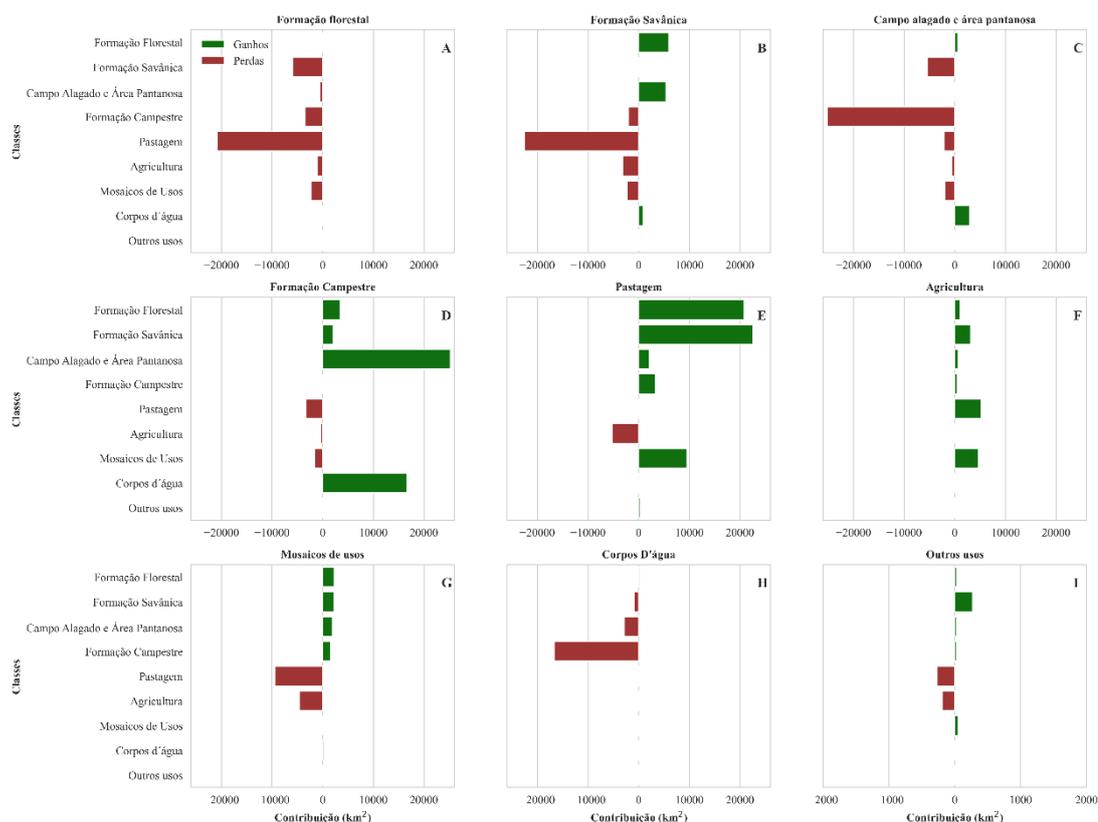


Figura 5: Transições de classes de UCT na BAP, Brasil, de 1985 a 2020: Formação florestal (A), Formação Savânica (B), Campo alagado e área pantanosa (C), Formação campestre (D), Pastagem (E), Agricultura (F), Mosaico de uso (G), Corpos d'água (H), Outros usos (I).

Analisando as tendências das principais classes da BAP de 1985 a 2020, pode-se destacar a formação florestal, que teve a maior perda de área, correspondendo a $761,79 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$ (Figura 6A). Quando observa a formação florestal, ela era a classe que ocupava maior área da BAP em 1985, situação que muda em 1995. Outra classe a destacar são os campos alagados e áreas pantanosa, que perdeu $697,20 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$ (Figura 6C), valor próximo a formação florestal, porém, essa classe ocupa uma área muito menor que a formação florestal, além de ter grande relevância para o Pantanal.

Por outro lado, a pastagem teve o maior ganho de área dentre todas as classes, correspondendo a $1.425,41 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$ (Figura 6F), com os maiores ganhos até o ano de 2005, situação que se relaciona com a desaceleração na velocidade de perda de área de formação florestal e formação savânica (Figuras 6A e 6B). Além disso, houve um padrão inverso de ganhos e perdas entre formação campestre e campo alagado e área pantanosa (Figuras 6C e 6E).

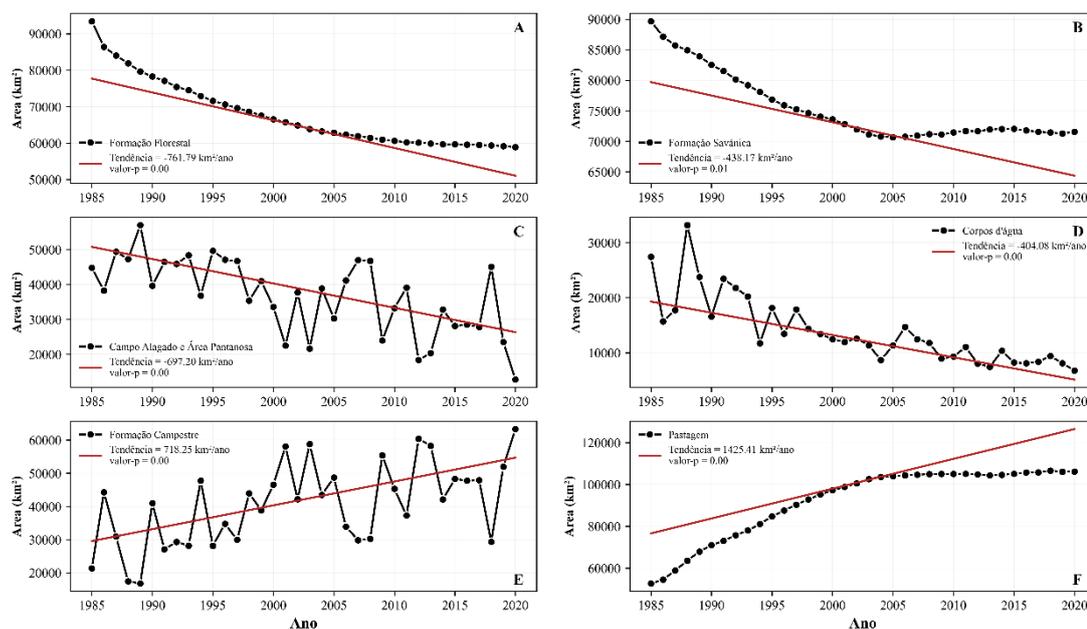


Figura 6: Tendência das principais classes de uso e cobertura da terra na BAP, Brasil de 1985 a 2020: Formação florestal (A), Formação savânica (B), Campo alagado e área pantanosa (C), Corpos d'água (D), Formação campestre (E) e Pastagem (F).

Projeções futuras de UCT na BAP

Após analisar às 19 variáveis explicativas, identificou que apenas nove delas seriam usadas na modelagem. Os valores de V-Cramer das variáveis selecionadas variaram de 0,16 a 0,25 (Tabela 4). Entre os principais grupos de variáveis, as relacionadas ao clima e às atividades antrópicas são os que tiveram os maiores valores de V-Crame. Esse resultado é esperado, uma vez que variáveis climáticas influenciam na dinâmica da paisagem, assim como as atividades humanas, como agricultura, urbanização e desmatamento.

Tabela 4: Valores de V-Cramer das variáveis explicativas selecionadas.

Variáveis explicativas	Valor V-Cramer
Altitude	0,25
Precipitação	0,23
Distância euclidiana de soja	0,22
Distância euclidiana de pastagem	0,21
Densidade de gado	0,20
Distância euclidiana de área urbana	0,20
Temperatura	0,19
Distância euclidiana das rodovias	0,18
Distância euclidiana da formação campestre	0,16

A variável com maior valor de V-Cramer foi a altitude, sendo considerado um fator de mudança considerável. Pode-se destacar as variáveis climáticas, que se mostraram importante impulsionador de mudanças na BAP, onde quanto mais precipitação ocorrem, maior a possibilidade de mudanças da área. Outras variáveis a destacar são as antrópicas, como as distâncias euclidianas de soja, pastagem e áreas urbanas, assim como densidade de gado, que demonstrou grande impacto nas mudanças de uso do solo.

O índice de Kappa geral (K) indicou que o modelo de previsão de uso e cobertura da terra produzido pelo LCM é útil para fazer as projeções (Tabela 5), uma vez que seu valor de 0,75 é considerado substancial (Landis & Koch, 1977). Avaliando os valores KIA de cada classe, observa-se os maiores valores de concordância nas classes formação florestal, corpos d'água, formação campestre, agricultura e formação savânica. Por outro lado, os campos alagados e áreas pantanosas teve o menor valor KIA dentre as classes avaliadas, seguida da pastagem, que ocupa uma grande área da bacia, situação que possivelmente contribuiu pra o valor razoável do Kappa geral.

Quando analisa o mapa de 2020 projetado com o mapa real, observa-se classes que foram subestimadas e outras superestimadas. Dentre elas, pode-se destacar a formação savânica, que foi subestimada na projeção de 2020, com uma diferença de 15.029,87 km² em relação ao mapa de 2020 real. Outras classes subestimadas foram formação campestre e corpos d'água. Por outro lado, maioria das classes foram superestimada na projeção de 2020, podendo destacar campo alagado e área pantanosa, que teve uma diferença de 10.779,61 km², considerada grande para uma classe que ocupa pouca área na bacia, se comparada com outras classes. Outra classe a destacar, é a pastagem, que foi subestimada em 26.214,14 km², e o mosaico de usos, com uma

diferença de 15.091,94 km² em relação ao mapa de 2020 real.

Tabela 5: Validação estatística da projeção das classes de uso e cobertura do solo na BAP, Brasil para 2020 utilizando mapas de cobertura de 1985-2015.

Classes	2020 Simulado		KIA Simulado
	Área	%	
Formação florestal	63.024,15	17,48	0,95
Formação savânica	56.495,18	15,67	0,79
Campo alagado e área pantanosa	23.539,61	6,53	0,34
Formação campestre	51.963,16	14,41	0,81
Pastagem	132.255,11	36,67	0,68
Agricultura	21.834,08	6,05	0,79
Mosaicos de Usos	6.279,67	1,74	0,68
Corpos d'agua	4.030,92	1,12	0,83
Outros usos	1.197,94	0,33	0,91
Overall Kappa (K)	-	-	0,75

Os erros de classificação das classes de uso e cobertura da terra ocorreram em 25% das áreas da planície e 19,3% nas áreas de planalto na projeção de 2020 da BAP (Figura 7), principalmente relacionados as áreas de campo alagado e área pantanosa na planície (Tabela 5). As classes de formação florestal, formação savânica e corpos d'água mantiveram a tendência de redução de suas áreas ao longo dos anos simulados (2030, 2040 e 2050) enquanto formação campestre, pastagem e agricultura mantiveram a tendência de aumento de suas áreas (Figura 7 e Tabela 6).

As projeções indicam que haverá uma intensificação no aumento das áreas de pastagem nas bordas da região leste da planície e de formação campestre ao longo de toda a planície (Figura 7). Por outro lado, o aumento de área da agricultura ficará restrito ao planalto. Além disso, a classe de corpos d'água ficará restrita a região centro-oeste da planície nos anos simulados.

Em 2050, projeta-se que a área de pastagem aumentará significativamente, ocupando cerca de 35% da BAP, refletindo uma tendência de expansão que vem ocorrendo desde 1985 (Tabela 6). A formação campestre e a pastagem também deverão crescer consideravelmente, ocupando 17,8% e 9% da BAP em 2050, respectivamente. Em contraste, espera-se que a área de corpos d'água diminua bastante, representando apenas 0,5% da BAP. As áreas de formação florestal e formação savânica também deverão reduzir, passando a ocupar 13,3% e 18,4% da BAP em 2050, respectivamente. De modo geral, percebe-se a continuação da perda de

vegetação nativa na BAP, que ocupava 76,4% da BAP em 1985 e passará a ocupar 53,9% em 2050.

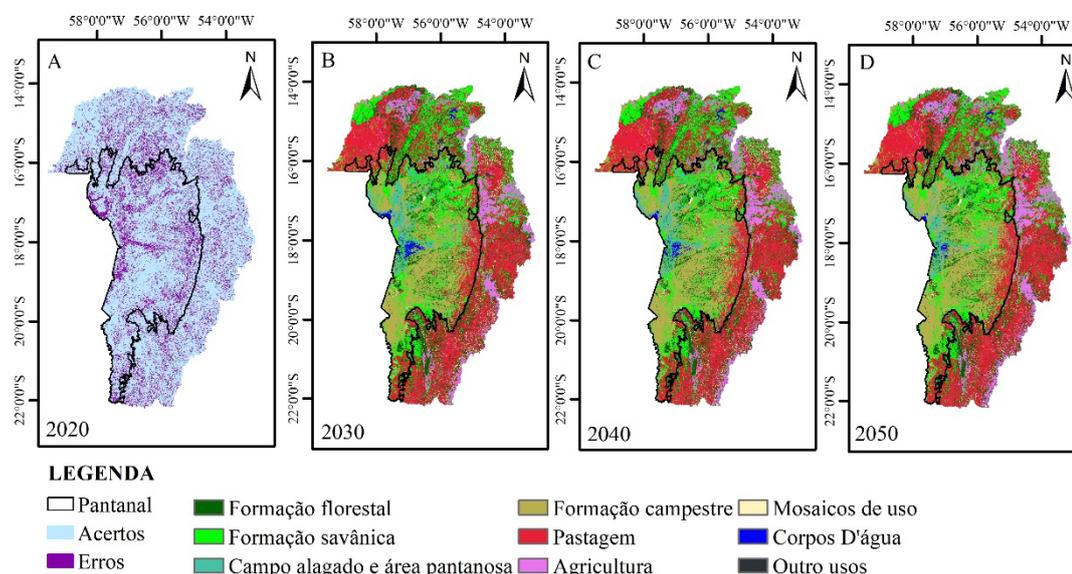


Figura 7: Erros da validação de uso e cobertura da terra na BAP, Brasil para 2020 (A) e projeções de 2030 (B), 2040 (C) e 2050 (D).

Tabela 6: Área (km²) e porcentagem (%) de cada classe na BAP, Brasil nas projeções para 2030, 2040 e 2050, e diferença entre o ano de 2020 real e as projeções.

Classe	2030		2040		2050		Δ	Δ	Δ
	Área	%	Área	%	Área	%	2030-2020	2040-2020	2050-2020
Formação florestal	50764.32	14.04	49708.64	13.75	48031.92	13.28	-8144.43	-9200.11	-10876.83
Formação savânica	68249.08	18.87	67757.84	18.74	66561.87	18.41	-3275.97	-3767.21	-4963.18
Campo alagado e área pantanosa	18424.18	5.10	17024.67	4.71	14380.10	3.98	5664.18	4264.67	1620.10
Formação campestre	59849.46	16.55	61478.23	17.00	64287.40	17.78	-3466.22	-1837.45	971.72
Pastagem	125951.16	34.83	125897.14	34.54	125542.92	34.72	19910.19	18856.17	19501.95
Agricultura	25153.66	6.96	28828.87	7.97	32832.16	9.08	5513.03	9188.24	13191.53
Mosaico de usos	9057.00	2.50	8304.16	2.30	6973.97	1.93	-12314.61	-13067.45	-14397.64
Corpos d'água	2941.32	0.81	2390.91	0.66	1778.12	0.49	-3828.01	-4378.42	-4991.21
Outros usos	1197.60	0.33	1197.60	0.33	1197.60	0.33	3.33	-54.83	-54.83
Total	361587.78	100	361587.78	100	361587.78	100	-	-	-

Quando se analisa o planalto e a planície, são previstas mudanças significativas entre os anos de 2020 e 2050 nas classes de cobertura vegetal, corpos d'água, pastagem e agricultura. Na planície, espera-se um aumento na cobertura de vegetação nativa, enquanto os corpos d'água deverão diminuir drasticamente. No planalto, a pastagem deverá expandir muito, assim como as áreas agrícolas, que deverão crescer

substancialmente.

DISCUSSÃO

Houve mudanças significativas de aumento (formação campestre na planície e, pastagem e agricultura no planalto) e de redução (corpos d'água e campo alagado e área pantanosa na planície e formação florestal e formação savânica no planalto) na área das classes de uso e ocupação na BAP de 1985 a 2020. Em síntese, houve forte redução da superfície cobertura por água na planície da BAP (Pantanal) com áreas de vegetação nativa sendo substituídas por áreas de pastagem e agricultura no período de 1985 a 2020. Essa tendência de intensificação deve continuar até 2050, principalmente na região do planalto que faz fronteira com o Cerrado e a Amazônia. Além disso, foi identificada a formação de um 'arco do desmatamento' na direção planalto-planície na BAP, indicando que as atividades agropecuárias estão se expandindo do planalto em direção à planície (Guerra *et al.*, 2020).

A expansão da pastagem tem sido observada em todo o Brasil, principalmente no período de 1985 a 2002 com ganhos superiores a 57 milhões de hectares (Parente *et al.*, 2019). O aumento da área de pastagem de 1985 a 2005 acompanhou o crescimento do rebanho bovino em Mato Grosso do Sul, que passou de 15 milhões em 1985 para 25 milhões em 2005 (IBGE, 2022). A região da planície da BAP (Pantanal) tem convivido com a pecuária extensiva à décadas e o uso da pastagem se tornou um grande problema devido aos métodos utilizados pelos criadores locais (Marengo *et al.*, 2021).

O sistema tradicional de criação de gado no Pantanal era baseado no mínimo uso de produtos agroquímicos, no uso de rotação de pastagens e de gramíneas forrageiras nativas, o que pode ser caracterizado como uma atividade predominantemente sustentável quando comparada a pecuária 'moderna' (Girard *et al.*, 2023). Porém, o sistema tradicional é menos rentável economicamente e tem dado lugar a pecuária 'moderna' que possui uma gestão mais empreendedora ao utilizar mão de obra especializada, plantações de gramíneas exóticas, desmatamento extensivo e investimento em técnicas modernas de criação de gado (Araujo *et al.*, 2018). Destaca-se que, a legislação estadual do Mato Grosso do Sul é mais flexível que a lei federal do governo brasileiro ao permitir a substituição das gramíneas nativas por gramíneas

exóticas nas fazendas de gado em até 60% (Tomas *et al.*, 2019).

Notavelmente, a área de pastagem no Brasil atingiu seu pico em 2006 e, desde então, tem apresentado uma substituição gradual por agricultura (Caballero *et al.*, 2023). A expansão da agricultura na região do planalto da BAP principalmente entre 2010 e 2020 ocorreu por esta região de fronteira com o Cerrado ser considerada uma eficiente região produtora de culturas comerciais, como soja, cana-de-açúcar e algodão (Girard *et al.*, 2023). Os municípios do bioma Pantanal ganharam mais de 10 mil km² de plantações de soja entre 2013 e 2017, mesmo existindo o regime sazonal de inundações e a baixa fertilidade do solo que impede uma produção mais intensa (Schulz *et al.*, 2019). A agricultura irrigada está em expansão com projeção de crescimento acelerado e significativo no Brasil, principalmente em regiões de Cerrado e Amazônia (Lathuillière; Coe; Johnson, 2016; Multsch *et al.*, 2020; ANA, 2021), o que pode provocar conflitos de uso da água (Caballero *et al.*, 2023), principalmente devido à redução de sua quantidade disponível.

O lucro obtido da produção agropecuária insustentável no planalto (Cerrado) da BAP causa perdas e degradação na planície (Pantanal) que demandam medidas ambientais e fundiárias de conservação em maior escala (Tomas *et al.*, 2019). Por exemplo, o Rio Taquari, que se localiza no Mato Grosso do Sul (MS) tem sido afetado pela erosão do solo nos planaltos circundantes, onde a agricultura se intensificou desde a década de 1970 (Tomas *et al.*, 2019). A erosão do planalto devido a substituição de áreas de vegetação nativa por áreas de atividades agropecuárias tem causado a deposição de sedimentos nos canais dos rios da planície, o que provoca modificações na dinâmica das águas e prejuízos para biota e perda de biodiversidade (de Almeida *et al.*, 2015; Lázaro *et al.*, 2020). Ainda existe a exploração de minas de ferro e manganês em Corumbá (Sul do Pantanal) e de ouro em Poconé (Norte do Pantanal) que utiliza grandes quantidades de água o que contribui com a erosão do solo e a poluição de águas superficiais e subterrâneas (Tomas *et al.*, 2019). Portanto, o movimento de sedimentos com alterações nos gradientes topográficos, mesmo que pequeno, implica em mosaicos vegetacionais distintos (de Almeida *et al.*, 2015).

Embora, admita-se a flutuação sazonal e interanual de áreas de corpos d'água e de campos alagados e áreas pantanosas (Caballero *et al.*, 2023) houve uma forte retração da área destas classes na planície da BAP ao longo de 1985 a 2020 e na

projeção para 2050. Há fortes evidências que esta planície (Pantanal) está secando rapidamente. Um estudo sobre a BAP indicou que o Pantanal perdeu 1.927 km² de extensão hídrica, onde 433,8 km² foram perdidos no período de 2018-2019 e 1.493 km² de 2019-2020 (Ferreira Barbosa *et al.*, 2022). Há também projeção de grandes áreas no Rio Taquari que são atualmente aquáticas (águas abertas, solos inundados e vegetação inundada) regressem ao estado terrestre (florestas e pastagens) a longo prazo (Louzada *et al.*, 2023). Além disso, houve uma perda de 16% da área inundada no período de seca entre 2008 e 2018 em Cáceres (Norte do Pantanal) (Lázaro *et al.*, 2020). Uma possível explicação para esta perda foi o aumento de 146 dias sem precipitação em 1981 para 287 dias em 2011 (Lázaro *et al.*, 2020).

A ocorrência de déficit hídrico foi relatada no Pantanal entre 2019 e 2020, quando choveu menos 64% de precipitação na estação seca em 2020 se comparada com os últimos 17 anos (2003-2019), sendo que os maiores valores de déficit hídrico ocorreram na região centro-sul em 2019 e no norte em 2020 (Ferreira Barbosa *et al.*, 2022). Outro estudo apontou que a precipitação foi 40% menor que a média dos anos anteriores no Pantanal no período de outubro de 2019 a março de 2020, com seu agravamento devido ao verão seco de 2019 e acúmulo de estresse hídrico (Marengo *et al.*, 2021). Ainda ao analisar séries históricas de 1981-2000 e 2001-2019 no Pantanal, um aumento significativo da temperatura do ar foi constatado entre junho e dezembro de 2001-2019 em comparação com o período de 1981-2000 (Marques *et al.*, 2021). Em outro estudo de temperatura do ar para o Brasil, um aumento de 4 °C na temperatura máxima nos últimos 20 anos nas regiões norte e centro-oeste foi atribuído as mudanças de uso e cobertura do solo (Curado *et al.*, 2023).

A redução da precipitação e da umidade do solo associadas ao aumento de temperatura e déficit hídrico causaram redução drástica da disponibilidade hídrica e, conseqüentemente ressecamento da vegetação no Pantanal entre 2019 e 2020 (Ferreira Barbosa *et al.*, 2022). Esse ressecamento afeta a inflamabilidade da vegetação, formando condições ideais para queimada generalizada da biomassa (Libonati *et al.*, 2020; Garcia *et al.*, 2021). Neste contexto, as condições climáticas e da vegetação do período seco potencializam a propagação do fogo, pois as chuvas tendem a diminuir, a temperatura aumenta e o ar fica mais seco (Marques *et al.*, 2021). Em 2020, um corredor de incêndio se formou em sua zona de inundação, como consequência, o Rio

Paraguai registrou seu menor nível de água durante o período de cheias nos últimos 17 anos (Garcia *et al.*, 2021).

Deste modo, o Pantanal teve quase um terço da sua área queimada (40 mil km²) em 2020, por causa de incêndios devido a uma combinação de seca prolongada e outras atividades antrópicas, tais como queima de lixo e de madeira das cercas do gado, uso de fogo na coleta de mel, uso do fogo para remover arbustos e estimular o crescimento de pastagem (Libonati *et al.*, 2020). A área queimada durante a estação seca foi 134% maior em 2020 do que em 2019 e 35% dos incêndios de 2020 se concentraram em áreas que normalmente não queimam (Ferreira Barbosa *et al.*, 2022). Os focos de incêndios em 2020 concentraram-se na região norte do Pantanal (Marques *et al.*, 2021). A ocorrência de incêndios resulta na liberação de material particulado, monóxido de carbono e óxido de nitrogênio que afetam a qualidade do ar e a saúde animal e humana (Garcia *et al.*, 2021). A fuligem emitida na queima de biomassa é um tipo de aerossol que afeta o fluxo de energia superficial e a estabilidade atmosférica, impactando o equilíbrio radioativo geral (Palácios *et al.*, 2022) e, conseqüentemente afeta as condições climáticas.

Mudanças no uso e cobertura do solo na Amazônia impactam o Pantanal, pois a segurança hídrica do Pantanal está associada a manutenção da evapotranspiração e aos processos de transferência de umidade troposférica que ocorrem na floresta amazônica (Bergier *et al.*, 2018). Assim, o clima do Pantanal sofre influência dos sistemas tropicais e extratropicais, sendo influenciado pelos fenômenos que ocorrem principalmente na região amazônica (Marques *et al.*, 2021). Portanto, as mudanças no regime de chuvas com aumento de eventos extremos (Tomas *et al.*, 2019) e a conversão de vegetação natural em terras agrícolas no planalto ou na planície geram um ciclo vicioso, onde quanto mais o Pantanal seca, mais fácil é usar máquinas agrícolas e ocorrer incêndios que favorecem as alterações hidromorfológicas e a redução do tamanho da planície de inundação do Pantanal (Girard *et al.*, 2023).

A construção de hidrelétricas também provoca alterações nos sistemas hidrológicos no Pantanal e, conseqüentemente nos sistemas ecológicos associados a eles (Ely *et al.*, 2020). Há alterações na ciclagem de nutrientes, nos processos de sedimentação, na intensidade, frequência e amplitude das fases de inundação e seca (Ely *et al.*, 2020; Ivory *et al.*, 2019). Quando ocorre a retirada da vegetação ao longo

dos canais, acelera o processo de erosão do solo, o que aumenta significativamente a sedimentação nos corpos d'água adjacentes (Ivory *et al.*, 2019). O projeto hidroviário Paraguai-Paraná para transporte comercial de soja e minerais para o Oceano Atlântico, e a dragagem fluvial para a passagem de barco comercial tem potencial para reduzir o tempo de retenção de água na área impactada (Lázaro *et al.*, 2020). Variações nos padrões de inundação e áreas inundadas alteram as paisagens morfológicas locais do Pantanal, restringindo a distribuição da vegetação uma vez que locais mais úmidos são colonizados por vegetação aquática e locais mais secos por vegetação terrestre (Louzada *et al.*, 2021).

Assim, a perda de vegetação nativa nos planaltos da BAP altera a dinâmica de todo o Pantanal devido as alterações nos processos de inundações e sedimentação na planície (Guerra *et al.*, 2020). Nos últimos 30 anos, houve um aumento na sedimentação que alterou a relação seco/úmido de grandes áreas do Pantanal, tornando certas áreas suscetíveis ao desmatamento e ao fogo, bem como modificou drasticamente o megaleque do rio Taquari (Louzada; Bergier; Assine, 2020). A ameaça de degradação devido as mudanças climáticas e do solo no Pantanal e em muitas outras zonas úmidas no mundo tem o potencial de desencadear problemas em escala global, uma vez que compromete importantes serviços ecossistêmicos, como a capacidade de suporte, a retenção de nutrientes, a disponibilidade e a purificação da água, resultando na redução de sua resiliência (Ivory *et al.*, 2019).

Em termos de qualidade de dados e limitações, há alguns fatores para se considerar em relação ao uso de dados de sensoriamento remoto para detecção de mudanças na cobertura da terra. Os relatórios do Mapbiomas indicam um nível de acurácia geral acima de 90% para classificação da cobertura do solo. Apesar da alta acurácia geral da classificação do MapBiomas, há erros de classificação da cobertura do solo devido a variações sazonais e interanuais, transições inesperadas de cobertura do solo, diferentes estratos de vegetação e a deciduidade durante a estação seca (Alencar *et al.*, 2020; Caballero *et al.*, 2023).

Esses erros podem subestimar ou superestimar a intensidade de mudanças de cobertura do solo e, conseqüentemente afetar projeções futuras. A acurácia geral da validação do modelo de transição gerado pelos mapas de 1985 a 2015 para 2020 foi afetada pela excepcionalidade ambiental ocorrida em 2020 que dificultou a distinção

de certos tipos de cobertura do solo, provocando subestimativas ou superestimativas em algumas classes, tais como no campo alagado e área pantanosa. Além disso, a heterogeneidade e a complexidade do Pantanal decorrente do mosaico de diferentes tipos de vegetação e da inundação (Tomas *et al.*, 2019; Dalmagro *et al.*, 2022) são fatores que também podem contribuir para os erros de classificação.

A análise ANN-MPL avalia o efeito de diferentes fatores impulsionadores na mudança da cobertura do solo ao longo de um período histórico e gera um mapa de probabilidade de mudança, indicando onde a mudança potencialmente ocorrerá (Caballero *et al.*, 2023). O modelo de mudança da cobertura do solo pressupõe que os fatores impulsionadores continuarão agir no futuro, o que se constitui como uma limitação da projeção futura, pois podem ocorrer transições inesperadas como a que ocorreu em 2020. Neste estudo, os fatores impulsionadores das mudanças de cobertura do solo foram relacionados a alguns aspectos naturais, antrópicos e sociodemográficos da BAP. Porém, as mudanças da cobertura do solo podem ser influenciadas por uma enorme variedade de outros fatores, incluindo sociedade (crescimento populacional, migração e estrutura etária), economia (renda, produto interno bruto e investimentos estrangeiros) e política (leis e regulamentações) (Allan *et al.* 2022).

Apesar de o Pantanal ainda possuir mais de 75% de seu território coberto por vegetação nativa, a área de água pode diminuir de 4% em 2020 para menos de 1% até 2050. Além disso, há uma tendência de expansão das atividades agropecuárias da região do planalto em direção à planície (Guerra *et al.*, 2020). As mudanças de cobertura do solo no Pantanal podem ter impactos significativos em sua dinâmica climático-hidrológica, afetando os ciclos de cheias e secas (pulso de inundação) e a biodiversidade (Miranda; Paranho Filho; Pott, 2018). Destaca-se que, a maior parte do Pantanal está em terras privadas, ocupando 93% das terras do lado brasileiro (Tomas *et al.*, 2019). Por outro lado, as áreas de proteção ocupam menos de 4% do território do Pantanal (Oliveira *et al.*, 2017). Neste contexto, políticas e regulamentações desempenham um papel importante na redução do desmatamento e na proteção do manejo sustentável (OECD, 2020), bem como na oferta de incentivos financeiros aos fazendeiros para adotarem práticas sustentáveis e investirem na recuperação de áreas degradadas por meio de pagamentos por serviços ecossistêmicos (Caballero *et al.*, 2023).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise das mudanças na cobertura do solo no Pantanal entre 1985 e 2050 revela um panorama preocupante. A perda significativa de áreas de corpos d'água, em contraste com o aumento da pastagem e da agricultura, indica uma trajetória insustentável que ameaça à integridade e a resiliência da maior área alagável do mundo. As projeções para 2050 indicam um cenário preocupante, onde a área ocupada por corpos d'água serão menores que 1% da BAP. A intensificação das atividades agropecuárias no planalto, com o avanço da fronteira agrícola em direção à planície, agrava ainda mais a situação. As consequências dessa degradação ambiental são extensas e complexas. A alteração dos ciclos de inundação e seca, o declínio da biodiversidade, a intensificação dos eventos climáticos extremos e a perda de serviços ecossistêmicos essenciais colocam em risco a própria existência do Pantanal.

É fundamental, portanto, tomar medidas urgentes e abrangentes para conter a devastação no Pantanal. Políticas públicas rigorosas, com foco na redução do desmatamento e na promoção do manejo sustentável, são importantes. Incentivos financeiros para práticas agrícolas sustentáveis e investimentos na restauração de áreas degradadas também são ferramentas essenciais. A proteção do Pantanal exige um esforço conjunto de governos, ONGs, comunidades locais e o setor privado. A conscientização da população sobre a importância da preservação ambiental e a adoção de hábitos de consumo mais conscientes também são fundamentais. O futuro do Pantanal depende de ações imediatas e eficazes. É hora de reconhecer o valor inestimável deste bioma e agir para garantir sua preservação para as próximas gerações.

REFERÊNCIAS

AGUDELO-HZ, William-J.; CASTILLO-BARRERA, Natalia-C.; URIEL, Murcia-García. Scenarios of land use and land cover change in the Colombian Amazon to evaluate alternative post-conflict pathways. **Scientific Reports**, [s. l.], v. 13, n. 1, p. 2152, 2023.

ALENCAR, Ane *et al.* Mapping Three Decades of Changes in the Brazilian Savanna Native Vegetation Using Landsat Data Processed in the Google Earth Engine Platform. **Remote Sensing**, [s. l.], v. 12, n. 6, p. 924, 2020.

ALLAN, Andrew *et al.* Driving Forces behind Land Use and Land Cover Change: A Systematic and Bibliometric Review. **Land**, [s. l.], v. 11, n. 8, p. 1222, 2022.

ALVARES, Clayton Alcarde *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, [s. l.], p. 711–728, 2013.

ARAUJO, Ana Gabriela J. *et al.* Beef Cattle Production Systems in South Pantanal: Considerations on Territories and Integration Scales. **Land**, [s. l.], v. 7, n. 4, p. 156, 2018.

ARMENTERAS, Dolores *et al.* Scenarios of land use and land cover change for NW Amazonia: Impact on forest intactness. **Global Ecology and Conservation**, [s. l.], v. 17, p. e00567, 2019.

BARBOSA, Luciana Gomes; ALVES, Maria Alice Santos; GRELLE, Carlos Eduardo Viveiros. Actions against sustainability: Dismantling of the environmental policies in Brazil. **Land Use Policy**, [s. l.], v. 104, p. 105384, 2021.

BARBOSA DE SOUZA, Kaíse *et al.* Modeling Dynamics in Land Use and Land Cover and Its Future Projection for the Amazon Biome. **Forests**, [s. l.], v. 14, n. 7, p. 1281, 2023.

BERGIER, Ivan *et al.* Amazon rainforest modulation of water security in the Pantanal wetland. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 619–620, p. 1116–1125, 2018.

BERGIER, Ivan. Effects of highland land-use over lowlands of the Brazilian Pantanal. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 463–464, p. 1060–1066, 2013.

BEROHO, Mohamed *et al.* Future Scenarios of Land Use/Land Cover (LULC) Based on a CA-Markov Simulation Model: Case of a Mediterranean Watershed in Morocco. **Remote Sensing**, [s. l.], v. 15, n. 4, p. 1162, 2023.

BORRELLI, Pasquale *et al.* Land use and climate change impacts on global soil erosion by water (2015-2070). **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [s. l.], v. 117, n. 36, p. 21994–22001, 2020.

BUFEBO, Belayneh; ELIAS, Eyasu. Land Use/Land Cover Change and Its Driving Forces in Shenkolla Watershed, South Central Ethiopia. **The Scientific World Journal**, [s. l.], v. 2021, p. e9470918, 2021.

BUNYANGHA, Jackson *et al.* Past and future land use/land cover changes from multi-temporal Landsat imagery in Mpologoma catchment, eastern Uganda. **The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science**, [s. l.], v. 24, n. 3, Part 2, p. 675–685, 2021.

CABALLERO, Cassia Brocca *et al.* Transformation of Brazil's biomes: The dynamics and fate of agriculture and pasture expansion into native vegetation. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 896, p. 166323, 2023.

CALHEIROS, D. F.; CASTRILON, S. K. I.; BAMPI, A. C. Hidrelétricas nos rios formadores do pantanal: ameaças à conservação e às relações socioambientais e econômicas pantaneiras tradicionais. [s. l.], 2018. Disponível em: <http://www.alice.cnptia.embrapa.br/handle/doc/1144800>. Acesso em: 19 abr. 2024.

COLMAN, Carina B. *et al.* Effects of Climate and Land-Cover Changes on Soil Erosion in Brazilian Pantanal. **Sustainability**, [s. l.], v. 11, n. 24, p. 7053, 2019.

CUNHA, Elias Rodrigues da *et al.* Future scenarios based on a CA-Markov land use and land cover simulation model for a tropical humid basin in the Cerrado/Atlantic forest ecotone of Brazil. **Land Use Policy**, [s. l.], v. 101, p. 105141, 2021.

CURADO, Leone Francisco Amorim *et al.* Trends and Patterns of Daily Maximum, Minimum and Mean Temperature in Brazil from 2000 to 2020. **Climate**, [s. l.], v. 11, n. 8, p. 168, 2023.

DALMAGRO, Higo J. *et al.* Net carbon dioxide exchange in a hyperseasonal cattle pasture in the northern Pantanal wetland of Brazil. **Agricultural and Forest Meteorology**, [s. l.], v. 324, p. 109099, 2022.

DE ALMEIDA, Teodoro Isnard Ribeiro *et al.* Principal component analysis applied to a time series of MODIS images: the spatio-temporal variability of the Pantanal wetland, Brazil. **Wetlands Ecology and Management**, [s. l.], v. 23, n. 4, p. 737–748, 2015.

EASTMAN, J. R.; TOLEDANO, J. A Short Presentation of the Land Change Modeler (LCM). *In*: CAMACHO OLMEDO, María Teresa *et al.* (org.). **Geomatic Approaches for Modeling Land Change Scenarios**. Cham: Springer International Publishing, 2018. (Lecture Notes in Geoinformation and Cartography). p. 499–505. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-3-319-60801-3_36. Acesso em: 13 nov. 2023.

ELY, Pedro *et al.* Dam-Induced Hydrologic Alterations in the Rivers Feeding the Pantanal. **Frontiers in Environmental Science**, [s. l.], v. 8, 2020. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2020.579031>. Acesso em: 31 ago. 2023.

FERREIRA BARBOSA, Maria Lucia *et al.* Compound impact of land use and extreme climate on the 2020 fire record of the Brazilian Pantanal. **Global Ecology and Biogeography**, [s. l.], v. 31, n. 10, p. 1960–1975, 2022.

GARCIA, Leticia Couto *et al.* Record-breaking wildfires in the world's largest continuous tropical wetland: Integrative fire management is urgently needed for both biodiversity and humans. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 293, p. 112870, 2021.

GARCIA, Andrea Santos; BALLESTER, Maria Victoria Ramos. Land cover and land use changes in a Brazilian Cerrado landscape: drivers, processes, and patterns. **Journal of Land Use Science**, [s. l.], v. 11, n. 5, p. 538–559, 2016.

GHOSH, Primit *et al.* Application of Cellular automata and Markov-chain model in geospatial environmental modeling- A review. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, [s. l.], v. 5, p. 64–77, 2017.

GIRARD, Pierre *et al.* 2023 Wantzen et al Pantanal Paraguay River Culture RCB - Chapter 21. *In*: [S. l.: s. n.], 2023. p. 497–536.

GIRMA, Rediet; FÜRST, Christine; MOGES, Awdenegest. Land use land cover change modeling by integrating artificial neural network with cellular Automata-Markov chain model in Gidabo river basin, main Ethiopian rift. **Environmental Challenges**, [s. l.], v. 6, p. 100419, 2022.

GUERRA, Angélica *et al.* Drivers and projections of vegetation loss in the Pantanal and surrounding ecosystems. **Land Use Policy**, [s. l.], v. 91, p. 104388, 2020.

GUPTA, Rajit; SHARMA, Laxmi Kant. Efficacy of Spatial Land Change Modeler as a forecasting indicator for anthropogenic change dynamics over five decades: A case study of Shoolpaneshwar Wildlife Sanctuary, Gujarat, India. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 112, p. 106171, 2020.

HASAN, Sarah *et al.* Future Simulation of Land Use Changes in Rapidly Urbanizing South China Based on Land Change Modeler and Remote Sensing Data. **Sustainability**, [s. l.], v. 12, n. 11, p. 4350, 2020.

IBGE, 2023. - **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. Accessed in 22 June 2023.

IVORY, Sarah J. *et al.* Vegetation, rainfall, and pulsing hydrology in the Pantanal, the world's largest tropical wetland. **Environmental Research Letters**, [s. l.], v. 14, n. 12, p. 124017, 2019.

JUNK, Wolfgang J.; CUNHA, Catia Nunes de. Pantanal: a large South American wetland at a crossroads. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 24, n. 4, Wetland creation, p. 391–401, 2005.

KENDALL, M.G. **Rank Correlation Methods**; Griffin: London, UK, 1975.

KURA, Abiyot Legesse; BEYENE, Dereje Likisa. Cellular automata Markov chain model based deforestation modelling in the pastoral and agro-pastoral areas of southern Ethiopia. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, [s. l.], v. 18, p. 100321, 2020.

LANDIS, J. Richard; KOCH, Gary G. An Application of Hierarchical Kappa-type Statistics in the Assessment of Majority Agreement among Multiple Observers. **Biometrics**, [s. l.], v. 33, n. 2, p. 363–374, 1977.

LATHUILLIÈRE, Michael J.; COE, Michael T.; JOHNSON, Mark S. A review of green- and blue-water resources and their trade-offs for future agricultural production in the Amazon Basin: what could irrigated agriculture mean for Amazonia?. **Hydrology and Earth System Sciences**, [s. l.], v. 20, n. 6, p. 2179–2194, 2016.

LÁZARO, Wilkinson Lopes *et al.* Climate change reflected in one of the largest wetlands in the world: an overview of the Northern Pantanal water regime. **Acta Limnologica Brasiliensia**, [s. l.], v. 32, p. e104, 2020.

LI, Zhiying; FANG, Haiyan. Impacts of climate change on water erosion: A review. **Earth-Science Reviews**, [s. l.], v. 163, p. 94–117, 2016.

LIBONATI, Renata *et al.* Rescue Brazil's burning Pantanal wetlands. **Nature**, [s. l.], v. 588, n. 7837, p. 217–219, 2020.

LOUZADA, Rômulo O. *et al.* Avulsions drive ecosystem services and economic changes in the Brazilian Pantanal wetlands. **Current Research in Environmental Sustainability**, [s. l.], v. 3, p. 100057, 2021.

LOUZADA, Rômulo Oliveira *et al.* River channel avulsion in the Taquari River megafan of the Brazilian Pantanal: Remote sensing and modeling reveal recent and future changes. **Applied Geography**, [s. l.], v. 155, p. 102955, 2023.

LOUZADA, Rômulo O.; BERGIER, Ivan; ASSINE, Mario L. Landscape changes in avulsive river systems: Case study of Taquari River on Brazilian Pantanal wetlands. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 723, p. 138067, 2020.

MANN, Henry B. Nonparametric Tests Against Trend. **Econometrica**, [s. l.], v. 13, n. 3, p. 245–259, 1945.

MAPBIOMAS. Collection 7.1 of Brazilian Land Cover and Use Map Series. 2022. Available online: <http://mapbiomas.org/en> (accessed on 20 June 2023).

MARENGO, Jose A. *et al.* Extreme Drought in the Brazilian Pantanal in 2019–2020: Characterization, Causes, and Impacts. **Frontiers in Water**, [s. l.], v. 3, 2021. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/frwa.2021.639204>. Acesso em: 28 ago. 2023.

MARQUES, Juliana Fazolo *et al.* Fires dynamics in the Pantanal: Impacts of anthropogenic activities and climate change. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 299, p. 113586, 2021.

MENGISTU, Achamyeh G. *et al.* Analysis of the Spatio-Temporal Variability of Precipitation and Drought Intensity in an Arid Catchment in South Africa. **Climate**, [s. l.], v. 8, n. 6, p. 70, 2020.

MIRANDA, Ciomara de Souza; PARANHO FILHO, Antonio Conceição; POTT, Arnildo. Changes in vegetation cover of the Pantanal wetland detected by Vegetation Index: a strategy for conservation. **Biota Neotropica**, [s. l.], v. 18, p. e20160297, 2018.

MULTSCH, Sebastian *et al.* Assessment of potential implications of agricultural irrigation policy on surface water scarcity in Brazil. **Hydrology and Earth System Sciences**, [s. l.], v. 24, n. 1, p. 307–324, 2020.

OECD. **Towards sustainable land use: key issues, interactions and trade-offs in the land-use nexus**. Paris: OECD, 2020. Disponível em: https://www.oecd-ilibrary.org/environment/towards-sustainable-land-use_c49f1a94-en. Acesso em: 24 abr. 2024.

OLIVEIRA, Ubirajara *et al.* Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas. **Scientific Reports**, [s. l.], v. 7, n. 1, p. 9141, 2017.

PALÁCIOS, Rafael *et al.* Optical properties and spectral dependence of aerosol light absorption over the Brazilian Pantanal. **Atmospheric Pollution Research**, [s. l.], v. 13, n. 5, p. 101413, 2022.

PARENTE, Leandro *et al.* Assessing the pasturelands and livestock dynamics in Brazil, from 1985 to 2017: A novel approach based on high spatial resolution imagery and Google Earth Engine cloud computing. **Remote Sensing of Environment**, [s. l.], v. 232, p. 111301, 2019.

PÉREZ-VEGA, Azucena; MAS, Jean-François; LIGMANN-ZIELINSKA, Arika. Comparing two approaches to land use/cover change modeling and their implications for the assessment of biodiversity loss in a deciduous tropical forest. **Environmental Modelling & Software**, [s. l.], v. 29, n. 1, p. 11–23, 2012.

RABELO, Angelo Paccelli Cipriano (Org) Souza. **Bacia do Alto Paraguai: uma viagem no tempo**. [S. l.]: Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia, 2021. Disponível em: <https://ridi.ibict.br/handle/123456789/1199>. Acesso em: 23 ago. 2023.

ROQUE, Fabio O. *et al.* Upland habitat loss as a threat to Pantanal wetlands. **Conservation Biology**, [s. l.], v. 30, n. 5, p. 1131–1134, 2016.

SCHULZ, Christopher *et al.* Physical, ecological and human dimensions of environmental change in Brazil's Pantanal wetland: Synthesis and research agenda. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 687, p. 1011–1027, 2019.

SEN, Pranab Kumar. Estimates of the Regression Coefficient Based on Kendall's Tau. **Journal of the American Statistical Association**, [s. l.], v. 63, n. 324, p. 1379–1389, 1968.

SÉRGIO CAMPOS *et al.* **Geoprocessamento Aplicado no Planejamento de Bacias Hidrográficas**. 1. ed. [S. l.]: Atena Editora, 2019. Disponível em: <https://www.atenaeditora.com.br/arquivos/ebooks/geoprocessamento-aplicado-no-planejamento-de-bacias-hidrograficas>. Acesso em: 23 ago. 2023.

SHAFIZADEH MOGHADAM, Hossein; HELBICH, Marco. Spatiotemporal urbanization processes in the megacity of Mumbai, India: A Markov chains-cellular automata urban growth model. **Applied Geography**, [s. l.], v. 40, p. 140–149, 2013.

SILVA, Leonardo Pereira e *et al.* Modeling land cover change based on an artificial neural network for a semiarid river basin in northeastern Brazil. **Global Ecology and Conservation**, [s. l.], v. 21, p. e00811, 2020.

SUHARYANTO, Agung *et al.* Marginalization socio farm laborers due to conversion of agriculture land. **Cogent Social Sciences**, [s. l.], v. 7, n. 1, p. 1999563, 2021.

TOMAS, Walfrido M. *et al.* Sustainability Agenda for the Pantanal Wetland: Perspectives on a Collaborative Interface for Science, Policy, and Decision-Making. **Tropical Conservation Science**, [s. l.], v. 12, p. 1940082919872634, 2019.

4. CAPÍTULO 02: ESTIMATIVA DE PERDA DE SOLO UTILIZANDO ULSE NA BACIA DO ALTO PARAGUAI, BRASIL

RESUMO

A Bacia do Alto Paraguai (BAP) inclui tanto o Planalto quanto a Planície, cuja interconexão torna o Pantanal extremamente vulnerável, pois o Planalto contribui como fonte de água e sedimentos para o Pantanal. Este trabalho tem como objetivo estimar as perdas de solo na BAP para os anos de 1985, 2005 e 2020, bem como para as projeções de 2030, 2040 e 2050. A perda de solo foi estimada usando o modelo USLE (*Universal Soil Loss Equation*), que é composta por cinco fatores: três fatores naturais (erosividade, erodibilidade e topográfico), e dois fatores antrópicos (uso e cobertura da terra, e práticas conservacionistas). A erosividade média anual na BAP teve um valor médio de $8.397,26 \text{ MJ mm h}^{-1} \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, com as maiores médias nas sub-bacias do Alto Rio Cuiabá, Correntes e Taquari, que se localizam majoritariamente no planalto. Os valores de erodibilidade variaram entre $0,0025 \text{ t h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ e $0,0528 \text{ t h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$, com média de $0,0189 \text{ t h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$. O fator topográfico apresentou uma média de 0,90 em toda a BAP, com os menores médias na sub-bacias Paraguai Pantanal e Negro, que se localizam na planície, enquanto a maior média foi na sub-bacia São Lourenço. A média do PNE na BAP foi de $141,69 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, como as maiores médias nas sub-bacias Alto Rio Cuiabá ($327,56 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e São Lourenço ($282,46 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). O fator antrópico, representado pelo uso e cobertura do solo, teve valores entre 0 e 0,20, sendo os maiores valores associados à agricultura e pastagem. As médias de erosão real foram de $3,66 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em 1985, $5,37 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em 2005 e $5,55 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em 2020. Do ano de 1985 para 2005, houve um aumento de $1,71 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, que é considerada um grande aumento, visto que esse aumento é atribuído as mudanças de uso e cobertura do solo, uma vez que os fatores naturais são os mesmos. As sub-bacias localizadas na planície tiveram médias de erosão real consideradas baixas, como a Paraguai Pantanal ($1,17 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e o rio Negro ($1,95 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). A erosão real nos anos projetados mostrou um comportamento de aumento contínuo, atingindo uma perda de solo de $6,73 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ no ano de 2050. As sub-bacias que possuem uma maior propensão a erosão devido as suas características naturais, devem receber a devida atenção, com medidas protetivas imediatas, de modo a evitar que as atividades antrópicas potencializem as perdas de solo da região.

Palavras-chave: Pantanal; atividade antrópica; UCT; conservação do solo.

ABSTRACT

The Upper Paraguay Basin (BAP) includes both the Plateau and the Plain, whose interconnection makes the Pantanal extremely vulnerable, as the Plateau contributes as a source of water and sediments for the Pantanal. This study aims to estimate soil loss in the BAP for the years 1985, 2005, and 2020, as well as for the projections of 2030, 2040, and 2050. Soil loss was estimated using the USLE (*Universal Soil Loss*

Equation) model, which comprises five factors: three natural factors (erosivity, erodibility, and topography), and two anthropogenic factors (land use and cover, and conservation practices). The average annual erosivity in the BAP had an average value of 8,397.26 MJ mm h⁻¹ ha⁻¹ year⁻¹, with the highest averages in the sub-basins of Alto Rio Cuiabá, Correntes, and Taquari, which are mostly located on the plateau. Erodibility values ranged from 0.0025 t h MJ⁻¹ mm⁻¹ to 0.0528 t h MJ⁻¹ mm⁻¹, with an average of 0.0189 t h MJ⁻¹ mm⁻¹. The topographic factor had an average of 0.90 throughout the BAP, with the lowest averages in the Paraguay Pantanal and Negro sub-basins, which are located in the plain, while the highest average was in the São Lourenço sub-basin. The average PNE in the BAP was 141.69 t ha⁻¹ year⁻¹, with the highest averages in the Alto Rio Cuiabá (327.56 t ha⁻¹ year⁻¹) and São Lourenço (282.46 t ha⁻¹ year⁻¹) sub-basins. The anthropogenic factor, represented by land use and cover, had values between 0 and 0.20, with the highest values associated with agriculture and pasture. The average real erosion rates were 3.66 t ha⁻¹ year⁻¹ in 1985, 5.37 t ha⁻¹ year⁻¹ in 2005, and 5.55 t ha⁻¹ year⁻¹ in 2020. From 1985 to 2005, there was an increase of 1.71 t ha⁻¹ year⁻¹, which is considered a significant increase, attributed to changes in land use and cover, as the natural factors remained the same. The sub-basins located in the plain had low average real erosion rates, such as the Paraguay Pantanal (1.17 t ha⁻¹ year⁻¹) and the Negro River (1.95 t ha⁻¹ year⁻¹). Projected real erosion showed a continuous increase, reaching a soil loss of 6.73 t ha⁻¹ year⁻¹ in 2050. Sub-basins with a higher propensity for erosion due to their natural characteristics should receive due attention, with immediate protective measures to prevent anthropogenic activities from exacerbating soil losses in the region.

Keywords: Pantanal; anthropogenic activity; UCT; soil conservation.

INTRODUÇÃO

O Pantanal, um dos maiores e mais importantes ambientes úmidos do planeta (Garcia et al., 2021), é fortemente impactado por graves ameaças antrópicas e climáticas (Valdez Achucarro et al., 2022). Além de desempenhar papel importante no ciclo da água, o Pantanal é considerado um *hotspot* de biodiversidade (Penatti et al., 2015). Apesar de sua importância, o Pantanal enfrenta intensas mudanças na cobertura do solo, especialmente no planalto (Colman et al., 2019), cuja cobertura vegetal é típica do Cerrado e da Amazônia (Bergier, 2013). A interconexão entre o planalto e a planície da BAP torna o Pantanal extremamente vulnerável. Esse bioma funciona como um vasto reservatório, retendo a água dos planaltos na estação chuvosa e liberando-a lentamente para as áreas mais baixas (Dalmagro et al., 2022).

As terras altas da BAP são uma importante fonte de água e sedimentos que são

transportados em direção ao Pantanal (Bergier, 2013; Oliveira et al., 2014; Kuerten et al., 2022). A perda de vegetação nativa provocada pelo avanço da agropecuária nas terras altas tem aumentado o escoamento de água e o transporte de nutrientes e sedimentos para as terras baixas (Roque *et al.*, 2016; Bergier, 2013), o que afeta a perda de solo. A erosão do solo é um processo geológico que envolve a desintegração, transporte e deposição de sedimentos (Castro et al., 2022). Há ações antrópicas que aceleram os processos erosivos, principalmente as relacionadas à exposição do solo por remoção da cobertura vegetal (Colman et al., 2019). Outro fator que impacta a erodibilidade do solo são as mudanças climáticas devido alterações nos índices pluviométricos (Li and Fang, 2016).

A ausência de dados sobre taxas de erosão em grande escala causa lacunas de conhecimento em relação às alterações climáticas, estratégias de mitigação de carbono, hidrologia e previsão de inundação (Alewell et al., 2019). Pesquisas nessas áreas permitem a identificação de áreas suscetíveis a erosão, bem como a formulação de medidas de conservação e de recuperação do solo e da água (Li et al., 2023). Há diversos modelos utilizados para estimar a perda de solo por erosão hídrica devido a importância social, econômica e ambiental de seus prejuízos.

Há modelos baseados em processos, como o WEPP e SWAT que necessita de muitos dados de entrada e processos de cálculos complexos (Anache et al., 2018; Lopes et al., 2020; Siqueira et al., 2021; Swain et al., 2022; Ferraz et al., 2023), o que os tornam difíceis de aplicação. Sendo assim, outros modelos menos complexos são os mais usados, como a *Universal Soil Loss Equation* (USLE), devido sua disponibilidade de informações e facilidade de uso. A USLE tem aceitação global devido a previsão de perda de solo em diferentes escalas espaciais, sua estrutura simples e robusta, e sua compatibilidade com a tecnologia de Sistema de Informação Geográfica (SIG) (Thomas et al., 2018).

A USLE é composta por seis fatores para estimar a perda média anual de solo: fator de erosividade da chuva (R); fator de erodibilidade do solo (K); fator de comprimento de declividade (L); fator de declividade de encosta (S); fator de cobertura e manejo da terra (C); e, fator de práticas conservacionista (P) (Wischmeier and Smith, 1978). A USLE é considerada uma ferramenta útil, eficaz e de fácil utilização. Associado a softwares de geoprocessamento, é possível representar a distribuição

espacial da perda de solo em extensas áreas por meio do uso de dados de sensoriamento remoto (Colman et al., 2019). Os mapas de erosão do solo resultantes da USLE são utilizados para identificar áreas que necessitam de implementação de ações corretivas, bem como possibilitam comparações espaciais e temporais, análise de cenários e integração do modelo de erosão com o ciclo do carbono (Panagos and Katsoyiannis, 2019). O mapeamento da erosão do solo em larga escala é crucial para a modelagem de sistemas em ciências da terra, visando garantir a segurança hídrica e alimentar (Godoi et al., 2021).

A avaliação da erosão do solo na BAP apresenta desafios devido à sua complexidade ambiental, que incluem a interdependência entre o planalto e a planície, e a diversificação de atividades socioeconômicas (pastagem, agricultura e ecoturismo), onde cada atividade tem seu próprio propósito e seus impactos ambientais. Neste contexto, estudar os impactos atuais e futuros das mudanças de uso e cobertura da terra na erosão do solo é importante para compreender como as ações antrópicas influenciam a perda de solo na BAP.

A partir dos mapas de estimativa de perda de solo, é possível observar as áreas que seriam mais impactadas pela erosão do solo de acordo com as mudanças de uso e cobertura da terra. Desse modo, é possível ter uma perspectiva dos possíveis impulsionadores da erosão do solo na BAP, de modo a direcionar pesquisadores e formuladores de políticas públicas para a bacia hidrográfica. Sendo assim, o objetivo deste estudo é estimar a perda de solo na BAP para os anos de 1985, 2005 e 2020, assim como para as projeções futuras (2030, 2040 e 2050) utilizando a USLE, e identificar os fatores que contribuem para o processo erosivo na BAP.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A Bacia do Alto Paraguai (BAP) tem uma área de aproximadamente 362.380 km² (Figura 8), sendo 48% de sua área no Mato Grosso e 52% no Mato Grosso do Sul (Ely et al., 2020). A BAP tem dois ambientes distintos, a planície constituídas pelo bioma Pantanal e o Planalto, constituído pelo Cerrado e Amazônia (Ferreira Barbosa et al., 2022). O Cerrado abrange 50% da área total da BAP, o Pantanal cobre 42% dessa área, sendo que 80% de sua extensão é inundada todos os anos, e a Amazônia ocupa os 8%

restantes (Guerra et al., 2020).

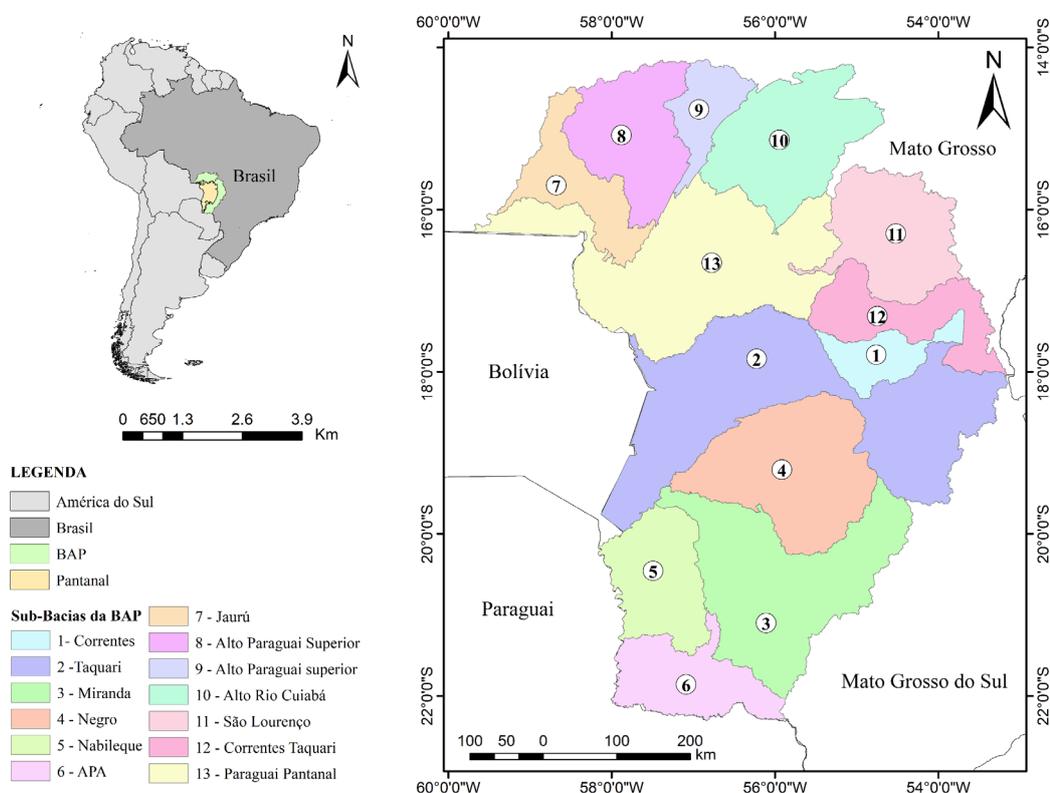


Figura 8: Localização da Bacia do Alto Paraguai (BAP) e suas sub-bacias.

A região da BAP tem um clima tropical úmido, caracterizado pela estação chuvosa bem definida de outubro a março e estação seca de abril a setembro (Ely et al., 2020). A temperatura do ar média está entre 22,5 e 26,5 °C, com precipitação média anual variando de 800 mm a 2.000 mm, com menores valores de precipitação anual média registrados nas terras baixas (Pantanal) e com maior precipitação anual média (>1.200 mm) no noroeste (Alvares et al., 2013; Colman et al., 2019). A precipitação da BAP é altamente sazonal, com fortes chuvas entre novembro e março, época que os rios transbordam e inundam as planícies adjacentes, formando lagos raso e inúmeras áreas pantanosas, enquanto o período seco, a precipitação mensal varia de 0 a 100 mm (Marengo et al., 2021).

Bases de dados e procedimento metodológicos

O mapa de erosão do solo foi elaborado seguindo o modelo de estimativa de

perda de solo proposto e revisado por Wischmeier; Smith (1978). Esse modelo foi adaptado para o Brasil por Lombardi Neto e Moldenhauer (Bertoni e Lombardi Neto, 2014). A USLE é um modelo empírico que estima a perda média anual de solo por erosão laminar, e considera em sua análise fatores naturais (climático, pedológico e topográfico) e antrópico (uso e cobertura da terra, e práticas de uso, manejo e suporte do solo). O mapa de perda de solo é feito por meio de mapeamento dos fatores da USLE, possibilitando estimar a perda de solo média anual em diferentes condições de uso e manejo do solo, variação climática, relevo e utilização de práticas conservacionista, o que permite determinar as áreas com as maiores ou menores perdas de solo (Alves et al., 2022). Esse modelo é dado pela Equação 1:

$$A = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P \quad \text{Equação 1}$$

onde: A é perda de solo média anual ($t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$); R é o fator de erosividade da chuva ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ ano}^{-1} \text{ h}^{-1}$); K é o fator de erodibilidade do solo ($t \text{ h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$); L é o fator de comprimento de rampa (adimensional); S é o fator de declividade de rampa (adimensional); C é o fator de uso e manejo do solo (adimensional); e, P é o fator de práticas conservacionistas (adimensional).

Fator de erosividade da Chuva (Fator R)

A erosividade da chuva é chamada de índice de Erosividade (EI30), que é o resultado da interação entre as características pluviométricas da energia cinética total (E) e intensidade máxima no período de 30 minutos (I30) (Wischmeier, 1959). A partir do somatório mensal do índice gerado para cada evento de chuva, obtém-se o EI30 mensal, e em seguida, a soma dos valores mensais resulta no EI30 anual. A média dos índices anuais de erosividade resulta na erosividade da chuva (Wischmeier; Smith, 1978).

Para calcular a erosividade da chuva, são usados dados de intensidade de precipitação das estações pluviográficas, porém esses dados são limitados, o que levou alguns autores a calibrarem fórmulas para usar dados de estações pluviométricas, que possuem maior intervalo e disponibilidade espacial de estações. Essas equações relacionam dados pluviográficos e pluviométricos, de acordo com Lombardi-Neto (1977).

Sendo assim, foi feito um levantamento bibliográfico para identificar as equações já publicadas e calibradas que abrange a área da BAP. Ao final do

levantamento, foram encontradas 6 equações calibradas, que estão localizadas em Mato Grosso e Mato Grosso do Sul (Tabela 7).

Tabela 7: Equações de Erosividade disponíveis para aplicações nas sub-bacias de Bacia do Alto Paraguai, Brasil.

Município	UF	Fórmula	Referência
Cuiabá	MT	$EI30 = 244,47 (Rc^{0,508})$	Raimo et al. (2018)
Poxoréu	MT	$EI30 = 156,38 (Rc^{0,552})$	
Rondonópolis	MT	$EI30 = 167,16 (Rc^{0,567})$	
Diamantino	MT	$EI30 = 51,46 (Rc^{0,883})$	
Coxim	MS	$EI30 = 138,33 (Rc^{0,7431})$	Oliveira et al. (2012)
Campo Grande	MS	$EI30 = 139,44 (Rc^{0,6784})$	

O Rc é o coeficiente de chuva, que foi determinado por Lombardi-Neto (1997), com a seguinte fórmula:

$$Rc = \frac{p^2}{P}$$

Onde, o p é a precipitação mensal média (mm mês^{-1}) e P é a precipitação média anual (mm mês^{-1}). Para definir qual fórmula seria usada na BAP, utilizou-se a delimitação da BAP em sub-bacias fornecidas pela Agência Nacional de Águas (ANA), resultando em 13 sub-bacias (Figura 9). As médias da precipitação mensal foram calculadas para cada sub-bacia utilizando os dados espaciais do CHIRPS. Com esses dados, foram realizados as correlações e o cálculo do RMSE (*Root Mean Square Error*) entre os dados das sub-bacias e os das estações pluviográficas mais próximas.

Como há escassez de dados históricos de precipitação de estações meteorológicas nas regiões Centro-Oeste e Norte (Cunha et al., 2022), e a distribuição desigual destas estações dificulta o cálculo do índice de erosividade a partir de dados pluviométricos observados (Trindade et al., 2016). Então, foram utilizados dados de estimativa de precipitação do *Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data* (CHIRPS).

O CHIRPS é um conjunto de dados de precipitação quase-global (50°S - 50°N) que fornece informações de 1981 até os dias atuais, em boa resolução espacial ($0,05^{\circ}$) e resolução temporal diária, pentadal e mensal. Os dados do CHIRPS podem ser

obtidos em <https://www.chc.ucsb.edu/data/chirps>, e foram escolhidos por serem uma fonte confiável de dados pluviométricos para o Brasil (López-Bermeo et al., 2022). Dados mensais de precipitação de 01/01/1999 a 01/01/2021 (21 anos) foram utilizados para calcular o fator de erosividade (Fator R).

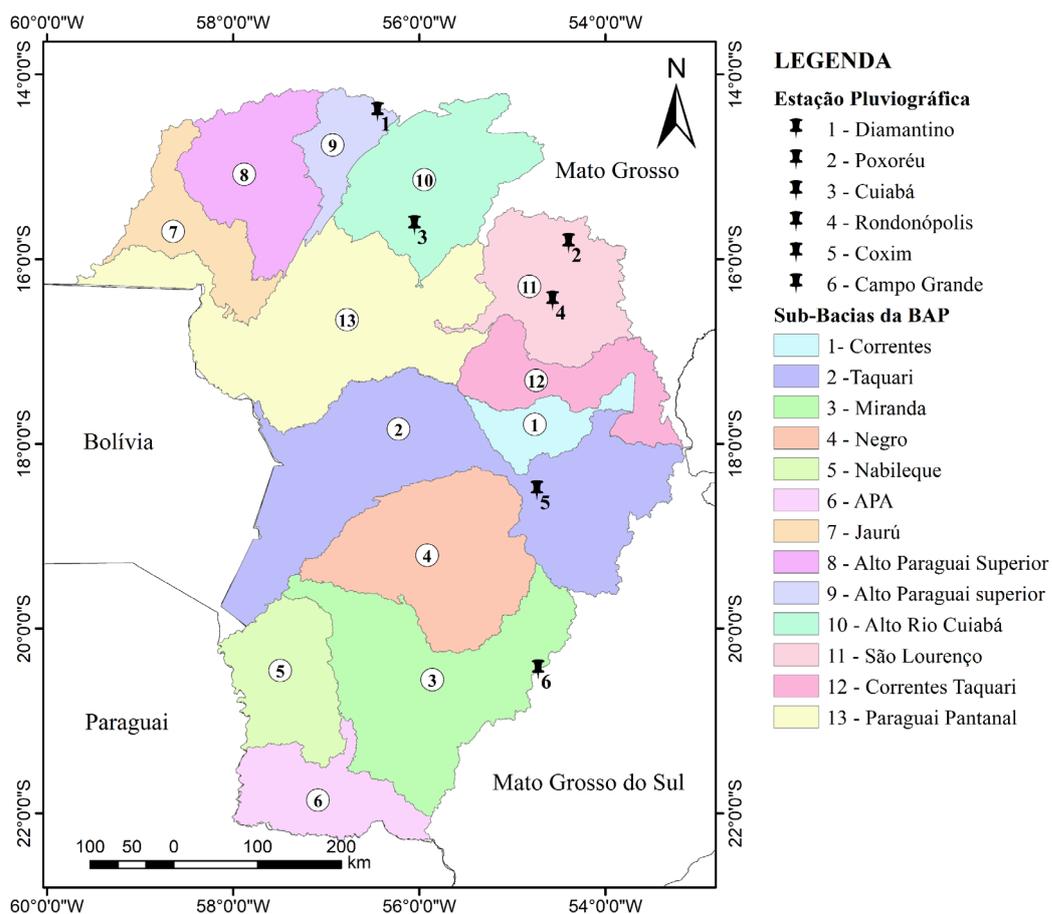


Figura 9: Sub-bacias da BAP e a localização das estações pluviográficas que apresentam fórmula calibrada para o cálculo de erosividade.

Após o cálculo das correlações e dos erros (RMSE), foi selecionada a equação adequada para cada sub-bacia. Por fim, os resultados de erosividade foram avaliados conforme a classificação proposta por Carvalho (2008) que quantificou os valores da erosividade em cinco classes (Tabela 8).

Tabela 8: Classes de erosividade de chuva média anual e mensal

Classe de erosividade	Valores de erosividade MJ mm ha ⁻¹ ano ⁻¹ h ⁻¹
Muito baixa	R < 2.452
Baixa	2.452 < R < 4.905
Média	4.905 < R < 7.357
Alta	7.357 < R < 9.810
Muito alta	R > 9.810

Fonte: Carvalho (2008).

Fator de erodibilidade do solo (Fator K)

A erodibilidade do solo está relacionada a suscetibilidade do solo a erosão que é afetada pelas propriedades inerente do solo, pela extensão do intemperismo e pelas características regionais (Lin et al., 2019). A erodibilidade da USLE pode ser obtida de forma direta e indireta, em que a forma direta oriunda de medidas em campo torna o processo caro e oneroso, enquanto o processo indireto é acessível de estimar por utilizar valores baseado em propriedade físicas e químicas do solo (Demarchi and Zimback, 2014; Duarte et al., 2020).

Os mapas de solos da área foram obtidos do Mapa de Solos disponibilizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) na escala 1:250.000 (IBGE, 2023). Os valores de erodibilidade (Fator K) foram obtidos do trabalho desenvolvido para todo o Brasil, onde os autores disponibilizaram os dados em uma plataforma (Godoi et al., 2021). Utilizar valores do Fator K da literatura é comum em diversos trabalhos (Sousa and Paula, 2019; Couto et al., 2019; Colman et al., 2019; Castro et al., 2022; Louzada et al., 2022; Alves et al., 2022; Duarte et al., 2023). O Fator K foi classificado de acordo com uma proposta (Tabela 9) que considera classes variando de muito baixo a extremamente alto (Mannigel et al., 2002).

Tabela 9: Classificação dos solos em função do fator da erodibilidade (K).

Classes de Erodibilidade	Fator K (t h MJ ⁻¹ mm ⁻¹)
Extremamente alto	K > 0,0600
Muito alto	0,0450 < K < 0,0600
Alto	0,0300 < K < 0,0450
Médio	0,0150 < K < 0,0300
Baixo	0,0090 < K < 0,0150
Muito baixo	K < 0,0090

Fonte: Mannigel et al. (2002)

Fator topográfico (Fator LS)

O fator topográfico é composto pelo comprimento da encosta (L) e a declividade do terreno (S) que pode intensificar a perda de solo pela erosão hídrica (Castro et al., 2022). Esses fatores são considerados em conjunto para serem aplicados na Equação 03, representando a relação da perda de solo correspondente de uma parcela experimental de 25 metros de comprimento e 9% de declividade com a perda de solo por unidade de área em uma declividade qualquer (Bertoni e Lombardi Neto, 2014).

O LS foi elaborado utilizando os dados do *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), com resolução espacial de 30 m, disponibilizados pela *United States Geological Survey* (USGS, 2023). O SRTM foi usado para estimar a acumulação de fluxo e a inclinação. Para obter o fator LS foi utilizada o método proposto por Farhan and Nawaiseh (2015) (Equação 03).

$$LS = (FA \cdot (MR/22,1)^{0,4}) \cdot (\text{seno}(D \cdot 0,01745)/0,09)^{1,4} \cdot 1,4 \quad \text{Eq. 03}$$

onde, LS é o fator topográfico; FA é a acumulação de fluxo; MR é a resolução do modelo, em metros; e, D é a declividade.

Fator de uso e manejo da terra e práticas de conservação (Fator CP)

O fator de uso e manejo do solo (C) retrata a relação entre as perdas de solo em um terreno cultivado em determinadas condições e as perdas em terras descobertas (Bertoni e Lombardi Neto, 2014). Os valores do Fator C variam de 0 a 1, onde os valores baixos indicam paisagens com vegetação densa, como áreas vegetais, e os valores altos estão relacionados a solos nus (Batista et al., 2017). Nesse estudo, os mapas de uso e cobertura da terra foram obtidos do projeto MapBiomas, que possui uma série histórica de 37 anos.

Os anos analisados foram 1985 por ser um período em que a atividade antrópica era pouca. O ano de 2005 foi escolhido por ser uma época que teve grande mudanças de uso e cobertura de terra, pois teve-se grandes incentivos para a expansão da agropecuária. E o ano de 2020, para poder observar o quanto mudou após o ano de 2005, onde houve grande mudanças em relação a expansão da agropecuária, com políticas públicas voltar a preservação do meio ambiente.

As classes dos mapas foram agrupadas em: formação florestal, formação

savânica, campo alagado e área pantanosa, formação campestre, pastagem, agricultura, mosaicos de usos, corpos d'água e outros usos. As projeções de LULC para 2030, 2040 e 2050 foram geradas usando modelagem que utilizam técnicas de Multi-layer Perceptron e Cadeias de Markov, que foram feitas em outro artigo.

O fator de manejo (C) quantifica o efeito das práticas de manejo (práticas de cultivo, culturas de cobertura, resíduos vegetais) na redução da perda de solo de terras agrícolas (Panagos et al., 2015). O fator P representa a intensidade de perda de solo por escoamento superficial para uma determinada área sob uma prática de suporte específica (Castro et al., 2022). As principais práticas conservacionistas para as culturas anuais são o plantio em contorno, plantio em faixas de contorno e terraceamento (Bertoni e Lombardi Neto, 2014). Algumas práticas de cultivo em contorno/semeadura são encontradas em áreas agrícolas técnicas, mas elas são raras e difíceis de identificar devido a grade área de estudo e as imagens de baixa resolução espacial disponíveis.

Desse modo, foi considerado um único valor de fator P de 1 em toda a área de estudo, o que representa a pior condição potencial de perda de solo. Esse procedimento foi adotado em outros estudos (Couto et al., 2019; Castro et al., 2022; Alves et al., 2022). O uso desse valor máximo permite identificar áreas que necessitam de maior atenção e medidas conservacionistas. O fator C e P foram analisados em conjunto, considerando apenas um produto. Assim, a espacialização dos resultados para o fator CP está diretamente relacionada ao uso e cobertura da terra da BAP, e os valores usados para cada classe foi baseado em estudos desenvolvidos no Brasil (Tabela 10). Os maiores valores são observados nas classes de usos antrópicos, como pastagem e agricultura, enquanto os menores valores são nas classes de formação natural.

Tabela 10: Valore dos fatores CP para as classes de uso e cobertura da terra da BAP

Classes LULC	Fator CP	Referências
Formação florestal	0,012	Farinasso et al. 2006
Formação savânica	0,013	Oliveira et al., 2015
Campos alagados e áreas pantanosa	0,010	Oliveira et al., 2015
Formação campestre	0,010	Oliveira et al., 2015
Pastagem	0,125	Bertoni e Lombardi neto, 2014
Agricultura	0,200	Bertoni e Lombardi neto, 2014
Mosaicos de usos	0,079	Oliveira et al., 2015
Corpos d'água	0,000	Farinasso et al. 2006
Outros usos	0,001	Farinasso et al. 2006

Potencial Natural de erosão (PNE) e erosão real

A erosão potencial é o resultado da integração dos fatores naturais (R, K e LS). Os resultados da erosão potencial foram reclassificados e interpretados de acordo com a classificação proposta por Valério Filho (1994), onde as perdas de solo por erosão potencial variam de fraca a muito forte (Tabela 11).

Tabela 11: Classificação e categoria de perdas de solo por potencial natural de erosão.

Categoria	PNE (t ha⁻¹ ano⁻¹)
Fraca	0 – 400
Moderado	400 – 600
Médio	600 – 1600
Forte	1600 – 2400
Muito forte	> 2400

Fonte: Valério Filho (1994).

A erosão real foi obtida integrando a erosão potencial e o fator CP. Os resultados do Fator CP foram reclassificados e interpretados de acordo com a proposta de Beskow et al. (2009), que classifica a erosão real de baixa a extremamente alta (Tabela 12).

Tabela 12: Classificação e categorias de perda de solo para a erosão real.

Categoria	Perda de solo (t ha⁻¹ ano⁻¹)
Baixa	0 – 2,5
Baixa - moderada	2,5 – 5
Moderada	5 – 10
Moderada - alta	10 – 15
Alta	15 – 25
Muito alta	25 – 100
Extremamente alta	> 100

Fonte: Beskow et al. (2009).

A reclassificação dos resultados permitiu uma melhor compreensão do potencial de processos erosivos e da erosão real da BAP. Isso possibilitou a elaboração de mapas que permite a identificação de áreas necessitadas de manejo e conservação do solo, respeitando as características específicas de cada local.

RESULTADOS

Fatores naturais e potencial natural de erosão (PNE)

Os principais tipos de solos da Bacia do Alto Paraguai (BAP) são os argissolos, abrangendo uma área de 76.334,1 km² (21,16%), seguidos dos neossolos com 67.438,31 km² (18,69%), planossolos com 56.756,91 km² (15,73%), latossolos com 44.123,87 km² (12,23%) e plintossolos com 41.801,41 km² (11,58%). Juntos, os argissolos e o neossolos ocupam 143.772,44 km², representando mais de um terço da área total da BAP (Figura 9A). No Pantanal, os solos predominantes são o planossolos, cobrindo 34,57% da área, seguidos pelos espodossolos com 19,04% e plintossolos com 18,67%, sendo que o espodossolos são exclusivamente desta região. No Planalto, há uma predominância dos argissolos (32,12%), neossolos (30,92%) e latossolo (20,28%).

Os maiores valores de erodibilidade são encontrados nos gleissolos, vertissolos, cambissolos e chernossolos (Figura 10A e 10D), os quais ocupam uma área de 37.568,12 km² da BAP, com predominância na planície do Pantanal (25.168,55 km²). Entre os solos que cobrem a maior parte da BAP, os neossolos e planossolos apresentam altos valores de erodibilidade, sendo os planossolos predominantes no Pantanal e os neossolos no Planalto.

Os menores valores de erodibilidade são observados nos latossolos, que estão majoritariamente localizados no planalto (42.663,14 km²). A média da erodibilidade em toda a bacia foi de 0,0189 t h MJ⁻¹ mm⁻¹, se enquadrando como erodibilidade média. O maior valor de erodibilidade da bacia foi de 0,0528 t h MJ⁻¹ mm⁻¹, que se classifica como erodibilidade muito alta.

Outro fator natural é a erosividade média anual (Fator R) da BAP. Após o cálculo das correlações e dos erros, foram utilizadas as devidas estações pluviográficas para as sub-bacias (Tabela 13). As maiores correlações foram das médias mensais das sub-bacias com as seguintes estações: São Lourenço com Poxoréu; Alto Paraguai Superior com Diamantino; Alto Rio Cuiabá com Cuiabá.

Tabela 13: Sob-bacias da BAP e suas respectivas estações pluviográfica, juntamente com seus valores de correlação e RMSE.

Sub-bacias	Estações pluviográficas	Correlação	RMSE
Alto Rio Cuiabá	Cuiabá	0,88	51,90
Alto Paraguai Médio	Cuiabá	0,87	53,96
Alto Paraguai Superior	Diamantino	0,89	60,10
APA	Campo Grande	0,70	63,49
Correntes	Coxim	0,81	64,15
Correntes Taquari	Rondonópolis	0,86	57,31
Jaurú	Cuiabá	0,84	60,99
Miranda	Campo Grande	0,83	48,71
Nabileque	Campo Grande	0,75	61,89
Negro	Campo Grande	0,79	57,08
Paraguai Pantanal	Cuiabá	0,86	60,54
São Lourenço	Poxoréu	0,91	53,02
Taquari	Taquari	0,79	66,30

A erosividade média anual (Fator R) da BAP variou de 4.990,12 MJ mm h⁻¹ ha⁻¹ ano⁻¹ a 11.116,31 MJ mm h⁻¹ ha⁻¹ ano⁻¹, com valor médio de 8.397,26 MJ mm h⁻¹ ha⁻¹ ano⁻¹ (Figura 10B), se classificando como erosividade média. Das treze sub-bacias analisadas, as maiores médias anuais de erosividade foram no Alto Rio Cuiabá (9.929,89 MJ mm h⁻¹ ha⁻¹ ano⁻¹) e no Corrente (9.909,27 MJ mm h⁻¹ ha⁻¹ ano⁻¹), que se localiza predominantemente no planalto; e no Taquari (9.269,77 MJ mm h⁻¹ ha⁻¹ ano⁻¹) que fica no planalto e na planície.

As menores médias de erosividade foram nas sub-bacias Alto Paraguai Superior (5.416,04 MJ mm h⁻¹ ha⁻¹ ano⁻¹) e na São Lourenço (6.730,46 MJ mm h⁻¹ ha⁻¹ ano⁻¹). A partir desses resultados, percebe-se que o uso de equações diferentes para cada bacia atende a realidade de cada uma delas, de acordo com suas características.

Observando espacialmente as médias de erosividade média anual na BAP, os maiores valores se concentram na região do planalto, com exceção da sub-bacia do Alto Paraguai Superior, São Lourenço e Correntes-Taquari, que tiveram baixos valores, devido a equação calibrada usada, mesmo sendo regiões com altos valores de precipitação.

O valor médio do fator LS na BAP foi de 0,90 (Figura 10C), indicando áreas com diferentes níveis de susceptibilidade à erosão devido ao relevo. A maior parte da BAP tem predominância de valores próximos a zero, o que contribui para a ocorrência de baixos índices de escoamento superficial. Os menores valores do fator LS

ocorreram na planície da BAP, como as sub-bacias Paraguai Pantanal (0,52) e Negro (0,51), que se localizam no Pantanal. Enquanto isso, os maiores valores do fator LS foram nas sub-bacias São Lourenço (2,32), Alto Paraguai Superior (1,85), e Alto Rio Cuiabá (1,68), que se localizam predominantemente no planalto, onde se localizam os corpos hídricos que desaguam na planície.

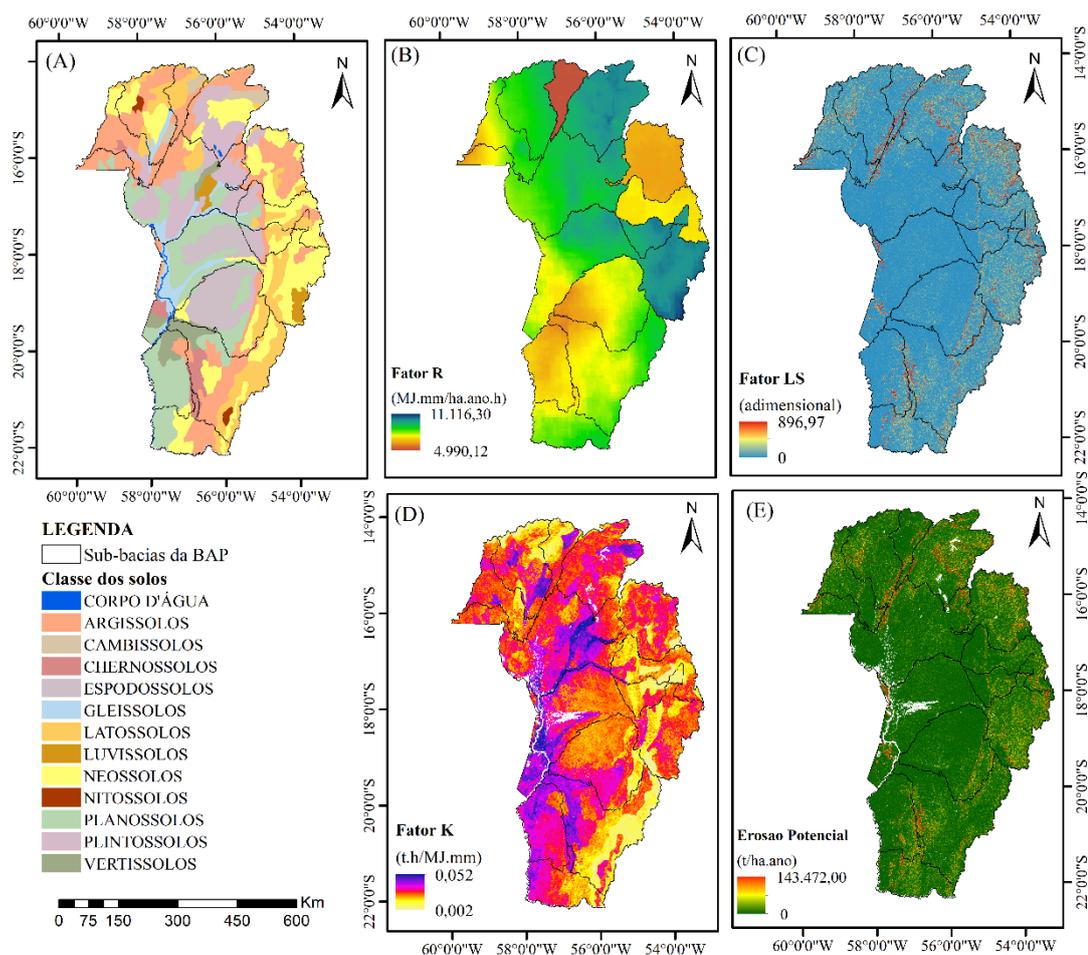


Figura 10: Mapa dos tipos de solo (A); mapas dos fatores naturais: erosividade (Fator R) (B), comprimento da encosta e declividade do terreno (Fator LS) (C), erodibilidade (Fator K) (D); e erosão potencial (E).

O Potencial Natural de Erosão (PNE) estimada na BAP possui valor médio de $141,69 \text{ t ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ (Figura 10E), indicando áreas com diferentes níveis de risco de erosão, se classificando como fraca ($0 - 400 \text{ t ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$). Dentre as sub-bacias da BAP, a do Alto Rio Cuiabá foi a que teve a maior média de PNE ($327,56 \text{ t ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$), valor justificável por ter o maior valor de erosividade, e valor alto do fator LS. Outra sub-

bacia com alta média de PNE é a São Lourenço (282,46 t ha⁻¹ano⁻¹), que possui a maior média do fator LS dentre as sub-bacias.

Por outro lado, a sub-bacia do rio Negro, teve a menor média de PNE (70,91 t ha⁻¹ano⁻¹), resultado que pode ser atribuído a sua baixa média do fator LS. Fato que se repete na sub-bacia Paraguai Pantanal, que teve uma média PNE de 100,85 t ha⁻¹ano⁻¹, sendo considerada a segunda menor média dentre as sub-bacias, mesmo tendo uma média de erosividade alta em comparação com as demais sub-bacias. Percebe-se que as condições naturais colocam determinada região com maior predisposição para ter processos erosivos. E quando associado a atividades antrópicas intensas, o processo erosivo resulta em problemas sérios para a região.

Uso e cobertura da terra e Fator CP

A Bacia do Alto Paraguai passou por grandes mudanças de 1985 a 2020 (Figura 11). Em 1985, a BAP possuía mais da metade da sua área (50,61%) composta por formação florestal e formação savânica (Figura 11A). Além de possuir 12,37% da área da bacia composta pela classe campo alagado e área pantanosa e 7,58% pela classe corpos d'água. Outra classe a destacar é a pastagem, que em 1985 ocupava apenas 14,54% da área total da BAP.

Em 2005 a pastagem praticamente dobra de área em relação a 1985, passando a ocupar 28,71% da BAP (Figura 11B). Formação savânica e formação florestal perdeu muita área nesses 20 anos, passando a ocupar 41,05% da BAP. O campo alagado e área pantanosa passou por perdas consideráveis (14.483,98 km²), situação preocupante devido a importância da dinâmica de alagamento para o bioma Pantanal. Os corpos d'água também obtiveram grandes perdas de área, com uma perda de mais da metade da área em relação a 1985. A formação campestre passou por ganhos de área de 1985 a 2020, ocupando 13,46% da bacia em 2020.

Do ano de 2005 a 2020 não ocorreram grandes mudanças nas classes da bacia, mantendo a dinâmica de perda de área para a classe formação florestal, campo alagado e área pantanosa e os corpos d'água (Figura 11C). Porém, pode destacar a classe campo alagado e área pantanosa, que passou a ocupar apenas 3,53% da BAP em 2020, acumulando uma perda muito grande de área em relação a 1985 (31.969,86 km²). A agricultura passou por grande expansão entre 1985 e 2020, com um ganho de 368,05% nesse período, correspondendo a 15.444,36 km² a mais de agricultura.

Associado ao uso e cobertura da terra, tem-se o fator CP, que tem os seus maiores valores nas categorias pastagem e agricultura, classes que tiveram grandes ganhos de área do ano de 1985 a 2020 (Figura 11). Por outro lado, os menores valores do fator CP são das formações naturais, como formação florestal e formação savânica.

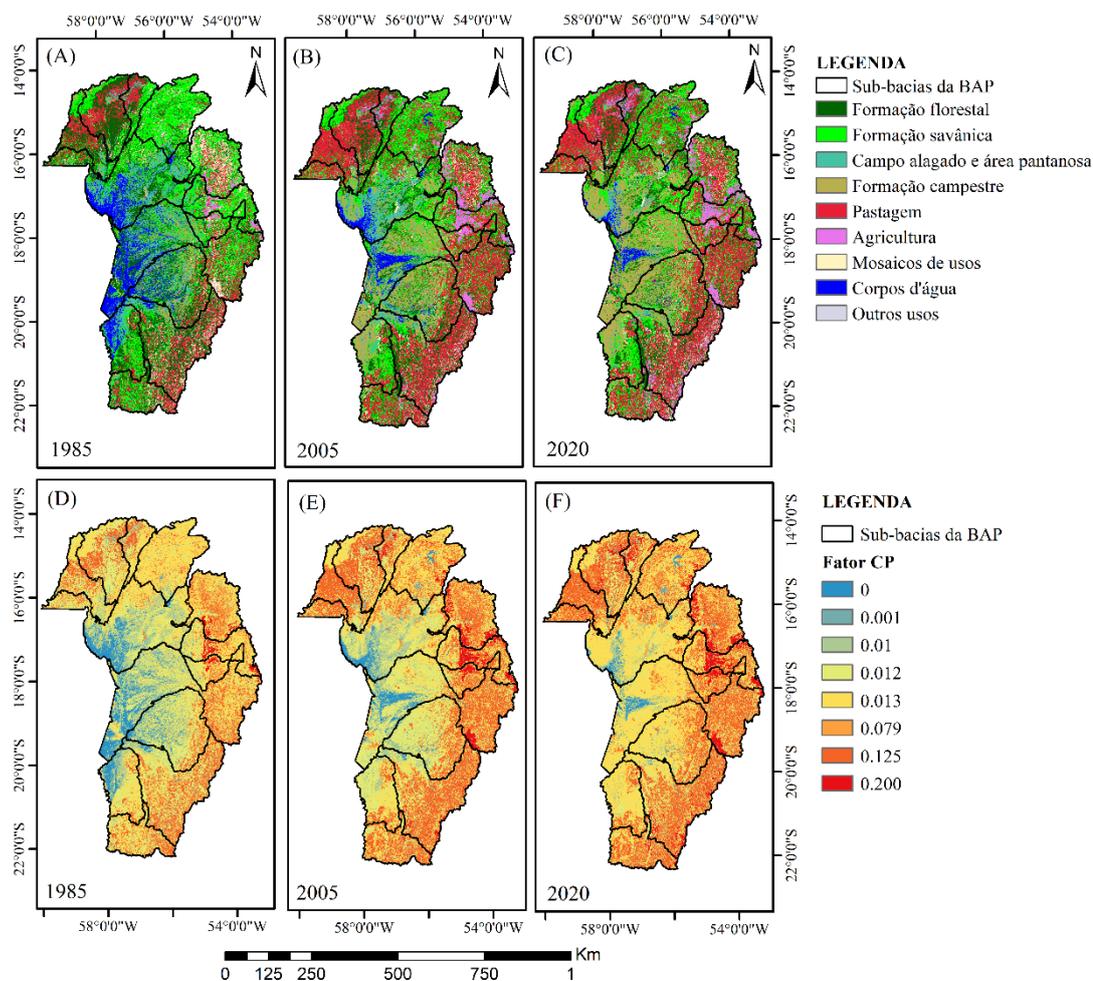


Figura 11: Mapas de uso e cobertura da terra dos anos de 1985 (A), 2005 (B) e 2020 (C), e o fator de uso e cobertura da terra e de práticas conservacionistas (Fator CP) para os anos de 1985 (A), 2005 (B) e 2020 (C).

A categoria que menos expõe o solo a erosão hídrica é a formação florestal, formação savânica, formação campestre, campos alagados e áreas pantanosas, outros usos e corpos d'água, com seus valores do Fator CP entre 0 a 0,013. No entanto, a pastagem e a agricultura são as categorias que mais expõem o solo aos processos erosivos, que foram as que tem os maiores valores do Fator CP, correspondendo a 0,125 e 0,200, respectivamente.

Analisando espacialmente os mapas do Fator CP, percebe-se o avanço das cores laranja escuro nos anos de 2005 e 2020 (Figura 11E e 11F), que correspondem ao valor do fator CP para as agricultura e pastagem. Outro comportamento a destacar é o da classe corpos d'água que possui valor zero, que teve reduções drásticas comparando 1985 a 2020, dando lugar a outra classe com Fator CP maior e propenso a processos erosivos.

Erosão real na BAP

As taxas médias de erosão real estimadas na BAP foram de 3,66 t ha⁻¹ ano⁻¹ para o ano de 1985 (Figura 12A), 5,37 t ha⁻¹ ano⁻¹ para o ano de 2005 (Figura 12B), e 5,55 t ha⁻¹ ano⁻¹ para o ano de 2020 (Figura 12C). A média de erosão real do ano de 1985 a 2005 teve um aumento grande, o que demonstra uma mudança do uso e cobertura da terra considerável nesses 20 anos. Porém, do ano de 2005 a 2020 o aumento da média de erosão foi menor, o que demonstra menor intensidade nas mudanças de uso e cobertura da terra.

Quando se analisa a erosão real nas sub-bacias, percebe-se que as médias de erosão real variam de uma sub-bacia para a outra. No ano de 1985, a sub-bacia com maior média de erosão real foi a São Lourenço, que teve o maior valor de erosão potencial, e se localiza em uma região com atividade antrópica, com destaque para a pastagem. As menores médias de erosão real forma nas sub-bacias Paraguai Pantanal (1,17 t ha⁻¹ ano⁻¹) e a Negro (1,95 t ha⁻¹ ano⁻¹), que são sub-bacias com baixas médias de erosão potencial, devido as suas características naturais, além de estarem localizadas majoritariamente na planície, onde as atividades antrópicas eram poucas em 1985.

No ano de 2005 a erosão real tem um salto nas suas médias na maioria das sub-bacias, com destaque para as sub-bacias localizadas no planalto, como o Alto Paraguai Médio, Alto Rio Cuiabá, Correntes, São Lourenço, Miranda. São sub-bacias que tiveram muitas mudanças nos seus uso e cobertura da terra, o que impacta diretamente nos valores de erosão real, uma vez que os fatores naturais são os mesmos. Quando analisa as médias de erosão real do ano de 2005 e 2020, percebe-se que não teve uma mudança considerável de um ano para o outro.

As médias de erosão real para as projeções foram de 5,99 t ha⁻¹ ano⁻¹ para 2030 (Figura 12D), 6,28 t ha⁻¹ ano⁻¹ para 2040 (Figura 12E), e 6,73 t ha⁻¹ ano⁻¹ para 2050

(Figura 12F), o que demonstra um aumento nas médias a cada ano analisado. Como a taxa de perda de solo está intimamente relacionada com o tipo de cobertura da terra, e as projeções estimadas conduzem para o aumento das áreas com atividades antrópicas, conseqüentemente as médias de erosão de solo aumentaram a cada década analisada.

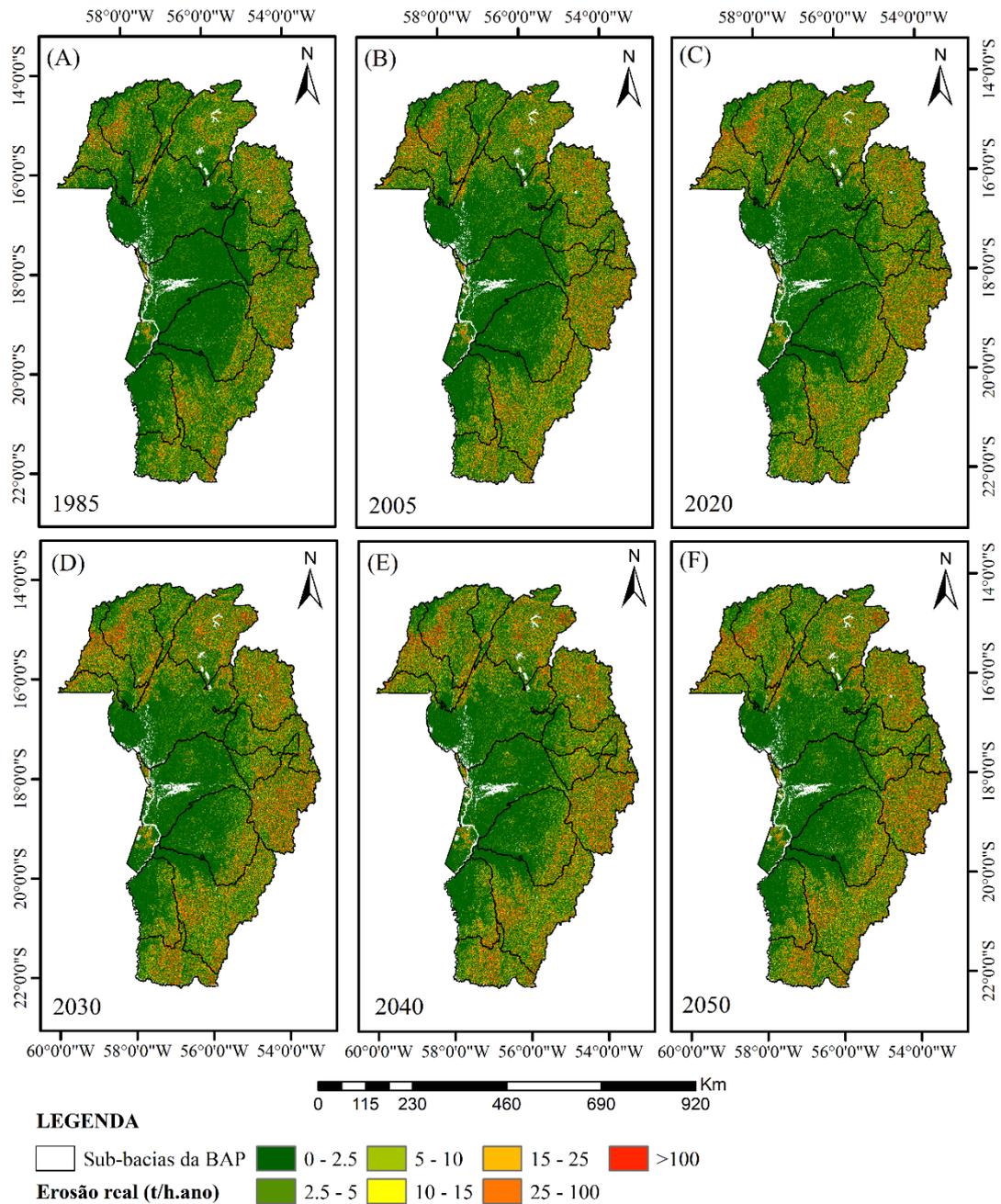


Figura 12: Mapa de erosão real na Bacia do Alto Paraguai para os anos de 1985, 2005 e 2020, e as projeções futuras dos anos 2030, 2040 e 2050.

A área da classe suave ocupa a maior parte da bacia, seguida da suave/moderada e moderada. As áreas das classes suave e suave/moderada reduziram a cada ano analisado, ocupando cada vez menos área da bacia (Tabela 14). Por outro lado, as demais classes tiveram aumento em suas áreas, podendo destacar a classe muito alta, que ocupava 6,18% da área da BAP em 1985 e passa a ocupar 9,22% em 2020.

Tabela 14: Distribuição porcentagem das áreas para erosão real nos anos analisado (1985, 2005 e 2020) e nas projeções (2030, 2040, 2050).

Classes	Erosão real (t ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Área da Erosão Real (%)					
		1985	2005	2020	2030	2040	2050
Suave	0-2,5	70,68	65,54	64,16	63,44	63,33	63,38
Suave/Moderada	2,5-5	7,96	7,09	7,24	6,61	6,52	6,26
Moderada	5-10	6,60	6,82	7,05	6,63	6,57	6,34
Moderada/Alta	10-15	3,45	4,19	4,38	4,34	4,32	4,21
Alta	15-25	3,90	5,27	5,53	5,72	5,73	5,82
Muito Alta	25-100	6,18	9,22	9,71	10,77	10,91	10,98
Extremamente alta	>100	1,25	1,86	1,93	2,50	2,61	2,83

Analisando o comportamento de erosão da BAP a partir da sua classificação em classes, percebe-se que a classe suave, embora ocupe uma grande área da bacia, passou por perda de área no decorrer dos anos analisados devido o avanço das atividades antrópicas. Por outro lado, as demais classes tiveram ganho de área, demonstrando o aumento de áreas suscetíveis a erosão do solo.

Dentre as classes que tiveram ganho de área do ano de 2020 em relação a 1985, pode-se destacar a Muito Alta (25-100 t ha⁻¹ ano⁻¹), que ocupava 6,18% da BAP em 1985 e passa a ocupar 9,71% em 2020. Esse comportamento está associado a regiões da BAP que tem propensão a erosão devido as suas características naturais, como alta erosividade e terreno acidentado, juntamente com as mudanças de uso e cobertura da terra que vem ocorrendo de forma acelerada.

Algumas sub-bacias podem ser destacadas pela sua alta média de erosão real, como a Alto Paraguai Médio, Miranda, São Lourenço, Taquari, Correntes Taquari e APA, que se localizam predominantemente no planalto, onde ocorreram as maiores mudanças de uso e cobertura da terra, com o avanço da agricultura e da pastagem.

Nos anos projetados (2030, 2040 e 2050), a área da classe suave se manteve na média dos 63%, sem muitas variações. As classes suave/moderada, moderada e moderada/alta tiveram redução nas suas áreas a cada década projetada. Por outro lado,

as classes alta, muito alta e extremamente alta tiveram aumento nas suas áreas. Esses valores demonstram que a BAP irá manter seu comportamento observado até 2020, com aumento das atividades antrópicas, se intensificando no planalto e avançando para a planície.

Como observado, algumas sub-bacias tiveram maiores interferências com o passar dos anos. As sub-bacias APA, Correntes Taquari e Miranda tiveram médias de erosão real altas, o que reflete em áreas degradadas, com processos erosivos severos, como voçorocas e ravinas. Fazendo uma análise crítica dessas bacias, observa-se regiões com intensas atividades agrícolas e pastoris, e próximo a essas regiões são observados processos erosivos (Figura 13).

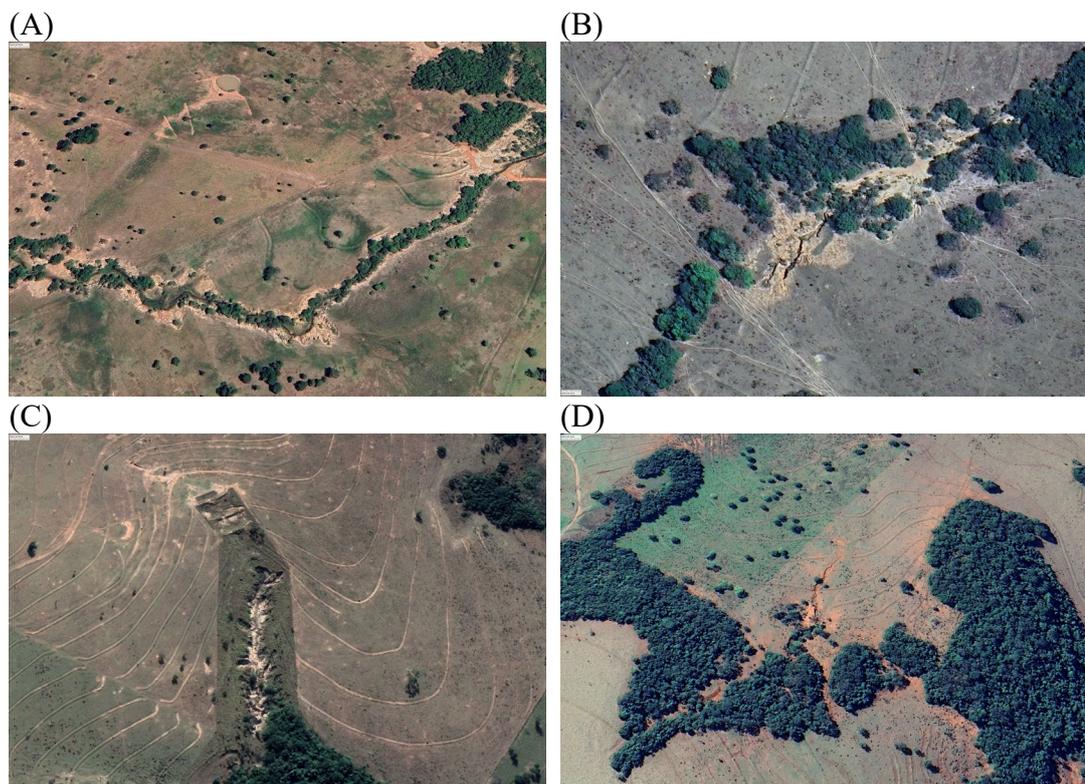


Figura 13: Áreas degradadas pela erosão em algumas sub-bacias da BAP, como: APA (A); Correntes Taquari (B); e Miranda (C) e São Lourenço (D).

Essas sub-bacias tem em comum a combinação de práticas agrícolas e manejo ineficiente do solo em certas regiões, que resulta em solos expostos e suscetíveis a erosão. Próximos a essas regiões, observa-se processos erosivos acelerados, como na sub-bacia Miranda (Figura 13C), que tem extensas áreas de pastagem e agricultura. A

sub-bacia São Lourenço se destaca pelos altos valores de erosão real, que resulta em processos erosivos intensos (Figura 13D).

Outras sub-bacias, como a do Taquari e Correntes Taquari provavelmente tiveram seus corpos hídricos assoreados pelos sedimentos transportados pelas chuvas para os cursos d'água (Figura 14). Apesar do processo erosivo ser natural, as atividades humanas inadequadas, como a agricultura sem práticas conservacionistas e o pastoreio excessivo, tem intensificado o processo erosivo.

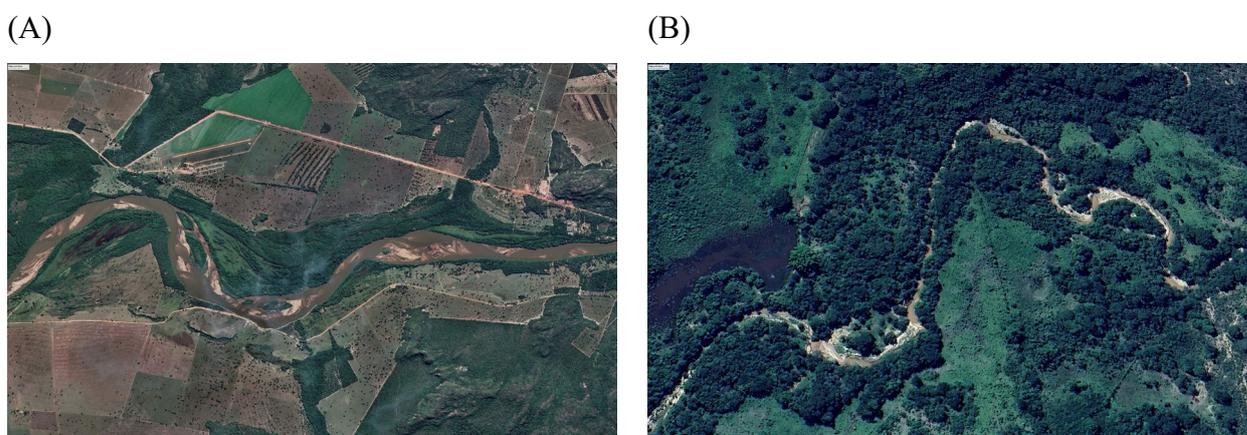


Figura 14: Áreas assoreadas das sub-bacias Taquari (A) e Correntes Taquari (B).

Os rios estão tendo sua profundidade e capacidade de vazão reduzidas, sendo observado imensos bancos de areia no leito dos rios, como o que se observa com frequência no rio Taquari (Figura 14A). Com prejuízos tanto terrestre como aquáticos, os impactos são ambientais e socioeconômicos. Essa situação resulta na redução da capacidade de vazão e da qualidade da água, além de impactar na navegação.

DISCUSSÃO

A análise da erosão do solo ao longo dos anos na Bacia do Alto Paraguai (BAP) revela uma tendência na perda de solo, que estão relacionadas as alterações de uso e cobertura da terra. O avanço da agricultura e pastagem ocorreram principalmente na região do planalto, onde se localiza os biomas Cerrado e Amazônia, contribuindo para essa tendência. Esse tipo de uso do solo intensifica o processo erosivo por causa dos seus altos valores do fator CP. As projeções de 2030, 2040 e 2050 mantém as características dos anos analisados anteriormente, com aumento das áreas de pastagem e agricultura, o que reflete nas taxas de erosão do solo.

O fator K é um dos fatores naturais do modelo USLE, que está estatisticamente associado às características do solo. Essas características afetam sua suscetibilidade à erosão pela água, englobando fatores como a taxa de infiltração, permeabilidade, capacidade total de água, como também influencia aspectos como dispersão, respingos, abrasão e as forças envolvidas no transporte do solo, chuvas e escoamento superficial (Alewell et al., 2019). A erodibilidade é influenciada por uma série de propriedades do solo, como condutividade hidráulica, rugosidade superficial, textura do solo e mineralogia (Batista et al., 2017).

Na BAP alguns grupos de solo são mais suscetíveis a erosão, como os gleissolos, que ocorrem principalmente em áreas de depressão próximas a cursos d'água, sendo permanente ou periodicamente saturados de água, porém, esses solos são formados em terrenos planos e são cobertos por vegetação ciliar (Godoi et al., 2021). O vertissolo também possui alto valor de erodibilidade, pois tem alta concentração de argila, e estes solos se localizam geralmente em áreas aplanadas a pouco movimentadas (Santos *et al.*, 2023a).

O solo com os menores valores de erodibilidade são os latossolos, que são formados sob condições de intemperismo intenso, gerando solos profundos com boa permeabilidade e microestrutura estável (Godoi et al., 2021). Porém, são solos com baixa capacidade de retenção de água, e são muito erodíveis quando submetidos a preparo intensivo e sistema de cultivo inadequado (Hernani et al., 1997). Os latossolos ocupam quase um terço do território brasileiro, e na sua maioria são solos muito pobres em nutrientes, tendo a pastagem extensiva como sua principal atividade (Godoi et al., 2021).

Na BAP predomina o argissolo, que possui baixa fertilidade natural e acidez elevada, ocorrendo em relevos mais acidentados e dissecados, com superfícies menos suaves, e tendem a ser mais suscetíveis aos processos erosivos devido à relação textura presentes nesses solos (Santos *et al.*, 2023b). Outro solo predominante na BAP é o planosolo, que ocorre geralmente em áreas de relevo plano ou suave ondulado, onde as condições ambientais e do próprio solo favorecem a vigência periódica anual de excesso de água (Santos *et al.*, 2023c), fato que explica sua predominância na planície da BAP.

A erosividade média anual da BAP foi de 8.397,26 MJ mm h⁻¹ ha⁻¹ ano⁻¹, valor

maior que a média obtida na América do Sul, que foi de $5.874 \text{ MJ mm h}^{-1} \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Panagos et al., 2017). Os valores de erosividade obtidos na BAP foram parecidos com os de outros estudos desenvolvidos na região, como na Bacia do Rio do Prata, que se localiza entre a Planície Pantaneira e Planalto da Bodoquema, e teve como média anual de erosividade de $8.596,36 \text{ MJ mm h}^{-1} \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Cunha et al., 2022). Outro estudo com resultados semelhantes ao da BAP é o desenvolvido na bacia hidrográfica do córrego Indaiá, localizada no sudeste do município de Aquidauana, no Mato Grosso do Sul, que obteve erosividade de $8.953 \text{ MJ mm h}^{-1} \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (da Cunha et al., 2017)

Ter dividido a BAP em sub-bacias para aplicação das equações calibradas se mostrou uma boa metodologia, uma vez que a BAP tem uma extensão muito grande, e a aplicação de equações diferentes para cada sub-bacia resultou em bons resultados, como pode ser observado quando compara a erosividade da BAP com outros estudos desenvolvidos na região. Outra ferramenta que contribuiu para o bom resultado do fator R foi o uso de dados espaciais, dado que a região do Pantanal tem pouca disponibilidade de dados, e ocupa uma área considerável da BAP.

A média do fator LS na BAP foi de 0,90. Esse valor ficou próximo ao encontrado em outro trabalho desenvolvido na BAP, que utilizou o LS-Tool, e obteve como média do fator LS o valor de 1,27 para toda a BAP, e média de 0,32 para o pantanal, e 1,87 para o planalto. Ao analisar a declividade média da BAP, seu valor foi de 5,45%, sendo que no Pantanal ocorre a predominância do relevo plano (73,90 % da superfície), e no planalto predomina o relevo suave-plano (42,80%) (Galdino, 2015).

Quando avalia os valores do fator LS nas sub-bacias, há uma diferença dos valores das sub-bacias localizadas na planície e no planalto, onde as sub-bacias localizadas em sua maior área na planície, com a Paraguai Pantanal e Negro tiveram médias pouco maior que 0,50. Por outro lado, sub-bacias localizadas em sua maior parte no planalto, tiveram médias do fator LS maiores que 1,50, como a São Lourenço, Alto Paraguai Superior e Alto Rio Cuiabá, o que requer maior cuidado devido a sua facilidade de perda de solo.

O fator topográfico deve ser analisado com rigor devido a sua contribuição direta nas médias de percas de solos, onde as regiões de maior depressão são as mais susceptíveis ao processo erosivo. O processo de erosão do solo nas encostas

geralmente é a principal fonte de sedimentos que chegam nos cursos de água, não sendo uma medida direta de produção de sedimentos nos corpos hídricos (Nearing et al., 2017).

O Potencial Natural de Erosão (PNE) médio se classificou como fraca, porém as médias têm grandes diferenças a depender da região. Sub-bacias com as menores médias de fatores LS, tiveram as menores médias de PNE, mesmo com médias de fator R alta, como a Paraguai Pantanal. Apesar de ter o maior fator LS, a sub-bacia São Lourenço não teve a maior média de PNE, pois sua média do fator R foi uma das menores das sub-bacias da BAP. A maior média de PNE foi do Alto Rio Cuiabá, que teve valor alto para o fator LS e o maior valor de fator R. Esses valores demonstram o quanto os fatores naturais influenciam nas erosões médias da BAP, onde a perda de solo por erosão hídrica é potencializadas pelas condições do ambiente físico natural referentes a fatores climáticos, pedológicos e topográficos (Castro et al., 2022).

Considerando estas condições naturais, o uso e cobertura da terra tem papel importante, pois tais perdas de solo podem ser mitigadas devido a proteção que a cobertura proporciona contra os impactos direto da gota de chuva (Alves et al., 2022). Dependendo do tipo de uso e cobertura da terra de um local, as taxas de perda de solo podem ser maiores ou menores.

As médias de erosão real na BAP têm um aumento considerável do ano de 1985 em relação ao ano de 2020. Esse aumento pode ser atribuído as mudanças de uso e cobertura de solo. Como foi visto, algumas regiões têm maior propensão a perda de solo devido as suas características naturais. A sub-bacia São Lourenço é um exemplo de como o fator natural associado a uma região com muitas atividades antrópicas resultam em uma perda de solo alta, pois, sua média foi a maior entre as sub-bacias. A média de erosão real da sub-bacia São Lourenço, chegou ao valor de $15,31 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em 2020, situação preocupante, que leva a necessidade de uma maior atenção.

As sub-bacias localizadas no planalto de modo geral tiveram altos valores de erosão real, o que demonstra uma região com fatores naturais que facilita a perda de solo, como os altos valores de erosividade (fator R) e a fator LS, associado a região da bacia que as mudanças de uso do solo vêm ocorrendo de forma muito rápida. Como os fatores naturais não serão mudados, as atividades antrópicas desenvolvidas na região necessitam de uma atenção especial, com as devidas técnicas de conservação

do solo e manejo adequado das áreas agrícolas e pastoris.

Uma análise global de erosão do solo mostrou que as taxas de perda de solo para o sistemas agrícolas convencionais são maiores em relação a classes de vegetação nativa (Anache et al., 2017). A análise da erosão de solo obtidos a partir de dados experimentais mostraram que os valores variam de acordo com a cobertura do solo, sendo os menores valores para as áreas de florestas, e os maiores valores nos pousios, gramas e terras agrícolas (Nearing et al., 2017). Quando áreas agrícolas e de pastagem possuem práticas sustentáveis, a erosão pode reduzir em até 45%, atingindo taxas de erosão na mesma grandeza que em condições naturais, como matas e florestas (Nearing et al., 2017).

Avaliação das taxas de erosão do solo no mundo todo demonstrou que as culturas anuais cobria cerca de 16% do planeta em 2015, e estima que seja responsáveis por 41% da erosão total prevista para o solo, e no geral, as principais terras agrícolas (culturas anuais, culturas permanentes e pastagens manejadas) corresponde a 54% da erosão total do solo (Borrelli et al., 2020).

A erosão do solo tem impactos na economia das regiões afetadas, onde os países tropicais e subtropicais de baixo e médio rendimento podem ser os mais suscetíveis a elevados aumentos de erosão, como o Brasil, Peru, Paquistão, entre outros (Borrelli et al., 2020). Uma melhor compreensão dos impactos das mudanças climáticas nos processos de erosão do solo é relevante para a economia brasileira (Almagro et al., 2017).

Para o melhor desenvolvimento econômico e sustento dos recursos naturais no Brasil, é necessário um melhor entendimento dos processos de erosão do solo nos diferentes usos da terra (Nearing et al., 2017). O uso de modelo que estime a erosão do solo é necessário, seja em pequena ou grande escala espacial, para o planejamento, gestão e medidas políticas (Alewell et al., 2019).

Dentre os modelos de predição de perdas de solo, a USLE é muito usada no mundo, pois possui boa flexibilidade a acessibilidade de dados, uma parametrização econômica, além de disponibilidade de literatura e comparabilidade de resultados (Alewell et al., 2019). Dados de distribuição de sedimentos não são obtidos usando USLE, apenas a erosão bruta (Batista et al., 2017).

Estudo avaliando a perda de produtividade de terra devido á erosão do solo em

todo o mundo obteve que as maiores perdas foram observadas nos países onde tem significativa porcentagem de terras agrícolas, que resulta em altas taxas de erosão (Sartori et al., 2019). Desse modo, cerca de 3,4 milhões de km² de terras aráveis em todo o mundo, que representa 24% do total, enfrentam erosão severa.

CONCLUSÃO

A análise da BAP demonstrou que os fatores naturais têm papel importante no processo erosivo, onde as sub-bacias com altos valores de fator R e LS tenderam a ter altas médias de PNE. Quando essas sub-bacias estão localizadas no planalto da BAP, onde as atividades antrópicas são intensas, as médias de erosão real foram as maiores da BAP. A perda de solo nas projeções manteve as tendências do período anterior, com o aumento das médias de perda de solo.

Os resultados demonstraram o quanto atividades humanas, como agricultura e pastagem contribuem para a perda de solo, principalmente quando são aplicadas sem usar as devidas técnicas e manejo adequado do solo. Saber como se comporta a perda de solo na BAP, é importante para direcionar o planejamento estratégico daquela região, seja com a manutenção da cobertura vegetal ou com o manejo adequado das áreas agrícolas e pastoris.

REFERÊNCIAS

ALEWELL, Christine et al. Using the USLE: Chances, challenges and limitations of soil erosion modelling. *International Soil and Water Conservation Research*, [s. l.], v. 7, n. 3, p. 203–225, 2019.

ALMAGRO, André et al. Projected climate change impacts in rainfall erosivity over Brazil. *Scientific Reports*, [s. l.], v. 7, n. 1, p. 8130, 2017.

ALVARES, Clayton Alcarde et al. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, [s. l.], p. 711–728, 2013.

ALVES, Wellmo dos Santos et al. USLE modelling of soil loss in a Brazilian cerrado catchment. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, [s. l.], v. 27, p. 100788, 2022.

ANACHE, Jamil A. A. et al. Land use and climate change impacts on runoff and soil erosion at the hillslope scale in the Brazilian Cerrado. *Science of The Total*

Environment, [s. l.], v. 622–623, p. 140–151, 2018.

ANACHE, Jamil A. A. et al. Runoff and soil erosion plot-scale studies under natural rainfall: A meta-analysis of the Brazilian experience. **Catena**, [s. l.], v. 152, p. 29–39, 2017.

BATISTA, Pedro Velloso Gomes et al. Modelling spatially distributed soil losses and sediment yield in the upper Grande River Basin - Brazil. **Catena**, [s. l.], v. 157, p. 139–150, 2017.

BERGIER, Ivan. Effects of highland land-use over lowlands of the Brazilian Pantanal. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 463–464, p. 1060–1066, 2013.

BERTONI, J., LOMBARDI NETO, F., 2014. **Conservação do solo**. Ícone. São Paulo

BESKOW, S. et al. Soil erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modeling. **Catena**, [s. l.], v. 79, n. 1, p. 49–59, 2009.

BORRELLI, Pasquale et al. Land use and climate change impacts on global soil erosion by water (2015-2070). **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [s. l.], v. 117, n. 36, p. 21994–22001, 2020.

CASTRO, Raysa Moraes et al. Soil losses related to land use and rainfall seasonality in a watershed in the Brazilian Cerrado. **Journal of South American Earth Sciences**, [s. l.], v. 119, p. 104020, 2022.

COLMAN, Carina B. et al. Effects of Climate and Land-Cover Changes on Soil Erosion in Brazilian Pantanal. **Sustainability**, [s. l.], v. 11, n. 24, p. 7053, 2019.

COUTO, Antonio Aparecido et al. Land use changes associated with the expansion of sugar cane crops and their influences on soil removal in a tropical watershed in São Paulo State (Brazil). **Catena**, [s. l.], v. 172, p. 313–323, 2019.

CUNHA, Elias Rodrigues da et al. Assessment of current and future land use/cover changes in soil erosion in the Rio da Prata basin (Brazil). **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 818, p. 151811, 2022.

DA CUNHA, Elias Rodrigues; BACANI, Vitor Matheus; PANACHUKI, Elói. Modeling soil erosion using RUSLE and GIS in a watershed occupied by rural settlement in the Brazilian Cerrado. **Natural Hazards**, [s. l.], v. 85, n. 2, p. 851–868, 2017.

DALMAGRO, Higo J. et al. Net carbon dioxide exchange in a hyperseasonal cattle pasture in the northern Pantanal wetland of Brazil. **Agricultural and Forest Meteorology**, [s. l.], v. 324, p. 109099, 2022.

DEMARCHI, Julio Cesar; ZIMBACK, Célia Regina Lopes. Mapeamento, erodibilidade e tolerância de perda de solo na sub-bacia do Ribeirão das Perobas. **Energia na Agricultura**, [s. l.], v. 29, n. 2, p. 102–114, 2014.

DUARTE, Miqueias Lima et al. Determinação da erodibilidade do solo por meio de dois métodos indiretos em uma bacia hidrográfica na região sul do estado do Amazonas, Brasil. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, [s. l.], v. 21, n. 2, 2020.

DUARTE, Lucas et al. Estimativa da erosão hídrica em uma bacia hidrográfica no estado de Goiás (Brasil) por meio de modelagem e inteligência geoespacial. **Revista Brasileira de Geografia Física**, [s. l.], v. 16, p. 081, 2023.

ELY, Pedro et al. Dam-Induced Hydrologic Alterations in the Rivers Feeding the Pantanal. **Frontiers in Environmental Science**, [s. l.], v. 8, 2020. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2020.579031>. Acesso em: 31 ago. 2023.

FARHAN, Yahya; NAWAISEH, Samer. Spatial assessment of soil erosion risk using RUSLE and GIS techniques. **Environmental Earth Sciences**, [s. l.], v. 74, n. 6, p. 4649–4669, 2015.

FERRAZ, Lorena Lima et al. Hydrological modeling in an agricultural basin in the Brazilian Cerrado using satellite precipitation data. **Journal of South American Earth Sciences**, [s. l.], v. 130, p. 104548, 2023.

FERREIRA BARBOSA, Maria Lucia et al. Compound impact of land use and extreme climate on the 2020 fire record of the Brazilian Pantanal. **Global Ecology and Biogeography**, [s. l.], v. 31, n. 10, p. 1960–1975, 2022.

GALDINO, S. **Distribuição espacial do fator topográfico da Rusle na Bacia do Alto Paraguai**. [s. l.], 2015. Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/1035988>. Acesso em: 11 out. 2023.

GARCIA, Letícia Couto et al. Record-breaking wildfires in the world's largest continuous tropical wetland: Integrative fire management is urgently needed for both biodiversity and humans. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 293, p. 112870, 2021.

GODOI, Raquel de Faria et al. High-resolution soil erodibility map of Brazil. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 781, p. 146673, 2021.

GUERRA, Angélica et al. Drivers and projections of vegetation loss in the Pantanal and surrounding ecosystems. **Land Use Policy**, [s. l.], v. 91, p. 104388, 2020.

HERNANI, L. C. et al. Perdas por erosão e rendimentos de soja e de trigo em diferentes sistemas de preparo de um latossolo roxo de Dourados (MS). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 21, p. 667–676, 1997.

KUERTEN, Sidney et al. Doline pond sediments reveal Late Holocene hydro-geomorphological changes in the highlands of the Pantanal, western Brazil. **Journal of South American Earth Sciences**, [s. l.], v. 118, p. 103945, 2022.

IBGE, 2023. - **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. Accessed in 22 June

2023.

LI, Yanyan et al. Soil Erosion Characteristics and Scenario Analysis in the Yellow River Basin Based on PLUS and RUSLE Models. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, [s. l.], v. 20, n. 2, p. 1222, 2023.

LI, Zhiying; FANG, Haiyan. Impacts of climate change on water erosion: A review. **Earth-Science Reviews**, [s. l.], v. 163, p. 94–117, 2016.

LIN, Bor-Shiun et al. Improvement of the K-Factor of USLE and Soil Erosion Estimation in Shihmen Reservoir Watershed. **Sustainability**, [s. l.], v. 11, n. 2, p. 355, 2019.

LOMBARDI NETO, F. **Rainfall erosivity - its distribution and relationship with soil loss at Campinas, Brasil**. West Lafayette, Purdue University, 1977. 53p. (Tese de Mestrado).

LOPES, Tércio Rocha et al. Hydrological modeling for the Piracicaba River basin to support water management and ecosystem services. **Journal of South American Earth Sciences**, [s. l.], v. 103, p. 102752, 2020.

LÓPEZ-BERMEJO, Carlos et al. Validation of the accuracy of the CHIRPS precipitation dataset at representing climate variability in a tropical mountainous region of South America. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, [s. l.], v. 127, p. 103184, 2022.

LOUZADA, Rômulo O. et al. Priority setting for restoration in surrounding savannic areas of the Brazilian Pantanal based on soil loss risk and agrarian structure. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 323, p. 116219, 2022.

MANNIGEL, Anny Rosi et al. Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. *Acta Scientiarum*. **Agronomy**, [s. l.], v. 24, p. 1335–1340, 2002.

MARENGO, Jose A. et al. Extreme Drought in the Brazilian Pantanal in 2019–2020: Characterization, Causes, and Impacts. **Frontiers in Water**, [s. l.], v. 3, 2021. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/frwa.2021.639204>. Acesso em: 28 ago. 2023.

NEARING, Mark A. et al. Rainfall erosivity: An historical review. **Catena**, [s. l.], v. 157, p. 357–362, 2017.

OLIVEIRA, Paulo T. S. *et al.* Spatial variability of the rainfall erosive potential in the State of Mato Grosso do Sul, Brazil. **Engenharia Agrícola**, [s. l.], v. 32, p. 69–79, 2012.

OLIVEIRA, Paulo Tarso S. et al. Trends in water balance components across the Brazilian Cerrado. **Water Resources Research**, [s. l.], v. 50, n. 9, p. 7100–7114, 2014.

PANAGOS, Panos et al. Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. **Land Use Policy**, [s. l.], v. 48, p. 38–50, 2015.

PANAGOS, Panos et al. Global rainfall erosivity assessment based on high-temporal resolution rainfall records. **Scientific Reports**, [s. l.], v. 7, n. 1, p. 4175, 2017.

PANAGOS, Panos; KATSOYIANNIS, Athanasios. Soil erosion modelling: The new challenges as the result of policy developments in Europe. **Environmental Research**, [s. l.], v. 172, p. 470–474, 2019.

PENATTI, Natasha Costa et al. Satellite-based hydrological dynamics of the world's largest continuous wetland. **Remote Sensing of Environment**, [s. l.], v. 170, p. 1–13, 2015.

RAIMO, Luis Augusto Di Loreto Di *et al.* Spatio-temporal variability of erosivity in Mato Grosso, Brazil. **Revista Ambiente & Água**, [s. l.], v. 13, p. e2276, 2018.

ROQUE, Fabio O. et al. Upland habitat loss as a threat to Pantanal wetlands. **Conservation Biology**, [s. l.], v. 30, n. 5, p. 1131–1134, 2016.

SANTOS, H.G., Zaroni, M.J., 2023a. Agência Embrapa de Informação Tecnológica. **Gleissolos**. Disponível. Acesso em out. 2023a. Disponível em: <https://www.embrapa.br/agencia-de-informacao-tecnologica/tematicas/solos-tropicais/sibcs/chave-do-sibcs/gleissolos>.

SANTOS, H.G., Zaroni, M.J., 2023a. Agência Embrapa de Informação Tecnológica. **Argissolos**. Disponível. Acesso em out. 2023b. Disponível em: <https://www.embrapa.br/agencia-de-informacao-tecnologica/tematicas/solos-tropicais/sibcs/chave-do-sibcs/argissolos>.

SANTOS, H.G., Zaroni, M.J., 2023c. Agência Embrapa de Informação Tecnológica. **Planossolos** Disponível. Acesso em out. 2023c. Disponível em: <https://www.embrapa.br/agencia-de-informacao-tecnologica/tematicas/solos-tropicais/sibcs/chave-do-sibcs/planossolos>.

SARTORI, Martina et al. A linkage between the biophysical and the economic: Assessing the global market impacts of soil erosion. **Land Use Policy**, [s. l.], v. 86, p. 299–312, 2019.

SIQUEIRA, Paula Prado et al. Effects of climate and land cover changes on water availability in a Brazilian Cerrado basin. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, [s. l.], v. 37, p. 100931, 2021.

SOUSA, Francisco Rodrigo Cunha de; PAULA, Davis Pereira de. Análise de perda do solo por erosão na bacia hidrográfica do rio Coreaú (Ceará-Brasil). **Revista Brasileira de Geomorfologia**, [s. l.], v. 20, n. 3, 2019. Disponível em: <https://www.rbgeomorfologia.org.br/rbg/article/view/1393>. Acesso em: 6 dez. 2023.

SWAIN, Sabyasachi et al. Hydrological modelling through SWAT over a Himalayan catchment using high-resolution geospatial inputs. **Environmental Challenges**, [s. l.], v. 8, p. 100579, 2022.

TEIXEIRA, David Bruno de Sousa et al. Recent advancements in rainfall erosivity

assessment in Brazil: A review. **Catena**, [s. l.], v. 219, p. 106572, 2022.

THOMAS, Jobin; JOSEPH, Sabu; THRIVIKRAMJI, K. P. Assessment of soil erosion in a tropical mountain river basin of the southern Western Ghats, India using RUSLE and GIS. **Geoscience Frontiers**, [s. l.], v. 9, n. 3, Greenstone belts and their mineral endowment, p. 893–906, 2018.

TRINDADE, Ana Luíza Ferreira et al. Variabilidade espacial da erosividade das chuvas no Brasil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, [s. l.], v. 51, p. 1918–1928, 2016.

USGS (United States Geological Survey), 2023. **Earth Explorer**. Acesso em nov. 2023. Disponível em: <https://earthexplorer.usgs.gov/>.

VALDEZ ACHUCARRO, Iris Carolina; ANDRIEU, Julien; BOUISSOU, Stéphane. Land cover dynamics in the Paraguayan Pantanal in the timeframe 1987–2020. **Regional Environmental Change**, [s. l.], v. 23, n. 1, p. 11, 2022.

VALERIO FILHO, Mario. **Técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto aplicadas ao estudo integrado de bacias hidrográficas**. [s. l.], 1994. Disponível em: [http://mtcm12.sid.inpe.br/rep/sid.inpe.br/iris@1912/2005/07.20.04.51?ibiurl.backgrundlanguage=ptBR&searchinputvalue=\\$searchInputValue&parentidentifierecitedby=\\$schildIdentifierList&forcerecentflag=\\$forceRecentFlag&linktype=relative](http://mtcm12.sid.inpe.br/rep/sid.inpe.br/iris@1912/2005/07.20.04.51?ibiurl.backgrundlanguage=ptBR&searchinputvalue=$searchInputValue&parentidentifierecitedby=$schildIdentifierList&forcerecentflag=$forceRecentFlag&linktype=relative). Acesso em: 1 ago. 2023.

WISCHMEIER, Walter H. A Rainfall Erosion Index for a Universal Soil-Loss Equation. **Soil Science Society of America Journal**, [s. l.], v. 23, n. 3, p. 246–249, 1959.

WISCHMEIER, Walter H.; SMITH, Dwight David. **Predicting Rainfall Erosion Losses: A Guide to Conservation Planning**. [S. l.]: Department of Agriculture, Science and Education Administration, 1978.

5. CONCLUSÃO GERAL

A análise integrada das mudanças do uso e cobertura da terra e a aplicação de geotecnologias na Bacia do Alto Paraguai revelou um cenário preocupante de degradação ambiental. Entre 1985 e 2020, o Pantanal experimentou uma perda significativa de áreas de corpos d'água, em contraste com o aumento da pastagem e agricultura no Planalto, situação que ameaça à integridade da maior área alagável do mundo. As projeções feitas são preocupantes, se mantendo o comportamento anterior, onde no ano de 2050, poderá ter uma possível redução dos corpos d'água, passando a ocupar menos de 1% em toda a BAP.

Outra análise realizada foi a estimativa de perda de solo na BAP usando a USLE. Os resultados revelaram que há diferentes níveis de susceptibilidade à erosão do solo ao longo do tempo. A expansão da agricultura e pastagem, junto com a redução das áreas naturais e corpos d'água, tem aumentado a vulnerabilidade da BAP à erosão do solo, com projeções futuras apontando um aumento das taxas de erosão.

Esses resultados demonstram que a BAP está passando por degradação ambiental extensas e complexas. Essa degradação impacta diretamente o bioma Pantanal, comprometendo seu ciclo de inundação e seca, a biodiversidade, os recursos hídricos, os serviços ecossistêmicos. Além disso, pode contribuir para a intensificação dos eventos climáticos extremos.

6. REFERÊNCIAS DA INTRODUÇÃO GERAL E FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

ALENCAR, Ane *et al.* Mapping Three Decades of Changes in the Brazilian Savanna Native Vegetation Using Landsat Data Processed in the Google Earth Engine Platform. **Remote Sensing**, [s. l.], v. 12, n. 6, p. 924, 2020.

ARMENTERAS, Dolors *et al.* Scenarios of land use and land cover change for NW Amazonia: Impact on forest intactness. **Global Ecology and Conservation**, [s. l.], v. 17, p. e00567, 2019.

BARBOSA DE SOUZA, Kaíse *et al.* Modeling Dynamics in Land Use and Land Cover and Its Future Projection for the Amazon Biome. **Forests**, [s. l.], v. 14, n. 7, p. 1281, 2023.

BATISTA, Pedro Velloso Gomes *et al.* Modelling spatially distributed soil losses and sediment yield in the upper Grande River Basin - Brazil. **CATENA**, [s. l.], v. 157, p. 139–150, 2017.

BERTONI, J., LOMBARDI NETO, F., 2014. **Conservação do solo**. Ícone. São Paulo

BROWN, Daniel G. *et al.* Path dependence and the validation of agent-based spatial models of land use. **International Journal of Geographical Information Science**, [s. l.], v. 19, n. 2, p. 153–174, 2005.

CASTAGNA, Daniela *et al.* Risco de desmatamento em áreas de Cerrado brasileiro. **Revista Brasileira de Geografia Física**, [s. l.], v. 17, n. 1, p. 199–212, 2024.

COUTO, Antonio Aparecido *et al.* Land use changes associated with the expansion of sugar cane crops and their influences on soil removal in a tropical watershed in São Paulo State (Brazil). **CATENA**, [s. l.], v. 172, p. 313–323, 2019.

CUNHA, Elias Rodrigues da. **Predições do uso e cobertura da terra e seus impactos na erosão do solo no ecótono Cerrado/Mata Atlântica: estudo de caso da bacia hidrográfica do Rio da Prata**. [S. l.], 2021. Tese. Disponível em: <https://repositorio.ufpb.br>. Acesso em: 5 fev. 2024.

DE SOUSA TEIXEIRA, David Bruno *et al.* Assessment, regionalization, and modeling rainfall erosivity over Brazil: Findings from a large national database. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 891, p. 164557, 2023.

DEVELOPMENT, Office of Research &. **Projecting land-use change: a summary of the effects of community growth and change on land-use patterns**. [S. l.], [s. d.]. Disponível em: https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=NHEERL&dirEntryId=76809. Acesso em: 6 fev. 2024.

EASTMAN, J. R.; TOLEDANO, J. A Short Presentation of the Land Change Modeler (LCM). *In: CAMACHO OLMEDO, María Teresa et al. (org.). Geomatic Approaches for Modeling Land Change Scenarios*. Cham: Springer International Publishing, 2018. (Lecture Notes in Geoinformation and Cartography). p. 499–505. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-3-319-60801-3_36. Acesso em: 13 nov. 2023.

EFTHIMIOU, Nikolaos. The importance of soil data availability on erosion modeling. *CATENA*, [s. l.], v. 165, p. 551–566, 2018.

FENDRICH, Arthur Nicolaus *et al.* Disclosing contrasting scenarios for future land cover in Brazil: Results from a high-resolution spatiotemporal model. *Science of The Total Environment*, [s. l.], v. 742, p. 140477, 2020.

FERNANDES, Milton Marques *et al.* Land use and land cover changes and carbon stock valuation in the São Francisco river basin, Brazil. *Environmental Challenges*, [s. l.], v. 5, p. 100247, 2021.

FERREIRA BARBOSA, Maria Lucia *et al.* Compound impact of land use and extreme climate on the 2020 fire record of the Brazilian Pantanal. *Global Ecology and Biogeography*, [s. l.], v. 31, n. 10, p. 1960–1975, 2022.

GALDINO, Sergio *et al.* Large-scale Modeling of Soil Erosion with RUSLE for Conservationist Planning of Degraded Cultivated Brazilian Pastures. *Land Degradation & Development*, [s. l.], v. 27, n. 3, p. 773–784, 2016.

GHOSH, Pramit *et al.* Application of Cellular automata and Markov-chain model in geospatial environmental modeling- A review. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, [s. l.], v. 5, p. 64–77, 2017.

GIBSON, Lesley *et al.* Future land cover change scenarios in South African grasslands – implications of altered biophysical drivers on land management. *Heliyon*, [s. l.], v. 4, n. 7, p. e00693, 2018.

GIRMA, Rediet; FÜRST, Christine; MOGES, Awdenegest. Land use land cover change modeling by integrating artificial neural network with cellular Automata-Markov chain model in Gidabo river basin, main Ethiopian rift. *Environmental Challenges*, [s. l.], v. 6, p. 100419, 2022.

GUPTA, Rajit; SHARMA, Laxmi Kant. Efficacy of Spatial Land Change Modeler as a forecasting indicator for anthropogenic change dynamics over five decades: A case study of Shoolpaneshwar Wildlife Sanctuary, Gujarat, India. *Ecological Indicators*, [s. l.], v. 112, p. 106171, 2020.

KARAMAGE, Fidele *et al.* USLE-Based Assessment of Soil Erosion by Water in the Nyabarongo River Catchment, Rwanda. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, [s. l.], v. 13, n. 8, p. 835, 2016.

LENSE, Guilherme Henrique Expedito *et al.* Modeling of Soil Loss by Water Erosion and Its Impacts on the Cantareira System, Brazil. *Water*, [s. l.], v. 15, n. 8, p. 1490, 2023.

LOMBARDI NETO, F.; MOLDENHAUER, W. C. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com perdas de solo em Campinas, SP. **In.: Encontro nacional de pesquisa sobre conservação do solo**, 3., Recife, 1980. Anais. p.13.

LOUZADA, Rômulo Oliveira *et al.* River channel avulsion in the Taquari River megafan of the Brazilian Pantanal: Remote sensing and modeling reveal recent and future changes. **Applied Geography**, [s. l.], v. 155, p. 102955, 2023.

MARTIN, Scot T. Population growth and deforestation in Amazonas, Brazil, from 1985 to 2020. **Population and Environment**, [s. l.], v. 45, n. 4, p. 27, 2023.

MAS, Jean-François *et al.* Inductive pattern-based land use/cover change models: A comparison of four software packages. **Environmental Modelling & Software**, [s. l.], v. 51, p. 94–111, 2014.

MISHRA, Varun Narayan; RAI, Praveen Kumar. A remote sensing aided multi-layer perceptron-Markov chain analysis for land use and land cover change prediction in Patna district (Bihar), India. **Arabian Journal of Geosciences**, [s. l.], v. 9, n. 4, p. 249, 2016.

MOHANRAJAN, Sam Navin; LOGANATHAN, Agilandeewari; MANOHARAN, Prabukumar. Survey on Land Use/Land Cover (LU/LC) change analysis in remote sensing and GIS environment: Techniques and Challenges. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 27, n. 24, p. 29900–29926, 2020.

NOVO, Evlyn M. L. de Moraes. **Sensoriamento remoto: Princípios e aplicações**. [S. l.]: Editora Blucher, 2010.

PANAGOS, Panos; KATSOYIANNIS, Athanasios. Soil erosion modelling: The new challenges as the result of policy developments in Europe. **Environmental Research**, [s. l.], v. 172, p. 470–474, 2019.

PANIGRAHI, Sangram; VERMA, Kesari; TRIPATHI, Priyanka. Data mining algorithms for land cover change detection: a review. **Sādhanā**, [s. l.], v. 42, n. 12, p. 2081–2097, 2017.

PARSONS, Anthony J. How reliable are our methods for estimating soil erosion by water?. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 676, p. 215–221, 2019.

PÉREZ-VEGA, Azucena; MAS, Jean-François; LIGMANN-ZIELINSKA, Arika. Comparing two approaches to land use/cover change modeling and their implications for the assessment of biodiversity loss in a deciduous tropical forest. **Environmental Modelling & Software**, [s. l.], v. 29, n. 1, p. 11–23, 2012.

SCHULZ, Christopher *et al.* Physical, ecological and human dimensions of environmental change in Brazil's Pantanal wetland: Synthesis and research agenda. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 687, p. 1011–1027, 2019.

SHAFIZADEH MOGHADAM, Hossein; HELBICH, Marco. Spatiotemporal urbanization processes in the megacity of Mumbai, India: A Markov chains-cellular

- automata urban growth model. **Applied Geography**, [s. l.], v. 40, p. 140–149, 2013.
- SOUZA, Carlos M. *et al.* Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, [s. l.], v. 12, n. 17, p. 2735, 2020.
- SOUZA, Kaise Barbosa De. Universidade Federal do Espírito Santo Centro de Ciências Agrárias Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais. [s. l.], 2020.
- THOMAS, Jobin; JOSEPH, Sabu; THRIVIKRAMJI, K. P. Assessment of soil erosion in a tropical mountain river basin of the southern Western Ghats, India using RUSLE and GIS. **Geoscience Frontiers**, [s. l.], v. 9, n. 3, Greenstone belts and their mineral endowment, p. 893–906, 2018.
- TOMAS, Walfrido M. *et al.* Sustainability Agenda for the Pantanal Wetland: Perspectives on a Collaborative Interface for Science, Policy, and Decision-Making. **Tropical Conservation Science**, [s. l.], v. 12, p. 1940082919872634, 2019.
- VIANA, Jussara Freire de Souza *et al.* Land Use and Land Cover Trends and Their Impact on Streamflow and Sediment Yield in a Humid Basin of Brazil's Atlantic Forest Biome. **Diversity**, [s. l.], v. 15, n. 12, p. 1220, 2023.
- WISCHMEIER, Walter H.; SMITH, Dwight David. **Predicting Rainfall Erosion Losses: A Guide to Conservation Planning**. [S. l.]: Department of Agriculture, Science and Education Administration, 1978.
- XIE, Yichun; SHA, Zongyao; YU, Mei. Remote sensing imagery in vegetation mapping: a review. **Journal of Plant Ecology**, [s. l.], v. 1, n. 1, p. 9–23, 2008.